

T.C
FIRAT ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

YÜKSEK RENK VE DÜŞÜK BULANIKLIĞA SAHİP SULARIN
ÇÖZÜNMÜŞ HAVA FLOTASYONUyla
ARITILMASI



Bedriye Öner

YÜKSEK LİSANS TEZİ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

ELAZIĞ, 2004

T.C.-
FIRAT ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLER ENSTİTÜSÜ

**YÜKSEK RENK VE DÜŞÜK BULANIKLIĞA SAHİP SULARIN
ÇÖZÜNMÜŞ HAVA FLÖTASYONUyla
ARITILMASI**

**YÜKSEK LİSANS TEZİ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI**

Bu tez **24.01.2005** tarihinde aşağıdaki jüri tarafından oy birliği / ~~oy çokluğu~~ ile kabul edilmiştir.

DANIŞMAN: Prof. Dr. Nusret ŞEKERDAĞ

ÜYE: Yrd. Doç. Dr. Yusuf SAATÇI

ÜYE: Yrd. Doç. Dr. M. Emin EMİROĞLU

Bu tezin kabulü, Fen Bilimleri Enstitüsü Yönetim Kurulu'nun **28.01.2005** tarih ve **3.18** sayılı kararıyla onaylanmıştır.

TEŐEKKÖR

Bu tez çalıřmamın yűrűtűcűlűğűnű űstlenen ve çalıřma boyunca yardımlarını esirgemeyen danıřman hocam Sayın Prof. Dr. Nusret ŐEKERDAĞ' a teőekkűr ederim. Ayrıca çalıřmanın yűrűtűlmesinde maddi destek saėlayan Fırat Ŭniversitesi Bilimsel Arařtırma Projesi Birimi (FŬBAP) alıřanlarına teőekkűr ederim.



İÇİNDEKİLER.....	I
ŞEKİLLER LİSTESİ	III
TABLolar LİSTESİ.....	IV
EKLER LİSTESİ	V
KISALTMALAR LİSTESİ	VI
SİMGELER LİSTESİ	VII
ÖZET	VIII
ABSTRACT.....	IX
1.GİRİŞ	1
2.GENEL BİLGİLER	2
2.1. Sularda Renk ve Bulanıklık	2
2.1.1. Sularda Humik Asit.....	3
2.2. Flotasyon.....	3
2.2.1 Flotasyon Tanımı	3
2.2.2 Flotasyonun Tarihçesi Ve Çevre Mühendisliğindeki Uygulama Alanları	4
2.2.3. Flotasyon Teorisi	5
2.2.4 Flotasyon Çeşitleri	7
2.2.4.1. Hava Flotasyonu	7
2.2.4.2. Vakum Flotasyonu	7
2.2.4.3. Çözünmüş Hava Flotasyonu	8
2.2.4.4. Püskürtmeli Flotasyon	8
2.2.4.5. Kolon Flotasyonu.....	9
2.2.4.6. Santrifüj Flotasyon.....	9
2.2.4.7. Jet Flotasyonu	10
2.3. Çözünmüş Hava Flotasyonu	11
2.3.1. DAF Prosesinin Kullanım Alanları, Avantaj ve Dezavantajları	12
2.3.2. DAF Sistemi	13
2.3.3 DAF Mekanizması	15
2.3.4. DAF Dizaynındaki Başlıca Gelişmeler.....	18
2.3.5. Flotasyon Sistemlerinin Tasarımı	21
2.3.6. DAF Prosesinde Önemli İşletme Parametreleri	22
2.3.6.1. Koagulant Seçimi ve Ph.....	22
2.3.6.2. Flokülasyon Süresi.....	23
2.3.6.3. Ham Su Kalitesi ve Su Sıcaklığı.....	23
2.3.6.4. Hava Kabarcığı Oluşumu Ve Boyutu	24
2.3.6.5. Geri Devir Oranı	26
2.3.6.6. Kabarcık Partikül Etkileşimi	26

3. MATERYAL METOT.....	29
3.1. Numunenin Hazırlanması ve Numune Özellikleri.....	29
3.2 .Yapılan Analizler ve Analiz Metotları.....	29
3.3.Deney Düzeneginin Dizaynı ve İşletilmesi.....	30
4. BULGULAR.....	33
4.1 Sentetik suyun Özellikleri.....	33
4.2. Optimum pH ve Koagülant Dozajının Bulunması.....	33
4.3. Polielektrolit İlavesinin Koagülant Miktarına ve pH'ya Etkisi.....	34
4.4. DOM Giderimine Koagülant Dozajının Etkisi	36
4.5.Optimum Polielektrolit Dozunun Bulunması	37
4.6. Bulanıklık Giderimine Flotasyon Hızının Etkisi	38
4.7. Flotasyon Verimine Doyurucu Basıncının Etkisi	39
4.8. Flotasyon Verimine Flokülasyon Süresinin Etkisi.....	41
4.9.Flotasyon Verimine Geri Devir Oranın Etkisi	42
5. SONUÇLAR	43
KAYNAKLAR	45
ÖZGEÇMİŞ.....	50
EKLER.....	51

ŞEKİLLER LİSTESİ

Şekil 2.1. Tanecik Gaz Ve Sıvı Arasındaki İlişki.....	6
Şekil 2.2. Sürekli Püskürtmeli Flotasyon Ünitesi.....	8
Şekil 2.3. Kolon Flotasyonu.....	9
Şekil 2.4. Santrifüjlü Flotasyon Ünitesi.....	10
Şekil 2.5. Jet Flotasyon Ünitesi.....	10
Şekil 2.6. Kimyasal Arıtma İşlemi İle Birlikte Çözünmüş Hava Flotasyonu Sistemleri.....	15
Şekil 2.7. Sveen –Pedersen DAF Sistemi.....	18
Şekil 2.8. Klasik DAF Ünitesi.....	19
Şekil 2.9. Flotasyon -Filtrasyon Ünitesi	19
Şekil 2.10. Türbülanslı Flotasyon Ünitesi.....	20
Şekil 2.11. 392 kPa Doyurucu Basıncında Mikrokabarcıkların Dijital Görüntüsü.....	25
Şekil 2.12. DAF’da Kabarcık Oluşum Mekanizması.....	27
Şekil 2. 13. Temas Ve Ayırma Tabakasını Gösteren DAF Tankı Şematığı.....	28
Şekil 3.1. Deney Düzenəğinin Fotografik Görünümü.....	30
Şekil 3.2. Deney Düzenəğinin Şematik Gösterimi.....	31
Şekil 4. 1. Farklı Alum Dozajlarında Bulanıklık Giderimine Ph’nın Etkisi.....	33
Şekil 4.2. Bulanıklık Giderimine Farklı Alum Dozajlarında Polielektrolit İlavesinin Etkisi.....	35
Şekil. 4.3. DOM Giderimine Alum Dozajının Etkisi.....	36
Şekil 4.4. Bulanıklık Giderimine Polielektrolit Dozajının Etkisi.....	37
Şekil 4.5. DOM Giderimine Polielektrolit Dozajının Etkisi.....	37
Şekli 4.6. Farklı Flotasyon Hızları İçin Bulanıklık Giderimi Üzerine Alum Konsantrasyonunun Etkisi..	38
Şekil 4.8. Basınç Değişiminin Bulanıklık Giderimine Etkisi.....	39
Şekil 4.8. Bulanıklık Giderimine Flokülasyon Süresinin Etkisi.....	41
Şekil 4.9. Bulanıklık Giderimine Geri Devir Oranının Etkisi.....	42

TABLÖLAR LİSTESİ

Tablo 2.1. Atmosferik Hava Bileşimi.....	15
Tablo 2.2. Çeşitli Gazların 20°C ve 760 mmHg Basıncındaki Çözünürlükleri	16
Tablo 2.3. Sıcaklığa Göre Hava Karakteristikleri	16
Tablo 4.1. Sentetik Suyun Özellikleri.....	33
Tablo 4.2. Bulanıklık Giderimine, Farklı Alım Dozajlarında pH'nın Etkisi.....	34



EKLER LİSTESİ

- EK-1.** Farklı pH değerleri için flotasyonda bulanıklık giderimine alum konsantrasyonunun etkisi
- EK-2.** Farklı pH değerleri için flotasyonda bulanıklık giderimine alum+0.25 mg/L katyonik polielektrolit konsantrasyonunun etkisi
- EK-3.** Farklı alum dozajları ve 0.25 mg/L polielektrolit dozajında UV_{254} 'de DOM değerleri
- EK-4.** Farklı polielektrolit dozajının bulanıklık giderimine ve DOM giderimine etkisi
- EK-5.** Farklı flotasyon hızlarında herbir alum dozajı için bulunan optimum pH' da bulanıklık giderim verimi
- EK-6.** Bulanıklık Giderimine Basınç Değişiminin Etkisi
- EK-7.** Bulanıklık Giderimine Flokülasyon Süresinin Etkisi
- EK-8.** Bulanıklık Giderimine Geri Devir Oranın Etkisi



KISALTMALAR LİSTESİ

DAF : Çözünmüş Hava Flotasyonu

AKM : Akıda Katı Madde

DOM : Doğal Organik Madde

NTU : Bulanıklık Birimi

UV₂₅₄ : Ultraviyole Spektrofotometre (254 nm dalga boyu için)



SİMGELER LİSTESİ

C_D =Direnç katsayısı

Re =Reynold sayısı

d = Kabarcık yarıçapı, cm

V = Gaz kabarcığının yükselme hızı, cm/dak

g = Yerçekimi ivmesi, cm/sn²

μ = Sıvının vizkositesi

$\rho_{sıvı}$ = Sıvının yoğunluğu, g/cm³

ρ_{gaz} = Gazın yoğunluğu, g/cm³

V = Gaz-katı bileşiminin nihai hızı

ρ_{gk} = Gaz-katı bileşiminin yoğunluğu

A = Atmosferik basınçta açığa çıkan gaz,

f = Atıksudaki gazın çözünürlülüğü/suda gazın çözünürlülüğü,

Q = Basınçlandırılmış debi

P = Basınç tankının içindeki basınç,

C_s = Atmosferik koşullarda gazın çözeltideki doygunluk derişimi.

σ = Yüzey gerilimi

d_{cb} = Kritik kabarcık çapı

ΔP = Ağızlık içerisindeki basınç değışimi

ÖZET

YÜKSEK LİSANS TEZİ

YÜKSEK RENK VE DÜŞÜK BULANIKLIĞA SAHİP SULARIN ÇÖZÜNMÜŞ HAVA FLOTASYONUyla ARITILMASI

Fırat Üniversitesi

Fen Bilimleri Enstitüsü

Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

2005, Sayfa:53

Bu çalışmada renkli ve düşük bulanıklıktaki ham suyun (sentetik su) arıtımı için laboratuvar ölçekli kesikli flotasyon düzeneğinin performansı deneysel çalışmaların sonuçları ile araştırılmıştır. Deneyler alum dozajı 10-50 mg/L ve pH değeri 4-7 arasında değiştirilerek yapılmıştır. Katyonik polielektrolit ilavesinin koagülant dozajına (alum) ve bulanıklığa etkisi belirlenmiştir. Flotasyon deneyleri içinkesikli flotasyon hızı $V_f = 4$ m/sa, 8 m/sa, 19 m/sa ve 40 m/sa değerlerinde bulanıklık verimi saptanmıştır. Ayrıca optimum doygunluk basıncı, flokülasyon süresi ve geri devir oranı belirlenmiştir.

En uygun laboratuvar ölçekli kesikli flotasyon işletme şartları: 30 mg/L $Al_2(SO_4)_3$ + 0.20 mg/L katyonik polielektrolit dozajı, pH 6.3, $V_f = 8$ m/sa, basınç 450 kPa flokülasyon süresi 10 dakika, geri devir oranı %10 olarak belirlenmiştir.

Bu şartlarda kesikli flotasyon deney düzeneğinde bulanıklık %95 (çıkış suyunda 0.50 NTU), DOM %85 (çıkış suyunda 0.58 mg/L) oranında giderilmiştir. Ayrıca DAF ünitesi $V_f = 19-40$ m/sa gibi yüksek hızlarda işletilebilir olduğu halde iyi sonuçlar saptanmıştır. Böylece renk ve bulanıklık giderimi için DAF prosesinin uygunluğu elde edilen yüksek verimlerle ispatlanmıştır.

Anahtar kelimeler: Çözünmüş hava flotasyonu (DAF), yüksek flotasyon hızı, humik asit, su arıtımı, koagülasyon, flokülasyon

ABSTRACT

MS THESIS

TREATMENT BY DISSOLVED AIR FLOTATION OF WATER WITH HIGH COLOURED AND LOW TURBIDITY

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

2005, Page: 53

In this study, the performance of laboratory scale batch flotation equipment for treating a coloured and low turbidity raw water (synthetic water) has been investigated with results of experimental researches. Experiments were performed by varying the aluminium sulfate dosage range from 10-50 mg/L and pH value range from 4-7 . It was determined effect of cationic polyelectrolit addition on coagulant dosage and turbidity. Turbidity efficiencies were obtained according to batch flotation velocities (V_f) 4 m/h, 8 m/h, 19 m/h, 40 m/h. In addition optimal saturation pressure, flocculation time and recyle ratio were determined.

The most proper laboratory scale batch operation conditions were obtained pH value 6.3, recyle ratio %8, flocculations times of 10 minutes and V_f velocity of 8 m/h for treatment of water coagulated with alum dosage of 30 mg/L and polyelectrolit dosage of 0.20 mg/L.

At these conditions, very good removal efficiencies of turbidity and naturally organic matter has been respectively % 95 (residual of 0.56 NTU), % 85 (residual of 0.58 mg/L) for batch flotation equipment. In addition, though DAF unit could be operated at very high such as $V_f = 19-40$ m/h, good results was obtained. Thus, suitability of DAF process for removal of colour and turbidity has been proved with obtained high yields.

Keywords: Dissolved air flotation, high rate flotation, humic acid, water treatment, coagulation, flocculation

1. GİRİŞ

Su kirliliği; su kaynağının kimyasal, fiziksel, bakteriyolojik, radyoaktif ve ekolojik özelliklerinin olumsuz yönde değişmesi şeklinde gözlenen, biyolojik kaynaklarda, insan sağlığında, balıkçılıkta, su kalitesinde ve suyun diğer amaçlarla kullanılmasında engelleyici bozulmalar yaratacak madde ve enerji atıklarının boşaltılmasını ifade etmektedir. Yüzeysel su kaynaklarının kalitesi, fiziksel ve kimyasal bazı parametreler esas alınarak katı maddeler, yüzücü maddeler, kolloidal maddeler, bulanıklık, renk, tat, sıcaklık ve elektriksel iletkenlik olarak sıralanabilir. Askı halindeki organik maddenin çok küçük bir kısmı zemin erozyonundan kaynaklanır. Önemli bir bölümü ise bitki artıkları, humus, doğal gübreler ile evsel ve endüstriyel atık sulardan oluşur.

Sulardaki bulanıklık, ışığın su içerisine geçişini engeller ve ışığın yansıtılması sonucunda renkli görüntü arz eder. Bulanıklığa su içinde asılı halde bulunan organik veya inorganik maddeler neden olur. Yüzeysel suların, bulanıklıktan kaynaklanan kirliliğin giderilmeden kullanılması uygun değildir. Yüzey suları taşıdıkları çözünmüş veya askıda maddelerin türüne bağlı olarak renk açısından farklılık gösterirler. Örneğin humik asit ve hümatlar, tanin, lignin vb. maddeler suya sarı-kahverengi bir görüntü verir. Sulardaki doğal renk çoğunlukla negatif yüklü kolloidal partiküllerden ileri gelmektedir.

Atıksuların arıtımında kullanılan yöntemlerden biri olan flotasyon, mikroorganizmaların, kolloid ve çok ince partiküllerin ayırımı veya uzaklaştırılması için evsel ve endüstriyel atıksuların arıtımında yaygın bir şekilde kullanılır. Son zamanlarda içme suyu arıtımında da flotasyon uygulamaları kullanılmaktadır. Özellikle alg gibi düşük yoğunluklu partikülleri, yüksek doğal organik madde konsantrasyonları içeren düşük bulanıklıklı sular, yumuşak ve zayıf flok oluşturan yüksek renkli suların arıtımında verimli bir prosestir.

Bu çalışmada yüksek renk ve düşük bulanıklığa sahip yüzeysel suların, içme suyu maksadıyla kullanımını sağlamak için Çözünmüş Hava Flotasyonu (DAF) ile arıtımı amaçlanmıştır. Yüksek renk ve düşük bulanıklığa sahip suya (sentetik su), flotasyon işlemi öncesinde koagülasyon ve flokülasyondan oluşan bir ön arıtım işlemi uygulanmış; ve ardından basınçlandırılmış geri devir suyuyla flotasyon işlemi yapılmıştır. Bu işlemler esnasında flotasyon verimi, en iyi bulanıklık giderimini sağlayan; pH, optimum koagülant dozajı, optimum flokülant yardımcısı dozajı, uygun flotasyon hızı, uygun flokülasyon süresi, yeterli basınç miktarı ve geri devir oranı belirlenmiştir. Bu çalışma FÜBAP tarafından 845'nolu projeye desteklenmiştir.

2. GENEL BİLGİLER

2.1. Sularda Renk ve Bulanıklık

Yüzeysel suların çoğu, renk giderme işlemi yapılmadan evsel veya endüstriyel kullanımlar için uygun değildir. Çünkü belli ölçülerde renklidirler. Sular içinde bulunan çözünmüş yada asılı maddelerin çeşidine bağlı olarak az veya çok renkli olabilirler. Örneğin humik asit veya humatlar, tanin, lignin ve bunun gibi maddeler ile ferrik hümat halinde suda bulunan demir bileşikler suya renk verirler.

Sulardaki doğal renk, çoğunlukla negatif yüklü kolloidal partiküllerden ileri gelmektedir. Bu nedenle bunların uzaklaştırılması çoğunlukla üç değerlikli pozitif yüklü metalik iyonlarla yapılır. Askıdaki maddelerden dolayı da yüzeysel sular oldukça renkli olabilirler. Askıda katı maddeler nedeni ile meydana gelen renk gerçek olmayan (zahiri renk) adını alır. Buna karşılık bitkisel yada organik çözünmüş maddeler nedeni ile koloidal haldeki maddelerden ileri gelen renk 'gerçek renk' olarak isimlendirilir (Samsunlu, 1999).

Doğal bileşiklerden dolayı sularda oluşan renk suya zararlı veya toksik etkiler vermez. Tabii renk verici maddeler suya sarı-kahve rengimsi bir görünüm verirler. Doğal organik maddeleri içeren suların klor vasıtasıyla dezenfeksiyonu kloroform oluşumuna neden olur ve problem yaratır (Sawyer ve diğ., 1994).

Suların bulanık oluşu; içinden geçen ışığı askıda maddelerin engellemesi nedeniyle. Bulanıklığın nedeni ise su içinde askıda bulunan kil, silis, organik maddeler, mikroskobik organizmalar, çökebilir haldeki kalsiyum karbonat, alüminyum hidroksit, demir hidroksit veya benzer maddelerden ileri gelir. Bunlar kolloid büyüklüğünden, iri taneciklere kadar değişik tane büyüklüğünde olabilir. Bu büyüklük dağılımı ve tanecik miktarı bulanıklığın az veya çok olması şeklinde izlenir (Samsunlu, 1999).

İçme suyu mutlaka berrak olmalıdır. Sudaki herhangi bir bulanıklık muhtemel bir kirlenmeyi gösterir ve sağlık tehlikesi mevcut olur. Bu nedenle tüketiciler psikolojik olarak içme suyunda bulanıklık istemezler. Ayrıca arıtma işlemlerinde bulanıklık filtrelenecek suretiyle berraklaştırılabilir. Bu işlem ise bulanıklık arttığında hem güç hem de pahalıdır. İçme suyu arıtma yöntemlerinden biri olan yavaş kum filtrasyonu işleminin çok bulanık sularda filtre çalışmasını engellemesi nedeniyle uygulanması güçtür. Bulanık su filtrelere verilmeden önce bulanıklığın giderilmesi gerekir. Böylece kum filtrelerinin uygun bir şekilde çalışması temin edilir. Aksi halde filtrelerin çalışma süreleri kısılır ve filtreler iyi kalitede su vermez.

Bu çalışmada renk verici olarak humik asitin kullanılması nedeniyle aşağıda humik asit hakkında genel bilgiler verilmiştir.

2.1.1. Sularda Humik Asit

Yüzeysel sular genellikle bünyelerinde doğal olarak bulunan humik ve fulvik asit gibi organik maddelerle renklenirler. Bu tip bileşikler, bataklık kaynaklı olabilir ya da bitkisel maddelerin ayrışması sonucu oluşurlar. Humik maddeler doğal organik maddelerin bir parçasıdır. Humik madde; düşük molekül ağırlığına sahipse fulvik asit, yüksek molekül ağırlığına sahipse humik asit olarak adlandırılır (Spyridopoulos ve Simons, 2004). Humik ve fulvik asit çoğunlukla göl ve nehirlerin rengini sarı-kahve rengine dönüştürürler. Humik maddeler arıtma işlemlerinde giderimi gereken katı partiküllerin bir çeşidi olarak doğal sularda daima mevcuttur. Suda humik asit araştırmaları ilk olarak Miroslav, Moed ve Eberle tarafından yapılmıştır. Miroslav, kağıt fabrikası çıkış suyundaki humik asit ve lignosulfonik asitle yüzeysel suların kirlenmesini araştırmak için UV spektrofotometresini kullanmıştır (Crompton, 2000; Langmuir, 1997).

Doğal organik maddeleri içeren suların klorla dezenfeksiyonu; kloroform, trihalometan ve diğer klorlu organik gruplara bağlı olarak birçok problemlere yol açar (Sawyer ve diğ., 1994). İçme suyu temininde suda trihalometanların bulunuşunun ardından (1970'den sonra) humik maddelere özel önem verilmiştir (Dezuare, 1996; Manahan, 2000). Humik asit, kanserojenik trihalometan (CHCl_3) bileşiklerinin ilk şekli olan ve suda estetik problemlere neden olan negatif yüklü makromoleküller olup yüzeysel sularda çokça bulunur. İçme suyu arıtımında bu maddelerin, klorla dezenfeksiyon işleminden önce sudan giderilmesi gerekir.

Humik asit ve fulvik asit safken zararsız fakat insan sağlığı için tehlikelidir. Çünkü kurşun gibi ağır metallerle kararlı kompleksler oluşturur ve, pestisit ve insektisitleri adsorblarlar (Realli ve Marchetto, 2001).

2.2. Flotasyon

2.2.1. Flotasyon Tanımı

Flotasyon, bir sıvı fazdan sıvı partikülleri veya düşük yoğunluktaki katıları ayırma prosesidir (Ramalho, 1983). Daha sonraları bu tanım atıksularda bulunan gerek sıvı gerek katı maddelerin yüzdürülerek su yüzeyinde toplanmasını ve sıyrılmasını sağlayan bir işlem olarak ifade edilmiştir. Flotasyonda, yerçekimiyle çöktirme etkileri küçük kabarcıkların yüzme kuvvetiyle dengelenir (Metcalf ve Eddy, 2003). Flotasyon tekniğinin esası, gaz kabarcığının yukarı doğru akışını sağlamak olup böylece kabarcıklar, süspansiyondaki partiküllere yapışıp partiküllerin olduklarından daha düşük yoğunluk göstererek yüzeye doğru yükselmesidir (Dupre ve diğ., 1998; Grattoni ve diğ., 2002).

Flotasyon işlemi çözelti fazında çok ince dağılmış kolloidlerin, askıda katı maddelerin ve yağların ayrılması için kullanılır. Çözeltide kabarcıkların partiküllere tutunmasıyla sağlanan sıvıdan katıların giderimi flotasyon işlemi için bir numaralı ayırt edici özelliktir (Olson, 1993). Flotasyonla ayırma işleminde ayrılacak olan maddeler yüzeyde toplanarak sıyrılır. Parçacıkların suyun yüzeyine çıkabilmesi için özgül ağırlıklarının sudan daha az olması gerekmektedir. Flotasyon işlemi sıvı ortama verilen gaz (genellikle hava) kabarcıklarının katı parçacıklar etrafına tutunarak onları yukarı doğru hareket ettirmeleri şeklinde olur. Bu yolla yoğunluğu sıvı yoğunluğundan daha fazla olan taneciklerin de yüzdürülmesi mümkündür. Suda yağ süspansiyonları durumunda olduğu gibi yoğunluğu sıvı yoğunluğundan az olan tanecikler kendiliğinden sıvı yüzeyine yüксеlebilirler (Şengül ve Küçükgül, 1990).

Flotasyon işlemi sonucu yüzeyde toplanan maddeler (köpükler) bir sıyrıcı ile toplanarak uzaklaştırılır, arıtılmış su ise köpük seviyesinin altında daha derin bir kısımdan alınır. Flotasyon işlemlerinde genellikle hava kullanılır. Flotasyon havuzuna havanın verilmiş şekline göre çeşitli flotasyon tipleri geliştirilmiştir. Flotasyon havuzunda çökelen katı maddeler ise çamur olarak kazınır, toplanan ve çamur bertarafına gönderilir.

Flotasyon atıksu arıtımında çoğunlukla yoğun biyokatıların ve askıda maddelerin giderimi için kullanılır. Çöktürmeye göre flotasyonun en önemli avantajı, yavaş çökelen çok küçük veya zayıf partikülleri daha kısa bir sürede ve tamamen gidermesidir.

2.2.2. Flotasyonun Tarihçesi ve Çevre Mühendisliğindeki Uygulama Alanları

Flotasyon ilk olarak mineral işletmelerinde kullanılmaya başlanmış ve uzun bir süre için sadece katı/ katı ayırma uygulamalarında mineral partikülleri yakalamak amacıyla stabil köpük oluşturmada kullanılmıştır (Feris ve diğ.,2001). Flotasyonun gelişimi mineral ve maden ayırımı, sudan fiberlerin ayırımı, sıvılardan yağ gress giderimi için endüstride; endüstriyel ve evsel atıksuların arıtımında; çamur yoğunlaştırmada; ve son yıllarda içme suyu arıtımında kullanılan temel proseslerden birisidir (Olson, 1993). Flotasyon ilk kez mineral ve maden endüstrisinde uygulanmaya başlanmıştır (Edzwald, 1995; Ross ve diğ., 2003; Klungness ve diğ., 1998). Metalurji sanayiinde hammaddelerin zenginleştirilmesi başta olmak üzere geçmişte bir çok kimyasal teknolojilerde kullanılan ve bunlara ek olarak bugün atıksu arıtılmasında kullanılmaya başlanmıştır (Rubio ve diğ., 2001; Şengül ve Küçükgül, 1990; Kocasoy, 1991). Flotasyonun sözlük anlamı yüzdürme, sıvı üstünde tutma, sıvı içinden yüzdürerek ayırmadır.

Flotasyonun uygulamaları altın elde edilmesiyle başlanmış, grafit zenginleştirilmesiyle modern yöneme geçilmiştir. Daha sonraları yöntem daha fazla geliştirilmiş, buhar ve karbondioksit kabarcıklarından yüzdürücü olarak yararlanılarak grafitin köpükte toplanması kolaylaştırılmıştır. Cevherlerin sulu süspansiyonlarına %0,1 oranında yağ eklenir hava ile

mekanik karıştırma sağlanarak sülfürlerin köpükte tutulması başarılmış, bu yöntemle sülfür zenginleştirilmesi sağlanmıştır. Bu dönemde flotasyonun metalurji sanayiinde uygulaması artmıştır. Bu tür uygulamalar günümüze kadar süregelmiştir. Bugün flotasyon ile hammadde geri kazanımı en çok seramik kağıt vb. kimya sanayi kollarında uygulanmaktadır. Su içindeki yabancı maddeleri ayıran yöntemlerden biri olarak flotasyon ancak 30 yıldır kullanılmaktadır (Şengül ve Küçükgül, 1990).

Flotasyon işlemi çamur yoğunlaştırma amacıyla 30 yıl kadar önce Çevre Mühendisliğinde uygulanmaya başlanmıştır. Flotasyon bazen mineral flotasyonu, çöktürmeli flotasyon gibi uzaklaştırılmış ve ayrılmış olan materyallerin isimleri ile adlandırılır. Diğer taraftan flotasyon; elektroflotasyon, hava flotasyonu gibi kabarcık oluşturma metotları ile de isimlendirilir (Edzwald, 1995). Bu işlem çöktürmenin yapılmasının uygun olmadığı, yoğunluk farkının kayda değer olmadığı, çöktürme veriminin çok düşük olduğu son derece ince partikül ve damlacıkların bulunduğu durumlarda tercih edilir (Zouboulis ve Avranas, 2000). Flotasyonun Çevre Mühendisliğindeki uygulama alanları aşağıda özetlenmiştir (Şengül ve Küçükgül, 1990):

- a) Yoğunluğu sudan az olan yağ, gres vb. yüzücü maddelerin ayrılması için kullanılır.
- b) Yoğunluğu sudan biraz fazla olan katı maddelerin ayrılması için çöktürme işleminin bir alternatifi olarak kullanılır.
- c) Aktif çamur sistemlerinde oluşan arıtma çamurlarının yoğunlaştırılmasında kullanılır.

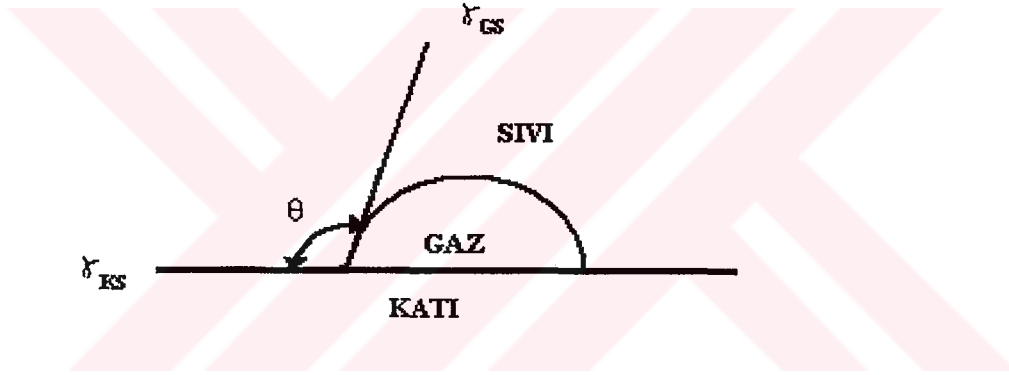
Flotasyon işlemi ayrıca endüstriyel atıksuların arıtımında da geniş bir uygulama sahası bulmuştur. Yağ ve margarin sanayii, et entegre tesisleri, kağıt sanayii, petrol rafinerileri, kömür üretimi ve işleme sanayi, demir ve çelik sanayii, madencilik, metal kaplama, sabun sanayii, şeker rafinerileri, tabakhaneler, yünlü tekstil sanayii, balık ürünleri işleme tesisleri, petrokimya sanayi atıksularının arıtımından flotasyon işlemi yaygın olarak kullanılmaktadır (Galil ve Wolf, 2001; Caceres ve Contreras, 1995; Klungness ve diğ., 1998; Nickols ve diğ., 1995; Olson, 1993).

2.2.3. Flotasyon Teorisi

Flotasyon, sıvı içerisinde süspanse katıların ayrımı için yaygın olarak kullanılan 3 metottan biridir. Bunlar çöktürme, filtrasyon ve flotasyon metotlarıdır. Bunlar arasında çok yönlü uygulanabilme özelliğine sahip olan flotasyonun gerçekleştirilmesi; yüzeyle süspanse haldeki sıvı kirletici madde arasına hava kabarcığı verilmesi suretiyle ve kompresörle yüksek basınç altındaki bir tank içerisine hava verilerek doyurma prensibine dayanır (Chung ve diğ., 1999).

Flotasyon sıvı ortam içinde askıda veya emülsiyon halinde bulunan katı taneciklerin sıvıdan yoğunluk farkına dayanarak ayrılmasıdır. Bu açıdan çökelme temel işlemine çok benzemektedir. Çökelmede esas olan, parçacığın gerçek yada görsel ağırlığının sudan daha ağır olmasıdır. Flotasyonda ise bunun tam tersi geçerlidir. Burada esas olan parçacığın kendi yoğunluğu ya da gaz kabarcıklarıyla birlikte oluşturduğu taneciğin görsel yoğunluğunun sudan daha hafif olmasıdır Flotasyon bir sıvıdan sıvı/katı fazı ayırmak için tasarlanan bir yöntemdir. Bu yöntemin esası gaz kabarcığının yukarı akışını sağlamaktır. Kabarcıklar, süspansiyondaki partiküllere yapışarak sürekli fazdan daha düşük yoğunlukla yüzmeyi ve böylece giderimi sağlar (Dupre ve diğ., 1998).

Gaz-tanecik kompleksinin oluşumu taneciği oluşturan maddenin moleköl özellikleri ile ilgilidir. Yoğunluğu sudan fazla olan taneciklerin sudan flotasyonla ayrılabilmesi için tanecik ile gaz kabarcıkları arasındaki çekim kuvvetinin sıvının taneciği ıslatma gücünden daha fazla olması gerekir. Bu katı taneciğin yüzeyini sıvının (suyun) ıslatması üç fazın yüzeyinde oluşan temas açısı değeriyle ilgilidir (Şekil 2.1).



Şekil 2.1. Tanecik Gaz ve Sıvı Arasındaki İlişki (Şengül ve Küçükgül, 1990).

1. $\theta = 0^\circ$ ise sıvı katıyı tam olarak ıslatır ve gaz katı faza yapışamaz yani flotasyon başarısızdır.
2. $\theta = 180^\circ$ ise sıvı katıyı hiç ıslatmaz. Ancak bu hiç gerçekleşmez, çünkü en az ıslatan sıvı olarak bilinen cıvanın bile açısının $\theta = 110^\circ$ 'ye sahip olduğu bilinmektedir.
3. Bu iki değer arasında θ değeri büyüdükçe sıvının katıyı ıslatma miktarı azalmaktadır.

Böylece gaz -katı kompleksi oluşumu hızlanmaktadır. Bu açıklamalar yalnızca tek başına olan katı tanecikler için geçerlidir. Floklaşma ile elde edilen dallı yapılar içerisine kabarcık girerekte yüzdürülebileceğinden yetersiz olabilir. Gaz katı kompleks oluşumu hızlanınca bu sistem için yükselme hızları süratle artar ve bir maksimum değere ulaşır.

2.2.4. Flotasyon Çeşitleri

Flotasyon işlemi kabarcık elde edilmesine göre şu 3 yoldan biri ile elde edilir: Atmosferik basınç altındaki sıvıya basınçlı havanın kabarcıklar halinde verilmesi (disperse hava flotasyonu), basınç altında sıvıda havanın çözünmesi ve daha sonra basıncın kaldırılmasıyla (çözünmüş hava flotasyonu), sıvının atmosferik basınç altında havaya doygun hale getirilmesini takiben vakum uygulanması (vakum flotasyonu).

Flotasyon teknik ve ekipmanlarına göre; püskürtmeli flotasyon, kolon flotasyonu, santrifüj flotasyon ve jet flotasyonu olarak sınıflandırılır.

2.2.4.1. Hava Flotasyonu

Hava flotasyonu atmosferik basınç altında suyun havalandırılması suretiyle gerçekleştirilir. Hava suya bir yüzeysel havalandırıcı bir dönen pervane veya difüzörler yardımıyla verilerek hava kabarcıkları oluşturulur. Kısa süreli bir havalandırma katı maddelerin tümünün flotasyonu için yeterli değildir. Hava flotasyonunda oluşturulan kabarcıkların çapı nispeten büyük olduğundan (1 mm kadar) havalandırma ile flotasyon çevre mühendisliğindeki uygulamalar için pek uygun değildir. Hava flotasyonu daha ziyade endüstriyel proseslerde (cevher zenginleştirme, mineral ayırma vs. gibi) uygulanır.

2.2.4.2. Vakum Flotasyonu

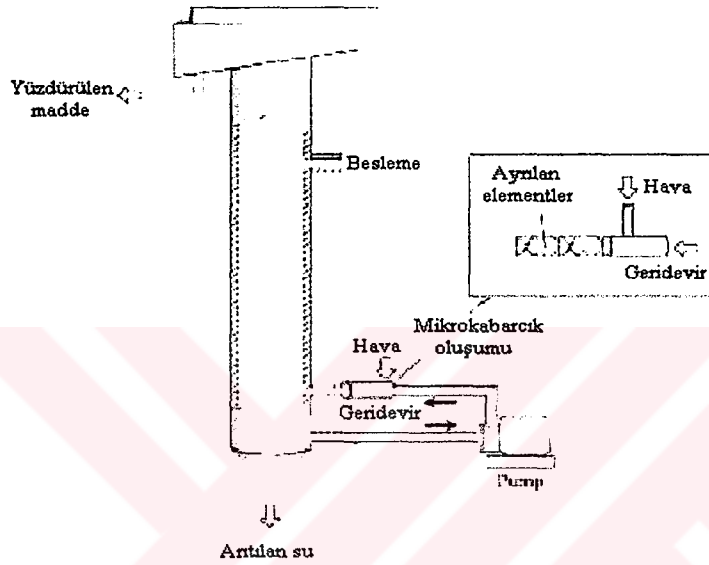
Bu flotasyon sisteminde arıtılacak su önce atmosferik basınç altında havalandırma suretiyle havaya doygun hale getirilir. Suyun hava ile doygun hale getirilmesinin iki yolu vardır. Havalandırma havuzunda doğrudan hava ile doyurulur veya atıksu pompasının yan tarafından havanın girmesine izin verilerek doygunluk sağlanır. Kısmi vakum uygulanarak hava ile doyurulmuş suda hava kabarcıklarının açığa çıkması ve flotasyonun gerçekleşmesi sağlanır. Burada oluşan hava kabarcıkları miktarının suda bir atmosferde çözünen maksimum hava miktarı kadar olması bu sistemin sınırlayıcı bir özelliğidir. Vakum flotasyonu kimyasal madde katkılı olarakta kullanılabilir. Bu durumda kimyasal madde olarak alum demir tuzları aktif silika gibi anorganik maddeler ve karıştırma işlemlerinden sonra arıtılacak su flotasyon ünitesine alınır.

Flotasyon ünitesi kısmi vakumun elde edildiği kapalı bir silindirik havuzdur. Bu havuz çamur sıyırma ve köpük sıyırma mekanizmaları ile teçhiz edilmiştir. Yüzen maddeler (köpükler) sürekli ve otomatik olarak toplama çukuruna iletilir ve buradan da pompa ile uzaklaştırılır. Sistemin diğer ekipmanları ise; suyun hava ile doyurulduğu bir havalandırma havuzu vakum pompaları çamur ve köpük uzaklaştırmaya yarayan pompalardır.

2.2.4.5. Kolon Flotasyonu

Kolon flotasyonu endüstriyel uygulamalar ve gelişen mineral işletme prosesleri için ilgi uyandıran bir prosestir. Besleme kolonun en üst bölgesinin 1/3'ü kadar altında yapılır ve hava kabarcıkları dağıtıcılarla tazyik edilir. Atıksu arıtım kolonunun en üst kısmıyla besleme girişi ortasında konsantredir.

Kolon flotasyonu suda ağır metallerin tutulması ve atıksulardan yağ giderimi alanlarında kullanılır.

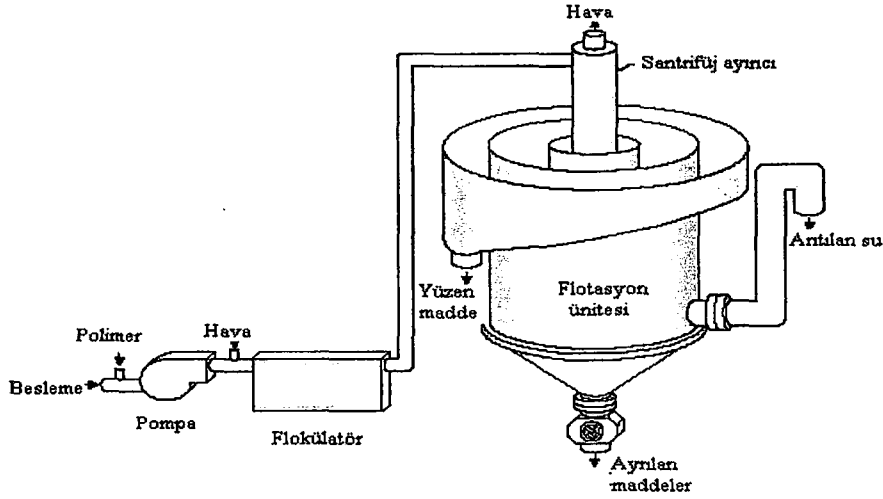


Şekil 2.3. Kolon flotasyonu

2.2.4.6. Santrifüj Flotasyon

Ayırma basit bir silindir veya su hortumuyla sağlanır. Havalandırma ya hava enjeksiyonuyla ya da dar bir ağızdan verilerek yapılır. Püskürtücü yada sabit karıştırıcılar 100-1000 µm çapındaki kabarcıkları oluştururlar. Santrifüj flotasyon ünitesi su hortumlu hava dağıtıcı olarak adlandırılır. Havalandırma sisteminde oluşturulan yüksek hızdaki girdaplı akış çok sayıda küçük kabarcığı içine olarak gözenekli tüp ceketin çevresine hava vasıtasıyla dağıtılır (Şekil 2.4).

Bu sistemin avantajı çok düşük bekleme zamanına sahip olmasıdır. Çevresel uygulamaları çok yeni olan bu sistem yağ gres ve BOI gideriminde yüksek verime sahiptir.

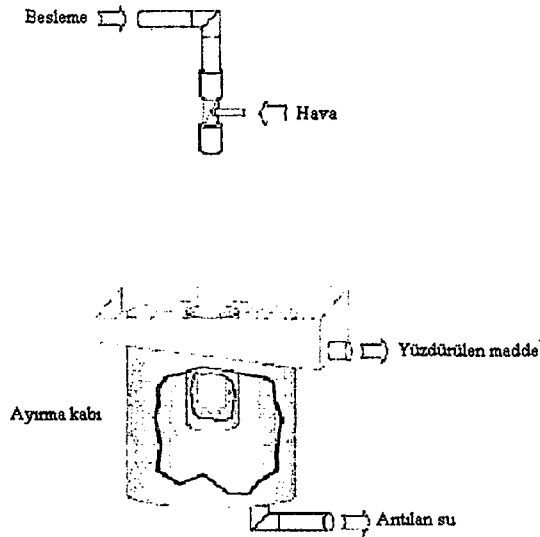


Şekil 2.4. Santrifüjlü Flotasyon Ünitesi

2.2.4.7. Jet Flotasyonu

Bu ünite sıvı/sıvı ayırımı ve katı/sıvı ayırımı kadar mineral proseslerde de geniş bir kullanım potansiyeline sahiptir. Başlıca avantajları; yüksek yayılma kapasitesi, yüksek verim, düşük ekipman fiyatı ve daha az güç tüketimi sağlamasıdır.

Bu ünite hava/temas bölgesi kabarcık-partikül etkileşimi için yüzebilen maddeler temizleme bölgesinden oluşur (Şekil 2.5). Bu üniteye kabarcıkların ortalama boyutu ortalama 100-600 μm çapındadır. Prosesin problemleri son zamanlarda çözülmüş, evsel atıksular ve sıvıların solvent ekstraksiyonu iyileştirilmesinde ve atıksu artımında yaygın olarak kullanılmaya başlanmıştır (Rubio ve diğ., 2002).



Şekil 2.5. Jet Flotasyon Ünitesi

2.3. Çözünmüş Hava Flotasyonu

Çözünmüş hava flotasyonu ilk olarak 1900'li yıllarda mineral maden ayırımında kullanılmaya başlanmıştır. Kitchener 1984'de farklı atmosfer basınçlarında havayla aşırı doymun suyun bir tank içerisine enjekte edilmesiyle oluşan çok küçük kabarcıklar üzerine çalışmalar yapan H. Noris (1907)'in çalışmalarını geliştirmiştir (Edzwald, 1995).

DAF uygulamaları ilk kullanımından günümüze oldukça genişlemiştir ve günümüzde çok çeşitli uygulamalar için tercih edilmektedir. Çözünmüş hava flotasyonu 1970'lerden sonra su ve atık su arıtımında hem çıkış suyu arıtımı hem de çamur yoğunlaştırmada çeşitli uygulamalar için etkili bir katı- sıvı ayırma tekniği olarak kendini göstermiştir (Pinto ve Brand, 2001). 1970'lerden önce DAF çoğunlukla endüstriyel çıkış sularının arıtımı ve mineral endüstrisinde kullanılmıştır. İçme suyu için çok sonraları geniş bir şekilde uygulanmaya başlanmış, bu yüzden de proses geri kalmıştır (Offringa, 1995; Steinback ve Haarhoff, 2001).

DAF içme suyu prosesleri için uygulanabilir olduğu 1970'e kadar ortaya çıkmamıştır. DAF ilk olarak bir gölde alg giderimi için Güney Afrika' da bir su arıtma tesisinde kullanılmıştır (Offringa, 1995; Edzwald, 1995; Olson, 1993; Schofield, 2000; Vuuren ve Haarhoff, 1995). Günümüzde Britanya'da 90'nın üzerinde su arıtma tesisinde DAF uygulanmakta ve dünyanın çeşitli yerlerinde Finlandiya'da 37, Avustralya'da 26, Güney Afrika'da 26, İsveç'te 15, Norveç'te 5, Kanada'da 3, Fransa'da 7, Hollanda'da 5, Belçika'da 3 ve Yeni Zellanda'da 1 tane çalışan DAF sistemi vardır. Endüstriyel ve atıksu arıtımında uygulanan DAF üniteleri yanında bu rakamlar son derece küçük kalsada şimdilerde su arıtımında kabul gören bir yere sahiptir (Schofield, 2001).

Yerçekimiyle çökeltmeye kıyasla çözünmüş hava flotasyonunun avantajlarını Olson 1993'de şöyle sıralamıştır;

- özellikle düşük su sıcaklıklarında daha etkili renk ve bulanıklık giderimi,
- sağlanan daha iyi su kalitesiyle daha uzun filtre ömrü,
- daha düşük koagülant dozu ve böylece düşük kimyasal maliyeti,
- daha yüksek yüzeysel yükleme hızı,
- daha kısa flokülasyon süresi,
- daha küçük havuzlar ve böylece daha az alan ihtiyacı,
- daha yüksek çamur katısı ve böylece azalan çamur susuzlaştırma masrafı.

2.3.1. DAF Prosesinin Kullanım Alanları, Avantaj ve Dezavantajları

Yağ-su emülsiyonlarını içeren çoğu endüstriyel atıksuların dışında denizlere, göllere veya akarsulara yayılan yağlarda, temel kirleticiler arasındadır. Günümüzün en önemli güç kaynağı olan petrol, taşımacılığı sırasında tanker kazalarıyla denizler için (su ekosistemini) büyük bir tehlike oluşturmaktadır. Zor ve uzun zamanlı bir prosesle basit yerçekimiyle ayırma ile yağ ayırımının yapılması oldukça güçtür. Adsorpsiyon, yumaklaştırma, elektrokoagülasyon ve flotasyon gibi metotlar yağın atıksudan uzaklaştırılması için kullanılır. Çok ince askıda katı maddelerin yükselen kabarcıkların yüzeyine yapışmasıyla ayrılması esasına dayanan flotasyon teknikleri sudan çözünmüş iyonların, biyomoleküllerin ve askıdaki katıların giderme gibi diğer kirleticilere ilaveten yağların uzaklaştırılması içinde etkili, uygulanabilir ve güvenilir ayırma metotlarından biridir. Flotasyonla ayırma su üzerinde durma özelliğine sahip çeşitli maddelerin küçük hava kabarcıklarına tutunarak arttırma esasına dayandığından emülsiyon-yağ damlacıklarının giderimi için uygundur. Yağ giderimi için DAF prosesinin verimi birçok çalışmada olumlu sonuçlarla ıspatlanmıştır (Shamrani ve diğ., 2000; Zouboulis ve Avranos, 2000; Saatçi, 1999; Galil ve Wolf,2001).

DAF son yıllarda içme suyu arıtımı alanında hızla gelişmektedir. Özellikle; alg yüklü sular, yüksek renkli sular, düşük bulanıklı-düşük alkaliniteli sular, soğuk su şartlarında, suların kalitelerinin iyileştirilmesi ve bu suların içme suyu olarak kullanımını sağlamak amacıyla çözünmüş hava flotasyonu uygulamaları verimli sonuçlar vermiştir (Arnold ve diğ., 1995; Heinanen ve diğ., 1995; Olson, 1993; Shamrani ve diğ., 2002).

Günümüzde içme suyu arıtımında sarf edilen filtre geri yıkama sularının arıtımı ve iyileştirilmesi için DAF ilgi uyandırmaktadır. Harcanan filtre geri yıkama sularının arıtımı için hem yoğunlaştırma hem de lagün sistemi kullanılan en yaygın ayırma metodudur. Ancak bu arıtım düşük yoğunluklu metal hidroksit flokların yapısına bağlı olarak oldukça zordur. Filtre geri yıkama suları için mevcut ayırma işlemlerine alternatif olarak DAF prosesinin uygunluğu bir çok araştırmada çalışılmıştır (Eades ve diğ., 2001; Edzwald ve diğ., 2003; Bourgeois ve diğ., 2003).

Çözünmüş hava flotasyonu çamur yoğunlaştırma işlemi için de kullanılan uygun bir yöntemdir. Atıksu çamurlarının niteliğinden ve özellikle flotasyon tekniklerinin esas itibariyle uygulanmakta olduğu aktif çamurların niteliğinden ötürü, bu uygulama için kabarcık üretilmesi asgari düzeyde karıştırma sağlayan yöntemlerle yapılmaktadır. Hava, basınç altında su içerisinde çözünmekte yada bir elektrolit yöntem benimsenmektedir (Butler ve diğ., 1997; İller Bankası, 1999; Realli ve diğ., 2001). Manjunath ve diğ. 2000 çamur yoğunlaştırmada DAF ile yukarı akışlı anaerobik çamur yataklı (UASB) sistemi birlikte işletmiş ve verimli sonuçlar sunmuşlardır.

Maden ve metalurji proses sularının arıtımı ve iyileştirilmesi klasik yöntemlerle; oluşan hidroksi metaller sulandırılmış metallerin çıkış suyunda etkisiz, çöktürmenin zayıflığı sonucu filtrasyon işlemindeki güçlükler, kinetik ve ölçüm problemlerine bağlı olarak akış hızı, çöktürme ve koagülasyonla arıtımı çok zor ve pahalı yapmaktadır. Bu nedenle DAF mineral maden işletmeleri çıkış suyu arıtımı için tercih edilmektedir (Rubio ve diğ. 2002).

DAF prosesi bu uygulamaların dışında da yaygın olarak kullanılır. Bunlar; otomotiv sanayi, konserve sanayi, kimyasal proses suları, ağır metal giderimi, boya atıksuları, ilaç sanayi, kağıt sanayi, şeker sanayi, tekstil, et entegre tesisleri çıkış suyu arıtımı, meyve suyu durultma işlemi vb. gibi değişik alanlarda uygulanmaktadır (Wasowski, 1995; Gray,1999).

DAF Avantajları:

- Düşük yoğunluklu tesisler için yüksek yüzeysel yükleme hız (>10m/s),
- Hızlı başlama ve periyodik kesilmelere karşı dayanıklı,
- Yüksek hidrolik yükte iyi bir alg giderimi (%50- 80),
- Kimyasal madde kullanımı az,
- Su kalitesinde iyi durulma (<1 NTU),
- Ham sudaki hidrolik ve kalite değişimlerine karşı oldukça dirençli olması,
- Mekanik sıyırıcılarla nispeten yoğun çamur oluşumu (%3- 6 kuru katı çamur),
- Çöktürme prosesine kıyasla daha iyi kontrol edilmesi,
- Kabarcıklarla suda bulunan uçucu katıların giderimi

olarak birçok yazar tarafından sunulmuştur (Leppinen ve diğ., 2001; Rubio, 2001; Schofield, 2001; Roshanravan ve Grosskopf, 1996; Edzwald ve diğ., 1994; Ross ve diğ., 2003; Realli ve diğ., 2001).

Bununla beraber kompleks ve mekanik olarak yoğun proses, yüksek bakım fiyatı, elektriksel güç ihtiyacı dezavantaj olarak sıralanabilir (Schofield, 2001). Ayrıca Louis (2001) DAF sistemlerinin yağmur, dolu ve şiddetli rüzgar gibi doğal olaylara karşı kapatılması gerektiğini bir dezavantaj olarak göstermiş, ve bu doğal olayların yüzdürülen katıları kırabileceğini veya tekrar arıtılan suya batabileceğini; bu durumda bunların gideriminin çok zor olacağını ve bir sonraki işlem olan filtrelelere de zarar vereceğini belirtmiştir.

2.3.2. DAF Sistemi

Çözünmüş hava flotasyonu taşıyıcı faz olarak mikro kabarcıkların kullanıldığı katı-sıvı veya sıvı-sıvı ayırma proseslerinin çok iyi şekilde sağlandığı bir uygulamadır (Feris ve Rubio, 1999).

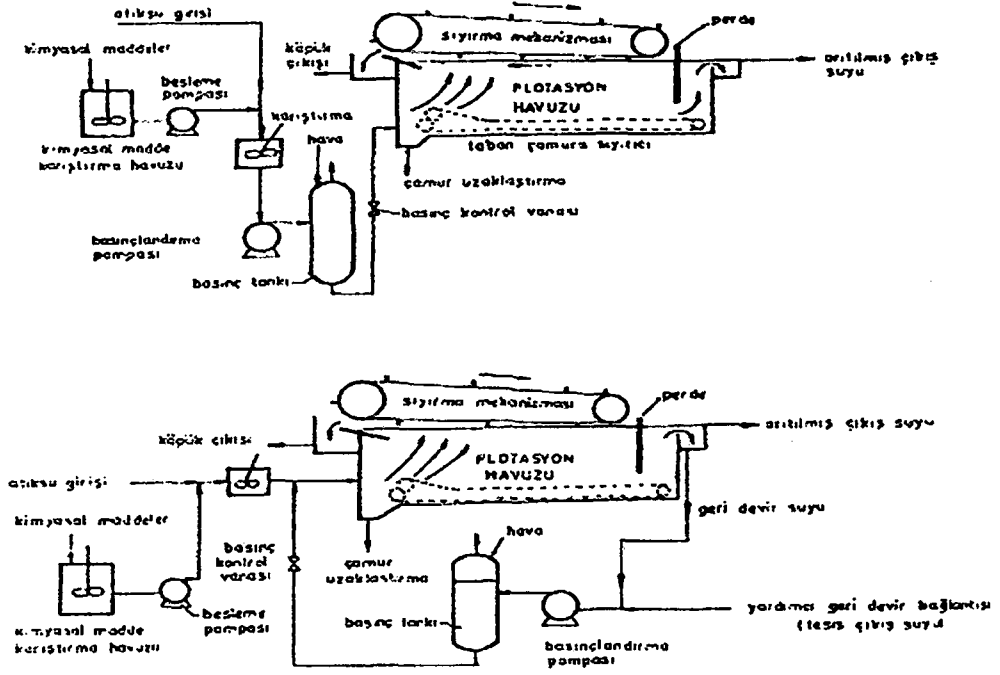
Çözünmüş hava flotasyonu sistemlerinde hava atıksuda uygulanan birkaç atmosfer basınç altında çözünür ve atıksu hava ile doyurulur. Daha sonra sudan basınç kaldırılarak su

atmosfer basıncına getirilir. Bu esnada açığa çıkan hava kabarcıkları flotasyon işlemini gerçekleştirir (Edzwald, 1995; Rykaart and Haarhoff, 1995; Eckenfedersor, 2000). Çözünmüş hava flotasyonu Çevre Mühendisliğinde en çok uygulanan flotasyon yöntemidir (Schofield, 2001; Louis, 2001). Çözünmüş hava flotasyonu sistemlerinde arıtma verimini yükseltmek üzere çeşitli kimyasal maddeler de kullanılmaktadır. Çözünmüş hava flotasyonu (DAF) sistemlerinin iki tipi mevcuttur. Geri devirsiz çözünmüş hava flotasyonu ve geri devirli çözünmüş hava flotasyonu sistemleri her iki yöntemde de atıksuya veya atıksuyun geri devir edilen kısmına basınçlı hava verilerek suyun havaya aşırı doygun hale gelmesi sağlanır. Çözünmüş hava flotasyonu (DAF) ünitesine girerken basıncı atıksudan açığa çıkan çok küçük boyutlu hava kabarcıkları flotasyon işlemini gerçekleştirir.

Küçük atıksu debilerinin bulunduğu sistemlerden gelen su akımının tümü 275-350 kPa basınca kadar sıkıştırılmış hava ile dakikalarca basınç tankından tutulur. Daha sonra bir basınç indirgeme vanası ile basınç düşürülür ve flotasyon havuzunun hemen girişinde hava küçük kabarcıklar halinde açığa çıkmaya başlar ve tüm sıvı hacmi içinde dağılarak flotasyon işlemini gerçekleştirir.

Daha büyük atıksu debilerinin geldiği flotasyon sistemlerinde gelen debinin tümü basınçlandırılmaz sadece geri devir akımı basınçlandırılır. Basınçlı su akımı basınçsız su akımı ile flotasyon havuzuna girmeden önce karıştırılır. Flotasyon havuzu girişinde hava kabarcıkları oluşur. Basınçlı geri devir akımının kullanılması daha küçük basınçlandırma pompası ve daha basit kontrolleri gerektirir. Emülsiyon oluşumunu minimuma indirir ve flok oluşumunu optimize eder. Tüm atıksu debisinin basınçlandırıldığı geri devirsiz sistemin avantajı maksimum hava kabarcığı tanecik temasını sağlamasıdır (Şengül ve Küçükgül, 1990).

Flotasyon prosesine yardımcı olmak üzere çoğunlukla kimyasal maddeler kullanılır. Bu kimyasal maddeler hava kabarcıklarını kolayca adsorblamak veya hava kabarcıklarını yakalamak üzere yüzey veya yapıtaşı oluştururlar. Alüminyum tuzları, demir tuzları, aktif silika ve polielektrolitler bu amaçla en çok kullanılan maddelerdir. Hava sıvı ara yüzeyinin yapısını değiştirmek üzere de bazı kimyasal maddeler kullanılmaktadır. Şekil 2.6'da kimyasal arıtma ile müştereken flotasyonun yapıldığı geri devirsiz ve geri devirli çözünmüş hava flotasyonu sistemleri görülmektedir.



Şekil 2.6. Kimyasal Arıtma İşlemi İle Birlikte Çözünmüş Hava Flotasyonu Sistemleri (Şengül ve Küçükgül, 1990).

2.3.3. DAF Mekanizması

Hava aslında oksijen ve nitrojenden oluşan bir gaz karışımıdır. Tablo 2.1’de görüldüğü gibi argon, karbondioksit ve diğer gazlar %1’den daha azdır. Bu gazlar birçok uygulamada dikkate alınmaz. Atmosferik havanın sadece oksijen ve nitrojenden ibaret olduğu varsayılır (Steinback ve Haarhoff, 2001).

Tablo 2.1. Atmosferik hava bileşimi (CRC Handbook, 1985)

Bileşenler	Hacimce (%)
Nitrojen	78.084 ± 0.004
Oksijen	20.946 ± 0.002
Argon	0.934 ± 0.001
Karbondioksit	0.033 ± 0.001
Diğer gazlar	0.003

Çözünmüş hava flotasyonu gaz, katı ve sıvı fazların birlikte bulunmasını gerektirir. Bir sıvıdan gazın geçirilmesi ve sıvı faz içinde gazın çözünmesi Henry Kanununa uygun olarak gerçekleşir. Çeşitli gazların su içinde 20°C ve 760 mmHg basıncındaki çözünürlükleri Tablo

2.2’de ve havanın yoğunluğunun sıcaklığa göre değişimi ise Tablo 2.3’de verilmiştir. Çözünmüş hava flotasyonunda hava 2-5 atm basınç altında, kullanılmış su içinde serbest hale geçen hava kabarcıkları rastladıkları taneciklere tutunarak onların da yükselmelerini sağlar. Katı-hava kabarcıklarının çapları küçük olduğundan (30 µm - 120 µm) yükselme hızları Stokes kanunu uygulama sınırları içinde kalır.

Tablo 2.2. Çeşitli gazların 20°C ve 760 mmHg basıncındaki çözünürlükleri (Şengül ve Küçükgül, 1990).

	mLgaz /mL H ₂ O	gr gaz /100 gr H ₂ O
Azot	0,015	0,0019
Oksijen	0,031	0,0048
Hidrojen	0,018	0,00016
Karbondioksit	0,88	0,17
Karbonmonoksit	0,023	0,0028
Hava	-	1,87
Hidrojen sülfür	2,58	0,38
Kükürtdioksit	39,4	11,28

Tablo 2.3 Sıcaklığa Göre Hava Karakteristikleri (Şengül ve Küçükgül, 1990)

Sıcaklık (°C)	Hacimce Çözünürlüğü (mL/L)	Ağırlıkça Çözünürlüğü (mL/L)	Yoğunluk P (g/L)
0	28,8	37,2	1,293
10	23,5	29,3	1,249
20	20,1	24,3	1,206
30	17,9	20,9	1,166
40	16,4	18,5	1,130
50	15,6	17,0	1,093
60	15,0	15,9	1,061
70	14,9	15,3	1,030
80	15,0	15,0	1,000
90	15,3	14,9	0,974
100	15,9	15,0	0,949

Çözünmüş hava flotasyonunda sistemin esas çalışan kısmı gaz fazıdır. Sıvı fazında veya süspanse katı madde yapısındaki tanecikler ile gaz kabarcıklarının oluşturduğu ikili sistemin yoğunluğu, sıvının kendi yoğunluğundan daha az olduğunda flotasyon meydana gelir. Gaz kabarcıkları katı taneciklerin yüzmesini sağlar. Tam ve viskoz bir sıvı için maksimum kabarcık hacmi; direnç katsayısı C_D ve Reynolds sayısı Re için verilen eşitlikler yardımı ile bulunabilir.

$$Re = 2dV \rho_{sıvı} / \mu \quad (2.1)$$

$$C_D = 8d (\rho_{gaz} - \rho_{sıvı})g / 3V^2 \rho_{sıvı} \quad (2.2)$$

Burada;

d = kabarcık yarıçapı, cm

V = gaz kabarcığının yükselme hızı, cm/dak

g = yerçekimi ivmesi, cm/sn²

μ = sıvının viskozitesi kg/m s

$\rho_{sıvı}$ = sıvının yoğunluğu, g/cm³

ρ_{gaz} = gazın yoğunluğu, g/cm³

yukarıda verilen iki eşitlik arasında V yok edilirse,

$$Re^2 C_D = 32 d^3 \rho_{sıvı} (\rho_{gaz} - \rho_{sıvı}) g / 3\mu^2 \quad (2.3)$$

Sıvı olarak su, gaz olarak ta hava seçilirse;

$\rho_{sıvı} = 1 \text{ g/cm}^3$, $g = 103 \text{ cm/sn}^2$, $\mu = 10^{-3} \text{ kg/m sn}$

$\rho_{hava} - \rho_{su} = -1$

değerleri yukarıdaki formülde yerine konursa;

$$Re^2 C_D = 10^{10} d^3 \quad (2.4)$$

elde edilir.

Laminer veya viskoz akım için;

$$C_D = 24 / Re \quad (2.5)$$

$Re = 1,13$

$$Re^2 C_D = 24 Re = (24) (1.13) \quad (2.6)$$

$$Re^2 C_D = 27 \quad (2.7)$$

Viskoz akım için maksimum kabarcık çapı aşağıdaki eşitlikten bulunabilir;

$$Re^2 C_D = 10^{10} d^3 = 27 \quad (2.8)$$

Viskoz akım koşullarında suda oluşabilecek maksimum kabarcık çapı 130 μm 'dir. 130 μm 'den küçük kabarcık çaplarında, kabarcığın yükselme hızının tanımlanmasında Stokes kanunu uygulanır. Çözünmüş hava flotasyonu işleminin teorik olarak tetkiki için Stokes eşitliğinin kullanılması, hava-sıvı etkileşimlerine mani olmamak koşuluyla geçerlidir (Lund, 2001; Haarhoff ve Edzwald, 2003). Stokes eşitliği yumaklaşmış tanecikler için;

$$V = g (\rho_{siv} - \rho_{gk}) d^2 / 18\mu \quad (2.9)$$

Burada;

V = gaz-katı bileşiminin nihai hızı, m/s

ρ_{siv} = sıvının yoğunluğu, kg/m³

ρ_{gk} = gaz-katı bileşiminin yoğunluğu, kg/m³

d = gaz-katı bileşiminin çapı, m

μ = sıvının viskozitesi, kg/m s

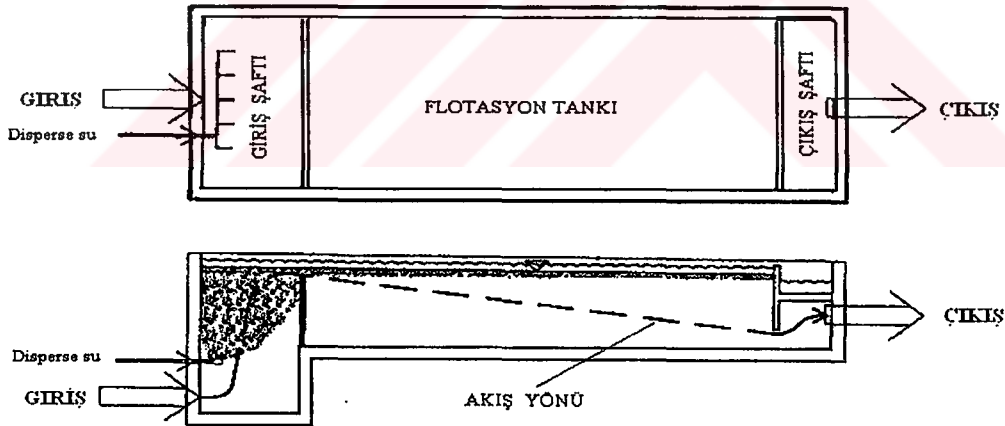
g = yerçekimi ivmesi, m/s²

Kabarcık hacmi dağılımı ve çözünmüş hava flotasyonundan doğan kabarcıkların yükselme hızını belirlemek için Stokes kanunundan yararlanılır (Şengül ve Küçükgül, 1990).

2.3.4. DAF Dizaynındaki Başlıca Gelişmeler

DAF sistemindeki gelişimleri 4 ana oluşum şeklinde inceleyebiliriz.

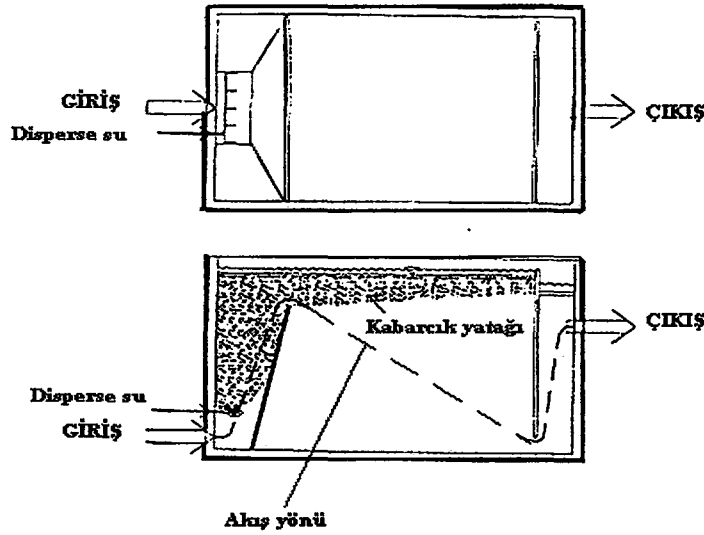
İlk olarak 1920’lerde endüstriyel suların arıtımında çözünmüş hava flotasyonu Sveen–Pederson tarafından kullanılmıştır (Şekil 2.7). Bunların bazılarının kullanımı durdurulmuştur. Bu sistemlerde oluşan flotasyon olayında tanklar çok uzun olduğu kadar sıg ve dardır. Suyun akış hızı 2-3 m/sa ve şaftların dibine yerleştirilmiş hava püskürtücüleriyle su disperse edilmiştir. Su, tankların sonuna doğru kabacık yatağının altından yatay akışla arıtılır (Kiuru, 2001).



Şekil 2.7. Sveen –Pedersen DAF sistemi (2-3 m/sa), (Kiuru, 2001)

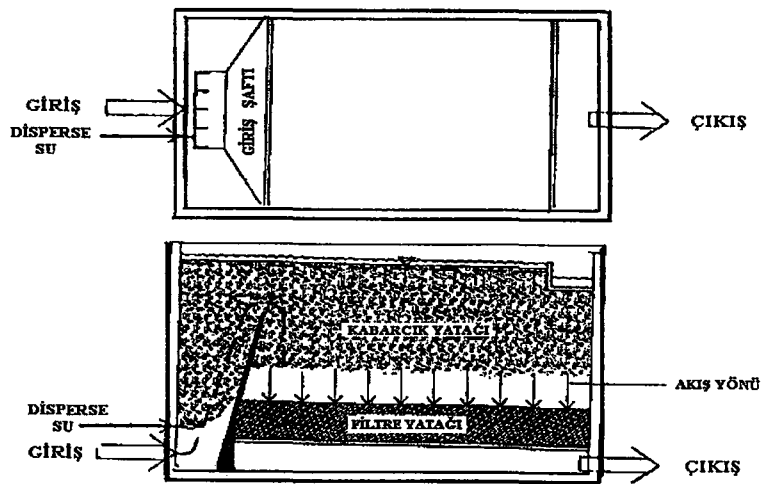
Çözünmüş hava flotasyonun 2. şekli 1960’lar da ortaya çıkarılmıştır ve günümüzde de kullanımı yaygındır. DAF teknolojisi ilk olarak İsveç daha sonra Finlandiya’da 10 sene süresince önemli bir şekilde gelişmiştir. Tanklar çoğunlukla kareden bir parça daha uzun veya kare şeklindedir. Bunlar normalden daha derin tercih edilir. Tankların dibinde flotasyon aşamasında çöktürülen sudan kaçramaları önlemek için düşey bir açıklığa sahip alttan akışlı setler yapılır. Suyun akış hızı 5-7 m/sa veya çoğunlukla 10 m/sa’den daha az olarak alınır (Şekil

2.8). Düşey akış yönü 30° - 45° arasındadır. Kabarcık oluşumu tankın sonuna doğru daha zayıftır. DAF tankları eşit hidrolik prensipli olarak dikdörtgen planlıda olabilir.



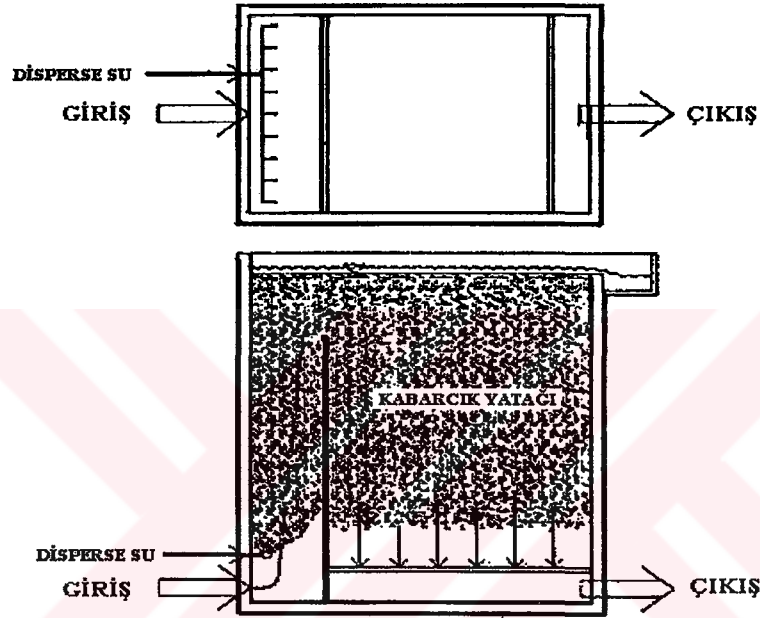
Şekil 2.8. Klasik DAF Ünitesi (5-7 m/sa) (Kiuru, 2001).

Filtre flotasyon olarak uygulanan çözünmüş hava flotasyonu 1960 sonrasında İsveç'te kabul görmüştür. Hızlı kum filtresi ve flotasyon ünitesi birleştirilerek her ikisi de aynı tank içine alınarak uygulanmıştır. Tankın üst kısmında flotasyon daha altlarda filtrasyon gerçekleştirilmiştir. Tank içerisindeki suyun akış yönü derin filtre yataklarına doğru düşey doğrultudadır. Flotasyon-filtrasyon ünitesindeki suyun akış hızı 10-15 m/sa arasında olmasına rağmen akış şekli laminar durumdadır (Şekil 2.9). Filtrelerdeki yük kayıpları tehlikelidir.



Şekil 2.9. Flotasyon -Filtrasyon Ünitesi (10-15 m/n), (Kiuru, 2001).

1990 yılları sonunda geliştirilen 3. DAF şekli flota-filtrasyon görüşü temel alınarak hidrolik prensipler üzerine çalışılarak geliştirilmiştir. Tankın dibinde filtre yatağı orifis çevresinin bir başından bir başına yetecek kadar levhayla (ince dayanıklı plate) geri devir yaptırılır. Levhalar flotasyon aşamasında suyun düşey akış kontrolünü sağlamak, kum filtresinde daha düşük akış direnci oluşturmak ve de tankın düşey kesiti boyunca eşit dağılımı sağlamak amacıyla yerleştirilir. Flotasyon tankı kare boyutludur. Bu flotasyon ünitesinin yayılma hızı 25-40 m/sa olarak işletilir. 60 m/sa'den daha fazla akışlar içinde bu DAF yöntemi uygulanabileceği rapor edilmiştir (Şekil 2.10).



Şekil 2.10. Türlüanslı Flotasyon Ünitesi (25-40m /h) (Kiuru, 2001).

1992-1994 yılları arasında geliştirilen 4. DAF şekli olan ters akışlı DAF/Filtre prosesi kentsel su arıtımı için kolon flotasyonu ve türlüanslı akım kavramlarını birleştirmiştir. Bu sistemde suyun floküle edilmesi artan kabarcık-partikül etkileşiminin potansiyeli ve kabarcıkların derin bir noktadan aşağıdan yukarı doğru verilmesiyle sağlanır. Böylece giderim verimi daha da artar. Klasik DAF ünitesinde aşınan akışla yakalanamayan kabarcıkların çok derin (1,2 m) noktalardan hava akımı vererek kaldırır. Bu prosesle daha stabil ve artan kuvvetli akış şartları sağlanır. Bu proses aşağıdan yukarı doğru akış sistemiyle bir filtre içerisine kolayca birleştirilerek inşa edilebilir (Schofield, 2001).

Bununla birlikte DAF dünyanın her yerinde 1990'larla beraber gelişmeye başlamış, dizayn problemleri giderilmiştir. DAF ünitelerinin uygulanabilirliği genişletilmiş ve çözümümüş hava flotasyonu için optimum hesaplamalar geliştirilmiştir. Güney Afrika'da 1993'de Su Araştırma Merkezi tarafından kurulan DAF prosesi dünya literatüründe bu konu üzerindeki

çalışmaları giderek artırmıştır. Bunun için Güney Afrika Modeli, uluslararası su arıtımında DAF dizaynı için teorik ve pratik parametrelerin ilk detaylı yayını olarak ele alınır

2.3.5. Flotasyon Sistemlerinin Tasarımı

Flotasyon sistemlerinin tasarımı ya geçmişteki tecrübelerle göre veya laboratuvar çalışmaları sonucu bulunan tasarım değerlerine göre yapılır. Flotasyon sistemlerinin tasarımında önce pilot tesis veya laboratuvar ölçeğinde model çalışmalarına gerek vardır (Şengül ve Küçükgül, 1990).

Tasarımda esas alınacak tasarım kriterleri ve parametreler aşağıda özetlenmiştir:

- 1- Hava/katı madde (A/S) oranı,
- 2- Flotasyon ile giderilecek maddelerin sudaki yükselme hızı (yüzeysel hidrolik yük) ,
- 3- Geri devir oranı,
- 4- Flotasyon havuzunda suyun hidrolik kalış süresi (bekleme süresi),
- 5- Yüzeysel katı madde yükü ,
- 6- Atıksu debisi ,
- 7- Çıkış suyunda istenen yağ ve askıda katı madde derişimi ,
- 8- Köpüğün yüksekliği ,
- 9- Flotasyon ünitesindeki su derinliği ,
- 10- Basınç.

DAF sistemleri için tasarımda kullanılan değişkenler; basınç, geri devir oranı, yüzeysel hidrolik yük (YHY) ve bekleme süresidir. Flotasyon işlemi özellikle giderilecek maddelerin yoğunluğu düşük ise uygundur. Örneğin taneciğin özgül ağırlığının gaz ilavesi ile 1.01'den 0.95'e indirilmesi yukarı doğru olan itme kuvvetini, çökme çekim kuvvetinin beş katına yükseltir. Bunun sonucu olarak flotasyon sistemlerinin yüzeysel hidrolik yük (YHY) değerleri gravite ile çöktürme sistemlerinkinden çok daha yüksektir.

Flotasyon sistemlerinin tasarımında atıksu arıtımı veya çamur yoğunlaştırma amacı ile DAF kullanıldığı zaman hava/katı madde oranı önemli bir parametredir. Atıksuda bulunan taneciklere ancak belli miktarda hava etkin olarak absorbe edilebilir. Eğer optimum miktardan daha az hava kullanılıyorsa flotasyon sisteminin verimi (Örneğin yağ, gres ve askıda katı madde parametrelerine göre çıkış suyu kalitesi) düşer. Optimum miktardan daha fazla hava kullanıldığında ise sistemi verimi artar, ancak yatırım ve işletme giderleri boşa harcanmış olur. Hava/katı madde oranı; verilen hava kütleinin, giren katı madde oranı, farklı atık sular için değişik değerler alır. Bu nedenle giderilecek olan maddeler önce laboratuvar ve pilot tesis modellerinde yüzölçülerek bu oranın belirlenmesi gerekir. İçme suyu arıtımında uzaklaştırılacak katı madde miktarı çok düşük olduğundan bu oran dikkate alınmaz. Bunun

yerine gerekli hava miktarı ya özel teçhizatlarla ölçülür ya da geri devir oranıyla orantılı olarak belirlenir. Teorik olarak basınç atmosfer basıncına düşürüldüğünde çözeltiden çıkacak olan gaz miktarı aşağıdaki formülden hesaplanabilir:

$$A = Q C_s [f((P / 14.7) + 1) - 1] 8.34 \quad (2.10)$$

Burada;

A = Atmosferik basınçta açığa çıkan gaz,

f = Atıksudaki gazın çözünürlülüğü/suda gazın çözünürlülüğü,

Q = Basınçlandırılmış debi,

P = Basınç tankının içindeki basınç,

C_s = Atmosferik koşullarda gazın çözeltideki doygunluk derişimi.

Havanın sudaki çözünürlüğünün sıcaklığa göre değişimi Tablo 2.2’de verilmiştir

2.3.6. DAF Prosesinde Önemli İşletme Parametreleri

DAF prosesleri çeşitli fiziksel ve kimyasal ünitelerin kombinasyonuyla oluşmaktadır. Bu proses 2 alt başlık altında sınıflandırılır. Bunların ilki koagülasyon ve flokülasyon proseslerini kapsayan bir ön arıtma prosesidir. İkincisi de flotasyon prosesidir. DAF mekanizmasının verimi için çok önemli olan ön arıtma proseslerinde partiküler stabilitenin kırılması ve küçük kuvvetli flokların flotasyonunun gerçekleştirilmesi için kabarcık-flok arasında etkili çarpışma ve adhesyon sağlanır (Shawwa ve Sanith, 1998). Ön arıtmada göz önüne alınan koagülant seçimi, uygun pH, flokülasyon süresi, ham su kalitesi ve su sıcaklığı iyi bir flotasyon gerçekleştirmek için önemlidir (Edzwald ve diğ., 1992; Olson ve diğ., 1993; Bunker ve diğ., 1995; Heinanen ve diğ., 1995; Arnold ve diğ., 1995; Shamrani ve diğ., 2001). Flotasyon aşamasında önemli olan parametreler; hava kabarcığı oluşumu ve boyutu, kabarcık-partikül etkileşimi ve geri devir oranıdır. Ön arıtım ve flotasyon aşaması için önemli olan bu parametreler aşağıda daha detaylı olarak verilmiştir.

2.3.6.1. Koagulant Seçimi ve pH

Flotasyon verimini belirleyen önemli faktörlerden biri koagülant tipidir. Genellikle iyi bir flotasyon için koagülasyon şartlarının (pH ve koagülant dozajı) belirlenmesi gerekir. Basit bir şekilde ifade edilirse iyi bir koagülasyon başarılı bir flotasyonu sağlar (Edzwald ve diğ., 1992). Destabilizasyon çökeltme için önemli olduğu kadar flotasyon için de çok önemlidir. Flotasyonda flok boyutları çok daha ince ve küçüktür, buna bağlı olarak koagülant dozajı da azalır. Koagülant, flok boyutunu artırmak için değil de destabilizasyon için gereklidir.

Destabilizasyon kolloidlerin negatif yükünün dengelenmesi anlamına gelir, bu da zeta potansiyelidir. Hava kabarcıkları negatif bir yüke sahiptir. Bundan dolayı hava kabarcıkları nötr

veya pozitif yüklü flokları negatif yüklü iyonlardan daha iyi çeker. Hava kabarcıklarının zeta potansiyeli negatiftir ve pH ile zeta potansiyelinin nümerik değeri artar. Flokların zeta potansiyeli 2 farklı yolla değiştirilebilir. Bunlar; koagülant dozajının arttırılması, pH değerinin azaltılmasıdır. DAF prosesleri maksimum hıza ulaştığı zaman iyi sonuçlar verir. Flotasyon işleminde zeta potansiyelinin etkisi; kabarcık hızı, pH ve koagülant dozajı için önem arz etmektedir (Heinanen ve diğ., 1995).

Koagülant seçimi su sıcaklığı ve ham su karakteristiklerine (partikül tipi, konsantrasyonu, içerdiği doğal organik maddelerin veya çözünmüş maddelerin yapısı) bağlıdır. Mesela humik madde içeren suların arıtımında Malley'e göre alum ve polialüminyum klorit koagülantları etkilidir (Bunker ve diğ., 1995). Ayrıca alumla birlikte yüksek molekül ağırlıklı polimerlerin kullanılması flotasyon performansını oldukça iyi yapar (Edzwald ve diğ., 1992)

Heinanen ve diğ. (1995), koagülant tipiyle pH arasındaki ilişkiyi; koagülant olarak demir kullanıldığında pH 4,8- 5,2 ve alum kullanıldığında pH 5,4- 6,3 aralığında verimin daha iyi olduğunu gözlemişlerdir. Negatif kolloidlerin gideriminde optimum pH aralığı suyun yapısına bağlı olarak değişiklikler gösterse de genelde pH 5- 6.5 arasında uygundur.

2.3.6.2. Flokülasyon Süresi

Partiküllerin iyi bir şekilde yerçekimiyle çökeltilmesi partiküllerin destabilizasyonunu, koagüle edilmesini ve, metal tuzlar, polimerler yada her ikisiyle floküle edilmesini gerektirir. Çözünmüş hava flotasyonu için de aynı durum geçerlidir. Yerçekimiyle çökeltmede flokülasyon prosesi havuzun dibine çökelen büyük ve ağır floklara göre dizayn edilir. DAF da ise flokülasyon yüzeye yüzebilen çok sayıda küçük flok partiküllerinin oluşumuna göre dizayn edilir.

Her ne kadar önceleri flokülasyon süresi çökeltmeye göre dizayn edilmişse de bu prosesin gelişimi ve anlaşılmasıyla DAF için öyle uzun flokülasyon süresine gerek olmadığı anlaşılmıştır (Amato ve diğ., 2001; Olson, 1993; Kiuri,2001; Louis, 2001).

Flokülasyon süresi ham suyun kalitesine de bağlıdır. Özellikle humik madde içeren yüzeysel suların arıtımı için çok daha uzun flokülasyon süresi gerekebilir.

Karıştırma şiddetinin flokülasyona etkisi üzerine yapılan çalışmalarda, sonuçların flotasyon verimi üzerine çok etkili olmadığı görülmüştür (Bunker ve diğ., 1995; Edzwald, 1995).

2.3.6.3. Hamsu Kalitesi ve Su Sıcaklığı

Ham su kalitesi hakkında DAF avantajlarının sunulması koagüle edilmiş partiküllerin karakteristikliklerinin araştırılması yoluyla açıklanabilir. Yerçekimiyle çökeltme işlemiyle

havuzda çökelme hızı yükselme hızından daha büyük olan partiküller giderilir. Düşük yoğunluklu partiküller giderilemez. Flotasyon, sıvı- katı yoğunluk farkının kayda değer olmadığı, çöktürme hızı önemsenmeyen çok ince partikül ve damlacıkların bulunduğu çöktürmenin uygun olmadığı durumlarda tercih edilir (Zouboulis ve Avranas, 2000). Düşük yoğunluklu olan tipik yüksek renkli, düşük bulanıklı, düşük sıcaklıklı ve algli suların kimyasal koagülasyonu çöktürme yoluyla giderimi oldukça zordur (Arnold ve diğ., 1995). Çözülmüş organik karbonun düşük konsantrasyonlarda bulunduğu sulara alum ilave edildiğinde oluşan alüminyum hidroksit flokları hidrofilik etkilere bağlı olarak sıfır yükte dahi stabil partiküller verirler (Edzwald ve diğ., 1992; Edzwald ve diğ., 1999). Alumun zayıf kabarcık- flok bağlarına sebep olan hidrofilik flok oluşturmaya ilgili bu problem çöktürmede DAF uygulanarak daha iyi giderilebilir (Heinonen ve diğ., 1995).

Flok-hava kabarcığı kümelerinin yükselme hızı Stokes kanunuyla belirlenmiştir. Bu suyun viskozitesiyle ters orantılıdır ve bunun sonucu olarak da sıcaklık önemlidir. Yüksek yükselme hızları DAF prosesleri için tercih edilir. Düşük sıcaklıklar olumsuz etkiye sahip olsa da çöktürme işlemine göre daha iyi sonuçlar verir (Chung ve diğ., 2000).

Partikül kabarcık bağının kurulması için suyun partikülle kabarcık arasında yer değiştirmesi gereklidir. Soğuk suda bağlı suyun hidrofobik etkisine ilaveten bu yer değiştirme yavaşlar (Edzwald, 1995)

2.3.6.4. Hava Kabarcığı Oluşumu Ve Boyutu

Havayla doyurulan geri devir suyu iğne valfları veya özel olarak dizayn edilmiş püskürtücülerle flotasyon tankına enjekte edildiğinde 100 µm'den daha küçük kabarcıklar oluşur (Edzwald, 1995). Kabarcık oluşumu, çekirdeklenme ve gelişme olarak iki aşamalı bir süreçtir. İlk aşama püskürtücüde basınç azalmasından sonra kendiliğinden başlar ve aşırı doygun suda kabarcık çekirdeklenmesi olarak görülür. Doyurulan sudan aşırı hava, çözülmüş fazdan gaz fazına geçtikten sonra ikinci aşama olan kabarcık gelişimi başlar. Bu aşama süresince toplam hava hacmi sabit kalır ama kabarcıkların flotasyon tankı boyunca yükselmelerine bağlı olarak hidrostatik basınç azalır ve birleşmeyle kabarcıklar gelişir (Shamrani ve diğ., 2001). Suyun havaya tamamen doydugu sistemlerde serbest enerji değişimini minimize eden termodinamik prensibe göre ağırlık içerisinde büyük basınç farkı kabarcık tanelerinin kendiliğinden oluşumuna sebep olur (Chung ve diğ., 2000; Edzwald., 1995). Hava ideal gibi düşünülürse homojen çekirdeklenme için kabarcık tanelerinin kritik çapı (d_{cb}):

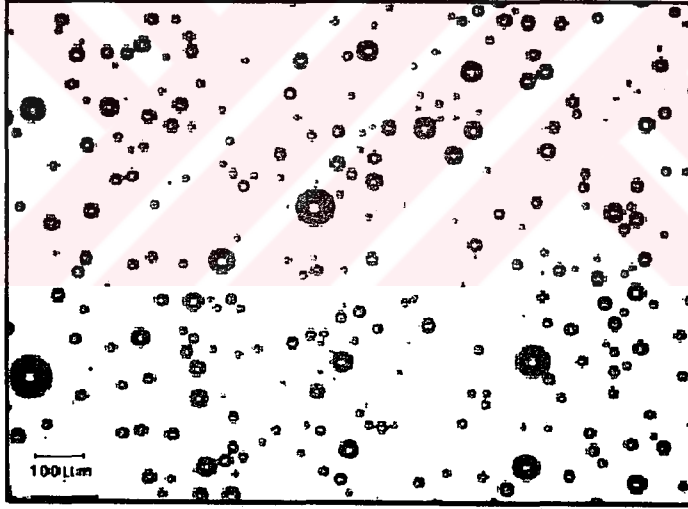
$$d_{cb} = \frac{4\sigma}{\Delta P} \quad (2.11)$$

Burada;

σ = Yüzey gerilimi

ΔP = Ağızlık içerisindeki basınç değişimi

DAF sistemlerinde uygun kabarcık boyutları 90-100 μm aralığında sabit bir durumun sürdürüldüğü şartlar tercih edilir. Sabit durum doygun basınca ve enjeksiyon akış hızına bağlıdır. Sıvı içerisinde yüksek basınçta düşük basınçtan daha fazla gaz çözünür. Yüksek basınçta aşırı çözünmüş gaz, basınç azaltıldığında çözeltiden çıkması gerektiği anlamına gelir. Basınç arttırıldığı zaman mikrokabarcıklar için kabarcık boyutu küçülür ve kabarcık sayısı artar (Feris ve diğ., 2001). Büyük hava kabarcıkları laminar akış şartlarını aşabileceği ve flok kırılmasıyla zayıf bir verime neden olacağı için kabarcık boyutu flotasyon prosesi için önemlidir. Büyük kabarcıklar, kabarcık sayısında azalmaya da neden olur (Arnold ve diğ., 1995). Oluşan mikrokabarcıkların yükselme hızı büyük kabarcıklardan daha düşük olduğundan önemlidir. Yükselme hızının düşük olması, kabarcık ve partikül arasında çarpışma için daha elverişlidir. Böylece flotasyon tankında kabarcık-partikül teması daha iyi sağlanır. Flotasyon tankında mikrokabarcıkların oluşumu için 400- 600 kPa'lık doyurucu basıncı gerekir (Haarhoff ve Edzwald, 2003; Chung ve diğ., 2000; Shamrani ve diğ.,2001)



Şekil 2.11. 392 kPa Doyurucu Basıncında Mikrokabarcıkların Dijital Görüntüsü (Rodrigues ve Rubio, 2002)

Rodrigues ve Rubio (2002), kabarcık ölçümü için yeni bir teknik uygulamışlardır. Bu teknik, bir özel gözlem bölmesi ve dijital bir kamerayla gösterilen bir kolon içerisinde yükselen kabarcıklar gözlenir. Bu sırada örnekleyici yardımıyla kabarcıklar yavaşlatılır ve görüntülenir. Böylece fotografik hızla kabarcık boyutları belirlenir (Şekil 2.11). Mikrokabarcık boyutunun

ölçümü üzerine bir çok çalışma yapılmıştır. Haarhoff ve Edzwald (2003) ortalama kabarcık boyutunun ölçümünün zor olduğunu ve literatürde birçok ölçüm ve boyut kabulü bulunduğunu belirtmişler ve şu örnekleri sunmuşlardır: Schers ve Van Dijk (1990) ve Liers ve diğ. (1996) bazı hesaplamalarla ortalama kabarcık çapını 30- 40 μm civarında kabul etmiş, Han ve diğ. (2002) imaj analizi ve bir partikül sayacı kullanmış 600 kPa doyurucu basıncında kabarcık boyutunu 28- 32 μm olarak ölçmüşlerdir

2.3.6.5. Geri Devir Oranı

Geri devir oranı giriş debisinin doygunluk debisine oranı olarak ifade edilir. DAF prosesi için uygun hava miktarı hem doyurucu basıncı hem de geri devir oranı (veya doyurulan su miktarı) ile kontrol edilir. DAF üzerine çalışan birçok araştırmacı, sağlanan hava miktarını değiştirmek veya kontrol etmenin en iyi yolunun geri devir oranı olduğu konusunda hemfikirdir. Doyurucudaki işletme basıncı ve geri devir yüzdesi DAF' la arıtımda giren hava kabarcıklarının gelişimi ve miktarı için iki önemli faktördür. Hamsudaki partikül konsantrasyonu yüksekse flok ve partiküllerin iyi bir şekilde giderimi için daha yüksek kabarcık hacmine ihtiyaç olabilir. Daha fazla kabarcık, doyurucu basıncını yükseltmekle yada geri devir yüzdesini artırmakla sağlanır (Louis, 2001; Schofield, 2001; Shamrani ve diğ., 2002).

Genellikle hava suda yavaşça serbest kalır ve tamamı basınçlandırılan işletmeler için bu çok daha uzun sürebilir. Serbest havanın verimi esas olarak püskürtücü dizaynına bağlıdır. Doyurucuya aşırı hava temin edilse bile püskürtücü etkisizse flotasyon için gerekli hava miktarı sağlanamaz. Küçük kabarcıklar 150 μm 'den daha büyük olmamalıdır. Bunun için püskürtücü enjeksiyonu sadece aşırı havayı düşürmek için değil aynı zamanda üniform mikrokabarcık oluşumu için de geri devir basıncını azaltır.

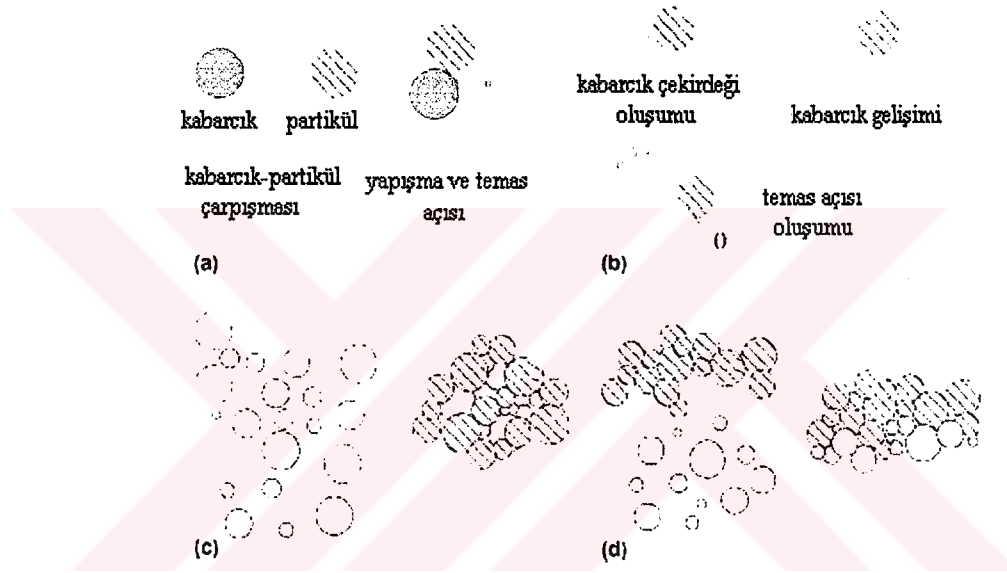
2.3.6.6. Kabarcık Partikül Etkileşimi

Flotasyona neden olan üç farklı mekanizma vardır:

1. Süspanse maddeye veya emülsiyonlara gaz kabarcıklarının yapışması,
2. Gaz kabarcıkları yükselirken bir yumak yapı içinde gaz kabarcıklarının tutulması,
3. Yumak yapı oluşurken bu yumak yapı içinde gaz kabarcıklarının absorpsiyonu veya adsorpsiyonu.

Birinci mekanizma ile tam bir flotasyon için süspanse katı madde fazı ile gaz fazı arasında bir temas temin edilmelidir. Gerekli temas, ya sıvı yüzeyi veya süspanse katılar üzerinde gaz fazın akışı ile veya gaz kabarcığı ve süspanse faz arasında bir çarpışma vasıtasıyla temin edilebilir (Şekil 2.12). Dolayısıyla süspanse faz ve gaz kabarcığı viskoz harekete sahiptir

ve süspanse faz gaz kabarcığı etrafında tayin edilen akım çizgilerini basit olarak takip edecek ve gaz kabarcıklarına değmeyecektir. Gaz kabarcığı süspanse fazla doğrudan doğruya temas etmedikçe süspanse faz giderilmeyecektir. Hava kabarcıkları negatif yüklüdürler. Elektrolit ilavesi bu yükü değiştirebilir. Süspanse tanecikler veya kürecikler fark edilir yüzey yüküne sahip olabilirler ve gaz fazı ile giderilecek faz arasında itme ve çekme kuvvetleri oluşturabilir. Hava kabarcıkları üzerindeki elektrik yükünün şiddetine bağlı olarak yumaklaşma meydana gelebilir. Edzwald'e göre (1995) Şekil 2.12'de gösterilen tutulan kabarcık ve partikül arasındaki temas açısı kabarcıklarla partiküllerin flotasyonunu tanımlamakta kullanılır. Burada temas açısı yeterli büyüklükte olmalıdır. Daha büyük temas açısı hidrofobikliği ve iyi yapışmayı gösterir. Temas açısının büyüklüğü aynı zamanda kabarcık ve partiküllerin boyutuna da bağlıdır.



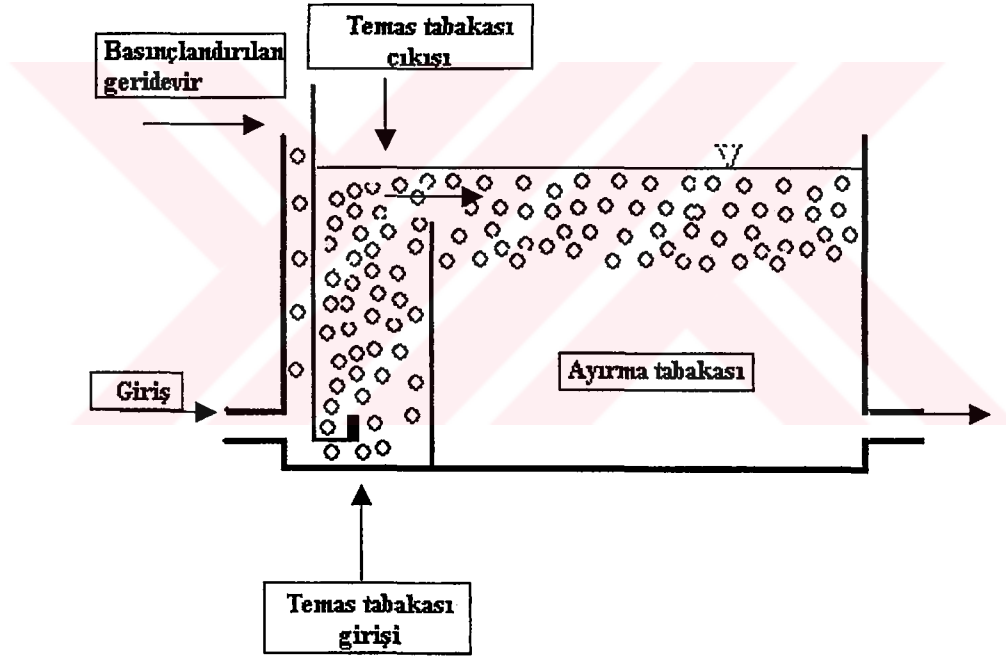
Şekil 2.12. DAF da kabarcık oluşum mekanizması; (a) partikül-kabarcık çarpışma ve yapışması, (b) partikül yüzeyinde kabarcık teşekkülü, (c) küme içerisinde mikrokabarcık yakalanması, (d) kümelerle mikrokabarcıkların yakalanması (Rubio ve diğ., 2002).

İkinci mekanizma, yüzey formasyonu düzensiz olan yumak yapıları için geliştirilmiştir. Yükselen bir kabarcık düzensiz yüzeylere çarpabilir. Temas ihtimalini artırmak için yumak yapının hacmini artırmak gereklidir. Daha büyük yumak çapı yükselen gaz kabarcığının kendisine çarpmasını mümkün kılar.

Üçüncü mekanizma, sadece süspanse faz etrafında değil, fakat aynı zamanda gaz kabarcıkları etrafında da bir yumak oluşumu şeklindedir. Yumak oluşumu sırasında gaz kabarcıklarının absorpsiyonuna ilaveten, yumağın düzensiz yüzeylerinde yükselen gaz

kabarcıklarının çarpışmasını kolaylaştıran süspanse fazın yüzeyi üzerinde çekirdek oluşumuna izin verir.

Çarpışmayı ve tutunmayı ihtiva eden kabarcık-partikül etkileşimi flotasyon tankında gerçekleşir. Su arıtımında kullanılan klasik flotasyon tankları; temas veya reaksiyon tabakası ve, ayırma veya arıtma tabakası olmak üzere iki tabakalı bir şekilde tank içinde ayrılır (Şekil 2.13). Temas tabakasının DAF prosesi verimi üzerine çok önemli olduğu bir çok yazar tarafından belirtilmiştir. Temas tabakası bir çok şekilde alınabilir örneğin ayırma tabakasından önce kolon yada borunun bir kesiti gibi. Temas tabakasında doyurulan su ile floküle edilen su, kabarcık ve partikül arasında en elverişli çarpışmayı sağlamak için karıştırılır. Sonuç olarak kabarcık-partikül kümeleri yükselerek biçimlenir ve ayırma tabakasında uzaklaştırılır Bu alanda bir çok araştırmacı temas tankı için sunulan hidrodinamik şartlar üzerine hemfikirdir (Shawwa ve Smith, 1998; Edzwald, 1995; Haarhoff ve Edzwald, 2001; Haarhoff ve Edzwald, 2003).



Şekil 2. 13. Temas ve Ayırma Tabakasını Gösteren DAF Tankı Şematiği

Bu görüşler;

- 1) Kabarcık-partikül kümeleri çok yüksek karıştırmada kırıldığından dolayı doyurulan ve floküle edilen su için uygun bir karıştırma,
- 2) Kabarcık ve bağlı flokların elverişli çarpışmalarını sağlamak için bazı seviyelerde karıştırma uygundur,
- 3) Yeterli temas süresi, kabarcık ve partiküller arasında uygun çarpışmayı sağlar.

3. MATERYAL METOT

3.1. Numunenin Hazırlanması ve Numune Özellikleri

Bu çalışmada renk ve bulanıklığa sahip yüzeysel suların çözünmüş hava flotasyonu uygulanarak arıtımı amaçlanmıştır. Yüksek renk ve düşük bulanıklığa sahip su örneğini temsil edecek hamsu laboratuvar ortamında sentetik su olarak çalışılmıştır. Laboratuvar şartlarında musluk suyuna 4 mg/L humik asit (alfa aesar) ve 4 mg/L kaolin (Merck) ilave edilerek hazırlanmıştır. Humik asit ve kaolin için stok çözeltiler hazırlanmış bunlardan 4 mg/L olarak alınmıştır. Burada kaolin (bir kil çeşidi) suya bulanıklık verir. Humik asit renk verici olarak kullanılmıştır. Humik asit doğal organik madde olarak içme suyunda önemli olduğu için genel bilgilerde bir başlık altında verilmiştir

Hazırlanan sentetik suyun bulanıklığı genellikle 6.5 NTU civarında bazen bu değer daha yüksek olabilmektedir. Laboratuvarımızda ve çevre illerde renk ölçüm cihazı olmadığı için çalışma boyunca renk tayinleri yapılamamıştır. Çalışma süresince bulanıklıktaki giderim verimi renk giderimini temsil etmektedir. Bu konuda yapılan birçok araştırma renk giderimi ile bulanıklık gideriminin aynı doğrultuda değiştiğini göstermiştir (Bunker ve diğ., 1995; Heinänen ve diğ., 1995; Ezwald ve diğ., 1992; Amato ve diğ., 2001; Olson, 1993). Hazırlanan sentetik suyun alkalitesi 15°C sıcaklık ve pH=7 aralığında ~ 70 mg CaCO₃/L'ye eşdeğerdir. Koagülant olarak alüminyum sülfat (Al₂(SO₄)₃.16H₂O, fluka), koagülant yardımcısı olarak katyonik polielektrolit (C-491) kullanılmıştır. Alüminyum sülfat (alum) ve katyonik polielektrolit çözelti halinde kullanılmıştır. Her iki kimyasal için stok çözeltiler hazırlanmıştır (stok çözelti 1000 ml saf suya 2000mg kimyasal ilave edilerek 24 saat karıştırıcıda bırakılarak hazırlanmış, böylece çözeltilerin homojen olması sağlanmıştır).

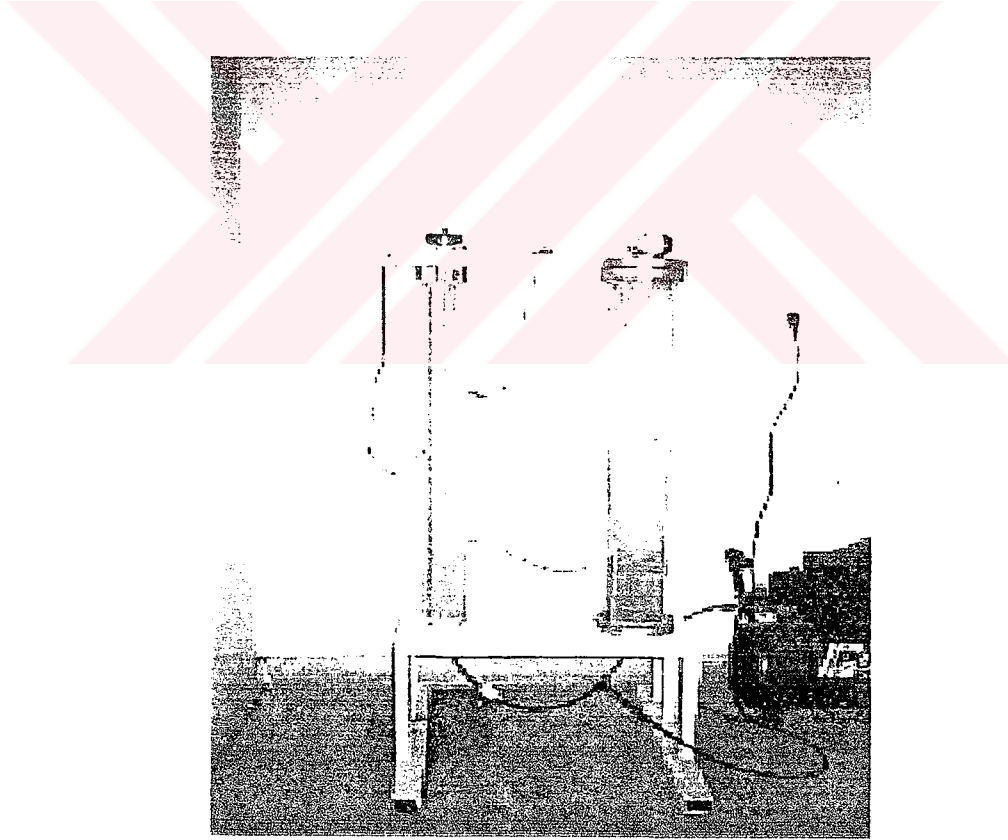
3.2 .Yapılan Analizler ve Analiz Metotları

Bu çalışmada laboratuvar ölçekli kesikli flotasyon düzeneği kullanılarak koagülasyon için optimum pH, optimum koagülant dozajı, optimum polielektrolit dozajı, uygun flokülasyon süresi, geri devir oranı, gerekli basınç miktarı belirlenmiştir. Deneyler alum dozajı 10- 50 mg/L ve pH 4–7.5 arasında değiştirerek yapılmıştır. Numuneler laboratuvar ölçümleri için 10 dakikalık bir durulma süresinin ardından alınmıştır. Her deney serisi 3 kez tekrarlanıp optimum değer için ortalamaları alınmıştır. Giriş ve çıkış suyunda bulanıklık, pH, sıcaklık, UV₂₅₄, AKM, alkalinite ölçümleri yapılmıştır. Bulanıklık ölçümü (Turbidimetro Velp-115), pH ayarı ORION marka pH-metre ile sıcaklık ölçümü termometre ile UV spektrofotometresi (Jenway 6105 U.V./Vis.

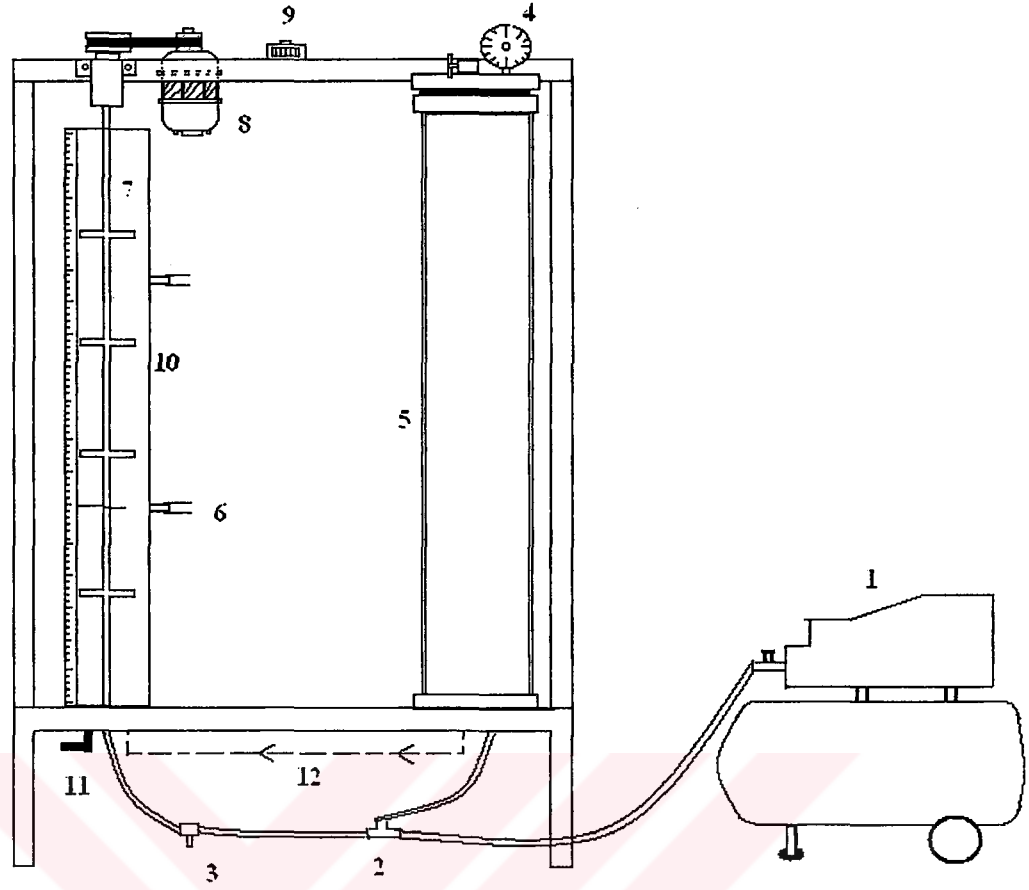
Spectrophotometer) 254 nm ayarlanarak DOM (doğal organik madde) giderimi okunmuştur. Bu ölçümler standart metotlara göre yapılmıştır (APHA, AWWA, 1989).

3.3. Deney Düzeneklerinin Dizaynı ve İşletilmesi

Laboratuar ölçekli çözünmüş hava flotasyonu düzenekleri Şekil 3.1’de fotograflanmıştır. Düzenek Şekil 3.2’de görüldüğü gibi paralel olarak işletilen iki kolondan yapılmıştır. İlk kolon, koagülasyon ve flokülasyonun gerçekleştiği ardından flotasyon işleminin yapıldığı flotasyon kolonu ve ikinci kolon doymuş bölme kolonudur. Hacmi 4 litre, yüksekliği 1000 mm, çapı 74 mm olan pleksiglastan yapılmış olan flotasyon kolonu kesikli olarak işletilmektedir. Numune alma ve koagülant dozlaması için kolonda iki farklı numuneleme noktası mevcuttur. Flotasyon aşamasında doyurulan su beslemesi için flotasyon kolonu doymuş bölmeyle bağlantılıdır ve basınç kaybını önlemek için hemen yanındadır. Doymuş bölme kompresör (puma power air compressors) vasıtasıyla basınçlandırılır. Doymuş bölme kapalıdır ve basınç ayarı için bir manometre göstergesi mevcuttur.



Şekil 3.1. Deney Düzeneklerinin fotografik görünümü



Şekil 3.2. Deney Düzenekinin Şematik Gösterimi

1. Kompresör
2. Birleştirme Noktası
3. İğne Uçlu Vana
4. Manometre
5. Doygun Bölme(Kapalı)
6. Numuneleme Noktaları
7. Pedallı Karıştırıcı
8. Motor
9. Hız Kontrol Cihazı
10. Flotasyon Kolonu
11. Boşaltım Noktası
12. Geri Devir

Flotasyon kolonuna hamsu doldurulmuş, koagülant ilave edilerek pH ayarı yapılmıştır. Sonra karıştırıcı motor çalıştırılarak koagülasyonla iyi bir karışım sağlanmış ardından

flokülasyon işlemi uygulanmıştır. Aynı anda da doygun bölmeye kompresörle hava vermek suretiyle geri devir suyu basınçlandırılmıştır (geri devir suyu, temiz su). Flokülasyondan sonra doygun bölmeden gelen basınçlı geri devir akımı vanalarla kontrol edilerek flotasyon kolonuna verilmiştir. Böylece oluşan mikrokabarcıklar kolonda süspanse olan flokların flotasyonunu gerçekleştirmesi sağlanmıştır. Bu sistemde başlangıçta şu parametreler sabit tutulmuştur:

- Doyurucudaki basınç 450 kPa,
- Başlangıç geri devir oranı (kapalı bölmedeki doyurulan su miktarı) % 10,
- Hızlı karıştırma süresi 1 dakika ve karıştırma şiddeti 200 rpm,
- Yavaş karıştırma süresi 10 dakika ve karıştırma şiddeti 30 rpm.

Mikrokabarcıkların oluşumu için gerekli hava temini flotasyon ünitesinin altına yerleştirilen iğne uçlu vana ile sağlanmıştır. Bu vana vasıtasıyla doygun bölmeden gelen basınçlı hava, kontrollü bir şekilde flotasyon ünitesine verilmiştir. Başlangıçta koagülant olarak sadece alüminyum sülfat kullanılmış ve daha sonraki tüm deney serilerinde koagülant yardımcısı olarak katyonik polielektrolit (C-491) ilave edilmiştir.



4. BULGULAR

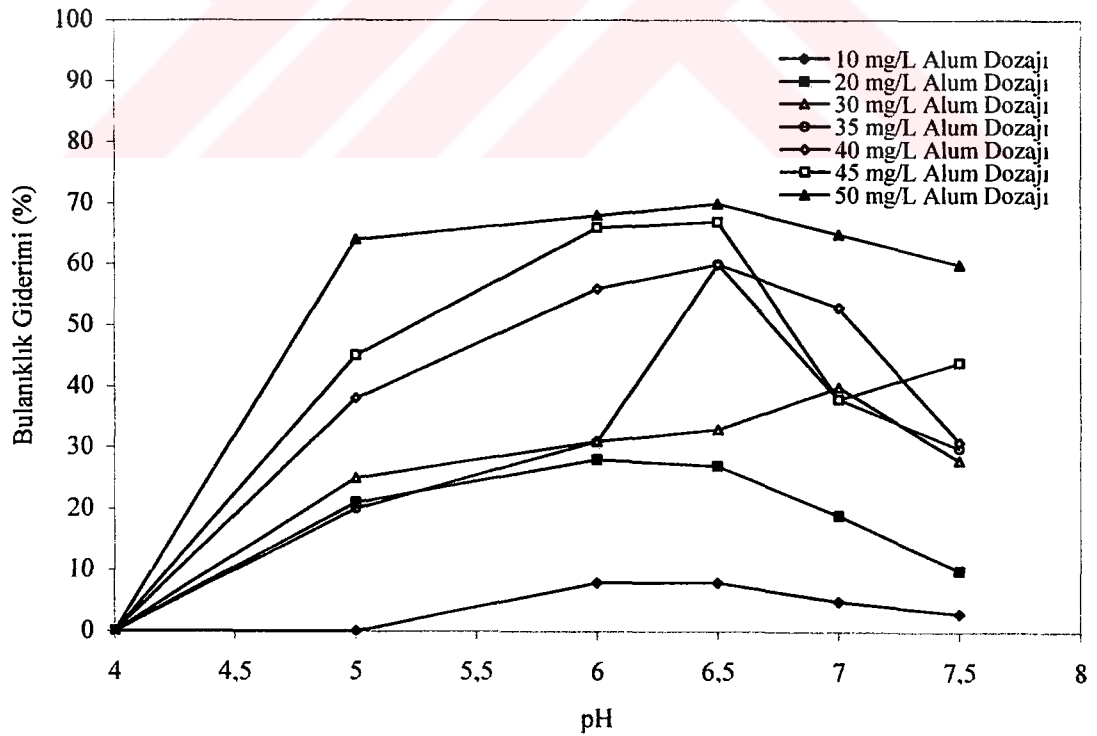
4.1 Sentetik Suyun Özellikleri

Sentetik su laboratuvar şartlarında musluk suyuna 4 mg/L humik asit ve 4 mg/L kaolin ilave edilerek hazırlanmış ve hazırlanan sentetik suyun özellikleri Tablo 4.1’de verilmiştir.

Tablo 4.1. Sentetik Suyun Özellikleri

Parametre	Değerler
pH	7.0
Sıcaklık (°C)	18-20
Bulanıklık (NTU)	6.5-12.5
DOM (mg/L), (UV ₂₅₄ ’ de ölçüm)	4.00
AKM (mg/L)	0.03-0.10
Alkalinite (mg/L CaCO ₃)	70-90

4.2. Optimum pH ve Koagülant Dozajının Bulunması



Şekil 4. 1. Farklı alum dozajlarında bulanıklık giderimine pH'nın etkisi

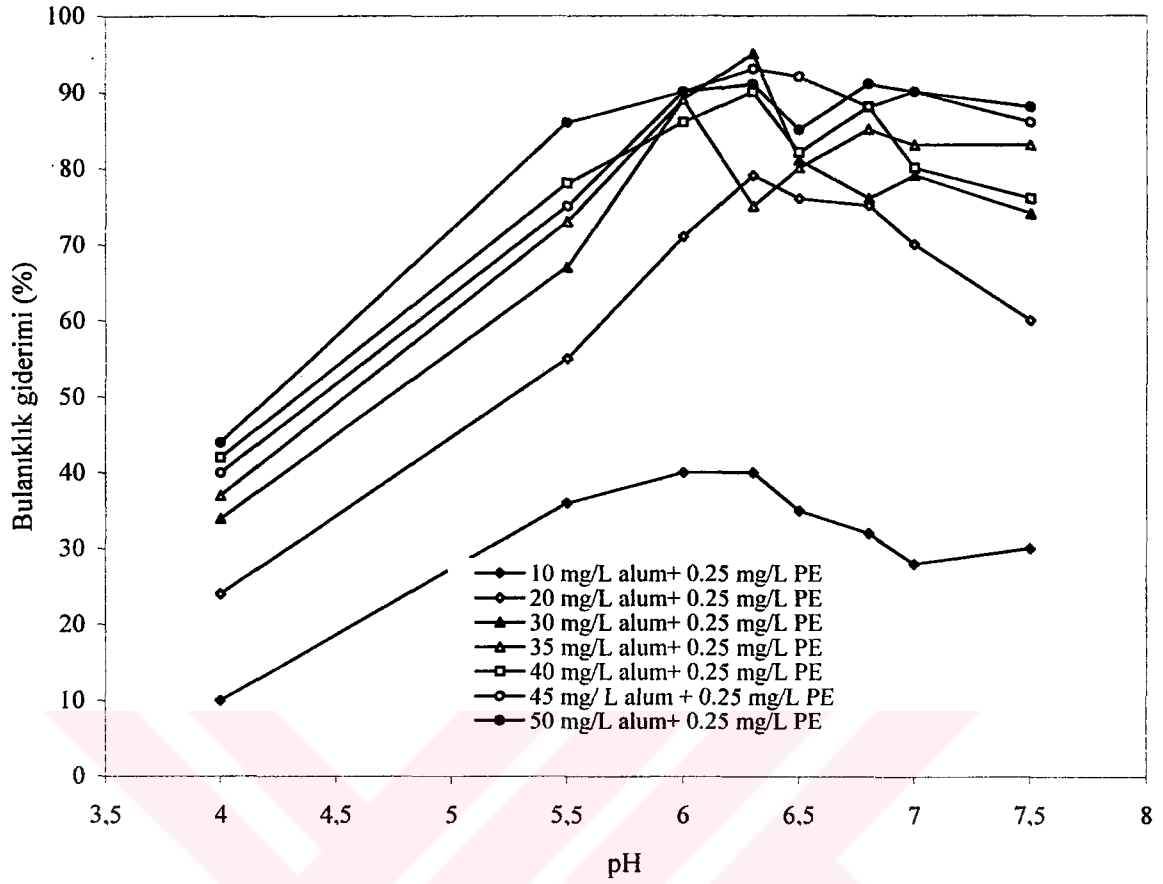
Şekil 4.1’de farklı alüminyum sülfat miktarlarının bir fonksiyonu olarak değişen pH’larda bulanıklık giderimi incelenmiştir (Ek-1). Görüldüğü gibi en iyi bulanıklık giderimi pH 6.5’de 50 mg/L alum dozajında sağlanmıştır. Başlangıçta yaklaşık 6.5 NTU bulanıklığa sahip suyun en iyi giderimi 50 mg/L alum kullanıldığında ve pH 6.5’de %70’lik bir verimde sağlanmıştır. Renk giderimi ölçülememiş fakat hiç şüphesiz bulanıklıkla orantılı olarak azaldığı muhakkaktır. Koagülant olarak alüminyum sülfat, humik suların arıtımında diğer koagülantlara oranla daha iyi giderim sağladığı birçok çalışmada da ıspatlanmıştır (Olson ve diğ.,1993; Bunker ve diğ., 1995; Heinanen ve diğ., 1995; Arnold ve diğ., 1995; Shamrani ve diğ., 2001). Suda kalan bulanıklık değeri ~2.0 NTU kadardır. Bu değer içme suyu standart değeri (< 5 NTU) aralığında olsa bile tüketiciler tarafından estetik olarak istenmez. Bunun için alüminyum sülfata ek olarak çok az miktarda polielektrolit ilavesinin (0.25 mg/L) bulanıklık giderimi üzerine etkisi incelenmiştir.

4.3. Polielektrolit İlavesinin Koagülant Miktarına ve pH’ya Etkisi

Tablo 4.2. Bulanıklık Giderimine, Farklı Alum Dozajlarında pH’nın etkisi (0,25 mg/L polielektrolit ilavesinde)

Alum dozajı mg/L	Denenen pH aralığı	Optimum PH	Bulanıklık Değerleri (NTU)			Giderme verimi (%)	AKM	
			Giriş	Flokülasyon	Çıkış		Çıkış (mg/L)	Giderim verimi (%)
10	4.0-7.5	6.50	7.50	8.50	4.50	40	0.03	23
20	4.0-7.5	6.30	10.55	13.00	2.25	79	0.02	50
30	4.0-7.5	6.30	10.50	12.00	0.56	95	0.01	50
35	4.0-7.5	6.00	11.00	12.30	1.20	89	0.08	45
40	4.0-7.5	6.30	11.54	13.80	1.32	90	0.05	35
45	4.0-7.5	6.01	12.55	15.00	1.18	90	0.06	48
50	4.0-7.5	6.30	11.50	13.00	1.04	91	0.04	30

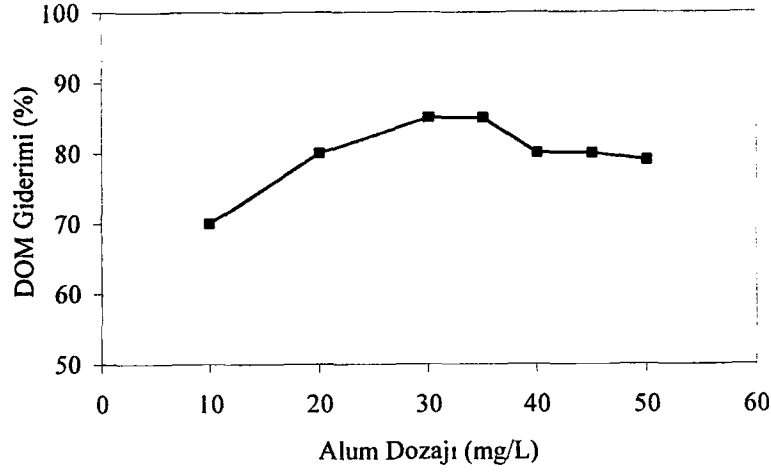
Tablo 4.2 ve Şekil 4.2’de de görüldüğü gibi 0.25 mg/L’lik katyonik polimer ilavesi bulanıklık giderimi üzerinde çok iyi sonuçlar vermiştir. pH 6.3’de %95’lik bulanıklık giderimiyle en iyi bulanıklık verimi, 30 mg/L alum + 0.25 mg/L polielektrolit dozajında sağlanmıştır. Yapılan deneylerde optimum pH 6.3 olarak bulunmuştur (Ek-2). Görüldüğü gibi 0.25 mg/L polielektrolit ilavesi sadece giderim verimini artırmamış aynı zamanda kullanılan koagülant dozajını da azaltmıştır. 30 mg/L alum + 0.25 mg/L polielektrolit dozajında çıkış suyu bulanıklığı 0.56 NTU olarak ölçülmüştür. Bu değer içme suyu standartları için uygun bir bulanıklık değeridir.



Şekil 4.2 . Bulanıklık giderimine polielektrolit ilaveli (0.25 mg/L) farklı alum dozajlarında pH'nın etkisi

Bu sonuçlardan da anlaşılacağı gibi humik madde içeren yüzeysel suların arıtımında alum dozajına ek olarak çok küçük miktarlarda polielektrolit ilavesi iyi sonuçlar verecek ve koagülant dozajını azaltacaktır. Ayrıca deneyler boyunca flokülasyon işleminin ardından yani flotasyon işleminden önce bulanıklık değerlerinde bir yükselme gözlenmiştir. Bunu oluşturan flok yapının yoğunluğuna bağlanmıştır. Ayrıca flotasyon işleminin ardından alkalinite miktarında düşüşler gözlemlenmiştir. Bunun nedeni ilave edilen koagülant yani alüminyum sülfatın asidik oluşundan kaynaklanmaktadır. Böylece suyun alkalinitesi bir miktar düşmektedir. Bu çalışma boyunca alkalinite yaklaşık % 20 kadar düşmüştür. Tablo 4.2'den de görüleceği gibi AKM miktarında da düşüşler olmuştur. Başlangıç AKM miktarı çok düşük olduğundan giderimide aynı doğrultuda düşüktür.

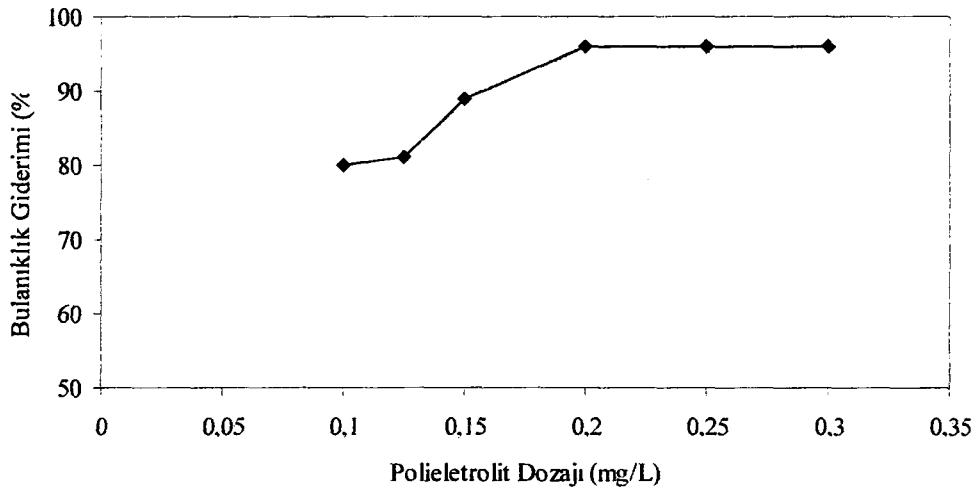
4.4. DOM Giderimine Koagülant Dozajının Etkisi



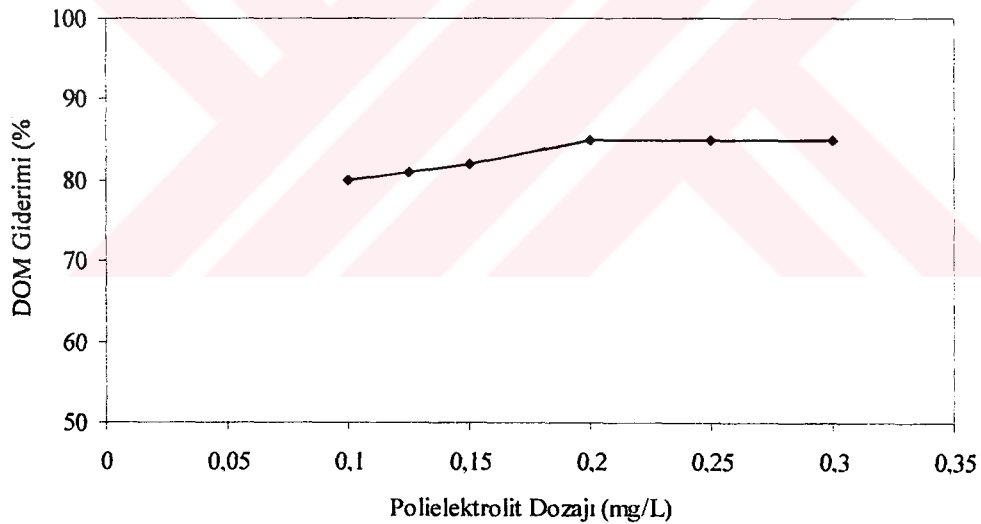
Şekil 4.3. DOM giderimi üzerine alum dozajının etkisi

Şekil 4.3’de UV_{254} ’de ölçülen DOM giderimiyle (humik madde giderimi) koagülant miktarındaki değişimlerin etkisi gösterilmiştir (0.25 mg/L polielektrolit dozajında). Deneyler bulunan optimum pH’da (pH 6.3) yapılmıştır (Ek-3). Şekil 4.3’de görüldüğü gibi doğal organik madde giderimi en iyi 30 mg/L alum dozajında sağlanmıştır. Bu sonuçtan da anlaşılabacağı gibi doğal organik madde giderimi içinde en uygun koagülant dozajı 30 mg/L’dir. Bu çalışmada sentetik suyun içerdiği humik asit suya renk vermek amacıyla kullanılmıştır. UV_{254} ’de yapılan ölçümlerle humik asit giderimi belirlenmiştir. Sonuç olarak 30 mg/L alum dozajı humik asit giderimi için optimum dozajdır.

4.5. Optimum Polielektrolit Dozunun Bulunması



Şekil 4.4. Bulanıklık Giderimine Polielektrolit Dozajının Etkisi



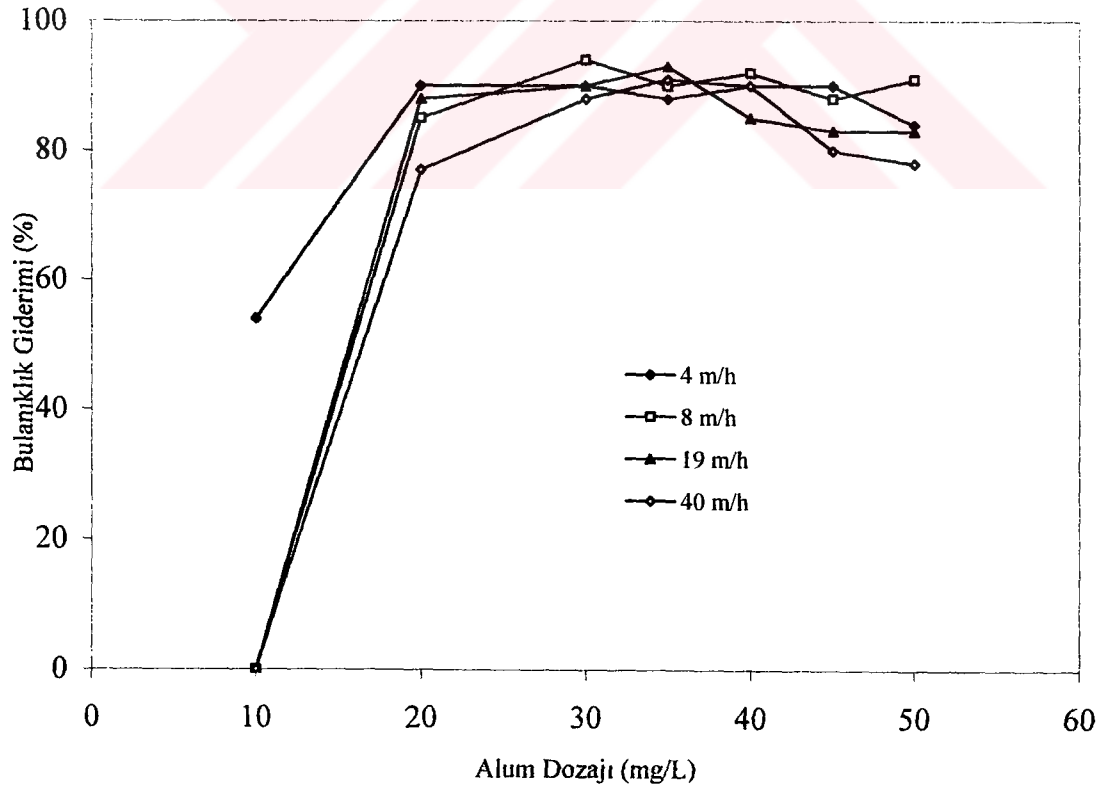
Şekil 4.5. DOM Giderimine Polielektrolit Dozajının Etkisi

0.25 mg/L polielektrolit dozajıyla bulanıklıkta çok iyi giderim verimleri sağlanmıştır. pH 6.3'de 30 mg/L alum + 0.25 mg/L polielektrolit dozajında en iyi giderim sağlandığı için optimum polielektrolit dozajı için bu alum ve pH değerlerini sabit tutarak değişik polielektrolit dozajları uygulanmıştır. Şekil 4.4 ve Şekil 4.5'te gösterildiği gibi 0.20 mg/L değerinden sonra uygulanan tüm dozajlar için bir sabitlenme gözlenmiştir (Ek-4). Daha önce 0.25 mg/L olarak uygulanan polielektrolit dozajı yerine aynı verimi sağlayan 0.20 mg/L optimum değer olarak

tercih edilebilir. Böylece daha az polielektrolit sarfiyatı ve kimyasal tasarrufu sağlanmış olur. Humik maddeyi temsilen UV_{254} 'de ölçülen doğal organik madde giderimiyle optimum polielektrolit dozajında aynı doğrultuda giderim verimi sağlamıştır. Şekil 4.5'de gösterildiği gibi 0.20 mg/L PE dozajında UV_{254} 'de ölçülen DOM giderimi % 85 olarak bulunmuştur.

4.6. Bulanıklık Giderimine Flotasyon Hızının Etkisi

Şekil 4.6'da laboratuvar ölçekli kesikli flotasyon ünitesinde uygulanan farklı flotasyon hızlarının kimyasal madde dozajıyla değişimi ve bulanıklık giderimi incelenmiştir (Ek-5). En düşük V_f hızında yani 4 m/sa hızı için yapılan deneylerde optimum pH'da (6.3) 10 mg/L alum dozajında bulanıklık giderimi oldukça düşüktür. Daha yüksek alum dozajıyla yani 20-35 mg/L dozajda daha iyi bir flotasyon verimi sağlanması mümkündür. Aynı deneyler $V_f=8$ m/sa hızında % 71- 94 aralığında bulanıklık giderimi sağlamıştır. $V_f=19-40$ m/sa gibi yüksek hızlarda da iyi sonuçlar alınabileceği belirlenmiştir. 4 farklı V_f değeri için yapılan bu deneyler en iyi bulanıklık giderimi pH 6.3 ve 30 mg/L alum+0.20 mg/L polielektrolit dozajında $V_f=8$ m/sa de bulunmuştur. Sonuçta $V_f=8$ m/sa için bulanıklık giderimi % 94 olarak bulunmuştur. Daha yüksek alum dozajları suyun flotasyon verimini artırmaz. Bunun için 30 mg/L alum+0.20 mg/L polielektrolit dozajı humik madde içeren yüzeysel suların yani renkli ve bulanık suların arıtımı



Şekil 4.6. Farklı flotasyon hızları için bulanıklık giderimi üzerine alum konsantrasyonunun etkisi

için en uygun dozaj olarak bulunmuştur. Bu dozaj DAF pilot tesis araştırmalarının gelecekte yapılacak çalışmalar için yol gösterici olabilir. Denenen flotasyon hızları bir arıtma tesisi flotasyon ünitesine uygulanması zor olsa da bu sonuçlar sürekli akışlı flotasyon ünitelerinin işletilmesi üzerine farklı yükselme hızları hakkında en azından bir fikir vermeyi sağlar.

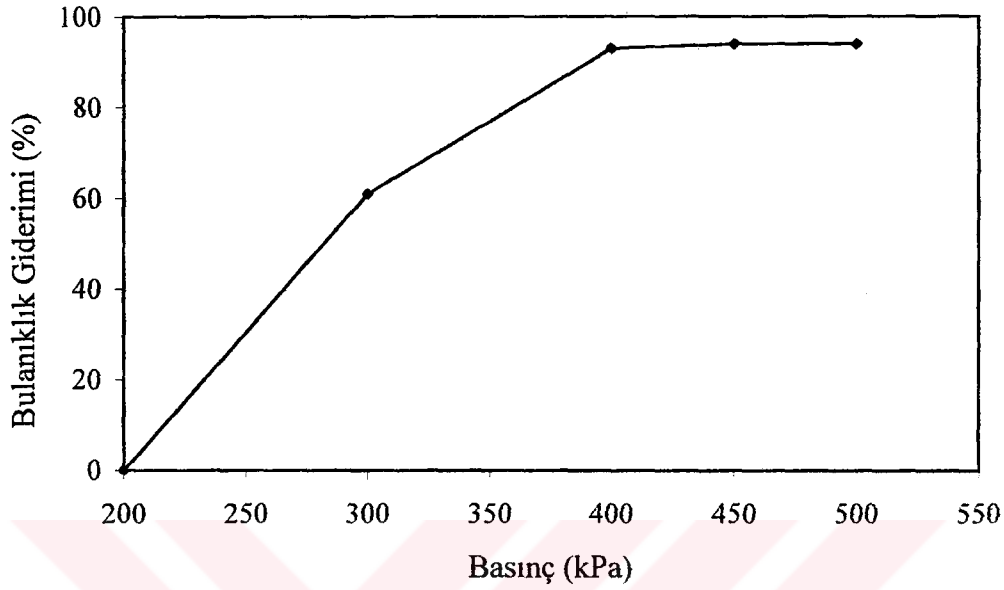
Yükselme hızları üzerine bir çok çalışmalar yapılmıştır. Edzwald ve diğ. (1999) yüksek hızlı DAF teknolojisini pilot tesis üzerine uygulanabilirliğini su sıcaklığına bağlı olarak araştırmış ve uygulanabilirliğini ispat etmişlerdir. Amato ve diğ. (2001)'de yüksek hızlı DAF teknolojisini soğuk su şartlarında 2 farklı su tipi için uygulamışlar ve araştırmalar yüksek hızlı DAF teknolojisinin 30-40 m/sa'lık DAF yükleme hızında işletilebilir ve dizayn edilebilirliğini filtrasyon sonrasında iyi bir bulanıklık giderimiyle ispatlamışlardır. Reali ve Marchetto (2001), pilot tesis çalışmalarında flotasyon tankı içerisine reynold sayısını düşürmek için 60° ve 70° lik plateler (levhalar) yerleştirerek yüksek hızlarda (18-96.5 cm/dak) flotasyon verimini incelemişlerdir. Çalışmalarında yüksek hızlı DAF teknolojisinin uygulanabilirliğini bulanıklığı <1 NTU olarak belirlemiş ve flotasyon verimi için iyi olduğunu ama yüksek hızlı DAF teknolojisinin klasik arıtmaya kıyasla daha fazla hava gerektirdiğini bunun da işletme maliyetini artıracığını belirtmişlerdir.

Deneylerin bundan sonraki aşaması başlangıçta sabit tutulan basınç miktarı, flokülasyon süresi ve geri devir oranı için, optimum değerlerin bulanması böylece optimum işletme maliyetinin sağlanması amacıyla yapılmıştır.

4.7. Flotasyon Verimine Doyurucu Basıncının Etkisi

Mikrokabarcıkların oluşumu için uygulanan atmosfer basıncı önemlidir. Flotasyon işleminin gerçekleşmesi oluşan kabarcıklara ve kabarcık boyutuna bağlıdır. Şekil 4.7'de basınçla birlikte bulanıklık giderimindeki değişim gösterilmiştir. Yapılan kesikli flotasyon deneylerinde minimum doygunluk basıncı 200-300 kPa olarak belirlenmiştir (Ek-6). 200 kPa'ın altında kabarcık boyutu oldukça büyük olarak gözlenmiş ve bu kabarcıklar giderim sağlayacağı yerde flock yapıda kırılmalara neden olmuştur. Basınç arttıkça kabarcık boyutu küçülmüş ve bulanıklık giderimi artmıştır. Şekil 6'da görüleceği gibi 450-500 kPa'da giderim en iyi değere yükselmiş ve sabitlenmiştir. 400-500 kPa'da bulanıklık giderim değerlerinde bir sabitlenme gözlenmiştir. Bulanıklık veriminde basıncın 400 kPa'dan 500 kPa'a artırılması %1'lik bir değişim göstermiştir. Bu nedenle 400 kPa'lık bir basınç uygulamasının da flotasyon için verim sağlayabileceği açıktır. Şekilde optimum basınç 450 kPa olarak belirlenmiş ve basıncı daha

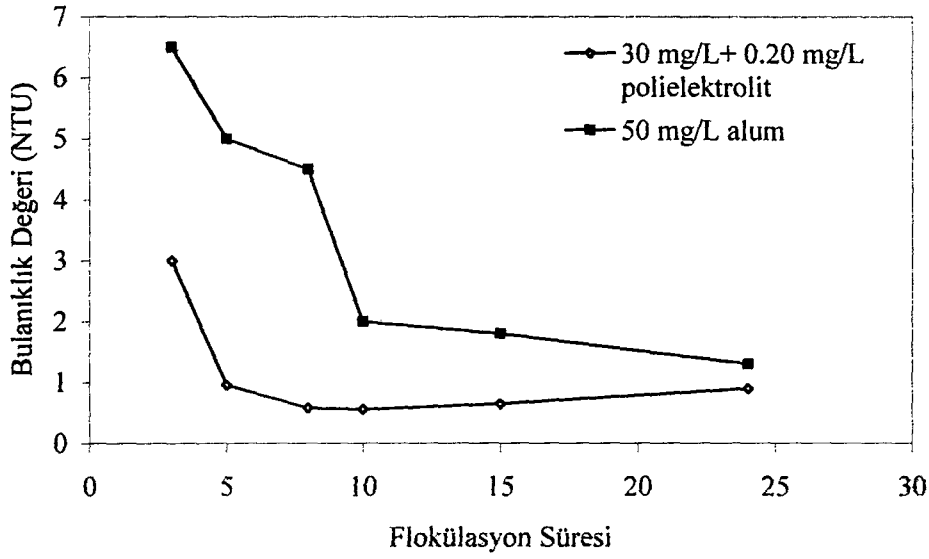
fazla artırmanın flotasyon verimi üzerine etkisi olmadığı görülmüştür. Aynı zamanda daha yüksek basınç uygulaması daha fazla enerji gerektirecek bu da işletme fiyatını yükseltecektir.



Şekil 4.7. Basınç Değişiminin Bulanıklık Giderimine Etkisi

Basınç değişimine bağlı olarak işletme fiyatını düşürmek için Feris ve diğ. (2001), flotasyon ünitesine geri devir suyunu bölerek iki farklı noktada verilmek suretiyle ve doyurucu bölmeye surfaktant ilavesiyle 2 atm gibi düşük basınçta atıksudan iyon giderimi üzerine çalışmışlardır. 3 atm'den daha düşük bir basınçta kabarcık oluşumuyla enerji tasarrufu ve türbülans derecesindeki azalmayla kabarcıklarla küçük kuagüle partiküllerin kırılmadan toplanmasını sağlamışlardır. Ayrıca Feris ve Rubio (1999), yine benzer bir çalışmayla atıksularda sıkça rastlanan ağır metal iyonlarının 2 atm gibi düşük basınçta giderilebileceğini belirlemişlerdir. Rubio (2003), flotasyon çalışmalarında suyun yüzey gerilimini düşürerek düşük basınçta DAF verimi üzerine olumlu çalışmalar sunmuştur. Düşük basınçlarda yapılan bu çalışmaların tümü suyun yüzey gerilimini düşürecek yüzey aktif maddeler ilave edilerek (sodyum oleat) atıksular için uygulanmıştır. İçme suyu için düşük basınç uygulamaları Şekil 4.7'de de çalışıldığı gibi verim vermemektedir.

4.8. Flotasyon Verimine Flokülasyon Süresinin Etkisi

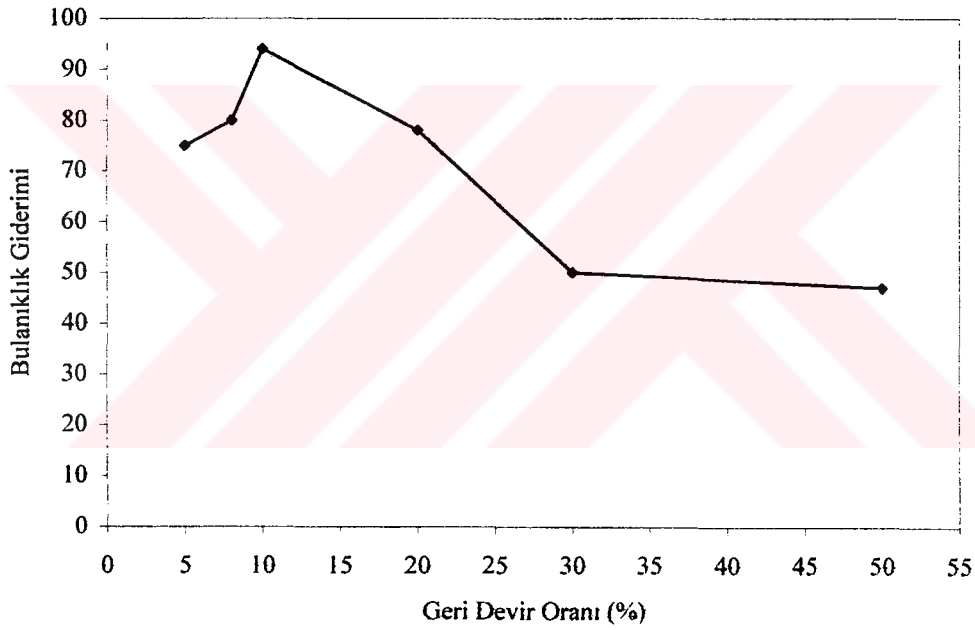


Şekil 4.8. Bulanıklık Giderimine Flokülasyon Süresinin Etkisi

Daha önce yapılan kesikli flotasyon deneyleri için flokülasyon süresi sabit tutulmuştur. Bu deney serisinde Şekil 4.8’de flokülasyon süresinin değişiminin bulanıklığa etkisi gözlenmiştir. Şekil 4.1’de sadece alum kullanılarak ve Şekil 4.2’de alum+ polielektrolit kullanılarak yapılan deneyler sonucunda bulunmuş olan optimum dozajlar için flokülasyon süresinin değişimi gözlenmiştir. Sadece alum kullanılarak bulunan optimum dozaj (50mg/L alum) için flokülasyon süresi, 24 dakikada en iyi bulanıklık değeri 1.3 NTU olarak ölçülmüştür. Bulanıklık değeri ilk 10 dakika için iyi bir düşüş göstermiş ama daha uzun sürede bu giderim yavaş bir ivme ile devam etmiştir (Ek-7). Humik madde içeren suların flokülasyon süresinin uzadığı bir çok çalışmada belirlenmiştir (Fukushi ve diğ., 1998; Edzwald ve diğ., 1992; Bunker ve diğ., 1995; Heinanen ve diğ., 1995; Arnold ve diğ., 1995). Şekil 7’de de görüldüğü gibi koagülant olarak sadece alum kullanıldığında çok daha uzun flokülasyon süresinde bulanıklık giderimi sağlanmıştır. Aluma ek olarak 0.20 mg/L polielektrolit dozajı kullanıldığında deneyler için flokülasyon süresi ilk 5 dakikada hızla düşmüş ve 8. dakikada optimum değere yaklaşmıştır. Alum + polielektrolit dozajı için optimum değer 10. dakikada 0.56 NTU bulanıklık değeri ile sağlanmıştır. 8. dakika için bulunan bulanıklık değeri 0.58 NTU bulanıklık değeri de bu değere çok yakındır. İlerde yapılacak pilot çalışmalar için işletme süresinin ön planda olduğu durumlarda 8 dakika gibi kısa flokülasyon süresi flokülasyon verimi için tercih edilebilir. Deney sonuçları, çok az bir polielektrolit dozajı ilavesinin hem bulanıklık giderimini yükselttiğini hem de çok kısa sürede flotasyon sağladığını göstermiştir. Böylece proses daha hızlanır ve daha yüksek hidrolik yükte işletilmiş olur.

4.9. Flotasyon Verimine Geri Devir Oranın Etkisi

Şekil 4.9'da DAF için geri devir oranının bulanıklık giderimi üzerine etkisi belirlenmiştir. Çalışma boyunca geri devir oranı % 5-50 arasında değiştirilmiştir. Deneylerde %5-10 oranındaki geri devir uygulamalarında bulanıklık önemli ölçüde azalmıştır. Optimum geri devir yüzdesi, % 10'luk geri devir oranıyla bulanıklık gideriminde % 94' lük bir giderim sağlanmış (Ek-8). Çalışmada bulunan optimum orandan (% 10'luk gerdevir oranı) daha fazla geri devir oranı flotasyon veriminde düşmeye neden olduğu gözlenmiştir. Bunun nedeni aşırı hava miktarının karışımında giderim sağlayacağı yerde verimi düşürmesi olarak açıklanabilir. Sonuç olarak DAF ile etkili bir arıtım sağlamak için minimum bir geri devir oranının yeterli olduğu görülmüştür. Burada geri devir oranının hamsu özelliğine bağlı olduğunu farklı hamsu kaliteleri için bu oranın değişeceğini belirtmek gerekir.



Şekil 4.9. Bulanıklık Giderimine Geri Devir Oranının Etkisi

Geri devir oranı üzerine yapılan bir çok çalışma, geri devir oranının hamsu özelliğine göre değiştiğini ve aynı zamanda DAF için gerekli hava miktarının geri devir oranıyla kontrol edilebileceğini belirlemiştir (Amato ve diğ., 2000; Shamrani ve diğ.,2001; Edzwald ve Walsy, 1992).

5. SONUÇLAR

Bu çalışmada elde edilen sonuçlar aşağıda özetlenmiştir:

1. Yüksek renk ve düşük bulanıklığa sahip yüzeysel suların çözünmüş hava flotasyonu ile arıtımında en uygun pH 6.3 olarak bulunmuştur. pH değeri, koagülant olarak sadece alüminyum sülfatın kullanıldığı ve koagülanta ek olarak katyonik polielektrolitin kullanıldığı iki deney serisi üzerine yapılan çalışmalarda araştırılmıştır. Flotasyon verimi en yüksek değeri pH 6.3 için vermiştir. Literatürde yüzeysel su arıtımında DAF uygulamaları için yapılan çalışmalarda uygun pH 6-6.5 aralığında bulunmuştur.

2. İlk deney serisinde koagülant olarak sadece alüminyum sülfat kullanılmış ve bulanıklık giderimi 50 mg/L alum dozajında sağlanmıştır. Başlangıçta yaklaşık 6,5 NTU bulanıklığa sahip suyun en iyi giderimi 50 mg/L alum kullanıldığında % 70'lik bir verimle sağlanmıştır. Suda kalan bulanıklık değeri 2 NTU olarak belirlenmiştir. Giderim verimi iyi olsa bile çıkış suyundaki bu değer tüketiciler tarafından istenmeyen bir durumdur. Deneysel çalışmanın ikinci aşamasında, alum ek olarak 0.25 mg/L gibi düşük dozajda katyonik polielektrolit kullanılmış ve deney sonuçları incelenmiştir. Katyonik polielektrolitin çok az miktarda ilavesi bulanıklık gideriminde oldukça yüksek verim vermiştir. Çıkış suyunda 0.56 NTU gibi düşük bulanıklık değerine % 95'lik bir giderim verimi ile ulaşılmıştır. Katyonik polielektrolit ilavesi aynı zamanda alum miktarını da azaltmıştır. Alum ilk deneysel çalışmada 50 mg/L olarak bulunmuştur. Alum ek olarak katyonik polielektrolit ilavesi bu değeri 30 mg/L'ye düşürmüştür.

Klasik sistemlerle yüksek renk ve düşük bulanıklık içeren suların arıtımı çöktürme havuzlarındaki düşük verimden dolayı genellikle problemler oluşturur. Bu problemler bu tip suların koagülasyon/flokülasyon uygulamasından sonra oluşan flokların düşük yoğunluk karakteristiklerine bağlıdır. Çöktürme işleminde daha uygun şartların sağlanması için yüksek koagülant dozajları uygulamak gerekmekte bu da yüksek fiyat ve çöktürme havuzunda fazla çamur oluşmasına neden olmaktadır. Bu çamurların nihai bertarafı karmaşıktır ve istenmeyen problemleri de beraberinde getirir. Bu çalışmayla yüksek renk ve düşük bulanıklığa sahip yüzeysel suların arıtımı için DAF prosesinin uygunluğu ispatlanmıştır. DAF ünitesi kullanıldığında çöktürme için gereken koagülant dozajından daha az koagülant gerekecek ve buna ek olarak kullanılan katyonik polielektrolit hem flotasyon verimini yükseltecek hem de kullanılan koagülant dozajını daha da azaltacaktır.

3. Bu çalışmada sentetik suyun hazırlanmasında humik asit, yüzeysel suların içerdiği doğal organik maddeyi temsilen kullanılmıştır. Deneyler suda bulanıklıkla aynı doğrultuda DOM gideriminin de gerçekleştiğini göstermiştir. Alum miktarı ile DOM giderimi, bulanıklık

İçerisinde bulunan optimum değerde yani 30 mg/L alum (+0.25 mg/L polielektrolit) bulunmuştur. Çıkış suyunun 0.58 mg/L DOM miktarı bulunmuştur.

4. Deneysel çalışmada kullanılan 0.25 mg/L'lik polielektrolit dozajından daha az dozajın yeterli olup olmayacağını belirlemek için farklı dozajlarda polielektrolit ilave edilerek bulanıklık ve DOM giderimi araştırılmıştır. 0.20 mg/L polielektrolit dozajı için hem bulanıklık hem de DOM için optimum giderim sağlanmıştır. Yani katyonik polielektrolit için 0.20 mg/L'lik dozajın yeterli olduğu belirlenmiştir.

5. Farklı flotasyon hızlarının $V_f = 4$ m/sa, 8 m/sa, 19 m/sa, 40 m/sa bulanıklık giderimine etkisinin araştırıldığı deneylerde $V_f = 8$ m/sa 'de 30 mg/L alum+ 0.20 mg/L polielektrolit dozajı, uygun giderimin sağlandığı hız ve dozajdır. Daha yüksek hızlarında ($V_f = 19-40$ m/sa) flotasyon verimi üzerine etkisi incelenmiş yüksek hızlarda da iyi sonuçlar alınabileceği belirlenmiştir.

Farklı flotasyon hızları için yapılan bu deneysel veriler bir arıtma tesisine doğrudan uygulanmasa da bu sonuçlar sürekli akışlı flotasyon ünitelerinin performansı üzerine farklı yükselme hızları hakkında en azından bir fikir vermeyi sağlayacaktır.

Deneysel çalışmanın bundan sonraki aşamalarında başlangıçta sabit tutulan basınç miktarı, flokülasyon süresi ve geri devir oranı için optimum değerlerin bulunması amaçlanmıştır.

6. Flotasyon uygulamaları için gerekli basınç miktarının en düşük değerde olması DAF prosesinin işletme maliyetini azaltacağı için optimum basınç miktarı araştırılmıştır. 200-300 kPa'lık basınç uygulamalarından verim düşük olmuştur. Basınç arttıkça mikrokabarcık oluşumu daha iyi gözlemlenmiştir. 400- 500 kPa basınçta verim iyi bulunmuş optimum basınç 450 kPa olarak belirlenmiştir.

7. Flokülasyon süresinin flotasyon verimine etkisinin incelendiği deneylerde 10 dakikalık flokülasyon süresinin optimum olduğu ve 8 dakika gibi kısa bir sürede de verim alınabileceği görülmüştür.

8. Çalışmada son olarak flotasyon verimine geri devir oranının etkisi araştırılmıştır. Optimum geri devir yüzdesi, % 10'luk geri devir oranıyla bulanıklık gideriminde en iyi verim sağlanmıştır. Daha fazla geri devir miktarı arıtım verimini düşürmüştür.

KAYNAKLAR

- Al-Shamrani A.A., James A. and Xiao H., 2002, Destabilisation of oil water emulsions and separation by dissolved air flotation, *Water Research*, Sayı 36. No 6. March 2002, Sayfa 1503-1512.
- Amato T., Edzwald J.K., Tobiason J.E., Dahlquist J. And Hedberg T., 2001, An Integrated Approach To Dissolved Air Flotation, , *Water Science and Technology*, 43(8), pp. 19-26.
- APHA, AWWA, WPCF, 1989, standard Methods for Examination of Water and Wastewater, Americal Public Health Association, USA.
- Bourgeois J.C., Walsh M.E., Gagnon G.A., 2004, Treatment Of Drinking Water Esiduals:Comparing Sedimentation And Dissolved Air .Otation Performance With Optimal Cation Ratios, *Water Research* 38 (2004) 1173–1182.
- Bunker D. Q., Edzwald J.K., Dahlquist J. and Gillberg L., 1995, Pretreatment considerations for dissolved air flotation: water type, coagulants and flocculation, *Water Science and Technology*, Sayı 31, No 3-4, Sayfa 63-71.
- Butler R.C., Finger R.E., Pitts J.F., Strutyński B., 1997, Advantages of cothickening primary and secondary sludges in dissolved air flotation thickeners, *Water Environment Research*, May/June, Sayfa: 311.
- Caceres L. and Contreras R., 1995, Municipal wastewater treatment by lime/ferrous sulfate and dissolved air flotation, *Water Science and, Technology*, Sayı 31, No 3-4, Sayfa 285-294.
- Chung Y., Choi Y.C., Choi Y.H. and Kang H.S., 2000, A Demonstration Scaling-Up Of The Dissolved Air Flotation, *Wat. Res.* Vol. 34, No. 3, pp. 817-824.
- CRC Handbook of Chemistry and Physics, 1985, 66th Edition, Edited by Weast R.C., CRC Press, Boca Raton, Florida.
- Crompton T.R., 2000, Determination of Organik Compounds in Natural and Treated Waters, E and N Spon Inc, Humic and Fulvic Acids, pp 639- 641.
- DeZuare J., 1996, Hand Book of Driking Water Quality, Van Nostr and reinhold Inc.
- Dupre V., Ponasse M., Aurelle Y. and Secq A., 1998, Bubble Formation By Water Release In Nozzle-I. Mechanisms, *Wat. Res.*, Vol. 32, No 8, pp. 2491-2497.
- Eades A., Bates B.J., MacPhee M.J., 2001, Treatment of spent filter backvash water using dissolved air flotation, *Water Science and Technology*, Sayı 43, No 8, Sayfa 59-66.

- Eckenfedor W. W., 2000, Industrial Water Pollution Control, Third Edition.
- Edzwald J.K., Walsy J.P., Kaminsky G.S. and Dunn H.J., 1992, Flocculation and Air Requirements for Dissolved Air Flotation, Research and Technology, Journal AWWA, March 1992, pp. 92- 100.
- Edzwald J.K., Tobiason J.E., Amato T. and Maggi L.J., 1999, Integrating High- Rate DAF Technology Into Plant Design, Filtration, Vol. 91, No. 12, pp. 41-53.
- Edzwald J.K., 1995, Principles and applications of dissolved air flotation, Water Science and Technology, Volume 31, No 3-4, Sayı 1-23
- Edzwald J.K., Tobiason J.E., Parento L.M., Kelley M.B., Kaminsky G.S., Dunn H.J., Galant P.B., 2000, Giardia and Cryptosporidium Removals by Clarification and Filtration, Filtration , Vol. 92 (no. 12), pp.70-84.
- Edzwald J.K., Tobiason J.E., Udden C.T., Kaminsky G.S., Dunn H.J., Galant P.B. and Kelley M.B., 2003, Evaluation of the effect of recycle of waste filter backwash water on plant removals of cryptosporidium, Journal of Water Supply: Research and Technology- AQUA, Vol. 52(4), pp. 243-258.
- Edzwald J.K., Walsy J.P., 1992, Dissolved Air Flotation: Laboratory and Pilot Plant Investigations, AWWA Research Foundation Order Number:90611.
- Edzwald J.K., Olson S.C.and Tamulonis C.W., 1994, Dissolved Air Flotation: Field Investigations, AWWA Research Foundation Order Number:90611.
- Feris L.A ve Rubio J., 1999, Dissolved Air Flotation (DAF) Performance at Low Saturation Pressures, Filtrasyon and Separation Sayı: 36(9), 61-65.
- Feris L.A., Gallina S.C.W., Rodrigues R.T. and Rubio, J., 2001, Optimizing Dissolved Air Flotation Design System and Saturation, Water Science and Technology, 8, 145-152
- Fukushi K., Tambo N. and Matsui Y., 1995, A Kinetic model for dissolved air flotation in water and wastewater treatment, Water Science and Technology, Sayı 31, No 3-4, Sayfa 37-47.
- Fukushi K., Matsui Y. and Tambo N., 1998, Dissolved Air Flotation : Experiments and Kinetic Analysis, Journal of Water Supply: Research and Technology- AQUA, Vol. 47(2), pp. 76-86.
- Galil N.I.; Wolf D., 2001, Removal of hydrocarbons from petrochemical wastewater by dissolved air flotation, Water Science and Technology, Sayı 43, No 8, , Sayfa 107-113
- Gray N.F., 1999, Water Tecnology An Intrduction for Environmental Scientists and Engineers

- Haarhoff J., Edzwald J.K., 2001, Modelling of floc-bubble aggregate rise rates in dissolved air flotation, *Water Science and Technology*, Sayı 43, No 8, Sayfa 175-184.
- Haarhoff J., Edzwald J.K., 2003, Dissolved Air Flotation Modelling: Insights and Shortcomings, *AQUA*, 1-26, August 2003.
- Harvey P.J., Arnold S.R. and Grubb T.P., 1995, Recent applications of dissolved air flotation pilot studies and full scale design, *Water Science and Technology*, Sayı 31, No 3-4, Sayfa 327-340.
- Heinänen J., Jokela P. and Peijar T. Ala, 1995, Use of dissolved air flotation in potable water treatment in Finland, *Water Science and Technology*, Sayı 31, No 3-4, Sayfa 225-238.
- İller Bankası UNDP WHO, 1989, Atıksu Arıtma Tesisleri Proses, İşletme ve Bakım. El Kitabı, TUR/86/01/14 Eylül Ankara.
- Kiuru H.J., 2001, Development of dissolved air flotation technology from the first generation to the newest (third) one (DAF in turbulent flow conditions), *Water Science and Technology*, Sayı 43 (8), Sayfa 1-7.
- Klungness J.H., Tan F., Gleisner R., Abubakr S., 1998, Process Water Recovery: Dissolved Air Flotation Compared to High Shear Rate Separation, *Recycling Symposium*, 123.
- Kocasoy, G., 1991, Atıksu Arıtma Sistemleri, TMMOB Kimya Müh. Odası İstanbul Şubesi.
- Langmuir D., 1997, *Aqueous Environmental Geochemistry*, Prentice Hall Inc.
- Leppinen D.M., Dalziel S.B., Linden P.F., 2001, Modelling the global efficiency of dissolved air flotation, *Water Science and Technology*, Sayı 43, No 8, Sayfa 159-166.
- Louis C. Matz, 2001, Leopold Dissolved Air Flotation Pilot Report Lopez Water treatment Plant, San Luis Obispo CA, September- October .
- Lundh M., Jönsson L., 2001, The flow structure in the separation zone of a DAF pilot plant and the relation with bubble concentration, *Water Science and Technology*, Sayı 43, No 8, Sayfa 185-194.
- Manjunath N.T., Mehrotra I. and Mathur R.P., 2000, Treatment of Wastewater from Slaughter house by DAF-UASB System, *Wat. Res.*, Vol.34, No.6, pp. 1930-1936.
- Metcalf and Eddy, 2003, *Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, and Reuse*, McGraw-Hill, New York.
- Nickols D., Moerschell G.C. and Broder M.V., 1995, The first DAF water treatment plant in the United States, *Water Science and Technology*, Sayı 31, No 3-4, Sayfa 239-246.
- Offringa G., 1995, Dissolved air flotation in Southern Africa, *Water Science and Technology*, Sayı 31, No 3-4, Sayfa 159-172.

- Oliver S.C., 1993, Dissolved Air Flotation New Applications in Potable Water Treatment, Engineering, Malcolm Pirnie Inc.
- Pinto Filho A.C.T., 2001, Evaluation of flocculation and dissolved air flotation as an advanced wastewater treatment, Water Science and Technology, Sayı 43, No 8, Sayfa 83-90.
- Ramalho P.S., 1983, Introduction to WasteWater Treatment Processes Second Edition.
- Realı M. A. P.; Marchetto M., 2001, High-rate dissolved air flotation for water treatment, Water Science and Technology, Sayı 43, No 8, Sayfa 43-49.
- Realı M.A.P., Campos J.R., Penetra R.G., 2001, Sewage treatment by anaerobic biological process associated with dissolved air flotation, Water Science and Technology, Sayı 43, No 8, Sayfa 91-98.
- Rodrigues R. T. and Rubio, J., 2003, New basis for measuring bubbles size distribution, Minerals Engineering, Vol. 16, Issue 8, Pages 757- 765.
- Roshanravan M. and Grosskopf M., 1996, Method and apparatus for dissolved air flotation with aeration, Minerals Engineering., Sayı 9, No 8, , Sayfa 904.
- Ross C.C., Valentine G.E., Smith B.M., Pierce J.P., 2003, Recent Advances and Applications of Dissolved Air Flotation for Industrial Pretreatment, The Industrial Water/Wastewater Program North Carolina AWWA/WEA Conference, November 17, Greensboro, North Carolina.
- Ross C.C., Valentine G.E., Smith B.M., 2000, Rethinking Dissolved Air Flotation (Daf) Design For Industrial Pretreatment, Environmental Treatment Systems, Inc. P.O. Box 94005, 2000 WEF and Purdue University Industrial Wastes Technical Conference.
- Rubio J., 2003, Unconventional Flocculation and Flotation Techniques, Braz. J. Chem. Eng., Vol. 17, n. 4-7, Sao Paulo .
- Rubio J., Souzaand M.L., Smith R.W., 2002, Overview of flotation as a wastewater treatment technique, Minerals Engineering, Sayı 15, No 3, Sayfa 139-155.
- Rykaart E.M. and Haarhoff J. (1995) Behaviour of air injection nozzles in dissolved air flotation. *Water Sci. Tech.* 31 (3-4), 25-35.
- Saatçi Y., 1999, Bitkisel Yağ Sanayii Atıksularının Karakterizasyonu ve Arıtımı, Doktora Tezi, Fırat Üniversitesi.
- Samsunlu A., 1999, Çevre Mühendisliği Kimyası, İstanbul Teknik Üniversitesi Çevre Mühendisliği Bölümü.

- Sayre C. N., McCarty P.L., Parkin G.F., 1994, Chemistry For Environmental Engineering, McGraw-Hill International Editions Civil Engineering Series
- Schofield T., 2001, Dissolved air flotation in drinking water production, Water Science and Technology, Sayı 43, No 8, Sayfa 9- 1.
- Shawwa A.R., Smith D.W., 1998, Hydrodynamic characterization in dissolved air flotation (DAF) contact zone, Water Science and Technology, Sayı 38, No 6, Sayfa 245-252.
- Spyridopoulos M.T. and Simons S.J.R., 2004, The Effect of Humic Substances and Particles on Bubble Coalescence in Dissolved Air Flotation Froths, Colloids and Surfaces A:Physicochemical and Engineering Aspects. To be published.
- Stanley E.M., 2000, Environmental Chemistry, Seventh Edition.
- Steinbach S., Haarhoff J., 2001, DESDAF -Design And Analysis Of Packed Saturators In Dissolved Air Flotation Water Research Group Department of Civil and Urban Engineering.
- Şengül, F., Küçükgül E.Y., 1990, Çevre Mühendisliğinde Fiziksel-Kimyasal ve Biyolojik Temel İşlemler ve Süreçler, Dokuz Eylül Üniversitesi Mühendislik ve Mimarlık Fakültesi.
- Vuuren Lucas R.J., Haarhoff J., 1995, Design parameters for dissolved air flotation in South Africa, Water Science and Technology, Sayı 31, No 3-4, Sayfa 203-212.
- Wasowski J., 1995, Application of dissolved air flotation for treatment of wastewater from meat processing industry, Water Science and Technology, Sayı 31, No 3-4, Sayfa 341-344
- Zouboulis A.I., Avranas A., 2000, Treatment Of Oil-In-Water Emulsions by Coagulation and dissolved-Air Flotation, Physicochemical and Engineering Aspects 172, pp.153-161.

ÖZGEÇMİŞ

Bedriye ÖNER 27. 08. 1977 tarihinde Elazığ'da doğdu. İlk, orta, lise öğrenimini Elazığ'da tamamladı. 1997 yılında Harran Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Çevre Mühendisliği bölümünde başlayan lisans eğitimini 2001 yılında Fırat Üniversitesi Çevre Mühendisliği bölümünde tamamladı. 2001-2002 bahar yarıyılında Fırat Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Teknolojisi dalında yüksek lisans öğrenimine başlamıştır ve halen yüksek lisans öğrenimine devam etmektedir

Bedriye ÖNER



EKLER

EK-1. Farklı pH değerleri için flotasyonda bulanıklık giderimine alum konsantrasyonunun etkisi

pH	Alum Dozajları						
	10 mg/L	20 mg/L	30 mg/L	35 mg/L	40 mg/L	45 mg/L	50 mg/L
4.0	-	-	-	-	-	-	-
5.0	-	21	25	20	38	45	64
6.0	8	28	31	31	56	66	68
6.5	8	27	33	60	39	53	70
7.0	5	19	40	38	53	38	64
7.5	3	10	28	30	31	44	60

EK-2. Farklı pH değerleri için flotasyonda bulanıklık giderimine alum+0.25 mg/L katyonik polielektrolit konsantrasyonunun etkisi

pH	Alum Dozajları						
	10 mg/L	20 mg/L	30 mg/L	35 mg/L	40 mg/L	45 mg/L	50 mg/L
4.0	26	24	34	37	42	40	44
5.5	56	55	67	73	78	75	86
6.0	72	71	89	89	86	90	90
6.3	85	79	95	75	90	93	91
6.5	87	76	81	80	82	92	85
6.8	74	75	76	85	88	88	91
7.0	56	70	79	83	80	90	90
7.5	45	60	74	83	76	86	88

EK-3. Farklı alum dozajları ve 0.25 mg/L polielektrolit dozajında UV₂₅₄'de DOM değerleri

Alum Dozajı (mg/L)	DOM (humik asit)	
	Çıkış (mg/L)	Giderim (%)
10	1.200	70
20	0.782	80
30	0.579	85
35	0.579	85
40	0.782	80
45	0.782	80
50	0.840	79

EK-4. Farklı polielektrolit dozajının bulanıklık giderimine ve DOM giderimine etkisi

Polielektrolit Dozajı (mg/L)	Bulanıklık Giderimi (%)	DOM Giderimi (%)
0.100	80	80
0.125	85	81
0.150	89	82
0.200	95	85
0.250	95	85
0.300	95	85

EK-5. Farklı flotasyon hızlarında herbir alum dozajı için bulunan optimum pH' da bulanıklık giderim verimi

Alum dozajı mg/L	Optimum pH	Farklı V _f değerlerinde bulunan bulanıklık değerleri							
		V _f = 4 m/sa		V _f = 8 m/sa		V _f = 19 m/sa		V _f = 40 m/sa	
		Çıkış (NTU)	Giderim (%)	Çıkış (NTU)	Giderim (%)	Çıkış (NTU)	Giderim (%)	Çıkış (NTU)	Giderim (%)
10	6.3	-	54	-	-	-	-	-	-
20	6.3	1.00	90	1.35	85	1.30	88	2.32	77
30	6.3	0.69	90	0.56	94	0.75	90	1.30	88
35	6.3	1.00	88	0.87	90	0.70	93	0.80	91
40	6.3	1.16	90	0.72	92	1.05	85	0.95	90
45	6.3	1.00	90	0.75	88	1.10	83	2.30	80
50	6.3	1.10	84	1.04	91	1.15	83	2.30	78

EK-6. Basınç Değişiminin Bulanıklık Giderimine Etkisi (Alum Dozajı = 30 mg/L, V_f = 8 m/sa, PE Dozajı = 0.20 mg/L, pH= 6.3)

Basınç değişimi (kPa)	Bulanıklık (NTU)		Bulanıklık Verimi (%)
	Giriş	Çıkış	
200	6.80	6.80	-
300	6.50	2.53	61
400	7.00	0.58	92
500	8.00	0.56	93
600	7.85	0.56	93

EK-7. Bulanıklık Giderimine Flokülasyon Süresinin Etkisi (Alum Dozajı = 30 mg/L, V_f = 8 m/sa, PE Dozajı = 0.20 mg/L, pH= 6.3)

Flokülasyon süresi (dak)	50 mg/L alum dozajı için bulanıklık değerleri		30 mg/L alum+0.20 mg/L PE dozajı için bulanıklık değerleri	
	Çıkış (NTU)	Giderim (%)	Çıkış (NTU)	Giderim (%)
24	1.3	80	0.90	88
15	1.8	72	0.65	91
10	2.0	70	0.56	93
8	4.5	30	0.57	92
5	5.0	23	0.96	87
3	6.5	0	3.0	54

EK-8. Bulanıklık Giderimine Geri Devir Oranının Etkisi (Alum Dozajı = 30 mg/L, V_f = 8 m/sa, PE Dozajı = 0.20 mg/L, pH= 6.3)

Geridevir Oranı (%)	Çıkış Suyu Bulanıklık Değeri (NTU)	Giderim Verimi (%)
50	3.5	47
30	3.2	50
20	1.5	78
10	0.5	94
8	1.3	80
5	1.6	75