

83021

**İÇME SULARINDA KOAGÜLASYON İLE
ORGANİK MADDE GİDERİMİ**

YÜKSEK LİSANS TEZİ
Çevre Müh. İsmail AYDIN

83021

Tezin Enstitüye Verildiği Tarih : 5 Mart 1999

Tezin Savunulduğu Tarih : 5 Şubat 1999

Tez Danışmanı : Doç.Dr. Lütfi AKÇA

Lütfi Akça

Diğer Jüri Üyeleri : Doç.Dr. İsmail TORÖZ

Doç.Dr. Mustafa TURAN

İsmail Toröz

TC YÜKSEKÖĞRETİM AKADEMİSİ
DOKÜMANTASYON MERKEZİ

ŞUBAT 1999

ÖNSÖZ

Çalışmanın yürütülmesi ve yönlendirilmesinde değerli katkıları, çalışma boyunca gösterdikleri ilgi, teşvik ve destekleri sebebiyle Sayın Hocam Doç.Dr. Lütfi AKÇA'ya şükranlarımı sunarım

Ayrıca bu çalışmalarım sırasında büyük yardımlarını gördüğüm Çevre Müh. Melih GÜLEÇ'e, İSKİ Büyükçekmece Arıtma Tesisleri personeline teşekkürlerimi sunarım.

OCAK 1999

İsmail AYDIN

İÇİNDEKİLER

	SAYFA NO
SEMBOL LİSTESİ	VI
ŞEKİL LİSTESİ	VIII
TABLO LİSTESİ	IX
ÖZET	X
SUMMARY	XI
BÖLÜM 1. GİRİŞ	1
1.1. Konu	1
1.2. Amaç ve Kapsam	2
BÖLÜM 2. TABİİ SULARDA ORGANİK MADDELER	3
2.1 Genel	3
2.2 Sularda Bulunan Organiklerin Yapı ve Özellikleri	5
2.3 Partiküller	8
2.4 Organik Maddelerin Sınıflandırılması	9
2.5 Hümkik Maddeler	9
2.6 Spesifik UV Absorbansı	11
2.7 Organik Maddeler Etkileri ve Türleri	12
2.7.1 Uçucu Organik Kimyasallar (VOC)	14
2.7.1.1. Benzen	14
2.7.1.2. Karbontetra Klorid	14
2.7.1.3. Monoklorobenzen	15
2.7.1.4. Diklorobenzen (o-diklorobenzen)	15
2.7.1.5. 1,2-Dikloreten (Etilendiklorid)	15
2.7.1.6. 1,2-Dikloretilen (Vinilklorid)	16
2.7.1.7. 1,1-Dikloretilen	16
2.7.1.8. Metilen Klorid (diklorometan)	16
2.7.1.9. Tetraklor Etilen (perkloretilen, PCE)	17
2.7.1.10. Triklorobenzen	17
2.7.1.11. 1,1,1- Trikloroetilen (Metil kloroform)	17
2.7.1.12. Trikloro Etilen (Trikloretan, TCE)	18
2.7.1.13. Vinilklorid (Monokloetan)	18
2.7.1.14. Paradiklorobenzen (PDB)	19
2.7.2. Sentetik Organik Kirleticiler (SOC)	19
2.7.2.1. Akrilamid	19
2.7.2.2. Alaklor	20
2.7.2.3. Aldikarb, Aldikarb Sülfaksid ve Aldikarb Sülfan	20
2.7.2.4. Atrazin	21
2.7.2.5. Karbofuran	21
2.7.2.6. Klordane	21
2.7.2.7. 2,4 D	22
2.7.2.8. Dibromokloropropan (DBCP)	22
2.7.2.9. 1,2 Dibromokloropropan	22
2.7.2.10. Dinoseb	23
2.7.2.11. Endrin	23
2.7.2.12. Epiklorhidrin (ECH)	23
2.7.2.13. Etilbenzen	24
2.7.2.14. Etilendibromid (EDB)	24
2.7.2.15. Heptaklor ve Heptaklor Epoksit	25
2.7.2.16. Lindane	25
2.7.2.17. Metoksiklor	26
2.7.3. Polinükleer Aromatik Hidrokarbonlar (PAH)	26
2.7.3.1. Poliklor Bifenil (PCB)	27

2.7.3.2.	Pentaklor Fenol (PCP)	27
2.7.3.3.	Simazin	27
2.7.3.4.	Styren (Sinil Benzen)	28
2.7.3.5.	2,3,7,8-TCDD (Dioksin)	28
2.7.3.6.	2,4,5- TP Silveks	28
2.7.3.7.	Toluen (Metil Benzen)	29
2.7.3.8.	Toxaphene	29
2.7.3.9.	Xylene	29
BÖLÜM 3	KOAGÜLASYON-FLOKÜLASYON VE ORGANİK MADDELER	30
3.1.	Koagülasyon - Flokülasyon ve Genel Mekanizması	30
3.1.1.	Koagülasyonla Organik Giderimi	32
3.1.2.	Bulanıklık ve Organiklerin Giderimi	33
3.1.3.	Tabii Organik Maddelerin Koagülasyonu	34
3.1.4.	Aluminyum-Fülvat Kompleksleri	35
3.1.5.	Koagülasyon-Flokülasyon Sürecinde Pestisit Giderimi	36
3.1.6.	Kil-Organik Girişimi	36
3.2.	Alum ile Koagülasyon (Al III)	37
3.2.1.	Prepolimerize (Al III) Koagülantı	40
3.2.2.	Hümk Substansların Polimer Kogülasyonu	40
3.2.3.	Spesifik organik Bileşiklerin İnorganik Tuzlarla Koagülasyonu	41
3.2.4.	Katyonik Polimerler ile Koagülasyon-Flokülasyon	42
3.2.5.	Mineral Partiküllerin Koagülasyon- Flokülasyonu ve Hümk Dispersiyi	43
3.3.	İçmesularında Organik Kirlenmelerin Giderimi için Ön Arıtma	44
3.3.1.	Tabii Organik Maddelerin Giderimi için Ön Arıtma	44
3.3.2.	Koagülant Ön Arıtma	45
3.3.3.	Koagülant Yardımcısı Uygulama Prosedürü	45
3.3.4.	Koagülant Uygulama Noktası	45
3.3.5.	Oksidasyon Ön Arıtma	46
3.3.6.	Ozonlamanın Etkisi	46
3.4.	Koagülasyon ile Organiklerin Gideriminde İşletme Koşullarının Etkisi	46
3.4.1.	Hızlı Karıştırma Süresi	46
3.4.2.	Flokülasyon Süresi	47
3.4.3.	Dozlama Düzeni	47
3.4.4.	Koagülant Tipi	47
3.4.5.	Koagülant Dozajı	47
3.4.6.	pH Etkisi	48
3.4.7.	Stabilizasyon	48
3.4.8.	Bulanıklık Giderimi	49
3.4.9.	Su Kalitesi-İyonik Bileşim	49
3.4.10.	Trihalometan Formasyonunda Azalma	49
3.5.	Flokülasyon	50
3.5.1.	Perikinetik Yumaklaşma	51
3.5.2.	Ortokinetik Yumaklaşma	51
3.5.3.	Flokların Özellikleri	52
3.5.4.	Flokların Temel Yapısı	53
3.5.5.	Flokların Dayanıklılığı	54
3.5.6.	Polimerik Flokülasyon	57
3.5.7.	Polimerik Flokülantların Yapısı	58
3.5.8.	Polimerlerin Adsorpsiyonu	58
3.5.8.1.	Hidrofobik Bağlanma	58

3.5.8.2.	Hidrojen Bağlanma	58
3.5.8.3.	Dipol-Kristal Yüzeyi Etkileri	58
3.5.8.4.	Elektrostatik Parçacıklar Yöntemiyle Flokülasyon	59
3.5.8.5.	Polimer Kompleks Oluşumu	59
3.5.8.6.	Polimer Flokülasyonun Hızı	59
3.5.9.	Organik Polimerik Flokulanlar	60
3.5.10.	Katyonik Polimer Yapısı	61
3.5.11.	İnorganik Polimerik Flokulanlar	61
BÖLÜM 4	DENEYSEL ÇALIŞMA	64
4.1.	Su Kaynağı ve Özellikler	64
4.2.	Deneyler, Deney Programı ve Ölçüm Yöntemleri	65
BÖLÜM 5	BULGULAR VE TARTIŞMA	68
5.1.	En İyi pH ve En İyi Koagülant Dozu Çalışmaları	68
5.2.	En İyi Yardımcı Koagülant Türü ve Dozu Çalışmaları	77
BÖLÜM 6	SONUÇ VE ÖNERİLER	87
6.1.	Sonuçlar	87
6.1.1.	En İyi Doz ve En İyi pH Belirleme Çalışmaları	88
6.1.2.	En İyi Yardımcı Koagülant Türü ve Dozu Belirleme Çalışmaları	89
6.2.	Öneriler	92
	KAYNAKLAR	93
	EKLER	95
	ÖZGEÇMİŞ	96

SEMBOL LİSTESİ

NTU	: Nephelometrik Bulanıklık Birimi
THM	: Trihalometan
TTHM	: Toplam Trihalometan
TOX	: Toplam Organik Halojen
UVA	: Ultra Viyole Absorbansı
USEPA	: Amerikan Çevre Koruma Örgütü
NOM	: Tabii Organik Madde
GAC	: Granüler Aktif Karbon
MA	: Moleküler Ağırlık
pK	: Çözünürlük Katsayısı
me	: Miliekivalent
VOC	: Uçucu Organik Kimyasallar
MCLG	: Arzu Edilen Maksimum Kirletici Konsantrasyonu
PCE	: Perkloretilen
TCE	: Trikloretillen
PDB	: Paradiklorobenzen
SOC	: Sentetik Organik Kirleticiler
DBCP	: Dibromokloropropan
ECH	: Epiklorhidrin
EDB	: Etilendibromid
PAH	: Polinükleer Aromatik Hidrokarbonlar
PCB	: Poliklorbifenil
PCP	: Pentaklorfenol
HA	: Hümik Asit
FA	: Fülvik Asit
PACI	: Polialüminyum Klorür
M	: Molarite
DHBA	: Dihidroksi Benzoik Asit
kP	: Perikinetik Hız Sabiti
t	: Zaman
n	: Birim Hacimdeki Danecik Sayısı
G	: Hız Gradyanı
d	: Danecik Çapı
n	: Danecik Sayısı
α_0	: Birleşme ile neticelenen flokların yüzdesi
W	: Terminal Çökelme Hızı
g	: Yerçekimi İvmesi
C_D	: Sürtünme Katsayısı
ρ_w	: Suyun Yoğunluğu
ρ_s	: Partikül Yoğunluğu
Re	: Reynolds Sayısı
ρ_e	: Yüzen flok yoğunluğu
ε	: Boş hacim oranı
Δf	: Dinamik güç farkı
μ	: Vizkozite

δ	: Kinematik Vizkozite
λ_0	: Türbülans girdabının mikroderecesi
V_t	: Toplam flok hacmi
V_s	: Katı kısım hacmi
V_w	: Boş kısım hacmi
k_1, k_2	: Floğun küreselliğine bağlı katsayılar



ŞEKİL LİSTESİ

- Şekil 5-1 pH=4 İçin TOC ve Bulanıklık Değişimi
- Şekil 5-2 pH=4 İçin UV Abzorbans Değişimi
- Şekil 5-3 pH=5 İçin TOC ve Bulanıklık Değişimi
- Şekil 5-4 pH=5 İçin UV Abzorbans Değişimi
- Şekil 5-5 pH=6 İçin TOC ve Bulanıklık Değişimi
- Şekil 5-6 pH=6 İçin UV Abzorbans Değişimi
- Şekil 5-7 pH=7 İçin Bulanıklık Değişimi
- Şekil 5-8 pH=7 İçin UV Abzorbans Değişimi
- Şekil 5-9 pH=8 İçin Bulanıklık Değişimi
- Şekil 5-10 pH=8 İçin UV Abzorbans Değişimi
- Şekil 5-11 pH=9 İçin Bulanıklık Değişimi
- Şekil 5-12 pH=9 İçin UV Abzorbans Değişimi
- Şekil 5-13 50 mg/lt Alum ve pH=5.5-8.5 İçin NTU ve UV Giderimi
- Şekil 5-14 pH=6 ve Alum=50 mg/lt için NTU ve UV Giderimi (A-130 Anyonik Polielektrolit)
- Şekil 5-15 pH=6 ve Alum=50 mg/lt için NTU ve UV Giderimi (A-100 Anyonik Polielektrolit)
- Şekil 5-16 pH=6 ve Alum=50 mg/lt için NTU ve UV Giderimi (CP-201 Katyonik Polielektrolit)
- Şekil 5-17 pH=6 ve Alum=50 mg/lt için NTU ve UV Giderimi (C-492 Katyonik Polielektrolit)
- Şekil 5-18 pH=6 ve Alum=50 mg/lt için NTU ve UV Giderimi (C-491 Katyonik Polielektrolit)
- Şekil 5-19 50 mg/lt Alum ve 0.15 mg/lt C-492 Katyonik Polimer İle NTU ve UV Giderimi
- Şekil 5-20 pH=6 ve Alum=50 mg/lt için NTU ve UV Giderimi (Sepyolit)
- Şekil 5-21 50 mg/lt Alum ve 0.15 mg/lt C-492 Katyonik Polimer Ve 15 mg/lt Sepyolit İle NTU ve UV Giderimi
- Şekil 5-22 UVA / NTU Korelasyonu
- Şekil 5-23 UVA / TOK Korelasyonu
- Şekil 5-24 UVA / KMnO₄ Korelasyonu
- Şekil 5-25 İstanbul'un Yüzeysel Sularında Yapılan TOK ve KMnO₄ Ölçümleri Arasındaki Korelasyon
- Şekil 6-1 Kullanılan Koagülantlar ve Verim Değişimi

TABLO LİSTESİ

Tablo 2.1	Tabii Organik Maddelerin Kısımları Ve Kimyasal Grupları
Tablo 2.2	Hümik Maddelerin Çözünürlüklerine Göre Sınıflandırılması
Tablo 2.3	Hümik Ve Fülvik Asitlerdeki Temel Elementler
Tablo 2.4	Karboksil Ve Fenolik Fonksiyonel Grupların Disosiasyon Katsayıları
Tablo 2.5	Dünyadaki Toplam Karbon Rezervleri İçinde Tahmini Karbon Miktarları Dağılımı
Tablo 2.6	Değişik Sularda Hümik Maddelerin Moleküler Ağırlık Oranları
Tablo 2.7	Hümik Ve Fülvik Asitlerdeki Fenolik -OH ve -COOH Grupları
Tablo 3.1	Al (III) Reaksiyonlarının Kinetiği
Tablo 3.2	Fülvik Asidin Alum İle Kompleks Yapabilme Durumları
Tablo 3.3	Organik Polimerik Flokülanların Moleküler Ağırlıkları ve Yük Yoğunluğu
Tablo 3.4	Yumaklaştırıcı Maddeler ve Kullanım Şekilleri
Tablo 4.1	B.Çekmece Baraj Gölünün Ortalama Hamsu Kalite Değerleri
Tablo 4.2	Her Seri Deney İçin Çalışılan Hamsu Kalitesi
Tablo 4.3	Her Seri Deney İçin Kullanılan Koagülanlar ve Ölçülen Parametreler
Tablo EK-1	İçmesularında organik maddeler ve ürünleri ile ilgili değerler (Türk Standartları 266/Nisan 1997)

ÖZET

Son yıllarda organik maddelerin ve bunların oluşturdıkları bileşiklerin insan sağlığı üzerindeki etkilerinin daha belirgin anlaşılmasıyla, bu kirlетici maddeleri daha iyi tanımlamak ve bunları gerek mevcut arıtma tesisleri, gerekse ilave arıtma üniteleriyle sulardan tasfiye etmek elzem olmuştur. Tasfiye imkanları araştırılırken eldeki mevcut sistemlerden azami şekilde istifade etmek gerekmektedir.

Bu çalışmada, içmesularında bulunan organik maddelerin ve yan ürünlerinin klasik arıtma sistemleriyle tasfiye şartları incelenmiştir, ayrıca mevcut arıtma tesisleriyle tasfiye verimlerinin arttırılması hedeflenmiştir.

Birinci bölümde çalışma konusunun genel bir değerlendirilmesi yapılmış, çalışmanın amaç ve kapsamına değinilmiştir.

İkinci bölümde içmesularında bulunması muhtemel organik maddelerin yapı ve özellikleri, standartları incelenmiştir.

Üçüncü bölümde, bu organik maddelerin koagölasyon ve flokülasyon gibi klasik arıtma metodlarıyla tasfiye şartları ve bunları etkileyen durumlar gözden geçirilmiştir.

Dördüncü bölümde, yapılan deneysel çalışmalar, deney programı ve ölçüm yöntemleri anlatılmış, çalışılan ham su kaynağının özelliklerine değinilmiştir.

Beşinci bölümde yapılan deneysel çalışmalar sonucunda elde edilen bulgular tartışılmış, veriler grafiklerle de desteklenmiştir.

Altıncı bölümde çalışmalar sonunda elde edilen sonuçlar değerlendirilmiş ve öneriler sunulmuştur.

ORGANICS REMOVAL BY COAGULATION IN DRINKING WATERS

SUMMARY

The organic content of water is troublesome for a number of reasons:

1. The organic content of natural water is largely responsible for problems associated with color.
2. Certain organic compound contribute to taste and odor problems in drinking water supplies.
3. The presence of organic compounds in treated water may foster problems associated with biological quality changes in the distrubition system.
4. The presence of organic compounds in drinking water has been reported to aggravate corrosion problems in the distribution system
5. The presence of organic compounds may interfere with demineralization processes by fouling anion exchange resins or membrans.
6. Organic compounds in water have been shown to interfere with the oxidation and removal of iron and manganese.
7. Haloforms and other halogenated organic compounds can be formed when chlorine is added to water at the levels required for disinfection. The chlorine may react either with natural humic substances or with certain anthropogenic compounds or both.
8. Certain organic compounds are known to be toxic or carcinogenic and these may be harmful even at the very low concentration at which they are present in water supplies. While humic substances themselves are thought to be harmles, these compounds may have other materials associated with them such as pesticides, phthalates, and heavy metals.

The growing concern over the organic content of natural waters and its public health significance has highlighthed the need for improved purification procedures. In 1978 the USEPA proposed a standart of 100 $\mu\text{g/l}$ for total trihalomethanes in finished drinking water. Recognizing the goal of minimizing the organic content of drinking water as a treatment objective requires that the control process for existing treatment processes be reevaluated. Processes that have been finely tuned for particulate removal, for example, may not efficiently remove the water organic content.

Coagulation is traditionally considered a pretreatment processes for particulate removal. However, the processes is instrumental in reducing the organic content of treated waters. If activated carbon must be used to reduce the organic content of the product water to an acceptable level, the pretratment processes become extremly important. Activated carbon is an expensive unit processes ; assuming the coagulation processes can be optimized for organics removal, the reduced load the carbon column will extend the expected life of the carbon while improving product water quality and reducing treatment cost.

The organic content of natural waters derives in part from naturally occuring products of biological activity in the aquatic and terrestrial environments and in

part from human activities. The naturally occurring organics are frequently referred to as humic substances.

Humic substances are amorphous, acidic, predominantly aromatic, hydrophilic, chemically complex polyelectrolytes that range in molecular weight from a few hundred to tens of thousands. Humic materials are negatively charged macromolecules under the pH conditions of most natural waters. Although these macromolecules may be truly dissolved, they can be classified as colloids because of their colloidal dimensions.

Originally, humic substances were classified according to their solubilities under different conditions. However, many investigators consider only fulvic acid and humic acid and tend not to separate the humatmelanic acid component from the humic acid fraction.

The three acidic fractions are structurally similar, but differ in molecular weight, ultimate analysis, and functional group content, with fulvic acid having a lower molecular weight. Fulvic acids contain more oxygen but less carbon and nitrogen, and have a higher content of oxygen-containing functional groups (COOH , OH , C=O) per unit weight.

Humic substances contain the following functional groups in varying quantities that affect their stability in water: carboxyl, phenolic, alcoholic, ketonic, quinonoid and methoxyl. For the pH of most natural waters, humic materials are the negatively charged macromolecules (anionic polymers). As the pH is increased, stability will increase because of the dissociation of the functional groups. The configuration of the humic molecule in solution will depend upon ionic strength and pH. An extended configuration would be expected with increasing pH as a result of repulsion between charged functional groups.

Clay minerals dispersed in natural waters adsorb humic substances. The extent of adsorption depends upon the type of clay, the cationic form of the clay, and the solution pH. The presence of multivalent cations is important in this adsorption mechanism, since they act in a bridging capacity between the negatively charged clays and the negatively charged organics. Like exchange reactions, this mode of adsorption is reversible and influenced strongly by the electrolyte concentration. The maximum adsorption occurs at or near the pH corresponding to the pK of the humic material.

The coagulation of humic substances with inorganic coagulants can be accomplished through two mechanisms of destabilization—charge neutralization or precipitation. For the purposes of this discussion alum will be considered the coagulant. Destabilization may be accomplished by charge neutralization resulting from a specific chemical interaction between positively charged aluminum species and the negatively charged groups on the humic colloids. The fixation of multivalent cations onto ionized groups on hydrophilic colloids may be caused by electrostatic or chemical interaction, reducing the charge of the particles and altering their solubility. Destabilization by this mechanism would be accomplished over a narrow pH range (pH 4-6), and a stoichiometric relationship between the raw water humic concentration and the optimum coagulant dosage would be observed. Humic substances can form water-soluble and water-insoluble complexes with metal ions. As the alum dosage is increased, precipitation may occur; however, destabilization by these mechanisms may

incorporate humic material within aluminium hydroxide floc or coprecipitate it is aluminium humate. These destabilization mechanisms were indicators of an optimum region of operation for water treatment plants.

In water treatment practice the parameters significantly affecting the operation of a coagulation process for color removal using iron or aluminium salts include pH, coagulant dosage and raw water humic concentration. Color removal is dependent upon pH and coagulant dosage, with a stoichiometric relationship between raw water color and the optimum coagulant dosage.

Coagulation of natural organics or humic substances, the cationic polyelectrolytes can be used to destabilize humic acids. The cationic polyelectrolyte destabilizes the humics by charge neutralization involving a chemical reaction with carboxylate and phenolate groups on the humics. The removal of humics where polymers are used as coagulant aids with alum is an effective method of coagulation. The presence of organic matter in solution or as a complex on clay surfaces to inhibit coagulation. The cationic polyelectrolytes react first with humate or fulvate on the clay surface before destabilizing by interparticle bridging. The best conditions for organics removal in a natural water may or may not coincide with the conditions required for good turbidity removal. If the alum dosage is sufficiently high, good removals of turbidity may be achieved over a broad pH range, and the optimum pH may be selected for the best organics removal. At lower coagulant dosages the best operation pH must be determined by comparing the benefits of improved turbidity removal against the benefits of improved organic removal.

Effective removal of natural organic matter from raw water can be achieved by aluminium coagulation provided due attention is paid to micro-floc formation (coagulation) and macro-floc development (flocculation). In this study; the effect of pH, coagulant dosages and the using of cationic polyelectrolytes as a coagulant aid on the coagulation conditions and how these parameters should be controlled to maximise organic matters is investigated. The removal of the organic matters by conventional coagulation and flocculation processes was examined for the influent raw water to the Büyükçekmece Water Treatment Plant in İstanbul. The general purposes and research need are given in the first chapter.

In the second chapter, the structure and properties of the organic matters were examined. These organics were classified of their effects and chemical properties. The organic matters were examined three main groups. Firstly volatile organic chemicals are referred. The effect of these chemicals on the human health were examined. Maximum contaminant level and goals are given. After these synthetic organic chemicals were examined. The effect of these chemicals on the human health were examined. Maximum contaminant level and goals are given. After these synthetic polynuclear aromatic hydrocarbons were examined. The effect of these chemicals on the human health were examined. Maximum contaminant level and goals are given also. The sources of these contaminants are given at the same time.

In the third chapter, the general mechanism of coagulation and flocculation and conventional removal of organics by these mechanisms were examined.

Chemical coagulation with metallic salts has traditionally been used for turbidity removal; however coagulation is also capable of some organic matters removal. Aluminium (or iron) coagulation can remove organics via one of two general

mechanism: adsorption onto aluminium (or iron) hydroxide floc or formation of insoluble complexes in a manner analogous to charge neutralization. Generally the former mechanism is more dominant at higher coagulant dosages and higher pH, whereas the latter is relatively more dominant at a lower dose and lower pH.

Several mechanisms are referred to when describing the removal of natural organic matters, and each mechanism is favoured by a particular set of operational conditions. In practice, it is likely that these operational conditions will overlap and that more than one mechanism will be responsible for natural organic matters removal. The three mechanisms of NOM removal most commonly referred to are charge neutralisation, entrapment, and adsorption. Charge neutralisation is the mechanism used to explain the precipitation of NOM in operational regions where aluminium hydroxide precipitation is minimal. Cationic aluminium interacts electrostatically with anionic NOM to form insoluble charge-neutral products.

The concept of enhanced coagulation involves a broadening of coagulation objectives from turbidity removal to include natural organic matter (NOM) removal. These dual objectives require modifying coagulation conditions, with the three principal alternatives being (1) type of coagulant, (2) coagulant dosage, and (3) coagulation pH. pH control of coagulation is one of the most important factors governing NOM removal.

For many water treatment plants, the pH of coagulation, flocculation is usually the consequence of variable coagulant addition responding to variable water turbidity, rather than the result of deliberate pH adjustment. This practice leads to variable removal efficiency of NOM. Removal of NOM can be achieved by providing additional unit processes, such as granular activated carbon (GAC) and nanofiltration, or by enhancing existing coagulation, flocculation and sedimentation processes. Enhanced coagulation is a valuable means of controlling the organic matters without requiring significant capital investments.

In the forth chapter, the experimental studies are explained. The raw water characteristics and properties are given. The using chemicals and measuring system are explained and listed also in the tables. Coagulation and flocculation experiments were carried out using small scale jar testing. To evaluate the optimum coagulant dosages and the treatment pH's, standard "Jar-test" experiments were performed. The solutions were stirred rapidly at 100 rpm for 2 min during coagulant addition, followed by slow stirring at 30 rpm for 30 min. The pH was adjusted with dropwise addition of a 5% lime slurry or 1 N sulphuric acid to selected values between pH 4 and 9 during a second 2-min rapid stir and finally the solutions were stirred slowly for 30 min. At the end of each experiment, samples were removed and filtered through a 0.45 - μm membrane before being analysed for absorbance at 270 nm. The floc settling experiments required 1000-ml samples of water. The results of these experiments were susceptible to slight variations in physical conditions of jar test stirring.

For coagulation aluminium sulphate [$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$] and several cationic and anionic polymer (for coagulant aid) are used. The alum doses used include 20, 30, 40, 50, 60, 70, and 80 mg/l. The coagulation pH was carried out in the range of 4 - 9. The turbidity measurements were measured by digital turbidimeter (Dr. Lange Model). Dissolved organic matter concentration was measured in terms of ultraviolet absorbance (UVA) at 270 nm by spectrophotometer (Jenway 6105 UV/Vis) with 1 cm. quartz cell. To decrease the measurement error every measurement was repeated two times.

In the fifth chapter the experimental results and their criticals on the coagulations with alum; alum and polyelectrolyte; and alum, polyelectrolyte, sepyolit are discussed.

The first stage of experiments the coagulation pH was changed from 4 to 9 and the best operation pH was determined for turbidity and organics removal. The optimum pH of aluminium sulphate coagulation appeared as 6-7. The lower pH was obtained to the organics removal than turbidity removal. The best pH was 6 for the organics removal also 6.5-7 for the turbidity removal. In the second stage the best aluminium sulfate dosage was determined for the organics and turbidity removal. The best dosage was determined as 50 mg/l for turbidity and organics removal also. At the upper dosages restabilisation was appeared.

After determining the best coagulation pH and coagulant dosage the polyelectrolytes was used as a coagulant aid. When the cationic polyelectrolytes was used to increasing of the removal of organics was occurred specially. In these chapter changing of the ultraviolet absorbance (UVA), TOC and turbidity with alum dosages and operational pH are presented in the graphics. At the end of these chapter the correlation curves are given between UVA/NTU, UVA/ KMnO_4 and UVA/TOC.

In the sixth chapter the results of the experiments are discussed. It was found that in the lower pH conditions (pH 4, pH 5) organic and turbidity reductions is very limited. In these conditions floc formations were observed highly weak. The best organics removal was occurred at pH 6 while for turbidity removal at about pH 6.5-7. The best coagulant dosages also turbidity and organics removal were observed at 50 mg/l. In these conditions the UV absorbance removal was obtained about 50-60 %. The turbidity removal was obtained about 80-85 %.

When cationic polyelectrolytes were used the removal efficiencies were increased. In these conditions the UV absorbance removal was obtained about 70 %. The turbidity removal efficiency was obtained about 90-95 %.

BÖLÜM 1

GİRİŞ

1.1. KONU

İçme ve kullanma sularının kalitesi geleneksel olarak bulanıklık, renk, sıcaklık gibi fiziki özellikler; sertlik, nitrat, metaller gibi kimyevi özellikler ve bakteri, virüs gibi bakteriyel özellikler ile ifade edilir. Son yıllarda ise gerek suyun tabii yapısında bulunan, gerekse dış kaynaklardan bulaşan organik kirleticilerin su kalitesi üzerindeki etkileri daha iyi anlaşılmaktadır. Suda doğal olarak bulunan organiklerin başlıcaları olan hümit maddelerin, klorlama sırasında klor ile reaksiyona girdiği ve trihalometanlar gibi bazı kanserojenik maddelerin oluşumuna sebep oldukları bilinmektedir. İçmesularında THM'lerin oluşumunu en aza indirmek ya da tamamen önlemek için çeşitli teknikler önerilmektedir. Bunlar:

1. Klor yerine diğer dezenfektanların kullanılması (ozon, UV ışını, kloramin, klordioksit gibi);
2. THM'lerin oluşumuna neden olabilecek hümit maddelerin klorlama öncesi arıtılması;
3. Ön klorlama yapılmaması;
4. THM'lerin ve diğer klorlu organiklerin oluşum sonrası arıtılmasıdır.

Bu alternatifler arasında THM'lerin oluşumunun en aza indirgenmesinde, bu oluşuma neden olan hümit maddelerin arıtılması, en pratik ve ucuz yöntem olarak öne çıkmaktadır. Pek çok arıtma tesisinde bulanıklık arıtımı için yaygın olarak kimyasal koagülasyon uygulanmaktadır. Bu prosesin, uygun koşullar sağlandığında bulanıklık giderimi ile birlikte aynı zamanda THM oluşumuna sebep olabilecek hümit maddeleri de sudan uzaklaştırdığı bilinmektedir. Bu uygun koşulların belirlenmesi amacıyla, örnek çalışma alanı olarak Büyükçekmece Arıtma Tesisleri seçilmiştir. Tesisini besleyen Büyükçekmece Barajı'ndan alınan ham su numuneleri üzerinde standart "Jar-test" ekipmanı ile optimum işletme şartlarını belirlemek amacıyla çalışmalar yapılmıştır. Organik madde giderimi performansı

organik maddelerin ultraviyole absorpsiyonu (UVA) cinsinden ölçülmüştür. Yapılan çalışmalar sonucunda işletme şartlarında yapılacak bazı küçük değişikliklerle organik madde gideriminin artacağı gözlenmiştir.

1.2. AMAÇ VE KAPSAM

İçmesularında organik maddelerin ve bunların oluşturduğu yan ürünlerinin giderimi için çeşitli teknikler uygulanmaktadır. Bunlardan en yaygın ve etkin olanı ön klorlama yerine ön ozonlama sisteminin kullanılarak çeşitli zararlı bileşikler oluşturan organik maddelerin parçalanması ve bunların daha sonra aktif karbon ünitelerinde tutulmasıdır. Bu sistem organik madde gideriminde etkili olmasına karşılık oldukça yüksek işletme ve yatırım maliyetlerini de beraberinde getirmektedir. Bununla birlikte mevcut konvansiyonel arıtma tesislerinde organik madde giderimi tek başına gözönüne alınmadığından bu da ayrı bir problem teşkil etmektedir. Ozon ve aktif karbon gibi organik madde gideriminde etkili proseslerin mevcut arıtma sistemlerine ilavesi de oldukça zor ve masraflı bir yöntem olarak karşımıza çıkmaktadır.

İşte tüm bu şartlar gözönünde bulundurularak, mevcut tesislerde yapılacak bazı çalışmalarla ve yapılacak bazı değişikliklerle uygun koşullarda organik madde gideriminde belirgin bir artış olacağı daha önce yapılmış bazı çalışmaların ışığında bilinmektedir.

Bu çalışmada içmesularında insan sağlığına çeşitli zararlı etkileri olan organik maddelerin ve bunların oluşturduğu çeşitli yan ürünlerinin mevcut arıtma tesislerinde uygun koşullarda konvansiyonel proseslerle giderilmesi imkanları araştırılmıştır. Bu uygun koşulların belirlenmesi amacıyla, örnek çalışma alanı olarak Büyükçekmece Su Arıtma Tesisleri seçilmiştir. Tesis besleyen Büyükçekmece Barajı'ndan alınan ham su numuneleri üzerinde standart "Jar-test" ekipmanları ile optimum işletme şartlarını belirlemek amacıyla çalışmalar yapılmıştır.

BÖLÜM 2

TABİİ SULARDA ORGANİK MADDELER

2.1. GENEL

Son yıllarda su kalite araştırmalarında ve arıtma proseslerinin gelişiminde en önemli konuların başında organik madde problemi gelmektedir. Organik maddelerin bu prosesler üzerindeki etkileri ve proses içindeki davranışları en önemli konu olarak gözlenmiştir. Koagülasyon-flokulasyon proseslerinin ,özellikle makromoleküler tabii organik maddelerle bağlantılı olarak bulanıklık, renk ,THM ve TOX hazırlayıcıları ve mikroorganizma azalmasında etkili oldukları gözlenmiştir. Makromoleküler organik maddeler koagülasyon mekanizmasını etkileyen en önemli sebeplerden biridir.

Sularda bulunan organik maddeler, birçok durumlarda istenmeyen problemlere yol açarlar.

- Tabii sularda bulunan organik maddeler renk problemine yol açarlar.
- Bazı organik maddeler içme suyu sistemlerinde tat ve koku problemlerine yol açarlar.
- Arıtılmış sularda bulunan organik maddeler dağıtma sistemlerinde ayrışarak mikrobiyolojik kalite değişikliklerine yol açarlar.
- İçme sularında organik maddelerin varlığının dağıtma sistemlerinde korozyon problemlerine yol açtığı düşünülmektedir.
- Organik bileşiklerin varlığı, konvansiyonel arıtma sistemlerinde anyon değiştirici, membran ve demineralizasyon prosesleri gibi ilave arıtma ünitelerine ihtiyaç duyulmasına yol açmaktadır.
- Sularda bulunan organik bileşiklerin, demir ve mangan giderimi ve oksidasyonuna olumsuz etkide bulunduğu belirtilmiştir.

- Dezenfeksiyon amacıyla suya verilen klorun, suda bulunan hümik maddeler veya diğer antropojenik bileşiklerle reaksiyona girmesi sonucu halojenler ve diğer halojenli organik bileşikler oluşmaktadır.
- Bazı organik bileşiklerin toksik veya karsinojik olduğu ve düşük konsantrasyonlarda bile zararlı olduğu bilinmektedir. Hümik maddeler kendi başına zararsız olsa bile, suda bulunan pestisit, ağır metal ve diğer benzeri maddelerle zararlı bileşikler oluşturabilmektedirler [1,2].

Tabii sularda bulunan organik maddelerin yol açtığı problemlerin ortaya çıkmasıyla, bu maddelerin giderimine yönelik proseslerin geliştirilmesi de kaçınılmaz olmuştur.

Şubat 1978'de USEPA tarafından, arıtılmış suda maksimum 100 µg/l THM standartı getirilmiş, ayrıca yüksek riskli bölgelerde 75.000 veya daha fazla eşdeğer nüfus kapasiteli arıtma tesislerine aktif karbon prosesi tavsiye edilmiştir [3].

Nisan 1997'de Türk Standartları 266; organik maddeler ve değişik türlerini de içine alarak yeniden düzenlenmiştir. Bu standartta tavsiye ve müsaade edilen değerler Tablo Ek-1 de verilmiştir.

İçmesularında organik madde giderimini azami seviyeye çıkarmak için bir tesisteki mevcut arıtma proseslerinin geliştirilmesi gerekir. Proses, partiküler maddeyi gidermede etkili olabilir, fakat organik madde gidermede aynı derecede etkili olamayabilir.

Geleneksel olarak koagülasyon prosesleri , suda bulunan kolloidlerin destabilizasyon esasına dayanır. Bu kolloidler organik ve inorganik partikülleri kapsar. Tabii organik maddelerin tabii sularda giderimi, organik maddenin direkt çökeltilmesi veya organik maddenin çökelen metal hidroksitlere adsorpsiyonu yolu ile meydana gelir.

Koagülasyon, partiküler madde gideriminde konvansiyonel bir ön arıtma prosesi olarak bilinmektedir. Bununla beraber proses, organik madde gideriminde yeterince etkin değildir. Eğer organik madde kabul edilebilir bir seviyeye kadar

adsorpsiyon veya benzeri bir yöntemle azaltılacaksa, bu durumda organik made açısından bir ön arıtma prosesi son derece önem arzedecektir.

Adsorpsiyon işlemlerinde en fazla kullanılan madde, aktif karbondur. Aktif karbon ile adsorpsiyon masraflı bir arıtma yöntemidir. Koagülasyon prosesi aktif karbon kolonunun yükünü azaltarak ve karbonun ömrünü uzatarak bu masrafları önemli derecede azaltmaktadır.

Mineral ve organik partiküller; elektostatik yük girişimleri, hidrofilik etkiler veya makromoleküllerin adsorpsiyon mekanizması nedeniyle sularda stabil olarak bulunabilirler. Tabii organik maddeler sularda koagülant dozunu ve çeşidini belirlemede etkili olurlar. Bu organikler hidrofobik ve hidrofilik türleri kapsayan birçok bileşiği içerirler. Hidrofobik asitlerin negatif yükü ve kimyasal yapısı özellikle metal bazlı olanlar başta olmak üzere koagülantlarla olan kimyasal reaksiyonları etkilerler. Tabii organik maddelerin Al koagülantlarıyla olan giderim mekanizması, hidroliz, kompleks teşekkülü, çökelme ve adsorpsiyon reaksiyonlarını kapsar.

Tabii sularda bulunan organik maddelerin büyük kısmı karbon esaslıdır. Organik karbon partiküler ve çözünmüş olmak üzere iki temel grup halinde bulunur. Çözünmüş yapıda olanlar, laboratuvar şartlarında 0.45 µm filtreden geçen kısım olarak tanımlanabilir. Partiküller; organik maddeler, bakteriler, algler, zooplanktonlar ve organik atıkları kapsar. Bu maddeler çözünmüş organiklere nazaran toplam organik karbonun küçük bir kısmını kapsar. Oldukça ötrofik kaynaklar hariç %10 gibi bir değerden daha azdır.

2.2. SULARDA BULUNAN ORGANİKLERİN YAPI VE ÖZELLİKLERİ

Tabii organik maddeler, hem hidrofobik hemde hidrofilik organik bileşikleri ihtiva eder. Hümik ve fülvik asitlerin güçlü hidrofobik fraksiyonlarının renk problemine yol açtığı bilinmektedir. Yüzey sularında bulunan çözünmüş organiklerin yaklaşık %45'inin hidrofobik akuatik hümiklerden oluştuğu tahmin edilmektedir. Bu oran yüksek renkli sularda %10 ila %90 arasında değişebilmektedir. Tablo 2.1'de hidrofobik ve hidrofilik tabii organiklerin genel kimyasal grupları ve bileşikleri verilmiştir. Genelde, koagülant maddelerin hidrofobik maddeleri gidermede

hidrofilik maddelere göre, aynı zamanda yüksek moleküler ağırlıklı bileşikleri gidermede düşük moleküler ağırlıklı olanlara göre daha etkili olduğu bilinmektedir.

Tablo 2.1 Tabii Organik Maddelerin Kısımları Ve Kimyasal Grupları [4]

Kısım	Kimyasal grup
Hidrofobik	
Asitler	
güçlü	Hümkik ve fülvik asitler,yüksek MA alkiler monokarboksilik ve dikarboksilik asitler, aromatik asitler
zayıf	Fenoller,taninler,araürün MA alkiler monokarboksilik ve dikarboksilik asitler
Bazlar	Proteinler,aromatik aminler, yüksek MA alkil aminler
Nötraller	Hidrokarbonlar,aldeitler,yüksek MA metil karbonlar ve alkil alkoller,eterler,furanlar ve pyrrole
Hidrofilik	
Asitler	Hidroksi asitler,şekerler,sulfonikler,düşük MA alkil monokarboksilik ve dikarboksilik asitler
Bazlar	Amino asitler,purinler,pyrimidinler ,düşük MA alkil aminler
Nötraller	Polisakkaritler,düşük MA alkil alkoller ve ketonlar

Tabii sulardaki organikler maddelerin akuatik ortamda meydana gelen biyolojik faaliyetlerden ve çevredeki insan menşeli kaynaklardan geldiği bilinmektedir. Tabii yollarla meydana gelen maddeler hümkik maddeler olarak tanımlanabilmektedir. Hümkik maddeler asidik, hidrofilik, kimyasal bileşimleri ise moleküler ağırlığı birkaç yüzden onbinlere çıkan polielektrolitler olarak bilinmektedir. Tabii sularda, hümkik maddeler pH'ya bağlı olarak negatif yüklü makromoleküller olarak karşımıza çıkarlar. Bu makromoleküller çözünmüş olmalarına karşın kolloidal boyutlarından dolayı kolloid olarak da sınıflandırılabilirler.

Hümkik maddeler değişik durumlardaki çözünülebilirliklerine göre sınıflandırılır. Oden tarafından önerilen sınıflandırma Tablo 2.2 'de verilmiştir. [5].

Tablo 2.2 Hümik Maddelerin Çözünülebilirliklerine Göre Sınıflandırılması [5].

Grup Adı	Özellik
Humus Kalıntı	Suda ve NaOH'de çözünmez
Fülvik Asit	Mineral Asit ve NaOH'de çözünür
Hümik Asit	NaOH'de çözünür; mineral asit ve alkolde çözünmez
Hymatomelanik Asit	NaOH ve alkolde çözünür; mineral asitte çözünmez

Oden tarafından yapılan sınıflandırmada 3 asidik grup yapısal olarak birbirine benzemektedir. Fakat moleküler ağırlıkları, farklılık gösterebilmektedir. Fülvik asit moleküler yapı olarak en düşük molekül ağırlıklı olanıdır. Hümik ve fülvik asitlerdeki temel elementler Tablo 2.3'de sunulmaktadır.

Tablo 2.3 Hümik Ve Fülvik Asitlerdeki Temel Elementler [5].

Element	Hümik Asit % Kuru Ağırlık	Fülvik Asit % Kuru Ağırlık
C	50-60	40-50
H	4-6	4-6
O	30-35	44-50
N	2-6	<1-3
S	0-2	0-2

Fülvik asidin oksijen muhtevası daha yüksektir. Fakat karbon ve azot oranı düşüktür. Birim ağırlık başına en fazla fonksiyonel grupları içermektedir. (COOH, OH, C=O)

Hümik maddelerin, sudaki stabilitelerini bünyelerindeki fonksiyonel maddelerin miktarı etkilemektedir. Bu fonksiyonel grupların başlıcaları karboksiller, fenolikler, alkoller, ketonlar ve metoksillerdir. Hümiklerle anılan karboksil ve fenolik fonksiyonel grupların disosiasyon katsayıları Tablo 2.4'te verilmektedir. Birçok tabii suda hümik maddeler negatif yüklü makromoleküller (anyonik polielektrolitler) olarak bulunmaktadır

Tablo 2.4 Karboksilik ve Fenolik Fonksiyonel Grupların Çözünürlük Katsayıları[5].

Materyal	Karboksilik Grup <i>pK</i>	Fenolik Grup <i>pK</i>	Araştırmacı
Hümkik Asit	4.9	8.0	Narkis & Rebhun
Fülvik Asit	4.6	8.2	Narkis & Rebhun
Hümkik Substans	4.23	8.71	Wilson & Kinney

“Black ve Christman” değişik pH seviyelerinde çözünürlük farklarına dayanarak yüzeysel sularda organikleri belirlemeye çalışmışlardır [6,7]. Çalışmalar sırasında 15 mg/l'den 50 mg/l'ye kadar değişen oranlarda tabii olarak meydana gelen organik maddelere rastlamışlardır. Bu organikler genellikle fülvik (%87), hyamatomelonik (%11) ve hümkik (%2) asitler olarak sıralanmaktadır. Yapılan başka çalışmalarda, hümkik asitlerin yüzeysel sularda 0,5-2.0 mg/l gibi düşük konsantrasyonlarda olduğunu göstermiştir [4].

Sulardaki organik muhtevası, moleküler ağırlıklarıyla da karakterize edilmektedir. Değişik araştırmacılar, moleküler hacim dağılımını belirlemek için jel filtrasyon ve membran tekniklerini kullanmışlardır. Sonuçlar kullanılan tekniklere bağlı olarak oldukça değişkenlik göstermiştir. Fülvik asit fraksiyonu hümkik asit fraksiyonuna göre daha düşük bir moleküler ağırlığa sahiptir.

2.3. PARTİKÜLLER

Su kaynaklarında bulunan partiküller; mineral (killer, alüminyum ve demir oksitler, hidroksitler, asbestler, silika v.b) veya organik (virüsler, bakteriler, protozoa kistler, algler) esaslı olabilirler. Bu partiküller suda çeşitli nedenlerden dolayı stabil olarak bulunurlar.

Bu nedenler:

- 1) Elektriksel çift tabakalardan dolayı meydana gelen elektrostatik itme kuvvetleri,
- 2) Hidrofilik etkiler,
- 3) Adsorbe makromoleküllerden kaynaklanan sterik etkiler olarak sıralanabilirler.

Yüklü partiküller arasında cereyan eden elektriksel çift tabaka girişimleri hidrofobik partiküller için partikül stabilitesini açıklamaya yardım eder. Partikül yüzeyine adsorbans veya kimyasal bağlardan kaynaklanan hidrofilik etkiler de partikül

stabilitesini etkiler. Alum formunda, deiyonize suda çökelen alüminyum hidroksitlerin suya kimyasal bağlı veya adsorbe vaziyette jel tipi bir görünüş vermesi bu şekilde izah edilebilir. Düşük bulanıklık ve düşük çözünmüş organik karbon içeren suların arıtımında alum kullanıldığında, partikül formu geniş oranda $Al(OH)_3$ ile desteklenmelidir ve bu partiküllerin stabilitesi hidrofilik etkilerden kaynaklanmaktadır.

2.4. ORGANİK MADDELERİN SINIFLANDIRILMASI

- Çözünmüş organik maddeler (Organik makromoleküller)
 - Hümik maddeler
 - Hümik asit(Hümatlar)
 - Fülvik asit(Fülvatlar)
 - Proteinler
 - Polisakkaritler
- Mikroorganizma-Partiküler Organikler
 - Canlı hücreler
 - Hücre parçaları
- Organik makromoleküller tarafından kaplanmış partiküller
 - Çözünmüş organik madde solüsyonu içindeki mineral patiküller
 - Çözünmüş organik madde solüsyonu içindeki organik partiküller
- Yağ emülsiyonları

2.5. HÜMİK MADDELER

Hümik maddeler, su arıtma uygulamalarında koagülasyonu etkileyen organik maddelerin ana grubudur. Dünyadaki toplam karbon rezervleri içinde tahmini karbon miktarlarının dağılımı, Tablo 2.5'de gösterilmektedir.

Tablo 2.5 Dünyadaki Toplam Karbon Rezervleri İçinde Tahmini Karbon Miktarları Dağılımı [4].

	*10 ¹⁵ g C
Atmosfer	638-702
Yerküre	
Biota(bitkiler)	827
Humus toprak	700-3.000
Okyanuslar	
Biota	2
Organikler(%50 Hümkler)	1.700
İnorganikler	38.600
Fosil Yakıtlar	10.000

Dünyadaki toplam organik karbon rezervlerinin %25'i hümk içeriklidir ve organik karbonun %50'si okyanuslarda ve tatlı sulardadır. Akuatik hümkler, tabii organik maddeler ve çözünmüş organik maddeler olarak tanımlanan organiklerin en önemli kısmını teşkil etmektedir. Çözünürlüklerine bakılarak hümk maddeler genelde hümk, fülvik ve hımatomelanik asitler ve tuzları şeklinde gruplara ayrılır. Hümk asitlerin moleküler ağırlıkları $5 \cdot 10^3$ ten 10^5 'e kadar olurken, Fülvik asitlerin 500'den $5 \cdot 10^3$ 'e kadar olabilmektedir. Tablo 2.6'da bu konuda bazı araştırma sonuçları verilmektedir.

Tablo 2.6 Değişik Sularda Hümk Maddelerin Moleküler Ağırlık Oranları [4].

	Moleküler ağırlık oranı
Göl suları	10.000'in üzeri
Tabii memba suları	700-10.000
Bozkır suları	100.000-200.000
Akarsular	700-5.000
Biyolojik arıtma çıkışı	1.000-5.000

Hümkler, fonksiyonel fenolik ve karboksilik gruplarla birlikte poliaromatik bileşikler oluşturmaktadır. Bu fonksiyonel gruplar pH'ya bağlı olarak proton alırlar veya verirler.



Çoğu sularda kısmen proton vermiş halde bulunurlar ve polianyonlar olarak gözlenen anyonik formlardadır.

Hümik ve fülvik asit içerisindeki fenolik -OH ve -COOH grupları Tablo 2.7’de verilmiştir.

Tablo 2.7 Hümik Ve Fülvik Asitlerdeki Fenolik -OH ve -COOH Grupları [4].

Asitler	Anyonik Gruplar		
	-OH(me/100g)	-COOH(meCa ⁺⁺ /100g)	Σ-COOH+OH(me Ba ⁺⁺ /100g)
Fülvik	308	164	472
Hümik	425	445	870

Akuatik hümikleri ve çözünmüş organik maddeleri temsil eden en önemli parametrelerden biri de UV absorbansdır. Toplam veya birim çözünmüş organik madde başına spesifik UV absorbansı, UV absorbans eden çözünmüş organik madde ve UV absorbe etmeyen çözünmüş organik madde arasındaki oran da spesifik su kalite parametreleri olarak kullanılabilir. Yüzeysel sulardaki çözünmüş organik maddelerin %40 ila %60’ı hümik maddelerdir.

Hümik maddelerin su kalitesine etkileri aşağıdaki gibi özetlenebilir:

- Renk,
- THM hazırlayıcıları,
- Diğer haloorganik hazırlayıcıları,
- Reçinelerin, membranların ve diğer ekipmanların kirlenmesi,
- Su arıtımında olumsuz etkiler,
- İnorganik ve organik mikrokirleticilerle kompleks oluşturarak kirleticilerin taşınımını kolaylaştırırlar.

2.6. SPESİFİK UV ABSORBANSI

Aromatik yapıda ve konjüge çift bağlı organik bileşikler ultraviyole ışığını absorblamaktadır. 254 nm’de ultraviyole absorbansı (UV), akuatik hümik içeren

sularda çözünmüş organik karbonun belirlenmesinde yaygın olarak kullanılmaktadır [11]. UV absorbansı, birim çözünmüş organik karbonun metre başına absorbansı olarak ifade edilmektedir. Hidrofobik asitler yüksek UV absorbansı değerlerine sahiptir. Hidrofobik nötrallerde kısmen yüksek UV değerlerine sahiptir.

Edzwald ve Van Benschoten (1990) UV absorbansını kullanarak değişik akuatik hümitik, akuatik fülvik muhteva eden sularda bazı veriler elde etmişlerdir [4].

Çalışmalar sonucu elde edilen veriler değişik koagülantlar ile hem pilot tesislerde hem de büyük ölçekli tesislerde çözünmüş organik karbon ve THM giderimini kapsamaktadır. Elde edilen veriler sonucunda şu noktalara dikkat çekilmiştir:

UVA değeri 4-5:

Sudaki çözünmüş organik büyük oranda akuatik hümitiklerden oluşmaktadır. Çözünmüş organik karbon, düşük UVA değerlerine sahip sulara nazaran hidrofobik, aromatik ve yüksek moleküler ağırlıktadır. Çözünmüş organik karbon, koagülant dozunu belirlemede etkilidir ve koagülasyon ile yüksek bir giderim beklenir.

UVA değeri <3:

Çözünmüş organik karbon, büyük oranda hümitik olmayan maddelerden oluşmuştur. Organik maddeler relatif olarak hidrofilik, biraz aromatik ve yüksek UVA değerlerine sahip sulara nazaran düşük moleküler ağırlıklıdır. Bu tip sularda çözünmüş organik karbon değeri küçüktür ve giderimi de düşük olarak beklenir.

2.7. ORGANİK MADDELER, ETKİLERİ VE TÜRLERİ

Sularda bulunan organik maddeler üç ana kaynaktan gelmektedir:

- 1) Doğal olarak meydana gelenler ve bunların parçalanması
- 2) Şehir ve sanayi aktiviteleri sonucu
- 3) Suyun arıtılması ve iletilmesi aşamalarında meydana gelen reaksiyonlar sonucu

Bu kaynaklar içerisinde hümik materyaller, mikroorganizmalar ve petrol menşeli yüksek moleküler ağırlıklı alifatik ve aromatik hidrokarbonlardan oluşan birinci grup kirleticiler daha baskın olarak bulunmaktadır.

Kentsel ve endüstriyel faaliyetlerden gelen organikler; atıksu deşarjlarından, zirai faaliyetlerden, kırsal faaliyetlerden ve diğer kirletici yüzeysel faaliyetlerden gelmektedir. Su kaynaklarında insan sağlığına zararlı etkide bulunan kirletici maddelerin birçoğu bu grup içerisinde bulunur. Bunlar klordan ve karbofuran gibi pestisitleri, triklorobenzen ve tetrakloroetilen gibi solventleri, trikloroetilen ve trikloroetan gibi metal indirgeyicileri ve poliklorobifenol ve epiklorohidrin gibi plastik ve monomerleri kapsamaktadır.

Su tasfiyesi sırasında meydana gelen organik kirleticiler de THM ve haloasetonitril (trikloroasetonitril) gibi dezenfeksiyon yan ürünlerini kapsar. Koagülant bileşiği olan akrilamid gibi diğer bileşikler de koagülasyon sürecinde oluşur. Suyun iletilmesi sırasında da borularda, kaplamalarda, izolasyon malzemelerinde bulunan polinükleer aromatik hidrokarbonlar (PAH) suya geçebilir.

A.B.D çevre koruma örgütü (USEPA), organik maddeleri eldeki bulgulara dayanarak etkilerine göre sınıflandırmıştır:

Grup A: İnsanlar için kesin kanserojen etkiye sahip grup (epidemiolojik çalışmalar yeterli).

Grup B: Kanser riski yüksek grup.

Grup B1: Kanser için sınırlı kanıtlar.

Grup B2: Hayvan deneylerinde yeterli bulgular var. İnsanlar için bulgular sınırlı .

Grup C: Muhtemel kanserojen grup.(Hayvan deneylerinde sınırlı bulgu, insanlar için kanıt yok)

Grup D: Hayvan deneylerinde yeterli kanıt yok.(Kanserojen değil)

Grup E: İnsan için kanserojen bulgu yok. (Epidemiolojik ve hayvan deneylerinde)
[12].

Organik maddelerin kompozit olarak ölçülmesi mümkündür. İçmesuyu artımında karşımıza çıkan ve tasfiye edilmesi gereken organik maddeler kimyasal karakterlerine göre gruplandırılarak aşağıda verilmiştir.

2.7.1. Uçucu Organik Kimyasallar (VOC)

2.7.1.1. Benzen

Benzen petrolün rafinerisi sırasında, kömür katranı distilasyonunda, kömür işlenmesi sırasında ve kömürün fırınlanması sırasında meydana gelir. Aynı zamanda styren, cyclohexane, deterjan ve pestisit üretiminde kullanılmaktadır. Gazolin hacim olarak %8 benzen muhteva etmektedir. Benzen suda hafif olarak çözünür ve içmesuyu sistemlerinde kontrol edilmesi gerekir. Benzenin kan dolaşım sisteminde toksik etkiye sahip olduğu belirlenmiştir. En başta gelen etkileri anemia, trombositopenya veya lökopenya ve lökomiya olarak gösterilebilir. Deneysel çalışmalarda benzenin tümörleri arttırdığı belirlenmiştir. Kromozom sayısında değişikliğe yol açtığı da deneysel ve klinik çalışmalarda ortaya konulmuştur.

USEPA benzeni kanserojen madde olarak A grubunda sınıflandırmıştır. 10 µg/l benzen muhteva eden bir suda kanser riskinin 1/100.000 arttığı hesaplanmıştır. Tavsiye edilen kirletici değeri (MCLG) 0 ve müsaade edilen maksimum değer (MCL) 0.005 mg/l olarak belirlenmiştir.

2.7.1.2. Karbontetra Klorid

Karbontetra klorid özellikle kloroflorometan üretiminde kullanılmaktadır. Aynı zamanda yangın söndürücülerde, solventlerde, temizlik maddelerinde kullanılmaktadır. 2 ml'nin altındaki dozlarda bile öldürücüdür. Akut etkileri; biyokimyasal ve morfolojik değişimler ve kan enzim sisteminde meydana gelen değişimlerdir.

USEPA karbontetra klorid'i muhtemel kanserojen maddeler sınıfına almıştır (B2 grubu). MCLG değeri 0 ve MCL değeri 0.005mg/l olarak verilmiştir.

Akut etkileri; yüksek dozlarda soluk alma problemine bağlı olarak depresyondan ölüme kadar sayılabilir. USEPA klorobenzeni yeterli kanıtları olmayan D grubuna dahil etmiştir. MCLG ve MCL değerleri için 0.1 mg/l önerilmiştir.

2.7.1.3. Monoklorobenzen

Monoklorobenzen, pestisit üretiminde ve kuru temizleme sistemlerinde kullanılan bir solventtir. Klorlama sırasında suda oluşabilir.

Akut etkileri yüksek dozlarda soluk alma problemine bağlı olarak depresyondan ölüme sebebiyet vermeye kadar değişebilir.

Usepa benzeni yeterli kanserojenik kanıtları olmayan D grubuna dahil etmiştir.MCLG ve MCL değerleri için 0.1 mg/l monoklorobenzen tavsiye edilmiştir.

2.7.1.4. Diklorobenzen (o- Diklorobenzen)

Diklorobenzen; organik kimyasalların, pestisitlerin, boyaların üretilmesinde kullanılan bir solvent türüdür. *M*-Diklorobenzen de bir solvent türüdür, bununla beraber sağlık üzerindeki etkileri belirlenmiştir. Her iki izomer de havada yaygın olarak bulunmaktadır. Aynı zamanda anne sütünde değişik miktarlarda bulunabilmektedir. Diklorobenzen yüzeysel sulardan hızla buharlaşır ve şebeke sularında nüfusun büyük çoğunluğu 0'dan 0.5 µg/l 'ye kadar konsantrasyonda diklorobenzeni alır.

o-Diklorbenzen'in birincil toksik etkileri depresyon, kan zehirlenmesi, akciğer, böbrek ve karaciğer zehirlenmeleridir. Meta izomerler için yeterli datalar mevcut değildir. Bakteriyolojik sistemlerde bazı mutajenik aktiviteler görülmüştür.

o-Diklorbenzen için kanserojenik bulgulara rastlanmamıştır. Hem o-Diklorbenzen hem de *m*-Diklorobenzen USEPA tarafından kanserojenik gruplandırmaya alınmamıştır. o-Diklorbenzen için MCLG ve MCL 0.6 µg/l, *p*- Diklorbenzen için MCLG ve MCL 0.075mg/l tavsiye edilmiştir.

2.7.1.5. 1,2-Dikloreten (Etilendiklorid)

1,2-Dikloreten (Etilendiklorid) vinilklorid ve tetraetil kurşun üretiminde kullanılmaktadır. Gazolinde kurşun gideriminde, insektisitlerde, verniklerde ve kaplama malzemelerinde, ayrıca metal indirgeyici olarak kullanılmaktadır.

Yüksek konsantrasyonlarda göz, burun ve solunum yolları problemlerine, depresyona ve ayrıca karaciğer, böbrek ve adrenal bozukluklarına yol açar.

USEPA, 1,2-Dikloreten'i muhtemel kanserojenik B2 grubuna dahil etmiştir. MCLG 0 ve MCL 0.005 mg/l olarak verilmiştir.

2.7.1.6. 1,2-Dikloretilen (Vinilklorid)

1,2-Dikloretilen gıda saklama ve muhafazasında kullanılmaktadır. 1,1,1-trikloreten sentezinde de kullanılmaktadır. 0.4 g/l suda çözünürlüğü vardır. 0.1 µg/l 'ye kadar içmesuyunda rastlanmıştır.

İnsan sağlığı üzerinde 1,2-Dikloretilen'in çok belirgin etkileri tespit edilememiştir. Akut etkileri karaciğer enzim seviyesinde yükselme ve böbrek zehirlenmesi olarak tespit edilmiştir.

USEPA 1,2-Dikloretilen'i olası kanserojen C grubuna dahil etmiştir. Nihai MCLG ve MCL 1,2-Dikloretilen için 0.007 mg/l olarak verilmiştir.

2.7.1.7. 1,1-Dikloretilen

1,1-Dikloretilen solvent ve kimyasal aramaddede olarak kullanılmaktadır. Sularda diğer klorlu hidrokarbonların dönüşümü sonucu oluşmaktadır. İnsan sağlığı üzerinde zararlı etkilerini kanıtlayan herhangi bir veri mevcut değildir. Çok az olmak üzerinde böbrek üzerinde etkileri gözlenmiştir. Kanserogenik ve teratojenik bulgular mevcut değildir.

USEPA yetersiz kanıtlardan dolayı 1,1-Dikloretilen'i D grubuna koymuştur. MCLG ve MCL değerleri için 0.1 mg/l öngörülmüştür.

2.7.1.8. Metilen klorid (Diklorometan)

Metilen klorid kaplama boyalarında, solventlerde, temizlik maddelerinde, sprey ürünlerde ve yangın söndürücülerde kullanılmaktadır. Suda çözünürdür. Klorlama sürecinde suda oluşabilir.

Düşük konsantrasyonlarda önemli etkiler göstermemiştir. Çok yüksek konsantrasyonlarda akciğer üzerinde bazı etkiler, gözlenmiştir. Metilen klorid USEPA tarafından düzenlenmesi gereken 83 kirleticinin bulunduğu gruba dahil edilmiştir. MCLG 0 ve MCL 0.005 mg/l olarak verilmiştir.

2.7.1.9. Tetrakloretilen (Perkloretilen, PCE)

Tetrakloretilen solvent olarak kullanılır. Ayrıca ısı transfer elemanı olarak ve florokarbon üretiminde kullanılır. Suda çözünürlüğü yoktur, klorlama sırasında suda meydana gelebilir. USEPA'nın yaptığı araştırmalarda suda 0.07 ila 0.46 µg/L arasında konsantrasyonlarda rastlanmıştır.

Labaratuvar çalışmalarında karaciğer büyümesine yol açtığı ve bazı morfolojik değişikliklere neden olduğu gözlemlenmiştir. Mevcut bilgilerle PCE, USEPA tarafından B2 grubuna dahil edilmiştir.

Eldeki kanıtlarla tetrakloretilen için MCLG 0 ve MCL ise 0.005 mg/l olarak verilmiştir.

2.7.1.10. Triklorobenzen

Triklorobenzen, monoklorobenzenin klorlanması ile elde edilir. Solvent olarak, dielektrik iletkeni olarak, ısı transfer malzemesi olarak, polyester boyama kaplama için kullanılır. Suda çözünmez ve klorlama sırasında çok küçük miktarlarda oluşabilir.

İnsan sağlığı üzerindeki etkileri hakkında çok az veri vardır. Mutojenik, kanserojenik ve teratojenik etkileri hakkında bulgular mevcut değildir. USEPA tarafından kontrol edilmesi gereken 83 kirletici arasına alınmıştır.

2.7.1.11. 1,1,1-Trikloroetilen (Metil kloroform)

1,1,1-Trikloroetilen, endüstriyel temizleme işlerinde, indirgeyici olarak ve solvent olarak kullanılır. Sudaki çözünürlüğü 4.4 g/l'dir.

Yüksek dozlarda 1,1,1-Trikloroetilen soluyan bir insanda merkezi sinir sisteminde (CNS) depresyon ve hepatik etkiler yaptığına dair bulgular mevcuttur. 450 ppm'in üzerinde gözlerde aşırı sulanma yaptığı ve psikopsilojik etkiler görüldüğü belirtilmiştir. Kilo kaybına neden olduğu da belirtilmektedir.

USEPA, yetersiz kanıtlardan dolayı 1,1,1-Trikloroetilen'i kanserojenik olarak sınıflandırmayan Dgrubuna dahil etmiştir. Fakat MCLG ve MCL değerlerini 0.2 mg/l olarak tavsiye etmiştir.

2.7.1.12. Trikloroetilen (Trikloretan, TCE)

Metal indirgeyici olarak yaygın bir şekilde kullanılmaktadır. Aynı zamanda kuru temizleme işlemlerinde solvent olarak, organik madde sentezlerinde ve soğutma sistemlerinde kullanılmaktadır.

USEPA'nın yaptığı çalışmalarda 0.1 ila 0.5 µg/L arasında konsantrasyonlarda rastlanmıştır. CNS depresyonlarına yol açtığı belirtilmektedir. Karaciğer üzerinde çok az bir etki gösterdiği görülmüştür. Bazı çalışmalarda karaciğer tümörlerini büyüttüğü dair bulgulara rastlanmıştır.

USEPA, TCE'yi olası kanserojenik gruba (B2 grubu) dahil etmiştir. MCLG ve MCL için 0.005 mg/l sınırı koyulmuştur.

2.7.1.13. Vinil klorid (Monokloreten)

Vinil klorid, etilenin halojenasyonu ile ticari olarak üretilir. PVC üretiminde kullanılır. Suda çok az miktarda çözünür.

Akut etkileri; CNS'de fonksiyon bozuklukları, beyinde organik bozukluklar, cilt bozuklukları, Reynaud Sendromu ve akustolazi olarak belirlenmiştir. En büyük etkisi karaciğer üzerinde gözlenmiştir. Aynı zamanda beyin tümörleri, hepatomus ve akciğer tümörlerine yol açtığı da belirlenmiştir.

USEPA monokloreten'i birincil kanserojen gruba (grup A) dahil etmiştir. 0.001 mg/l monokloreten konsantrasyonu için 10^{-5} risk olasılığı hesap edilmiştir. MCLG değeri 0, MCL değeri ise 0.002 mg/l olarak verilmiştir.

2.7.1.14. Paradiklorobenzen (PDB)

İnsektisit gideriminde, deodorantlarda ve güve kontrolünde oldukça yaygın bir şekilde kullanılmaktadır. Benzen veya klorobenzenin klorlanmasıyla ticari olarak üretilir. Sudaki çözünürlüğü 80 mg/l mertebesinde. USEPA'nın yaptığı çalışmalarda 1.3 µg/l konsantrasyonlara kadar değişik içmesularında tespit edilmiştir.

Labaratuvar çalışmalarında karaciğer ve böbrekte ağırlık değişimlerine yol açtığı gözlenmiştir. Yapılan çeşitli çalışmalarda arıtmayla bağlantılı olarak herhangi bir kanser riski belirlenmemiştir.

USEPA PDB'yi muhtemel kanser riskli gruba (grup C) dahil etmiştir. MCLG ve MCL değeri 0.075 mg/l olarak belirlenmiştir.

2.7.2. Sentetik Organik Kirleticiler (SOC)

2.7.2.1. Akrilamid

Polimerlerde başlangıç maddesi olarak; mesela poliakrilamid, kuyularda su ve petrol çıkarılması işlemlerinde, su arıtma uygulamalarında flokülant olarak, gıda işleme sanayiinde, toprak şartlandırmada ve presleme sanayiinde kullanılmaktadır.

Suda oldukça çözünürdür ($2.15 \cdot 10^6$ mg/l). Akrilamidin birincil etkisi nöropati(sinir sistemi bozukluğu) olarak belirlenmiştir. Ayrıca uzuvlarda zayıflığa neden olduğu da belirtilmiştir.

Yakın zamanda yapılan bazı çalışmalarda akrilamidin bazı kanserojen etkileri görülmüştür. Amerikan Ulusal Bilimler Akademisi'nin yaptığı çalışmalarda 1µg/l konsantrasyonda 1 lt su kullanan bir insanda kanser riski $2.1 \cdot 10^{-5}$ olarak hesaplanmıştır.

USEPA akrilamidi muhtemel kanserojen gruba (B2 grubu) dahil etmiştir. MCLG 0 olarak tavsiye edilmiştir ve ayrıca MCL'yi minimum yapacak arıtma teknikleri tavsiye edilmiştir.

2.7.2.2. Alaklor

Alaklor herbisit olarak kullanılır. Özellikle mısır ve soyada kullanımı yaygındır. Çok az miktarlarda, suda çözünürlüğü vardır. Zirai faaliyetlerden dolayı yüzeysel akışlardan kaynaklanır ve 104 µg/l'ye kadar suda mevcudiyeti tespit edilmiştir. Yeraltı sularında da bulunabilmektedir.

Düşük akut oral etkisi vardır. Laboratuvar çalışmaları özellikle göz üzerindeki etkileri üzerinde yoğunlaşmıştır ve katarakt formasyonuna neden olduğu belirtilmiştir. Mide, troid ve akciğer tümörlerine yol açtığı da deneysel çalışmalar sonucu tespit edilmiştir.

USEPA alaklor'u kanser olasılığı mümkün olan B2 grubuna almıştır. MCLG 0 ve MCL 0.002 mg/l olarak belirlenmiştir.

2.7.2.3. Aldikarb, aldikarb sülfoksit ve aldikarb sülfon

Pestisit üretiminde yaygın bir şekilde kullanılır. Özellikle pamuk tarımında zararlıları kontrol amacıyla kullanılır. Suda çözünürlüğü oldukça yüksektir fakat dirençli değildir. Aldikarb sülfoksit ve aldikarb sülfon, aldikarbın formlarıdır. Aldikarb yeraltı sularında 50 µg/ konsantrasyona kadar tespit edilmiştir. Yüzeysel sularda da mevcuttur.

Başlıca etkileri, solunum yolları üzerindeki olumsuz etkiler olarak söylenebilir. Laboratuvar hayvan deneylerinde kanserojen bulgulara rastlanmamıştır.

USEPA aldikarb ve formlarını kanserojen olmayan gruba (D grubu) dahil etmiştir. MCLG ve MCL değerleri 0.01 mg/l olarak verilmiştir.

2.7.2.4. Atrazin

Atrazin bir herbisit türüdür ve özellikle mısır ve soya fasülyesi tarımında kullanılır. Sudaki çözünürlüğü oldukça düşüktür. Hem yüzeysel hem de yeraltı sularında bulunabilmektedir. USEPA yaptığı çalışmalarda 0.1 ila 2.5 µg/ konsantrasyonlara kadar sularda rastlamıştır.

Hayvan deneylerinde çok düşük toksidite etkileri gözlenmiştir. USEPA, atrazini muhtemel kanserojenik grup olarak C grubuna dahil etmiştir. MCLG ve MCL değerleri 0.003 mg/l olarak tespit edilmiştir.

2.7.2.5. Karbofuran

Karbofuran bir insektisittir. Özellikle mısır tarımında kullanılmaktadır. 700 mg/l çözünürlüğe sahiptir ve yarılanma ömrü toprakta 30 ila 60 gündür. Yeraltı sularında 1 ila 50 µg/ konsantrasyona kadar tespit edilmiştir.

Direkt olmasa da dolaylı etkileri mevcuttur. Hayvan deneylerinde, testiküler dejenerasyon ve köpeklerde aspermia hastalığı olarak belirlenmiştir. USEPA karbofurani kanserojen olmayan E grubuna dahil etmiştir. MCLG ve MCL 0.04 mg/l olarak verilmiştir.

2.7.2.6. Klordane

Klordane insektisit olarak kullanılmaktadır. Teknik klordane, stereoizomer diğer klorlu analogların karışımıdır. 150 ila 220 µg/ arasında çözünürlüğü vardır. 1977'de kullanımı yasaklanmasına rağmen toprakta insekt kontrolu amacıyla kullanılmaktadır.

Akut ve kronik etkileri olarak nörotoksidite, enzim aktivitesinde azalma ve karaciğerde değişiklikler olarak görülmektedir.

USEPA klordane'i kanser riski bulunan B2 grubuna dahil etmiştir. 0.02 µg/ konsantrasyonda kanser riski 10^{-6} olarak hesaplanmıştır. MCLG değeri 0 ve MCL değeri ise 0.002 mg/l olarak öngörülmüştür.

2.7.2.7. 2,4 D

2,4 Diklorofenoksiasetikasit herbisit olarak kullanılmaktadır. Zirai ve akuatik uygulamalarda kullanılmaktadır. Çözünürlüğü oldukça yüksektir (540 mg/l) ve kimyasal ve biyolojik çevrede indirgeyici olarak rol oynar. Suda yarılanma ömrü 1 haftadır, toprakta 6 hafta civarındadır.

2,4 D 'ye birçok içmesuyu sisteminde rastlanmamıştır. Kısa süreli akut etkileri kas bozuklukları, uyuşukluk ve koordinasyon bozuklukları olarak tespit edilmiştir.

USEPA 2,4 D'yi kanserojen olmayan D grubuna almıştır. MCLG ve MCL 0.07 mg/l olarak bilirlenmiştir.

2.7.2.8. Dibromokloropropan (DBCP)

Dibromokloropropan, zirai amaçlı olarak kullanılır ve suda oldukça çözünürdür (100 mg/l). Yeraltı sularına karışabilmektedir. Yeraltı sularında yapılan araştırmalarda 0.02 ila 20 µg/l arsında konsatrasyonlarda rastlanmıştır.

Labaratuvar ölçekli olarak yapılan hayvan deneylerinde gözlenen akut etkiler; hepatoselüler nekrozlar, spermatojenik elementlerin testislerde azalması ve testiküler atrofi olarak belirlenmiştir. Yapılan çalışmalarda kanserojen bulgulara da rastlanmıştır. Bu bulgulara dayanarak USEPA DBCP'yi muhtemel kanser riski taşıyan B2 grubuna dahil etmiştir. MCLG değeri 0 ve MCL değeri ise 0.0002 mg/l olarak tespit edilmiştir.

2.7.2.9. 1,2 Dibromokloropropan

1,2 Dibromokloropropan toprak şartlandırmada, metal indirgemede, akışkanlardan kurşun sıyırma işlemlerinde ve kuru temizleme işlemlerinde kullanılır. Aynı zamanda perkloretilen ve karbontetraklorid üretiminde de kullanılır.

Toksik etkileri nekroz ile beraber karaciğer üzerindeki etkileri ve hepatik değişiklikler olarak belirlenmiştir. Labaratuvar hayvan deneylerinde kanserojenik bulgulara rastlanmıştır.

USEPA, 1,2 Dibromokloropropan'ı kanser olasılığı muhtemel B2 grubuna dahil etmiştir. MCLG değeri 0 ve MCL değeri 0.005 mg/l olarak tespit edilmiştir.

2.7.2.10. Dinoseb

1945'ten beri herbisit ve insektisit olarak kullanılmaktadır. Bitkisel ürünlerin muhafazasında da kullanılır. Suda yaklaşık olarak 52 mg/l mertebesine kadar çözünabilmektedir. Dinoseb'in tuz formunun çözünürlüğü daha yüksektir.

İnsan sağlığı üzerindeki başlıca etkileri; yorgunluk, aşırı terleme ve psikolojik bozukluklar olarak sayılabilmektedir. Kronik etkileri; karaciğer, akciğer ve kalp gibi organlarda gelişmenin durması ve organ ağırlığının azalması olarak tespit edilmiştir. MCLG ve MCL değerleri tam olarak tespit edilememiştir.

2.7.2.11. Endrin

Endrin; insektisitlerin sayklodin grubuna dahildir. Ticari olarak üretimi mevcuttur ve suda 0.25 mg/l mertebesine kadar çözünabilir. Diğer sayklodinler gibi besin zincirinde birikme yapar.

USEPA'nın yakın zamana kadar yaptığı çalışmalarda sularda dikkate alınır bir konsantrasyonda rastlanmamıştır. Laboratuvar deneylerinde kanserojenik bulgulara rastlanmamıştır.

USEPA endrini kanserojenik gruba almamıştır (grup D). Endrin içmesuyu sistemlerinde yeni yeni belirlenmeye başlamıştır. MCLG ve MCL değerleri ileriki zamanlarda tespit edilecektir.

2.7.2.12. Epiklorhidrin (ECH)

Epiklorhidrin, halojenli bir alkil epoksid türüdür. Flokülant madde üretiminde, epoksi ve fenoksi reçinelerde, solventlerde, selüloz, boya ve vernik sanayiinde kullanılmaktadır. Flokülantlar su arıtımında, verniklerde bazen su tanklarının ve hatlarının kaplamasında kullanılmaktadır. Sudaki çözünürlüğü oldukça yüksektir ($6.6 \cdot 10^4$ mg/l).

Epiklorhidrin; böbreklerde, karaciğer, pankreas, dalak ve adrenalde oldukça hızlı bir şekilde absorbe edilir ve birikme özelliği gösterir. Aşırı dozda solunumda; göz ve solunum yolu tahribatına, başağrılarına ve kalp çarpıntılarına yol açar. Laboratuvar ölçekli hayvan deneylerinde; böbrek rahatsızlıkları, kilo kaybı, beyaz kan hücrelerinin artması, depresyon gibi akut etkiler görülmüştür. ECH'nin bazı çalışmalarda kanserojenik etkilerine rastlanmış ve tümörleri arttırdığı belirlenmiştir.

Hayvan deneyleri üzerindeki bulgulara dayanarak USEPA ECH'yi muhtemel kanserojenik grup olan B2 grubuna dahil etmiştir. 4 µg/l konsantrasyonda bir suyun 10^{-6} kanser riski taşıdığı belirtilmiştir. MCLG değeri 0 olarak önerilmiştir. ECH'yi minimum yapacak arıtma teknikleri MCL için tavsiye edilmiştir.

2.7.2.13. Etilbenzen

Etilbenzen styren üretiminde kullanılan organik bir solventtir. Suda hafif olarak çözünür (1.52 mg/l). Yeraltı sularında da rastlanılmaktadır. Etilbenzen hızla absorbe olur ve birikme özelliği gösterir. Akut teslerde çok toksik etkileri görülmemiştir. Kronik testlerde ise bazı karaciğer ve böbrek fonksiyonu bozuklukları görülmüştür. Etilbenzenin kanserojen olduğuna dair yeterli bulgular mevcut değildir.

USEPA etilbenzeni kanserojen olmayan D grubuna almıştır. MCLG ve MCL değerleri 0.7 mg/l olarak önerilmiştir.

2.7.2.14. Etilendibromid (EDB)

Etilendibromid pestisit olarak kullanılmaktadır. Kurşunlu gazolinde katkı maddesi olarak kullanılmaktaydı. 1984 yılında yasaklandı. EDB oldukça çözünürdür (4500 mg/l) ve yüksek oranda uçucudur. Hem yeraltı sularında hem de yüzeysel sularda bulunabilir. İçmesularında 0.1 ila 560 µg/l arasında konsantrasyonlarda rastlanmıştır.

EDB, akut olarak maruz kalındığında oldukça toksiktir. Etkilediği organlar akciğer, karaciğer, böbrek ve CNS'dir. Hayvan deneylerinde kanserojen bulgulara rastlanmıştır. Bu nedenle USEPA EDB'yi kanser riski muhtemel B2 grubuna dahil

etmiştir. 0.0006 µg/l konsantrasyonda bir suda kanser riski 10^{-6} olarak hesaplanmıştır. MCLG değeri 0 ve MCL 0.00005 mg/l olarak verilmiştir.

2.7.2.15. Heptaklor ve Heptaklor Epoksid

Heptaklor ve heptaklor epoksid endrin ve klordane ile beraber insektisitlerin sayklodin grubundandır. Heptaklor ticari olarak mevcuttur ve çözünürlüğü 0.56 mg/l'dir. Fotokimyasal ve biyolojik olarak hızlı bir şekilde heptaklor epokside oksitlenir. Bu da daha kararlıdır (0.35 mg/l).

USEPA 1978'de kullanımını yasaklamıştır. Kısıtlanmasına rağmen zirai faaliyetlerde kullanılmaya devam edilmiştir. Yapılan araştırmalarda su temin sistemlerinde 0.01 µg/l'ye kadar rastlanmıştır. Akut etkileri başlıca CNS bozukluklarını kapsar. Düşük dozlarda enzim azalması, hiperplasia ve hepatik trombozis gibi etkiler görülmüştür. Ayrıca hayvan deneylerinde güçlü kanserojenik bulgulara rastlanmıştır.

USEPA heptaklor ve heptaklor epoksidi muhtemel kanserojen grup olan B2 grubuna dahil etmiştir. 0.01 µg/l konsantrasyonda kanser riski 10^{-6} olarak hesaplanmıştır. MCLG değeri 0 ve MCL değeri ise 0.0004 mg/l olarak verilmiştir.

2.7.2.16. Lindane

Lindane, benzen heksakloridin %99 gama izomerini kapsayan bi insektisittir. Ticari ve evsel uygulamaları mevcuttur. Şampuanlarda, bit kontrolünde kullanılır. Suda bir miktar çözünür (7.8 mg/l). Su temin sistemlerinde düşük konsantrasyonlarda bulunmuştur (0.002-0.01µg/l).

Karaciğer ve böbrek en çok etkilediği organlardır. Akut etkileri nörolojik ve davranış bozuklukları olarak göze çarpar. Hayvan deneylerinde çok düşük kanserojenik bulgulara rastlanmıştır.

USEPA lindane'i olası kanserojen gruba (grup C) almıştır. 0.03 µg/l konsantrasyonda suda kanser riski 10^{-6} olarak hesaplanmıştır. MCLG değeri ve MCL değeri ise 0.0002 mg/l olarak verilmiştir.

2.7.2.17. Metoksiklor

Metoksiklor insektisit olarak kullanılmaktadır. Ev ve bahçe uygulamalarında, hayvan bakımında kullanılmaktadır. Kimyasal olarak diklorodifeniltrikloreten (DDT) olarak bilinir. Fazla çözünür değildir (0.28 mg/l)

Görülen başlıca etkileri CNS bozuklukları, kronik neprit, kistik nepropathy ve testiküler atrophy olarak belirlenmiştir. Mutajenik ve kanserojenik etkileri hakkında bulgular yeterli değildir.

USEPA metoksikloro kanserojenik olarak değerlendirmeye almamıştır ve D grubuna dahil etmiştir. MCLG ve MCL değerleri 0.4 mg/l olarak verilmiştir.

2.7.3. Polinükleer Aromatik Hidrokarbonlar (PAH)

Polinükleer aromatik hidrokarbonlar, polisiklik ve heterosiklik aromatik zincirin zıt grubudur. Yetersiz oksijen mevcudiyetinde tam yanmamış organik maddelerden meydana gelir. Genelde ana kaynağı insan menşeevidir. Benzo(a)pyrene kanserojenik etkileri nedeniyle en çok tanınan elemanıdır. Doğal hidrokarbonların pirolizi sonucu meydana gelir ve kömür, petrol, mazot, fuel yakıt ürünleri ve sigara dumanında bulunur.

PAH suda çok az miktarda çözünür. Çözünürlükleri suda deterjan ve yüzeyaktiflerin varlığında artar. Yapılan değişik araştırmalarda içmesuyu sistemlerinde 0.014 ila 2.5 µg/l arasında konsantrasyonlarda tespit edilmiştir. Yapılan çalışmalar, PAH içeren substanslar ile ilgili çalışmalar yapan insanlarda (mesela kömür gazı, katran, kurum ve yanma emisyonları) ölümle sonuçlanan akciğer kanserinin arttığı rapor edilmiştir. Labaratuvar ölçekli hayvan deneylerinde PAH'ın kronik ve subkronik dozlarının sistemik toksidite yaptığı, büyümeyi durdurduğu, hematopoetik ve limpoid sistemlerde dejenerasyona yol açtığı gözlenmiştir. Ayrıca PAH'ın özellikle DNA'yı etkilediği de belirtilmiştir.

PAH, USEPA tarafından takip edilen 83 kirletici arasındadır. MCLG ve MCL değerleri tespit edilmemiştir.

2.7.3.1. Poliklor Bifenil (PCB)

Poliklor bifenil herbiri bifenil hücresi içeren renksiz ve stabil iki veya daha fazla klor atomundan oluşan bir gruptur. Teknik PCB, 40 ila 60 farklı klorlu fenilden oluşur. Sıcaklığa karşı dirençleri yüksektir ve plastik sanayiinde , ısı transfer elemanlarında, hidrolik akışkanlarda, kompresör yağlarında, kapasitörlerde ve transformatörlerde kullanılmaktadır.

PCB düşük akut toksiditeye sahiptir. Bioakümüasyonu yüzünden kronik etkileri endişe yaratmaktadır. Labaratuvar deneylerinde karaciğer zehirlenmesi, karaciğer genişlemesi, metabolizma bozuklukları gözlenmiştir. PCB USEPA tarafından muhtemel kanser riski olan B2 grubuna dahil edilmiştir. 0.0079 µg/l konsantrasyonda kanser riski 10^{-6} olarak hesaplanmıştır. MCLG değeri 0 ve MCL değeri 0.0005 mg/l olarak verilmiştir.

2.7.3.2. Pentaklorofenol (PCP)

Özellikle ahşap koruyucu olarak kullanılır. Aynı zamanda herbisit, insektisit ve fungusit olarak da kullanılır. 1984 yılında USEPA ahşap koruması dışında kullanımını yasaklamıştır. Pentaklorofenol suda az miktarda (18 mg/l) çözünür.

PCP'nin etkilediği başlıca organlar karaciğer, böbrek ve CNS olarak belirlenmiştir. Karaciğer ağırlığının artması ve hepatik etkiler karaciğerde görülen en önemli etkiler olarak tespit edilmiştir. Böbrekte ağırlık artması ve pigmentasyon, CNS'de kapiler kan birikmesi ve sinir hücrelerinin kromatoloji görülen diğer etkilerdir. Vücutta yenilenme üzerinde de ters etkileri vardır.

PCP, USEPA tarafından kanserojen olmayan D grubuna alınmıştır. Fakat daha sonra Ulusal Toksikite Raporu'nda B2 grubuna alınmıştır. MCLG ve MCL 0.2 mg/l olarak belirtilmiştir.

2.7.3.3. Simazin

Simazin mısır tarımında, akuatik zararlı otların temizlenmesinde ve alg kontrolünde kullanılmaktadır. Uçucu değildir ve çözünürlüğü düşüktür (5 mg/l).

İnsan sağılığı üzerindeki etkileri hakkında bulgular sınırlıdır. Düşük toksidite etkisine sahiptir. Hayvan deneylerinde çok önemli bulgulara rastlanmamıştır. Kanserojenik olduğuna dair veriler mevcut değildir. USEPA tarafından takip edilen 83 kirletici arasındadır.

2.7.3.4. Styren (Vinil benzen)

Styren, plastiklerin üretiminde, sentetik kauçuklarda, reçinelerde ve izolatörlerde kullanılmaktadır. Styren'den üretilen bazı reçineler su arıtma maksatlı olarak kullanılmaktadır. Suda çözünürlüğü çok düşüktür.

Düşük akut toksiditeye sahiptir. En önemli etkileri kilo kaybı, karaciğer ve böbrek büyümesi, akciğerde kan birikmesi olarak belirlenmiştir. USEPA vinilbenzen'i muhtemel kanserojen gruba (B2 grubu) almıştır. MCLG değeri 0 ve MCL değeri ise 0.005 mg/l olarak verilmiştir.

2.7.3.5. 2,3,7,8-TCDD (Dioksin)

2,3,7,8-Tetraklorodibenzo-p-dioksin direkt olarak üretilmez. 2,4,5-triklorofenoksiasetik asit gibi değişik herbisitlerin üretiminde kullanılan maddelerden oluşur. Klorlu fenollerin, klorlu benzenlerin ve poliklorlu difenilesterlerin pirolizi sırasında da meydana gelebilir. Dioksin toprakta mobil değildir ve suda bulunma ihtimali düşüktür.

Dioksin metabolizmada hızla absorblanır ve akümüle olur. Kilo kaybı ve karaciğer üzerindeki etkileri en tipik etkileridir. Dioksin potansiyel hayvan kanserojen maddedir. Oral maruz kalma; hepatoselüler karsinomlara, tiroid ve adrenal kortikal etkilere yol açar. USEPA dioksini muhtemel kanserojenik madde grubuna (B2 grubu) dahil etmiştir. MCLG ve MCL değerleri belirlenmemiştir.

2.7.3.6. 2,4,5-TP (Silveks)

Silveks, su yollarında ve kanallarda herbisit ve çeşitli yabancı otların kontrolünde kullanılmaktadır. 1979 da kullanımı askıya alınmıştır. Sudaki çözünürlüğü iyidir (140 mg/l).

Yüksek dozlarda silveks; depresyon, eklem zayıflığı, böbrek yetmezliği ve karaciğer üzerinde olumsuz etkiler olarak belirtilmiştir. Labaratuvar deneylerinde kanserojen bulgulara rastlanmamıştır. USEPA yetersiz kanıtlardan dolayı 2,4,5-TP'yi kanserojik olmayan gruba (D grubu) dahil etmiştir. MCLG ve MCL değerleri için 0.05 mg/l değerleri verilmiştir.

2.7.3.7. Toluen (Metil benzen)

Toluen kurşunsuz gazolinde, benzen ve diğer benzeri kimyasalların üretiminde başlangıç materyali olarak kullanılır. Boya, kaplama, yağ ve reçine maddelerinde solvent olarak kullanılır. Suda oldukça çözünürdür (534.8 mg/l).

Akut ve kronik etkileri CNS depresyonu ve zedelenmeleri , akciğer, böbrek ve karaciğerde yaralanmalar olarak belirlenmiştir. Yapılan çalışmalarda kanserojenik bulgulara rastlanmamıştır. USEPA metil benzeni kanserojenik olmayan D grubuna dahil etmiştir. MCLG ve MCL 2 mg/l olarak belirlenmiştir.

2.7.3.8. Toxaphene

İnsektisit olarak kullanılır. Suda çözünürlüğü 0.4 mg/l civarındadır. Etkileri genelde CNS üzerinde yoğunlaşmıştır. Yorgunluk ve davranış bozuklukları en belirgin etkilerdir. Kronik etkilerde en riskli organ karaciğer olarak belirlenmiştir. Hayvan deneylerinde tiroid tümörlerini arttırdığı gözlenmiştir.

USEPA toxaphene'i kanser riski yüksek B2 grubuna dahil etmiştir ve 0.03 µg/l konsantrasyon için kanser riski 10^{-6} olarak hesaplanmıştır. MCLG değeri 0 ve MCL değeri 0.005 mg/l olarak verilmiştir.

2.7.3.9. Xylene

Orto, meta ve para olmak üzere üç farklı izomere sahiptir. Gazolinde solvent olarak ve değişik organik madde sentezlerinde, ilaç endüstrisinde kullanılır. Sudaki çözünürlüğü çok düşüktür.

Başlıca etkileri CNS’de bozukluklar ve karaciğer hasarlarıdır. Hayvan deneylerinde kanserojenik bulgulara rastlanmamıştır. Bu nedenle USEPA, xylene’i kanserojenik olmayan D grubuna dahil etmiştir. MCLG ve MCL 10 mg/ l olarak verilmiştir.



BÖLÜM 3

KOAGÜLASYON-FLOKÜLASYON ve ORGANİK MADDELER

3.1. KOAGÜLASYON-FLOKÜLASYON VE GENEL MEKANİZMALAR

Çözünmüş organiklerin koagülasyonunda ana konular şöyle özetlenebilir:

- Hümik maddelerin tek başına koagülasyonu
- Serbest hümiklerin olduğu durumlarda mineral partiküllerle koagülasyon
- Mikroorganizmaların koagülasyonu
- Koagülantlar: Al (III), Fe(III), Polielektrolitler
- Ozonlamanın etkileri
- Mekanizma ve stokiometri
- Flok karakteristikleri
- Flok formasyonunu takip eden ayırma prosesleri
- Çökeltme
- Çözünmüş hava ile yüzdürme
- Filtrasyon

Bu proseslerde flok formasyonunu etkileyen önemli konular da şöyle sayılabilir:

- Hacim, yoğunluk ve boyutlar
- Koagülasyonu etkileyen hümiklerin kimyasal özellikleri
- Yüksek moleküler ağırlıkta polianyonlar
- Poliaromatik polihidroksi-metoksi karboksilik asitler
- pH'ya bağlı toplam yük ve yük yoğunluğu
- Kompleks yapma özellikleri

Çözünmüş organik maddeler içeren sularda hümik maddeler, koagülasyonu etkileyen en önemli faktörlerden biridir. Bu, hümik maddelerin reaktifliğinin ve partikül konsantrasyonunun bir sonucudur.

3.1.1. Koagülasyonla Organik Giderimi

Hümik ve fülvik asitlerin koagülasyonu ile ilgili çalışmalar oldukça sınırlıdır. Hall ve Packham, nehir sularından aldıkları numuneleri makroporos anyon değiştiricilerden geçirerek hümik substansları ayırmışlardır. Organikler 2 M sodyum klorür kullanılarak hümik ve fülvik fraksiyonlarına ayrılmışlardır. Çalışmalar daha sonra fülvik ve hümik asidin kaolinit bulunması ve bulunmaması durumuna göre koagülasyonla giderimine yönelik olarak devam etmiştir.

Hall ve Packham, ham sudaki hümik ve fülvik materyallerin konsantrasyonu ve optimum koagülant dozu arasında stokiometrik bir ilişki bulmuşlardır. Fülvik asidin hümiklere göre daha yüksek koagülant dozuna ihtiyaç duyduğu belirlenmiştir.

Alum koagülasyonu için optimum pH 5-6 iken, ferrik koagülasyonu için bu değer 3,5-4,5 arasında olmuştur. Pozitif yüklü hidrolize alüminyum türleriyle karboksil gruplu hümik moleküller arasında özel kimyasal reaksiyonlar sonucu meydana gelen çözünmeyen alüminyum hümat veya fülvatlardan dolayı alum koagülasyonu tavsiye edilmiştir [13].

Mangravite, hümik asit konsantrasyonunun, alum dozajının ve pH'nın hümik asitlerin stabilitesi üzerinde etkili olduğunu belirtmiştir [14]. Bu stabilite aynı zamanda hümik asitlerin destabilizasyon mekanizmasını da ifade etmektedir. $pH < 5$ ve $pH > 8$ olduğunda hümik asitlerin stabil olduğu belirtilmiştir. $pH = 7-8$ arasında hümikler stabildir, fakat bulanıklık, koagüle olmayan hümiklerden daha fazladır. $pH = 5-6$ arasında, hümik asitler, çözünebilir, hidrolize polinükleer alüminyum katyonlar tarafından destabilize edilir. Hümik asit $pH = 5.5-6.5$ arasında alüminyum hidroksit çökeltileri tarafından destabilize edilir. pH 6'nın üstünde yüksek alum dozajlarına ihtiyaç olduğu belirtilmiştir. Pozitif yüklü alüminyum katyonlarla negatif yüklü hümik asitler arasındaki kimyasal girişim, yani yük nötralizasyonu ve destabilizasyon pH 4-6 arasında beklenmektedir. Kısacası, hümik substansların inorganik koagülantlarla koagülasyonu, iki destabilizasyon mekanizmasıyla başarılabilir. Yük nötralizasyonu veya suda çözünmeyen kompleksler oluşturulabilirler. Alum dozu arttıkça zaman çökelme meydana gelir, bununla beraber, alüminyum hidroksit floklarıyla hümik materyaller arasındaki destabilizasyon da meydana gelebilir.

Su arıtma uygulamalarında; pH, koagülant dozu ve ham su hümik madde konsantrasyonu koagülasyon proseslerinin işletimini oldukça etkiler. Bu parametreler yakın zamana kadar renk giderimi proseslerinde önem arz ediyordu. Black ve Willams iki renkli ham su üzerinde alum ile yaptığı çalışmalarda optimum pH'yı 5,2-5,7 olarak belirlerken, ferrik sülfat ile yaklaşık 4-4,6 gibi değerler belirlenmiştir [15]. Aynı zamanda, optimum koagülasyon pH'sında flokların zeta potansiyel değerlerinin düşük olduğu belirtilmiştir. Thompson ve arkadaşları da magnezyumun renk giderimi için etkili bir koagülant olduğunu belirtmişlerdir [15].

3.1.2. Bulanıklık ve Organiklerin Giderimi

Bulanıklık ve organik maddelerin gideriminde yapılan çalışmalarda hümik ve fülvik asit fraksiyonları ile bulanıklık birbirinden ayrılmıştır. Hall ve Packham, fülvik asidin bulunduğu bir solüsyonda, optimum pH'da kaolin bulanıklığı gideriminde fülvik asidin önemli bir etkiye sahip olduğunu gözlemlemişlerdir. Kaolin ve fülvik asit ayrı ayrı koagüle edildiğinde optimum pH'yı 7.0 ve 5.5 olarak belirlemişlerdir [15].

Fülvik asidin varlığında kaolin koagüle edildiğinde optimum pH daha asidik bir değere doğru değişmiştir. Bulanıklık ve organik giderimi için optimum pH değerinin farklılık gösterdiği belirtilmiştir. Bununla beraber, % 50 turbidite giderimi için gerekli koagülant dozu, % 50 organik giderimi (fülvik asit) için gerekli koagülant dozundan daha yüksek olduğu için, bu verilen en iyi bulanıklık gideriminin en iyi organik giderimini de sağladığını işaret etmektedir. Albert, nehir sularında organiklerin turbidite giderimi üzerindeki etkilerini incelemiş ve turbidite giderimi için optimum pH'nın, organik giderimi için optimum pH'dan daha yüksek olduğunu gözlemlemiştir [15].

Narkis ve Rebhun, hümik ve fülvik asitlerin varlığında kil süspansiyonlarının koagülasyonu üzerinde çalışmışlardır. Çalışmalarında moleküler ağırlığı 330.000 olan katyonik polielektrolit kullanmışlardır. Solüsyonda organik madde bulunmasının veya kil yüzeyinde kompleks olarak bulunmalarının koagülasyonu zorlaştırdığını göstermişlerdir. Katyonik polielektrolitlerin interpartiküle köprüleriyle

destabilize olmadan önce kil yüzeyinde serbest organik asitlerle reaksiyona girdiği daha sonrada hümat ve fülvatlarla reaksiyona girdiğini göstermiştir [15].

Moore, kaolin varlığında fülvik asitin koagülasyonunu incelemiş ve etkili bir koagülasyon için fülvik asidin gerekli alum dozunu belirlediğini ifade etmiştir [15].

Benzer çalışmalar hümik ve fülvik asit fraksiyonlarıyla devam etmiştir. Yüzeysel suların davranışlarıyla ilgili çalışmalar sınırlıdır. Yakın zamanda Semmens ve Field Mississippi Nehri'nin sularıyla çalışmış ve organik ve bulanıklık giderimi için optimum pH'nın benzerlik gösterdiğini belirlemiştir. Bazen optimum pH'nın farklılık gösterdiği de gözlenmiştir. 25 mg/l alum dozunda organik giderim yüzdesi ve bulanıklık giderimi üzerindeki pH etkisi araştırılmış, en düşük bulanıklık giderimi pH 3,8'de gözlenmiştir. pH 3,8'den 5'e yükseldiğinde organik gideriminin neredeyse iki katına çıktığı fakat bulanıklık gideriminin % 75'ten % 45'e düştüğü belirtilmiştir. Bulanıklık giderimi için alum dozu artırıldığı zaman optimum pH'nın da yavaşça arttığı ifade edilmiştir. Alum dozu 50 mg/l iken en iyi bulanıklık ve organik gideriminin pH 5,0'ta meydana geldiği belirtilmiştir. 75 mg/l alum dozunda bulanıklık gideriminin pH 3,75 ila 6,4 arasında iyi sonuçlar verdiği, organik gideriminin de % 45'ten % 82'ye kadar değişiklik gösterdiği belirtilmiştir. 100 mg/l alum dozunda bu trendin daha belirgin olduğu ifade edilmiştir [15].

Özetle, tabii sularda organiklerin giderimi için en iyi koşullar, en iyi bulanıklık giderimi için aynı veya farklı olabilir. Eğer alum dozajı etkin bir şekilde yüksekse, iyi bulanıklık giderimi geniş bir pH aralığında gözlenebiliyorsa, optimum pH en iyi organik giderimindeki pH olarak seçilebilir. Düşük koagülant dozlarında en iyi pH değeri, bulanıklık gideriminin faydalarıyla organik gideriminin faydaları arasındaki mukayese ile belirlenebilir.

Nihai olarak, karar, arzu edilen artırılmış çıkış suyu kalitesi ve birim maliyet gözönüne alınarak verilmelidir.

3.1.3. Tabii Organik Maddelerin Koagülasyonu

Hidrofobik asit fraksiyonu, tabii organik maddelerin koagülasyon ile gideriminde en önemli etken olarak göze çarpmaktadır. Bu maddenin giderimi için , pH'ya bağlı olarak negatif yüklü 5 ila 15 $\mu\text{eq}/\text{mg}$ çözünmüş organik karbonun nötralizasyonu gerekmektedir. Tabii organik maddeler ya direkt olarak ya da partikül yüzeyine

adsorbe vaziyette çökelmektedir. Çökelme reaksiyonları, metal (Al) ve organik kökenli maddelerin kompleks oluşturmalarını müteakip meydana gelmektedir. Negatif yüklü organik maddeler pozitif yüklü (Al) türleriyle güçlü elektrostatik kökenli kompleks reaksiyonları oluşturur. Negatif yük doyduğu zaman çökelme başlar.

Tabii organik maddelerin Al koagülantlı solüsyonlarla giderimi aşağıdaki kimyasal reaksiyonları kapsamaktadır.

- 1)Al ile tabii organik maddelerin kompleks reaksiyonları, özellikle hümik ve fülvik asitler ile olan reaksiyonlar
- 2)İnorganik OH ile organikler arasında Al hidroliz reaksiyonları
- 3)Yük nötralizasyonu ve kompleks oluşumunu müteakip Al-DOM partiküllerin direkt çökeltilmesi
- 4)Koagülant dozlamasını takip eden $Al(OH)_3$ 'ler üzerine tabii organik maddelerin adsorpsiyonu

Nötral veya asidik pH şartlarında hümik ve fülvik asitlerin Al ile kompleks oluşturdıkları aşıkardır. Pratikte Al koagülantları kullanıldığında her ne kadar koagülasyon proseslerine işaret edilmekte ise de aslında görünen kimyasal çökelme prosesidir.[17]

3.1.4. Alüminyum-Fülvat Kompleksleri

Van Benchoten ve Edzwald (1990) alum ve fülvik asit arasında kompleks oluşum modellerine değinmiştir [4]. Fülvik asidin $\mu\text{eq}/\text{mg}$ çözünmüş organik karbona göre bilinen konsantrasyonu ile Al fraksiyonunu ölçmüşlerdir. Ph 5 ila 7 arasında tipik koagülant dozlarını bulmuşlardır. Alum kullanıldığında Al ile fülvik asidin hidrolize olduğunu gözlemişlerdir. Kompleks oluşumu ve yük nötralizasyonu için düşük Al'ye ihtiyaç vardır. Bir başka deyişle $Al(OH)_2^+$ 'den daha etkili olan Al^{+3} ile hidroliz yoktur. Elde edilen bir diğer veri de düşük pH 'da daha az koagülant kullanıldığıdır. Ayrıca suyun tamponlama kapasitesi ,sıcaklığı, bakiye koagülant ve partikül stabilitesi de koagülasyonu etkileyen faktörlerin başında gelmektedir.

3.1.5. Koagülasyon-Flokülasyon Sürecinde Pestisit Giderimi

Corollo tarafından yapılan bir çalışmada 0,1 mg/l ve 10 mg/l DDT içeren suda, sedimentasyon ve filtrasyon ile desteklenen koagülasyonda % 84'ten %95'lere kadar giderim gözlenmiştir. Benzer koşullar altında demir tuzlarıyla da yakın sonuçlar elde edilmiştir. Daha sonraları Robeck 10 ve 25 µg/l DDT içeren suda yaklaşık % 97 giderim sağlamıştır. Bu çalışmada koagülant yardımcı maddesi olarak aktif silika kullanılmıştır.

Whitehouse değişik sertlikler içeren sularda DDT giderimi için çalışmış, sadece % 30-40 gibi değerlerde giderim sağlamış ve koagülant dozunun artmasıyla giderimin yükselmediğini ve karbonat sertliği arttıkça yüzde giderimin düştüğünü not etmiştir. DDT ile mukayese edildiğinde, cyclodienes, aldrin, endrin, dieldrin ve toxaphene gibi pestisitlerin gideriminde alumun rölatif olarak bu pestisitlere karşı daha zayıf olduğu belirtilmektedir. Whitehouse, Nicholson, Cohen ve Lauer yaptıkları yaptıkları çalışmalarda bu konuda destekleyici açıklamalarda bulunmuşlardır.

Lindane, organofosfat pestisitlerden paration ve malation, 2, 4-D herbisite ve insektisite rotenone üzerindeki çalışmalarda, koagülasyonun bu kirleticileri gidermede büyük oranda etkisiz kaldığını gözlemiştir [15].

Pestisitlerin koagülasyonla giderimi, suda bulunan tabii organik maddelerle pestisitler arasındaki birlikteliğe bağlıdır. Eğer kuvvetli bir bağ mevcutsa, alum ile en iyi giderim pH 5-6'da, demir ile pH 4-5 'te meydana gelmektedir. Bununla beraber prosesin performansı açısından koagülasyon pH'sının etkisi tam yeterli değildir. [18]

3.1.6. Kil-Organik Girişimi

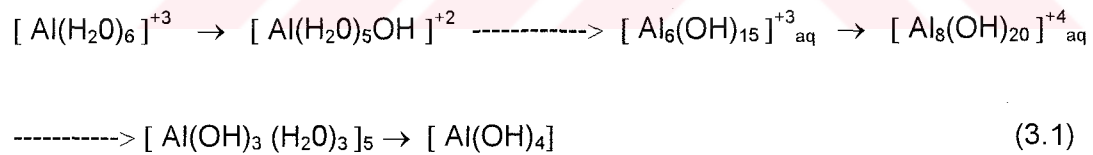
Kil mineralleri tabii sularda hümik substratlara adsorbe vaziyette bulunurlar. Adsorbsiyon, kilin tipine, katyonik formuna ve çözeltinin pH'sına bağlıdır. Adsorbsiyon mekanizması, hümik ve fülviklerin yapısı tam olarak belli olmadığından anlaşılamamıştır. Bu mekanizmada, multivalent katyonların varlığı, negatif yüklü killer ve negatif yüklü organikler arasında köprü kurması bakımından önemlidir.

Kil yüzeyindeki demir ve alüminyum iyonlarında önem arz etmektedir. Bu metallerin polihidroksi bileşikleri kil yüzeyinde pozitif bir bölge oluşturarak adsorbsiyonun değişimini kolaylaştırır. Dönüşebilir reaksiyonlar gibi, bu adsorbsiyon modu dönüşebilir ve elektrolit konsantrasyonunu da güçlü bir şekilde etkiler.

Bununla beraber, hümik materyallerin adsorbsiyonu bazen dönüşümsüzdür. Maksimum adsorbsiyon, hümik materyalin pKa'sıyla ilgili olan pH'a yakın pH'da olur. Ayrıca eklemek gerekirse, hidrojen bağları ve Van der Waals bağları da bu mekanizma üzerinde etkilidir. Eğer hümik molekül, nötr yüklü olarak bulunuyorsa ve etkin bir fleksibilitateye sahipse, kilin yüzeyiyle kontak kurar.[19] Schnitzer ve Kahn, pH 4,5'tan daha az değerlerde yeterli miktarda fülvik asidin kil yüzeyine adsorbe olduğunu belirtmiştir. Yapılan benzer çalışmalarda da pH'ın adsorbsiyon mekanizması üzerindeki etkili olduğu ifade edilmiştir [15].

3.2. ALUM İLE KOAGÜLASYON (AL III)

Arıtma proseslerinde organik madde giderimi istenen bir durumda, alüminyum ve demir tuzları en çok kullanılan koagülasyon ve flokulasyon maddeleridir. Al(III)'ün koagülant madde olarak kullanıldığı durumlarda stokiometri şöyle yazılabilir:

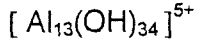


pH 4-7 arasında $[Al_8(OH)_{20}]^{+4}$ gibi pozitif yüklü polihidroksi kompleksler etkili flokulantlardır. Aşırı doygun hidroksi formasyonundaki maddeler $[Al(OH)_3 (H_2O)_3]_5$ halinde kolloid partiküllerle flok oluşturarak çökelir.

Diğer monomerik ve polimerik türler aşağıdaki gibi belirtilmiştir.

Monomerler: $[Al(OH)]^{2+}$; $[Al(OH_2)]^{+}$; $[Al_2(OH)]^{4+}$; $[Al(OH)_4]^{-}$

Polimerler: $[Al(OH)_{15}]^{3+}$; $[Al_7(OH)_{17}]^{4+}$; $[Al_8(OH)_{20}]^{+4}$; $[Al_{13}(O_4(OH)_{12})]^{7+}$;



Spesifik mekanizmalar içerisinde önemli rolü olan farklı türlerin reaksiyon kinetiği tabloda verilmiştir. Değişik reaksiyon mekanizmaları benzer olarak mümkündür.

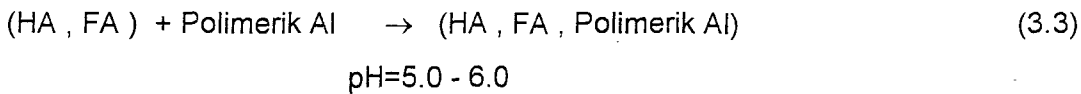
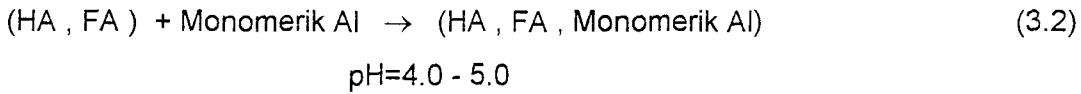
Tablo 3.1 Al (III) Reaksiyonlarının Kinetiği ($t_{1/2}$) [4].

Bileşik	($t_{1/2}$)
Monomerik hydroxo formasyon	10^{-4} s
Al ₁₃ polimerlerinin formasyonu	birkaç dakika
Al(OH) ₃ çökeltisi	1 saniye - birkaç yıl
Al(OH) ₃ kristalleri	1 ay - birkaç yıl

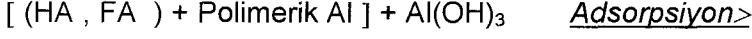
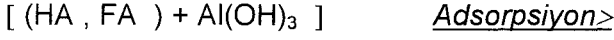
Bu oranlar pH'ya ve ortamdaki iyonlara bağlı olarak değişir. Polimerik Al'den Al(OH)₃ dönüşüm, ortamda sülfat yoksa yavaştır. Sülfat mevcutsa dönüşüm ve çökeltme hızlıdır. Hümiklerin Al(III) ve Fe(III) ile koagülasyon mekanizması aşağıda özetlenmiştir.

- Hümiklerin hidrolize monomerik ve polimerik alüminyum-komplekslerle çökmesi ve yük nötralizasyonu
- HA-Alüminyum kompleks formasyonunun çökmesi
- Alüminyum hidroksi katı çöktürücüler üzerinde adsorpsiyon ve yüzeysel çökeltme
- Mekanizmalar pH'ya bağlıdır.
- Stokiyometri pH'ya bağlıdır.

Çökeltme



Adsorpsiyon



Hümik maddelerin ve çözünmüş organiklerin koagülasyonu için hidrolize ve polimerik türleri de içeren birçok koagülantın nihai şekli $Al(OH)_3$ çökeltisi şeklindedir. Mekanizma ve reaksiyonların izleyeceği yol kinetiklere ve olasılık dahilindeki reaksiyon hızlarına bağlıdır. Nihai flok üretiminde alumunohidroksit çökeltisinin baskın olmaması arzu edilir. Ama reaksiyon mekanizması HA ile katı $Al(OH)_3$ arasındadır.

HA'ların monomerik veya polimerik $Al(III)$ hidroksi türleriyle olan reaksiyonu, alüminyum hidroksitin çökmesinden kinetik olarak daha hızlıdır. Alum - HA kompleksleri $Al(OH)_3$ üzerinde adsorbe olarak çökelirler. Bu, makul bir mekanizma olarak kabul edilebilir. Çözünmüş organik maddeler içermeyen veya çok az miktarda mineral partikül içeren sularda HA - Al monomerik veya HA - Al polimerik çökelti ayırt edilmeyebilir veya çok az ayırt edilir. HA - Al monomerik veya polimerik ürünler, $Al(OH)_3$ floklarına adsorbe olurlar. Bu çökeltme adsorpsiyon mekanizması değişik pH aralıkları için tavsiye edilir. Etkin bir flokülasyon için düşük pH aralıkları çökeltme, yüksek pH aralıkları da (>6.5) adsorpsiyon olarak açıklanabilir.[20]

$Al(III)$ ve FA arasındaki reaksiyonlarda, reaksiyonun her adımında ara ürün elde etmek mümkündür. Eğer bir ultrafiltrasyon membran kullanılırsa ara ürünler belirlenebilir. Koagülantların fülvik asitle oluşturdıkları reaksiyon ara ürünleri çok kolloidaldır. FA - Monomerik veya polimerik $A(III)$ türleri arasındaki reaksiyonlar ara adımlardır [4].

Edwards ve Amirtharajah (1985) $pH=5$ 'te lineer stokiometri bulgularını ve $pH=7$ 'de de nonlineer stokiometrik bulgularını açıklamışlardır. Buna göre $pH=5$ 'te nötralizasyon çökeltmesi, $pH=7$ 'de ise $Al(OH)_3$ üzerinde adsorpsiyon olayı gözlenmiştir [4].

Dempsey (1989) pH=7.2 değerinde başlangıç fülvik asit konsantrasyonu ile gerekli Al dozajını gösteren stokiometrik ilişkiyi göstermiştir. Aynı zamanda, iyon aktivite ürünlerini belirleyen $\text{Al}(\text{OH})_3$ keltmesi, tüm $\text{Al}(\text{III})$ dozajlarında ve ortamda FA varlığı ve olmaması durumunda adsorpsiyonun bir belirleyicisi olarak görülebilir. Langmuir'in adsorpsiyon izotermi FA'nın $\text{Al}(\text{OH})_3$ üzerinde yüzey kompleksi olarak Jekel(1986) tarafından belirtilmiştir. Dempsey(1984) tabloda değişik pH aralıklarında FA'nın alum ile kompleks yapabilme durumlarını incelemiştir [4].

Tablo 3.2 Fülvik Asidin Alum ile Kompleks Yapabilme Durumları [4].

Giderme Bölgesi	pH	Hipotez Reaksiyon Mekanizması	Koagülant Dozajı zerindeki Etkisi
II	4.5-5.0	FA'nın Al monomeriyle keltmesi	Giderim için güçlü Ca komplekslerinin daha az Al_T 'ye ihtiyaı var
I	5-6	FA'nın Al polimeriyle keltmesi	Güçlü Ca bileşikleri alüminyum polimerinin formasyonunu engeller.Yüksek Al_T gereklidir
I	>7	FA'nın $\text{Al}(\text{OH})_3$ üzerinde adsorpsiyonu	Güçlü Ca bileşikleri $\text{Al}(\text{OH})_3$ formasyonunu engeller. Yüksek Al_T gereklidir

3.2.1. Prepolimerize $\text{Al}(\text{III})$ Koagülantı

Prepolimerize $\text{Al}(\text{III})$ 'nin son yıllarda kullanımı artmaktadır. Tahmini polimer tipi $[\text{Al}_{13}\text{O}_4(\text{OH})_{24}]^{7+}$, $\text{Al}(\text{OH})_3$ varlığını minimize etmek için arzu edilen $[\text{OH}] / [\text{Al}] = 1.5 - 2.0$ ve pH=5 - 6 civarında olmalıdır.

- Organik renk giderimi için
- Yüksek oranda organik madde giderim için
- Partiküler maddeler içeren sular için

Polialüminyum klorür (PACl) etkin bir koagülanttır. Geniş bir pH aralığında etkinliğini sürdürür. Nötral veya yüksek pH'larda alum bazen $\text{Al}(\text{OH})_3$ (s) formasyonu yüzünden daha etkili olmaktadır.

3.2.2. Hümik Substansların Polimer Koagülasyonu

Hümik substansların polimer koagülasyonu ile ilgili yayınlanmış çok az sayıda literatür mevcuttur. Edzwald ve arkadaşları katyonik polielektrolitler kullanarak

hümik asitlerin destabilize olduklarını belirlemişlerdir. Hümik asit konsantrasyonu ile optimum katyonik polimer dozu arasında bir stokiometri gözlenmiştir. Bununla beraber aşırı dozlamamanın restabilizasyona neden olduğu belirlenmiştir.

Narkis ve Rebhun hümik ve fülvik asitlerin katyonik polimer kullanarak koagülasyonu ile ilgili olarak, anyonik grup olarak anılan hümik ve fülvik asitlerle katyonik polimerler arasında bir stokiometri belirlemişlerdir. Ayrıca katyonik polielektrolitlerin; hümikler üzerindeki karboksilat ve fenolat gruplarla kimyasal reaksiyonunu da kapsayan yük nötralizasyonu ile hümikleri destabilize ettiklerini belirlemişlerdir.

Hümiklerin gideriminde yardımcı koagülant olarak polimer ile alum kullanılması, etkili bir koagülasyon metodudur. Bowie, alum ile birlikte katyonik polimer kullanarak yüzde 75-95 renk giderimini, renk muhtevası yüksek değişik yeraltı sularında başarmıştır. Edzwald ve arkadaşları, alum ile birlikte yüksek moleküler ağırlıklı polimerler kullanarak hümik asitlerin gideriminde başarılı olmuşlardır. Optimum dozajı belirlerken, aşırı dozlamamanın restabilizasyona neden olduğunu gözlemişlerdir. 5 mg/l hümik asit giderimi için, pH 4,5-6,5 aralığında 10 mg/l alum ve 1 mg/l yüksek moleküler ağırlıklı noniyonik polimer kullanarak mükemmel sonuçlar elde etmişlerdir [15].

3.2.3. Spesifik Organik Bileşiklerin İnorganik Tuzlarla Koagülasyonu

Koagülasyon ile giderilen organiklerin tipleri hakkında çok fazla şey bilinmemektedir. Tabii sulardaki birçok bileşikler tamamen serbest olarak mevcut değildir, hümik substanslarla veya diğer kolloidal materyallerle birlikte bulunmaktadır. Bu birlikteliğin derecesi organik bileşiğin yapısına, süspansiyondaki kolloidlerin karakteristiğine ve su kalitesine bağlıdır. [21]

Sridhoron ve Lee göl suyunda fenol, sitrik asit ve glisin giderimi için demir ile çalışmışlardır. 0,005 ila 0,025 M FeCl_3 (287-1437 mg/l) konsantrasyondaki demirin yüzde olarak 60-90 fenol, 20-25 glisin, 20-70 sitrik asit giderimi sağladığını gözlemlemişlerdir. Yakın zamandaki çalışmalarda Tatsumoto, demir ile önarıma uygulamış, % 53 fenilalanin (C_{14}) gidermiştir. Chapman ve Rae ferrik hidroksit kullanarak % 16-90 oranında değişik organikleri deniz suyunda

gidermiştir. Williams ve Zirino ferrihidroksit ile denizsuyunda %36-63 oranında organik madde gidermiştir.

Tüm bu çalışmalarda sonucunda demirin çözünmüş organik gideriminde kullanılabilecek bir potansiyel olarak gözönünde bulundurulabileceğini göstermiştir. Semmens ve Ocanas, dihidroksibenzoik asit (DHBA) giderimi için ferrik sülfat kullanmışlardır. Koagülant dozajının etkisi, solüsyon pH'sı, organik konsantrasyonu, tuzların varlığı gibi etkenlerin giderim üzerinde etkili olduğu belirtilmiştir. En iyi giderimin pH 5-6 değerlerinde, en iyi koagülant dozunun da 60 ve 100 mg/l değerleri arasında olduğu ifade edilmiştir.

Albert, vanillik asidin alum ile koagülasyonu üzerinde çalışmıştır. PH 4,0 ila 9,0 arasındaki çalışmalarında 37 mg/l alum ile çalışmış, 10 mg/l asit varlığında bir giderim sağlayamamıştır. Tabii organik maddelerin ortamda bulunmaması (Deiyonize su kullanılmış) ve düşük koagülant dozu, başarısızlığın sebepleri olarak belirtilmiştir [15].

3.2.4. Katyonik Polimerler ile Koagülasyon - Flokülasyon

Organik esaslı polielektrolitler arasında katyonik esaslı olanlar hümik madde giderimi için koagülasyon - flokülasyon sürecinde kullanılmaktadır. Koagülasyon-flokülasyon mekanizması şöyle cereyan etmektedir:

- Zıt yüklerin yük nötralizasyonu,
- Çökelmeye yol açan güçlü komplekslerin oluşması,
- Negatif yüklü taneciklerin çok fazla olduğu durumlarda, düşük koagülant madde dozlarında çökeltme kısmi olarak meydana gelir ve bu da bulanıklığa sebep olur.
- Yük nötralizasyonunu tamamlamaya yakın oranlarda, floklar santrifüj edilebilir yapıdadır.
- İzolektrik noktasında ilave flokülant dozajı, iyi bir flokülasyona yol açarak çökebilir özellikte floklar oluşturur.
- Aşırı dozlamada yükler tersine döner ve restabilizasyon meydana gelir.
- Hümik maddelerin flokülasyonu tamamen stokiometriktir ve fonksiyonel grupların konsantrasyonu önemlidir.

3.2.5. Mineral Partiküllerin Koagülasyon Ve Flokülasyonu Ve Hümik Dispersiyon

Mineral partiküller ve çözünmüş hümik maddeler içeren sistemlerde, koagülasyon - flokülasyon süreci hümik maddeler tarafından etkilenir. Katyonik polimerler önce serbest hümiklerle reaksiyona girer ve bu reaksiyonlar bitince ve koagülant ihtiyacı uygunluğa ulaşıncaya, koagülantlar partiküler maddelerle reaksiyona girmeye başlar. Bu yüzden koagülant ihtiyacı esas olarak hümik maddeler tarafından belirlenebilir.

Saf mineral süspansiyonlarının aksine, hümik maddelerin mevcutiyyetinde optimum koagülant dozu, hümik - koagülant reaksiyonlarının yük nötralizasyonu sebebiyle izoelektrik noktasıyla birlikte belirlenebilir. Hümik maddeler koagülasyon proseslerinin davranışlarını etkilemekle beraber, mineral partiküllerin varlığı flokülasyonunu büyük ölçüde etkiler ve flokül yoğunluğunu artırır. Koagülasyon-flokülasyon üzerine yapılan çalışmaların sonucunda, sudaki çözünmüş organik maddelerin flokülasyon davranışını büyük ölçüde etkilediği kesinlik kazanmıştır. Bu çözünmüş organiklerin büyük bir kısmı hümik maddelerden meydana gelmiştir.

Hamsu arıtımında koagülant olarak kireç de özellikle İskandinav ülkelerinde yaygın olarak kullanılmaktadır. Kireç flokülasyonunun organik partikülleri de kapsayan partiküler madde flokülasyonunda "sweep flokülant" olarak etkin olduğu fakat kolloidal ve çözünmüş organiklerin ancak $Mg(OH)_2$ çökeltisiyle yüksek pH'larda (>10.5) etkili olduğunu göstermiştir. Mg içermeyen sularda yüksek pH'larda bile bu durum söz konusu değildir. Çözünmüş organikler ve $Mg(OH)_2$ arasındaki girişimler adsorpsiyon izotermiyle izah edilebilir. $Mg(OH)_2$ 'in pozitif yük taşıdığı adsorptiv koagülasyonu etkileyen oldukça büyük bir yüzey alanına sahip olduğu bilinmektedir. $MgOH^+_{aq}$ komplekslerinin çözünmüş organik maddeler ile reaksiyona girmesi sonucu $Mg(OH)_2$ (s) üzerinde adsorblanma görülür. Organik madde içermeyen bir suya nazaran çözünmüş organik içeren bir suda iyi bir çökeltme elde etmek için yüksek iyon aktiviteli ürünlere ihtiyaç vardır.[22]

3.3. İÇME SULARINDA ORGANİK KİRLETİCİLERİN GİDERİMİ VE ÖN ARITMA

İçme sularında organik kirleticilerin arıtımı,giderilmesi düşünülen organik kirleticinin yapısına bağlıdır.Organik kirleticilerin sentetik organik bileşikler ve tabii organik materyallerden oluşmak üzere iki büyük grubu vardır.Her iki grupta da insan sağlığını etkileyen uçucu organik bileşikler, aromatik hidrokarbonlar, halojenli aromatik hidrokarbonlar, polinükleer aromatikler, halojenli nonaromatikler, hidrokarbonlar ve pestisitler vardır.

Ham sularda bulunan tabii organik materyaller çözünmüş veya partiküler yapıdadır. Sentetik organiklerin büyük çoğunluğu bu çözünmüş fazın içerisinde. Tabii organik maddelerin partiküler fazdaki kısmı sedimentasyon ve filtrasyonun prosesleriyle giderilebilir. Bu materyallerin giderimini arttırmak için; sedimentasyon ve filtrasyondan önce gelen ön arıtma prosesleri, çözünmüş tabii organik materyalleri mümkün olduğu kadar partiküler yapıya çevirecek (dönüştürecek) şekilde tasarlanmalıdır.

Yakın gelecekte daha yaygın kullanım alanları bulacak olan oksidasyon (ozon,ozon/ultraviyole,ozon/hidrojen peroksit), ters ozmoz, mekanik havalandırma gibi teknolojiler bu materyallerin gideriminde etkili olacaktır.

3.3.1. Tabii Organik Maddelerin Giderimi İçin Ön Arıtma

Sedimentasyon ve filtrasyondan önce gelen arıtma prosesleri tabii organiklerin giderimini arttıracak yönde dizayn edilmelidir. Bu proseslerin en önemlisi yüzeysel sularda sıkça kullanılan ve bulanıklık kontrolünde önemli bir yer tutan koagülasyon proseslerdir. Etkili bir koagülasyon prosesiyle giderilen organik maddelerin oranı diğer arıtmalara nazaran küçüktür. Koagülasyon genellikle hidroforik, asidik yapıdaki organiklerin gideriminde etkilidir. Koagülasyon, sudaki organiklerin yarısından daha az miktarını giderir. Giderilen bu kirleticiler renk, bazı trihalometanlar, hidroforik ve toksik metalleri kapsar.

Oksidasyon, organiklerin gideriminde kullanılan diğer bir ön arıtma kademesidir. Ozon veya diğer ileri oksidasyon prosesleri filtrasyondan önce kullanılan ve birçok organik maddenin kimyasal yapısını bozan proseslerdir.

3.3.2. Koagülant Öneritme

Tüm koagülantlar özellikle makromoleküler olmak üzere bazı organikleri giderir. Bununla beraber, bulanıklık giderme verimleri denk olan farklı koagülantların, farklı organik kirleticileri giderme meyilleri vardır. Koagülantlar, giderilecek organik kirleticinin giderimine uygun olarak seçilmelidir.

Metalik tuzların koagülantları (yaygın olarak alum ve demir klorür) nispeten daha küçük moleküllü organik bileşiklerin gideriminde etkili olan katyonik polimerlerden daha etkilidir. Polimer koagülantlar, hümik ve renk bileşikleri gibi tabii organiklerin gideriminde etkilidir.

Organik kirleticilerin giderimi için, koagülantın optimal dozajı bulanıklık gideriminin şartlarıyla paralellik taşır. İlk adım laboratuvar jar testleri ve pH ayarlamalarıdır.

3.3.3. Koagülant Yardımcısı Uygulama Prosedürü

Koagülant yardımcıları flokların yapısını düzelteren ve bulanıklığı azaltan maddeleri kapsar. Asitler, bazlar, anyonik ve katyonik organik polimerler, aktif silika ve bentonit kil bu maddelerin arasındadır. Asit ve bazlar hariç tutulursa, koagülant yardımcılarının düşük miktarlardaki varlığı organik kirleticilerin giderimini fazla etkilemez. Kimyasal tatbikat prosedürü oldukça spesifik durumları kapsar.

Aşağıdaki üç nokta, anyonik kirleticilerin gideriminde göz önüne alınması gereken hususlardır.

- 1)Metal-tuz koagülantlarından önce pH'yı optimal bir seviyeye getirmek ve pozitif yüklü iyon üretimini arttırmak için asit ilave edilmesi.
- 2)Çözünmüş organiklerin adsorpsiyonunu sağlamak için metal ve tuz koagülantlarından önce kil ilave edilmesi.
- 3)Metal-tuz koagülantlarından sonra polimer ilavesi:

3.3.4. Koagülant Uygulama Noktası

Koagülantın ilave edildiği nokta, çıkıştaki organik kirleticisi seviyesini oldukça etkiler. Dezenfeksiyon amacıyla kullanılan oksidasyon aynı zamanda organik

kirleticilerinin seviyesini de azaltır. Koagülasyondan önce tatbik edilen oksidasyon, organik maddenin yapısını bozarak koagülasyonun etkisini artırır. Bununla beraber, klorla dezenfeksiyon/ön arıtma uygulandığı zaman, halojenli ürünlerin oluşmasına yolaçacak organik kirleticileri azaltan koagülantı klordan önce ilave etmek daha verimli olacaktır. Bu durum ozon veya klordioksit ön oksidasyon için kullanıldığı zaman geçerli değildir.

3.3.5. Oksidasyon Ön Arıtma

İçme sularında organik maddeleri gidermek için ozon, klor, klordioksit, permanganat, hidrojen peroksit, ve ultraviyole olmak üzere değişik oksidanlar mevcuttur. Organik bileşikler; karbondioksit ve su içerisinde tamamen veya reaksiyon ara ürünleriyle kısmen oksitlenebilirler. Tam oksidasyon; ara ürünler başlangıçtaki orjinal kimyasalardan daha kararlı olduğu için, genellikle mümkün değildir. Bir oksidanla ön arıtma, çözünmüş materyali partiküler forma dönüştürecektir.

3.3.6. Ozonlamanın Etkisi

Flokülasyondan önce ve özellikle kontakt koagülasyon-filtrasyondan önce ozonlama yapılması flokülasyon açısından büyük önem arz etmektedir. Ozonlamanın koagülasyon üzerindeki iki muhtemel etkisi şöyle sayılabilir:

- a) Adsorbe olmuş organiklerin oksidasyonu partiküllerin destabilizasyonuna yol açması,
- b) Çözünmüş organik maddelerin polimerizasyonu ve nihai adsorpsiyon köprüsünün oluşması.

3.4. KOAGÜLASYON İLE ORGANİK GİDERİMİNDE İŞLETME KOŞULLARININ ETKİSİ

3.4.1. Hızlı Karıştırma Süresi

Albert, ne flokülant dozlama hızının ne de karıştırma metodunun, hümkik asit gideriminde güçlü bir etkisi olmadığını belirtmiştir. Semmens ve Field, DBHA ve resarcinol'un demir sülfat ile koagülasyonunda hızlı karıştırma süresinin etkisi

olmadığını belirtmiştir. Bowie, hızlı karıştırma süresinin renk gideriminde çok az bir etki yaptığını gözlemiştir [15].

3.4.2. Flokülasyon Süresi

Davis yaptığı çalışmalarda flokülasyon süresini biraz geniş tutmanın faydaları olacağını gözlemiştir. Albert, hümik asit giderimini, $Al(OH)_3$ ile yaptığı çalışmalarda olumlu yönde gözlemiştir [15].

3.4.3. Dozlama Düzeni

Değişik sular için kimyasal dozlama düzeninin optimum renk ve bulanıklık giderimini etkilediği bilinmektedir. Kawamura optimum renk ve bulanıklık giderimi için alum koagülasyonu sırasında veya koagülasyondan sonra kireç ilave edilmesini tavsiye etmiştir. Jeffcoat ve Singley alum koagülasyonundan önce kireç eklenmesinin bulanıklık giderim verimini arttırdığını beyan etmiştir [15].

3.4.4. Koagülant Tipi

Sularda hümik ve fülvik asitlerin gideriminde hem demir hem de alum etkin koagülantlardır. Her iki metal içinde koagülasyon mekanizması benzer gözükür ve ekvalent temelde de benzer davranışlarda bulunurlar. Edzwald katyonik polielektrolitlerin hümik asitleri destabilize ederken zayıf çökelen flokların üretildiğini gözlemiştir. Hümik substanların gideriminde etkin bir koagülasyon prosesinde sedimantasyon yolu ile ayrılan flok destabilizasyonunu ve oluşumunda kapsayan alum ile birlikte yüksek moleküler ağırlıklı polimer kullanılmalıdır. Bu proseslerde polimer,destabilize flok partikülleri arasında köprü kurmak için alumdan sonra eklenmelidir [15].

3.4.5. Koagülant Dozajı

Koagülasyon için ihtiyaç duyulan koagülant konsantrasyonu, çözeltideki hümik ve fülvik asitlerin konsantrasyonuna göre ayarlanmalıdır. Değişik araştırmacıların belirtmelerine göre bulanıklık gideriminden önce, koagülant madde hümik ve fülvik asitleri destabilize edecek şekilde dozlanmalıdır. Bu durumda koagülant madde

kil süspansiyonları destabilize etmeden önce hümik ve fülvik substanslarla reaksiyona girecektir.

PH azaldıkça, daha fazla karboksilik grup protonlanacağı ve koagülant ile reaksiyona girmeyeceği için koagülant dozajı da azalacaktır.

Sularda bulunan organik maddelerin konsantrasyonları, koagülant dozajını etkilediği belirlendikten sonra daha gerçekçi bir şekilde belirlenmeye başlanmıştır.

3.4.6. PH Etkisi

Koagülasyon sürecinde pH'nın etkisi organik gideriminde etkilidir. Organik giderimi daha ziyade asidik ortamda yüksektir. Alum için optimum pH aralığı 5-6 iken demir klorür için bu değer 4-5 civarındadır(Albert 19). Alum koagülasyonu için optimum pH suda bulunan organik madde tarafından etkilenir. Yüksek organik madde muhtevalı sularda optimum pH, daha asidik pH değerlerindedir. pH, hümik substansların iyonizasyon derecesini kontrol eder. Bu yüzden koagülasyonda önem arzeder. Mesela alum koagülasyonunda optimum pH'da organikler hala iyonizedir. Fakat bu, büyük oranda değildir. Alüminyum iyonları organik anyonları kolaylıkla nötralize eden polimerik katyonlar formundadır ve hümik substanslara adsorbe vaziyettedir veya hümik materyallere kimyasal bağlı formdadır [15].

3.4.7. Stabilizasyon

Alum veya demir tuzları kullanılan düşük pH'da bir koagülasyon projesinde flokulasyon ve çökeltmeden sonra bazı metaller solüsyonda kalırlar. Bu konsantrasyon genellikle küçüktür. Yüksek veya kabul edilebilir bir pH da su stabilize olduğu zaman bazı ilave çökelmeler meydana gelebilir. En iyi stabilizasyon, sedimentasyondan sonra ve hızlı filtrasyondan önce meydana gelir. Bu durumda ilave flokülasyon süresine ihtiyaç yoktur. Muhtemel çökelti formu filtrasyon ile giderilir.

3.4.8. Bulanıklık Giderimi

Bazı araştırmacılar, bulanıklık giderimi için optimum pH'nın organik giderimi için gerekli optimum pH'dan daha yüksek olduğunu belirtmişlerdir. Bununla beraber bazı bulgular da benzer şartlarda her iki parametre için iyi giderim verimi elde edilebileceğini işaret etmektedir.

3.4.9. Su Kalitesi-İyonik Bileşim

Black, kalsiyum ve magnezyum iyonlarının varlığında demir sülfat ile renk gideriminde artış olduğunu, ayrıca resorcinol ve dihidroksi benzoik asit gideriminde de artış olduğu gözlemiştir. Mangravite, yumuşak sulara nazaran sert suların hümik asitlerin stabilitesini bozan pH şartlarına yakın olduğunu gözlemiştir [15].

3.4.10. Trihalometan Formasyonunda Azalma

Suların klorlanmasıyla ortaya çıkan trihalometan formasyonunu azaltmak için çeşitli çalışmalar yapılmıştır. Klorlamadan önce koagülasyon ve filtrasyon prosesleri önerilmektedir. Rook, organik giderimi için Fe(III) kullanmıştır. Zayıf bir renk giderimi gözlemiştir. Stevens, nehir sularında yaptığı çalışmalarda konvansiyonel alum koagülasyonunun birçok trihalometan hazırlayıcısını giderdiğini belirtmiştir. Babcock ve Singer, klorlamadan önce, hümik ve fülvik asitlerin koagülasyonu ile kloroform üretiminde azalma sağlamak için alum koagülasyonu kullanmışlardır. Araştırmalarda kloroform üretiminin hümik asit için fülvik asite göre daha fazla olduğunu belirtmişlerdir. Kloroform üretiminin, hümik asidin alum ile koagülasyonu ile %70'lere kadar azaltıldığı belirtilmiştir. Fülvik asidin alum ile koagülasyonunda da kloroform hazırlayıcılarında azalma görülmüştür. Kavanough, koagülant dozunun ve pH'nın önemli kontrol parametreleri olduğunu belirtmiştir. Çalışmalarda optimum bulanıklık giderim bölgesi ile TTHM giderimi arasında benzerlikler gözlenmiştir. Bu durum, çözelti pH'sına göre TTHM değerlerinde farklılıklar görülebileceği şeklinde de ifade bulabilir [15].

3.5. FLOKÜLASYON

Kolloidal tanelerle, çok küçük tanelerin çökmesini kolaylaştırmak için suya kimyasal maddeler ilave edilerek çöktürülmesi işlemine flokülasyon denir. Çöktürmek amacı ile birleşmesi istenen ve suda bulanıklık yaratan maddeler 3 grupta incelenir. Bunlar;

1)Çözünmüş Maddeler , 2)Kolloidal Maddeler , 3)Askıda katı maddeler

Çözünmüş maddeler; çapları $0.001 \mu\text{m}$ 'den küçük olan maddelerdir. Na^+ , Cl^- , O_2 , N_2 örnek olarak verilebilir.

Kolloidal maddeler; çapları $0.001 - 1 \mu\text{m}$ arasındadır ve kil, SiO_2 , $\text{Fe}(\text{OH})_3$ örnek olarak verilebilir.

Askıda katı maddeler; çapları $1 \mu\text{m}$ 'den büyüktür. Bakteriler, kil, kum, $\text{Fe}(\text{OH})_3$ örnek teşkil edebilir.

Flok oluşturmak istenilen daneciklerin özellikleri ilk olarak incelenecek olursa;

Kolloidlerin Özellikleri:

Su içerisinde en fazla bulanıklığı kolloidler meydana getirirler. Bu daneciklerin yüzey alanları çok geniştir, üzerlerinde statik, negatif elektrik yükü vardır. Aynı elektrik yüklü taneler birbirlerini ittiği için bu danecikler de birbirlerini iter ve birbirleri ile birleşip daha ağır, çökebilir hale gelemeyiz. Bu nedenle kolloidal maddeleri içeren suların berraklaşması çok uzun zaman alır.

Kolloidal daneleri (-) negatif yüklü olması nedeniyle su içerisindeki bütün (+) pozitif yükleri kendine çeker. Kolloidal danelerin gösterdiği elektrokinetik özellikler genellikle kesilme yüzeyi üzerindeki zeta potansiyeline bağlıdır.

Kolloidal Danelere Etkiyen Kuvvetler:

- 1) İtme kuvveti olarak dane üzerindeki elektriksel potansiyel kuvveti,
- 2) Çekme kuvveti olarak Van der Waals kuvvetleri,

3) Daneciklerin Brownian hareketi yapmasından doğan kinetik enerji vardır ki hem çekme kuvveti hem de itme kuvvetidir.

Yapılması gereken işlem danecik üzerindeki itme kuvvetini düşürmektir. Böylece sadece çekme kuvveti kalacak, danecikler birbirlerini çekip birleşecek ve büyüyerek çökelecektir. Bu elektriksel kuvvet yani itme kuvvetini düşürmek 1) Suyun pH'sını ayarlamakla, 2) Suya zıt yüklü iyonlar veya kolloidler vermekle yapılabilir. Danelerin birbirlerini itici güç ortadan kaldırıldıktan sonra yavaş karıştırma ile birbirlerine değmeleri sağlanır ve yapışık kalan daneler yumaklar oluşturur ve flokülasyon gerçekleşir.

Kolloidlerin Brownian Hareketi'nden kaynaklanan yumaklaşmaya "Perikinetik yumaklaşma", bu hareket yavaş olduğu için işlemi hızlandırmak için suya kimyasal maddelerin ilavesi ile oluşturulan yumaklaşmaya "Ortokinetik Yumaklaşma" denir [16].

3.5.1. Perikinetik Yumaklaşma

$$-dn / dt = k_p * n^2 \quad (3.4)$$

bağıntısı ile ifade edilir. Burada;
 n : birim hacimdeki danecik sayısı
 t : zaman
 k_p : perikinetik hız sabiti

3.5.2. Ortokinetik Yumaklaşma

$$-dn / dt = 2/3 * \alpha_0 * G * d^3 * n^2 \quad (3.5)$$

bağıntısı ile ifade edilir. Burada ;
 α₀:birleşme ile neticelenenlerin yüzdesi
 G : hız gradyanı
 d : danecik çapı
 n : danecik sayısı

3.5.3. Flokların Özellikleri

Sıvı ve katıların ayrıldığı sedimentasyon ve flokülasyon gibi kimyasal koagülasyon proseslerinin dizaynında flok yoğunluğu ve boyutu çok önemlidir. Yapılan çeşitli çalışmalar sonucu su sıcaklığının bilinmesi şartıyla genel serbest çökelme hızı ayrı daneler için:

$$w = [4/3 * g/C_D * (\rho_s - \rho_w / \rho_w) * d]^1/2 \quad (3.6)$$

cm/sn olarak verilir. Burada;

w = terminal çökelme hızı

g = yerçekimi ivmesi (980 cm/sn²)

C_D = sürtünme katsayısı

ρ_w = suyun yoğunluğu (gr/cm³)

ρ_s = partikül yoğunluğu (gr/cm³)

d = parçacık çapı (cm)

C_D; küreselliğe ve Re sayısına göre değişir.

$$1) Re \leq 0.5 \quad C_D = 24/Re \quad (3.7)$$

$$2) 0.5 \leq Re < 10^3 \quad C_D = 24/Re + 3/\sqrt{Re} + 0.34 \quad (3.8)$$

$$3) Re \geq 10^3 \quad C_D = 0.4 \quad (3.9)$$

Flokların boyut ve yoğunluk ilişkisinden yola çıkarak ;

$$w = [4/3 * g/C_D * (\rho_f - \rho_w / \rho_w) * d_f]^1/2 \quad (3.10)$$

cm/sn olarak yazılabilir. Burada;

d_f = flok çapı (cm)

ρ_f = flok yoğunluğu (g/cm³)

$$\text{Yüzen flok yoğunluğu} = \rho_e = \rho_f - \rho_w = a/(d_f/1)^{k_p} \quad (3.11)$$

Flokların boyut ve yoğunluk ilişkisi bu ifade ile belirtilmiştir. Süspansiyon ve koagülant tipine, koagülant dozajına, koagülant pH'sına, karıştırma süresine ve kuvvetine bağlı olan ve flok yoğunluk fonksiyonu olarak tanımlanan " a ", K_p 'ye bağlıdır.

3.5.4. Flokların Temel Yapısı

Genel olarak floklar üç eleman içerir:

- 1) Hamsudaki askıda partiküller
- 2) Hidrolize olmuş poli-metal iyonları
- 3) Flok oluşurken içinde kalan su.

Hidrolize poli-metal iyonları, askıda partiküllerin yüzeyinde adsorblanır. Bununla birlikte floğu oluşturan ana eleman 2 kısma ayrılır;

- 1) Katı kısım
- 2) Boş kısım

Hacim ve kütle dengesinden;

$$V_f = V_s + V_w \quad (3.12)$$

$$\rho_f V_f = \rho_s V_s + \rho_w V_w \quad (3.13)$$

ρ_f, ρ_s, ρ_w : yoğunluk

V_f : toplam flok hacmi

V_s : katı kısım hacmi

V_w : boş kısım hacmi

$$V_f = k_1 * d_f^3 \quad (3.14)$$

$$V_s = i * k_2 * d_0^3 \quad (3.15)$$

$$V_w = V_f - V_s = k_1 * d_f^3 - i * k_2 * d_0^3 \quad (3.16)$$

d_f : flok çapı

d_0 : hidrolize-metal iyonlarının absorbladığı askıda partikülün ilk çapı.

i : floğun içerdiği ilk partiküllerin sayısı.

k_1, k_2 : floğun küreselliğine bağlı katsayılar

$k_1=k_2$ durumunda;

$$\rho_e = i (\rho_s - \rho_w) / (d_f - d_0)^3 \quad (3.17)$$

$$i = \alpha (d_f / d_0)^\beta \quad (3.18)$$

$$\rho_e = \alpha (\rho_s - \rho_w) d_0^{3-\beta} * d_f^{\beta-3} \quad (3.19)$$

$$\rho_e = K / (d_f / 1)^{3-\beta} \quad (3.20)$$

Flok yoğunluk fonksiyonu küçük boyutlu floklar için uygulanamamaktadır, çünkü yoğunluk her zaman ilk partiküller için hesaplanandan daha fazladır. Küçük floklar için K_p tablolarından bulunabilir.

Flok yoğunluğu ile boş hacim oranı;

$$\rho_e = \rho_f - \rho_w = (1-\varepsilon) * (\rho_s - \rho_w) \quad (3.21)$$

ε = boş hacim oranı,
geniş boyutlar için;

$$1-\varepsilon = a / (\rho_s - \rho_w) (d_f / 1)^{K_p} \quad (3.22)$$

Küçük boyutlar için;

$$1-\varepsilon = a' / (\rho_s - \rho_w) (d_f / 1)^{K_p}, \quad (3.23)$$

3.5.5. Flokların Dayanıklılığı

Maksimum flok boyutu fonksiyonu:

Karıştırma derecesinin artması ile karıştırma şartlarına bağlı olarak maksimum flok boyutu azalır. Flokülasyon; genelde türbülanslı karışım şartlarında gerçekleşir.

Flokülasyon için, her efektif birim hacimdeki enerji dağılım hızıyla karışımın derecesi tespit edilebilir.

Maksimum flok çapı, verilen şartlar altında 2 güçle kontrol edilir :

- 1) Flok partikülünün bağlayıcı gücü
- 2) Flok için akışkanın türbülans kırılma gücü

Bağlama Gücü; B [gr cm sn⁻²]

Alan; A_n [cm²]

$$B = \sigma * A_n \quad (3.24)$$

σ = bağlama gücüne bağlı sabit; [gr /cm sn²]

Vn: net hacim; [cm³]

d : çap; [cm]

e : flok porozitesi

$$V_n \sim d^3 * (1-e) \quad (3.25)$$

$$A_n \sim d^2 * (1-e)^{2/3} \quad (3.26)$$

$$B \sim d^2 * (1-e)^{2/3} \sigma \quad (3.27)$$

$$\rho_e = \rho_f - \rho_w = a / (d/1)^{K_p} \quad (3.28)$$

$$\rho_w * V_e + \rho_0 (1-e) * V = \rho_f * V \quad (3.29)$$

V : flok hacmi [cm³]

ρ_0 : ilk partikül yoğunluğu [gr/cm³]

$$1-e = a / (d/1) (\rho_0 - \rho_w) \quad (3.30)$$

aynı koagülasyon şartlarında ($\rho_0 - \rho_w$), K_p ve a sabit kabul edilebilir.

$$B \sim \sigma * d^{2(1-K_p/3)} [\text{gr/cm sn}^2] \quad (3.31)$$

Diğer yandan mikro-türbülans girdapları nedeniyle floklarda maksimum düzeyde dıştan gelen kırılma gücü gözlenir.

Δf : dinamik güç farkı

$$\Delta f \sim \rho_w |V_1' - V_2'|^2 / 2 \quad (3.32)$$

$$V_{\lambda=d} = \alpha (\varepsilon_0 d / \rho_w)^{1/3} \quad d \gg \lambda_0 \text{ (inert aralıkta)} \quad (3.33)$$

$$V_{\lambda=d} = \beta (\sqrt{(\varepsilon_0 / \mu)}) d \quad d \ll \lambda_0 \text{ (vizkoz aralıkta)} \quad (3.34)$$

$$\lambda_0 = (\delta^3 \rho_w / \varepsilon_0)^{1/4} \quad (\text{mikro derece}) \quad (3.35)$$

ε_0 : flokülasyon için efektif düzeyde her hacimdeki enerji dağılımının hızı;
(erg/cm³sn)

μ : vizkozite; (gr/cmsn)

δ : kinematik vizkozite; (cm²/sn)

λ_0 : türbülans girdabının mikroderecesi

α_1, β_1 sabit (1,1√15)

Δf : bozulma gücü

$$\Delta f \sim \rho_w \varepsilon_0^{2/3} d^{3/3} \quad d \gg \lambda_0 \quad (3.36)$$

$$\Delta f \sim \rho_w (\varepsilon_0 / \mu) d^4 \quad d \ll \lambda_0 \quad (3.37)$$

$$d_{\max} = k^* (\sigma / \rho_w)^{[3/2(1+Kp)]} \varepsilon_0^{[3/2(1+Kp)]} \quad d \gg \lambda_0 \quad (3.38)$$

$$d_{\max} = k (\sigma / \rho_w)^{[3/2(3+Kp)]} (\mu / \varepsilon_0)^{[3/2(3+Kp)]} \quad d \ll \lambda_0 \quad (3.39)$$

$$k^* = k^* (\sigma / \rho_w)^{[3/2(1+Kp)]} \quad (3.40)$$

$$k = k (\sigma \mu / \rho_w)^{[3/2(3+Kp)]} \quad (3.41)$$

$$d_{\max} = k^* \varepsilon_0^{(3/2(1+Kp))} \quad d \gg \lambda_0 \quad (3.42)$$

$$d_{\max} = k \varepsilon_0^{(-3/2(3+Kp))} \quad d \ll \lambda_0 \quad (3.43)$$

Flokların dayanıklılığı;karıştırma derecesi ve maksimum flok çapı, pH ve flokülant yardımcıları etkilerine bağlıdır.

Karıştırma derecesi ve maksimum flok çapı:

Lineer olarak tank içindeki karışım hızı arttırılırsa,maksimum flok çapının azaldığı tespit edilmiştir.

PH:

pH; 6.5-8 aralığında iken pH arttıkça kil-alum floklarının maksimum flok çapı artar.

Flokülant Yardımcısı:

Verilen karıştırma şartlarında, daha dayanıklı flok ve geniş floklar yapmak için kullanılırlar. Optimum dozlama ile verilen karıştırma şartlarında flok çapı artmaktadır. Örneğin 1ppm'lik aktif silika ilavesiyle 1.0-1.5 kat daha büyük maksimum çaplı flok görülebilir. 5 ppm'lik ilavede 2.5 kat daha büyük çaplı flok görülebildiği tespit edilmiştir. ALT oranı değiştiğinde flokülasyon yardımcılarının ilavesiyle maksimum flok çapı üzerinde önemli değişiklikler görülebilir.

3.5.6. Polimerik Flokülasyon

Flokülasyon işleminde ilk olarak çökelme meydana gelmez. İlk safha flokların oluşması aşamasıdır. İkinci aşamada floklar düzenli olarak çökelmeye başlar ve su içeriğinin azaldığı ve yoğunlaşmanın olduğu sediment tabakası oluşur. Çökelme bölgesi ve sediment bölgesi arasındaki kısım yeni flok oluşum kısmıdır.

Polimerlerle flokülasyonun safhaları;

- 1)Polimer bağlanması,
- 2)Yük nötralizasyonu (elektrostatik parçacıkların etkisi),
- 3)Polimer kompleks teşekkülü,
- 4)Serbest polimer ile flokülasyon.

3.5.7. Polimerik Flokülanların Yapısı

Polimerik olarak; flokülasyonda önemli rol oynayan alüminyum ve demir tuzları gibi polinükleer tuzlar olan inorganik flokülantlar ve diğer etkili olan uzun zincirli organik flokülantlar kullanılmaktadır

3.5.8. Polimerlerin Adsorbsiyonu

Polimer zincirinin kısımları birden fazla partikülü adsoplaması nedeni ile flokülasyon bağlanması meydana gelir. Adsorpsiyon yapısının oluşması için bazı polimer kısımları ile partikül yüzeyleri arasında etkileşime ihtiyaç vardır. Bunun birçok yolu vardır; eğer partiküller ve polimer zıt yüklere sahip ise, örneğin negatif partiküller ve katyonik polielektrolitler gibi, elektrostatik çekicilik çok güçlü bir adsorpsiyon oluşturacaktır. Aynı yüke sahip partiküller ve polimerler veya noniyonik polimerler için adsorpsiyonda bazı özel şartlara gerek vardır;

3.5.8.1. Hidrofobik Bağlanma

Polivinilalkol ve gümüşiyodür gibi hidrofobik yüzeylerde non-polar kısmın adsorpsiyonu için gerekeceği belirtilmektedir.

3.5.8.2. Hidrojen Bağlanma

Partikül yüzeyi ve polimer molekülleri uygun hidrojen bağlanma kısımlarına sahip olduğu zaman, polimer kısımlarının önemli bir kısmı adsorplanabilir. Oksit yüzeylerindeki hidroksil grupların poliakrilamid'in gruplarıyla bu yolla etkileneceği tespit edilmiştir. Kildeki poliakrilamid ve polietilenoksitin adsorpsiyonu için bu etkiler söylenebilmektedir.

3.5.8.3. Dipol-Kristal Yüzeyi Etkileri

Polimerdeki polar gruplar kristal yüzeydeki elektrostatik kısım ile etkilenebilir. Bu etkilenmeler çok kısa aralıklarla olur ve polimer zincirleri ve partiküller arasında güçlü elektriksel itme varsa etkili değildir.

Bağlanma ile flokülasyon: Etkili bir bağlanma flokülasyonu için uygun adsorblama yüzeyine sahip partiküllerin polimerlerden yeterli uzaklıkta bulunmaları gerekmektedir. Eğer fazla polimer adsoblanırsa yüzeyler polimer ile kaplanır, fakat partiküller yine de dengede asılı kalır.

Yük nötralizasyonu: Sudaki birçok partikül negatif yüklüdür ve katyonik polimerlere ihtiyaç duyar. Zıt yüklü polimer ve partikülün floklaşmasında bu bağlanma ve yük nötralizasyonu önemlidir. Yük nötralizasyonunun hakim etki olmasına bağlı olarak; düşük moleküler ağırlıklı veya yüksek moleküler ağırlıklı polimerlerin kullanımı gerekebilir. Partiküllerin birçoğu kil, lateks, selüloz lifleri, silika, bakterileri içerir ve optimum koagülant dozu zeta potansiyeline göre değişir.

3.5.8.4. Elektrostatik Parçacıklar Yöntemi ile Flokülasyon

Mozaik tipi yük dağılımına sahip partiküller çok güçlü bağlar veren pozitif ve negatif yükler yoluyla birbirlerini etkileyebilirler.

3.5.8.5. Polimer Kompleks Oluşumu

Polimerik flokülantların kullanıldığı sistemlerde, ilave edilen polimer ile birbirini etkileyen maddeler bulunabilir. Bunlar tabii olarak sistemde olabileceği gibi, flokülasyonu arttırmak için sisteme ilave edilebilirler. Örneğin; polietilenoksit-fenol formaldeit reçine kompleksiyle yapılan lateks partiküllerin flokülasyonu gibi.

3.5.8.6. Polimer Flokülasyonun Hızı

Polimer ilavesinden sonra karıştırma yapmak zorunludur, ondan sonra partiküllerin birleşmeleri gözlenebilir. Bazı partiküllerin restabilizasyonu ve zincir oluşturabilecek lokal dozun tamamen dağılabilmesi için karıştırma prosesi çok önemlidir. Polimerler genelde yüksek vizkoziteli, oldukça konsantre (0.1 ve %1) çözeltiler olarak ilave edilirler. Bu vizkoz sıvının damlacıkları disperse olmak için biraz zamana gereksinim duyarlar. Bu zaman içerisinde; aşağıdaki adımlar meydana gelir:

1-Partiküllerde polimer moleküllerinin adsorpsiyonu

2-Adsorplanmış halkaların bağlanması

3-Diğer floklarla stabilize partiküllerin birleşmesi

4-Flokların parçalanması

3.5.9. Organik Polimerik Flokülantlar

Bu flokülantlar noniyonik, anyonik ve katyonik polimerler olarak adlandırılır. En önemli özellikleri polimerlerin moleküler ağırlığı ve yük yoğunluğudur. Bazı örnekler aşağıda verilmiştir,

Tablo 3.3 Organik Polimerik Flokülantların Moleküler Ağırlıkları ve Yük Yoğunlukları

Polimer	Yük	Moleküler Ağırlık (gr/mol)	Yük Yoğunluğu (mol %)
CL 10	Katyonik		9.7
CL 19	Katyonik		19.4
CL 42	Katyonik	$4 \pm 2 \cdot 10^6$	41.7
CL 75	Katyonik		74.6
AL 30	Anyonik		30.1
NL	Noniyonik		0.02
CH 11	Katyonik		11.3
CH 20	Katyonik		20.2
CH 38	Katyonik	$9 \pm 3 \cdot 10^6$	38.0
AH 29	Anyonik		28.6
NH	Noniyonik		0.04

L : (low) moleküler ağırlığı düşük

H : (high) moleküler ağırlığı yüksek

N : noniyonik

A : anyonik

C : katyonik

NL ve NH; homo-poliakrilamit,

AL ve AH; akrilamit ve sodyumakrilat karışımı,

CL ve CH; akrilamit ve 4. Amonyuma vinil bağlı monomer karışımı,

3.5.10. Katyonik Polimer Yapısı

Genel olarak, polimerik flokülantlar karakter olarak noniyonik olarak adlandırılan poliakrilamitlere bağlıdır. Sentetik diğer organik polimer flokülantlar;

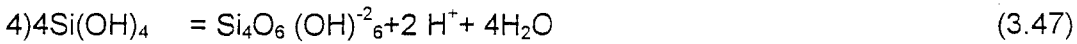
- Noniyonik; polivinil alkol, polietilenoksit.
- Anyonik; sodyumpolisitren sülfanat.
- Katyonik; polietilenamin, polidialildimetil-amonyumklorür.

Anyonik ve katyonik polimerler polielektrolit olmasına rağmen bu tanım daha çok noniyonik polimerler için kullanılmaktadır. Karboksilik veya üçüncü derece amin grubuna sahip zayıf asidik veya bazik polielektrolitler çözelti pH'sına bağlı, sülfat ve dördüncü derece amonyak grubuna sahip güçlü gruplar pH'a bağlı değildir.

3.5.11. İnorganik Polimerik Flokülantlar

İnorganik flokülant olarak genelde Al ve Fe kullanılmaktadır. Bu flokülantlara ait denklemler aşağıda verilmiştir; ilk olarak "aktif silika" sodyum silika'nın asidifikasyonu koagülant yardımcısı olarak kullanılmıştır.

Reaksiyonlar:





Pratikte en çok kullanılan yumaklaştırıcılar ve kullanım şekilleri aşağıda verilmiştir.

Tablo 2.4 Yumaklaştırıcı Maddeler Ve Kullanım Şekilleri [16]

Kimyevi Madde	Formül	Renk	Yaygın Şekli	Sudaki Eriğik
Alüminyum Sülfat	$Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$	Beyaz	Toz ve granül	Asit
Sodyum Alüminat	$NaAlO_2$	Beyaz	Toz	Alkali
Ferrik Klorat (Demir3Klorür)	$FeCl_3 \cdot 6H_2O$	Kahverengi	Granül	Asit
Ferrik Sülfat (Demir3Sülfat)	$Fe_2(SO_4)_3 \cdot 9H_2O$	Kahverengi	Küçük kristal	Asit
Ferrous Sülfat (Demir2Sülfat)	$Fe(SO_4) \cdot 7H_2O$	Yeşil	Küçük kristal	Asit
Demir Sülfat AlüminyumSülfat	$Fe_2(SO_4)_3 \cdot 9H_2O$ $Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$			Asit
Kireç (Sönmemiş)	CaO	Beyaz	Toz ve granül	Alkali
Kireç (Sönmüş)	$Ca(OH)_2$		Toz	Alkali

BÖLÜM 4

DENEYSEL ÇALIŞMA

4.1. SU KAYNAĞI VE ÖZELLİKLER

Koagülasyon proseslerinin geliştirilmesini desteklemek amacıyla yapılan deneysel çalışmalarda, İstanbul'a içmesuyu temin eden Büyükçekmece Barajı seçilmiştir. Büyükçekmece Su Arıtma Tesisleri giriş suyunda, trihalometanların oluşmasına yol açan çözünmüş organiklerin konvansiyonel koagülasyon süreci ile giderimi araştırılmıştır. Arıtma tesislerini besleyen Büyükçekmece Gölü, içmesuyu rezervuarına dönüştürülerek 1988 yılında D.S.İ tarafından İSKİ'ye devredilmiştir. Baraj gölünün yıllık verimi ortalama 100 Milyon metreküptür. Gölün maksimum su kotu 6.30 metre, minimum su kotu ise 0.75 metredir. Baraj gölünün ortalama su kalite değerleri tabloda verilmiştir.

Tablo 4.1 B.Çekmece Baraj Gölünün Ortalama Hamsu Kalite Değerleri

Parametre	Birim	Min.	Max.	Ort.
Bulanıklık	NTU	3.1	51	7
Ph		8.2	8.87	8.3
Sertlik	mg/l CaCO ₃	165	214	175
Klorür	mg/l	56	76	64
Top.Org.Mad.	mg/l	4.2	7.2	5.1
Alüminyum	mg/l	0	.05	<0.05
Demir	mg/l	0.11	0.60	0.35
Sülfat	mg/l	65	86	70
Kalsiyum	mg/l	43	63	52
Magnezyum	mg/l	11	16	14
Amonyak	mg/l	<0.01	0.01	<0.01
Nitrat	mg/l	<0.5	4.2	2.3
Florür	mg/l	0.15	0.23	0.20
T.Koli	100 ml'de	267	3990	1200
E.Koli	100 ml'de	5	640	100

4.2. DENEYLER, DENEY PROGRAMI VE ÖLÇÜM YÖNTEMLERİ

Koagülasyon deneyleri süresince kullanılan ham su Büyükçekmece Arıtma Tesisleri giriş suyundan numune alma muslukları vasıtasıyla alınmıştır. Çalışmanın yapıldığı dönemlerde ham su kalitesinde çok büyük değişiklikler meydana gelmediğinden, numuneler anlık olarak alınmış ve bekletilmeden direkt olarak koagülasyona tabi tutulmuştur. Çalışmanın yapıldığı dönemlerde ortalama ham su kalite değerleri tablo 3.1'de verilmiştir. Deneylerde genelde ortalama değerlere yakın ham su değerlerinde çalışılmış, ham su kalitesindeki küçük çaplı değişikliklerin deney sonuçlarını önem arz edecek derecede etkilemediği gözlenmiştir.

Yapılan koagülasyon çalışmalarında yüksek bulanıklık içeren sularda, düşük bulanıklık içeren sulara nazaran daha iyi giderme verimleri gözlenmiştir. Bu durumda ortamdaki kolloid ve partikül maddelerin miktarı belli bir oranda arttıkça, flokülasyon veriminin de artacağı söylenebilir. Ancak yapılan deneylerin temsil edici olması bakımından tesisin mevcut çalışma şartlarına bağlı kalmak amacıyla su kalitesindeki kısa süreli değişikliklerde çalışmaya ara verilmiş, yaygın olarak çalışılan değerlerde tekrar deneylere başlanmıştır. Tablo 4.2.'de yapılan laboratuvar çalışmalarında her seri deney için kullanılan ham su kalite değerleri görülmektedir.

Tablo 4-2. Her Seri Deney İçin Çalışılan Hamsu Kalitesi.

	NTU	PH	SICAKLIK	ORG.MAD. (mg/l)	UVA
1	5,40	8,46	7,50	5,40	0,20
2	4,50	8,46	9,00	5,30	0,20
3	13,50	8,46	7,50	5,40	0,20
4	11,30	8,28	7,00	5,70	0,20
5	11,50	8,27	7,00	5,70	0,20
6	5,80	8,34	8,00	5,60	0,20
7	2,00	8,41	18,00	6,20	0,26
8	2,00	8,41	18,00	6,20	0,26
9	3,90	8,39	18,00	6,20	0,26
10	3,90	8,39	18,00	6,20	0,26
11	1,75	8,26	18,00	5,90	0,26
12	1,75	8,26	18,00	5,90	0,26
13	1,75	8,31	18,00	6,10	0,26
14	1,75	8,31	18,00	6,10	0,26

Koagülasyon çalışmalarında standart “jar-test” ekipmanı kullanılmıştır. Halen Büyükçekmece Arıtma Tesisleri ve birçok su arıtma uygulamalarında kullanılmakta olan alüminyum sülfat $[Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O]$ koagülant madde olarak seçilmiştir. Stok çözelti %10'luk hazırlanırken, bu amaçla 10 gram parça alüminyum sülfat 1 litre musluk suyunda 1 saat süreyle karıştırılarak homojen olarak hazırlanmış ve oda sıcaklığında muhafaza edilmiştir.

Yardımcı koagülant madde olarak kullanılan polielektrolit çözeltileri hazırlanırken işletme şartları gözönüne alınarak önce 1 gr/lt stok çözelti hazırlanmış, bu çözeltilerden 1 ml alınıp 100 ml'ye seyreltilmiştir. Çalışmalarda, hazırlanan bu % 0.01'lik çözeltiler kullanılmıştır. Tablo 4.3.'de yapılan jar-test çalışmalarında her seri deney için kullanılan koagülant maddeler, koagülasyon pH'ları ve jar-test sonucunda ölçülen parametreler görülmektedir.

Tablo 4-3. Her Seri Deney İçin Kullanılan Koagülantlar Ve Ölçülen Parametreler.

Seri	Alum/Polimer (mg/lt)	Polimer Türü	pH	Ölçülen Parametreler
1	20-80 / -	-	4	Bulanıklık,UVA,TOK
2	20-80 / -	-	5	Bulanıklık,UVA,TOK
3	20-80 / -	-	6	Bulanıklık,UVA,TOK
4	20-80 / -	-	7	Bulanıklık,UVA
5	20-80 / -	-	8	Bulanıklık,UVA
6	20-80 / -	-	9	Bulanıklık,UVA
7	50 / 0,07 - 0,2	A-130 Anyonik	6	Bulanıklık,UVA
8	50 / 0,07 - 0,2	A-100 Anyonik	6	Bulanıklık,UVA
9	50 / 0,07 - 0,2	CP-201 Katyonik	6	Bulanıklık,UVA
10	50 / 0,07 - 0,2	C-492 Katyonik	6	Bulanıklık,UVA
11	50 / 0,07 - 0,2	C-491 Katyonik	6	Bulanıklık,UVA
12	50 / 5-25	Sepiyolit	6	Bulanıklık,UVA
13	50 / 0,15	C-492 Katyonik	5,5 - 7,5	Bulanıklık,UVA
14	50 / 0.15 /15	C-492 Kat./ Sep.	5.5 - 8.5	Bulanıklık,UVA

Koagülasyon-flokülasyon çalışmalarına başlamadan önce ham su numunelerinin pH değeri istenilen seviyeye (1 N'lik HCl veya NaOH solüsyonları kullanılarak) ayarlanmıştır. Koagülant maddenin belirlenen dozajda toplam hacmi 1000 ml olan su numunesine eklendikten sonra karıştırma işlemlerine tabi tutulmuştur. Bu amaçla, daha önce yapılan çalışmalardaki karıştırma süre ve şiddetleri incelenmiş, arıtma tesisinde önceki yıllarda yapılan çalışmalar gözden geçirilmiş, ve deneylere başlanmadan önce ön çalışmalar yapılarak, 2 dakika 100 rpm'de

hızlı karıştırma ve devamında 30 rpm'de 30 dakika boyunca yavaş karıştırma işlemi yapılmasına karar verilmiştir. Bu işlemler sona erdikten sonra oluşan yumaklar 1 saat süreyle çökelmeye bırakılmıştır. Çökelme işlemi sona erdikten sonra, her bir numune kavanozunun yüzeyinden alınan numunelerin önce bulanıklığı ölçülmüştür. Bulanıklığı tespit edilen numuneler, daha sonra 0.45- μ m membran filtreden geçirilerek, süzölmüştür. Filtre edilen sular UVA ölçümünde en yaygın olarak kullanılan dalga boyu olan 270 nm'de ultraviyole absorbansı ölçümüne tabii tutulmuştur.

Bulanıklık ölçümlerinde dijital türbidimetre (Dr.Lange Model) kullanılmıştır. UVA ölçümlerinde spektrofotometre (Jenway 6105 UV/Vis Spectrophotometer) 1cm'lik kuartz hücre ile kullanılmıştır. Deneysel hataları minimum yapmak için her test iki kez tekrarlanmış, elde edilen sonuçların aritmetik ortalaması değerlendirmelerde kullanılmıştır.



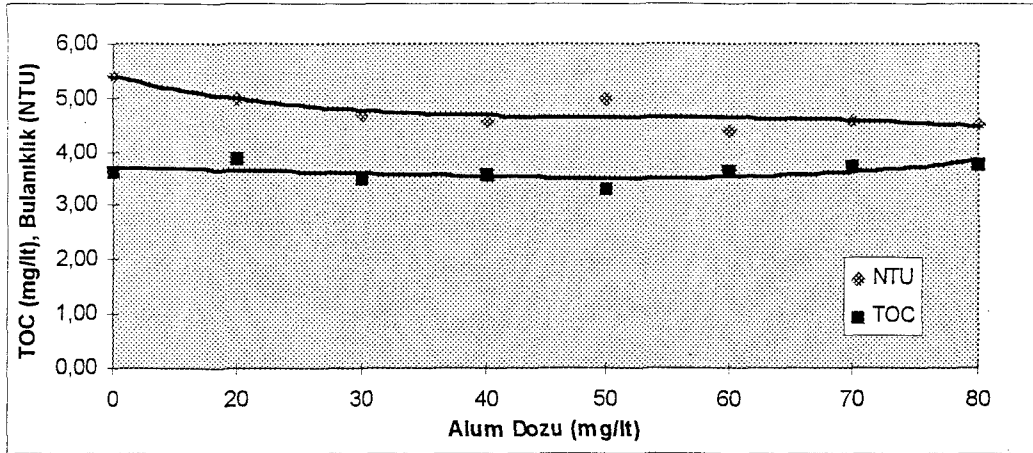
BÖLÜM 5

BULGULAR VE TARTIŞMA

5.1. EN İYİ PH VE EN İYİ KOAGÜLANT DOZU ÇALIŞMALARI

THM oluşturma potansiyeli bulunan organik maddelerin, koagülasyonla giderimine yönelik olarak, su arıtma uygulamalarında en yaygın olarak kullanılan alüminyum sülfat kullanılmıştır. Alüminyum sülfat için önce “en iyi arıtma pH değeri” ve “en iyi koagülant dozajı” belirleme çalışması yapılmıştır. En iyi doz ve en iyi pH, hem en yüksek bulanıklık, hem de en yüksek UV absorbans giderimine yönelik olarak araştırılmıştır (Şekil 5.1-5.12).

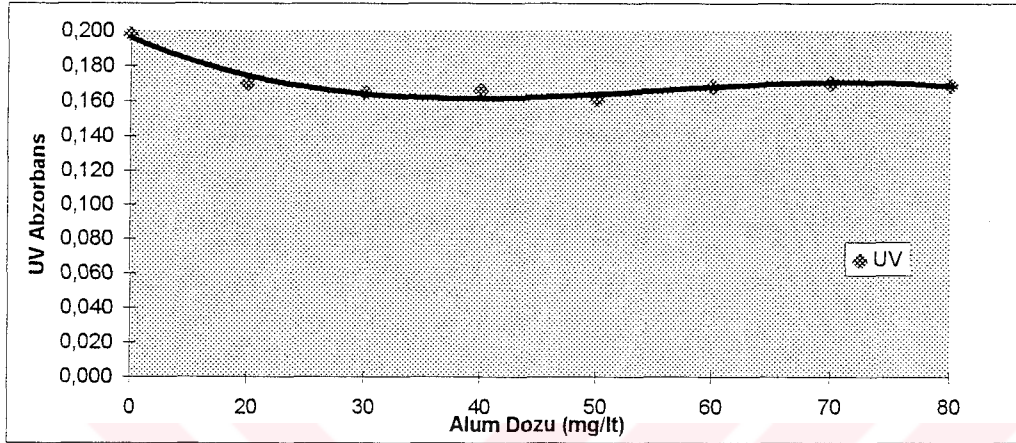
Çalışmalar pH 4 ve pH 9 arasında yapılmıştır. Bu değerlerin dışında kalan pH değerlerinin pratikte uygulanması zor olduğu için deney aralığına tabi tutulmamıştır. Koagülant madde olarak kullanılan alum dozajı ise 20-80 mg/lt olarak uygulanmıştır. pH 4 ve pH 5 değerlerinde etkin bir flokleşme sağlanamamıştır (Şekil 5.1-5.4).



Şekil 5-1 pH=4 için TOC ve Bulanıklık Değişimi

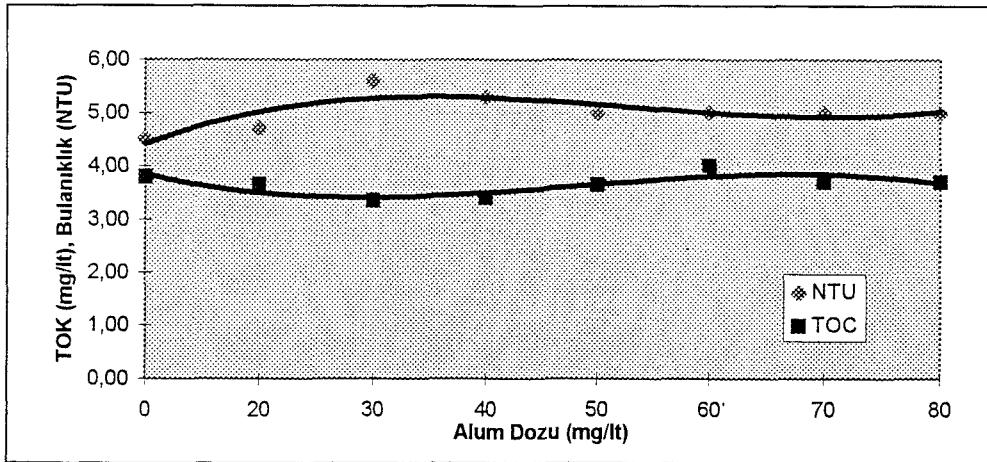
Şekil 5.1'de 1 N HCl eklenerek pH'ı 4'e getirilen suda bulanıklık ve Toplam Organik Karbon'un (TOK) alum dozu ile değişimi görülmektedir. Şekilde görüldüğü

gibi, pH 4 değerinde bulanıklık ve organik maddenin (TOK) alüminyum sülfat ile giderimi oldukça sınırlıdır. TOK; en küçük değerini yaklaşık 50 mg/l alum dozunda almıştır. Bu noktadaki TOK değeri yaklaşık olarak 3.3 mg/l olup 3.6 mg/l olan giriş değerine göre % 30'luk bir azalma meydana gelmiştir. Bulanıklık açısından bakıldığında, en fazla giderimin 60 mg/l alum dozunda meydana geldiği görülmektedir. Bu alum dozunda bulanıklık 4.4 NTU olarak görülmektedir. Bu değer de başlangıç değerine göre yaklaşık % 20'lik bir azalma ifade etmektedir.



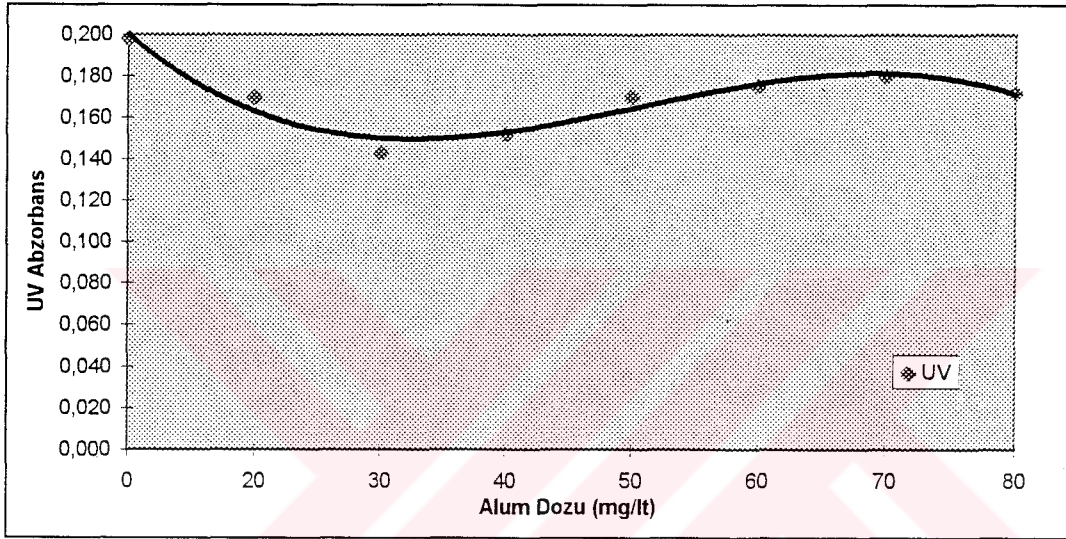
Şekil 5-2 pH=4 için UV Abzorbans Değişimi

Şekil 5.2'de, yine pH'ı 4'e getirilen suda alum dozu ile UV absorbans değerlerinin değişimi görülmektedir. Burada da bulanıklık ve TOK giderimine benzer şekilde UV absorbans giderimi değerlerinin de düşük kaldığı gözlenmektedir. Alum dozundaki değişimle beraber UVA giderim değerlerinin birbirlerine çok yakın olduğu, ancak en fazla giderimin yaklaşık 50 mg/l alum dozu değerinde olduğu görülmektedir. Bu noktada başlangıç değerine göre yaklaşık % 21'lik bir UVA gideriminin olduğu görülmektedir.



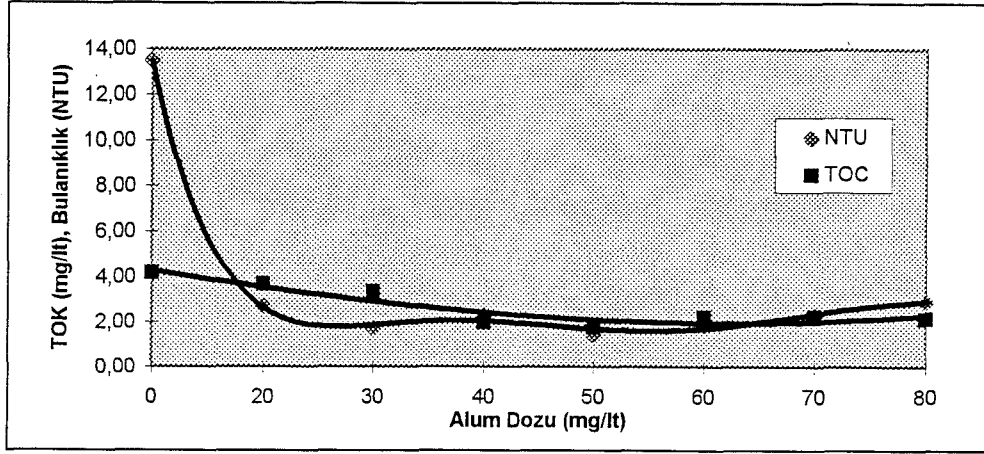
Şekil 5-3 pH=5 için TOC ve Bulanıklık Değişimi

Şekil 5.3'te, 1 N HCl eklenerek pH'ı 5'e getirilen suda, bulanıklık (NTU) ve organik maddenin (TOK) alum dozu ile değişimi görülmektedir. Şekilde görüldüğü gibi pH 5 değerinde, pH 4 değerinde olduğu gibi bulanıklık ve TOK giderimi oldukça sınırlıdır. Bulanıklık değerlerinin başlangıç değerlerine göre daha yüksek çıkması, pH 5 değerinde etkin bir flokleşme sağlanamadığı ve oluşan flokların zayıf ve çökebilirliklerinin düşük olduğu şeklinde izah edilebilir. Bununla beraber TOK giderimine bakıldığında, TOK değerlerinin de başlangıç değerlerine yakın olduğu, 30 mg/l alum dozunda yaklaşık %10'luk bir azalma meydana geldiği görülmektedir.



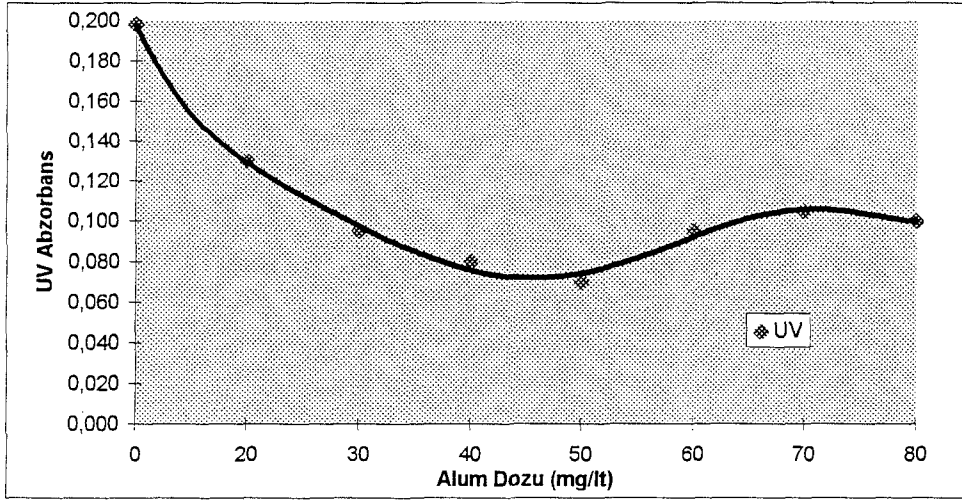
Şekil 5-4 pH=5 için UV Abzorbans Değişimi

Şekil 5.4'te, pH'ı 1N HCl kullanılarak 5'e indirilen suda kullanılan alum dozajına karşılık UV absorbansı değerlerinde meydana gelen değişim görülmektedir. Şekle bakıldığında UVA değerlerinin değişiminin sınırlı olduğu görülmektedir. Burada 30 mg/l alum dozuna kadar bir miktar UVA gideriminin olduğu görülmektedir. Bu noktada yaklaşık % 25'lik bir giderim sağlanmış, 30 mg/l 'den fazla değerlerde giderim verimi düşmüştür. Bu verim pH 5 için yüksek alum dozlarında etkin bir flokleşme sağlanamadığı şeklinde izah edilebilir.



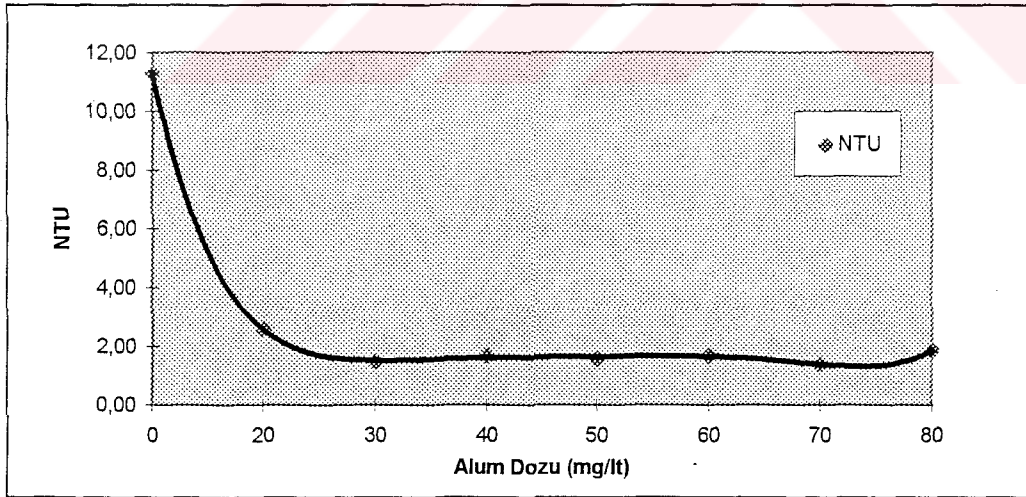
Şekil 5-5 pH=6 için TOC ve Bulanıklık Değişimi

Şekil 5.5'te, pH'ı 1 N HCl eklenerek 6'ya getirilen suda kullanılan alum dozuna karşılık TOK ve bulanıklık değerlerindeki değişim görülmektedir. Şekilden de görüldüğü gibi pH 6 değerinde kullanılan alum dozajlarında hem bulanıklık hem de TOK giderimi bakımından oldukça yüksek verimler elde edilmiştir. Burada 50 mg/l alum dozunda en yüksek bulanıklık giderimi meydana geldiği görülmektedir. Bu noktada bulanıklık giderim verimi başlangıç değerine göre yaklaşık olarak % 90 mertebesinde. 20 mg/l gibi düşük alum dozajında dahi başlangıca göre % 80'ler civarında bir giderim olması, koagülasyon için önce en iyi pH'nın belirlenmesi durumunda çok yüksek verimler elde edileceğinin açık bir göstergesi olarak karşımıza çıkmaktadır. TOK giderimi açısından bakıldığında, pH 6 değerinde, pH 4 ve pH 5 değerlerinde yaklaşık % 10'larda olan giderim veriminin % 40 ila % 60 arasında değiştiği görülmektedir. Bu durum optimum pH'da bulanıklık giderimi ile beraber TOK gideriminin de yüksek olacağını göstermektedir. Burada 40 mg/l alum dozunda en yüksek TOK gideriminin sağlandığı, başlangıç değerine göre % 60'lık bir giderim verimi meydana geldiği görülmektedir. En yüksek bulanıklık giderim verimi 50 mg/l alum dozunda gerçekleşirken, TOK açısından bakıldığında bu değer 40 mg/l'ye inmiştir. Bu durumda, tasfiye tesislerinde koagülant madde dozajı belirlenirken optimum dozajın sadece bulanıklık giderimi verimi açısından değil, organik maddeleri temsil eden diğer parametreler (TOK, UVA gibi) açısından da gözden geçirilmesi gerektiği gerçeğini ortaya koymaktadır.



Şekil 5-6. pH=6 için UV Abzorbans Değişimi

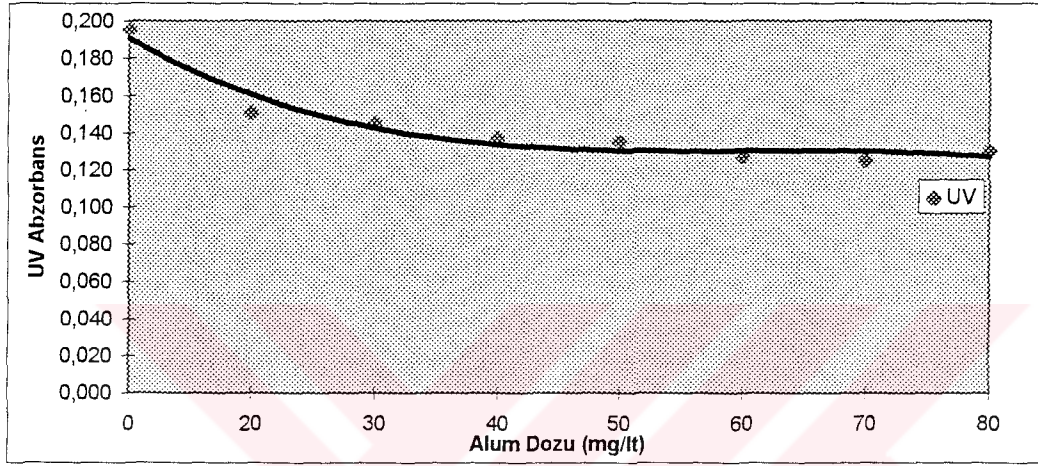
Şekil 5.6'da, yine pH'ı 1 N HCl kullanılarak 6'ya getirilen suda UV absorbans değerlerinin, kullanılan alum dozu ile değişimi görülmektedir. Burada da UV absorbans değerlerinin pH 4 ve pH 5'teki değerlerine göre keskin bir düşüş gösterdiği görülmektedir. 20 mg/l alum dozunda % 40 giderilen UVA değeri , 50 mg/l de başlangıç değerine göre % 65'lik bir düşüş göstermiştir. Dikkat edilecek olursa bu noktada hem bulanıklık giderimi hem de UVA giderimi en iyi değerleri vermektedir.



Şekil 5-7 pH=7 için Bulanıklık Değişimi

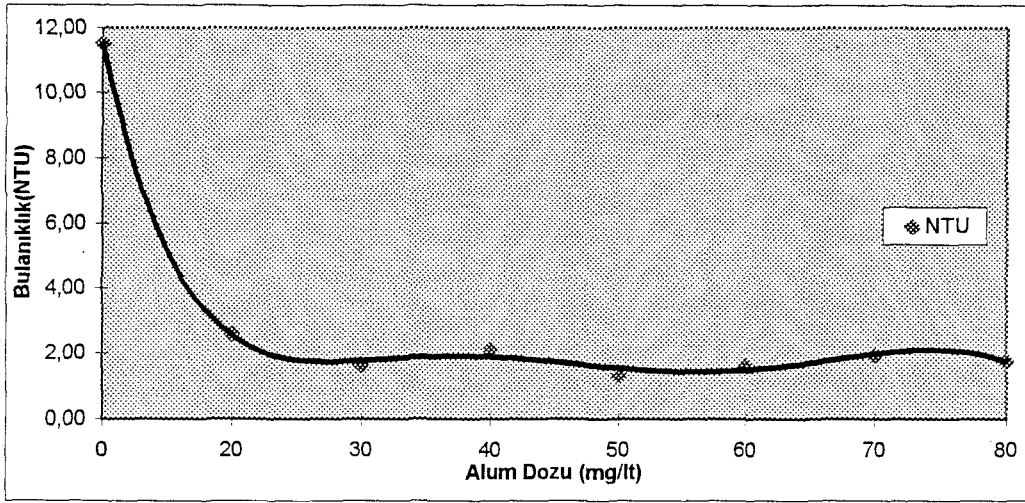
Şekil 5.7'de yine 1 N HCl kullanılarak pH'ı 7'ye indirilen suda kullanılan alum dozuna karşılık bulanıklık değerlerindeki değişim görülmektedir. Burada önceki deneylerin ışığında TOK ve UVA değerleri arasındaki paralellikten dolayı bu iki

parametre arasındaki korelasyon araştırılmış, masraflı ve zaman alan TOK ölçümünden vazgeçilerek sadece UVA ölçümleri yapılmıştır. Şekilden de görüleceği gibi pH 7 değeri için de başlangıç olarak kullanılan 20 mg/l alum dozunda yüksek bir bulanıklık giderim verimi sağlanmıştır. 70 mg/l alum dozunda maksimum bulanıklık gideriminin sağlandığı görülmektedir. Şekilden de görüleceği gibi pH 7 değerinde bulanıklık gideriminde yüksek alum dozlarına ihtiyaç duyulmuş, ancak 80 mg/l alum dozunda giderim verimi tekrar düşüş eğilimine girmiştir.



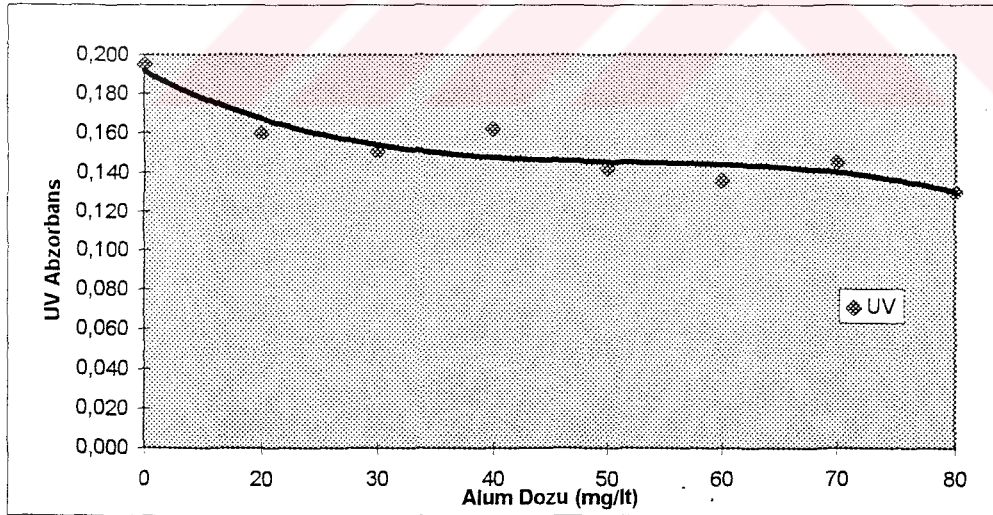
Şekil 5-8. pH=7 için UV Abzorbans Değişimi

Şekil 5.8'de pH'ı 7'ye indirilen suda kullanılan alum dozuna karşılık UVA değerlerinin değişimi görülmektedir. Şekilden de görüleceği gibi alum dozunun artmasıyla UVA giderimi de artmış, yine 70 mg/l alum dozunda en yüksek giderim verimi elde edilmiştir. Bu noktada başlangıç durumuna göre yaklaşık olarak % 50-60 oranında bir giderim sağlanmıştır. 80 mg/l dozunda UVA değeri tekrar artış göstermiştir. Hem şekil 5.7 hem de şekil 5.8 incelendiğinde pH 7 için bulanıklık ve UVA gideriminde yüksek alum dozlarına ihtiyaç duyulduğu görülmektedir.



Şekil 5-9. pH=8 için Bulanıklık Değişimi

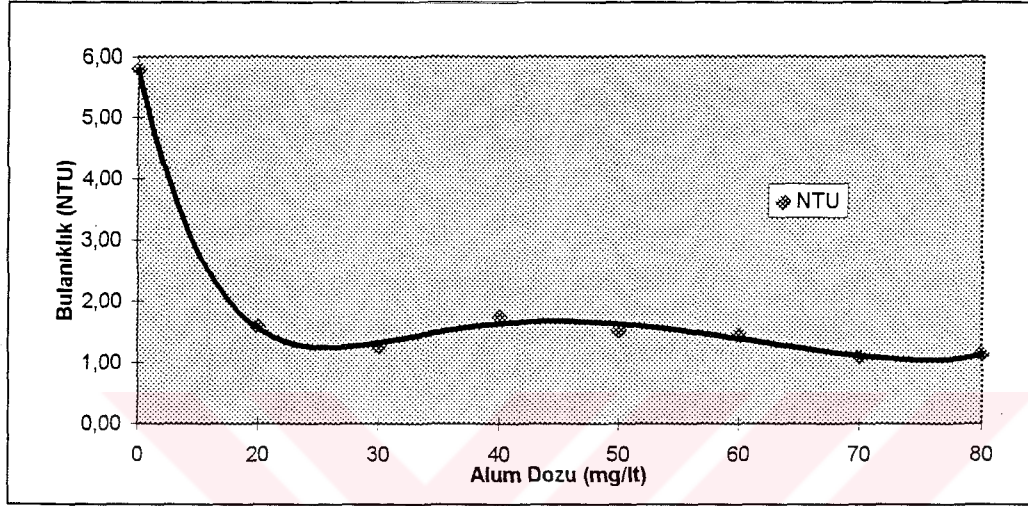
Şekil 5.9 da 1 N HCl kullanılarak pH'ı 8'e indirilen suda kullanılan alum dozuna karşılık bulanıklık değerlerindeki değişim görülmektedir. Şekilde görüldüğü gibi 50 mg/l alum dozunda başlangıç değerine göre en yüksek bulanıklık verimi elde edilmiştir. Burada bulanıklık giderim verimi başlangıç değerine göre yaklaşık olarak %90 civarındadır. 50 mg/l den daha az ve daha fazla dozlamalarda bulanıklık gideriminin düştüğü görülmektedir.



Şekil 5-10. pH=8 için UV Abzorbans Değişimi

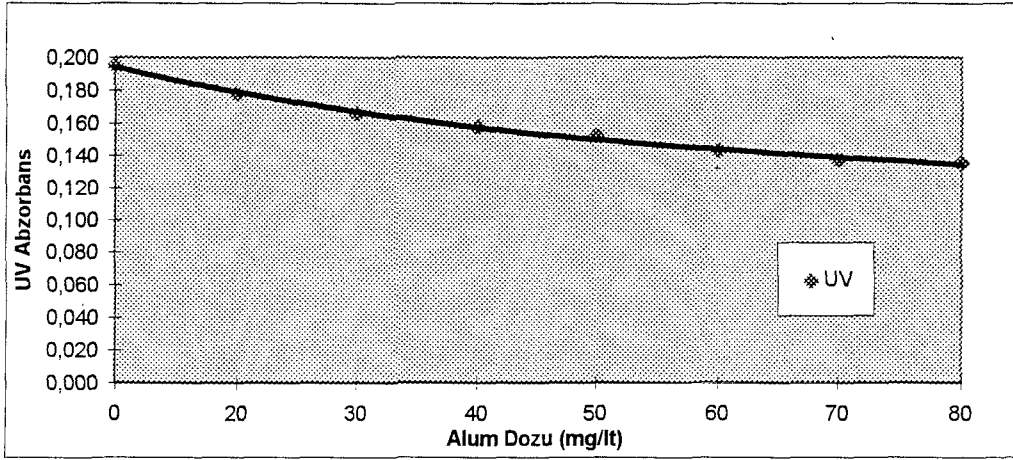
Şekil 5.10'da pH'ı 8'e indirilen suda, kullanılan alum dozuna karşılık UV absorbansındaki değişim görülmektedir. Şekilde de görüldüğü gibi kullanılan alum dozundaki artışla beraber UVA giderimi de atılmıştır. 60 mg/l alum dozunda en

yüksek giderimin sağlandığı görülmektedir. Burada dikkat edilecek nokta, pH 6, 7 ve 8 olan çalışmalar birarada değerlendirildiğinde bulanıklık giderim verimlerinin her üç pH değerinde de birbirine yakın olduğu, ancak pH 7 ve 8 değerlerinde UVA gideriminin düştüğü, mevcut giderim verimlerinin de yüksek alum dozajlarında meydana gelmesidir. Bu durum optimum pH'nın daha üzerindeki pH değerlerinde UVA gideriminin düştüğü ve kullanılan alum dozajının artacağı sonucunu vermektedir.



Şekil 5-11 pH=9 için Bulanıklık Değerleri

Şekil 5.11 de pH'ı 1 N NaOH kullanılarak 9'a yükseltilen suda kullanılan alum dozuna karşılık bulanıklık değerlerindeki değişim görülmektedir. Şekilde de görüleceği gibi en yüksek bulanıklık giderimi 70 mg/l alum dozunda meydana gelmiştir. Bu noktada başlangıç değerine göre yaklaşık olarak %80 lik bir bulanıklık gideriminin olduğu görülmektedir. 70 mg/l nin altındaki değerlerde bulanıklık değerlerinin birbirine yakın olduğu görülmektedir.

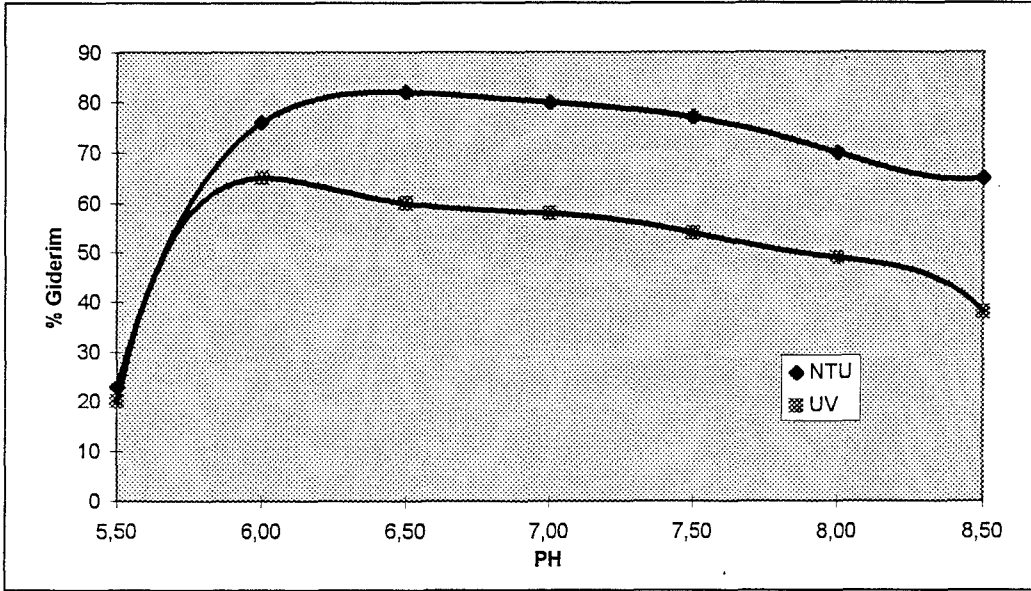


Şekil 5-12 pH=9 için UV Abzorbans Değerleri

Şekil 5.12 de pH'ı 9 olan suda yine kullanılan alum dozuna karşılık UVA değerlerindeki değişim görülmektedir. Şekilden de görüleceği üzere kullanılan alum dozu arttıkça UVA değerleri de düşüş göstermektedir. Burada 80 mg/l alum dozunda başlangıç değerine göre UVA değerinin yaklaşık olarak % 40-45 lik bir azalma gösterdiği görülmektedir.

Burada; pratikte uygulanması zor olan ph 9 değerinde bulanıklık giderim veriminin, pH 6, 7 ve 8'e göre bir miktar düştüğü, yine pH 7 ve pH 8'e göre yüksek alum dozuna ihtiyaç duyulduğu görülmektedir. Aynı şekilde UVA gideriminin pH 6'ya göre oldukça düşük kaldığı, buna karşılık pH 7 ve pH 8'de olduğu gibi 70-80 mg/l gibi yüksek alum dozlarında % 20-40 gibi bir giderim olabileceği görülmektedir.

Genel olarak elde edilen bulanıklık verimleri Büyükçekmece Arıtma Tesisleri'nde elde edilen verimle paralel olmasına rağmen, UVA giderim verimi tesislerde elde edilen verime göre daha yüksektir. Bu durum humik asitlerin düşük pH'larda daha iyi destabilize oldukları düşüncesini de desteklemektedir. Ayrıca arıtma tesislerinin performanslarının sadece bulanıklık giderimi açısından değil, aynı zamanda organik maddelerin giderimi açısından da değerlendirilmeleri hususunu gündeme getirmektedir.



Şekil 5-13 pH=5,5-8,5 ve Alum=50 mg/l için NTU ve UV Giderimi

Yapılan bu çalışmalar ışığında 50 mg/l alum dozu en iyi koagülant dozu olarak kabul edilerek en iyi pH değeri 5.5 – 8.5 aralığında incelenmiştir.

Şekil 5.13'te bu dozda bulanıklık ve UVA'nın pH'ya bağlı olarak değişimi görülmektedir. Şekilden görüleceği gibi pH 6'da UVA giderimi en yüksek seviyede olmuştur. Bu noktada yaklaşık % 65 oranında bir UVA gideriminin meydana geldiği görülmektedir. Buna karşılık en yüksek bulanıklık gideriminin şekilde görüldüğü gibi pH 6.5 – 7 arasında meydana geldiği görülmektedir.

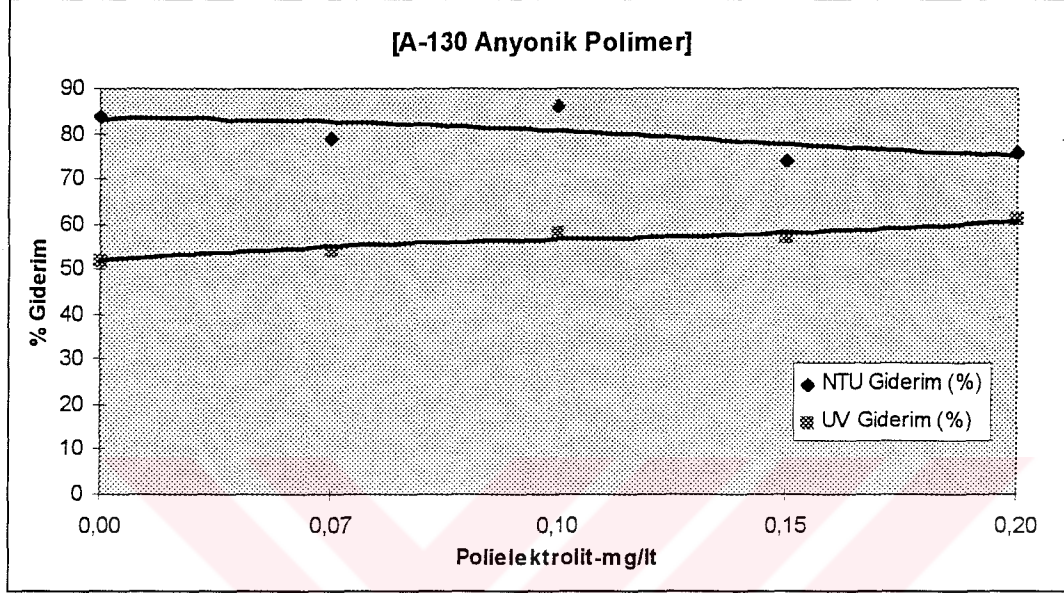
Bu değerler halen B.Çekmece arıtma tesislerinde uygulanmakta olan arıtma pH değerlerinden daha düşüktür (pH=7.5-8) Bu durum ; Albert'in bulanıklık giderimi için optimum pH'nın, organik giderimi için gerekli olan optimum pH'dan daha yüksek olduğu düşüncesini desteklemiştir [15]. Hall ve Packham, Mangravite tarafından yapılan çalışmalar sonucunda da benzer açıklamalar yer almıştır [15].

Ayrıca pH 6'da 50 mg/l alüminyum sülfat dozajında hem en yüksek bulanıklık, hem de en yüksek UVA giderimi elde edilirken, kullanılan koagülant dozajının da Büyükçekmece Arıtma Tesisleri'nde uygulanmakta olan ortalama dozajdan daha yüksek olduğu görülmüştür.

5.2. EN İYİ YARDIMCI KOAGÜLANT TÜRÜ VE DOZU ÇALIŞMALARI

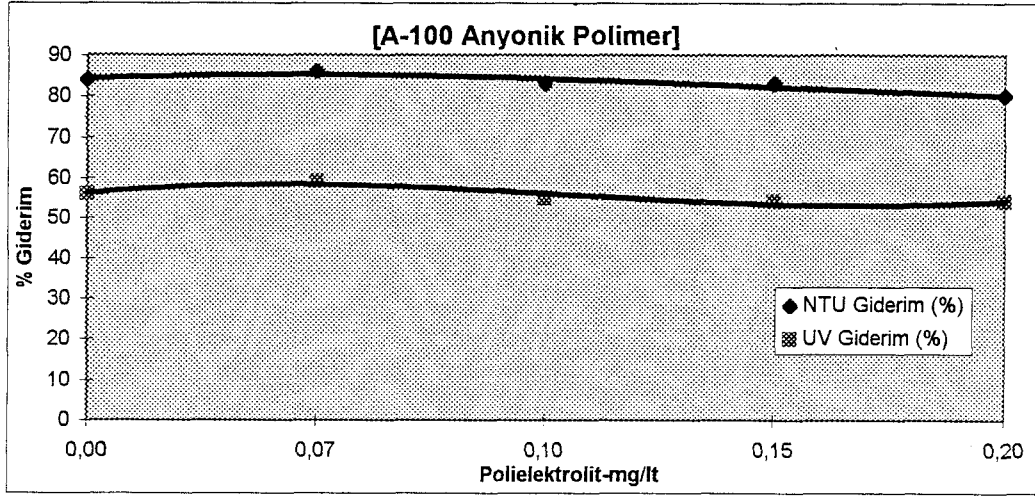
Çalışmanın ikinci aşamasında, seçilen en iyi dozaj ve pH değerinde yardımcı koagülant maddeler kullanılarak giderim verimleri araştırılmıştır. Yardımcı

koagülant maddeler olarak hem anyonik, hem de katyonik yapıda polielektrolit türleri kullanılmıştır. Çalışmalar hem en iyi yardımcı koagülant dozajı, hem de yardımcı koagülant türüne yönelik olarak yapılmıştır. Anyonik polimerlerin kullanıldığı durumlarda giderme verimleri daha düşük olarak gözlenmiştir. UVA giderimi %50 civarında gözlenirken, NTU giderimi %75-85 civarında gözlenmiştir.



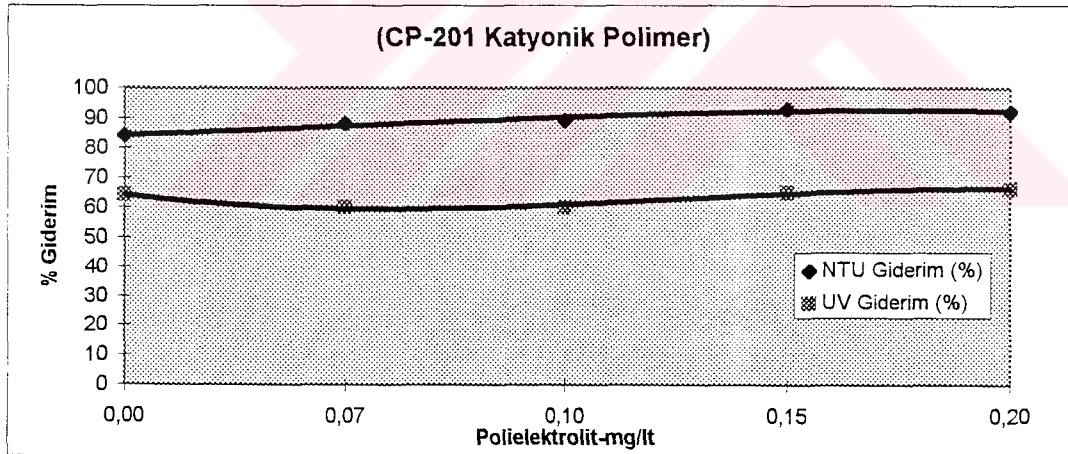
Şekil 5-14 pH=6 ve Alum=50 mg/lt için Polielektrolit İlavesi Halinde NTU ve UV Giderimi

Şekil 5.14 'de 1. Kademe çalışmalar sonucunda seçilen en iyi koagülant dozu (50 mg/l) ve en iyi koagülasyon pH'sı baz alınarak en iyi yardımcı koagülant madde seçimine yönelik olarak, kullanılan polimer dozu ile bulanıklık ve UV absorbansı giderim verimleri arasındaki ilişki görülmektedir. Burada anyonik yapıda bir polimer türü olan A -130 polielektroliti kullanılmıştır. Şekilde, polimer ilavesi ile UVA giderim verimi artış eğilimine girdiği görülmektedir. NTU giderim veriminin ise önce düştüğü, sonra artış gösterdiği görülmektedir. 0.1 mg/l polimer dozunda en yüksek bulanıklık verimi elde edilirken, UVA gideriminde en yüksek verimler 0.2 mg/l dozunda elde edilmiştir. Bu noktada UVA giderimi başlangıca göre %10-15 lik bir ilave artış göstermiştir.



Şekil 5-15 pH=6 ve Alum=50 mg/l için NTU ve UV Giderimi

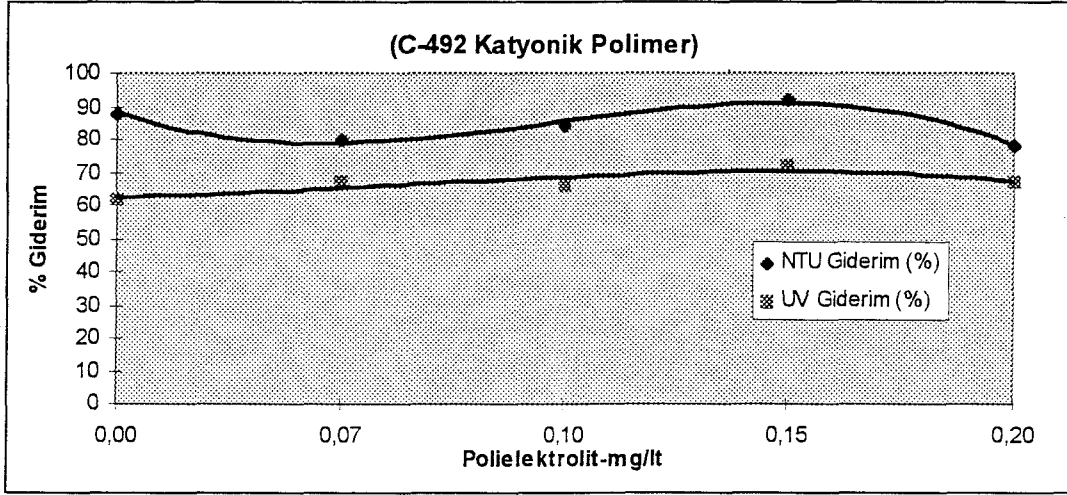
Şekil 5.15'te pH 6 ve 50 mg/l alum dozunda, yine organik yapıda bir polimer türü olan A-100 polielektroliti dozundaki değişmeye karşılık bulanıklık ve UVA giderim verimindeki değişiklik görülmektedir. Şekilde de görüceği gibi 0.07 mg/l polielektrolit dozunda hem bulanıklık hem de UVA giderimi en yüksek değerine ulaşmış, polimer dozunun artmasıyla verim bir miktar düşüş göstermiştir.



Şekil 5-16. pH=6 ve Alum=50 mg/l için NTU ve UV Giderimi

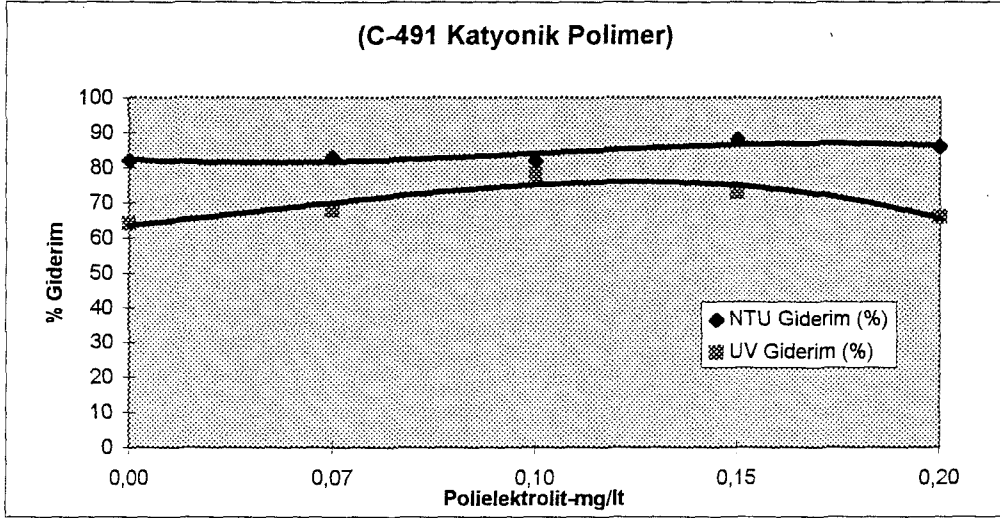
Şekil 5.16'da, pH 6 ve 50 mg/l alum dozunda yardımcı koagülant olarak kullanılan CP-201 polielektrolit dozundaki değişmelere karşılık bulanıklık ve UVA giderim verimindeki değişimler görülmektedir. Bulanıklık açısından bakıldığında, polimer ilavesiyle bulanıklık giderim veriminde bir artış olduğu görülmektedir. UVA giderim verimi açısından da aynı şey söylenebilir. Şekle bakıldığında en yüksek giderimin meydana geldiği nokta olarak 0.15 mg/l dozu görülmektedir. Bu noktada başlangıçta %80 civarında olan bulanıklık veriminin %90'lara ulaştığı

görülmektedir. UVA giderimi açısından bakıldığında da polimer kullanmadan %50 lerde olan verimin %60'ları geçtiği görülmektedir.



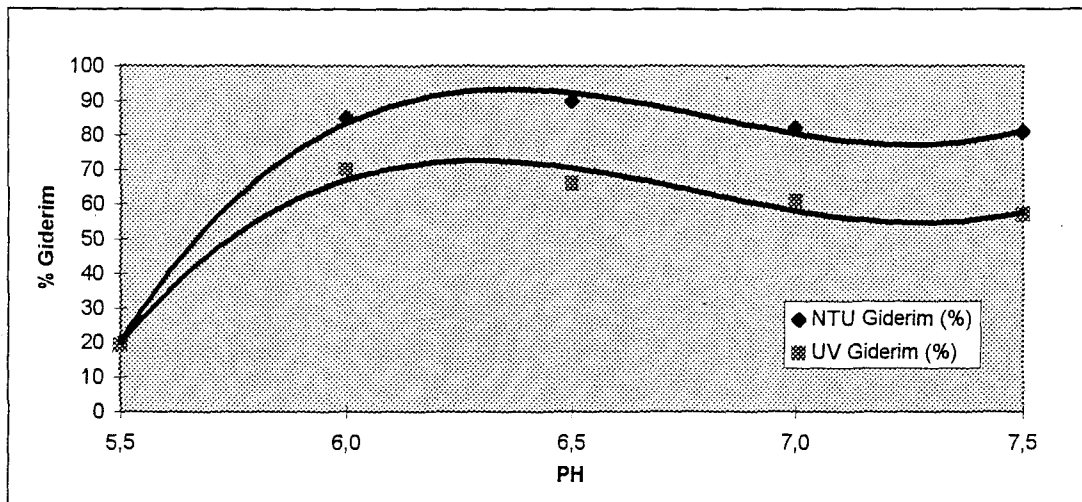
Şekil 5-17 pH=6 ve Alum=50 mg/l için NTU ve UV Giderimi

Şekil 5.17’de pH 6 ve 50 mg/l alum dozunda yardımcı koagülant olarak kullanılan C – 492 katyonik polielektrolit dozundaki artışa karşılık bulanıklık ve UV absorbansı giderimindeki değişim görülmektedir. Bulanıklık giderimi açısından şekle bakıldığı zaman, düşük polimer dozunda giderimin bir miktar düştüğü, sonra arttığı görülmektedir. 0.15 mg/l polimer dozunda bulanıklık giderimi en yüksek noktaya ulaşmıştır. Burada bulanıklık verimi %90’ı geçmiştir. UV absorbansı giderimi açısından şekle bakıldığında polimer dozunun artmasıyla UVA gideriminde artış görülmektedir. Burada yine 0.15 mg/l polimer dozunda başlangıçta %60’larda olan UVA gideriminin %70’leri geçtiği görülmektedir. 0.20 mg/l polimer dozunda hem bulanıklık giderimi, hem de UVA gideriminin azaldığı görülmektedir.



Şekil 5-18 pH=6 ve Alum=50 mg/l için NTU ve UV Giderimi

Şekil 5.18'de pH 6 ve 50 mg/l alum dozunda, yine katyonik yapıda bir polielektrolit olan C-491 polielektrolit dozundaki değişikliklerle bulanklık ve UVA giderimindeki değişiklik görülmektedir. Bulanıklık giderimi açısından şekle bakıldığında polimer ilavesinin 0.15 mg/l dozuna kadar giderim verimini fazla etkilemediği, bu noktada maksimuma ulaştığı görülmektedir. Bu noktadan sonra yine bir miktar düşüş göstermektedir. UV absorbansı giderimi açısından şekle bakıldığında, yine daha önceki polimer ilavelerinde olduğu gibi UVA gideriminin artışa geçtiği görülmektedir. C-491 katyonik polimeri için en yüksek UVA giderim veriminin 0.1 mg/l dozunda meydana geldiği görülmektedir. Bu noktadan sonra giderim veriminin azalmaya başladığı görülmektedir.

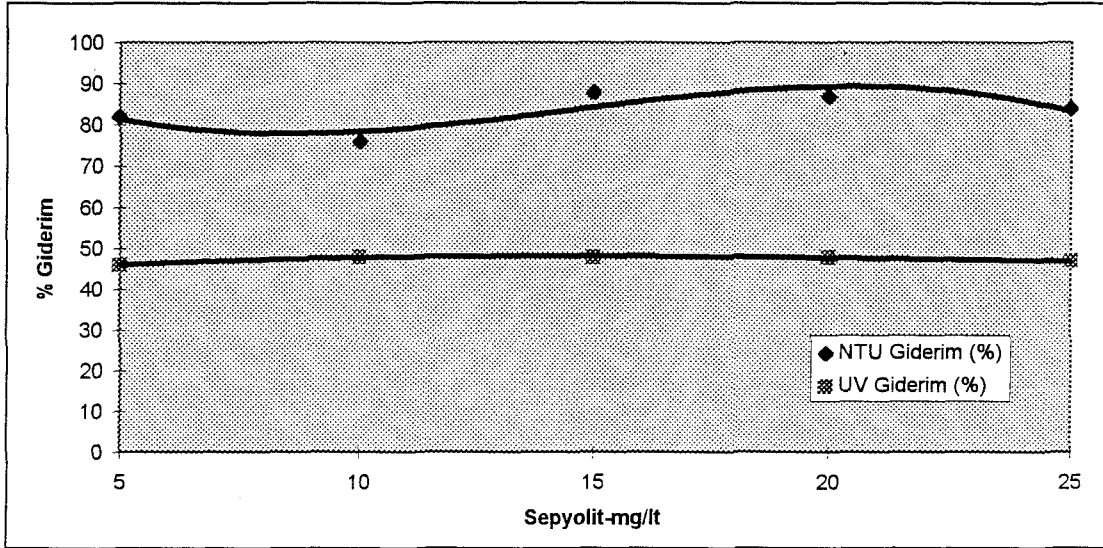


Şekil 5-19. 50 mg/l Alum ve 0,15 mg/l C-492 Katyonik Polimer ile NTU ve UV Giderimi

Şekil 5.14 ve 5.18 arasındaki şekillere baktığımız zaman katyonik yapıda olan polielektrolitlerin anyonik yapıda olanlara nazaran daha yüksek verim sağladıkları görülmektedir. CP-201 katyonik polimeri ile bulanıklık giderimi %90'ları bulurken, UVA giderimi %60-65 arasında gerçekleşmiştir. Bu oran C-492 katyonik polimeri ile %70'lere ulaşmıştır. C-491 katyonik polimeri ile yine UVA giderimi %70'leri bulurken, bulanıklık giderimi %80-90 arasında kalmıştır. Bu durumda hem bulanıklık giderimi hem de UVA giderimi bakımından C-492 katyonik polimerinin diğer polimerlere göre daha iyi neticeler verdiği görülmektedir. Şekillere bakıldığında 0.15 mg/l polimer dozunun da diğer dozlara nazaran daha iyi sonuçlar verdiği görülmektedir. Şekil 5.19'da daha önce belirlenen 50 mg/l alum dozunda, yardımcı koagülant olarak 0.15 mg/l polielektrolit kullanarak pH 5.5 ila 7.5 arasında bulanıklık ve UVA giderimindeki değişiklik görülmektedir.

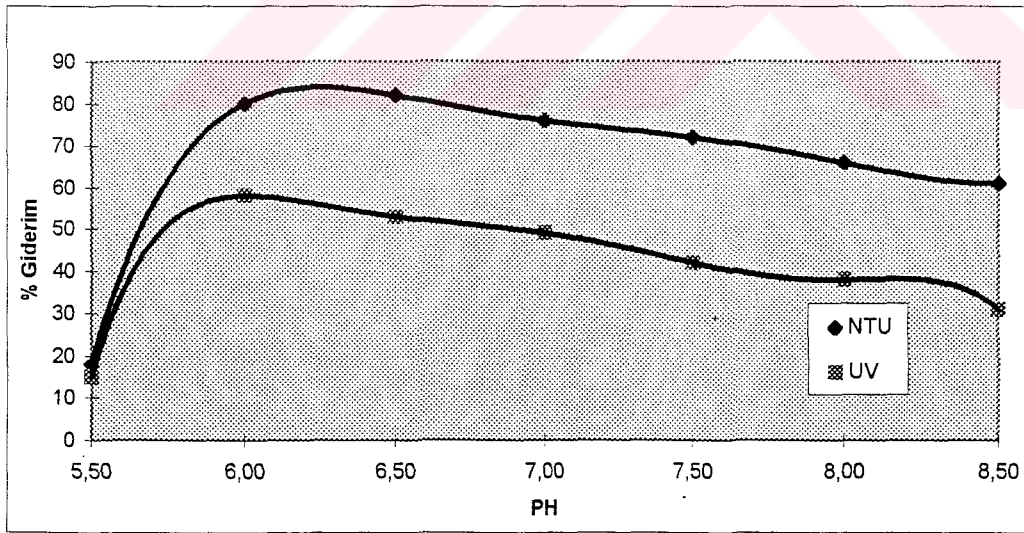
Ph 5.5 değerinde hem bulanıklık hem de UVA giderimi çok düşük olarak gözlenirken pH 6 değerinde hızlı bir verim artışı görülmektedir. PH 6 noktasında UV absorbansı gideriminin maksimuma ulaştığı görülmektedir. Burada yaklaşık olarak %70'lik bir UVA giderimi söz konusudur. Bulanıklık giderimi açısından şekle bakıldığında en yüksek giderimin pH 6.5 değerinde meydana geldiği görülmektedir. Burada bulanıklık gideriminin %90'larda olduğu görülmektedir.

Çalışmanın yapıldığı dönemlerde kullanılan ham suyun bulanıklığı bazen çok düşük olarak gözlenmiştir. Bu değer düşük olması, flokülasyon açısından bazı zorluklar göstermiştir. Nispeten yüksek bulanıklığa sahip sularda daha yüksek flokülasyon verimleri elde edilebilmektedir. İşte bu amaçla bu çalışmalar sırasında ham suyun bulanıklığını bir miktar arttırabilmek ve flokülasyon üzerindeki verimini görmek için kaolin türü bir madde olan sepyolit alüminyum sülfat ile birlikte kullanılmıştır.



Şekil 5-20. pH=6 ve Alum=50 mg/l için NTU ve UV Giderimi

Şekil 5.20'de daha önce belirlenen en iyi pH değeri olan pH 6 ve en iyi koagülant dozu olan 50 mg/l alum dozunda 5-25 mg/l sepyolit ilavesiyle bulanıklık ve UVA giderimindeki değişim görülmektedir. Şekle baktığımızda bulanıklık gideriminin %80 ile %90 arasında değiştiğini görebiliriz. UV absorbansındaki giderimin de yaklaşık olarak %40 civarında gerçekleştiğini görebiliriz. Daha önce sepyolit kullanmadan yaptığımız çalışmalara baktığımız zaman, sepyolit'in ilave bir artış sağlamadığı görülmektedir.

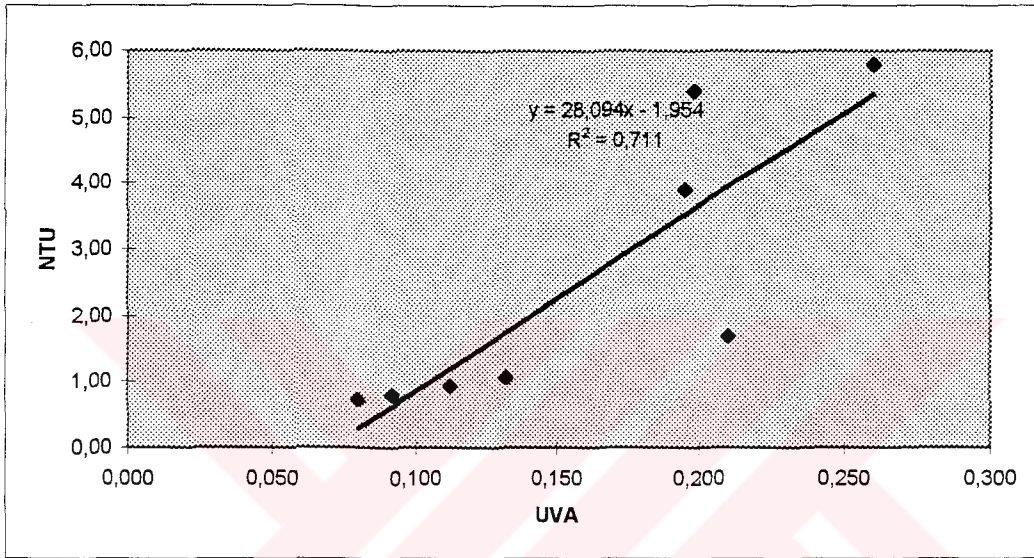


Şekil 5-21 pH=5,5-8,5, 50 mg/l Alum, 0,15 mg/l C-492 Katyonik Polimer ve 15 mg/l Sepyolit ile NTU ve UV Giderimi

Daha sonra alüminyum sülfata polimer ilavesi halinde sepyolit kullanarak bulanıklık ve UVA giderimindeki değişim incelenmiştir. Bu amaçla daha önceden belirlenen

50 mg/l alum ve 0.15 mg/l polielektrolit dozunda 15 mg/l sepyolit kullanılmıştır. Şekil 5.21’de bu değişim görülmektedir. Şekle bakıldığında hem bulanıklık hem de UVA giderimi açısından en yüksek değerlere yine pH 6 ve pH 6.5 aralığında ulaşıldığı görülmektedir. Hatta şekil 5.21’de görüldüğü gibi giderme verimlerinin şekil 5.19’a göre daha düşük gerçekleştiği görülmektedir.

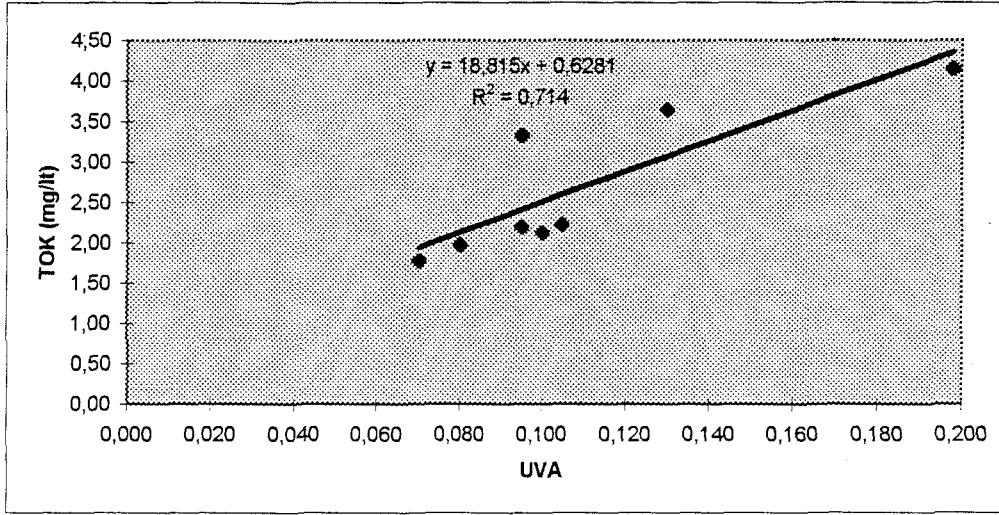
Yapılan çalışmalarda ölçülen parametreler arasındaki korelasyon da araştırılmıştır. Şekil 5.22 ‘de UVA / NTU arasındaki korelasyon görülmektedir.



Şekil 5-22. UVA / NTU Korelasyonu.

Şekilde görüldüğü gibi bulanıklık (NTU) ve organik madde (UVA) arasında %71’lik bir korelasyon görülmektedir.

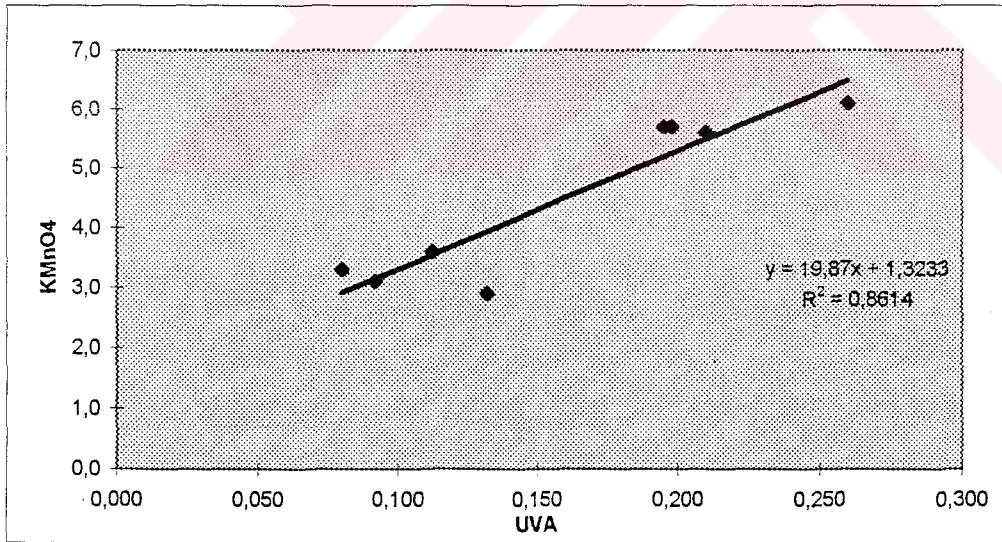
Şekil 5.23’te UVA ve TOK arasındaki korelasyon görülmektedir



Şekil 5-23. UVA / TOK (mg/l) Korelasyonu.

Şekilde görüldüğü gibi UVA ve TOK arasında yine %71'lik bir korelasyon görülmektedir. Bu iki korelasyondan görüldüğü gibi UVA / TOK ve UVA / NTU arasındaki korelasyon birbirine yakındır.

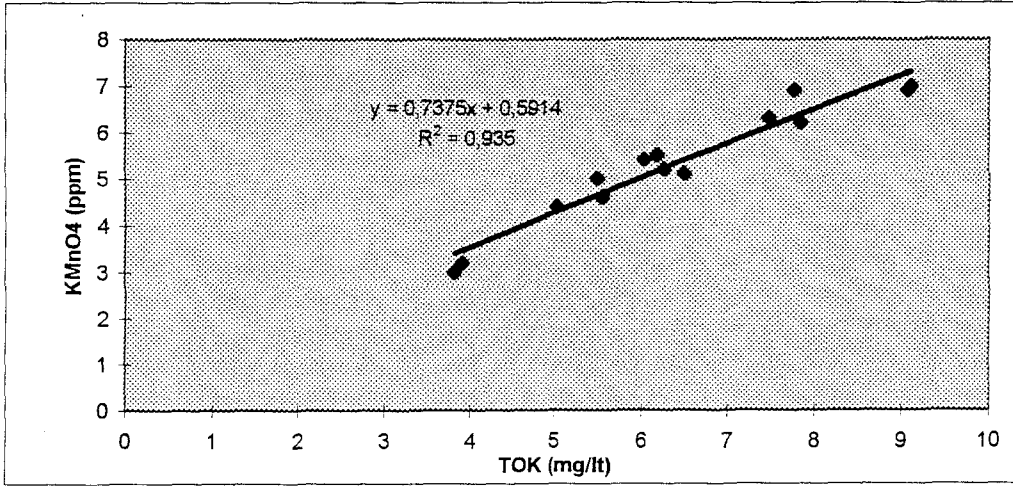
Şekil 5.24'te UVA ve KMnO4 sarfiyatı arasındaki korelasyon görülmektedir.



Şekil 5-24. UVA / KMnO4 (mg/l) Korelasyonu.

Şekilde görüldüğü gibi organik madde ölçüm yöntemleri olarak kullanılan bu iki yöntem arasında %86'lık bir korelasyon mevcuttur. Bulunan bu korelasyon değeri daha önce yapılan benzeri çalışmalar tarafından da desteklenmiştir. Şekil 5.25'te İstanbul'un yüzeysel su kaynakları ile ilgili Marmara Üniversitesi Çevre Müh.

Bölümü tarafından yapılan bir çalışmada ölçülen organik maddeler arasındaki korelasyon görülmektedir.



Şekil 5.25. İstanbul'un Yüzey Sularında Yapılan TOK ve KMnO4 Ölçümleri Arasındaki Korelasyon [Saatçi A.]

Şekilde görüldüğü gibi UVA ve TOK arasında oldukça yüksek bir korelasyon bulunmuştur. Numuneler İstanbul'a içmesuyu temin edilen Elmalı, Ömerli, B.Çekmece ve Terkos Baraj'larından alınmıştır.

BÖLÜM 6

SONUÇ VE ÖNERİLER

6.1. SONUÇLAR

Son yıllarda, çeşitli yollarla sulara bulaşan organik kirleticilerin su kalitesi üzerindeki etkileri ve insan sağlığına olan zararları daha iyi anlaşılmıştır. Bu kirleticileri sulardan tasfiye etmek için ozon, aktif karbon gibi ilave ileri arıtma teknikleri geliştirilmiştir. Ancak mevcut tesislere bu yeni ünitelerin ilavesi, beraberinde bazı uygulama zorlukları getirmektedir. Bu tesislerde ilave arıtma tesislerine müracaat etmeden, işletme şartlarının yeniden gözden geçirilmesiyle ve bazı küçük değişikliklerle arıtma verimi açısından müspet yönde gelişmeler gözlenebilmektedir. İşletme şartlarında yapılacak değişiklikler tesisten tesise değişiklik arzemektedir. Her arıtma tesisi ham suyun özellikleri ve kullanılan tasfiye metoduna göre kendi işletme şartlarını yapılacak laboratuvar tecrübelerine göre belirlemelidir.

İçme sularında bulunan organik maddelerin konvansiyonel arıtma sistemleriyle gideriminin araştırıldığı bu çalışmada Büyükçekmece Baraj Gölü'nden alınan ham su numuneleri üzerinde çalışılmış; alınan su numuneleriyle laboratuvar da jar-test çalışmaları yapılmış; bu çalışmalar sonunda en iyi koagülasyon pH'sı, en iyi koagülant dozu ve en iyi yardımcı koagülant türü ve dozu belirlenmiştir. Her jar-test sonunda numunelerde bulanıklık (NTU) ve organik madde (TOK, UVA) ölçümleri yapılmış. Elde edilen sonuçlar inceleme alanı olarak seçilen B.Çekmece Arıtma Tesisleri'ndeki değerlerle karşılaştırılmıştır. Elde edilen deney sonuçları daha önce yapılan çalışmalarla da uyum sağlamıştır:

Çalışmada elde edilen sonuçlar ana hatlarıyla aşağıda özetlenmiştir.

6.1.1. En İyi Doz ve En İyi pH Belirleme Çalışmaları

Yapılan çalışmalarda birinci aşamada alum dozu 20 - 80 mg/l, pH ise 4 - 9 arasında değiştirilerek jar-testler yapılmıştır.

- pH 4 için alum dozu 20 - 80 mg/l arasında değiştirilerek yapılan jar-test sonucunda bulanıklık (NTU) ve organik madde (TOK, UVA) ölçümleri yapılmıştır. Maksimum bulanıklık giderim verimi %20 olurken, UVA giderimi için %21, TOK giderimi için %8 olmuştur. pH 4 için flokleşme çok zayıf olarak gözlenmiştir.
- pH 5 için alum dozu 20 - 80 mg/l arasında değiştirilerek yapılan jar-test sonucunda bulanıklık (NTU) ve organik madde (TOK, UVA) ölçümleri yapılmıştır. Maksimum bulanıklık giderim verimi %15 olurken, UVA giderimi için %28, TOK giderimi için %10 olmuştur. pH 5 için flokleşme çok zayıf olarak gözlenmiştir.
- pH 6 için alum dozu 20 - 80 mg/l arasında değiştirilerek yapılan jar-test sonucunda bulanıklık (NTU) ve organik madde (TOK, UVA) ölçümleri yapılmıştır. Maksimum bulanıklık giderim verimi %90 olurken, UVA giderimi için %65, TOK giderimi için %60 olmuştur. NTU ve UVA için en iyi değerler 50 mg/l alum dozunda olurken, TOK için bu doz 40 mg/l 'de gerçekleşmiştir. Ayrıca bu dozda flokleşme çok iyi gözlenmiştir. Flok çapı 3-5 mm olurken beraberinde çok iyi bir çökelme de gözlenmiştir.
- pH 7 için alum dozu 20 - 80 mg/l arasında değiştirilerek yapılan jar-test sonucunda bulanıklık (NTU) ve organik madde (UVA) ölçümleri yapılmıştır. Maksimum bulanıklık giderim verimi %88 olurken, UVA giderimi için %56 olarak gerçekleşmiştir. NTU ve UVA için en iyi değerler 70 mg/l alum dozunda gerçekleşmiştir. Ayrıca bu dozda flokleşme pH 6'ya göre daha zayıf olarak gözlenmiştir.
- pH 8 için alum dozu 20 - 80 mg/l arasında değiştirilerek yapılan jar-test sonucunda bulanıklık (NTU) ve organik madde (UVA) ölçümleri yapılmıştır. Maksimum bulanıklık giderim verimi %88 olurken, UVA giderimi için %46 olarak gerçekleşmiştir. NTU ve UVA için en iyi değerler 50 mg/l alum dozunda gerçekleşmiştir. Bu dozda flokleşme ve çökelme zayıf olarak gözlenmiştir.
- pH 9 için alum dozu 20 - 80 mg/l arasında değiştirilerek yapılan jar-test sonucunda bulanıklık (NTU) ve organik madde (UVA) ölçümleri yapılmıştır.

Maksimum bulanıklık giderim verimi %81 olurken, UVA giderimi için %47 olarak gerçekleşmiştir. NTU ve UVA için en iyi değerler 80 mg/l alum dozunda gerçekleşmiştir. Bu dozda flokleşme ve çökelme yine zayıf olarak gözlenmiştir.

Yapılan çalışmalarda organik madde giderimi açısından en iyi pH değeri 6 olarak bulunurken; bu noktada organik madde giderimi %70 olarak gerçekleşmiştir. Bulanıklık giderimi açısından bakıldığında en iyi pH değeri 6.5 - 7 olarak gerçekleşirken bu değerde %90 giderim sağlanmıştır. Ph 4 ve 5 değerlerinde elde edilen verimler oldukça sınırlı kalmıştır. Bu durum Mangravite'nin $pH < 5$ ve $pH > 8$ olduğunda hümik maddelerin destabilizasyonunun oldukça sınırlı olduğu düşüncesi tarafından da desteklenmiştir. Ayrıca pH 5-6 arasında hümik maddelerin çözünebilir, hidrolize polinükleer alüminyum katyonlar tarafından destabilize edilir özellikle olduğu düşüncesini de destekler niteliktedir [14]. Elde edilen sonuçlar yine Albert tarafından belirtilen bulanıklık giderimi için optimum pH'nın organik madde giderimi için gerekli optimum pH'dan daha yüksek olduğu düşüncesini de destekler niteliktedir [15].

İncelenen B.Çekmece Arıtma Tesisleri'nde halen uygulanmakta olan pH değerleri 7.5-8 arasındadır. Bu da tesisin yapılan çalışmalarda elde edilen sonuçlara göre daha yüksek pH değerlerinde çalıştığını göstermektedir.

Yapılan çalışmalarda hem organik madde giderimi, hem de bulanıklık giderimi açısından 50 mg/l alüminyum sülfat dozunda en iyi sonuçlar elde edilmiştir. Bu dozdan daha düşük dozlarda giderim verimleri nispeten daha düşük olarak gözlenmiştir. Bu dozun üzerindeki dozlarda da giderim verimleri daha düşük olarak gözlenmiştir. İncelenen tesiste halen kullanılan dozlar (20-30 mg/l) çalışmalar sonunda elde edilen değerlere göre daha düşüktür.

6.1.2. En İyi Yardımcı Koagülant Türü Ve Dozu Belirleme Çalışmaları

Çalışmaların bu aşamasında en iyi yardımcı koagülant tür ve dozu belirlenmiştir. Çalışmalarda hem anyonik hem de katyonik polimerler kullanılmıştır.

- pH 6 ve alum 50 mg/l'de A-130 yüksek kuvvetli anyonik polielektroliti 0.07, 0.1, 0.15 ve 0.2 mg/l dozajlarında kullanılmıştır. 0.1 mg/l polimer dozunda

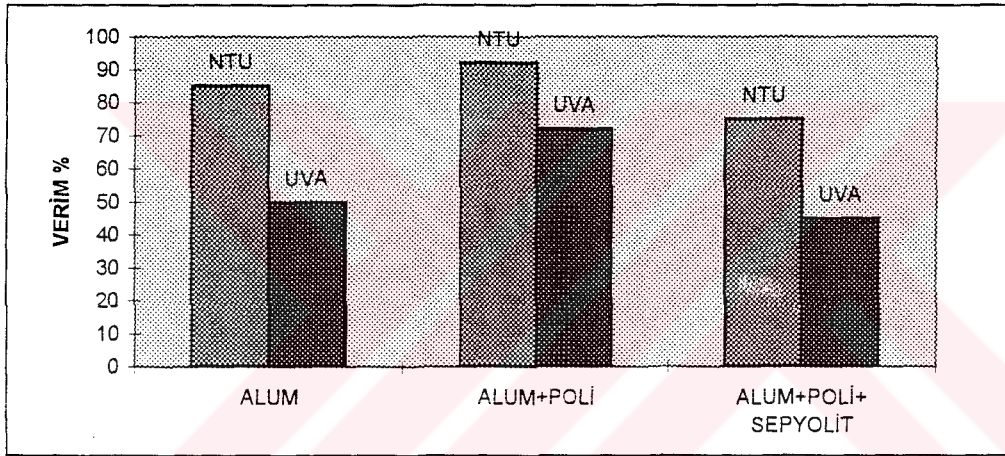
maksimum NTU giderimi %86 olurken, maksimum UVA giderimi 0.2 mg/l dozunda %61 olmuştur. Flok çapı 3-5 mm arasında gerçekleşmiştir.

- pH 6 ve alum 50 mg/l'de A-100 düşük kuvvetli anyonik polielektroliti 0.07, 0.1, 0.15 ve 0.2 mg/l dozajlarında kullanılmıştır. 0.07 mg/l polimer dozunda maksimum NTU giderimi %86 olurken, maksimum UVA giderimi bu dozda %59 olmuştur. Flok çapı 3-5 mm arasında gerçekleşmiştir.
- pH 6 ve alum 50 mg/l'de CP-201 katyonik polielektroliti 0.07, 0.1, 0.15 ve 0.2 mg/l dozajlarında kullanılmıştır. 0.15 mg/l polimer dozunda maksimum NTU giderimi %93 olurken, maksimum UVA giderimi 0.2 mg/l dozunda %66 olmuştur. Flok çapı 2.25-3 mm arasında gerçekleşirken çok iyi bir çökelme gözlenmiştir.
- pH 6 ve alum 50 mg/l'de C-492 katyonik polielektroliti 0.07, 0.1, 0.15 ve 0.2 mg/l dozajlarında kullanılmıştır. 0.15 mg/l polimer dozunda maksimum NTU giderimi %92 olurken, maksimum UVA giderimi bu dozda %72 olmuştur. Flok çapı 2.5-3 mm arasında gerçekleşirken çok iyi bir çökelme gözlenmiştir.
- pH 6 ve alum 50 mg/l'de C-491 katyonik polielektroliti 0.07, 0.1, 0.15 ve 0.2 mg/l dozajlarında kullanılmıştır. 0.15 mg/l polimer dozunda maksimum NTU giderimi %88 olurken, maksimum UVA giderimi 0.1 mg/l dozunda %78 olmuştur. Flok çapı 2.25-3 mm arasında gerçekleşirken çökelme daha zayıf olarak gözlenmiştir.
- pH 6 ve alum 50 mg/l'de sepyolit 5-25 mg/l dozajlarında kullanılmıştır. 15 mg/l sepyolit dozunda maksimum NTU giderimi %88 olurken, maksimum UVA giderimi %46 olmuştur. Flok çapı d=1.5 mm olarak gerçekleşirken çökelme çok zayıf olarak gözlenmiştir. Hızlı karıştırma süresi burada uzun tutulmuştur (t=5 dk.)
- Alum 50 mg/l'de, C-492 katyonik polielektroliti 0.15 mg/l alınarak pH 5.5-7.5 aralığında çalışılmıştır. PH 6.5 için maksimum NTU giderimi %90 olurken, maksimum UVA giderimi pH 6 için %70 olmuştur.
- Alum 50 mg/l'de, C-492 katyonik polielektroliti 0.15 mg/l, sepyolit 15 mg/l alınarak pH 5.5-8.5 aralığında çalışılmıştır. PH 6.5 için maksimum NTU giderimi %82 olurken, maksimum UVA giderimi pH 6 için %58 olmuştur.

Yapılan çalışmalarda yardımcı koagülant olarak hem anyonik hem de katyonik yapıda polielektrolitler kullanılmıştır. C-492 katyonik polimeri ile en yüksek bulanıklık giderimi elde edilirken (%92), en yüksek organik madde (UVA) giderimi

C-491 katyonik polimeri ile (%78) elde edilmiştir. Her iki polimer ile birbirine yakın sonuçlar elde edilmiştir. Yapılan çalışmalarda katyonik yapıda olan polimerlerin anyonik yapıda olanlara göre daha iyi sonuçlar verdiği görülmüştür. Bu durum Narkis ve Rebhun'un katyonik polielektrolitlerin; anyonik grup olarak anılan hümik maddeler üzerindeki karboksilat ve fenolat gruplarla kimyasal reaksiyonu da kapsayan yük nötralizasyonu ile hümikleri destabilize ettikleri düşüncesi tarafından da desteklenmiştir [15].

Şekil 6.1'de yapılan tüm deneysel çalışmalarda; sadece alum kullanılması, alum ve polimer birlikte kullanılması ve alum, polimer ve sepyolit birlikte kullanılması durumlarında ölçülen bulanıklık ve UV absorbanı parametrelerindeki değişim görülmektedir.



Şekil 6.1 Kullanılan Koagülantlar ve Verim Değişimi

Şekilde görüldüğü gibi koagülasyonda sadece alum kullanıldığında; ortalama bulanıklık giderme verimi %80 civarında gerçekleşirken, UVA giderimi yaklaşık olarak %40 civarındadır. Alum ile birlikte polimer kullanılması durumunda bulanıklık giderimi %90-95'leri bulurken, UVA giderimi %70'lerde görülmektedir. Alum, polimer ve sepyolit birlikte kullanıldığı zaman verimlere baktığımızda ilave bir giderme veriminin sağlanmadığı gibi bulanıklık ve UVA gideriminin azaldığı görülmektedir. Burada bulanıklık giderme verimi %70-80 arasında gerçekleşirken, UVA giderimi de %40 civarında gerçekleşmiştir.

Yapılan çalışmalarda ölçülen parametreler arasında korelasyonlar da belirlenmiştir. UVA / NTU arasında korelasyon %71 olurken, UVA / TOK

arasındaki korelasyon yine %71 olarak bulunmuştur. UVA / KMnO_4 arasındaki korelasyon ise %86 olarak tespit edilmiştir.

6.2. ÖNERİLER

Arıtma tesislerinin performansı değerlendirilirken geleneksel kalite parametrelerinin yanında (renk, NTU) organik madde ve ürünlerinin giderimi de mutlaka gözönünde bulundurulmalıdır. Bu çalışmalar yapılırken tesisin tasfiye veriminin yanısıra işletme ve maliyet gibi hususlar da gözönünde bulundurulmalıdır. Bu çalışmaları yaparken başvurulacak birinci adım jar-test çalışmalarıdır. Koagülasyon çalışmalarında kullanılacak koagülant maddelerin seçimi de son derece önem arz etmektedir. Bazı durumlarda kullanılacak koagülantlar tek başına yeterli olmayabilir. Bu gibi durumlarda yardımcı koagülant maddeler olarak polielektrolitler kullanılabilir.

Örnek olarak incelenen B.Çekmece Arıtma Tesisleri'nde mevcut işletme şartlarında yapılacak bazı değişikliklerle hem organik madde giderim verimi hem de bulanıklık giderim verimi artacaktır. Halen %40'larda olan organik madde giderimi %70'lere ulaşırken, %80-90 olan bulanıklık verimi de %90'ın üzerine çıkacaktır. Maksimum organik madde giderimi için halen 7.5-8 olan pH, 6 'ya düşürülmelidir. Bulanıklık gideriminin maksimum olduğu pH değeri de 6.5-7 arasında gerçekleştiğinden bu durumda pH'nın mutlaka düşürülmesi gerektiği görülmektedir. Ayrıca yardımcı koagülant madde olarak seçilen polimerler mutlaka katyonik yapıda olmalıdır.

Bu çalışmalar sonunda elde edilen UVA / KMnO_4 arasındaki korelasyon dikkate alındığında; incelenen veya diğer benzeri su arıtma tesislerinde halen organik maddelerin bir göstergesi olarak kullanılan TOK ve KMnO_4 ölçüm yöntemlerine göre anında sonuç veren, daha pratik ve hiç masrafı olmayan UVA ölçümüne geçilmesi daha uygun olacaktır.

Bu sonuçlara göre özetlemek gerekirse mevcut arıtma tesislerinde ilave ünitelere gerek kalmadan organik madde giderim verimleri artacaktır. Ayrıca ilave ünitelere gidildiği zaman bu ünitelerin yükü de azaltılmış olacaktır. Bu da hem işletme hem de maliyet yönünden oldukça iyi sonuçlar verecektir.

KAYNAKLAR

- (1) Preliminary Assessment of Suspected Carcinogen in Drinking Water: Interior Report to Congress. Ofce. Toxic Substances./EPA 17/5/975-2, USEPA, (Dec.1975)
- (2) Tardiff, R.G & Deinzer M. Toxicity of Organic Compounds in Water Proc. WQTC Univ. Of Illinois, Urbana Ill. (1973)
- (3) USEPA, Control of Organic Chemical Contaminants in Drinking Water, 43 Fed. (Feb.1978)
- (4) Rebhun, M., Lurie, M. Control of Org. Matter by Coagulation and Flocc Separation, Water Science & Tech., Vol. 27, No 11, pp 1-21, (1993)
- (4) Edzwald, J.K., Coagulation in Drinking Water Treatment: Particles, Organics and Coagulants, Water Science & Tech., Vol 27, No 11, pp 21-37, (1993)
- (4) Edwards, M., Boller, M., Effect of Pre-Ozonation on Removal of Organic Matter During Water Treatment Plant operation, Water Sci. & Tech., Vol 27 No 11, pp 37-47, (1993)
- (5) Oden, S. Humic Acids, Kolloidchem. Beih., 11:75 (1919)
- (6) Black, A.P. & CHRISTMAN, R.F. Characteristics of Colored Surface Waters , Jour. AWWA (Jun.1963)
- (7) Klein, E. Et. Al. Evaluation of Semipermeable Membranes for Determination of Organic Contaminants in Drinking Waters
- (8) Gjessing, E.T. Physical and Chemical Characteristics of Aquatic Humus, Ann Arbor Science, Ann Arbor, Mich. (1976)
- (9) Hall, K.J. & Lee, G.F. Molecular Size and Spectral Characterization of Organic Matter in a Mesotrophic Lake. Water Res. 8:239 (1974)
- (10) Gjessing, E.T. & Lee, G.F. Fractionation of Organic Matter in Natural Waters on Sephadex Columns, Envir. Sci. Tech. (1967)
- (11) Edzwald J.K., Becker, W.C. and Wattier, K.L. Surrogate Parameters for Monitoring Organic Matter and THM Precursor. Jour. Amer. Wat. Works. Assoc. 77(4), 122-132
- (12) Amiratharajah, A.Q., O'Melia, R. Charles, Water Quality & Treatment, AWWA, Vol.4 Ch.6, 100-135

- (13) Hall, E.S. & Packham, R.F. Coagulation of Organic Color With Hydrolyzing Coagulants, Jour. AWWA, 57:9:1149 (Sep.1965)
- (14) Mangravite, F.J. JR. Et. Al. Removal of Humic Acid by Coagulation and Microflotation. Jour.AWWA,67:2:88 (Feb.1975)
- (15) Organics Removal by Coagulation: A Review and Research Needs, Committee Report, Subcommittee of the AWWA, 588-603, (Oct.1979)
- (16) Eroğlu, V. Su Tasfiyesi,İstanbul Teknik Üniv.,1991
- (17) Dymaczewski, Z., Kempa, E.S. Coagulation As a Structure Forming Seperation Process in Water and Wastewater Treatment, Wat. Sci.& Tech., Vol 36 No 4, pp 25-32, (1997)
- (18) Gregor, J.E., Nokes C.J., Optimising Nat. Org. Mat. Removal From Low Turbidity Wat. By Cont.pH adjusment of Alum Coagulation, Wat.Res. Vol 31 No 12, pp 2948-2958, (1997)
- (19) Bidault, A.,Clauss, F.,Floc Agglomeration And Structuration by a Specific Talc Mineral Composition, Wat. Sci.& Tech, Vol 36 No 4, pp 57-68, 81997)
- (20) Krasner, S.W., Amy, G., jar-test Evaluation of Enhanced Coagulation, Jour.Awwa, pp 93-108, (Oct. 1995)
- (21) Cheng Et.Al., Enhanced Coagulation: A preliminary Evaluation, Jour.Awwa, pp 91-103, (Feb. 1995)
- (22) White, P., Marshall, M., Enhanced Coagulation: Its Effect on NOM Removal and Chemical Costs, Jour. Awwa, pp 78-89, (Jan. 1995)

Tablo Ek-1 İçmesularında Organik Maddeler ve Ürünleri ile İlgili Değerler (Türk Standartları 266/Nisan 1997)

Madde	Tavsiye Edilen Değer	Müsaade Edilen Değer
Pestisitler ve İlgili Ürünler		
Organoklorlu İnsektisitler, her bir madde ayrı ayrı	---	0.1
PCB'ler, her bir madde ayrı ayrı	---	0.1
Herbisitler, her bir madde ayrı ayrı	---	0.1
Yukarıdaki maddelerin toplamı	---	0.5
Permanganat İndeksi (KMnO_4 ile yükseltgenebilir maddeler), mg O_2/l	2	5
Kloroformla Ekstrakte Edilebilen Maddeler, mg kuru kalıntı/l	0.1	0.5
Çözünmüş veya Emülsifiye Hidrokarbonlar (petrol eteri ekstraksiyondan sonra), mineral yağlar, $\mu\text{g}/\text{l}$	---	2000 10
Fenoller, fenol indeksi olarak $\mu\text{g C}_6\text{H}_5\text{OH}/\text{l}$	---	0.5

ÖZGEÇMİŞ

1971 yılında Mersin’de doğdu. İlk ,orta ve lise tahsilini Mersin’de tamamladı. 1989 yılında yüksek öğrenimine başladığı İ.T.Ü İnşaat Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümü’nden Eylül 1993 yılında mezun oldu. Aynı yıl İ.T.Ü Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Anabilim Dalı’nda Yüksek Lisans eğitimine başladı. Mart 1995 yılında İstanbul Su ve Kanalizasyon İdaresi’nde B.Çekmece İçmesuyu Arıtma Tesislerinde işletme mühendisi olarak göreve başladı. Halen İkitelli Fatih Sultan Mehmet Han İçmesuyu Arıtma Tesisi İnşaatı işinde kontrol mühendisi olarak görev yapmaktadır.

