

İSTANBUL TEKNİK ÜNİVERSİTESİ ★ FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

**BİYOLOJİK ARITMA ÇAMURLARININ ALKALİ
HİDROLİZİ VE HİDROLİZİN ÇAMUR SUSUZLAŞTIRMA
ÜZERİNE ETKİSİNİN İNCELENMESİ**

**T.C. YÜKSEKÖĞRETİM MİLLÎ
BİLİMLER BAKANLIĞI**

**YÜKSEK LİSANS TEZİ
Çevre Müh. Pelin ONGAN
(501980246011)**

101370

**Tezin Enstitüye Verildiği Tarih : 11 Haziran 2001
Tezin Savunulduğu Tarih : 29 Haziran 2001**

**Tez Danışmanı : Prof.Dr. Olcay TÜNAY
Diğer Jüri Üyeleri Prof.Dr. Lütfü AKÇA (İ.T.Ü.)
Doç.Dr. Seval SÖZEN (İ.T.Ü.)**

[Signatures]

HAZİRAN 2001

ÖNSÖZ

Tez çalışmamı yöneten ve yönlendiren, özenle ve özveriyle sürekli olarak bilgilendiren ve bana katkıda bulunan danışman hocam Sayın Olcay TÜNAY'a çalışmam boyunca ilgi ve desteğini esirgemediği için teşekkür ederim.

Tezimin her aşamasında görüş ve fikirlerinden yararlanma imkanını bana sunduğu ve çalışmamdaki sürekli desteği için Sayın Doç. Dr. Işık KABDAŞLI'ya teşekkür ederim.

İTÜ Çevre Mühendisliği Bölümü Laboratuvar personeline deneysel çalışmam sırasında verdikleri destek için teşekkür ederim.

Tez çalışmam boyunca her yardıma gereksinim duyduğum anda yanımda bulduğum sevgili Serdar DOĞRUEL ve Hakan DULKADİROĞLU'na, laboratuvarında beraber çalışma zevkini tattığım, her sıkıntımı paylaşan ve dinleyen sevgili arkadaşlarım Pelin ÖZCAN, Berker YELMEZ, Mehmet Çetin, Gülşen AKGÜN ve Atakan ŞAFAK' a teşekkür ederim.

Akademik kariyerimde çok önemli yeri olan ve şu an sahip olduğum bilimsel bakış açımı bana kazandırdığı için sevgili hocam Doç. Dr. Beyza ÜSTÜN'e teşekkür ederim.

Tez çalışmam boyunca gösterdikleri anlayış ve hoşgörüyle beraber her an yanımda bulduğum, en zor anımda desteklerini gördüğüm güzel insanlar nişanlım sevgili Levent TORUNOĞLU'na ve sevgili kızkardeşim Gülsüm Emel ZENGİN'e teşekkür ederim.

Şu an burada olmamı ve bu satırları yazmamı sağlayan canım aileme teşekkür ederim.

Haziran 2001

Pelin ONGAN

İÇİNDEKİLER

	<u>Sayfa No</u>
TABLO LİSTESİ	iii
ŞEKİL LİSTESİ	iv
ÖZET	vii
SUMMARY	viii
1.GİRİŞ	1
1.1.Çalışmanın Anlam ve Önemi	1
1.2.Çalışmanın Amaç ve Kapsamı	2
2.ATIKSU ARITMA ÇAMURU KAYNAKLARI, ÇAMURLARIN ÖZELLİKLERİ VE ÇAMUR ARITIMI	
2.1.Çamur Kaynakları	3
2.2.Çamurun Özellikleri	6
2.2.1.Fiziksel özellikler	6
2.2.1.1.Özgül ağırlık	6
2.2.1.2.Katı madde konsantrasyonu	6
2.2.1.3.Çökelme özellikleri	7
2.2.1.4.Partikül boyutu	7
2.2.1.5.Çamurdaki partiküllerin elektriksel yükleri	9
2.2.1.6.Çamurdaki suyun dağılımı	9
2.2.1.7.Çamurun gübre değeri	10
2.1.2.Biyolojik ve Biyokimyasal özellikler	10
2.3.Çamur Arıtımında Kullanılan İşlem ve Prosesler	11
2.3.1.Çamur Yoğunlaştırma	11
2.3.1.1 Yerçekimi ile Yoğunlaştırma	11
2.3.1.2 Çözünmüş Hava Flotasyonu	
Yöntemi ile Yoğunlaştırma	12
2.3.1.3 Santrifuj Yöntemi ile Yoğunlaştırma	12
2.3.1.4 Diğer Yöntemler	13
2.3.2.Çamur Stabilizasyonu	13
2.3.2.1 Kireçle stabilizasyon	13
2.3.2.2 Sıcaklıkla stabilizasyon (heat stabilization)	14
2.3.2.3 Aerobik çürütme	14
2.3.2.4 Anaerobik çürütme	14
2.3.3.Çamur Kompostlaştırma	15

2.3.4.Çamur Şartlandırma	16
2.3.4.1.Kimyasal Şartlandırma	16
2.3.5.Çamur Susuzlaştırılması	27
2.3.5.1.Doğal Arıtma Yöntemleri	28
2.3.5.2.Mekanik Yöntemler	31
2.3.6.Çamur Susuzlaştırılmasında Kullanılan Parametreler	37
2.3.6.1.Filtrasyona Karşı Özgül Direnç (SRF)	37
2.3.6.2.Kapiler Emme Süresi (CST)	38
2.3.6.3.Filtre Yaprağı Testi	39
3.ÇAMURUN KİMYASAL HİDROLİZİ KONUSUNDAKİ GELİŞMELER	
3.1.Çamurun Kimyasal Hidrolizi	41
3.1.1.Çamurun Kimyasal Hidrolizi Hakkında Genel Bilgi	41
3.1.1.1.Çamurun Asitle Termokimyasal Hidrolizi	41
3.1.1.2.Çamurun Alkali Hidrolizi	45
4.DENEYSEL ÇALIŞMA	
4.1.Deneysel Çalışmanın Planlanması	51
4.2.Deneysel Materyal ve Metot	52
4.3.Deneylerin Yürütülüşü	53
4.4.Deney Sonuçları	55
4.5.Deney Sonuçlarının Değerlendirilmesi	72
5.SONUÇLAR VE ÖNERİLER	86
KAYNAKLAR	89
EKLER	93
ÖZGEÇMİŞ	97

TABLO LİSTESİ

	<u>Sayfa No</u>
Tablo 2.1 Arıtma Çamurlarının Özelliklerinin Toplu Şekilde İfadesi	5
Tablo 2.2 Ham, Aktif ve Anaerobik Çürütülmüş Çamurun Partikül Boyut Özellikleri	8
Tablo 2.3 Anaerobik Çürütülmüş Çamurun Fe(3+) ve Kireç İle Şartlandırılmasıyla Elde Edilen Susuzlaştırılabilirlik Sonuçları	18
Tablo 2.4 Çamur Demirli Koagülanlarla Susuzlaştırıldığında Sülfat İyonlarının Etkisi	18
Tablo 2.5 Farklı Çamur Tiplerinin ve Çeşitli Katyonik Polimerlerle Şartlandırılması Sonucu Elde Edilen Polimer İndeks Değerleri	22
Tablo 2.6 Çeşitli Çamur Türleri İçin Vakum Filtrasyonu İle Elde Edilen Filtre Yaprağı ve Kek Katı Madde Konsantrasyonları	36
Tablo 4.1 Endüstriyel Aktif Çamurun 15 ve 50 mek/l NaOH Dozlarında Gerçekleştirilen Alkali Hidrolizinde Susuzlaştırma Özelliklerinin Zamanla Değişimi	70
Tablo 4.2 Evsel Aktif Çamurun 20 mek/l NaOH ve 20 mek/l Ca(OH) ₂ Dozlarında Gerçekleştirilen Alkali Hidrolizinde Susuzlaştırma Özelliklerinin Zamanla Değişimi	70
Tablo 4.3 Ham Çamur ve Alkali Hidrolizden Sonra Uygulanan Çamur Şartlandırılmasında Elde Edilen Sonuçlar	71
Tablo 4.4 Alkali Hidroliz Edilmiş Evsel Aktif Çamurun Şartlandırılmasından Sonra Üst Faz Karakterizasyonu	71
Tablo 4.5 Alkali Hidroliz Edilmiş Çamurun Şartlandırılmasından Sonra Elde Edilen Çökelme Oranları (Çöken çamur hacmi/Toplam hacim)	71
Tablo A.1. 1.Set Deney Çalışması	91
Tablo A.2. 2.Set Deney Çalışması	92
Tablo A.3. 3.Set Deney Çalışması	93
Tablo A.4. 4.Set Deney Çalışması	94

ŞEKİL LİSTESİ

	<u>Sayfa No</u>
Şekil.2.1	Birinci Kademe Atıksu Arıtma Tesisi Şematik Gösterimi
Şekil.2.2.a	İkinci Kademe Atıksu Arıtma Tesisi Şematik Gösterimi
Şekil.2.2.b	İkinci Kademe Atıksu Arıtma Tesisi Şematik Gösterimi
Şekil 2.3.	Çamur Şartlandırılmasında $Fe(3+)$ nın pH'nın Bir Fonksiyonu Olarak Etkisi
Şekil 2.4	Çamur Şartlandırılmasında Alüminyum İyonlarının pH nın Bir Fonksiyonu Olarak Etkisi
Şekil 2.5	Organik Polimer Türleri
Şekil 2.6	Tipik Bir Kurutma Yatağı Yapısı
Şekil 2.7	Sabit Hacimli Plakalı Filtre Presin Şematik Görünümü
Şekil 2.8	Değişken Hacimli Plakalı Filtre Presin Şematik Görünümü
Şekil 2.9	Bir Bant Filtrenin Şematik Görünümü
Şekil 2.10.	Bant Filtre Preslerde Çamurdan Suyun Alınmasını Kolaylaştıran Alternatif Tasarımların Şematik Gösterimi
Şekil 2.11	Tipik bir Vakum Filtrasyon Sistemi
Şekil 2.12	Buchner Hunisi Aygıtının Şematik Görünümü
Şekil 2.13	CST Aygıtı Şematik Görünümü
Şekil 2.14	Filtre Yaprağı Aygıtı Şematik Görünümü
Şekil 4.1	Evsel Aktif Çamurun 10 ve 40 mek/l NaOH Dozlarında Gerçekleştirilen Alkali Hidrolizinde pH nın Zamanla Değişimi
Şekil 4.2	Evsel Aktif Çamurun 10 ve 40 mek/l NaOH Dozlarında Gerçekleştirilen Alkali Hidrolizinde Çözünmüş $KOİ$ nin Zamanla Değişimi
Şekil 4.3	Evsel Aktif Çamurun 10 ve 40 mek/l NaOH Dozlarında Gerçekleştirilen Alkali Hidrolizinde Çözünmüş TKN' nin Zamanla Değişimi
Şekil 4.4	Evsel Aktif Çamurun 10 ve 40 mek/l NaOH Dozlarında Gerçekleştirilen Alkali Hidrolizinde $KOİ$ Çözünürlük Oranının Zamanla Değişimi
Şekil 4.5	Evsel Aktif Çamurun 10 ve 40 mek/l NaOH Dozlarında Gerçekleştirilen Alkali Hidrolizinde TKN Çözünürlük Oranının Zamanla Değişimi
Şekil 4.6	Evsel Aktif Çamurun 20 mek/l NaOH ve 20 mek/l $Ca(OH)_2$ Dozlarında Gerçekleştirilen Alkali Hidrolizinde pH nın Zamanla Değişimi
Şekil 4.7	Evsel Aktif Çamurun 20 ve 20 mek/l NaOH Dozlarında Gerçekleştirilen Alkali Hidrolizinde Çözünmüş $KOİ$ nin Zamanla Değişimi

Şekil 4.8	Evsel Aktif Çamurun 20 mek/l NaOH ve 20 mek/l Ca(OH) ₂ Dozlarında Gerçekleştirilen Alkali Hidrolizinde Çözünmüş TKN nin Zamanla Değişimi	62
Şekil 4.9	Evsel Aktif Çamurun 20 mek/l NaOH ve 20 mek/l Ca(OH) ₂ Dozlarında Gerçekleştirilen Alkali Hidrolizinde KOİ Çözünürlük Oranının Zamanla Değişimi	63
Şekil 4.10	Evsel Aktif Çamurun 20 mek/l NaOH ve 20 mek/l Ca(OH) ₂ Dozlarında Gerçekleştirilen Alkali Hidrolizinde TKN Çözünürlük Oranının Zamanla Değişimi	64
Şekil 4.11.	Endüstriyel Aktif Çamurun 15 ve 50 mek/l NaOH Dozlarında Gerçekleştirilen Alkali Hidrolizinde pH'nın Zamanla Değişimi	65
Şekil 4.12	Endüstriyel Aktif Çamurun 15 ve 50 mek/l NaOH Dozlarında Gerçekleştirilen Alkali Hidrolizinde UAKM/AKM Oranının Zamanla Değişimi	66
Şekil 4.13	Endüstriyel Aktif Çamurun 15 ve 50 mek/l NaOH Dozlarında Gerçekleştirilen Alkali Hidrolizinde Çözünmüş KOİ'nin Zamanla Değişimi	67
Şekil 4.14	Endüstriyel Aktif Çamurun 15 ve 50 mek/l NaOH Dozlarında Gerçekleştirilen Alkali Hidrolizinde Çözünmüş TKN'nin Zamanla Değişimi	68
Şekil 4.15	Endüstriyel Aktif Çamurun 15 ve 50 mek/l NaOH Dozlarında Gerçekleştirilen Alkali Hidrolizinde TKN Çözünürlük Oranının Zamanla Değişimi	69
Şekil 4.16	Evsel Aktif Çamurun Alkali Hidrolizinde Hızlı Hidroliz Olabilen Karbonlu Organik Maddelerin 0.Derece Reaksiyon Hız Sabitinin Belirlenmesi	72
Şekil 4.17	Evsel Aktif Çamurun Alkali Hidrolizinde Hızlı Hidroliz Olabilen Azotlu Organik Maddelerin 0.Derece Reaksiyon Hız Sabitinin Belirlenmesi	72
Şekil 4.18	Evsel Aktif Çamurun Alkali Hidrolizinde Yavaş Hidroliz Olabilen Karbonlu Organik Maddelerin 1.Derece Reaksiyon Hız Sabitinin Belirlenmesi	73
Şekil 4.19	Evsel Aktif Çamurun Alkali Hidrolizinde Yavaş Hidroliz Olabilen Azotlu Organik Maddelerin 1.Derece Reaksiyon Hız Sabitinin Belirlenmesi	74
Şekil 4.20	Evsel Aktif Çamurun Alkali Hidrolizinde 10 mek/l NaOH Kullanımında Çözünmüş KOİ Değişiminin 1.Derece Reaksiyon Hız Sabitinin Belirlenmesi	75
Şekil 4.21	Evsel Aktif Çamurun Alkali Hidrolizinde 10 mek/l NaOH Kullanımında Çözünmüş TKN Değişiminin 1.Derece Reaksiyon Hız Sabitinin Belirlenmesi	75
Şekil 4.22	Evsel Aktif Çamurun Alkali Hidrolizinde 20 mek/l NaOH Kullanımında Çözünmüş KOİ Değişiminin 1.Derece Reaksiyon Hız Sabitinin Belirlenmesi	76
Şekil 4.23	Evsel Aktif Çamurun Alkali Hidrolizinde 20 mek/l NaOH Kullanımında Çözünmüş TKN Değişiminin 1.Derece Reaksiyon Hız Sabitinin Belirlenmesi	76

Şekil 4.24	Evsel Aktif Çamurun Alkali Hidrolizinde 40 mek/l NaOH Kullanımında Çözünmüş KOİ Değişiminin 1.Derece Reaksiyon Hız Sabitinin Belirlenmesi	77
Şekil 4.25	Evsel Aktif Çamurun Alkali Hidrolizinde 40 mek/l NaOH Kullanımında Çözünmüş TKN Değişiminin 1.Derece Reaksiyon Hız Sabitinin Belirlenmesi	78
Şekil 4.26	Evsel Aktif Çamurun Alkali Hidrolizinde 20 mek/l Ca(OH) ₂ Kullanımında Çözünmüş KOİ Değişiminin 1.Derece Reaksiyon Hız Sabitinin Belirlenmesi	79
Şekil 4.27	Evsel Aktif Çamurun Alkali Hidrolizinde 20 mek/l Ca(OH) ₂ Kullanımında Çözünmüş TKN Değişiminin 1.Derece Reaksiyon Hız Sabitinin Belirlenmesi	79

ÖZET

Çevremizin korunması amacıyla evsel ve endüstriyel atıksu arıtımının vazgeçilmez bir şart olduğu ve arıtma tesisi sayısının her geçen gün daha arttığı gözardı edilemez bir gerçektir. Atıksu arıtma tesislerinin sayısı ve faaliyetleriyle beraber bu tesislerden kaynaklanan çamur da fazlalaşmaktadır. Arıtma çamurlarının işlenmesi ve uzaklaştırılması ise oldukça yüksek maliyetli ve zor işletilen uygulamalardır. Bu çerçevede çamur işleme proseslerinin verimini artıran her uygulama ya da modifikasyon aynı zamanda arıtma tesisinin toplam maliyetini de azaltıcı özellikte olacaktır.

Bu çalışmada biyolojik arıtma çamurlarının bir ön arıtma işlemi olarak önem kazanan alkali hidroliz incelenmiş ve kimyasal hidroliz yönteminin çamurların susuzlaştırılma özellikleri üzerindeki etkisi araştırılmıştır.

Çalışmanın amacı doğrultusunda evsel ve endüstriyel aktif çamur üzerinde farklı alkali hidroliz çalışmaları gerçekleştirilmiştir. Hidroliz yöntemleri farklı kimyasal ayraçlar ve reaksiyon süreleri için incelenmiş ve bu yöntemlerin çamurun susuzlaştırılma parametreleri üzerindeki etkisi gözlenmiştir. Alkali hidrolizin aktif çamurun bünyesindeki karbonlu ve azotlu organik maddelerin solubilizasyonunu önemli derecede arttırdığı görülmüş ve bu sonuçların kinetik açısından değerlendirilmesi yapılmıştır. Bu çerçevede yapılan çalışmalarda karbonlu ve azotlu organik maddelerin hidrolizinin aynı kinetikle ifade edilebileceği bulunmuştur. Evsel aktif çamurun alkali hidrolizinde solubilizasyonun ilk bir saat içinde büyük oranda gerçekleştiği ve ilerleyen zamanla azalarak devam etmesi sonucundan hareketle hidroliz kinetiğinin incelenmesi iki aşamada gerçekleştirilmiştir. Evsel aktif çamurun $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ile gerçekleştirilen alkali hidrolizinde ilk bir saate kadar olan çözünmüş KOİ ve çözünmüş TKN konsantrasyonlarının değişimi üzerinde yapılan araştırmalarda sıfırıncı derece kinetiğe, 1-8 saat hidroliz süresinde ise 1. derece kinetiğe uyum gösterdiği görülmüştür. Ayrıca KOİ ve TKN hidroliz kinetiklerinden elde edilen hız katsayılarının birbirleriyle eşit veya çok yakın değerler aldığı belirlenmiştir. Bu çerçevede evsel aktif çamura alkali ilavesinde yavaş ve hızlı çözünürleşen karbonlu organik maddeler ile azotlu organik maddelerin benzer hızda hidroliz oldukları sonucuna varılmıştır. Aktif çamurun bünyesinde bulunan karbonlu ve azotlu organik maddelerin alkali hidrolizinde pH'nın belirleyici bir parametre olduğu; görülmüştür. Alkali hidroliz uygulamalarının çamurun susuzlaştırma özelliğini olumsuz yönde etkilediği görülmüş; hidroliz işlemi sonrasında çamurun şartlandırma gibi yöntemlerle susuzlaştırılabilirlik özelliğinin iyileştirilmesi gerektiği belirtilmiştir.

ALKALINE HYDROLYSIS OF BIOLOGICAL TREATMENT SLUDGES AND ASSESSMENT OF HYROLYSIS ON DEWATERING CHARACTERISTICS OF THE SLUDGE

SUMMARY

Today, within the aim of the environmental protection, the treatment of domestic and industrial wastewaters gain importance and as a result the number of treatment systems and also the amount of the sludge generated from these plants increased. The treatment and the disposal of the sludge is difficult and also very expensive process. Therefore the studies for increasing the efficiency of sludge treatment systems or the modifications of these systems are of importance.

In this study, because of advantages in sludge treatment systems, alkaline hydrolysis and its effect on the dewatering characteristics of the sludges was investigated. Within the scope of this study, different alkaline hydrolysis applications were studied on the domestic and industrial activated sludge. The methods of hydrolysis were examined with different chemicals and reaction times and the effects of these methods on the dewatering characteristics of the sludge were investigated. It was observed that alkaline hydrolysis increased the solubilization of carbonaceous and nitrogenous organic matter of the activated sludge and these results were evaluated with kinetical assesment. Within the results obtained it was clear that both the carbonaceous and nitrogenous organic matter of the activated sludge fit the same kinetic behaviour. Alkaline hydrolysis of domestic sludge was rapid in the first hour and the rate decreased with time. The hydrolysis kinetics were assessed in two steps. In the alkaline hydrolysis of domestic activated sludge with calcium hyroxide ($\text{Ca}(\text{OH})_2$), in the first hour of the hydrolysis, it was observed that the change in the concentration of the soluble COD and soluble TKN fit the zero order kinetics, the hydrolysis generated between the 1-8 hours it fits the first order kinetics. Within the rate constants obtained from the hydrolysis kinetics of the soluble COD and soluble TKN, it was observed that these constants mostly have equal or similar values.

Consequently, addition of alkaline chemicals to domestic activated sludge results in soluble carbonaceous and nitrogenous organic matter. The impact of pH on the hydrolysis of carbonaceous and nitrogenous organic matter of activated sludge was also very important The application of alkaline hydrolysis deteriorated the dewatering characeristics of the sludge which indicated the need of an effective sludge conditioning following the hydrolysis process.

1. GİRİŞ

1.1 Çalışmanın Anlamı ve Önemi

Evsel ve endüstriyel atıksu arıtma tesislerinden kaynaklanan çamurların arıtımı ve uzaklaştırılması gerek çevre mühendisliği açısından gerekse de bir atıksu arıtma tesisinin genel planı açısından değerlendirildiğinde, oldukça yüksek maliyetli ve zor işletilen uygulamalardır. Bir atıksu arıtma tesisi içindeki çamur işleme proseslerinin yatırım maliyeti, tüm tesis maliyetinin %30-40'ına, işletme maliyeti ise yine tüm tesis maliyetinin %50'sine ulaşabilmektedir. Dolayısıyla çamur işleme proseslerinin verimini arttırmayı amaçlayan her uygulama ya da modifikasyon, aynı zamanda tesisin toplam maliyetini de azaltıcı özellikte olacaktır.

Atıksu arıtma tesislerinden kaynaklanan çamurların alkali hidrolizi bu uygulamalara örnek olarak verilebilmektedir. Çünkü alkali hidroliz kendisinden sonra gelen çamur arıtma işlemleri için yararlı olabileceğinden özellikle bir ön arıtma işlemi olarak önem kazanmaktadır. Bu bağlamda özellikle anaerobik çözücülere verilmeden önce aktif çamura uygulanan alkali hidrolizle, karbonlu ve azotlu organik maddelerin çözünürlüğü yüksek oranlarda sağlanabilmekte ve böylelikle anaerobik çürütme reaktörlerinin işletme süreleri kısaltılabilmektedir. Alkali çamur hidrolizi uygulamalarının diğer bir önemi de hidroliz sonrası elde edilen çözünmüş fazın arıtma tesisi içinde diğer birimlerde de kullanılabilir özellikte oluşudur. Atıksu arıtma çamuruna alkali hidroliz uygulaması ile elde edilen çözünmüş fazın denitrifikasyon prosesine dışarıdan verilecek organik karbon kaynağı olarak kullanılabilme ve böylelikle arıtma tesisi içinde tekrar değerlendirilebilme özelliği bulunmaktadır.

Bununla birlikte alkali hidroliz üzerinde yapılan araştırmalarda ; pH'nın çözünürlüğü üzerindeki etkisi, susuzlaştırılma özelliklerinin değişimi ve reaksiyon kinetiklerinin oluşturulması gibi bu yöntemin kullanılması ile ilgili uygulama esasları da

tamamlanmıştır. Bu nedenle aktif çamura uygulanan alkali hidroliz işleminin daha ayrıntılı bir şekilde değerlendirilme ihtiyacı ortaya çıkmaktadır.

1.2 Çalışmanın Amacı ve Kapsamı

Bu çalışmanın amacı, evsel ve endüstriyel atıksu arıtma tesislerinden kaynaklanan çamurlarda alkali hidrolizinin incelenmesi ve bunun susuzlaştırılma özellikleri üzerindeki etkilerinin araştırmasıdır.

Bu amaç doğrultusunda aşağıdaki çalışmalar yapılmıştır. Evsel ve endüstriyel aktif çamur üzerinde farklı kimyasal dozları, reaksiyon süreleri ve kimyasal ayraçlar için alkali hidroliz uygulamaları gerçekleştirilmiştir. Aktif çamur alkali hidrolizi Ph değişimi ile karbonlu ve azotlu organik maddelerin çözünürlüğü açısından incelenmiş ve ararlarındaki ilişki literatür bilgileri ile karşılaştırılarak değerlendirilmiştir.

Evsel ve endüstriyel aktif çamurda uygulanan alkali hidrolizin susuzlaştırılma özelliği üzerindeki etkileri incelenmiş ve optimum hidroliz uygulamasına yönelik tanım ve öneriler ortaya konmuştur.

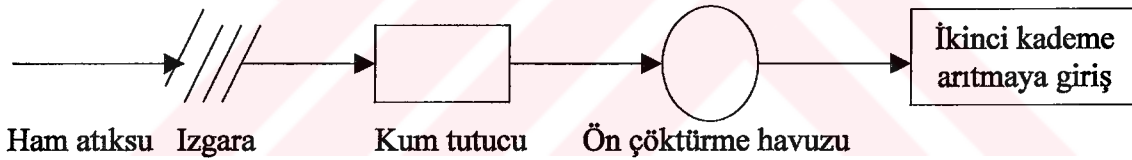
Aktif çamura uygulanan alkali hidroliz işleminde karbonlu ve azotlu organik maddelerin çözünürlüğü kinetik açısından incelenmiştir. Farklı hidroliz uygulamaları için reaksiyon hız ifadeleri araştırılmış ve sonuçlar üzerinde değerlendirme yapılmıştır.

Deneysel çalışma sonuçları ve literatür bilgileri birlikte değerlendirilerek evsel ve endüstriyel aktif çamura uygulanan alkali hidrolizin enel esasları ortaya konmuş ve bu yöntemin kullanılması ve sonuçlarına yönelik öneriler sunulmuştur.

2.ATIKSU ARITMA ÇAMURU KAYNAKLARI VE ÇAMURLARIN ÖZELLİKLERİ VE ÇAMUR ARITIMI

2.1 Çamur Kaynakları

Bir atıksu arıtma tesisindeki çamur ve katı madde kaynakları uygulanan arıtma kademesine ve tipine bağlı olarak değişmektedir. Evsel atık suların arıtıldığı arıtma tesisleri çoğunlukla 1. 2. 3. kademe olarak aralarında ayrılmaktadır. 1. Kademe arıtmada amaç atıksu içindeki kil, kum ve/veya çökebilir katı maddelerin 2. kademe arıtmaya zarar vermeyecek ve arıtma yükünü hafifletecek şekilde giderilmesidir. Bu arıtma tipinde kaba askıda katı maddelerin giderilmesiyle birlikte BOİ₅ konsantrasyonunda %30 giderim de sağlanabilmektedir (Peavy, Rowe ve Tchobanoglaus, 1985). 1. Kademe atıksu arıtma tesisi Şekil 2.1.1 de verilmiştir.

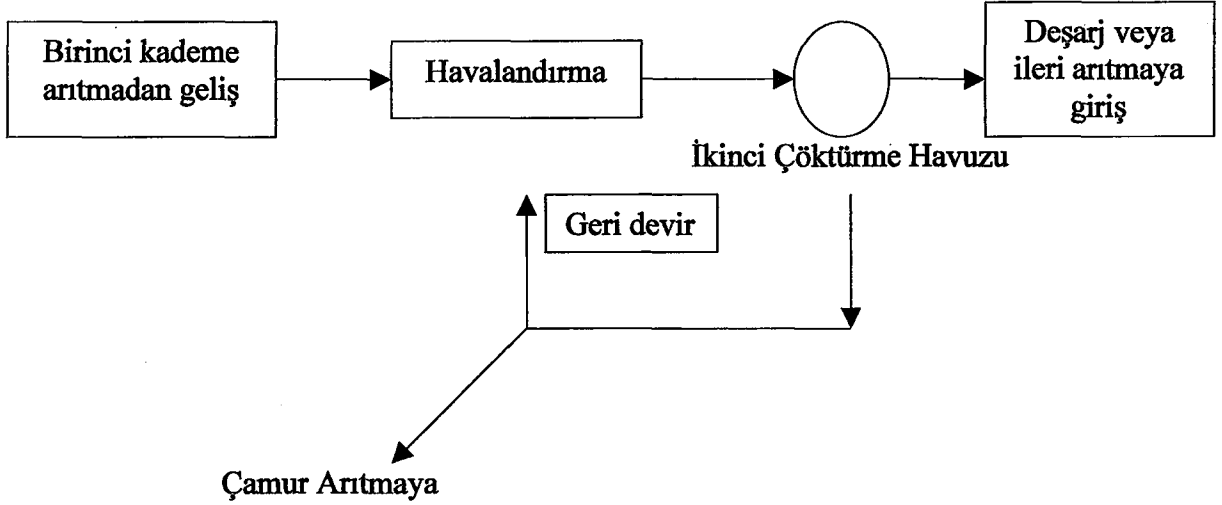


Şekil.2.1 Birinci Kademe Atıksu Arıtma Tesis Şematik Gösterimi

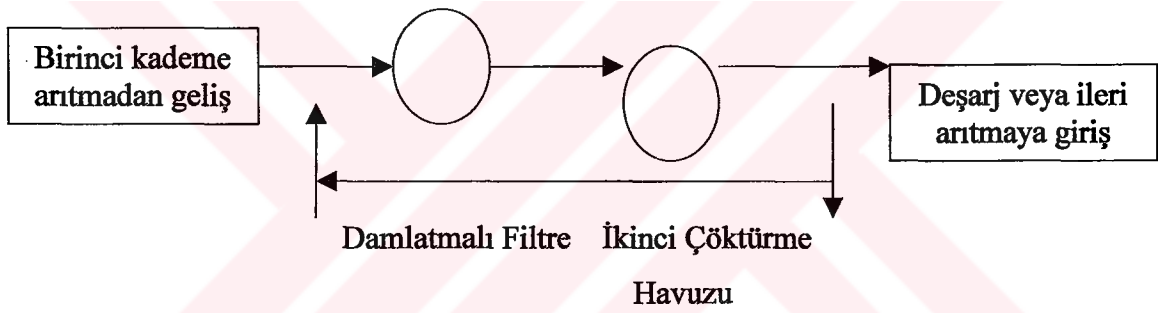
Ön çöktürme tankında ağır katı maddeler havuzun tabanına doğru çökmekte daha hafif olanlar ise yüzeye doğru yüzmektedir. Ön çöktürme havuzunda yüzeyde yüzebilen materyal olarak köpük bulunabilmektedir, ancak miktar olarak fazla değildir ve çökelmiş katı madde ile birlikte arıtılabilmekte ya da araziye serilebilmektedir. 1. çöktürme tankının tabanından alınan çamura Ham Ön Çöktürme Çamuru da denmektedir. Ham ön çöktürme çamuru oldukça yüksek oranda su içermekte ve çoğunlukla anaerobik çürütücülere göndermektedir (Vesilind, 1980).

2. Kademe atıksu arıtma tesisinde amaç çözünmüş ve kolloidal organik maddelerin biyokütleyle dönüştürülmesi ve çöktürme işlemiyle de atıksu ortamından uzaklaştırılmasıdır (Peavy, Rowe ve Tchobanoglaus, 1985).

2. Kademe atık su arıtma tesisleri Şekil 2.2.a ve Şekil 2.2.b’de gösterilmiştir.



Şekil.2.2.a İkinci Kademe Atıksu Arıtma Tesisi Şematik Gösterimi



Şekil.2.2.b İkinci Kademe Atıksu Arıtma Tesisi Şematik Gösterimi

2. Kademe atıksu arıtma tesisinde kullanılan aktif çamur tesisinde mikroorganizma bünyesinde atıksudan ayrılan organik maddeler ikinci çöktürme havuzunda çöktürülmektedir. İkinci çöktürme tankının tabanından çekilen aktif çamurun bir kısmı havalandırma havuzuna geri devredilirken arda kalan miktar ise atık aktif çamur olarak isimlendirilmekte ve biyolojik arıtma sistemlerinin en büyük sorunlarından biri olma özelliğini taşımaktadır (Vesilind, 1980).

2. Kademe atıksu arıtma tesislerinde BOI_5 giderimi için sıkça kullanılan diğer bir biyolojik arıtma yöntemi ise damlatmalı filtreler olmaktadır. Bu arıtma sisteminde filtre yüzeyinden kapan çamur filtre humusu olarak isimlendirilmektedir ve ikinci (son)çöktürme havuzunda tutulmaktadır.

Genelde hem atık aktif çamur hem de filtre humusu ham ön çöktürme çamuru ile birleştirilerek anaerobik çamur çürütmeye verilmektedir. Anaerobik çürütücünden çıkan bu materyale karıştırılmış çürümüş çamur denir ve son uzaklaştırmadan önce susuzlaştırılmaktadır (Vesilind, 1980).

Atıksu arıtma tesislerinde uygulanan arıtma tipine bağlı olarak kimyasal çamur kaynakları da oluşabilmektedir. Koagülasyon-flokülasyon işlerinin yürütüldüğü kimyasal arıtma tesislerinde son çöktürme havuzları çamur kaynağı teşkil etmektedir. Koagülasyon-flokülasyon birimleriyle oluşan ağır yumaklar ardından gelen son çöktürme havuzunda çöktürme işlemiyle sudan ayrılmaktadır. Bu şekilde son çöktürme havuzunu tabanından çekilerek elde edilen çamur yalnızca kullanılan koagülantın tipine bağlı olarak atık alum çamuru olarak isimlendirmektedir. Su ve atık su arıtma tesislerinden kaynaklanan çamur tipleri ile özellikleri Tablo 2.1 de verilmektedir (Vesilind, 1980).

Tablo 2.1 Arıtma Çamurlarının Özelliklerinin Toplu Şekilde İfadesi

Çamur	Katı madde kons.(%)	Özellikleri
Ham ön çöktürme çamuru	4-8	Kötü kokulu ;gri-kahverengi;kurutma yataklarında kolaylıkla kurutulamaz ancak mekanik olarak kolaylıkla susuzlaştırılabilir
Anaerobik çürütülmüş ön çöktürme çamuru	6-10	Siyah, küflü, gaz üretir, kurutma yataklarında kolaylıkla kullanılabilir
Filtre humusu	3-4	Kahverengi, kabarmış
Atık aktif çamur	0.5-1.5	Az kokulu, sarı-kahverengi, kabarmış, susuzlaştırılması zor,biyolojik olarak çok aktif
Karıştırılmış çürütülmüş çamur (Ön çöktürme+atık aktif çamur)	2-4	Siyah-kahverengi, gaz üretir, çürütülmüş çamur kadar kolay susuzlaştırılmaz
Aerobik çürütülmüş çamur	1-3	Sarı-kahverengi, bazen susuzlaştırılması zor, biyolojik olarak aktif
Atık alum çamuru	0.5-1.5	Gri-sarı, kokusuz, susuzlaştırılması zor.

2.2 Çamurun Özellikleri

2.2.1 Fiziksel Özellikler

2.2.1.1 Özgül Ağırlık

Özgül ağırlık çamurun ağırlığının eşit hacimdeki suyun ağırlığına oranıdır. Çamurların büyük kısmının özgül ağırlığa yaklaşık 1 dir. Başka bir deyişle çamurların çoğunun ağırlığı suyunkine eşittir (Vesilind, 1980). 1 L çamurun ağırlığı 1010 g ise özgül ağırlığı şu şekilde hesaplanır:

$$S = \frac{\text{Çamur Özgül Ağırlığı}}{\text{1000 g/1 l su}} = \frac{1010 \text{ g/1 l çamur}}{1000 \text{ g/1 l su}} = 1.01$$

Çamurlarda genelde birden fazla tane ve sulu faz bulunduğu için özgül ağırlık şu şekilde hesaplanmaktadır:

$$\frac{1}{S} = \sum_{i=1}^n \frac{W_i}{S_i} \quad (4.1)$$

S=Çamurun özgül ağırlığı

W_i =Çamurdaki i bileşeninin ağırlıkça fraksiyonu

S_i =Çamurdaki i bileşeninin özgül ağırlığı

2.2.1.2 Katı Madde Konsantrasyonu

Çamurlarda katı ve sulu fraksiyonları rölatif olarak veren tanıma katı madde konsantrasyonu denmektedir. Katı madde konsantrasyonu mg/l veya % katı madde oranı olarak ifade edilmektedir.

Özgül ağırlığı 1 olan çamurun katı madde konsantrasyonu 10.000 mg /L ise % katı madde konsantrasyonu şu şekilde hesaplanmaktadır: Özgül ağırlığı 1 olan çamurun 1 l'sinin ağırlığı 1000 g dir. % katı madde konsantrasyonu ağırlık/ağırlık olarak ifade edildiğinden

$$0.01 \text{ veya } \%1 = \frac{10 \text{ g(kuru)}/1 \text{ l çamur}}{1000 \text{ g(ıslak)}/1 \text{ l çamur}}$$

olarak hesaplanmaktadır (Vesilind, 1980).

Çamurdaki toplam katı madde çözünmüş ve askıda katı maddelerin toplamı olarak tanımlanmaktadır. Çözünmüş katı madde 2 µm çaplı filtreden geçebilen, başka bir deyişle çapı 2 µm' den küçük katı madde fraksiyonu temsil etmektedir. Çamur 2 µm çaplı filtreden süzöldükten sonra filtre kağıdı üzerinde kalan kısım askıda katı maddeyi vermektedir. Toplam, askıda veya çözünmüş katı madde 103-105 °C' de evaporasyonla çamurun suyu alındıktan sonra geriye kalan katı madde miktarlarını ifade etmektedir (Vesilind, 1980; Standard Methods, 1998).

Ayrıca toplam, çözünmüş ve askıda katı madde sabit ve ucucu olmak üzere 2 ye ayrılmaktadır. Bu 3 tür katı maddede de 550 °C' de yakmadan sonra geriye kalan kalıntı sabit, uçan kısmını ise uçucu katı madde olarak tanımlanmaktadır.

2.2.1.3. Çökelme Özellikleri

Çamurların çökelme özelliği Çamur Hacim İndeksi (ÇHİ) parametresi ile ifade edilmektedir. Çamur hacim indeksi 1 g çamurun 30 dakika çöktürmeden sonra kapladığı hacmi ml olarak vermektedir. Bu parametre teorik olarak desteklenmediği halde rutin proses kontrollerinde en çok kullanılan parametredir. ÇHİ' nin tayininde öncelikle numunenin askıda katı madde konsantrasyonu ile 1 l' lik kapta 30 dakika çöktürmeden sonra elde edilen çamur hacmi belirlenmektedir. Bulunan değerler aşağıdaki denklemde yerine konularak ÇHİ hesaplanır.

$$\text{Çamur Hacim İndeksi} = \frac{\text{çökelmiş çamur hacmi (ml/l)} \cdot 1000}{\text{askıda katı madde konsantrasyonu (mg/l)}}$$

(Standard Methods, 1998)

2.2.1.4 Partikül Boyutu

Çamurların içindeki partiküller birbirleriyle aynı boyuta, yoğunluğa ve şekle sahip değildir. Bu sebeple bir çok araştırmacı tarafından ortaya konulan çalışmalara rağmen çamurları içerdikleri partikül boyutlarına göre karakterize etmek oldukça güçleşmektedir. Ayrıca çamur partiküllerinin boyutları, zamana ve deney şartlarına göre değişiklik göstermektedir. Çamurdaki aglomerasyon prosesinin gözlemlenmesi amacıyla 2 ayrı tip çökelme kolunun kullanıldığı bir deney yapılmıştır. Deneyde her iki çöktürme kolunu da çamurla doldurduktan sonra 1. kolunun deney başlanıcında 2.

kolonun ise 5 dakika sonra fotoğrafları çekilmiştir. 1. kolonda ince yapılı aglomerasyon gerçekleştiği, 2.kolonda ise daha büyük ve kaba partiküller olduğu görülmüştür. Bu sebeple çamurdaki partiküllerin boyutları zamana göre değiştiği için ölçümlerin yapılması oldukça güçtür (Vesilind, 1980).

Literetürde yapılan çalışmalara bakıldığında ise çamurdaki partikül boyut dağılımının susuzlaştırılabilirlik üzerinde etkili olduğu görülmüştür. Karr ve Keinath (1970), yaptıkları çalışmalarda partikül boyutu, karıştırma süresi, bekletme süresi ve pH'ın çamurun susuzlaştırılabilirliği üzerindeki etkilerini araştırmalarıdır. Bu çalışmada partikül boyut dağılımının incelenmesi amacıyla, çamur 5 fonksiyona ayrılmıştır. Bu fonksiyonlar rijit çökebilir katılar, kırılğan çökebilir katılar, suprakolloidal katılar, gerçek kolloidal katılar ve çözünmüş katılar olarak belirlenmiştir. Suprakolloidal katılar 1-100 µm, gerçek kolloidal katılar 0.001-1µm, çözünmüş katılar<1µm boyutunda bulunmaktadır. Çökebilir katıların bir kısmı esnek yapıdadır ve 100 µm aralıktan deforme olarak geçebilme özelliği taşıyabilmektedir. Bu sebeple de çökebilir katılar rijid ve fragile olmak üzere 2 gruba ayrılmıştır. Bu gruplandırmaya göre ham, aktif ve anaerobik çürütülmüş çamurların ortalama susuzlaştırılma özellikleri ile partikül boyut dağılımları Tablo 2.1.1.4 de verilmiştir (Karr ve Keinath, 1978).

Tablo 2.2 Ham, Aktif ve Anaerobik Çürütülmüş Çamurun Partikül Boyut Özellikleri (Karr ve Keinath, 1978)

Ölçümler	Ham Çamur	Aktif Çamur	Anaerobik Çürütülmüş Çamur
Özgül direnç, m/kg	$21.8 \cdot 10^{13}$	$4.8 \cdot 10^{13}$	$93.2 \cdot 10^{13}$
CST, s, 18 mm çaplı silindir hücre	17	14	144
CST, s, 10 mm çaplı silindir hücre	65	73	-
pH	5.8	6	7.3
Katılar, mg/l			
Toplam	9698	8841	10266
Rijid çökebilir	6452	1920	3374
Kırılğan çökebilir	2320	6587	4054
Suprakolloidal	355	84	1997
Gerçek kolloidal	45	7	301
Çözünmüş	526	243	540

Bu çalışmadan elde edilen sonuçlara göre çamurun susuzlaştırılabilirlik özelliği

suprakolloidal ve kırılğan katı maddelerin fraksiyonu arttıkça kötöleşmekte ve gerçek kollidal ile çözünmüş katı maddelerin fraksiyonundan etkilenmemektedir. Suprakollidal katı maddeler çamurun susuzlaştırılabilirlik özelliği üzerinde en fazla etkiye sahip olan fraksiyondur (Karr ve Keinath, 1978).

2.2.1.5 Çamurdaki Partiküllerin Elektriksel Yükleri

Çamur partikülleri üzerindeki net elektriksel yük zeta potansiyeli olarak isimlendirilmektedir. Yüksek partikül yükü fıkülasyonu zorlaştırmakta ve çamurun susuzlaştırılma özelliğini kötöleştirmektedir. Evsel atıksu arıtma tesislerinden kaynaklanan çamurların zeta potansiyeli -10 ila -20 milivolt değeri arasında değışmektedir. Endüstriyel atıksu arıtma tesislerinden kaynaklanan çamurların zeta potansiyeli ise -80 milivolt değeri ulaşabilmektedir (Vesilind, 1980).

2.2.1.6 Çamurdaki Suyun Dağılımı

Evsel ve endüstriyel atıksu arıtma tesislerinden kaynaklanan çamurların bünyelerinde içerdikleri su başlıca iki grupta incelenmektedir; bağlı su(bound water) ve hacim suyu (free or bulk water). Hacim suyu katı partikülleri ile bir bağ oluşturmamış ve çamur bünyesinden en kolay şekilde ayrılabilen çamur suyu özelliği taşımaktadır. Çamurun bünyesinden hacim suyu drenaj, yoğunlaştırma ve mekanik susuzlaştırma yöntemleriyle kolaylıkla uzaklaştırılabilmektedir. Bağlı su ise şartlandırma işlemini uygulanmaksızın mekanik yöntemlerle çamurun bünyesinden ayrılamamaktadır.

Bağlı su kendi içinde 3 ayrı tipte değeriendirilmektedir; bunlar boşluk suyu (interstitial water), komşu suyu (vicinal water) ve hidrasyon suyudur.

Boşluk suyu çamur floklarının ve organizmaların içindeki boşlukları doldurmakta ve bu hacimlere sıkıca tutunmaktadır. Çamurdaki flokların ve/veya organizmaların içinde tutunmuş olan boşluk suyu, flock ya da organizma yapısı bozulduğunda hacim suyu olarak davranmakta ve çamurun bünyesinden kolaylıkla ayrılabilir.

Komşu suyunun çamur partiküllerinin yüzeyine hidrojen bağları ile bağlandığı ve mikrobiyal hücre içinde bulunduğu kabul edilmektedir. Boşluk suyu ile komşu suyunun birbirinden ayrılmasında temel kural şudur; fiziksel kısıtlama ortadan kaldırıldığında boşluk suyu çamur yapısından ayrılabilir, ancak komşu suyu için aynı durum söz konusu değildir (Vesilind, 1994).

2.2.1.7 Çamurun Gübre Değeri

Toprak şartlandırılmasında kullanılan gübrede herbirinden % 8 oranında azot (N), fosfor (P_2O_5) ve potasyum (K_2O) mineralleri bulunmalıdır. Evsel ve endüstriyel atıksu arıtma tesislerinden kaynaklanan çamurlarda ise toprak şartlandırılması için gerekli olan bu mineraller % 2-6 oranında bulunmaktadır. Dolayısıyla evsel ve endüstriyel atıksu arıtma çamurları içerdikleri mineral oranları ile gübre görevi görmek konusunda yeterli olmamaktadırlar. Ayrıca çamur yapısında bulunan ağır metaller ve klorlu hidrokarbonlar gibi toksik maddeler topraktaki canlı hayatına zarar vermeyecek şekilde belli konsantrasyonların altında bulunmalıdır (Vesilind, 1980).

2.1.2 Biyolojik ve Biyokimyasal Özellikler

Evsel ve endüstriyel atıksu arıtma tesislerinden kaynaklanan çamurların biyolojik özellikleri bünyelerindeki organizmaların sınıflandırılması (taksonomi) ve patojen mikroorganizma varlığı olarak iki grupta incelenmektedir. Arıtma çamurlarındaki organizmaların sınıflandırılması çamur yapısı ve tipine göre farklılık göstermektedir. Örneğin ham ön çöktürme çamuru atıksu kaynaklarına bağlı olarak çok geniş bir aralıkta organizma grubunu içermektedir. Ayrıca aktif çamur yapısında bakterilerin yanı sıra mantarlar, mayalar, protozoalar ve rotiferler gibi canlı grupları da bulunmaktadır. Taksonomide sabit bir substrat türü için canlı grupları içinde sınıflandırma yapılabilir. Bu sebeple aktif çamur üzerinde yapılan taksonomi çalışmaları hassas bir değerlendirme için yetersiz kalabilmektedir. Çürütülmüş çamurlarda ise taksonomi çoğunlukla aerobik ve anaerobik reaksiyon tipine bağlı olarak yapılabilir.

Patojen mikroorganizmalar ise ham ön çöktürme, aktif çamur ve hatta anaerobik çürütme çamurlarında bile bulunabilmektedir. Anaerobik çürütme patojen mikroorganizmaların sayısında büyük oranda azalma sağlamasına karşın bazı tür virüslerin canlı kalması mümkün olabilmektedir (Vesilind, 1980).

Atıksu arıtma tesislerinden kaynaklanan çamurların biyokimyasal özellikleri bünyelerindeki ATP, DNA ve enzim yapılarına bağlı olarak incelenmektedir. ATP'nin sadece canlı hücreleri içermesi nedeniyle tüm çamur tipleri için canlılığın bir göstergesi olarak kullanılmaktadır. Ancak biyolojik aktivitelerin incelenmesinde

ATP'nin kullanılmasıdaki zorluk deneylerin komplike ve yüksek maliyetli oluşundan kaynaklanmaktadır. DNA çamurun tüm hücrelerinde bulunmakta ve ölçümü zor biyokimyasal özellikler içinde sayılmaktadır. Enzimler üzerinde yapılan araştırmalar ise arıtma çamurunun susuzlaştırılması konusunda sınırlı sayıda bulunmaktadır (Vesilind, 1980).

2.3 ÇAMUR ARITIMINDA KULLANILAN İŞLEM VE PROSESLER

2.3.1 Çamur Yoğunlaştırma

Yoğunlaştırma, evsel ve endüstriyel atıksu arıtma tesislerinden kaynaklanan çamurların katı madde konsantrasyonunu arttırmak amacıyla uygulanan bir arıtma prosesidir. Çamur yoğunlaştırılması ve susuzlaştırılmasının her ikisinde de amaç aynıdır; bu amaç ise çamurun katı madde konsantrasyonunu yükseltmektir. Ancak bu iki prosesin birbirinden ayrılması katı maddenin konsantrasyon değerinde olmaktadır. Susuzlaştırma prosesinde amaç çamurun katı madde konsantrasyonunun % 15 ve daha büyük değerlere çekilmesi iken yoğunlaştırma işleminde arıtma tesisi içinde pompalama ve transfer işlerinin gerçekleştirilebildiği % 15 ve daha aşağı değerler olmaktadır (Vesilind, 1980). Çamur yoğunlaştırılmasında uygulanan yöntemler aşağıda verilmektedir:

- Yerçekimi ile yoğunlaştırma(çöktürme)
- Çözünmüş hava flotasyonu yöntemi ile yoğunlaştırma
- Santrifuj yöntemi ile yoğunlaştırma
- Diğer yöntemler

2.3.1.1 Yerçekimi ile Yoğunlaştırma

Sıvı ile katı fazın ayrılmasında gravite ile çöktürme işlemi atıksulara uygulandığında Berraklaştırma, çamurdaki katı madde konsantrasyonunu arttırmak amacıyla kullanıldığında ise Yoğunlaştırma olarak isimlendirilmektedir. Yerçekimi ile çamur yoğunlaştırılmasında temel amaç; kendinden sonra gelen stabilizasyon, susuzlaştırma ya da ulaştırma gibi arıtma ve işleme yöntemlerinin veriminin artırılması için çamur hacminin azaltılmasıdır.

Yerçekimi ile yoğunlaştırıcı, tipik bir çökeltme tankı işlevi görmektedir. Arıtma çamuru yoğunlaştırıcıya merkezden radyal yönde verilmektedir. Yoğunlaştırılmış çamur tankın altından çekilmekte, berrak faz tankın üst kısmından alınmaktadır.

Yoğunlaştırma tankında çamur çökmesine bağlı olarak üç bölge oluşmaktadır. Tankın üst kısmında berrak bölge oluşmakta çamurun bünyesinden istenilen miktarda su bu bölgeden savaklanarak alınmaktadır. Berrak bölgenin altında da besleme bölgesi tank içine çamurun verildiği kısmı ifade etmekte ve bu bölgedeki çamurun katı madde konsantrasyonu beslenen çamurun katı madde konsantrasyonu ile hemen hemen eşit olmaktadır. Tankın en alt kısmında ise sıkışma bölgesi oluşmakta, bu bölgeden istenilen katı madde konsantrasyonuna ulaşıldığında çamur çekimi yapılmaktadır (Water Pollution Control Federation, 1980; Vesilind, 1980).

2.3.1.2 Çözünmüş Hava Flotasyonu Yöntemi ile Yoğunlaştırma

Çözünmüş hava flotasyonu yöntemi ile yoğunlaştırma, ince gaz kabarcıklarının çamur içine difüzyonu suretiyle sıvı katı faz ayrımının gerçekleştirilmesidir. Çamur içindeki sıvı-katı faz ayrımının gerçekleşmesi ise özgül ağırlığı suyunkinden ağır olan yapıların yüzer duruma geçmesi ile sağlanmaktadır.

Çözünmüş hava flotasyonunda hava kabarcığı ile katı partiküllerinin bulunması adhezyon, bağlanma(trapping), adsorpsiyon veya diğer mekanizmalar vasıtasıyla gerçekleşmektedir. Hava kabarcığının katı partiküle adhezyonu ile oluşan birliktelik diğer katı çiftlerinin biraraya gelmeleri ile suyun özgül ağırlığından daha hafif olma özelliğini kazanmakta ve böylelikle sıvı içinde yüzer duruma gelmektedir. Ayrıca hava kabarcıkları dağınık durumdaki katı partikülleri biraraya getirerek oluşturduğu topluluğun özgül ağırlığının suyunkinden hafif olması suretiyle yüzmesinin sağlayabilmektedirler (Water Pollution Control Federation, 1980).

2.3.1.3 Santrifuj Yöntemi ile Yoğunlaştırma

Çamurun santrifuj yöntemi ile yoğunlaştırılması sıkıştırılmayan özellikteki hafif çamurlar için kullanılmaktadır. Santrifuj prosesi içinde, çamura gravite ile çöktürmeye göre 500-3000 kat daha büyük bir kuvvet uygulanmakta ve bu suretle katı-sıvı faz ayrımı gerçekleştirilmektedir (Sludge Thickening, 1980).

2.3.1.4 Diğer Yöntemler

Çamur yoğunlaştırılmasında kullanılan diğer yöntemlerin arasında; ön çöktürme çamuru ile yüzeyde büyümeli biyolik proses çamurlarının aynı çöktürme tankında yoğunlaştırılması, aktif çamurun eleyici tambur ve bantlarda yoğunlaştırılması(screening drums and belts), ultrafiltrasyon, azot ve karbondioksit gazlarının kullanımıyla flotasyon bulunmaktadır (Water Pollution Control Federation, 1980).

2.3.2 Çamur Stabilizasyonu

Stabilizasyonda amaç arıtma tesislerinden kaynaklanan çamurların uzaklaştırıldığı bölgede ekolojiye zarar vermeyecek ve gerek estetik açısından ve gerekse de koku olarak çevre halkına rahatsızlık hissettirmeyecek bir özelliğe kavuşturulmasıdır.

Arıtma çamurlarının stabilizasyonunda ekolojik dengeyi bozma kriterleri olarak toksisite veya inert maddelerin fazla miktarda birikimi sayılmaktadır.

Stabilizasyon uygulamalarında önemle üzerinde durulan parametrelerden biri toksisitedir. Arıtma çamurunun toksisite seviyesinin stabilizasyonda nereye kadar çekilmesi gerektiği uzaklaştırılan alanın özelliğine göre değişmektedir. Stabilize edilmiş çamur tarım alanına uzaklaştırılacaksa ağır metal konsantrasyonu, oksijen ihtiyacı ve patojen organizma konsantrasyonu güvenlik değerlerinin aşağısında olmalıdır (Vesilind, 1980).

Arıtma çamurlarının stabilizasyonunda kullanılan başlıca yöntemler aşağıda verilmektedir:

- Kireçle stabilizasyon
- Sıcaklıkla stabilizasyon(heat stabilization)
- Aerobik çürütme
- Anaerobik çürütme

2.3.2.1 Kireçle stabilizasyon

Kireçle stabilizasyonda amaç çamurun pH seviyesini 12 ve daha yukarısına çekmektir. Çamurun pH' ısı bu değerlere çekildikten sonra mikroorganizmaların çoğu ölmekte, kötü koku oluşturmakta ve artık çevre sağlığı için bir tehlike oluşturmamaktadır. Kireçle çamur stabilizasyonu iki şekilde uygulanmaktadır.

Arıtma çamurunun kireçle muamelesi susuzlaştırılma ünitesine verilmeden önce veya sonra yapılmaktadır.

2.3.2.2 Sıcaklıkla stabilizasyon (heat stabilization)

Arıtma çamurlarının sıcaklıkla stabilizasyonu ya da daha çok bilinen ismiyle ısı arıtma kısa bir zaman aralığında (30 dakika), 260⁰C (500⁰F) sıcaklık değerlerinde çamurun ısıtılması suretiyle uygulanmaktadır (Metcalf ve Eddy, 1991).

2.3.2.3 Aerobik çürütme

Aktif çamurların aerobik çürütülmesi uzun süre havalandırılmaya maruz bırakılması esasına dayanmaktadır. Aerobik çürütme prosesi sonrasında organik maddelerin büyük bir çoğunluğu CO₂ ve H₂O 'ya parçalanmakta, yalnızca inert organik maddeler ortamda kalmakta ve böylece çamur uzaklaştırılmasında karşılaşılan sorunların çoğu azaltılabilmektedir.

Aerobik çamur çürütücüleri de UAKM giderme verimini etkileyen iki parametre sıcaklık ve hidrolik bekletme süresidir. Sıcaklık 60 ⁰C' de tutulduğunda 18 saatlik bir hidrolik bekletme süresi sonrasında UAKM gideriminde % 30 luk artışa ulaşılabilmektedir (Vesilind, 1980).

2.3.2.4 Anaerobik çürütme

Anaerobik çürütme çamur stabilizasyonunda kullanılan en eski yöntemlerden biridir. Biyolojik arıtma tesislerinden kaynaklanan çamurların çürütülmesi üç aşamada oluşmaktadır. Birinci aşamada organik maddelerin hidrolizi hücre dışı enzimler tarafından gerçekleşmektedir. İkinci adımda çözülmüş formdaki organik maddeler, asit bakterileri tarafından bakteriyel hücrelere, CH₄ ve CO₂ gazına dönüştürülmektedir. Metan bakterileri çevre şartlarına çok duyarlıdır, bu sebeple pH, alkalinite, amonyak, sülfür ve sıcaklık değişimi ile ağır metaller ve deterjanların varlığı faaliyetlerini kısıtlayabilmektedir.

Bir konvansiyonel anaerobik çürütücüde çamur tankın orta kısmından beslenmekte, stabilize olmuş katılar tankın alt kısmından çekilmektedir. Bu çürütücülerin olumsuz özelliği işlem için uzun hidrolik bekletme sürelerine ihtiyaç duymalarıdır. Bu sebeple çürütücülerin işletilmesinde hidrolik bekletme süresi tank içine karıştırıcı ve ısıtma tertibatı konularak kısaltılabilmektedir (Vesilind, 1980).

2.3.3 Çamur Kompostlaştırma

Kompostlaştırma, atıksu arıtma tesislerinden kaynaklanan çamurlara uygulanan ve organik maddeyi kararlı son ürüne çevrilmesi amacıyla kullanılan bir prosestir. Arıtma çamuru kompostlaştırma işleminden sonra sağlığa zararsız, kokusuz, humus tipi bir madde özelliğini kazanmaktadır. Kompostlaştırma işleminde çamurdaki uçucu organik maddenin yaklaşık olarak %20-30'u karbondioksit ve suya çevrilmektedir. Çamur içindeki organik materyali indirgemesi için 50-70°C sıcaklık aralığında ısıtma yapılmakta ve böylelikle patojenik organizmalar da yok edilebilmektedir. Arıtma çamurları uygun bir şekilde kompostlaştırıldıktan sonra tarım alanları ya da bahçe uygulamalarında toprak şartlandırıcı olarak kullanılabilir.

Kompostlaştırma işleminde kullanılan yöntemler aşağıda verilmektedir:

- Havalandırılmış statik kümeler (aerated static pile)
- Yığınlama(windrow)
- Kapalı kap sistemleri

Havalandırılmış Statik Kümeleme: Bu yöntemde susuzlaştırılmış çamur dolgu maddeleri ile karıştırılarak havalandırılmaktadır. Karışım kümelerinin yüksekliği yaklaşık 2-2,5 m'dir ve 21-28 günde kompost hale getirilmektedir.

Yığınlama(Windrow): Çamur dolgu malzemesi ile karıştırılmakta ve yığınlar olarak serilmektedir. Bu Yöntemde havalandırma mekanik yöntemle karıştırma suretiyle, yükselen sıcaklıkla beraber artan devir sayılarıyla yapılmaktadır. Özellikle sıcaklığın 55 °C ve daha üstü olduğu durumlarda günde en az 5 kere yığınlarda karıştırma yapılmalıdır. Karıştırma işlemi aynı zamanda istenmeyen kokuların uzaklaşmasını da sağlamaktadır. Kompost yığınlarının yüksekliği 1-2 m'dir ve işlem 21-28 gün sürmektedir.

Kapalı Kap Sistemleri: Kompostlaştırma işleminin kapalı bir konteynır içinde gerçekleştiği ve hava akışı, sıcaklık ve oksijen konsantrasyonu gibi işlem için önemli olan çevre şartlarının mekanik olarak sürekli kontrol edildiği sistemlerdir. Daha az alan ihtiyacı, koku ve proses kontrolünün sürekli yapılabilme imkanı nedeniyle; çamur kompostlaştırması amacıyla kapalı kap sistemleri son yıllarda daha fazla tercih edilmektedir.

2.3.4 Çamur Şartlandırma

Şartlandırma yoğunlaştırma ve susuzlaştırma işlemlerinin verimini arttırmak ve çamurun suyunu verebilmesini kolaylaştırmak amacıyla yapılmaktadır. Özellikle kimyasal şartlandırma ile katı madde yapısına bağlı olarak çamurdaki su içeriği % 90-99'dan % 65-80 oranına düşürülebilmektedir (Vesilind., 1980).

2.3.4.1 Kimyasal Şartlandırma

Çamurların kimyasal şartlandırılmasıyla (inorganik veya organik şartlandırıcı kullanımıyla) aşağıdaki sonuçlar elde edilebilmektedir:

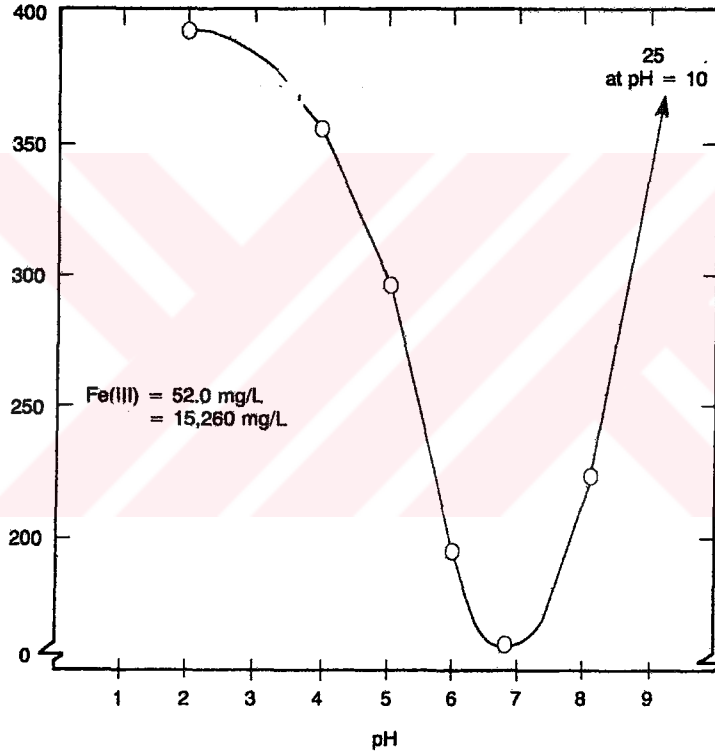
- * Yüklü çamur partiküllerinde nötralizasyon
- * Disperse çamur partiküllerinin biraraya gelmesi
- * Disperse çamur partiküllerinin biraraya gelmesi sonucunda bağlı suyun çamurdan uzaklaştırılması (Senthilnathan ve Sigler, 1993).

Anorganik Kimyasallarla Şartlandırma: Kireç ve demir(+3) klorür çamurların susuzlaştırılmasında en yaygın olarak kullanılan şartlandırıcılardır. Bu maddeler kolaylıkla elde edilebilmekte ve çamur tipine bağlı olarak geniş bir aralıkta kullanılabilir. İnorganik kimyasallarla çamurların şartlandırılmasında daha az olarak demir sülfat, demir(3) klorür, alüminyum sülfat ve alüminyum klorür de kullanılabilir. Kireç ticari olarak sönmemiş kireç ve sönmüş kireç olarak bulunabilmektedir. İnorganik şartlandırmada kireç genellikle çamurların demir(3) klorür ile tamponlanmış pH değerlerini yükseltmek amacıyla kullanılmaktadır. Ayrıca şartlandırmada kireç kullanımı ile sülfür iyonlarının alkali pH değerlerinde sulu fazda uçmadan tutulabilmesinden dolayı kokuşma olması da önlenmektedir. Kirecin çamura eklenmesi ile oluşan kalsiyum karbonat ve kalsiyum hidroksit çökelekleri ile susuzlaştırılabilirlik özellikleri iyileştirilebilmektedir. Şartlandırmada sönmemiş ya da sönmüş kireçten hangisinin kullanılacağına dair seçim maliyet ve uygulama ile ilgili faktörler değerlendirilerek yapılmaktadır:

Sönmüş kireç daha yüksek üretim ve ulaştırma masraflarına sahip olduğu için sönmemiş kirece göre % 30 oranında daha fazla maliyete sahiptir. Bununla beraber söndürme işlemine gerek duyulmadığı için sönmüş kireç sönmemiş kirece göre şartlandırma işleminde daha fazla tercih edilmektedir. Ayrıca sönmüş kireç

sönmemiş kirece göre daha kararlı olduğu için depolama tedbirleri çok daha minimal boyutlarda tutulabilmektedir (Water Pollution Control Federation, 1988).

FeCl_3 çamur partikülleri ile koagülasyonu pH ya bağımlıdır ve optimum olarak pH'nın 6 dan büyük olduğu değerlerde gerçekleşmektedir. Şekil 2.1. de FeCl_3 kullanımında pH ya bağlı olarak elde edilen filtrasyon süreleri verilmiştir. Buna göre çamurun şartlandırılmasında FeCl_3 kullanıldığında çalışılabilecek optimum pH değerleri 5-8 aralığındadır. Ayrıca FeCl_3 ile şartlandırmada istenen pH aralığında çalışabilmek için alkalinite de gerekli miktarda ortamda bulunmalıdır (Tenney ve diğ., 1970).



Şekil 2.3.Çamur Şartlandırılmasında Fe(3+) nın pH'nın Bir Fonksiyonu Olarak Etkisi

Çamurların inorganik şartlandırılmasında sıkça başvurulanan diğer bir yöntem ise önce FeCl_3 ardından kirecin beraber kullanılmasıdır. Demir(3+) ve kireç arka arkaya anaerobik çürütülmüş çamurun şartlandırılmasında kullanıldıklarında susuzlaştırılabilirlik üzerindeki olumlu etkileri Tablo 2.3'de verilmiştir.

Tablo2.3 Anaerobik Çürütülmüş Çamurun Fe(3+) ve Kireç İle Şartlandırılmasıyla Elde Edilen Susuzlaştırılabilirlik Sonuçları (Water Pol.Control Fed.,1988)

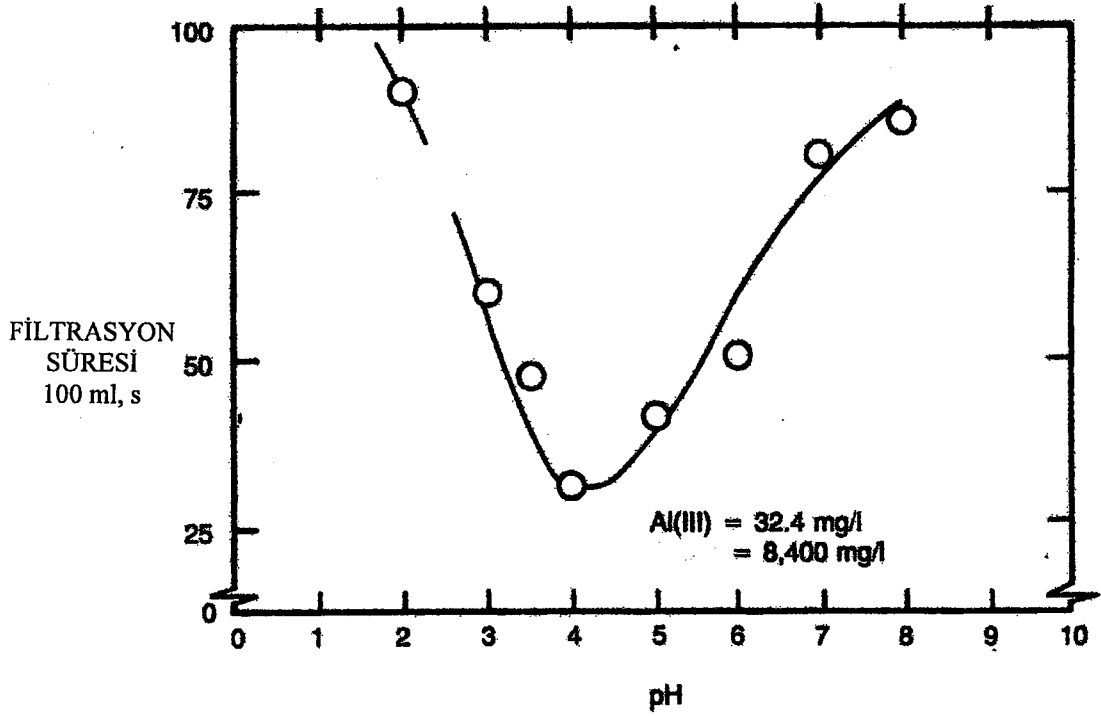
FeCl ₃ Dozu (%)	FeCl ₃ eklenme- sinden sonra pH	FeCl ₃ eklenme- sinden sonra Özgül Direnç (Tm/kg)	CaO Dozu (%)	Kireç eklenme- sinden sonra Ph	Kireç eklenme- sinden sonra Özgül Direnç (Tm/kg)
10	6.8	28	25	12	1.9
15	6.4	13	25	12	1.1
20	5.9	6.1	27.5	12	0.74
25	5.3	2.8			
30	4.2	1.7			

Demir(2+) sülfat ile kireç beraberce şartlandırmada kullanıldığında, CaSO₄ çökeleklerinin oluşmasından dolayı çamurun susuzlaştırılabilme özelliğinde kötüleşme oluşmaktadır.

Tablo2.4 Çamur Demirli Koagülanlarla Susuzlaştırıldığında Sülfat İyonlarının Etkisi (Water Pol.Control Fed.,1988)

Demirli Şartlandırıcılar	Özgül Direnç, Tm/kg		Filtrantdaki Ca konsantrasyonu, mg/L	
	Taze çamur	1 saat sonra	Taze çamur	1 saat sonra
FeCl ₃	0.21	0.22	3630	3510
Fe ₂ (SO ₄) ₃	0.54	1.1	3120	2751

Alüminyum tuzları da ender de olsa inorganik çamur şartlandırılmasında kullanılmaktadırlar. Tenney ve diğ. (1970) alüminyum ile çamur şartlandırılmasını etkileyen en önemli parametreni pH olduğunu ve 3-5 aralığındayken çamurda optimum susuzlaştırılabilirlik özelliğine ulaşabildiğini bulmuşlardır.(Water Pollution Control Federation, 1988)



Şekil 2.4 Çamur Şartlandırılmasında Alüminyum İyonlarının pH'nın Bir Fonksiyonu Olarak Etkisi (Water Pol.Control Fed.,1988)

Çamurların inorganik şartlandırılmasında çalışılan pH aralığı ile beraber kullanılacak optimum kimyasal dozu da önemli etkiye sahiptir. Bir bira fabrikası atıksuyunu arıtan aktif çamur tesisinden alınan çamurda demir(3+) klorür ve alum kullanılarak şartlandırma yapılmıştır. Bu çalışmadan elde edilen deney sonuçlarına göre endüstriyel aktif çamurun şartlandırılmasında demir(3+) klorür kullanıldığında % 15, alum kullanıldığında % 5 optimum doz olarak saptanmıştır (Jing ve diğ., 1999).

Çamur şartlandırılmasında nadir olarak kullanılan ve fiziksel şartlandırıcılar olarak isimlendirilen maddeler arasında ağaç yongaları (wood chips), buğday kabukları (wheat dregs) ve diatomit bulunmaktadır. Bu üç fiziksel şartlandırıcının da endüstriyel aktif çamurun susuzlaştırılabilme ve adhezyon özelliklerini iyileştirdiği gözlenmiştir (Jing ve diğ., 1999).

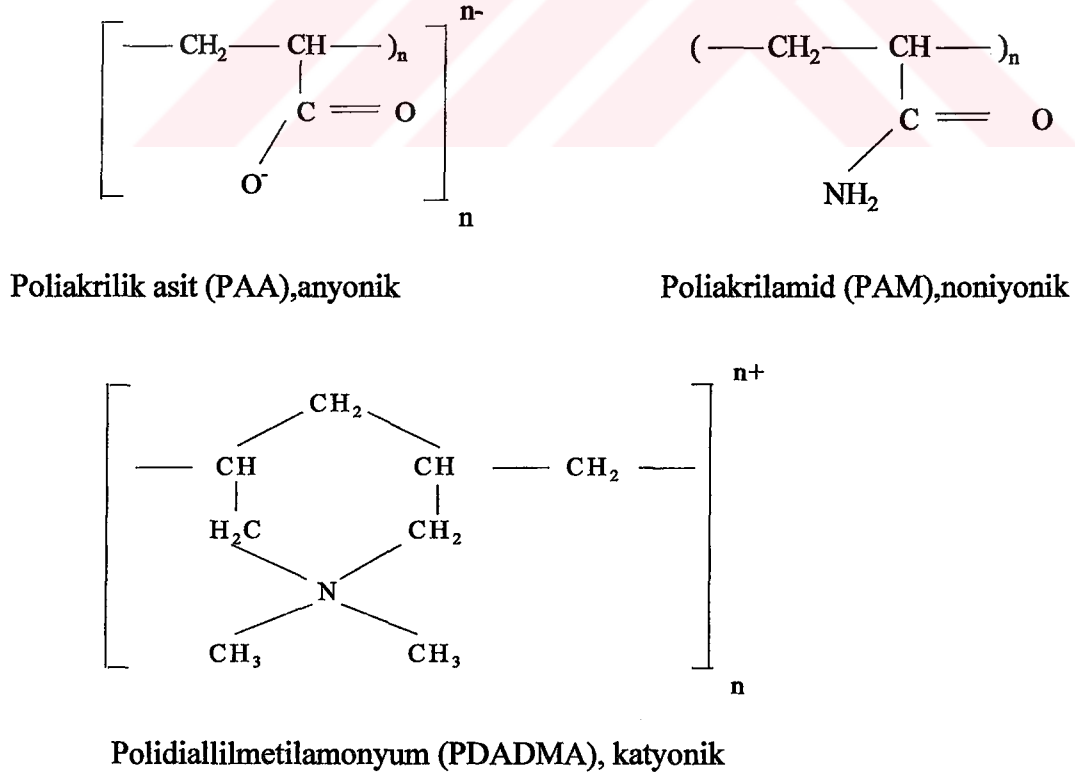
Organik Kimyasal Maddelerle Şartlandırma: Çamur şartlandırılmasında kullanılan organik kimyasal maddeler inorganik karakterde olanlara göre birçok avantaja sahiptir. Bunlar;

-Daha düşük şartlandırma maliyeti

-Daha düşük hacim ve ağırlıkta yoğunlaştırılmış/susuzlaştırılmış katı madde eldesi

-Kullanıldıkları işlemde sonra gelen proseslerde çamurun işlenebilirliği, örneğin yakma ve kompostlaştırma işlemlerinde organik şartlandırılmış çamurun kolaylıkla kullanılabilirliği

Organik şartlandırıcılar (ya da polielektrolitler) monomerlerin uzun bir zincir yapısıyla biraraya gelerek oluşturdukları büyük ve suda çözünür polimerlerdir. Çamur şartlandırılmasında kullanılan polielektrolitler üzerlerinde bulundurdıkları elektrik yüklerine, molekül ağırlıklarına ve fiziksel formlarına (sulu, kuru, emülsiyon ya da jel) bağlı olarak sınıflandırılmaktadır (Water Pollution Control Federation, 1988). İyonize olabilen organik polimerlerden pozitif yüke sahip olanlar katyonik, negatif yüke sahip olanlar anyonik, yüksüz olanlar ise noniyonik olarak isimlendirilmektedir. Katyonik polimerler için polidiallilmetilamonyum (PDADMA), anyonik polimerler için poliakrilik asit (PAA), noniyonik polimerler için poliakrilamid (PAM) örnek olarak verilebilmektedir. Şekil 2.5 de iyonize olabilen organik polimer türleri verilmektedir (Vesilind, 1980).



Şekil 2.5 Organik Polimer Türleri

Katyonik polimerler çamur partiküllerinde yük nötralizasyonunu ve köprülemeyi gerçekleştirebilmeleri nedeniyle en yaygın olarak lullanılan organik şartlandırıcılardır. Anyonik ve noniyonik polimerler ise çamur partikülleri ile kolayca bağlanamadıklarından dolayı katyonik polimerlere göre daha az etkiye sahiptirler (Vesilind, 1980).

Evsel aktif çamurla yapılan ve kesikli düzende yürütülen deneylerde katyonik polielektrolit dozajı artırıldıkça çamurun çökelme özelliği iyileşmekte, yumak mukavemeti artmakta ve çamur daha konsantre hale getirilebilmektedir. Çamur şartlandırılmasında farklı yük yoğunluklarına sahip katyonik polimerler kullanıldığında ise yük yoğunluğu miktarı arttırıldıkça çamurun katı madde konsantrasyonunun yükseldiği görülmüştür. Dolayısıyla çamurun katyonik polimer şartlandırılmasında pozitif yüklü polimerle negatif yüklü çamur partikülleri arasındaki reaksiyon gerçekleşerek nötralizasyon ile yük indirgenmesi olmakta, ardından taraflar arasında kompleks bağlanma gerçekleşmektedir (Travanti ve diğ., 1985).

Organik polimerler molekül ağırlıklarına göre düşük, yüksek ve orta moleküler ağırlıklı olarak üç grupta bulunmaktadırlar. Düşük molekül ağırlıklı polimerler suda çözünebilir ve düşük viskoziteye sahiptirler. Bu sebeple düşük molekül ağırlıklı polimerler seyreltilebilerek ve özellikle berraklaştırma işleminde kolaylıkla kullanılmaktadır. Düşük molekül ağırlıklı polimerlerin % 30-50 konsantrasyonlu sulu çözeltileri ticari olarak elde edilebilmektedir. Orta molekül ağırlıklı polimerler düşük molekül ağırlıklı olanlara göre daha viskozdur ve bu sebeple % 10 ve daha düşük konsantrasyonlarda ticari olarak elde edilmekte ve kullanılmaktadırlar. Orta molekül ağırlıklı polimerler genelde çamur yoğunlaştırma ve susuzlaştırılması işlemlerinde kullanılmaktadır. Yüksek molekül ağırlıklı polimerler ise kuru, sulu ve emülsiyon formlarında ticari olarak elde edilebilmekte ve genelde çamur şartlandırma işlemlerinde kullanılmaktadırlar (Sludge Conditioning, 1988).

Chang ve diğerleri (1997) yaptıkları çalışmada katyonik polimerlerin çamur susuzlaştırılması üzerindeki etkilerini incelerken polimerleri yalnızca molekül ağırlıklarına göre birbirleri ile karşılaştırmışlar ve susuzlaştırma üzerindeki etkilerinin büyükten küçüğe doğru şu şekilde sıralamışlardır: Orta molekül ağırlıklı polimerler>Düşük molekül ağırlıklı polimerler>Çok düşük molekül ağırlıklı

polimerler>Yüksek molekül ağırlıklı polimerler. Ancak katyonik polimerlerin çamurun susuzlaştırılabilirliği üzerindeki etkilerini incelerken sadece molekül ağırlıklarına göre karşılaştırmak yanıltıcı sonuçlar vermektedir. Çünkü katyonik polimerlerin şartlandırıcı olarak çamur susuzlaştırılabilirliği üzerindeki etkileri içerdikleri yüksek, orta ve düşük yük yoğunluklarına bağlı olarak da değişmektedir. Tablo... da üç ayrı tip çamurda kullanılan katyonik polimerlerin susuzlaştırılabilirlik üzerindeki etkileri polimer indekslerindeki değişim ile ifade edilmektedir. Bu çalışmada optimum polimer dozajı ile çamurun susuzlaştırılabilirlik özelliği arasındaki bağıntı polimer indeksi ile belirlenmektedir. Bu indeksin kullanımına göre şartlandırmada kullanılacak optimum polimer dozajı arttıkça indeks de artmaktadır. Başka bir ifade ile, düşük indeks değerleri çamurun düşük dozda polimer kullanılarak şartlandırılabilirdiğini, kolay susuzlaştırılabilirdiğini göstermektedir (Bowen ve Keinath, 1984).

Tablo 2.5 Farklı Çamur Tiplerinin ve Çeşitli Katyonik Polimerlerle Şartlandırılması Sonucu Elde Edilen Polimer İndeks Değerleri (Bowen ve Keinath, 1984)

Polimer Özellikleri			Çamur Tipleri		
Kodu	Moleküler Ağırlık	Yük Yoğunluğu	Aktif Çamur (kg/ton)	Ön Çöktürme Çamuru (kg/ton)	Anaerobik Çürütülmüş (kg/ton)
CST Değerleri İçin					
C1	yüksek	yüksek	3.2	2.1	3.6
C2	orta	yüksek	1.9	1.9	4.9
C3	düşük	orta	6.5	3.8	18.3
C4	yüksek	düşük	3.5	3	5.4
C5	orta	orta	7.5	2.5	5.2
C6	düşük	yüksek	16	14.2	100
C7	yüksek	orta	3	0.6	3
C8	orta	düşük	5.2	2.2	4.5
C9	düşük	düşük	11.5	15.4	72
Özgül Direnç Değerleri İçin					
C1	yüksek	yüksek	3.6	1.5	5.5
C2	orta	yüksek	2.5	1.8	3
C3	düşük	orta	8.3	4.5	16
C4	yüksek	düşük	5.2	2.4	6
C5	orta	orta	5.9	2.2	5.8
C6	düşük	yüksek	18.5	18.5	110
C7	yüksek	orta	2.9	1.2	3.2

Organik polimerle yapılan şartlandırmada uygulanan karıştırma şiddeti ve süresinin optimum polimer dozu üzerindeki etkisi kullanılacak çamur tipi ve katı madde konsantrasyonuna bağlı olarak değişmektedir. Düşük katı madde konsantrasyonlu (% 0.5-1) aktif çamurun katyonik polimer kullanılarak yapılan şartlandırılmasında karıştırma şiddeti ve süresi arttırıldıkça kullanılması gereken optimumu polimer dozu da yükselmektedir. Bunun nedeni şu şekilde ifade edilebilmektedir: Düşük katı madde konsantrasyonlu aktif çamurda karıştırma şiddeti ve süresi arttırıldıkça flokların yüzeylerinden ayrılan ve/veya ortamda bulunan biyokolloidleri nötralize etmek ve birbirine bağlanmasını sağlamak üzere daha fazla miktarda katyonik polimerin ortamda bulunması gerekmektedir (Novak ve Haugan, 1980).

Yüksek katı madde konsantrasyonlu (%2.7-7) anaerobik starilize edilmiş aktif çamurun organik polimer kullanılarak yapılan şartlandırılmasında ise karıştırma şiddeti ve süresi arttırıldıkça çamurun susuzlaştırılabilirlik özelliği iyileşmekte, kullanılması gereken optimum polimer dozajı artmaktadır. Başka bir ifade ile, yüksek yoğunluklu flokların içine absorbe olmuş biyokolloidler karıştırma şiddeti ve süresi arttırıldığı derecede organik polimerle muamele edilebilmektedir.

Organik polimerle yapılan çamur şartlandırılmasında uygulanacak optimum polimer dozunun belirlenmesinde izlenmesi gereken parametreler de önem taşımaktadır. Christensen ve diğerleri (1993), aktif çamurun şartlandırılması üzerinde yürüttükleri deneylerde inorganik kimyasal olarak $FeCl_3$, CaO ile yüksek molekül ağırlıklı ve yoğunluğa sahip organik katyonik polimer kullanmışlar ve susuzlaştırma özellikleri üzerindeki değişimi incelemişlerdir. Yaptıkları deneyler sunucunda; şartlandırmada organik polimer kullanıldığında optimum dozun saptanmasında yalnızca CST değerleri kullanılacaksa aşırı dozlamaya neden olunmaktadır; CST ve SRF sonuçları beraber değerlendirilmelidir. İnorganik polimerle yapılan çamur şartlandırılmasında ise optimum dozun saptanmasında SRF ve CST değerleri birbirleri ile uyumlu değerler vermektedir. Dolayısıyla inorganik polimerle yapılan çamur şartlandırılmasında optimim dozun belirlenmesinde SRF ya da CST parametrelerinden yalnızca birini kullanımı aşırı dozlamaya sebep vermemekte ve yeterli olabilmektedir.

Bu konuda yapılan diğer bir çalışmada ise Chih ve diğerleri (1997) alum çamurunun organik polimerle şartlandırılması sonrasında susuzlaştırma özellikleri üzerindeki

değimi incelemişlerdir. Alum çamurunun şartlandırılmasında yalnızca CST izlendiğinde optimum polimer dozu 15 mg/L olarak belirlenmiştir. Ancak şartlandırmada SRF, GDS (gravite ile çökelmeden sonraki kuru katı madde konsantrasyonu) ve CDS (santrifujdan sonraki kuru katı madde konsantrasyonu) parametreleri beraber değerlendirildiğinde optimum polimer dozu 5 mg/L olarak bulunmuştur. Dolayısıyla aktif ya da kimyasal çamurların organik kimyasallarla şartlandırılmasında optimum polimer dozu tayininde yalnızca CST değerlerinin kullanılması aşırı dozlamaya neden olmaktadır (Christensen ve diğ., 1993; Chih ve diğ., 1997).

Aktif çamurun organik polimerlerle şartlandırılmasında da inorganik kimyasal kullanımında olduğu gibi optimum polimer dozu sağlanmalıdır. Çünkü pH arttıkça çamurda negatif yüklü bölge alanı büyümekte buna bağlı olarak şartlandırmada kullanılacak optimum katyonik polimer dozu da artmaktadır (Bowen ve Keinath, 1984).

Termal Şartlandırma: Termal şartlandırma özellikle organik karakterli çamurlara uygulanan yöntemlerden biridir. Aktif çamur büyük oranda mikroorganizmalarda oluşmakta ve bu organizmalar içlerinde farklı şekillerde bağlanmış suyu barındırmaktadırlar. Termal şartlandırmada çamura farklı miktarlarda ve sürelerde ısı verilerek aşağıdaki mekanizmaların oluşması sağlanmaktadır:

- *Hücre yapısının bozulması ve içindeki suyun dışarı çıkması
- *Katı maddelerin solubilizasyon ve uçucu organik madde giderimi

Bu mekanizmaların gerçekleşmesi ile çamurun termal şartlandırması sonrası aşağıdaki sonuçlar elde edilmektedir: (Vesilind, 1980; Water Pollution Control Federation ; 1988)

- *Çamur sterilizasyonu
- *Çamurun çürütülebilirlik özelliğinin iyileştirilmesi
- *Yükseltelen çamur keki ısı değeri
- *Çamurun miktar ve ağırlığındaki azalma

Temel şartlandırma prosesinin verimini etkileyen önemli parametreler sıcaklık ve bekletme süresidir. Çoğu proseste sıcaklık 180-200°C (380°F civarında) bekletme

süresi ise 15-30 dakika olarak uygulanmaktadır. Termal şartlandırma prosesinde kuru hava oksidasyonu da yapılıyorsa bekletme süresi azalmaktadır.

Termal şartlandırma ile aktif çamurda % 6-5, ön çöktürme ve aktif çamur karışımında ise % 10-12 katı madde konsantrasyonuna ulaşılabilir (Water Pollution Control Federation, 1988).

Çamur termal şartlandırmadan sonra bir susuzlaştırma ünitesinde işlendiğinde % 40-50 katı madde konsantrasyonuna ulaşılabilir.

Termal şartlandırma prosesinin dezavantajları aşağıdaki şekilde sıralanmaktadır :

- *Mekanik kompleksibilite ve korozyona dayanıklı materyallerin kullanımı nedeniyle yüksek yatırım maliyeti.

- *Donanımlı operatörler ve güçlü güvenlik sistemlerinin gerekliliği

- *Proseste oluşan gazların depolama, arıtma ve/veya bertarafı.

- *Isı değiştiricilerin, pompaların ve reaktörün düzenli olarak asitle veya yüksek basınçlı su jetleriyle yıkanması.

- *Prosesten kaynaklanan ve yüksek konsantrasyonda organikler, amonyak azotu ve renk içeren çözünmüş fazların(side stream) arıtılması (Metcalf ve Eddy, 1991).

Çamurun temel şartlandırması konusunda yapılan araştırmalarda prosesten kaynaklanan çözünmüş fazların tesisin toplam atıksu akımının sadece % 1-2'sine karşılık geldiği halde giriş toplam BOİ yükünün % 7-41'ini taşıdığı bulunmuştur (Heyda ve diğ., 1980). Dolayısıyla çözünmüş fazların arıtımının tesisin başına gönderilmeden önce yapılması gerekmektedir (Water Pollution Control Federation., 1988).

Diğer Şartlandırma Yöntemleri

Çamur Yıkaması: Çamur yıkaması(elutriation) içindeki bazı bileşimlerin sulu faza geçirilerek ayrılması işlemidir. Bu şartlandırma yönteminin uygulanmasında amaç, kimyasal şartlandırmada çok fazla miktarda sarfiyata neden olan organik ve inorganik bileşenleri çamurdan ayırmaktır. Böylelikle anaerobik çürütmeden çıkan çamurun yüksek alkali özelliği yıkama suretiyle düşürülerek şartlandırmada harcayacağı kimyasal madde miktarı azaltılmaktadır. Örneğin iyi işletilen bir çamur yıkama prosesinde şartlandırmada kullanılacak $FeCl_3$ miktarı minimum %50 oranında düşürülebilmektedir.

Çamur yıkama ayrıca azotu uzaklaştırdığı için çamurun gübre değerini düşürmektedir. Bu sebeplerle çamurun toprak şartlandırıcı olarak kullanılmasının amaçlandığı zamanlarda çamur yıkama işleminin uygulanması tercih edilmektedir. Çamur yıkama işleminin potansiyel problemi ise yıkama sonunda ortaya çıkan katı maddenin arıtma tesisinin başına döndürüldüğünde işletme sorunlarına neden olmasıdır (Vesilind, 1980; Water Pollution Control Federation ,1988).

Dolgu Materyallerinin Kullanımı: Çamurların şartlandırılmasında çoğunlukla kullanılan dolgu materyaller kağıt hamuru ve uçucu kül olmaktadır. Dolgu materyalleriyle çamur şartlandırılmasında % 40-50 katı madde konsantrasyonuna ulaşılmasına rağmen büyük oranlarda şartlandırıcı kullanımından dolayı çamur hacminde çok düşük oranlarda azalma elde edilebilmektedir. (Water Pollution Control Federation, 1988)

Arıtma çamurlarının yakılmasıyla elde edilen kül en yararlı kullanıma sahip bulking materyali olarak belirtilmektedir. Bunu nedeni kül arıtma tesisi içinde üretildiği için ulaştırma maliyeti çok düşük olmakta ve bu materyalle şartlandırılmış çamurun susuzlaştırılabilirliği oldukça iyileştirilebilmektedir (Smith ve diğ., 1972).

Asidifikasyon: Asidifikasyon çamurun susuzlaştırılabilirlik özelliğini iyileştirmek için nadiren tercih edilen bir yöntem olmaktadır. Asidifikasyonun çamurun susuzlaştırılabilirliği üzerindeki etkisi anorganik kimyasal maddelerle ya da termal şartlandırma ile karşılaştırıldığında oldukça düşüktür. Ayrıca çamurun asitle şartlandırılmasında kullanılan ekipmanda korozyona, işlem sonrası elde edilen filtrantta yüksek konsantrasyonda ağır metal konsantrasyonuna ve bu filtrantın arıtma

tesisine gönderilmesiyle biyolojik sistemde toksisite problemine neden olunmaktadır (Water Pollution Control Federation, 1988).

Dondurma-Eritme: Arıtma çamurlarının dondurma-eritme yöntemiyle şartlandırılmasıyla susuzlaştırılabilirlik özellikleri önemli ölçüde iyileştirilebilmektedir. Bununla beraber dondurma-eritme şartlandırma yönteminde yatırım ve işletme maliyetleri ile alan gereksinimi kimyasal şartlandırma yöntemiyle karşılaştırıldığında oldukça yüksek olmaktadır. Bu sebeple dondurma-eritme şartlandırma yöntemi küçük ölçekli tesislerde uygulanabilir özelliktedir (Water Pollution Control Federation, 1988).

Literatürde yer alan çalışmalarda aktif çamur dondurma-eritme yöntemiyle şartlandırıldığında elde edilen duru fazda (supernatant) BOI_5 ve KOI değerlerinde artış, bağlı su miktarında, yumak hacminde ve çamur kompresibilitesinde düşüş, ve çamur filtrasyonunda önemli derecede iyileşme elde edildiği görülmektedir (Lee ve Hsu, 1994).

Solvent Ekstrasyonu: Solvent ekstrasyonu ile şartlandırma yönteminde çamurun sıcaklığı yükseltildikten sonra bir solventle (örn. karbontetrakloroetilen) karıştırılmakta ardından santrifuj edilmektedir. Yüksek maliyetleri nedeniyle solvent ekstrasyonu ile çamur şartlandırılmasında tam ölçekli sistemler kullanılmamaktadır (Water Pollution Control Federation, 1988)

Radyasyon: Etzel ve diğ. (1969), çamur şartlandırılmasını gama ışınlarıyla yapmışlardır. Gama ışınlarıyla aktif çamurun şartlandırılmasında serbest radikallerle biyokütlenin etkileşimi sonucu bakteriyal hücre duvarı bozulmakta ve bileşenler hücre dışına çıkmaktadır. Bu bileşenler yüksek miktarda protein ve polimerik nükleik asit içermekte ve polielektrolitin fonksiyonuna benzer şekilde çamurda koagülasyonu sağlamaktadır. Ancak yüksek ekonomik maliyeti nedeniyle radyasyonla çamur şartlandırılması tam ölçekli tesislerde tercih edilmemektedir (Etzel ve diğ., 1969; Water Pollution Control Federation, 1988).

2.3.5 Çamur Susuzlaştırma

Susuzlaştırma, çamurun bünyesinde içerdiği suyun fiziksel (mekanik) yöntemlerle alındığı bir temel prodestir. Çamurların susuzlaştırılmasının nedenleri aşağıda belirtilmektedir:

*Susuzlaştırma işlemi sonrasında çamur hacmi azalmakta ve böylelikle nihai uzaklaştırma işlemini daha düşük maliyette yapılabilmektedir.

*Susuzlaştırılmış çamur yoğunlaştırılmış veya ham çamura göre traktörlerle ve kovalarla çok daha kolay taşınabilmekte ve bant ileticilerle nakledilebilmektedir.

*Susuzlaştırılmış çamurun nem miktarının düşük olması nedeniyle yakma işleminde daha az enerji harcanmaktadır.

*Susuzlaştırılmış çamurun kompostlaştırılmasında kullanılan destekleyici dolgu ayraçları miktarları düşmektedir.

*Çamurun içerdiği su miktarının azaltılması bazı durumlarda kokuşmazlık ve çürümezlik özelliklerinin sağlayabilmektedir (Metcalf ve Eddy, 1991).

Susuzlaştırma ekipmanının seçimi ve proses tasarımı bazı önemli parametreler değerlendirilerek yapılmaktadır. Çamur susuzlaştırılma sisteminin belirlenmesinde rol oynayan bu parametreler; arıtma tesisinden kaynaklanan çamurun karakteri, kaynağı ve miktarı, susuzlaştırılma sonrası oluşacak sıvı fazın tesis verimi üzerine etkisi, susuzlaştırma ünitesinin yatırım ve işletme maliyeti, alan ihtiyacı ve çevreye olan etkileri ile yasal kriterler olarak sıralanmaktadır (Water Pollution Control Federation, 1991).

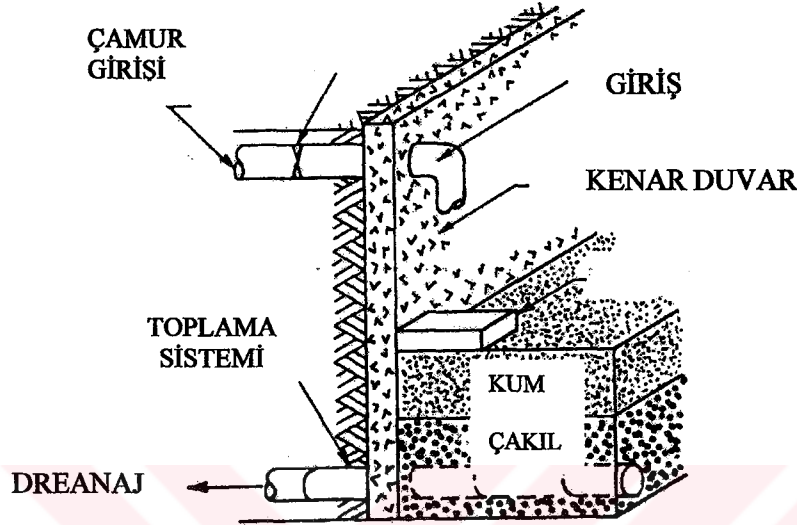
Çamur susuzlaştırılmasında kurutma yatakları ve lagünler gibi doğal arıtma yöntemlerin yanında vakum ve basınç filtrasyonu, bant filtre ve santrifuj gibi mekanik yöntemler de kullanılabilmektedir.

2.3.5.1. Doğal Arıtma Yöntemleri

Kurutma Yatakları: Çamur susuzlaştırılmasında ilk olarak kurutma yatakları kullanılmaya başlanmıştır. Kurutma yatakları basit olarak çakıl ve kumla kaplı, tabanı dren boruları ile döşenmiş havuzlardan oluşmaktadır.

Kurutma yataklarında çamur suyu drenaj ve evaporasyon prosesleriyle alınmaktadır. Drenaj prosesiyle çamurdan suyun ayrılışı 2 adımda gerçekleşmektedir İlk adımda

çamurun bünyesindeki su aşağı doğru süzülür ve dren boruları ile toplanmakta, başka bir deyişle serbest su çamur bünyesinden ayrılmaktadır. İkinci adımda ise yüzey suyu çamurun bünyesinden alınmaktadır. Drenaj prosesiyle çamurdan serbest ve yüzey suyu alındıktan sonra evaporasyon prosesiyle geri kalan su alınmaktadır.



Şekil 2.6 Tipik Bir Kurutma Yatağı Yapısı

Kurutma yatakları uygun olarak tasarlandığında ve işletildiğinde giriş katı madde konsantrasyonundaki değişimden etkilenmeden ve mekanik yöntemlere göre çok daha kuru çamur üretmesine karşın iklim şartları ve alan ihtiyacı sistem seçiminde belirleyici olabilmektedir. Kurutma yataklarının olumlu ve olumsuz özellikleri aşağıda verilmektedir:

Olumlu özellikleri:

- *Uygun alan olduğunda düşük yatırım maliyeti
- *Eğitimli operatör kontrolüne gereksinim duyulmaması
- *Enerji ihtiyacının çok az olması
- *Çamur miktarındaki değişimden sistemin etkilenmemesi
- *Az miktarda kimyasal madde tüketimi
- *Yüksek konsantrasyonda kuru katı madde eldesi (% 30-40)

Olumsuz özellikleri:

- *Geniş alan ihtiyacı
- *Stabilize olmuş çamur ihtiyacı

- *İklim şartlarının tasarımı etkileyebilmesi
- *Göze hoş gelmeyen dış görünüme sahip oluşu
- *Hassas bir ekonomik analiz için gerçekçi bir tasarımın oluşturulamaması

Kurutma yataklarının türleri aşağıda verilmektedir:

- *Konvansiyonel dikdörtgen kurutma yatakları: Etrafı çevreleyici duvarlar, çakıl ve kum tabakaları, drenaj hattı, isteğe göre mekanik çamur uzaklaştırma sistemi ve sera tipi çatısı mevcuttur.
- *Paved dikdörtgen kurutma yatakları: İsteğe bağlı olarak paved kısmında ısıtıcı borular ve yağmurun girmesini engelleyici kaplayıcılar mevcuttur.
- *Wedge-wire kurutma yatakları: Tabanında wedge-wire semptomları döşelidir.
- *Dikdörtgen vakum uygulamalı kurutma yatakları: Yatakta drenajı arttırmak üzere vakum uygulaması mevcuttur (Water Pollution Control Federation, 1991).

Lagünler: Lagünler en hızlı ve en kolay yapılabilen ve en düşük maliyetli çamur susuzlaştırma sistemleridir. Arazide bir çukur açmak ve bunu çamurla doldurmak suretiyle lagünler oluşturulabilmektedir. Bu doğal çamur susuzlaştırma yönteminde sadece evaporasyonla su ayrılabilirdiği için çoğunlukla sıcak iklimlerde kullanılmaktadır. Lagünlerin olumlu ve olumsuz özellikleri aşağıda verilmektedir.

Olumlu özellikleri:

- *Az enerji harcaması
- *Kimyasal madde tüketimi olmaması
- *Çamur miktarındaki değişimden sistemin etkilenmemesi
- *Aritma tesisinde çok çamur yüklemelerine karşı tampon görevi görmesi
- *Organik maddede stabilizasyonu sağlaması
- *Eğitimli operatör kontrolüne gerek duyulmaması
- *Uygun alan bulunduğu düşük yatırım maliyeti)

Olumsuz özellikleri:

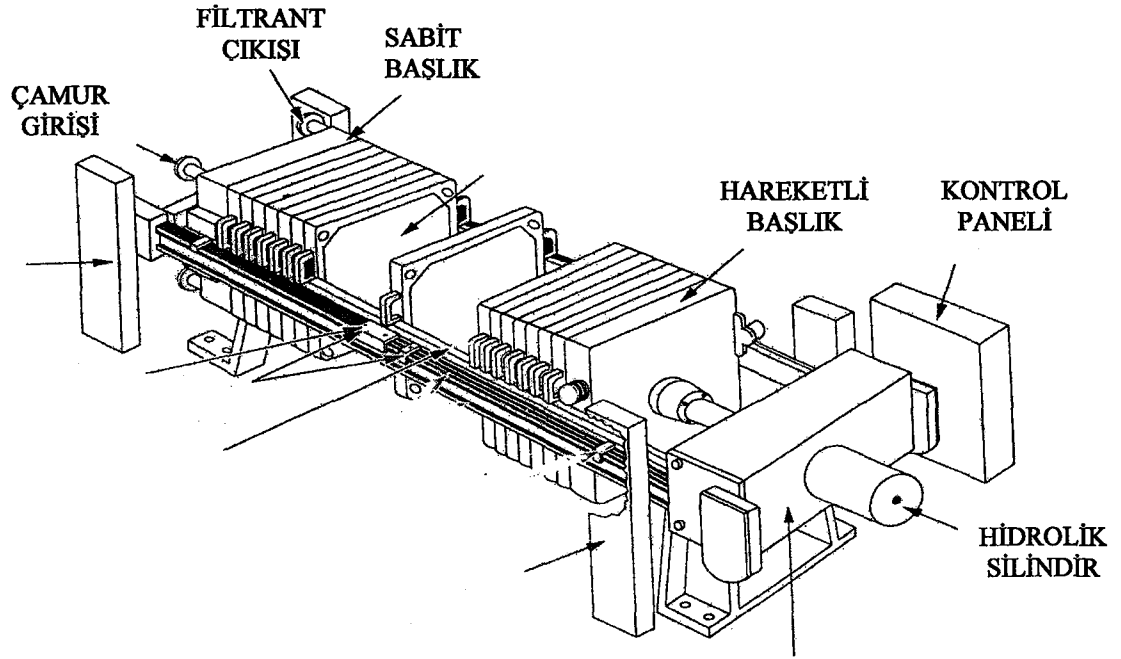
- *Kontrol edilmesi güç kötü koku kaynağı teşkil etmesi
- *Yer altı suyu ile yüzeysel sular için potansiyel kirlilik kaynağı olması
- *Sinek ve sivrisinek barındırışı
- *Göze hoş gelmeyen dış görünüme sahip oluşu
- *Geniş alan ihtiyacı

*Hassas bir ekonomik analiz için gerçekçi bir tasarımın oluşturulamaması
(Water Pollution Control Federation, 1991).

2.3.5.2 Mekanik Yöntemler

Basınç Filtrasyonu (FiltrePres): Basınç filtrasyonunda çamurda suyun ayrımı yüksek pozitif basınç kullanıyla gerçekleşmektedir. Basınç filtrasyonunun en çok kullanılan sistemlerinden olan filtre presler işletme güçlüklerinden dolayı 1970'lere değin geniş bir kullanıma sahip olmamışlardır. Bu tarihten itibaren otomasyon ve mekanizasyonda sağlanan gelişmeler filtre preslerin daha gelişmiş modeller ile kullanım alanlarına ulaşmasını sağlamıştır (Water Pollution Control Federation, 1991).

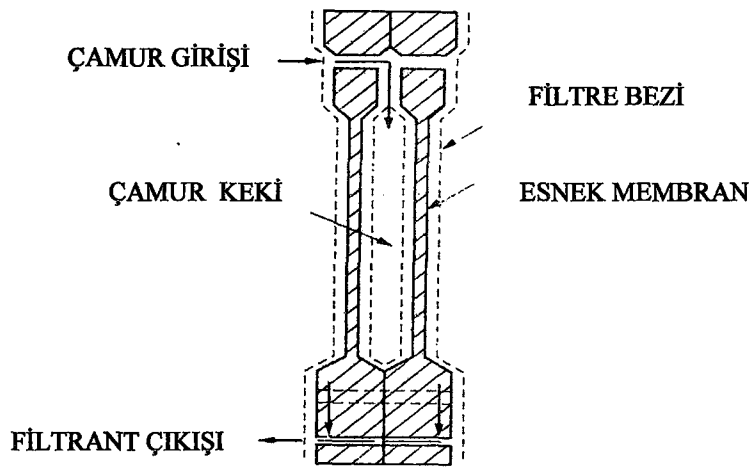
Filtre preslerin en çok kullanılanları, sabit hacimli plakalı filtre presler ve değişken hacimli plakalı filtre preslerdir. Sabit hacimli plakalı filtre presler yanyana ve dikey olarak yerleştirilmiş üzeri filtre bezi ile kaplı plakalardan ve her iki tarafında yerleştirilmiş sabit ve hareketli başlıklardan oluşmaktadır. Çamur 700 ila 1600 kPa basınçla plakalar içine verilmekte ve baş ile sondaki sabit ve hareketli başlıklar sayesinde plakaların yanyana bitişik halde hareketsizliği sağlanmaktadır. Bu esnada filtrant filtre ile kaplı plakadan dışarı doğru drene olarak çıkmakta, plakaların içinde ise katı madde tutulmaktadır. Filtre presler bu şekilde giriş yükleme hızı 1/15 ila 1/20 oranına inene kadar kullanılmakta ve sistem bu hıza ulaştıktan sonra plakalar içindeki çamur kekleri alınmaktadır. Çamur susuzlaştırmasında kullanılan tipik bir sabit hacimli plakalı filtre pres Şekil 2.7'de gösterilmektedir.



Şekil 2.7 Sabit hacimli plakalı filtre presin şematik görünümü

Değişken hacimli plakalı filtre preslerde ise plakaların yüzü esnek bir membranla kaplanmıştır.

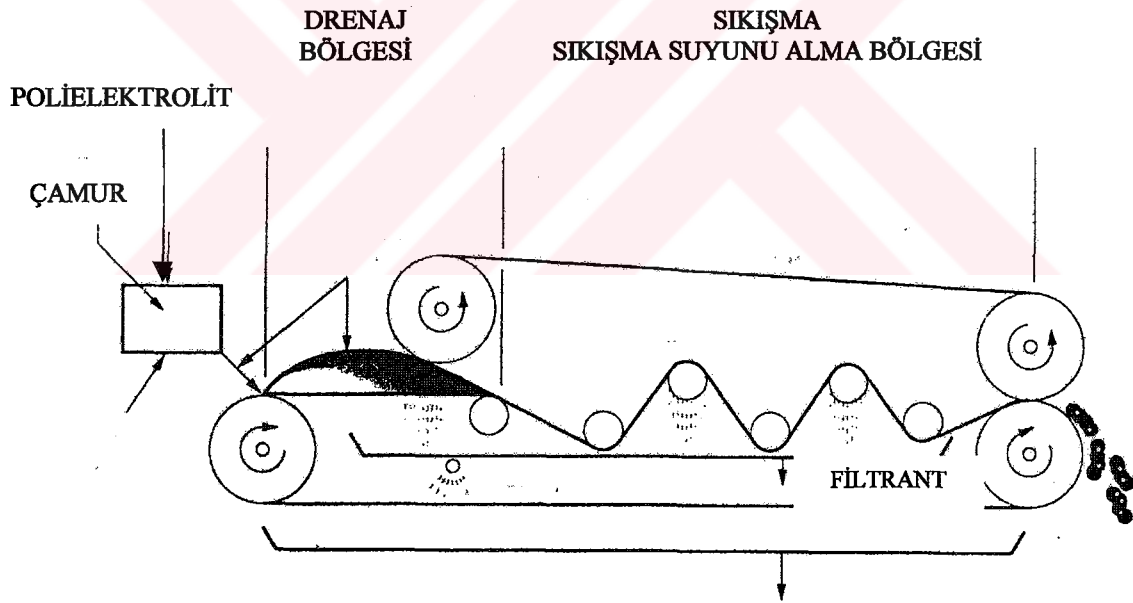
Bu sistemin çalıştırılmasında önce plakalara çamur doldurulmakta ardından membrana 1500-2000 kPa su veya hava ile basınç uygulanmaktadır.. Bu esnada filtrant aşağı doğru süzülerek çamurdan ayrılmaktadır Değişken hacimli plakalı filtre presin dikey kesiti Şekil 2.8’de verilmektedir.



Şekil 2.8 Değişken hacimli plakalı filtre presin şematik görünümü

Pres Filtrasyonu (Bant Filtre): Bant filtreler geniş bir kullanım alanına sahip olarak bugün Avrupa'da diğer susuzlaştırma yöntemlerinin yerinin almaktadır. Bu sistemlerin enerji gereksinimlerinin santrifuj ve vakum filtrelerle göre daha düşük olmasından dolayı 1970 lerin ortalarından itibaren Amerika'da da çamur susuzlaştırma işlemlerinde tercih edilmektedir (Water Pollution Control Federation, 1991).

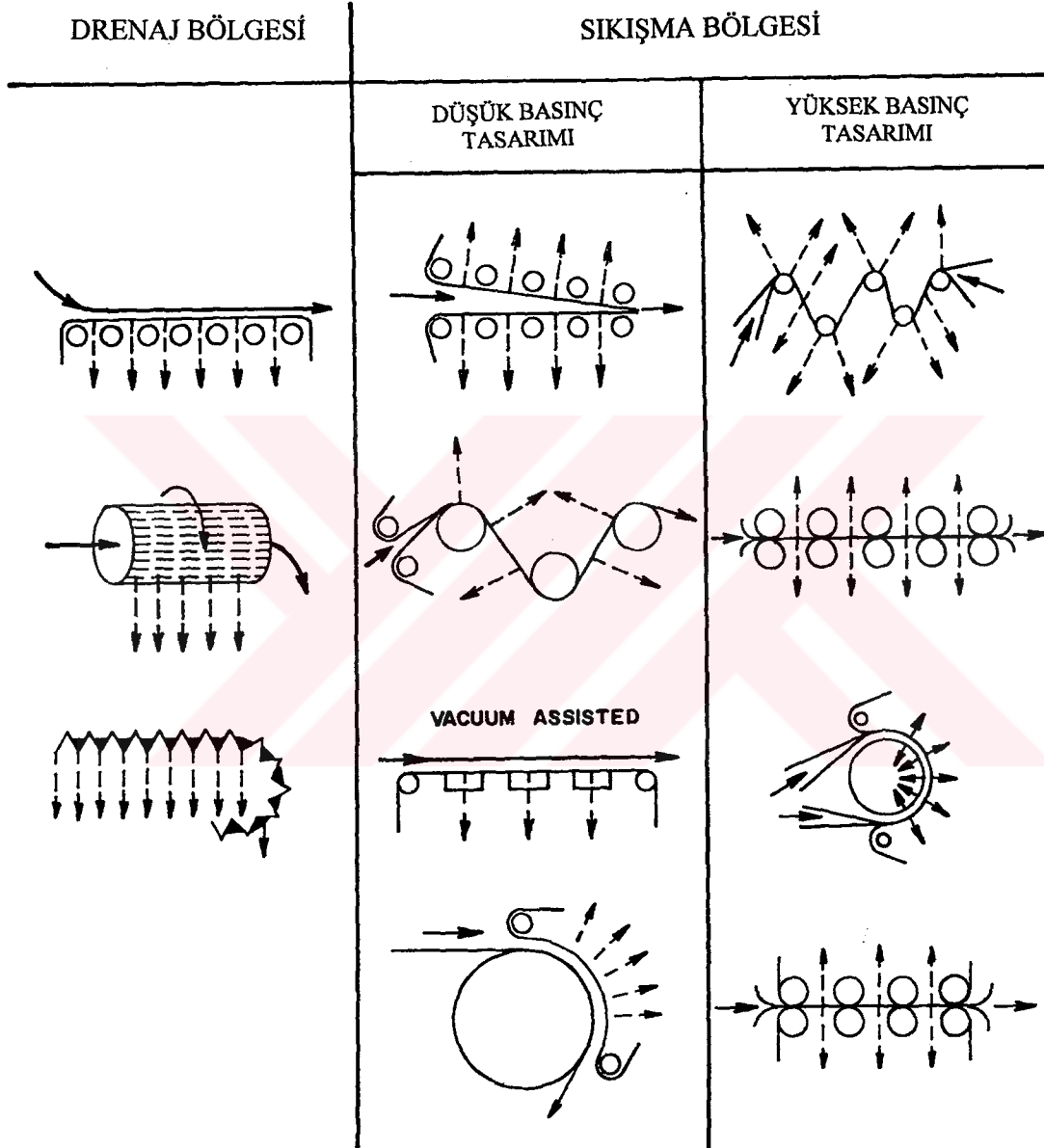
Bant filtrelerde çamur susuzlaştırılması üç aşamada gerçekleşmektedir: kimyasal şartlandırma, gravite ile drenaj ve çekme/basınç (ya da sıkıştırma) kuvvetlerinin uygulanımı. Birinci aşamada çamurun çoğunlukla polimer kullanımı ile kimyasal şartlandırılması yapılmaktadır. İkinci aşamada şartlandırılmış çamur gravite ile suyunun alındığı bölüme alınmakta ve burada serbest su çamurun yapısından ayrılmaktadır. Üçüncü ve en son aşamada ise çamur iki bant arasında susuzlaştırılmaktadır (Metcalf ve Eddy, 1991).



Şekil 2.9 Bir Bant Filtrenin Şematik Görünümü

Bant filtrelerde çamurdan suyun alımını kolaylaştırmak amacıyla alternatif tasarımlar kullanılabilmektedir. Filtre verimini arttırmayı da hedefleyen bu tasarımlar gravite ile drenaj arasında vakum uygulaması ya da döner elek kullanımı olabilmektedir. Sıkıştırma bölgesinde gerçekleşecek filtre verimini arttırmayı amaçlayan tasarımlar

ise çok daha farklı şekillerde uygulanabilmektedir. Bant filtrelerin gravite, drenaj ve sıkıştırma bölgelerinde uygulanabilecek tasarımlar Şekil 2.10'da verilmektedir (Water Pollution Control Federation, 1991).



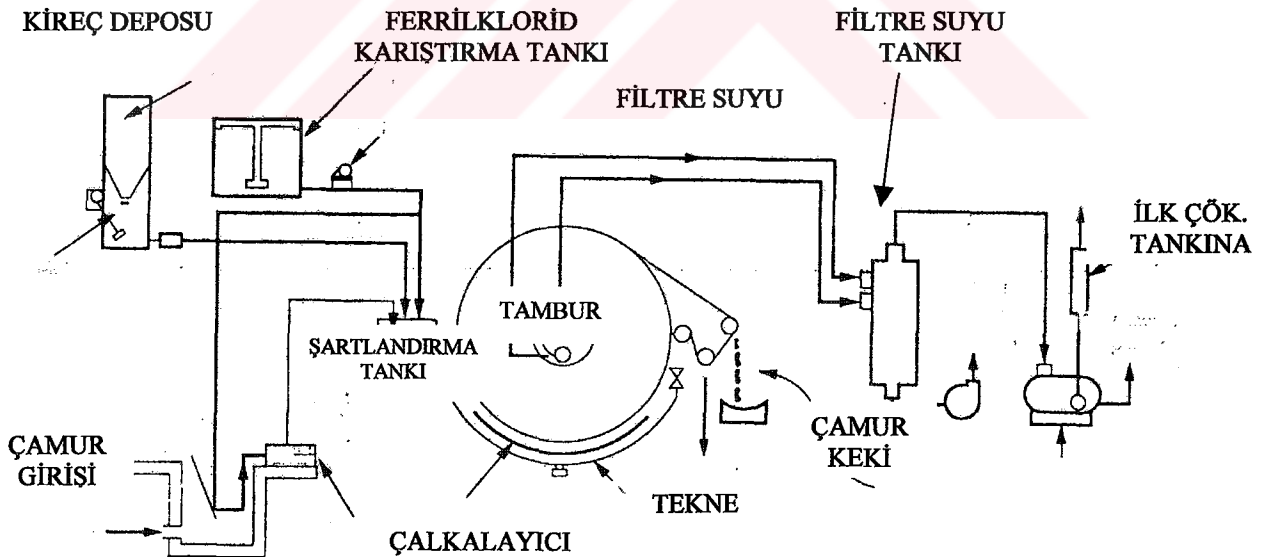
Şekil 2.10.Bant Filtre Preslerde Çamurdan Suyun Alınmasını Kolaylaştıran Alternatif Tasarımların Şematik Gösterimi

Vakum Filtrasyonu: Vakum filtrasyonu evsel aktif çamurun susuzlaştırılmasında 60 yılı aşkın süredir kullanılmaktadır. Ancak susuzlaştırma ekipmanlarındaki gelişme ve ilerlemeler vakum filtrelerinin kullanımını son on yıldır azaltmıştır (Metcalf ve Eddy, 1991).

Vakum filtreleri esas olarak çamur içine kısmen batırılmış döner silindirik bir tamburdan oluşmaktadır. Silindirik tamburun üzerine geçirilen filtre bezinin seçimi susuzlaştırılacak çamur tipine bağlı olarak değişmektedir. Vakum filtrasyonu kısmen çamur içine batırılmış ve etrafı filtre bezi ile kaplı tambura içeri doğru vakum uygulamasıyla iç tarafta filtrantın dış tarafta çamur kekinin oluşumu suretiyle sağlamaktadır. Şekil 2.11’de tipik bir vakum filtrasyon sistemi verilmektedir. (Water Pollution Control Federaton, 1991)

Çamur susuzlaştırılmasında vakum filtrasyonunun amaçları aşağıda sıralanmaktadır:

- *Yüksek katı madde konsantrasyonlu filtre keki oluşumu
- *Temiz filtrant eldesi
- *Verimli filtre yaprağı değerlerine ulaşılması



Şekil 2.11 Tipik bir vakum filtrasyon sistemi.

Vakum filtrasyonu ile yapılan susuzlaştırma uygulamalarında elde edilen performans sonuçları büyük ölçüde çamurun karakteristik özelliklerine bağlı olarak

değişmektedir. Çamurlara kimyasal şartlandırma işleminden sonra vakum filtrasyonu uygulandığı takdirde çıkış katı madde konsantrasyonu artmakta, elde edilen filtrantın katı madde konsantrasyonu düşmekte ve çamurun susuzlaştırılma özellikleri iyileşmektedir. Vakum filtrasyonundan önce çamur şartlandırmasında en yaygın olarak kullanılan kimyasal maddeler kireç, demir (3) klorür ve polimerlerdir (Metcalf and Eddy., 1991).

Vakum filtrelerinin işletme performanslarının belirlenmesinde en çok tercih edilen parametre filter yaprağı ve kek katı madde konsantrasyonudur. Kullanılan çamur tipine bağlı olarak vakum filtrasyonu ile elde edilen filtre yaprağı ve katı madde konsantrasyonları Tablo 2.6'da verilmektedir.

Tablo 2.6 Çeşitli Çamur Türleri İçin Vakum Filtrasyonu İle Elde Edilen Filtre Yaprağı ve Kek Katı Madde Konsantrasyonları (Water Pol. Control Fed., 1980)

Çamur	Kek (% katı madde)	Filter Yield (kg/m ² -saat)
Ham ön çöktürme çamuru	25-30	24-49
Ham ön çöktürme ve damlatmalı filtre çamuru	20-26	15-29
Ham ön çöktürme ve aktif çamur	16-24	10-24
Ham aktif çamur	12-18	5-10
Çürütülmüş ön çök. ve damlatmalı filtre çamuru	20-28	20-29
Çürütülmüş ön çöktürme ve aktif çamur	18-24	15-24
Termal arıtılmış ön çöktürme çamuru	30-50	39-73
Termal arıtılmış ön çök. çamuru ve aktif çamur	30-50	15-29
Termal arıtılmış aktif çamur	30-50	5-15

Vakum filtrasyon sistemlerinin olumlu ve olumsuz özellikleri aşağıda sıralanmaktadır:

Olumlu özellikleri:

- *Yüksek konsantrasyonda kuru katı madde eldesi
- *Eğitimli operatör kontrolüne gerek duyulmaması

Olumsuz özellikleri:

- *Fazla enerji harcaması
- *Sürekli operatör kontrolü gerekliliği
- *Vakum pompalarının gürültülü oluşu
- *İnorganik şartlandırıcı kullanıldığında filtreyi tıkama olasılığı

2.3.6 Çamur Susuzlaştırmasında Kullanılan Parametreler

2.3.6.1 Filtrasyona Karşı Özgül Direnç (SRF)

Çamurun susuzlaştırılma özelliğini en iyi tayin eden parametrelerden biri Filtrasyona Karşı Özgül Direnç (specific resistance to filtration-SRF)'dir. Özellikle susuzlaştırma ekipmanlarının kullanımı ve verim tayininde SRF ölçümünden yaygın olarak yararlanılmaktadır. SRF deneyinin esası çamurun bünyesinden suyun ayrılışının zamana bağlı olarak ölçümüdür. Çamur bünyesinden suyun ayrılışında filtre kağıdında süzme gerçekleştirildiği için çamurun susuzlaştırma özelliğinin yanında fiilte edilebilirliğini de göstermektedir.

SRF'nin çamur susuzlaştırılması konusunda güvenilir ve kullanışlı bir parametre olmasının temel nedeni ölçümün teorik bir altyapıya dayanmasıdır. Darcy Kanunu'ndan hareketle hazırlanan aşağıdaki denklemle SRF hesaplanmaktadır (Water Pollution Control Federation, 1988).

$$R = \frac{2 \times P \times A^2 \times b}{\mu \times w} \quad (2.2)$$

Bu denklemde;

$R = \text{SRF (m/kg)}$

$b = \text{filtrat hacmi (V)'ne karşılık çizilen } t/V \text{ eğrisinin eğimi (s/m}^2 \text{)}$

$A = \text{filtre alanı (m}^2 \text{)}$

$P = \text{vakum basıncı (N/m}^2 \text{)}$

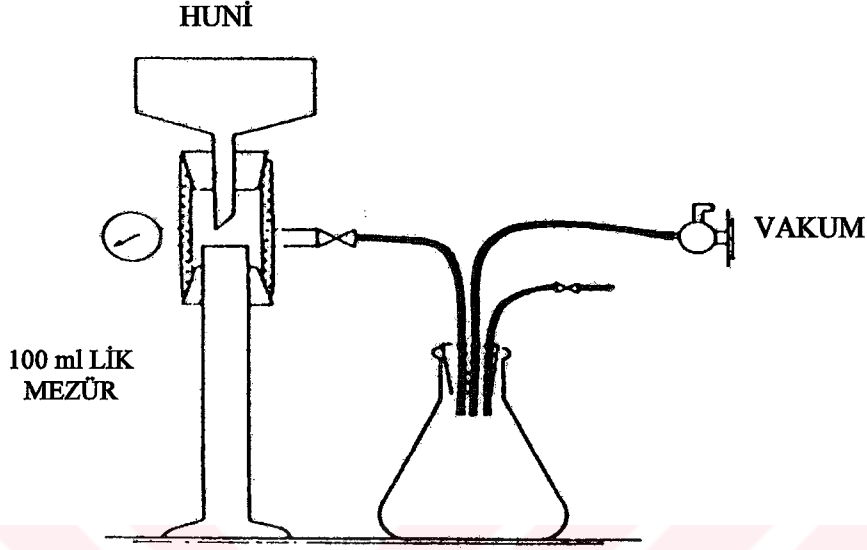
$\mu = \text{çamurun dinamik viskozitesi (N-s/ m}^2 \text{)}$

$w = \text{birim filtrant hacmi başına düşen çamurun kuru ağırlığı (kg/m}^3 \text{)}$

$t = \text{başlangıçtan itibaren geçen filtrasyon süresi (s)}$

Literatürde yeralan bilgiler incelendiğinde Vesilind'in formüldeki μ değeri için çamurun viskozite değerinin konulmasını savunduğu görülmektedir. Ancak çamurun viskozitesinin ölçümü oldukça zor ve karmaşık bir özellik taşımaktadır. Ayrıca Christensen ve Dick (1985) çamurun şartlandırılmasında aşırı dozlama yapılmadıkça çamurun dinamik viskozitesinin suyunkiele eşit olduğu ve bu değer formülde kullanılmasının hataya neden olmayacağını çalışmalarında göstermişlerdir. Bu sebeple aşırı kimyasal madde dozlarının kullanıldığı özel şartlar hariç, çamurda

SRF 'in ölçümünde suyun viskozite değerinin kullanılması birçok literatür çalışması içinde yer almaktadır (Higgins ve Novak, 1997a; Higgins ve Novak, 1997b) SRF deneyinde kullanılan Buchner hunisi aygıtı Şekil 2.12'de gösterilmiştir.



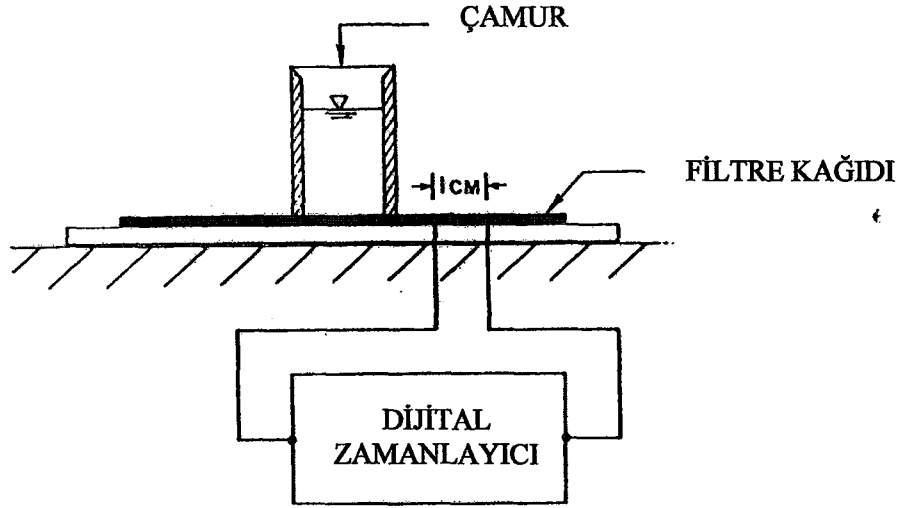
Şekil 2.12 Buchner Hunisi Aygıtının Şematik Görünümü (Vesilind, 1980)

Bu parametrenin genel ölçüm yöntemi şöyledir: Şekil 2.12'de verilen Buchner hunisi aygıtı SRF ölçümünde kullanılmaktadır. Buchner hunisi içerisine önceden kuru ağırlığı ölçülmüş filtre kağıdı yerleştirildikten sonra çamur numunesi belirli bir hacimde (50 – 100 ml) içine dökülür ve sisteme vakum uygulanır (genellikle 360 mmHg). Vakumun başladığı andan itibaren belirli zaman aralıklarıyla mezür içinde toplanan filtrant hacmi kaydedilir. Bu işlem huni içindeki çamur kekinde çatlaklar oluşunca durdurulur. Filtre kağıdı huni içinden üstündeki çamur keki ile beraber alınarak 103-105°C'ye kurutulur ve kuru kek ağırlığı hesaplanır. Kuru kek ağırlığı toplam filtrant hacmine bölünerek formüldeki w değeri bulunur. Denklemden b ise $t/V-V'$ grafiğinin eğimini vermektedir (Christensen ve Dick, 1985).

2.3.6.2 Kapiler Emme Süresi (CST)

Kapiler Emme Süresi (CST) çamurun susuzlaştırma özelliğinin tayininde en hızlı ve kolay şekilde uygulanabilen bir ölçüm yöntemidir. Deneyin esası çamurun suyunu kapiler emme yardımıyla kalın bir filtre kağıdında 10 mm ilerleyebilmesi için gereken sürenin ölçülmesine dayanmaktadır. CST ölçümünün teorik bir altyapısı yoktur, tümüyle ampirik olarak ifade edilebilen bir parametredir.

CST aygıtının şematik görünümü Şekil 2.13’de verilmiştir.



Şekil 2.13 CST Aygıtı Şematik Görünümü

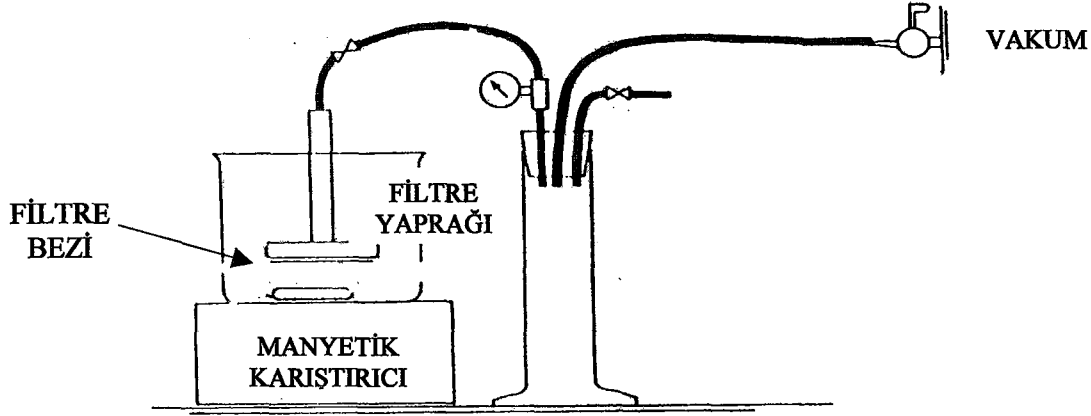
CST parametresinin ölçümü çok kısa sürede gerçekleştirilebilmektedir. Çamur numunesi 10 veya 18 mm çaplı rezervuarın içerisine boşaltılır ve filtre kağıdı çamurun içerisindeki suyun dairesel dalgalar halinde yayılarak emilmesi sağlanır. Çamur suyu ilk proba değdiği anda kronometre(zamanlayıcı) çalışmaya başlar ve ikinci proba değdiği anda durur. Kronometre üzerinde ölçülen süre CST olarak kaydedilmektedir (Vesilind, 1980).

2.3.6.3 Filtre Yapağı Deneyi

Filtre yapağı deneyi özellikle vakum filtrelerinin tasarımı ve işletilmesinde kullanılmaktadır. Filtre yapağı aygıtı yuvarlak bir diskin vakum hattına bağlanması suretiyle oluşmaktadır. Bu diskin etrafına geçirilen bez vakum filtrede kullanılan ortamı temsil etmektedir. Bu sebeple çoğunlukla vakum filtrenin tasarlanmasında kullanılması düşünülen filtre bezi, diske geçirilmekte ve deneyde kullanılmaktadır. Aşağıdaki denklemden yararlanarak filtre yapağı ölçülmektedir (Water Pollution Control Federation , 1988) .

$$\text{Filtre yapağı} = \frac{\text{Toplam kek kuru ağırlığı}}{\text{Filtre diski alanı} \times \text{çevrim süresi}} \quad (2.3)$$

Bu denklemde yeralan Filtre yaprağı $\text{lb/ft}^2\text{-saat}$ veya $\text{kg/m}^2\text{-saat}$; toplam kek kuru ağırlığı lb veya kg ; disk alanı ft^2 veya m^2 ve çevrim süresi ise saat birimiyle ifade edilmektedir (Vesilind, 1980). Filtre yaprağı aygıtının şematik görünümü Şekil 2.14’de verilmiştir.



Şekil 2.14 Filtre yaprağı aygıtı şematik görünümü

Bu parametrenin genel ölçüm yöntemi şöyledir : Tasarımı yapılacak vakum filtre için seçilen filtre bezi diskin üzerine geçirilir. 2 l’lik bir beher içerisine çamur numunesi konur ve disk çamur içine batırılarak vakum başlatılır (genelde 750 mmHg). Disk çamur içindeyken 30 s, çamur dışındayken 60 s vakuma devam edilir. Ardından vakum kapatılır ve 30 s içinde disk üzerinde oluşmuş çamur keki filtre bezinden spatula ile ayrılarak kuru ağırlığı tayin edilir. Çevrim süresi olarak tüm deney süresini ifade eden 2 dak (30s+60s+30s) kullanılmaktadır (Vesilind, 1980).

3. ÇAMURUN KİMYASAL HİDROLİZİ VE METAL İYONLARI İLE ÇAMUR ŞARTLANDIRILMASI KONUSUNDAKİ GELİŞMELER

3.1. Çamurun Kimyasal Hidrolizi

3.1.1. Çamur Hidrolizi Hakkında Genel Bilgi

Hidroliz işlemleri atıksu arıtma tesislerinden kaynaklanan çamurların işlenmesi ve uzaklaştırılması işlemlerinin yatırım ve işletme maliyetlerini düşürmek ve verimini artırmak üzere özellikle 1980 li yılların ortalarından itibaren üzerinde sıkça çalışılmaya başlanan önemli araştırma konularından biridir. Özellikle biyolojik arıtma tesislerinden kaynaklanan çamurların bünyesinden suyunun alınması ve işlenmesi sırasında karşılaşılan problemler hidroliz konusundaki araştırmaların aktif çamur üzerinde yoğunlaşmasına neden olmuştur. Çamur arıtma işlemlerinin farklı kademelerinde yürütülen hidroliz uygulamasının temel amacı çamurun bünyesindeki karbonlu ve azotlu organik maddelerin serbest kalmasını ve bu maddelerin çözünmüş forma geçmesini sağlamaktır. Literatürde yer alan çalışmalara incelendiğinde çamur hidrolizinin bir ön arıtma işlemi olarak ve diğer arıtma kademelerinin verimini arttırmak amacıyla yapıldığı görülmektedir. Bu bağlamda örneğin anaerobik çürütme işlemlerinden önce ve bu işlemin verimini arttırmak amacıyla çamurun kimyasal hidrolizi gerçekleştirilmektedir. Ayrıca atıksu arıtma tesislerinin denitrifikasyon birimleri için gereken karbon kaynağı olarak çamurun kimyasal hidrolizi ile elde edilen çözünmüş fraksiyon da kullanılabilir.

3.1.1.1. Çamurun Asitle Termokimyasal Hidrolizi

Asit hidroliz çoğunlukla atık aktif çamurlara asit eklenmesi suretiyle yapılan ve pH'nın 3 ve 3'ün altına düşürülmesini amaçlayan kimyasal bir işlemdir. Literatürde yer alan çalışmalar incelendiğinde asitle çamur hidrolizinin çoğunlukla 100-200°C arasında değişen yüksek sıcaklıklarda görülmektedir (Yang ve Gaudy, 1974a, b; Singh ve Patterson, 1974; Everett, 1974; Stuckey and McCarty, 1979; Woodard ve Wukasch, 1994; Saiki ve diğ. 1999; Beccari ve diğerleri 1993).

Atık aktif çamurun asitle hidroliz uygulaması yüksek sıcaklıklarda bir ön arıtma işlemi olarak gerçekleştirildiğinde diğer çamur arıtma kademelerinin verimini artırmaktadır. Özellikle anaerobik çürütme prosesinin verimini artırmak amacıyla asit hidroliz bir ön arıtma işlemi olarak uygulanmaktadır. Saiki ve diğerleri (1999) endüstriyel aktif çamurun asit ve alkali hidrolizini incelemek üzere yaptıkları çalışmada kesikli ve sürekli düzende çalışan reaktörlerde deneyler gerçekleştirmişlerdir. Kesikli reaktörlerde yürütülen çalışmada endüstriyel aktif çamura 0.01, 0.02 ve 0.03 N konsantrasyonu elde etmek üzere HCl veya NaOH eklenerek 50 ile 80°C sıcaklık aralığında inkübasyon gerçekleştirilmiştir. Inkübasyon sonrasında elde edilen toplam organik karbon (TOK) konsantrasyonunun hidroliz öncesi toplam organik karbon konsantrasyonuna oranı solubilizasyon yüzdesi olarak ifade edilmiştir. Benzer şekilde inkübasyon sonrasında elde edilen çözünmüş fazdaki uçucu yağ asitlerinin (VFA) toplam organik karbon konsantrasyonunun hidroliz öncesi toplam organik karbon konsantrasyonuna oranı ise uçucu yağ asitlerinin oluşum yüzdesi olarak değerlendirilmiştir. 0.01 N HCL kullanılarak kesikli düzende çalıştırılan reaktörlerde 50°C de %7, 60°C de %9, 70°C de %10 ve 80°C de %9 uçucu yağ asitleri dönüşüm oranları elde edilmiştir. 0.03 N HCl konsantrasyon kullanılarak kesikli düzende çalıştırılan reaktörlerde ise 50°C % 22, 60°C de % 19, 70°C de %32 ve 80°C de %36 çözünürlük oranlarına ulaşılmıştır.

Anaerobik yürütülen bu deneysel çalışmada çürütme prosesini temsil eden inkübasyon işlemi esnasında uçucu yağ asitlerinin çamur fraksiyonundan ayrıldığı belirlenmiştir. Uçucu yağ asitleri ise çamurların anerobik çürütme işleminin metan fermentasyonu prosesinde substrat olarak kullanılmaktadırlar. Dolayısıyla endüstriyel aktif çamurun HCl ile gerçekleştirilen ve bir ön arıtma işlemi olarak değerlendirilebilecek asitle hidrolizi sonrasında anaerobik çürütme işlemi gerçekleştiğinde aşağıdaki sonuçlar elde edilmektedir:

- *Karbonlu organik maddelerin çözünürlüğünde %36 ya ulaşan artış
- *Metan fermentasyonu için gereken substrat eldesi
- *Renksiz ve konvansiyonel bir katı/sıvı faz ayırıcı prosesine gerek duyulmadan çamur fraksiyonundan ayrılabilen duru faz.

Saiki ve diğerleri (1999), yürüttükleri bu çalışmada, aktif çamurun asitle termokimyasal hidrolizinde yüksek solubilizasyon oranlarına ulaşılmasının yanında termal yöntemin yardımı olmadan da (ya da yüksek sıcaklıklarda çalışılmaksızın) sadece asit hidrolizinin

optimum reaksiyon şartlarında uygulanması ile de oldukça yüksek çözünürlük oranları elde edilebileceği sonucuna varmışlardır.

Woodard ve Wukasch (1994), bir ilaç endüstrisi atık su arıtma tesisinde kaynaklanan atık aktif çamurun asitle termokimyasal hidrolizini farklı sıcaklıklar, dozajlar ve reaksiyon süreleri için incelemişler ve asit ile hidroliz sonrası elde edilen supernatantın (yada hidrolisatın) geri devrinin çözünürlük verimi üzerindeki etkisini araştırmışlardır. Bu çalışmada atık aktif çamurun 25-90°C arasındaki sıcaklıklarda; 5-60 dakika arasında değişen reaksiyon süreleri boyunca 0.5-8 g/g AKM dozajında asitle hidrolizi AKM solubizasyonundaki artışla ifade edilmiştir. Aynı çalışmada farklı asit dozlarının çamurun susuzlaştırılabilirlik özelliği üzerindeki etkileri de incelenmiştir. Bu çalışmada elde edilen sonuçlar aşağıda verilmektedir.

Atık aktif çamurun asitle hidrolizinde reaksiyon (ya da karıştırma süresi) ve/veya sıcaklık artırıldıkça çözünürlük oranı da artmaktadır (Woodard ve Wukasch, 1994). Atık aktif çamurun oda sıcaklığında 5 dakika boyunca 4 g/g AKM dozunda asit hidrolizi sonrasında %60 oranında AKM çözünürlüğüne ulaşılmıştır. Bu noktadan hareketle endüstriyel atık aktif çamurun asitle kimyasal hidrolizinde optimum reaksiyon koşulları sağlandığında yüksek sıcaklıklarda çalışılmaksızın (ya da termal şartlar gerekmeksizin) yüksek çözünürlük oranlarına ulaşılabileceği sonucuna varılmıştır. Aynı çalışmada sabit oda sıcaklığında (25°C) gerçekleştirilen aktif çamurun hidroliz deneylerinde asit dozu 0,5g/g AKM dan 1g/g AKM ye çıkarıldığında AKM çözünürlüğü %29 dan %54 oranına artış görülmüştür. Dolayısıyla aktif çamura uygulanan 0.5-1 g/g AKM kimyasal dozları arasında AKM çözünürlüğünün hızla artmasını sağlayacak bir asit bariyeri ya da çözünürlük limitinin bulunduğu ifade edilmiştir. Asit aktif çamurun asitle hidrolizi sonrasında elde edilen supernatant, hidrolisat / çamur oranı 1:1 olacak şekilde geri devir yapıldığında ve ardından 0,5g/g AKM dozunda asitle çamur muamele edildiğinde çözünürlük oranı geri devir yapılmayan duruma göre %38'den % 54'e yükseldiği belirlenmiş ve bu artışın sadece 1g/g AKM asit dozu ile elde edilen çözünürlük yüzdesine eşit olduğu ifade edilmiştir (Woodard ve Wukasch, 1994). Dolayısıyla atık aktif çamurun asitle hidrolizi sonrasında elde edilen duru fazın yine başka bir hidroliz sonrasında kullanılışı ya da geri devri ile daha düşük oranda asit dozlaması yeterli olabilmektedir. Aynı bağlamda aktif çamur 0.5 g/g AKM dozunda asitle hidroliz edildiğinde ve hidrolisat/çamur oranı 1:1 den 5:1 e çıkarıldığında çözünürlük oranı %54'den % 59'a çıkarılabilmektedir.

Son yıllarda fosil yakıtları kaynaklarındaki azalma ve bunların kısıtlı kullanımları nedeniyle yeni yakıt kaynaklarına yönelim ve araştırma kaynakları doğmaktadır. Bu konuda yapılan araştırmalara evsel katı atıkların organik fraksiyonlarının biorafinasyonu ve anaerobik çürütme örnek olarak verilmektedir. Evsel katı atıkların organik fraksiyonların biyolojik rafinasyon işlemi asidojenik fermantasyon prosesiyle mümkün olabilmektedir. Organik evsel atıkların asidojenik fermantasyonunu kolaylaştırmak amacıyla asit hidroliz bir ön arıtma işlemi olarak da uygulanmaktadır. Bu konuda Beccari ve diğ. (1993), organik evsel katı atığın NaOH ve Ca(OH)_2 ayraçları ile 20 ve 100°C sıcaklıklarda gerçekleştirilen asit ve alkali hidrolizini incelemişlerdir.

Bu çalışmada hidroliz sonrası elde edilen çözünürlük ve fermantasyon dönüşümü oranlarını ise KOİ konsantrasyonu bazında tarif edilmiştir (Beccari ve diğ., 1993). Söz konusu çalışmada evsel katı atığın organik fraksiyonunda % 1'lik HCl kullanımıyla sağlanan hidrolizde 20°C' de 120 saat reaksiyon süresince %14.1, 100°C de 1 saat reaksiyon süresince %17.4 çözünürlük oranı elde edilmiştir. Aynı şekilde %1 lik H_2SO_4 kullanımı ile sağlanan hidrolizde 20°C 120 saat reaksiyon süresince %12.7, 100°C 1 saat reaksiyon süresince %17.7 çözünürlük oranlarına ulaşılmaktadır. Beccari ve diğ. tarafından yapılan çalışmada evsel katı atığın organik fraksiyonunun hidrolizinde en iyi sonuçlara ise NaOH kullanılan setlerde ulaşılmaktadır. %1 lik NaOH kullanımı ile 20°C' de 120 saat süresince % 24, 100°C de 1 saat reaksiyon süresince %34.4 oranında organik evsel katı atığın hidrolizi gerçekleştirilmiştir. Dolayısıyla yürütülen bu çalışmada evsel katı atıkların organik fraksiyonlarının asit ya da alkali hidrolizi bu atıkların fermantasyonunu kolaylaştıran bir ön arıtma işlemi olarak değerlendirilmiştir (Beccari ve diğ. 1993).

Yeni yakıt kaynakların araştırılmasında üstünde çalışılan diğer bir konu da atık aktif çamura uygulanan anaerobik çürütme işlemidir. Atık aktif çamurun anaerobik çürütülebilirlik özelliğini iyileştirmek ve daha fazla metal gazı eldesi amacıyla yüksek sıcaklıklarda asitle hidroliz gerçekleştirilmektedir. Stuckey ve McCarty (1978) yaptıkları çalışmada, 300 mek/L konsantrasyonunda NaOH, Ca(OH)_2 ve HCl ile muamele ettikleri atık aktif çamur; 150 ile 250°C arasındaki sıcaklıklarda işletilen anaerobik reaktörlere verilmiştir.

Bu çalışmada kimyasal madde kontrol reaktörünün sonuçları ile bu reaktörlerin sonuçları çözünmüş N , çözünmüş P, çözünmüş RNA, KOİ solubizasyon oranı , toplam KOİ nin metan gazına dönüşüm yüzdesi ve toksisite ölçümlerinin karşılaştırılması ile irdelenmiştir.

Atık aktif çamurun termokimyasal hidrolizi sonucunda 175°C de işletilen kontrol reaktöründe % 48, Ca(OH)₂ kullanılan reaktörde %40, NaOH kullanılan reaktörde %55 ve HCl kullanılan reaktörde %54 çözünürlük oranları elde edilmiştir. 200°C de reaktörler çalıştırıldığında kontrol reaktöründe % 50, NaOH kullanılan reaktörde %54 ve HCl kullanılan reaktörde % 52 KOİ çözünürlük oranlarına ulaşılmıştır. Kimyasal madde ilavesi olmayan kontrol reaktörleri 225 ve 250°C sıcaklıklarda çalıştırıldığında %51 ve %47 KOİ çözünürlük oranları elde edilmiştir.

Bu çalışmada protein, aminoasitler ve RNA olmak üzere tüm azotlu organiklerin 150°C ve daha üstü sıcaklıklarda çözünmüş forma dönüştürülebildiği, kimyasal madde ilavesi ile bu oranın daha da arttırılabileceği belirtilmiştir.

Stuckey ve McCarty (1978) tarafından yürütülen çalışmada, toplam KOİ nin metal gazına dönüşüm oranları 175°C' de işletilen kontrol reaktöründe %68, Ca(OH)₂ kullanılan reaktörde %60 , NaOH kullanılan reaktörde % 78 ve HCl kullanılan reaktörde %75 olarak ölçülmüştür. Reaktörler 200°C'de çalıştırıldığında ise hiç kimyasal madde kullanılmaksızın NaOH kullanıldığında %75, HCl kullanıldığında %76 oranında metan gazı dönüşümü sağlanmıştır. Dolayısıyla bu çalışmada, termokimyasal hidroliz atık aktif çamura bir ön arıtma olarak uygulandığında;

*azotlu ve karbonlu organik bileşiklerin yüksek oranlarda hidrolizi sağlandığı

*çürütme sonrası metan gazı eldesi artan oranlarda gerçekleştirilebildiği ifade edilmiştir

3.1.1.2.Çamurun Alkali Hidrolizi

Evsel ve endüstriyel atıksu arıtma tesislerinden kaynaklanan aktif çamurların stabilizasyonu günümüzde üzerinde çalışılan arıtma yöntemlerinden biri olarak gündeme gelmektedir. Özellikle ikinci kademe atıksu arıtma tesislerinden kaynaklanan çamurların arıtımında aerobik ve anaerobik çürütme işlemleri uygulanmaktadır. Anaerobik çürütme diğer stabilizasyon işlemlerine göre taşıdığı avantajlar nedeniyle ikinci kademe atıksu arıtma çamurlarının işlenmesinde en yaygın olarak kullanılan proseslerden biridir. Özellikle atık aktif çamurun stabilizasyonu amacıyla uygulanan anaerobik çürütmenin avantajları arasında; daha düşük hacimde çamur eldesi, daha düşük miktarda nütrient ihtiyacı, sistemin çalışmasında oksijene gereksinim duyulmaması ve kullanışlı bir yakıt olan metan gazı eldesi sayılabilmektedir (Ray ve diğ., 1990).

Yüksek yatırım ve işletme maliyetleri ile uzun (20-30 gün) hidrolik bekleme sürelerinde çalıştırılmaları ise anaerobik çürütme proseslerinin dezavantajları arasında sayılmaktadır. Yapılan araştırmalar anaerobik çürütme işleminde hız kısıtlayıcı adımın aktif çamurun hidrolizi (ya da çözünürlüğü) olduğunu göstermektedir (Eastman ve Ferguson, 1981). Dolayısıyla atık aktif çamurun çözünürlüğü sağlandığında asidojen ve metojen fazları hızla gerçekleşebilmektedir.

1980'li yılların ortalarından itibaren yapılan araştırmalar atık aktif çamurunun solubilizasyonunda uygulanan hidroliz işleminde yüksek çözünürlük oranlarına ulaşılabildiğini göstermektedir. Özellikle aktif çamurun alkali hidrolizinde diğer hidroliz yöntemlerine göre yüksek çözünürlük oranlarına ulaşılabilmektedir (Stuckey ve McCarty, 1978; Beccari ve diğ., 1993; Woodard ve Wukasch, 1994; Saiki ve diğ., 1999; Stuckey ve McCarty, 1984).

Atık aktif çamurun alkali hidrolizi özellikle anaerobik çürütme işlemlerinin verimini arttırmak amacıyla bir ön arıtma işlemi olarak uygulanmaktadır. Bu konuda Ray ve diğ. (1990), yaptıkları çalışmada aktif çamurun NaOH ve Ca(OH)_2 ile alkali hidrolizi bir ön arıtma işlemi olarak yapıldığında bunun anaerobik çürütücünün verimine olan etkisini araştırmışlardır. Bu amaçla aktif çamura 20 mek/L konsantrasyonlarında NaOH ve Ca(OH)_2 eklenmiş, oda sıcaklığında ve 24 saat boyunca karıştırılmıştır. Ardından kimyasal madde ilavesinin yapılmadığı kontrol reaktörü ile beraber ön alkali hidrolizi yapılmış çamurlar laboratuvar ölçekli, yüksek-hızlı ve 35 °C de işletilen çürütücülere aktarılmıştır. Bu çalışmadan elde edilen sonuçlar aşağıda sunulmuştur.

Anaerobik çürütücülerde en yüksek UKM(uçucu katı madde) ve KOİ giderim oranlarına NaOH ile ön arıtımı yapılmış aktif çamurun verildiği reaktörde elde edilmiştir. Çürütücülerin veriminin yükseltilmesinde NaOH ile ön arıtımı yapılmış çamurun etkisi, Ca(OH)_2 ile muamele edilmiş olanına göre çok daha büyük olarak bulunmuştur (Ray ve diğ. 1990).

Aktif çamur NaOH ile ön arıtımı yapıldıktan sonra, 20 gün işletme süresiyle anaerobik çürütücüde tutulduğunda kontrol reaktörüne göre UKM gideriminde % 34, KOİ gideriminde ise % 38 verim artış görülmüştür. NaOH ile ön solubilizasyonu yapılmış Aktif çamur, anaerobik çürütücüye verildiğinde gaz üretimi kontrol reaktörüne göre % 29'dan % 112'ye artış göstermektedir (Ray ve diğ. 1990).

Anaerobik çürütücülerin verimini arttırmak amacıyla çamura alkali hidroliz uygulamasının yapıldığı diğer bir çalışma Tanaka ve diğ., (1997) tarafından gerçekleştirmiştir. Bu çalışmada amaç; aktif çamura uygulanan kimyasal, termal ve termokimyasal (alkali) hidroliz işlemlerinin çözünürlük oranı ve anaerobik çürütme işleminin işletme verimi üzerindeki etkilerinin her üç ön arıtma yöntemi için karşılaştırmalı olarak incelenmesidir. Bu amaçla evsel ve kombine (evsel+endüstriyel) olmak üzere iki tip aktif çamur üzerinde 0.05-1.5 NaOH/g UAKM (11.2-112 mek/L dozaj NaOH) dozaj aralığında, 115-180 °C' de sıcaklıklarda ve 5-200 dakika temas süresi ile hidroliz uygulanmıştır. Ardından ön arıtımı yapılmış aktif çamur numunelerinin 37 °C' de, 0-20 gün süreyle anaerobik çürütülmesi gerçekleştirilmiştir. Bu çalışmadan elde edilen sonuçlar aşağıda verilmektedir.

Kimyasal ön arıtma kombine aktif çamura uygulandığında , alkali dozu arttıkça metan üretimi ve solubilizasyon oranı artmaktadır. Solubilizasyon oranı 56-67.2 mek/l alkali dozajına kadar artış göstermekte, daha yüksek dozajlarda ise yine aynı seviyede (% 15) kalmaktadır. Metan gazı üretimi ise alkali dozu arttıkça orantılı olarak artmaktadır (Tanaka ve diğ., 1997).

Söz konusu çalışmada, termal ön arıtma kombine aktif çamura uygulandığında sıcaklık 0°C'den 100°C'ye yükseltildikçe solubilizasyon oranı ve metan gazı üretimi artmakta, 110-160 °C arası sabitlenmekte, 160°C'den yüksek sıcaklıklarda yine artış göstermektedir. 180 °C sıcaklıkta aktif çamurda % 30 çözünürlük oranına, anaerobik çürütücülerde ise %250 metan gazı artışına ulaşılmaktadır.

Termokimyasal ön arıtma kombine aktif çamura 33.6 mek/l NaOH alkali dozunda ve sadece 5 dakika temas süreli olarak uygulanarak sıcaklık 0°C'den 100 °C'ye çıkarıldığında % 40, 110-180 °C arası % 40-50 çözünürlük oranlarına ulaşılmaktadır. Termokimyasal ön arıtma aynı kimyasal dozu ve sıcaklıkta (33.6 mek/L NaOH, 130 °C) uygulandığında evsel aktif çamurda % 68, kombine aktif çamurda ise % 35 çözünürlük oranı elde edilebilmektedir (Tanaka ve diğ., 1997).

Kombine aktif çamura uygulanan üç ön arıtma yöntemine göre alkali hidrolizde % 15, termal hidrolizle % 30, termokimyasal hidrolizle ise % 45 oranında çözünürlük oranlarına ulaşılmıştır. Metan gazı üretiminde ise kontrol reaktörüne göre kimyasal hidroliz ile 1.5, termal hidroliz ile 1.8, termokimyasal hidroliz ile 2.2 kat daha fazla miktarda gaz elde edilebilmektedir.

Tanaka ve diğ., (1997) tarafından elde edilen sonuçlara göre kimyasal ya da termokimyasal yöntemle, alkali hidroliz bir ön arıtma işlemi olarak kullanıldığında bu yöntemlerin evsel aktif çamur üzerindeki etkisi kombine aktif çamura göre çok daha yüksek olmaktadır. Ancak termokimyasal hidrolizin diğer yöntemlere göre etkisinin çok daha yüksek olduğu açıktır; örneğin kombine aktif çamurda bile % 45'lere ulaşan solubilizasyon oranlarına ulaşılabilir.

Atık aktif çamurun alkali hidrolizi özellikle anaerobik çürütme işlemlerinin verimini arttırmak amacıyla bir ön arıtma işlemi olarak uygulandığında arıtma ve metan gazı eldesinde büyük verim artışları sağlanabilmektedir. Bilindiği gibi yüksek yatırım ve işletme maliyetleri ile uzun (20-30 gün) hidrolik bekletme sürelerinde çalıştırılmaları anaerobik çürütmenin dezavantajları arasında sayılmaktadır. Bu sebeple anaerobik çürütücülerde arıtma ve gaz eldesinde sağlanacak verim artışı aynı zamanda sistemin tüm maliyetini de azaltıcı özellikte olacaktır.

Atık aktif çamurun alkali solubilizasyonunda düşük ya da yüksek seviyede, kimyasal ya da termokimyasal olarak farklı hidroliz yöntemleri de uygulanabilmektedir. Bu amaç doğrultusunda Rajan ve diğ.(1989), oda sıcaklığında ve düşük alkali seviyesinde gerçekleştirilen çamur hidrolizini incelemişlerdir. Bu çalışmada farklı çalışma süreleri (0.5-12 saat), farklı alkali dozajları (5 ile 80 mek/l) ve farklı sıcaklıklar(20 ve 38⁰C) için aktif çamurun hidrolizi NaOH ve Ca(OH)₂ ayraçları kullanılarak incelenmiştir. Bu çalışmadan elde edilen sonuçlar aşağıda verilmektedir.

Alkali hidrolizde kullanılan 5 ile 80 mek/l arasında değişen tüm NaOH ve Ca(OH)₂ dozajlarında ilk 30 dakika içerisinde çözünmüş KOİ konsantrasyonunda belirgin bir artış meydana gelmektedir. Düşük seviyede doz kullanımı ile gerçekleştirilen alkali hidrolizde (30 mek/L NaOH) sıcaklık 20⁰C'den 38⁰C'ye çıkarıldığında çözünürlük oranı %36'dan %44'e yükselmiştir. Aynı sıcaklıkta (20⁰C) NaOH dozajı 10 mek/l den 30 mek/l'ye çıkarıldığında KOİ çözünürlük oranı %13'den %36'ya artmıştır (Rajan ve diğ. 1989).

Hidroliz işlemi için eklenen kimyasal ayraçlar aktif çamurda alkali tüketimine dolayısıyla pH'da düşmelere neden olmaktadır. Bu çalışmada yürütülen deneyler hidrolizde kullanılan NaOH ve Ca(OH)₂ ayraçlarının çamurda alkali tüketimi üzerindeki etkisinin aynı olduğunu göstermiştir. Ayrıca hidrolizde alkali tüketiminin artan sıcaklık ve katı madde

konsantrasyonu ile yükseldiği belirtilmiştir. Hidrolizde uygulanan alkali dozajı arttırıldıkça aktif çamurun solubilizasyon oranı yükselmektedir.

Rajan ve diğ.(1989) tarafından yürütülen bu çalışmada, aktif çamurun alkali hidrolizi düşük seviyede kimyasal ayraç ilavesi ve oda sıcaklığında uygulandığında bile yüksek çözünürlük oranlarının elde edilebileceği gösterilmiştir. Üstelik aktif çamurun alkali çözünürlüğü ilk 30 dakika içinde gerçekleştiği, böylelikle hidroliz için uzun karıştırma (reaksiyon) sürelerine gereksinim duyulmadığı saptanmıştır. Ayrıca alkali hidrolizde oda sıcaklığında yaklaşık olarak 10-15°C yukarıda çalışıldığında çözünürlükte önemli artışlar elde edilebilmektedir. Ayrıca bu çalışmada aktif çamura düşük seviyede kimyasal madde ilavesiyle hidroliz gerçekleştirmenin diğer bir avantajı ise pH'da gerçekleşen zamana bağlı düşüş ile işlem sonrası çamurun nötralizasyonunda kullanılabilecek pahalı kimyasal maddelere gereksinim duyulmaması olarak gösterilmiştir (Rajan ve diğ., 1989).

Atık aktif çamura düşük seviyede alkali ayraç ilavesi ile oda sıcaklığında uygulanan diğer bir hidroliz çalışması ise Lin ve diğ.(1989) tarafından gerçekleştirilmiştir. Bu çalışmada ABS-bir petrokimyasal ürün üreten sanayinin arıtma tesisinden alınan aktif çamur üzerinde hidroliz deneyleri yürütülmüştür. Alkali hidroliz farklı karıştırma süreleri (1 ile 24 saat), farklı dozajlar (10 ile 50 mek/l) ve farklı katı madde konsantrasyonları (%0.5-2) için NaOH ve Ca(OH)₂ ayraçları kullanılarak oda sıcaklığında gerçekleştirilmiştir. Bu çalışmadan elde edilen sonuçlar Rajan ve diğ.(1989)' nin çalışmasından elde edilen sonuçlarla paralellik göstermektedir. Bu çalışmadan elde edilen sonuçlar aşağıda verilmektedir.

Atık aktif çamurun alkali hidrolizi reaksiyon süresine (çamurla alkalinin temas süresine), çamur katı madde konsantrasyonuna ve kimyasal dozaja bağlı olarak değişmektedir. Alkali hidroliz ilk 1 saat içerisinde belirgin bir oranda gerçekleşmekte, 12 saat reaksiyon süresi sonunda sabitlenmektedir. Sabit kimyasal alkali dozajında reaksiyon süresi arttırıldıkça çamurda hidroliz olan kısımda çözünmüş KOİ konsantrasyonu artmakta, dolayısıyla daha fazla organik kısım çözünmüş fraksiyona geçmektedir. Benzer şekilde yine kimyasal dozaj sabit tutulduğunda kullanılan çamurun katı madde konsantrasyonu arttıkça hidroliz oranı da artmaktadır (Lin ve diğ. 1989).

Söz konusu çalışmada, çamurun alkali hidrolizinde çözünmüş KOİ konsantrasyonu arttıkça (dozajın artışıyla beraber) stokiyometrik olarak çözünmüş organik karbon (ÇOK) ve BOİ₅ konsantrasyonlarında da artış meydana gelmektedir. Dolayısıyla alkali hidroliz bir ön

arıtma yöntemi olarak uygulandığında çamurun biyojik indirgenme özelliği de iyileşmektedir.

Çamurun alkali hidrolizinde dozaj arttırıldıkça hidroliz olan kısımdaki toplam çözünmüş azot konsantrasyonu artmaktadır. Dolayısıyla çamura uygun alkali hidrolizin karbonlu organik maddelerin yanında azotlu organik maddelerin çözünürlüğünde de etkili olduğu görülmektedir (Lin ve diğ., 1989).



4. DENEYSEL ÇALIŞMA

4.1 Deneysel Çalışmanın Planlaması

Çamur işleme prosesleri arıtma tesisinin yatırım ve işletme maliyetleri içinde önemli bir paya sahip olmaktadır. Bu sebeple çamur işleme proseslerinin verimini arttıran her uygulama aynı zamanda tesisin toplam maliyetini de azaltıcı özellikte olacaktır.

Alkali hidroliz kendisinden sonra gelen çamur arıtma işlemlerinin verimini arttırdığı için bir ön arıtma işlemi olarak önem kazanmaktadır. Bu bağlamda özellikle anaerobik çürütme işlemlerinin verimini arttırmak üzere bir ön arıtma işlemi olarak uygulanmaktadır. Arıtma çamurunun anaerobik çürütme reaktörüne verilmeden önce alkali hidrolizi gerçekleştirildiğinde çamurun çözünürleşmesi sağlanmakta ve böylelikle anaerobik çürütme hidroliz prosesinin süresi kısaltılabilmektedir. Dolayısıyla anaerobik çürütme sisteminin hem verimi artırılmakta hem de ilk yatırım ve işletme maliyeti düşürülebilmektedir.

Çalışmanın amacı; evsel ve endüstriyel atıksu arıtma tesislerinden kaynaklanan çamurlarda alkali kimyasal hidrolizin incelenmesi ve hidrolizin susuzlaştırma özellikleri üzerindeki etkilerin araştırılmasıdır. Literatürde yer alan çalışmalar incelendiğinde alkali hidroliz işlemlerinin zamana zamana bağlı olarak farklı kimyasal ayraçlar için değişik dozaj kullanarak incelendiği görülmektedir. Örneğin Rajan ve diğ. (1989) yaptıkları çalışmada kimyasal hidrolizin evsel aktif çamur üzerindeki etkisini NaOH ve $\text{Ca}(\text{OH})_2$ kullanımıyla, 0.5 ile 8 saat karıştırma süreleri için, 5 ile 80 mek/l alkali dozlarını kullanarak incelemişlerdir. Lin ve diğ. (1993) ise endüstriyel aktif çamur 10-50 mek/l NaOH ile muamele edildiğinde 0.5 ile 24 saat zaman aralığında değişen alkali hidrolizi araştırmışlardır.

Literatür çalışmalarının ışığında deneysel çalışmanın planı, evsel ve endüstriyel atıksu arıtma tesislerinden alınan aktif çamurun farklı ayraçlar, değişen kimyasal dozları ve artan karıştırma süreleri için alkali hidrolizin incelenmesi temeline oturtulmuştur. Ayrıca aktif çamura uygulanan alkali hidrolizin susuzlaştırılma özellikleri üzerindeki etkisi de incelenmiştir. Bu amaçla aktif çamurun

susuzlaştırılma parametrelerindeki değişim farklı hidroliz uygulamaları için araştırılmıştır. Atıksu arıtma tesislerinden kaynaklanan çamurların alkali hidrolizinde karbonlu ve azotlu organik maddelerini çözünürleşmesinin sağlandığı aşıkardır. Bu sebeple atık çamura uygulanan farklı hidroliz uygulamaları için kinetik ifadeleri de araştırılmış ve bu çalışmanın sonuçları 'Deney Sonuçlarının Değerlendirilmesi' bölümünde irdelenmiştir.

4.2 Materyal ve Metod

Deneysel çalışmada tüm parametrelerin ölçümü Standart Yöntemler'e (1998) göre yapılmıştır. KOİ parametresinin ölçümünde ise ISO 6060'daki (1986) esaslar uyarınca yürütülmüştür. Çözünmüş parametrelerin ölçümü için numuneler önce 6000 rpm'de 5 dakika süre ile santrfüj edilmiştir. Santrfüj sonrası elde edilen üst faz sırasıyla GFD ve AP40 cam elyaf filtreden geçirilmiş, en son aşamada ise 0,45 µm millipore marka membran filtreden süzme gerçekleştirilmiştir.

Literatürde yer alan çalışmalara göre alkali hidroliz uygulamalarında çoğunlukla %1 yoğunluğa sahip çamur kullanılmaktadır (Ray ve diğ. , 1990 ; Lin ve diğ. , 1998 ; Rajan ve diğ. , 1989). Bu sebeple evsel aktif çamur arıtma tesisinden alınıp laboratuvara getirildikten sonra çöktürülmüş, çökelme sonrası oluşan üst faz belirli oranda alınarak istenen konsantrasyonda çamur eldesi sağlanmıştır. Ancak endüstriyel aktif çamur çökelme özelliğinin kötü olması nedeniyle orijinal katı madde konsantrasyonu (% 0.6) korunarak alkali hidroliz deneylerinde kullanılmıştır.

Alkali hidroliz deneyleri 8 l hacimli reaktörlerde önceden belirlenmiş reaksiyon sürelerine bağlı olarak kesikli düzende gerçekleştirilmiştir. Reaktörlerde karıştırma işlemini gerçekleştirmek için Jar Test düzeneği kullanılmıştır. Hızlı karıştırma 150 rpm, yavaş karıştırma ise 75 rpm hızda sürdürülmüştür. pH ölçümleri Orion 720 marka pH metre ile 0,001 duyarlılıkla yapılmıştır.

Deneylerde NaOH ve Ca(OH)₂ alkali ayraçları kullanılmıştır. Alkali hidroliz deneylerinde aktif çamurdaki karbonat alkalinitesi kadar ortamdaki kalsiyum da bir çökelti oluşturacağı dikkate alınarak kalsiyumkarbonat konsantrasyonuna eşdeğer miktarda kalsiyum alkali dozuna ek olarak ilave edilmiştir.

Tüm deney setlerinde kimyasal maddelerin verildiği reaktörlere paralel olarak kimyasal madde ilavesinin yapılmadığı kontrol reaktörleri de kurulmuştur. Kontrol reaktörlerinin işletilmesindeki amaç aktif çamura kimyasal madde ilavesi yapılmadan yalnızca karıştırma suretiyle zamana bağlı olarak karakterinde oluşabilecek değişimlerin incelenmesi ve bunun alkali dozlaması yapılan diğer reaktör sonuçları ile karşılaştırılmasıdır.

Alkali ilavesinden sonra çamurun susuzlaştırma özelliklerindeki değişimi incelemek amacıyla SRF ve CST parametreleri ölçülmüştür.

Alkali hidroliz uygulamasından sonra evsel ve endüstriyel aktif çamurun susuzlaştırma özelliklerindeki bozulma dikkate alınarak şartlandırma deneyleri gerçekleştirilmiştir. Şartlandırma deneylerinde FeCl_3 ve katyonik polielektrolit ayrı ayrı ve beraber olarak kontrol reaktörü, $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ve NaOH kullanılan sistemlere eklenmiştir.

4.3. Deneylerin Yürütülüşü

Alkali hidroliz deneyleri evsel ve endüstriyel atıksu arıtma tesislerinden kaynaklanan çamurlarda yürütülmüştür. Deneylerde kullanılan evsel aktif çamur Ömerli Havzası Çevre Koruma Projesi kapsamında faaliyet gösteren Paşaköy İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisinin havalandırma ünitesinden alınmıştır. Çamur tesisden alındıktan hemen sonra laboratuvara getirilmiş, %1'lik TKM konsantrasyonuna yoğunlaştırılmış ve hidroliz deneylerinde kullanılıncaya kadar 4°C 'de buzdolabında saklanmıştır. Deneylerde kullanılan endüstriyel aktif çamur ise Mezbaha ve Et ürünleri üreten MARET'in aktif çamur arıtma tesisinin havalandırma havuzundan alınmıştır. Endüstriyel aktif çamurun çökelme süresi uzun olduğu için yoğunlaştırılmadan, çamur orijinal katı madde konsantrasyonunda hidroliz deneylerinde kullanılabileceği kadar 4°C 'de buzdolabında saklanmıştır.

Evsel ve endüstriyel aktif çamurun alkali hidrolizini incelemek amacıyla 4 set deney gerçekleştirilmiştir. Bu deney setlerinden 3'ünde evsel aktif çamur, birinde endüstriyel aktif çamur kullanılmıştır.

1. set deney çalışmasında evsel aktif çamur kullanılmıştır. Bu deney setinde kontrol, 10 mek/l NaOH ve 40 mek/l NaOH dozları olmak üzere 3 reaktör çalıştırılmıştır.

Kontrol reaktörlerinde aktif çamura kimyasal madde ilavesi yapılmaksızın yalnızca karıştırma suretiyle karakterinde meydana gelebilecek değişimlerin izlenmesi amaçlanmıştır. Tüm reaktörler aynı gün içinde ve 30'ar dakika aralıkla başlatılmıştır. Reaktörlerden ilk gün 2'şer saat zaman aralıklarıyla 5, ikinci ve üçüncü gün ise yalnızca sabah ve akşam 2'şer kere olmak üzere toplam 10 numune alımı gerçekleştirilmiştir. Tüm numunelerde pH, toplam KOİ, çözünmüş KOİ, toplam TKN, çözünmüş KOİ, toplam TKN, çözünmüş TKN, amonyak parametreleri ölçülmüştür.

2. set deney çalışması endüstriyel aktif çamur üzerinde gerçekleştirilmiştir. Bu çalışmada kontrol, 15 mek/l NaOH ve 50 mek/l NaOH dozları olmak üzere 3 reaktör çalıştırılmıştır. Tüm reaktörler aynı gün içinde ve 30'ar dakika aralıkla başlatılmıştır. Reaktörlerden 3 gün boyunca sabah ve akşam olmak üzere toplam 6 numune alımı gerçekleştirilmiştir. Tüm numunelerde pH, AKM, UAKM, toplam KOİ, çözünmüş KOİ, NH₃, CST ve SRF parametreleri ölçülmüştür.

3. set deney çalışması evsel aktif çamur üzerinde yürütülmüştür. Bu çalışmada kontrol, 20 mek/l NaOH ve 20 mek/l Ca(OH)₂ olmak üzere 3 reaktör kullanılmıştır. 20 mek/l Ca(OH)₂ dozu ile alkali hidrolizin incelendiği reaktörde, aktif çamurdaki karbonat alkalinitesi kadar ortamdaki kalsiyumun da bir çökelti oluşturalacağı dikkate alınarak kalsiyumkarbonat konsantrasyonuna eşdeğer miktarda kalsiyum alkali dozuna ek olarak ilave edilmiştir. Tüm reaktörler aynı gün içinde 30'ar dakika aralıkla başlatılmıştır. Reaktörlerden ilk gün 2'şer saat zaman aralıklarıyla 5, ikinci ve üçüncü günler ise 1'er olmak üzere toplam 7 numune alımı gerçekleştirilmiştir. Tüm numunelerde pH, toplam KOİ, çözünmüş KOİ, toplam TKN, çözünmüş TKN, NH₃, CST ve SRF parametreleri ölçülmüştür.

4. deney seti evsel aktif çamurun kullanıldığı ve hidroliz kinetiğinin belirlenmesinin hedeflendiği çalışmadır. 30 mek/l Ca(OH)₂ dozu ile tek bir reaktör çalıştırılmıştır. Reaktörden 30 mek/l Ca(OH)₂ süspansiyon olarak ilavesini takiben 15., 30., 60., 90., 120. (2. saat) , 240. (4. Saat) , 360. (6. saat) ve 480. (8.saat) dakikalarda olmak üzere toplam 9 numune alımı gerçekleştirilmiştir. Tüm numunelerde pH, çözünmüş KOİ, ve çözünmüş TKN ; 0., 120. ve 480. dakikalarda ise ilave olarak toplam KOİ, toplam TKN, NH₃, CST ve SRF parametreleri ölçülmüştür.

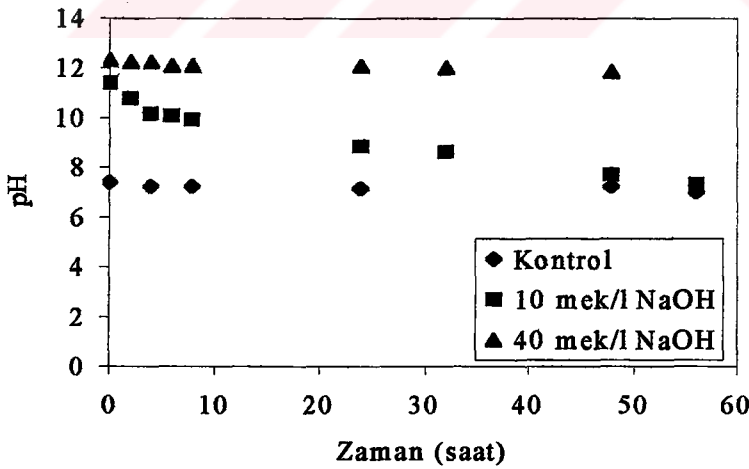
Şartlandırma deneylerinde, %1 katı madde konsantrasyonuna getirilmiş evsel aktif çamurun 20 mek/l $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ve 20 mek/l NaOH alkali dozlarında hidrolizi 6 saat reaksiyon süresi boyunca sağlandıktan sonra FeCl_3 , katyonik polielektrolit ve FeCl_3 ile katyonik poşelektrolit beraber olarak her üç reaktöre de uygulanmıştır. Şartlandırıcı dozu olarak kuru katı madde bazında ağırlıklıkça %2 FeCl_3 , %0.2 ve 0.3 katyonik polielektrolit kullanılmıştır. Yukarıda verilen dozların üzerinde ve aşırı denebilecek düzeyi temsil eden %3 FeCl_3 ve %0.5 katyonik polielektrolit birlikte ve sadece NaOH li sistemde kullanılmıştır.

4.4 Deney Sonuçları

Yapılan deneylerin sonuçları gruplar halinde aşağıda verilmiştir. Deney sonuçları ayrıca tablolar halinde Ekler bölümünde de sunulmuş, burada zamana karşı değişimler grafiklerle ifade edilmiştir.

Evsel Aktif Çamurla Yapılan Alkali Hidroliz Deney Sonuçları

Evsel aktif çamurla yürütülen alkali hidroliz çalışmalarında iki set deney yapılmıştır. 1.set deney çalışmasında 10 ve 40 mek/l NaOH, 2.set deney çalışmasında 20'şer mek/l NaOH ve $\text{Ca}(\text{OH})_2$ kullanılarak çamurun alkali hidrolizi incelenmiştir.1.set deney çalışmasından elde edilen pH'nın zamana karşı değişim grafiği aşağıda sunulmuştur.

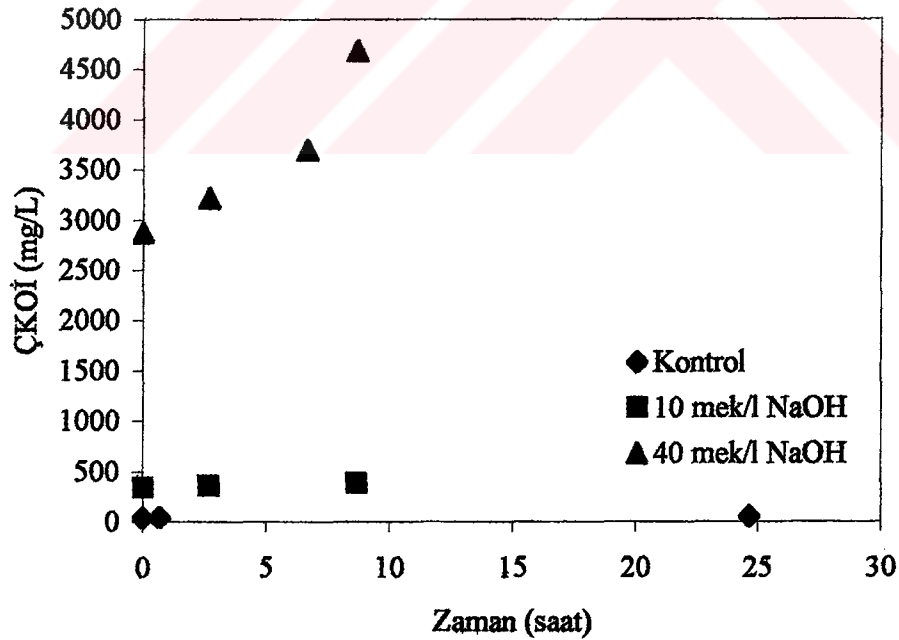


Şekil 4.1 Evsel Aktif Çamurun 10 ve 40 mek/l NaOH Dozlarında Gerçekleştirilen Alkali Hidrolizinde pH'nın Zamanla Değişimi

Şekil 4.1 incelendiğinde alkali ilavesinin yapıldığı her iki reaktörden alınan numunelerde $t=0$ anında, yani kimyasal ayracın çamura verilmesinden hemen sonra yapılan ölçümlerde pH da ani artış olduğu gözlemlenmiştir. Ham çamurun pH sı 7.59 dur. $t=0$ anında 10 mek/l NaOH dozlamasının yapıldığı reaktörde pH nın 11.36' ya; 40 mek/l NaOH dozlamasının yapıldığı reaktörde pH nın 12.31' e yükseldiği görülmüştür.

Aktif çamurun alkali hidrolizinde kimyasal madde ilavesinden hemen sonra çamurda alkali tüketimim olmakta ve pH düşmektedir. Düşük seviyede alkali ilavesi ile gerçekleştirilen uygulamalarda aktif çamur NaOH'i absorblamakta ve pH' daki düşüş yüksek seviyede alkali kullanımına nazaran daha hızlı ve kısa sürede gerçekleşmektedir. Aktif çamurda pH' nın zamanla düşmesinin alkali hidroliz üzerinde etkisi olması mümkündür ve bu konuda değerlendirme "Deney Sonuçlarının Değerlendirilmesi" bölümünde yapılmıştır.

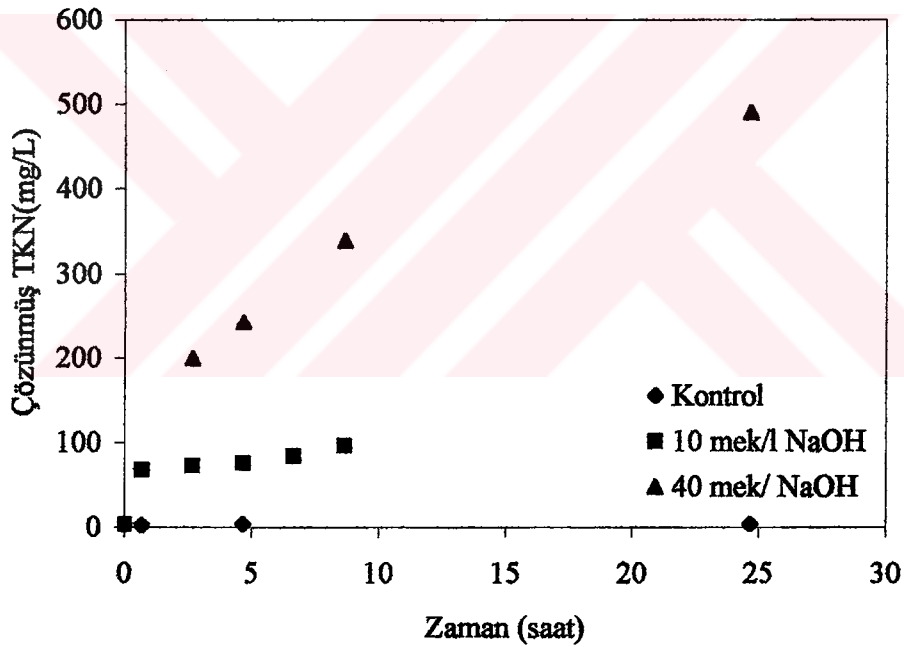
Tüm reaktörlerden alınan numunelerde zamana karşı çözünmüş KOİ konsantrasyonunun değişimi Şekil 4.2'de sunulmuştur.



Şekil 4.2 Eysel Aktif Çamurun 10 ve 40 mek/l NaOH Dozlarında Gerçekleştirilen Alkali Hidrolizinde Çözünmüş KOİ nin Zamanla Değişimi

Evsel aktif çamurun çözünmüş KOİ konsantrasyonu 41 mg/l iken 40 mek/l NaOH ile hidrolizinde alkali ilavesinden hemen sonra 2875 mg/l; $t=24$.saatte ise 4680 mg/l olduğu görülmüştür. 10 mek/l NaOH dozunun kullanıldığı reaktörlerden alınan numunelerde ise $t=0$ anında çözünmüş KOİ konsantrasyonu 340 mg/l iken 24 saat hidroliz süresi sonrasında 380 mg/l olarak ölçülmüştür. Kontrol reaktöründe çözünmüş KOİ konsantrasyonunda zamana bağlı değişim gözlenmemiştir. Aktif çamurun düşük dozda kimyasal kullanımıyla gerçekleştirilen alkali hidrolizinde karbonlu organik maddelerin solubilizasyonunda zamana bağlı önemli bir artış olmamış, yüksek dozda gerçekleştirilen hidroliz uygulamalarında ise zamana bağlı önemli artışlar kaydedilmiştir.

Tüm reaktörlerden alınan numunelerde zamana karşı çözünmüş TKN konsantrasyonunun değişimi Şekil 4.3’de sunulmuştur

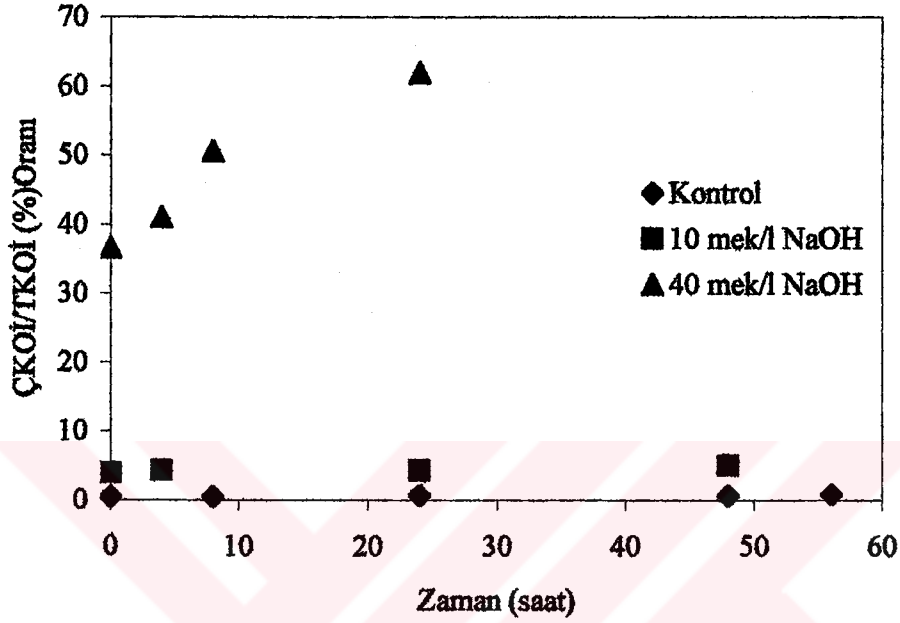


Şekil 4.3 Evsel Aktif Çamurun 10 ve 40 mek/l NaOH Dozlarında Gerçekleştirilen Alkali Hidrolizinde Çözünmüş TKN' nin Zamanla Değişimi

Aktif çamurun çözünmüş KOİ konsantrasyonu 3 mg/l iken, 10 mek/l NaOH alkali dozuyla 8 saat hidroliz süresi sonrasında 95 mg/l' ye, 40 mek/l NaOH alkali dozuyla aynı sürede 340 mg/l' ye artış kaydedilmiştir. Kontrol reaktöründe çözünmüş TKN konsantrasyonunda zamana bağlı değişim gözlenmemiştir. Aktif çamurun alkali hidrolizinde yüksek dozda kimyasal kullanımında çözünmüş TKN

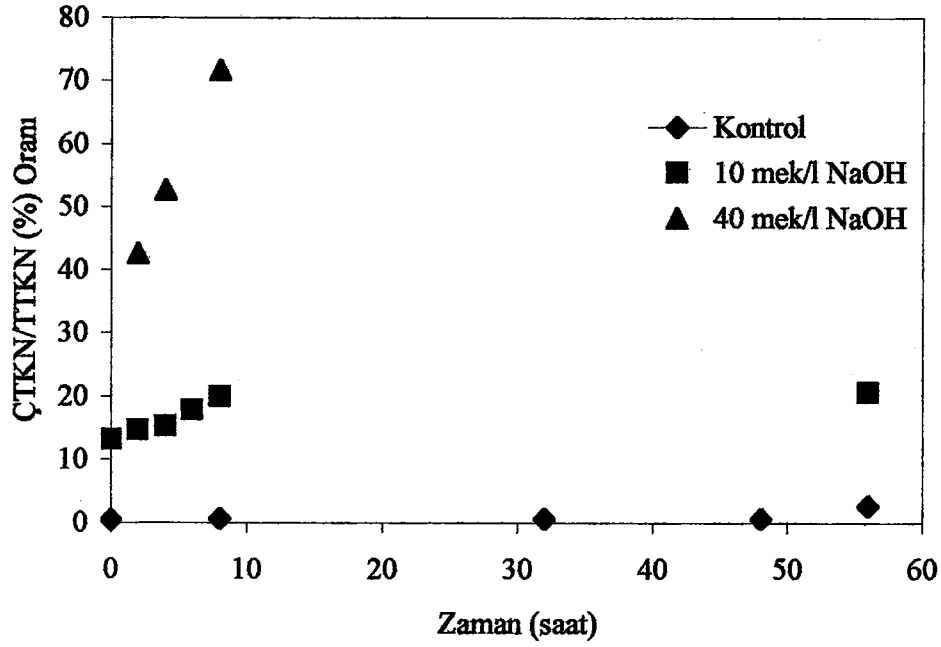
konsantrasyonunda zamana bağılı önemli artışlar görülmüş; düşük doz uygulamalarında ise başlangıç anından itibaren bu değişim azalarak devam etmiştir.

Evsel aktif çamurunun alkali hidrolizi, KOİ çözünürlük oranı bazında incelendiğinde ulaşılan sonuçlar Şekil 4.4' de sunulmuştur.



Şekil 4.4 Evsel Aktif Çamurun 10 ve 40 mek/l NaOH Dozlarında Gerçekleştirilen Alkali Hidrolizinde KOİ Çözünürlük Oranının Zamanla Değişimi

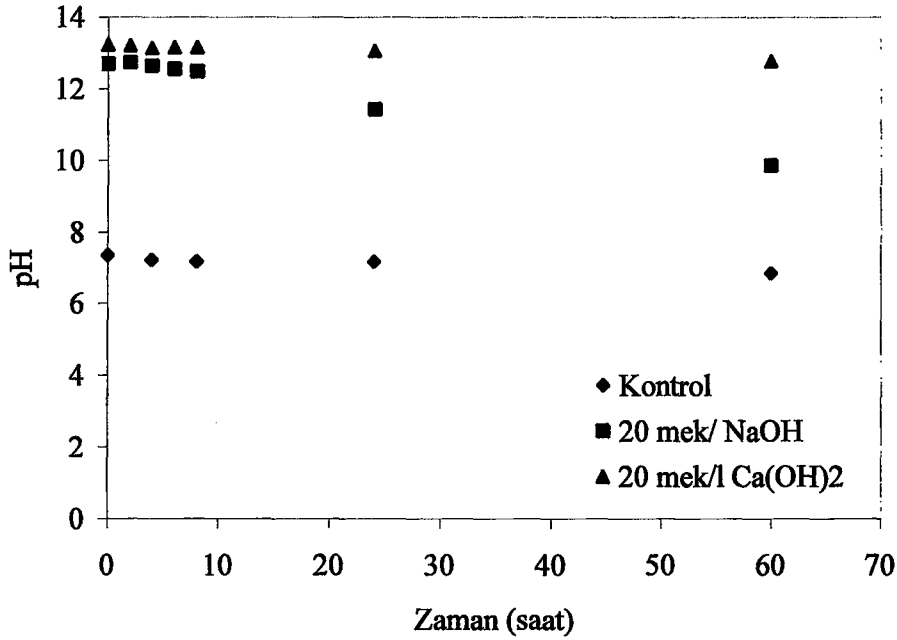
Şekil 4.4 incelendiğinde KOİ çözünürlük oranında 10 mek/l NaOH dozuyla hidrolizin uygulandığı reaktörde 24 saat hidroliz süresi sonrasında % 4.3, 40 mek/l NaOH dozusunun uygulandığı reaktörde ise % 61.9 oranında artış olduğu görülmüştür. Evsel aktif çamurunun alkali hidrolizi, TKN çözünürlük oranı bazında incelendiğinde ulaşılan sonuçlar Şekil 4.5'de sunulmuştur



Şekil 4.5 Evsel Aktif Çamurun 10 ve 40 mek/l NaOH Dozlarında Gerçekleştirilen Alkali Hidrolizinde TKN Çözünürlük Oranının Zamanla Değişimi

Evsel aktif çamurun alkali hidrolizinde 10 mek/l NaOH kullanıldığında 8 saatlik hidroliz süresi sonrasında % 19.90, 40 mek/l NaOH kullanıldığında ise aynı hidroliz süresinde % 71.7 çözünürlük oranlarına ulaşılmıştır.

Evsel aktif çamurla yürütülen ve 20 mek/l NaOH ve 20 mek/l $\text{Ca}(\text{OH})_2$ dozlarının kullanıldığı diğer deney setinin sonuçları aşağıda verilmiştir.

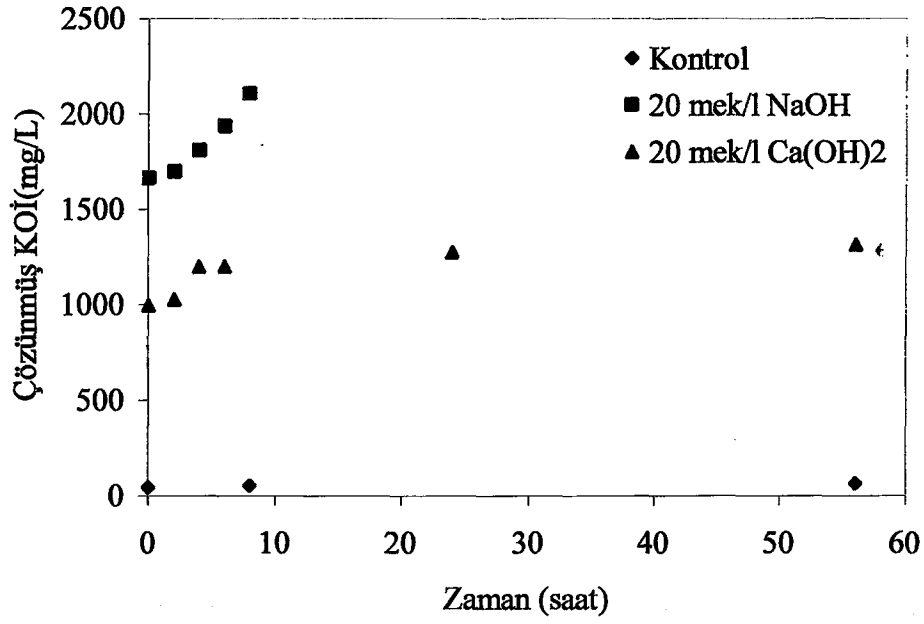


Şekil 4.6 Evsel Aktif Çamurun 20 mek/l NaOH ve 20 mek/l Ca(OH)₂ Dozlarında Gerçekleştirilen Alkali Hidrolizinde pH'nın Zamanla Değişimi

Şekil 4.6 incelendiğinde önceki deney setinin verilerinden yararlanarak şu sonuca varılmıştır. Evsel aktif çamurun alkali hidrolizinde pH'nın zamanla düşmesi uygulanan NaOH dozlarıyla paralellik göstermektedir. Öyleki 56 saatlik hidroliz süresi sonrasında 10 mek/l NaOH kullanımında 3.7, 20 mek/l NaOH kullanımında 2.8, 40 mek/l NaOH kullanımında ise 0.4 birim düşme kaydedilmiştir. Her üç uygulamada da gözlenen pH'daki düşüşün hidroliz üzerinde olası etkileri "Deney Sonuçlarının Değerlendirilmesi" bölümünde yorumlanmıştır.

Evsel aktif çamurun alkali hidrolizinde Ca(OH)₂ kullanıldığında pH'da gerçekleşen düşüş, NaOH kullanılan duruma göre daha minimal boyutta olmuştur.

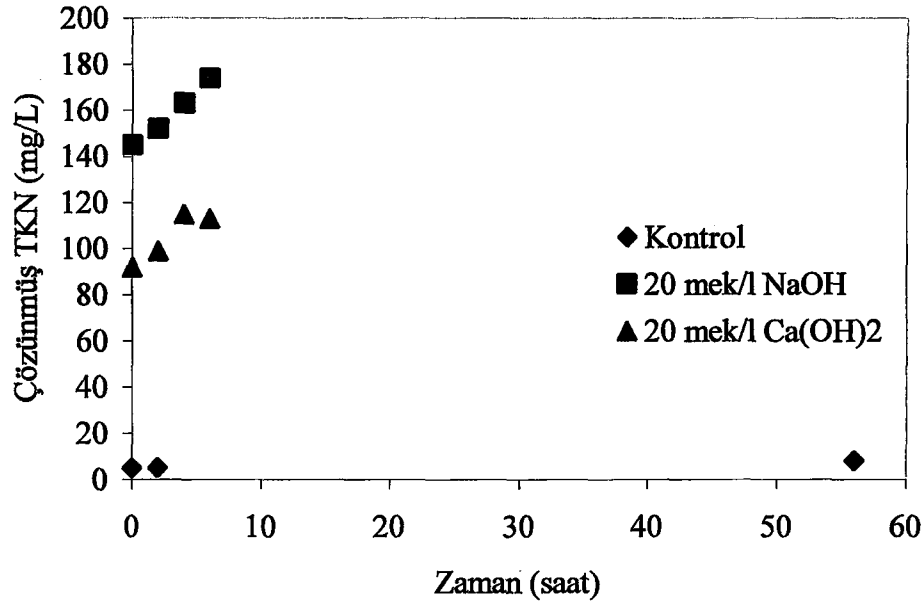
Tüm reaktörlerden alınan numunelerde zamana karşı çözünmüş KOİ konsantrasyonunun değişimi Şekil 4.7'de sunulmuştur.



Şekil 4.7 Evsel Aktif Çamurun 20 ve 20 mek/l NaOH Dozlarında Gerçekleştirilen Alkali Hidrolizinde Çözünmüş KOİ nin Zamanla Değişimi

Evsel aktif çamurun alkali hidrolizinde karbonlu organik maddelerin solubilizasyonu üzerinde NaOH'in $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ' e göre daha etkin olduğu görülmüştür. Alkali hidroliz uygulamasında NaOH kullanıldığında kısa sürede belirgin ve ani bir artış elde edilirken, $\text{Ca}(\text{OH})_2$ kullanımında ise daha düşük ve zamana yayılmış özellikte artış olmuştur.

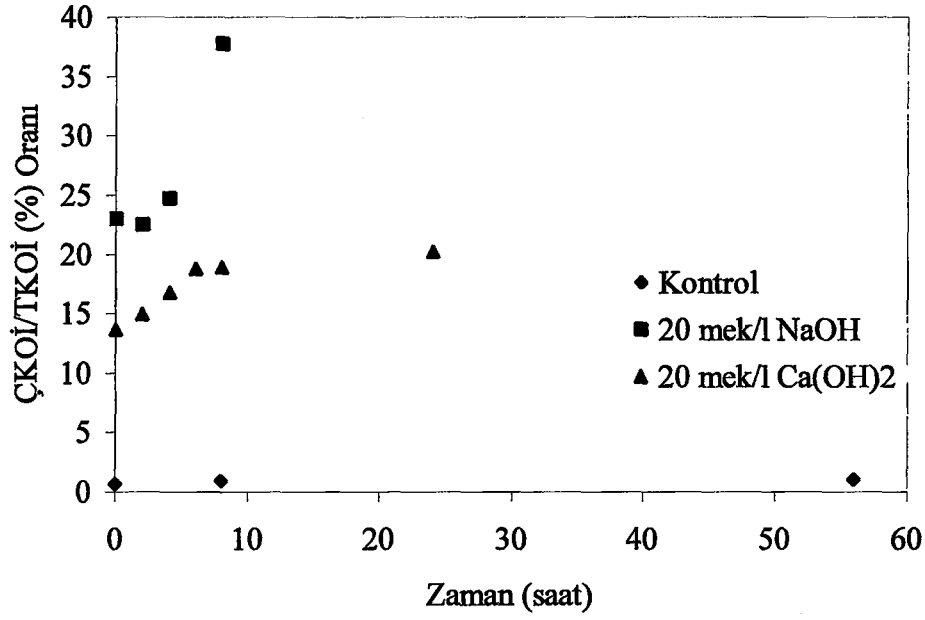
Tüm reaktörlerden alınan numunelerde zamana karşı çözünmüş TKN konsantrasyonunun değişimi Şekil 4.8'de sunulmuştur.



Şekil 4.8 Evsel Aktif Çamurun 20 mek/l NaOH ve 20 mek/l Ca(OH)₂ Dozlarında Gerçekleştirilen Alkali Hidrolizinde Çözünmüş TKN nin Zamanla Değişimi

Şekil 4.8 incelendiğinde evsel aktif çamurun alkali hidrolizinde azotlu organik madde çözünürlüğünün üzerinde NaOH kullanımının Ca(OH)₂ göre daha etkili olduğu görülmüştür. 20 mek/l NaOH kullanımında 6 saat reaksiyon süresi sonrasında 165 mg/l çözünmüş TKN konsantrasyonuna ulaşılırken, aynı dozda ve hidroliz süresinde Ca(OH)₂ kullanıldığında 115 mg/l konsantrasyonu elde edilmiştir.

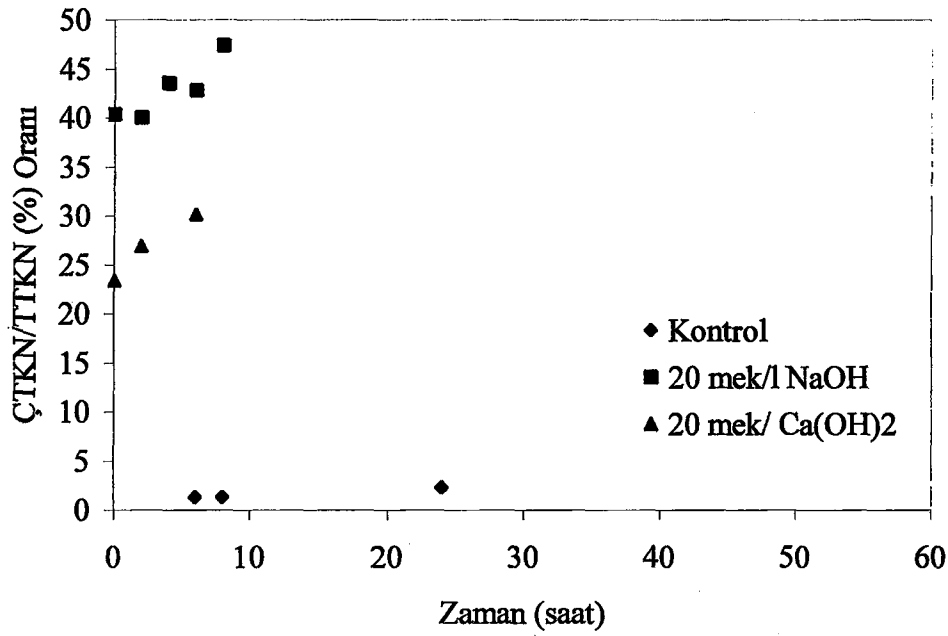
Evsel aktif çamurunun alkali hidrolizi, KOİ çözünürlüğü oranı bazında incelendiğinde ulaşılan sonuçlar Şekil 4.9'da sunulmuştur.



Şekil 4.9 Evsel Aktif Çamurun 20 mek/l NaOH ve 20 mek/l Ca(OH)₂ Dozlarında Gerçekleştirilen Alkali Hidrolizinde KOİ Çözünürlük Oranının Zamanla Değişimi

Şekil 4.9 incelendiğinde KOİ çözünürlük oranı başlangıçta 20 mek/l Ca(OH)₂ dozuyla hidrolizin uygulandığı reaktörde % 13.7 iken 20 mek/l NaOH dozunun uygulandığı reaktörde % 23, t=8.saatte 20 mek/l Ca(OH)₂ dozuyla hidrolizin uygulandığı reaktörde % 18.9 iken 20 mek/l NaOH dozunun uygulandığı reaktörde % 37.7 olarak bulunmuştur. Evsel aktif çamurun alkali hidrolizinde NaOH ve Ca(OH)₂ kullanımının hidroliz üzerindeki etkisi KOİ solubilizasyon oranlarının incelenmesiyle daha net olarak görülmüş; NaOH'in Ca(OH)₂' e göre 2 kat daha fazla karbonlu organik maddelerin çözünürlüğünü sağladığı gözlenmiştir.

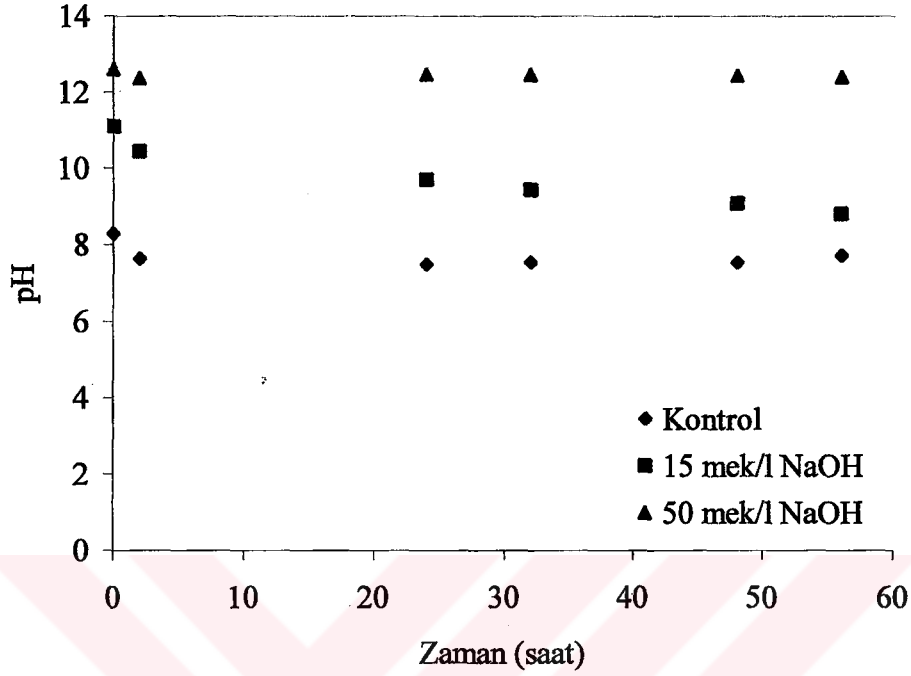
Evsel aktif çamurunun alkali hidrolizi, TKN çözünürlük oranı bazında incelendiğinde ulaşılan sonuçlar Şekil 4.10' da gösterilmiştir.



Şekil 4.10 Evsel Aktif Çamurun 20 mek/l NaOH ve 20 mek/l Ca(OH)₂ Dozlarında Gerçekleştirilen Alkali Hidrolizinde TKN Çözünürlük Oranının Zamanla Değişimi

Evsel aktif çamurun alkali hidrolizinde NaOH ve Ca(OH)₂ kullanımının zamana bağlı olarak karbonlu organik madde çözünürlüğü üzerindeki etkilerinin birbirleriyle uyumlu olduğu görülmüştür. Her iki kimyasal ayracın kullanıldığı durumda da TKN solubilizasyonu büyük oranda ilavenin yapılmasından hemen sonra gerçekleşmiş, zamana bağlı olarak ise önemli bir artış göstermemiştir. Karbonlu organik maddelerin çözünürlüğünde olduğu gibi, azotlu organik maddelerin hidrolizinde de NaOH, Ca(OH)₂'in eklendiği duruma göre çok daha etkin bulunmuştur.

Endüstriyel aktif çamurla yürütülen alkali hidroliz uygulamalarında 15 ve 50 mek/l NaOH kimyasal dozları kullanılmıştır. Bu deney setinden elde edilen sonuçlar aşağıda sırayla gösterilmiştir.

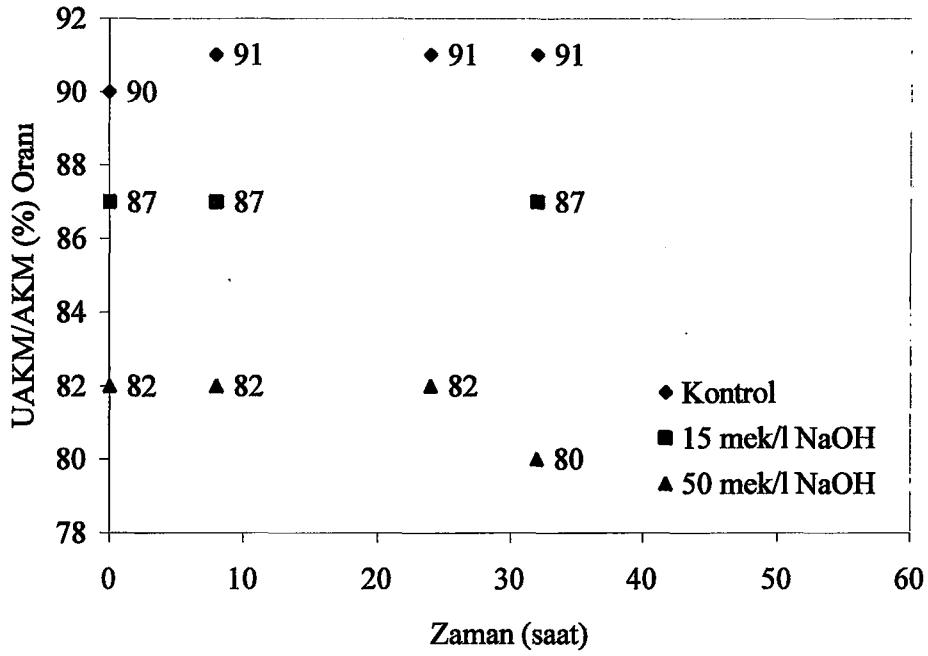


Şekil 4.11. Endüstriyel Aktif Çamurun 15 ve 50 mek/l NaOH Dozlarında Gerçekleştirilen Alkali Hidrolizinde pH'nın Zamanla Değişimi

Endüstriyel aktif çamurun alkali hidrolizinde 50 mek/l NaOH dozu uygulandığında ve 56 saatlik reaksiyon süresi sonunda pH 12.6'dan 12.4'e; 15 mek/l NaOH dozu uygulandığında ise 11.10'dan 8.82'ye düşüş göstermiştir. Dolayısıyla endüstriyel aktif çamurun alkali hidrolizinde de zamanla pH düşüşü olmuştur. Zamana bağlı pH değişimi evsel aktif çamur kullanılan deney setlerinin sonuçlarıyla karşılaştırıldığında ise daha düşük mertebede gerçekleştiği görülmüştür. Dolayısıyla endüstriyel aktif çamurun hidrolizinde oluşan alkali tüketimim evsel aktif çamura göre daha düşük olmuştur. Kontrol reaktöründe ise zamana bağlı pH değişimi gözlenmemiştir.

Endüstriyel Aktif Çamurla Yapılan Alkali Hidroliz Deneyleri

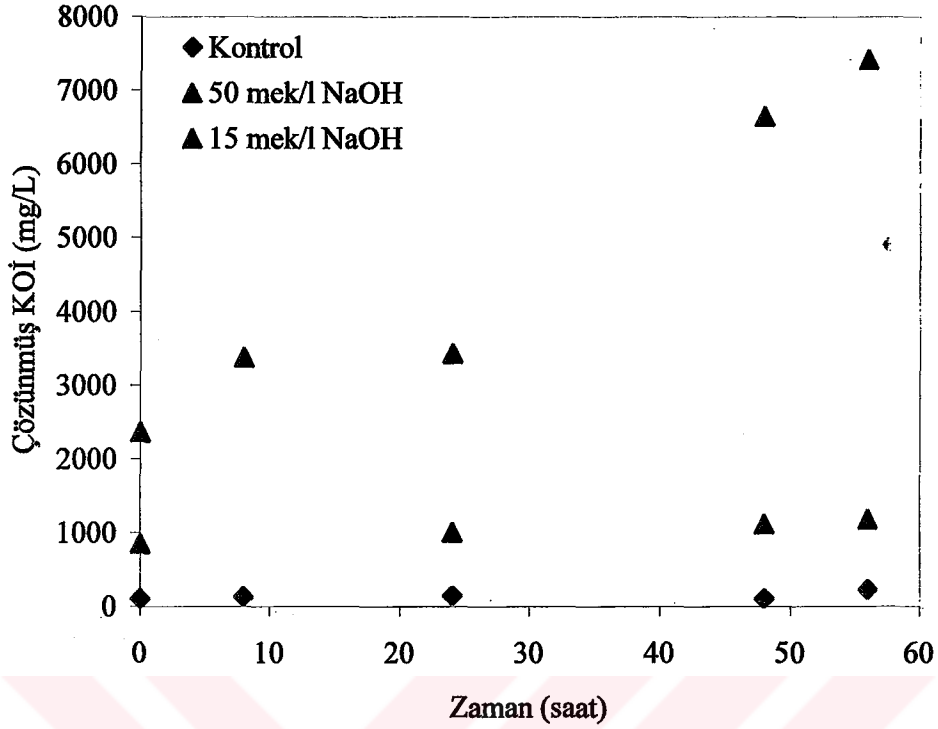
Endüstriyel aktif çamurun hidrolizinde UAKM/AKM oranında zamana ve kullanılan alkali dozajına bağlı olarak değişim Şekil 4.12'de verilmiştir.



Şekil 4.12 Endüstriyel Aktif Çamurun 15 ve 50 mek/l NaOH Dozlarında Gerçekleştirilen Alkali Hidrolizinde UAKM/AKM Oranının Zamanla Değişimi

Şekil 4.12 incelendiğinde endüstriyel aktif çamura alkali hidrolizde kullanılan kimyasal dozaki yükseltildikçe UAKM/AKM oranında düşme olduğu gözlenmiştir. Karbonlu ve azotlu organik maddelerin hidrolizi nedeniyle AKM konsantrasyonunda azalma gerçekleşmiş, ancak uçucu organik maddelerin konsantrasyonundaki azalma daha düşük oranda olduğu için UAKM/AKM oranında kullanılan kimyasal dozun miktarıyla orantılı olarak artış gerçekleşmiştir.

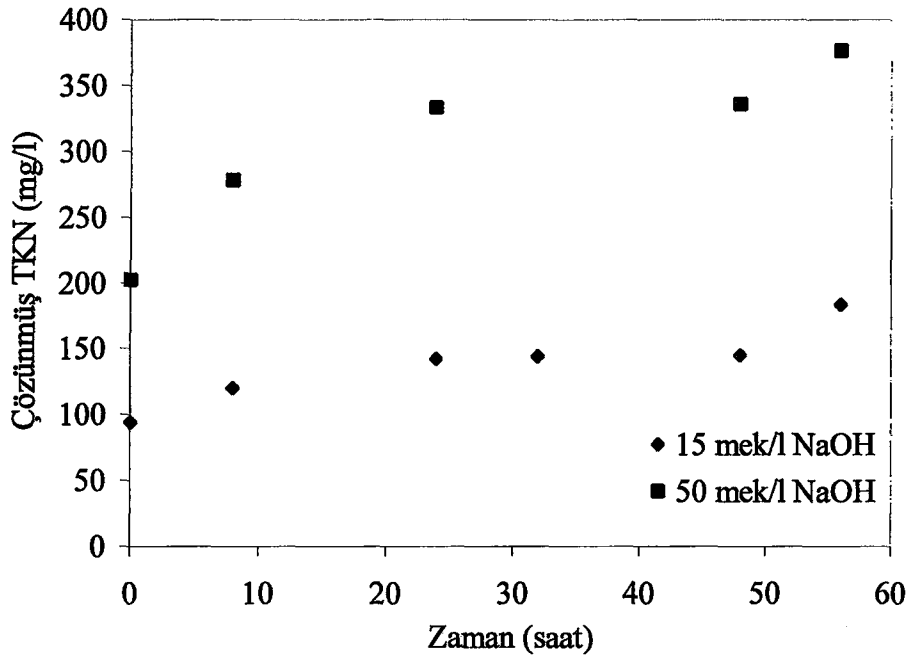
Tüm reaktörlerden alınan numunelerde zaman karşı çözünmüş KOİ konsantrasyonundaki değişim Şekil 4.13’de sunulmuştur.



Şekil 4.13 Endüstriyel Aktif Çamurun 15 ve 50 mek/l NaOH Dozlarında Gerçekleştirilen Alkali Hidrolizinde Çözünmüş KOİ'nin Zamanla Değişimi

Endüstriyel aktif çamurun 50 mek/l NaOH ile alkali hidrolizinde; alkali ilavesinden hemen sonra çözünmüş KOİ konsantrasyonu 2365 mg/l, 56 saat sonra ise 7420 mg/l olarak bulunmuştur. 10 mek/l NaOH dozunun kullandığı reaktörden alınan numunelerde çözünmüş KOİ konsantrasyonu $t=0$ anında 850 mg/l'den, 56 saat hidroliz süresi sonrasında 1180 mg/l'ye yükselmiştir. Endüstriyel aktif çamurun alkali hidrolizinde de evsel aktif çamur kullanılan uygulamalarda olduğu gibi alkali dozu arttırıldıkça çözünürlük oranları yükselmektedir. Kontrol reaktöründe ise çözünmüş KOİ konsantrasyonunda değişim gözlenmemiştir.

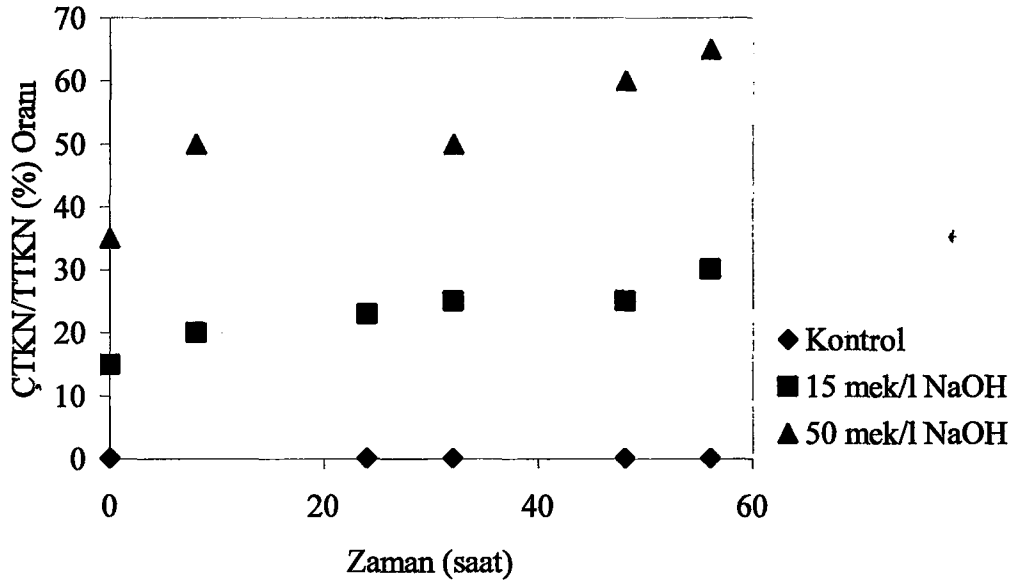
Tüm reaktörlerden alınan numunelerde zamana karşı çözünmüş TKN konsantrasyonunun değişimi Şekil 4.14'de gösterilmiştir.



Şekil 4.14 Endüstriyel Aktif Çamurun 15 ve 50 mek/l NaOH Dozlarında Gerçekleştirilen Alkali Hidrolizinde Çözünmüş TKN'nin Zamanla Değişimi

Şekil 4.14 incelendiğinde 15 mek/l NaOH dozunun uygulandığı reaktörde çözünmüş TKN konsantrasyonunun kimyasal ayracın ilavesinden hemen sonra yapılan ölçümde 95 mg/l iken 56 saatlik hidroliz süresi sonunda 185 mg/l'ye; 50 mek/l NaOH dozunun uygulandığı reaktörde ise aynı hidroliz süresi için 200 mg/l'den 375 mg/l'ye artış gösterdiği görülmüştür. 50 mek/l NaOH kullanımında elde edilen çözünmüş TKN konsantrasyonu, 15 mek/l NaOH kullanımından elde edilen değerlere göre 2 katı büyüklüğünde olmuş ve bu oran hidroliz süresi boyunca korunmuştur.

Endüstriyel aktif çamurun alkali hidrolizi TKN çözünürlük oranı bazında incelendiğinde ulaşılan sonuçlar Şekil 4.15'de gösterilmiştir.



Şekil 4.15 Endüstriyel Aktif Çamurun 15 ve 50 mek/l NaOH Dozlarında Gerçekleştirilen Alkali Hidrolizinde TKN Çözünürlük Oranının Zamanla Değişimi

Şekil 4.15 incelendiğinde TKN çözünürlük oranı 15 mek/l NaOH ile alkali hidrolizinde; alkali ilavesinden hemen sonra % 15 iken, 50 mek/l NaOH dozunun kullanıldığı reaktörde % 35; t=56. saatte 15 mek/l NaOH dozunun uygulandığı reaktörde % 30 iken 50 mek/l NaOH dozunun kullanıldığı reaktörde % 65 olarak bulunmuştur. Kontrol reaktöründe TKN çözünürlük oranında zamanla değişim gözlenmemiştir. Dolayısıyla endüstriyel aktif çamurun alkali hidrolizinde başlangıçtan itibaren azotlu organik maddelerin solubilizasyonu artmakta ve bu artış kullanılan alkali dozuyla orantılı olarak değerler almaktadır.

Endüstriyel aktif çamura uygulanan alkali hidrolizin çamurun susuzlaştırma özellikleri üzerindeki etkisini incelemek üzere yapılan SRF ve CST deney sonuçları Tablo 4.1’de verilmiştir.

Evsel aktif çamura uygulanan alkali hidrolizin çamurun susuzlaştırma özellikleri üzerindeki etkisini incelemek üzere yapılan SRF ve CST deney sonuçları Tablo 4.2’de verilmiştir.

Tablo 4.1 Endüstriyel Aktif Çamurun 15 ve 50 mek/l NaOH Dozlarında Gerçekleştirilen Alkali Hidrolizinde Susuzlaştırma Özelliklerinin Zamanla Değişimi

Hidroliz Süresi		t=0	t=24.saat	t=48.saat
CST	Ham Çamur:164 sn			
	Kontrol	187	161	162
	15 mek/L NaOH	619	423	414
	50 mek/L NaOH	1672	1663	1680
SRF	Ham Çamur:122*10 ¹² m/kg			
	Kontrol	118	123	-
	15 mek/L NaOH	431	577	-
	50 mek/L NaOH	1444	1643	-

Endüstriyel aktif çamurun susuzlaştırma özelliği alkali hidroliz uygulamasından sonra hem zamana hem de kullanılan kimyasal doza bağlı olarak bozulmuştur. Susuzlaştırma parametrelerindeki kötüleşme alkali maddenin çamura ilavesinden hemen sonra büyük oranda gerçekleşmiş, zamana bağlı olarak karıştırma işlemi devam ettiği için daha düşük oranda artarak sürmüştür.

Tablo 4.2 Evsel Aktif Çamurun 20 mek/l NaOH ve 20 mek/l Ca(OH)₂ Dozlarında Gerçekleştirilen Alkali Hidrolizinde Susuzlaştırma Özelliklerinin Zamanla Değişimi

		1.Gün					2.Gün	3.Gün
		t=0	t=2.st	t=4.st	t=6.st	t=8.st	t=24.st	t=60.st
CST (sn)	Ham Çamur:38 sn							
	Kontrol	39	-	39	-	34	32	32
	20 mek/L NaOH	1710	1865	1779	1948	1256	1888	1612
	20 mek/L Ca(OH)	62	66	68	77	91	116	118
SRF (m/kg)	Ham Çamur::15*10 ¹² m/kg							
	Kontrol	10	-	-	-	14	8	13
	20 mek/L NaOH	951	1235	1353	1450	-	1469	-
	20 mek/L Ca(OH)	22	24	30	-	-	37	71

Evsel aktif çamurun susuzlaştırma özelliği endüstriyel aktif çamurun alkali hidrolizinde de görüldüğü gibi hem zamana hem de kullanılan kimyasal doza bağlı olarak bozulmuştur. Susuzlaştırma parametrelerindeki kötüleşme alkali maddenin çamura ilavesinden hemen sonra büyük oranda gerçekleşmiş, zamana bağlı olarak karıştırma işlemi devam ettiği için daha düşük oranda artarak sürmüştür.

Çamura uygulanan alkali hidrolizden sonra susuzlaştırma özelliklerini iyileştirmek amacıyla yapılan şartlandırma çalışmalarının sonuçları Tablo 4.3'de verilmiştir.

Tablo.4.3 Ham Çamur ve Alkali Hidrolizden Sonra Uygulanan Çamur Şartlandırılmasında Elde Edilen Sonuçlar

Uygulanan Tipi ve Dozu	Ham		%2 FeCl ₃		%0.3 KPE*		%2 FeCl ₃ + %0.2 KPE		%3 FeCl ₃ + %0.5 KPE	
Susuzlaştırma Özellikleri	SRF	CST	SRF	CST	SRF	CST	SRF	CST	SRF	CST
Kontrol	9	53	16	54	9	47	3	17	-	-
20 mek/l Ca(OH) ₂	42	338	30	362	29	279	22	119	-	-
20 mek/l NaOH	882	2257	-	1888	746	2139	761	2581	693	1918

*KPE: Katyonik polielektrolit

SRF: Tm/kg

CST: s

Evsel aktif çamurun şartlandırılmasından sonra elde edilen üst faz karakterizasyonu

Tablo 4.4'de verilmiştir.

Tablo 4.4 Alkali Hidroliz Edilmiş Evsel Aktif Çamurun Şartlandırılmasından Sonra Üst Faz Karakterizasyonu

Uygulanan Şartlandırma Tipi ve Dozu	ÇKOİ (mg/l)	TKOİ (mg/l)	AKM (mg/l)
Kontrol	66	69	-
20 mek/l NaOH	-	2845	670
20 mek/l Ca(OH) ₂	-	2420	650
20 mek/l NaOH+%2 FeCl ₃	-	2675	710

Evsel aktif çamurun şartlandırılmasından sonra elde edilen çökelme oranları çöken çamur hacmi/toplam hacim olarak Tablo 4.5'de verilmiştir.

Tablo 4.5 Alkali Hidroliz Edilmiş Çamurun Şartlandırılmasından Sonra Elde Edilen Çökelme Oranları (Çöken çamur hacmi/Toplam hacim)

Uygulanan Şartlandırma Tipi ve Dozu	Ham	%2 FeCl ₃	%0.3 KPE	%3 FeCl ₃ +%0.5 KPE
Kontrol	%56	%56	%58	-
20 mek/l Ca(OH) ₂	%40	%44	%52	-
20 mek/l NaOH	%68	%75	%75	%76

4.5 Deney Sonuçlarının Değerlendirilmesi

Deney sonuçlarının değerlendirilmesi üç aşamada ele alınmıştır. Birinci aşamada alkali hidroliz sonuçları, ikinci aşamada uygulanan yöntemlerin çamurun susuzlaştırma özelliği üzerindeki etkileri ve son aşamada ise kinetik ifadeler değerlendirilmiştir.

Evsel ve Endüstriyel Aktif Çamurun Alkali Hidrolizi:

Evsel aktif çamurun alkali hidrolizinde pH'nın zamana bağlı değişimi iteratürde yer alan bilgilerle uyum sağlamaktadır. Rajan ve diğ.(1989), bir yerleşim bölgesinin atıksu arıtma tesisinden aldıkları aktif çamur üzerinde alkali hidroliz çalışması gerçekleştirmişlerdir. Bu çalışmada 10 mek/l NaOH dozunda ve oda sıcaklığında gerçekleştirilen hidroliz uygulamasında aktif çamurun pH'sı 11'den 12 saat sonra 8.5'a; 30 mek/l NaOH uygulamasında ise pH 12.5'dan aynı hidroliz süresi içinde 11.9'a düşüş göstermiştir.

Evsel ve endüstriyel atıksu arıtma tesislerinden alınan aktif çamur üzerinde yapılan tüm alkali hidroliz çalışmalarında; başlangıçta kimyasal ayracın ilavesiyle ilk 15 dakika içinde çamurun pH'sında ani artış, ardından 4-24 saat içinde düşme olmaktadır. Hidroliz süresince gözlenen pH düşüşü alkali tüketimini göstermekte; çamur kimyasal ayracı bünyesinde absorblamaktadır. Aktif çamurun hidrolizinde alkali tüketimi 4 açıdan ele alınarak incelenmelidir. Bunlar;

- Kullanılan çamur türü
- Uygulanan kimyasal dozu
- Zaman
- Organik maddelerin hidrolizi üzerindeki etkisi olarak sıralanmaktadır.

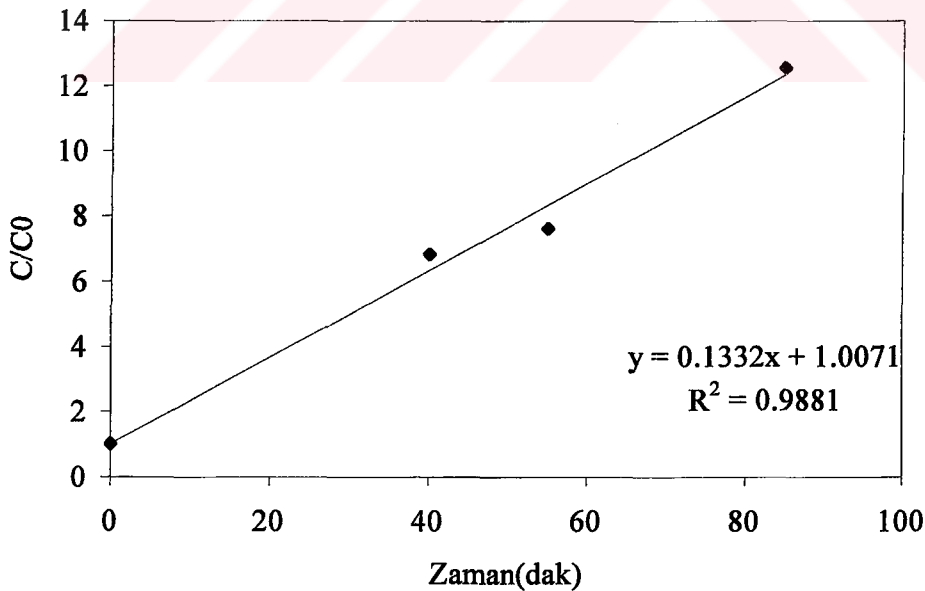
Evsel ve endüstriyel aktif çamurun alkali hidrolizinde zaman bağlı olarak pH'da olan düşme her iki çamur tipi için ortak özellik taşımamaktadır. Birbirine yakın kimyasa dozlamlarıyla (10 ve 15 mek/l NaOH) yapılan uygulamalarda endüstriyel aktif çamurdaki zamana bağlı pH düşüşünün evsel aktif çamur kullanılan uygulamalara göre daha az birimlerde gerçekleştiği görülmüştür. Buradan endüstriyel aktif çamurdaki alkali tüketiminin daha sınırlı seviyede olduğu sonucu elde edilmektedir.

Evsel ve endüstriyel aktif çamura düşük kimyasal dozlarında hidroliz uygulandığında; pH'da gerçekleşen düşüş, yüksek dozda kullanıma göre daha büyük

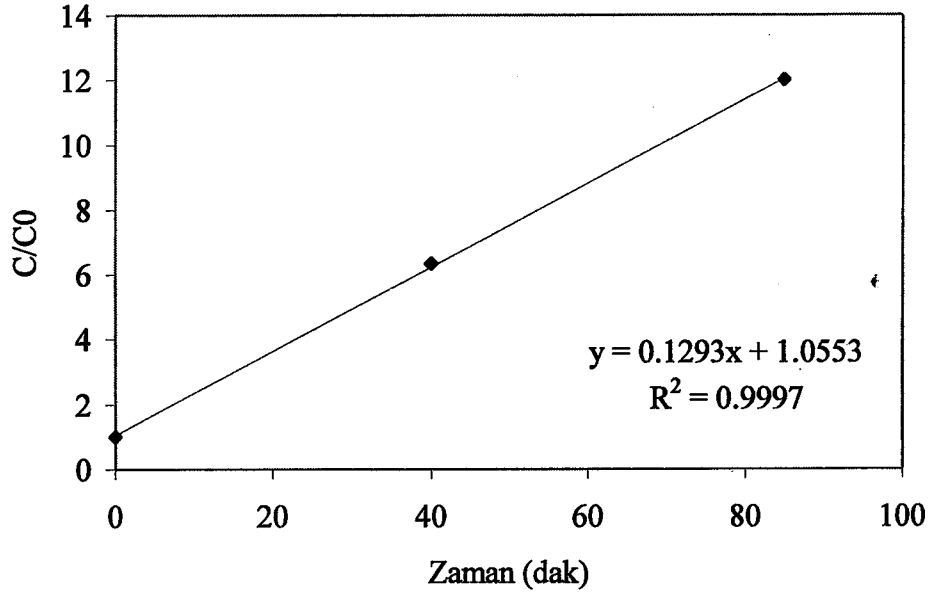
oranda olmaktadır. Bu sonuç aktif çamura kimyasal ayraçın verilmesinden itibaren alkali tüketiminin ve havadan CO₂ absorpsiyonunun başladığı değerlendirilmesini de aynı zamanda desteklemektedir.

Evsel ve endüstriyel aktif çamura uygulanan tüm hidroliz çalışmalarında, pH, reaksiyon süresi arttıkça düşmekte; dolayısıyla artan zamanda alkali tüketimi ve CO₂ absorpsiyonu gerçekleşmektedir.

Aktif çamura uygulanan alkali hidrolizde karbonlu ve azotlu organik maddelerin çözünürlüğü pH değişimi ve kinetik ifadelerin yardımıyla değerlendirilmelidir. Tüm hidroliz uygulamalarında ilk bir saat içerisinde çözünmüş KOİ ve çözünmüş TKN konsantrasyonlarında ani artış olmakta ardından bu değişim azalarak sürmektedir. Bu çerçevede aktif çamurun hidroliz kinetiğini çıkarmak amacıyla kimyasal ayraç ilavesinden sonra ilk bir saat içinde sık aralıklarla numune alımı yapılması gerekmektedir. Bu amaçla evsel aktif çamurun 30 mek/l Ca(OH)₂ ile gerçekleştirilen alkali hidrolizinde başlangıçtan 85.dakikaya kadar olan çözünmüş KOİ ve çözünmüş TKN konsantrasyonlarının değişimi üzerinde yapılan çalışmalarda 0.derece kinetiğine uyum gösterdiği görülmüştür. 0.derece kinetik ifadelerinin grafikleri aşağıda sunulmuştur.

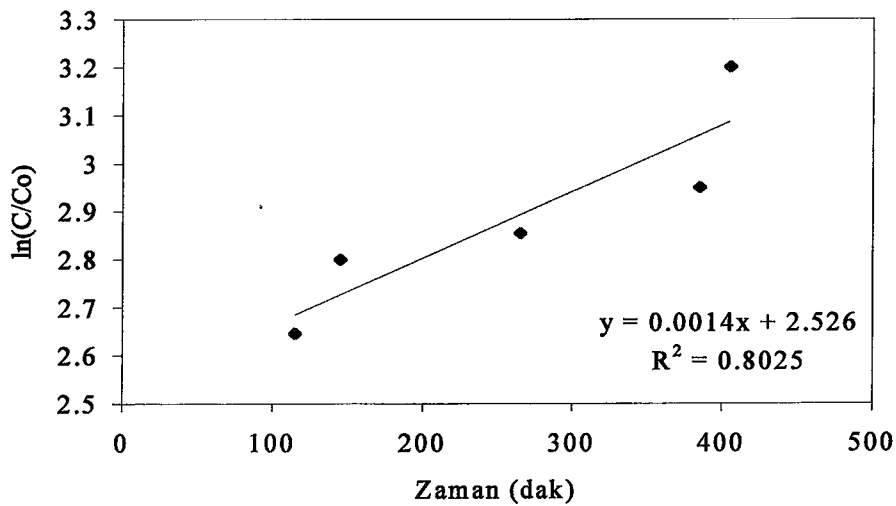


Şekil 4.16 Evsel Aktif Çamurun Alkali Hidrolizinde HızlıHidroliz Olabilen Karbonlu Organik Maddelerin 0. Derece Reaksiyon Hız Sabitinin Belirlenmesi ($k=0.1332 \text{ dak}^{-1}$)

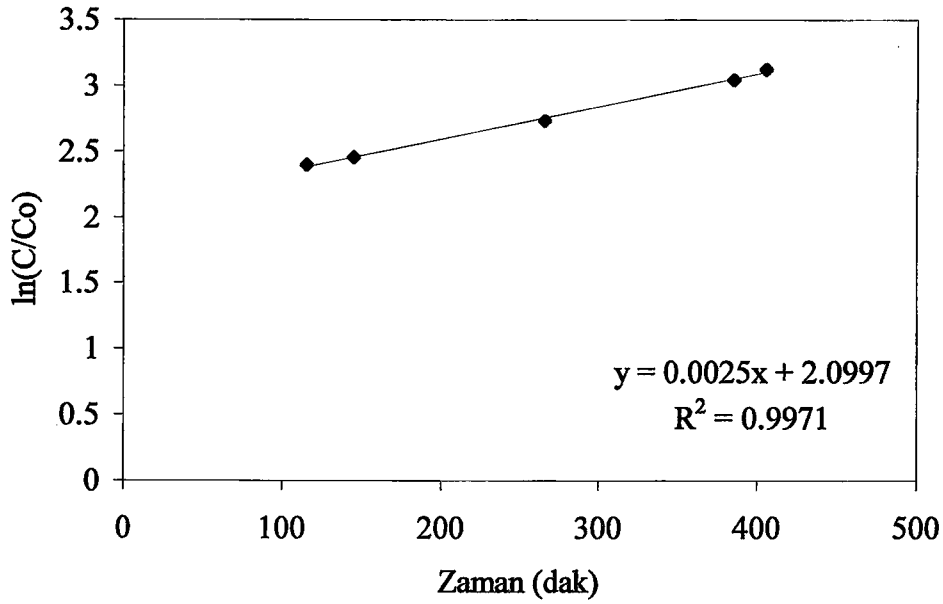


Şekil 4.17 Evsel Aktif Çamurun Alkali Hidrolizinde Hızlı Hidroliz Olabilen Azotlu Organik Maddelerin 0. Derece Reaksiyon Hız Sabitinin Belirlenmesi (k=0.1293 dak⁻¹)

Evsel aktif çamurun alkali hidrolizinde t=115.dakikadan t=405.dakikaya kadar olan çözünmüş KOİ ve çözünmüş TKN konsantrasyonlarının değişimi üzerinde yaovılan çalışmalarda 1.derece kinetiğe uyum gösterdiği görölmüştür. Çözünmüş KOİ ve çözünmüş TKN konsantrasyonlarının değişiminde 1.derece reaksiyon hız sabitlerinin belirlenmesi Şekil 4.18 ve Şekil 4.19'da verilmiştir



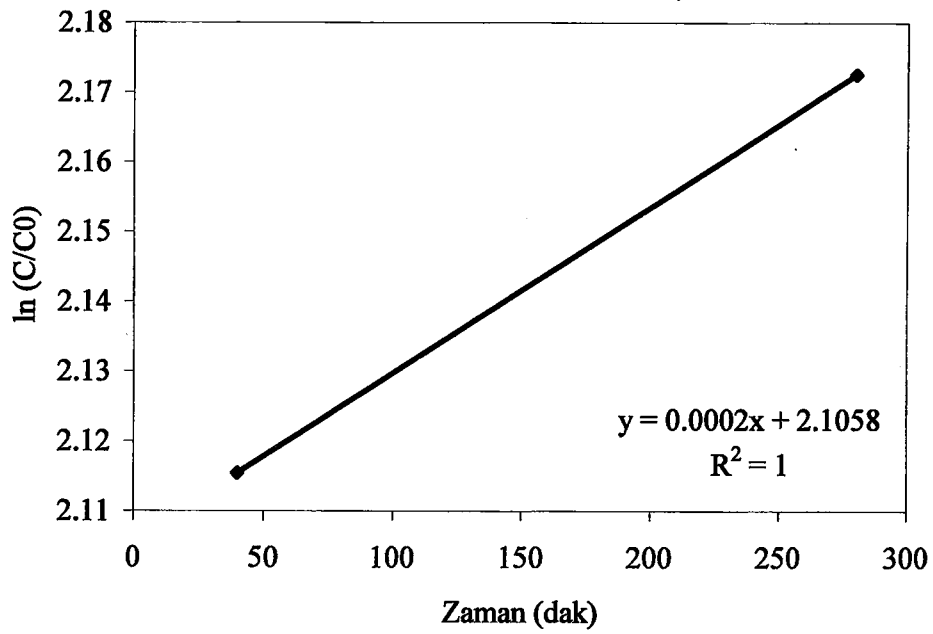
Şekil 4.18 Evsel Aktif Çamurun Alkali Hidrolizinde Yavaş Hidroliz Olabilen Karbonlu Organik Maddelerin 1.Derece Reaksiyon Hız Sabitinin Belirlenmesi (k=0.0014 dak⁻¹)



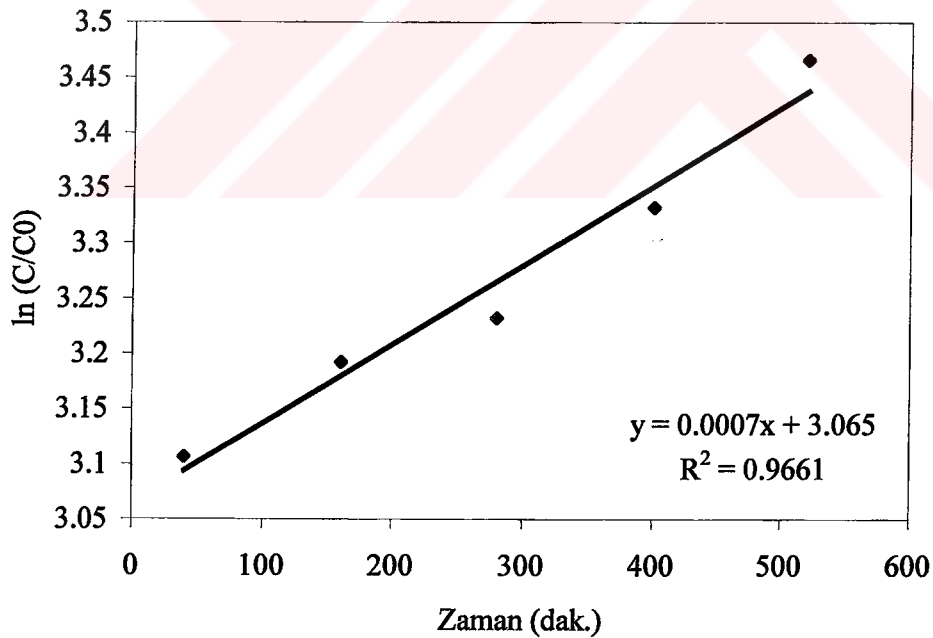
Şekil 4.19 Evsel Aktif Çamurun Alkali Hidrolizinde Yavaş Hidroliz Olabilen Azotlu Organik Maddelerin 1.Derece Reaksiyon Hız Sabitinin Belirlenmesi ($k=0.0025 \text{ dak}^{-1}$)

Şekil 4.16 ve 4.17 incelendiğinde KOİ ve TKN solubilizasyonlarının kinetiğinde bulunan hız sabitlerinin birbirine hemen hemen eşit olduğu görülmüştür. Bu sebeple kolay ayrışan karbonlu organik maddeler ile yine kolay ayrışan azotlu organik maddelerin aynı hızda hidroliz oldukları sonucuna varılmıştır.

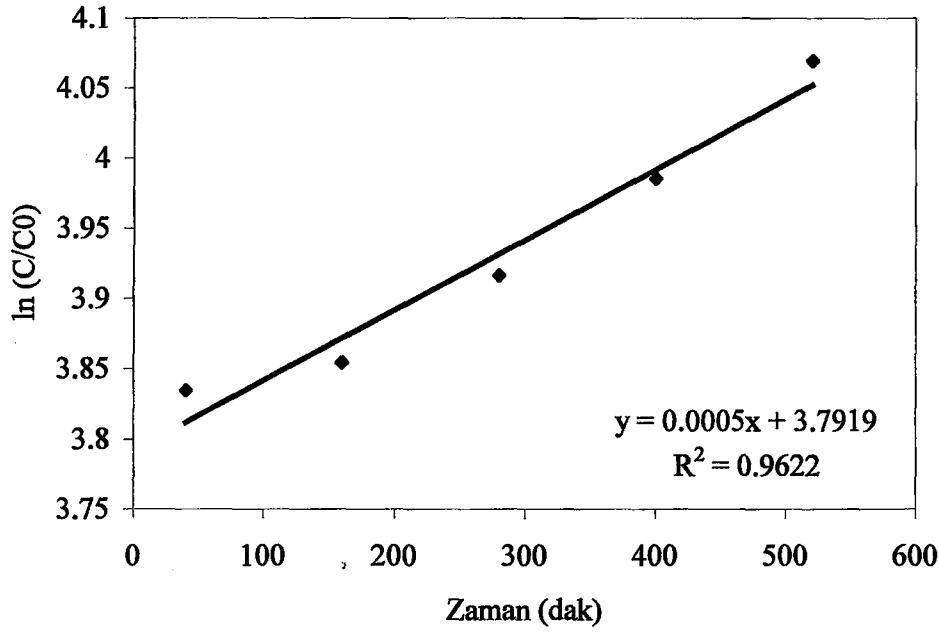
Tüm hidroliz uygulamalarında düşük dozda kimyasal ayraç kullanımında ilk 24 saatten sonra pH'da ani düşüş olduğu için, alkali tüketimi nedeniyle çözünürlüğünün büyük oranda bu sürede gerçekleştiği kabul edilmiştir. Aktif çamurun alkali hidrolizinde, ilk 24 saatte elde edilen çözünmüş KOİ ve çözünmüş TKN konsantrasyonlarındaki değişim 1.derece reaksiyon kinetiğine uymaktadır. Evsel aktif çamura uygulanan tüm hidroliz çalışmalarında ilk 24 saatlik sürelerde elde edilen kinetik ifadeler, grafikler halinde aşağıda sunulmuştur.



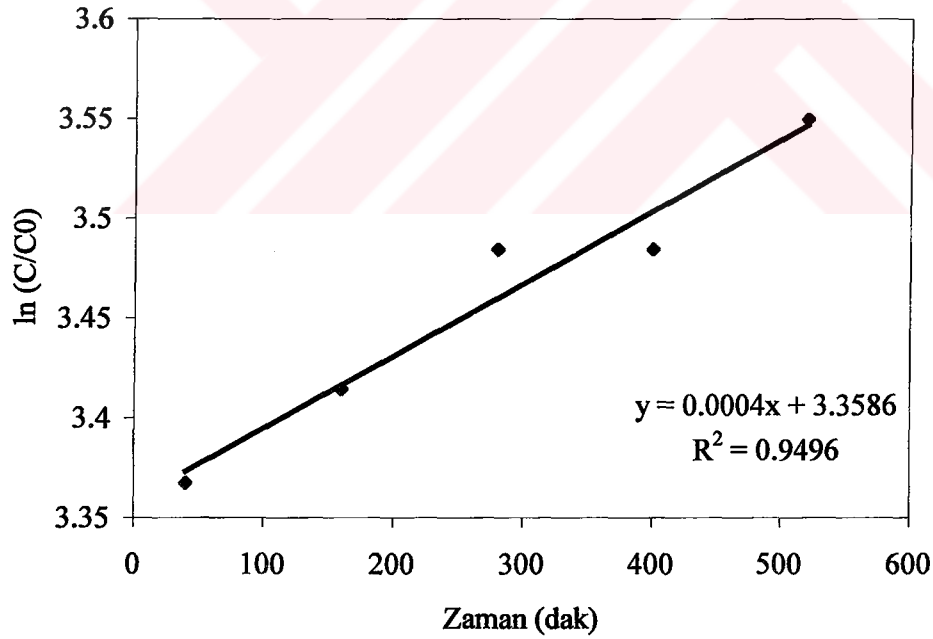
Şekil 4.20 Evsel Aktif Çamurun Alkali Hidrolizinde 10 mek/l NaOH Kullanımında Çözünmüş KOİ Değişiminin 1.Derece Reaksiyon Hız Sabitinin Belirlenmesi ($k=0.0002 \text{ dak}^{-1}$)



Şekil 4.21 Evsel Aktif Çamurun Alkali Hidrolizinde 10 mek/l NaOH Kullanımında Çözünmüş TKN Değişiminin 1.Derece Reaksiyon Hız Sabitinin Belirlenmesi ($k=0.0007 \text{ dak}^{-1}$)



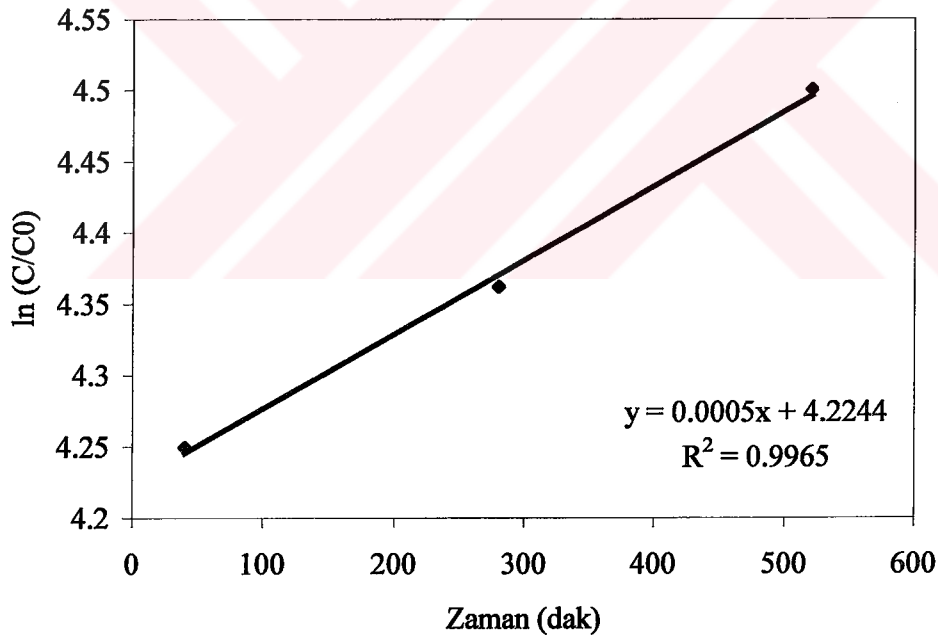
Şekil 4.22 Evsel Aktif Çamurun Alkali Hidrolizinde 20 mek/l NaOH Kullanımında Çözülmüş KOİ Değişiminin 1.Derece Reaksiyon Hız Sabitinin Belirlenmesi ($k=0.0005 \text{ dak}^{-1}$)



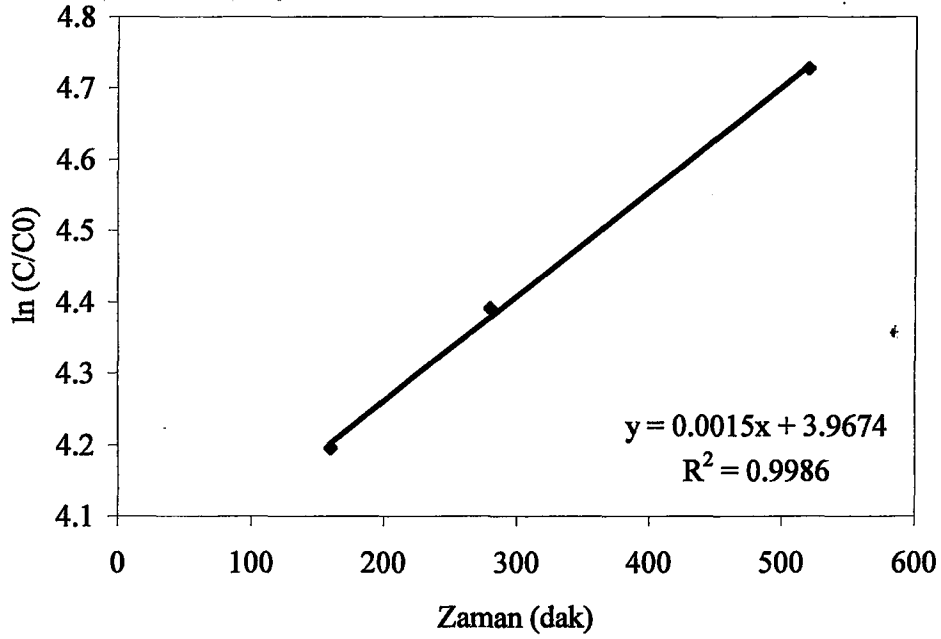
Şekil 4.23 Evsel Aktif Çamurun Alkali Hidrolizinde 20 mek/l NaOH Kullanımında Çözülmüş TKN Değişiminin 1.Derece Reaksiyon Hız Sabitinin Belirlenmesi ($k=0.0004 \text{ dak}^{-1}$)

Şekil 4.20 ve 4.21 incelendiğinde evsel aktif çamurun 10 mek/l NaOH kullanımıyla gerçekleştirilen hidrolizinde; çözülmüş TKN değişim kinetiğindeki hız sabitinin, çözülmüş KOİ değişimin kinetiğindeki hız sabitinden daha büyük olması nedeniyle, azotlu organik maddelerin karbonlu organik maddelere nazaran daha hızlı hidroliz olduğu sonucuna varılmıştır. Bu değerlendirme, çamurun alkali hidrolizi ile elde edilen çözülmüş KOİ/toplam KOİ ve çözülmüş TKN/toplam TKN (%) oranlarıyla uyum göstermektedir. Alkali hidrolizin başladığı andan itibaren TKN çözünürlük oranı KOİ solubilizasyon oranından hız sabitlerinin birbirine oranı büyüklüğünde daha yüksek bir değer almaktadır.

Şekil 4.22 ve 4.23 incelendiğinde 20 mek/l NaOH kullanımıyla uygulanan alkali hidrolizde; çözülmüş TKN ve çözülmüş KOİ değişim kinetiklerindeki hız sabitlerinin birbirine çok yakın değerler aldığı ve bu sebeple karbonlu organik maddelerle azotlu organik maddelerin yaklaşık aynı hızda hidroliz olduğu görülmektedir.



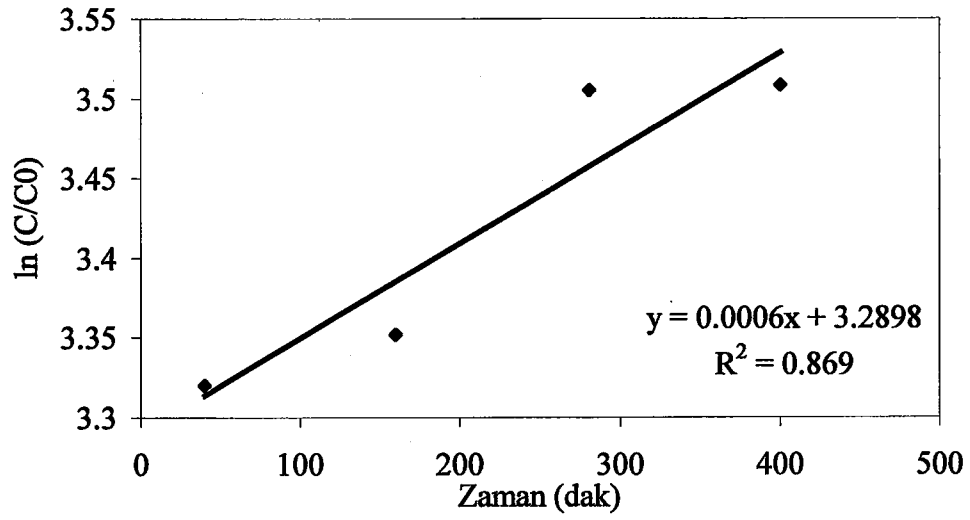
Şekil 4.24 Evsel Aktif Çamurun Alkali Hidrolizinde 40 mek/l NaOH Kullanımında Çözülmüş KOİ Değişiminin 1.Derece Reaksiyon Hız Sabitinin Belirlenmesi ($k=0.0005 \text{ dak}^{-1}$)



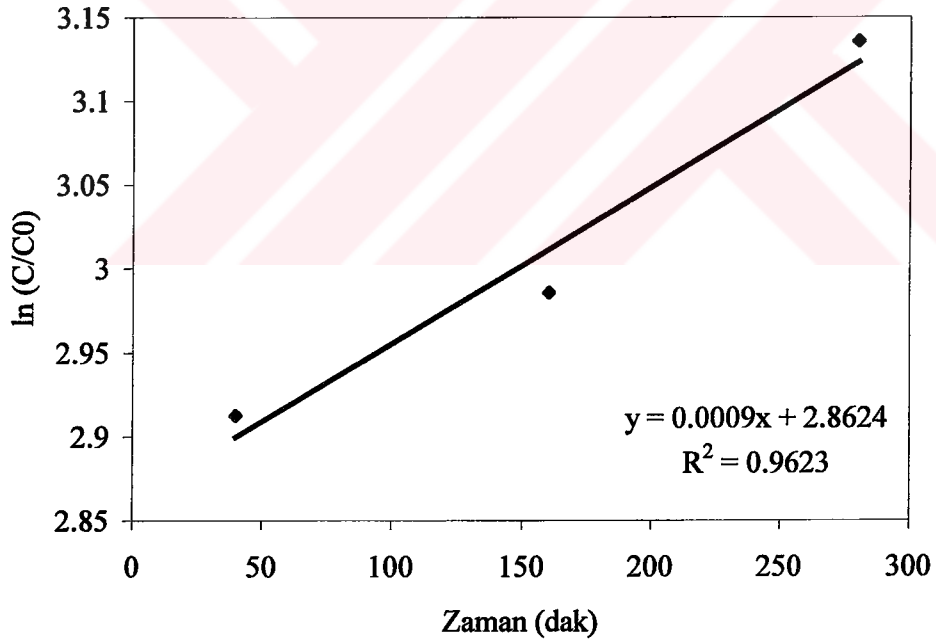
Şekil 4.25 Evsel Aktif Çamurun Alkali Hidrolizinde 40 mek/l NaOH Kullanımında Çözülmüş TKN Değişiminin 1.Derece Reaksiyon Hız Sabitinin Belirlenmesi ($k=0.0015 \text{ dak}^{-1}$)

Evsel aktif çamurun 40 mek/l NaOH kullanımıyla gerçekleştirilen alkali hidrolizinde de azotlu organik maddelerin karbonlu organik maddelere göre merteye olarak eşit hızlarda hidroliz oldukları görülmektedir.

Evsel aktif çamura $\text{Ca}(\text{OH})_2$ kullanımıyla uygulanan alkali hidroliz çalışmalarında ilk 24 saatlik reaksiyon süreleri için elde edilen kinetik ifadeler grafikler halinde aşağıda gösterilmiştir.



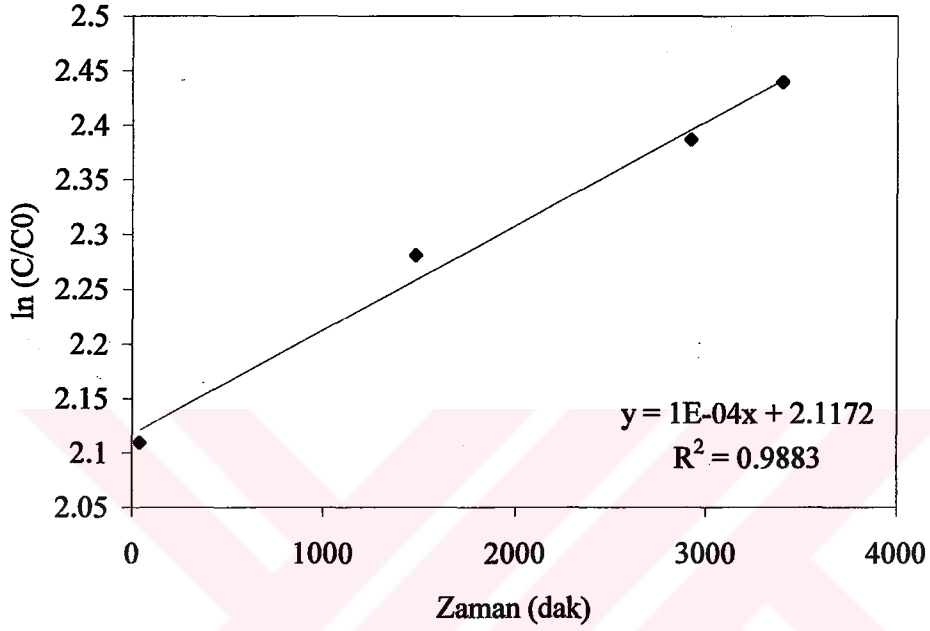
Şekil 4.26 Evsel Aktif Çamurun Alkali Hidrolizinde 20 mek/l Ca(OH)_2 Kullanımında Çözülmüş KOİ Değişiminin 1.Derece Reaksiyon Hız Sabitinin Belirlenmesi ($k=0.0006 \text{ dak}^{-1}$)



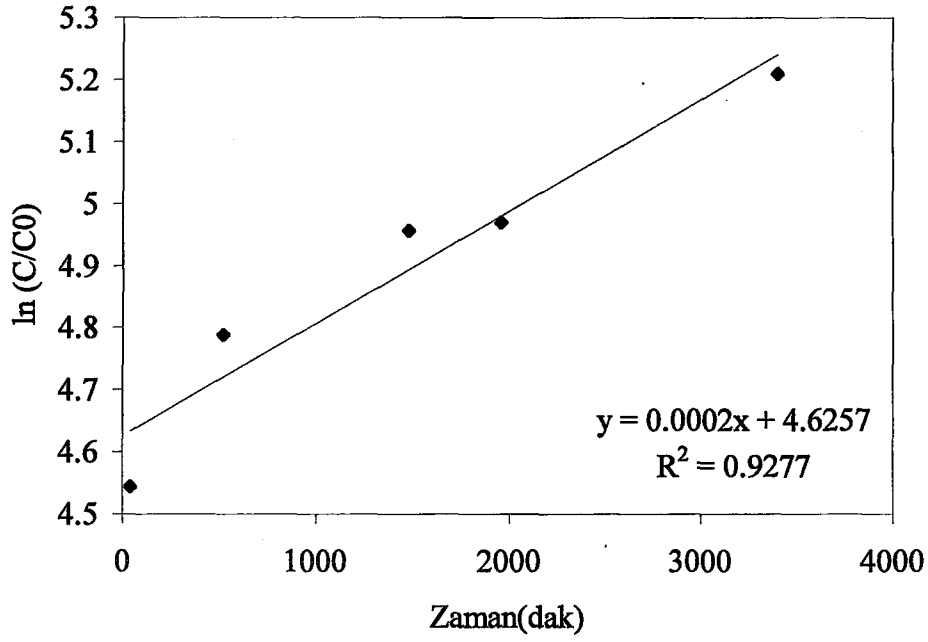
Şekil 4.27 Evsel Aktif Çamurun Alkali Hidrolizinde 20 mek/l Ca(OH)_2 Kullanımında Çözülmüş TKN Değişiminin 1.Derece Reaksiyon Hız Sabitinin Belirlenmesi ($k=0.0009 \text{ dak}^{-1}$)

Şekil 4.26 ve 4.27 incelendiğinde evsel aktif çamurun alkali hidrolizinde $\text{Ca}(\text{OH})_2$ kullanımında azotlu organik maddelerin karbonlu organik maddelerle birbirlerine çok yakın hızlarda ayrıştıkları görülmektedir.

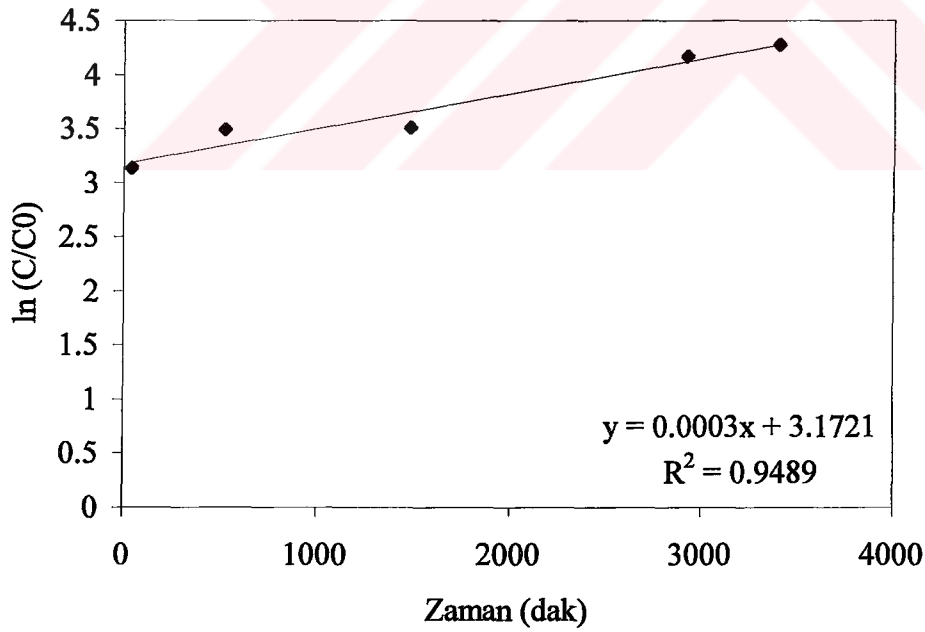
Endüstriyel aktif çamurun alkali hidrolizinde ilk 24 saatlik sürede elde edilen kinetik ifadeler grafikler halinde aşağıda verilmiştir.



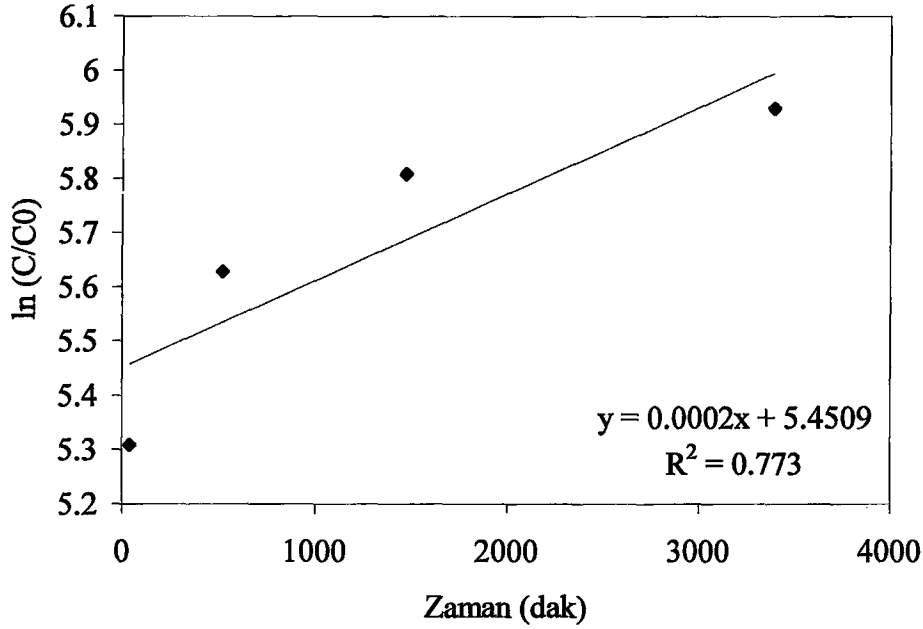
Şekil 4.28 Endüstriyel Aktif Çamurun Alkali Hidrolizinde 15 mek/l NaOH Kullanımında Çözünmüş KOİ Değişiminin 1.Derece Reaksiyon Hız Sabitinin Belirlenmesi ($k=0.0001 \text{ dak}^{-1}$)



Şekil 4.29 Endüstriyel Aktif Çamurun Alkali Hidrolizinde 15 mek/l NaOH Kullanımında Çözülmüş TKN Değişiminin 1.Derece Reaksiyon Hız Sabitinin Belirlenmesi ($k=0.0002 \text{ dak}^{-1}$)



Şekil 4.30 Endüstriyel Aktif Çamurun Alkali Hidrolizinde 50 mek/l NaOH Kullanımında Çözülmüş KOİ Değişiminin 1.Derece Reaksiyon Hız Sabitinin Belirlenmesi ($k=0.0003 \text{ dak}^{-1}$)



Şekil 4.31 Endüstriyel Aktif Çamurun Alkali Hidrolizinde 50 mek/l NaOH Kullanımında Çözülmüş TKN Değişiminin 1.Derece Reaksiyon Hız Sabitinin Belirlenmesi ($k=0.0002 \text{ dak}^{-1}$)

Endüstriyel aktif çamurun alkali hidrolizinde düşük seviyede olarak nitelendirilebilecek 15 ve 50 mek/l NaOH kullanımında, hidroliz reaksiyonları kinetik açıdan yorumlandığında hız sabitlerinin birbirlerine çok yakın ve merteye olarak eşit oldukları görülmektedir. Bu sebeple endüstriyel aktif çamura uygulanan alkali hidroliz işlemlerinde karbonlu ve azotlu organik maddelerin hemen hemen aynı hızda çözülmüş fraksiyona geçtiği değerlendirilmesi yapılmıştır.

Evsel ve endüstriyel aktif çamura uygulanan alkali hidrolizin çamurun susuzlaştırma parametreleri üzerindeki etkisi üç yönden incelenmelidir. Bunlar:

- Alkali ayracın türü
- Çamurun tipi
- Alkali ayracın dozu

Alkali hidroliz işleminde Ca(OH)_2 kullanıldığında çamurun susuzlaştırma özelliği çok az derecede bozulmaktadır. Ca(OH)_2 ilavesi ile hidroliz olmuş çamur kolaylıkla bir susuzlaştırma ünitesinde işlenebilme özelliğine sahiptir. Ancak alkali hidroliz işleminde NaOH kullanıldığında çamurun susuzlaştırılma özelliği ani ve kötü derecede bozulmakta ve susuzlaştırılma işleminden önce şartlandırma prosesinden geçirme zorunluluğu doğmaktadır.

Alkali hidroliz işleminin çamurun susuzlaştırılma özelliği üzerindeki etkisi evsel ya da endüstriyel aktif çamurun kullanımına göre de değişmektedir. Evsel aktif çamur sahip olduğu düşük pH değerine rağmen alkali maddeyi daha iyi absorblamakta, hidroliz oranı yükselmekte ve böylece düşük seviyede kimyasal uygulamalarında bile çamurun susuzlaştırılma özelliği kötüleşmektedir. Endüstriyel aktif çamurun alkali hidrolizinde ise elde edilen daha düşük solubilizasyon oranlarına bağlı olarak çamurun susuzlaştırılma özelliği endüstriyel aktif çamura göre daha düşük seviyelerde bozulmaktadır.

Ayrıca hidrolizde kullanılan alkali ayracın dozu arttıkça aktif çamurun susuzlaştırılma özelliği de daha kötüleşmektedir.

Alkali hidroliz uygulamasından sonra evsel ve endüstriyel aktif çamurun susuzlaştırma özelliklerindeki bozulma dikkate alınarak evsel çamur üzerinde şartlandırma deneyleri gerçekleştirilmiştir. Tablo 4.2 SRF parametresinin değişimi açısından incelendiğinde FeCl_3 ilavesinde kireçli sistemde iyileşme olduğu görülmüştür. Bu sistemde elde edilen değer kontrolün SRF sine yakındır, polielektrolit ilavesine baktığımızda bunu ham çamura çok iyi etki yaptığını ve eski özelliklerine döndürdüğünü, kireç ilavesinde ise aynı etkiyi sağladığı görülmüştür. İkisinin birleşmesi durumunda kontrolde son derece iyi bir sonuç elde edilmiş, kireçli sistemde ise daha iyi sonuç alınmıştır. Bu çerçevede iki maddenin beraberce kullanımının bir avantaj sağlamadığı, sadece FeCl_3 veya polielektrolit kullanılmasının yeterli olduğu görülmüştür.

Aynı sonuçlar CST açısından incelendiğinde kireçli sistemde değerlerin paralel ama biraz farklı olduğu görülmüştür. Bu halde en iyi sonuç iki şartlandırıcının birlikte kullanılması durumunda görülmektedir, bu maddelerin biri seçilecekse bunun da polielektrolit olması ve daha yüksek kullanılması gerekmektedir.

NaOH ile hidrolizin sağlandığı durumda kullanılan şartlandırıcılar ve bunların kombinasyonları hemen hiçbir durumda uygun sonuç vermemiş ve aşırı doz diyebileceğimiz %3 FeCl_3 ve %0.5 katyonik polielektrolit ilavesinde bile şartlandırma ile susuzlaştırma özelliklerinin iyileştirilmesinin pratik olarak mümkün olmadığı görülmüştür.

Hidroliz sonrası çamurun ayrılması ve üst faz özelliklerinin belirlenmesi amacıyla yapılan deneylerin sonuçları Tablo 4.4 ve 4.5’de verilmiştir. Ca(OH)_2 ile hidroliz edilmiş çamur kontrol kadar ve hatta ondan daha çökelmektedir, NaOH ile muamele edilmiş çamurda ise çökelen kısım sınırlıdır. Üst faz özelliklerine baktığımızda ise Tablo 4.4’e göre Ca(OH)_2 ve NaOH ile hidroliz edilmiş çamurlar AKM açısından aynı sonuçları vermektedir. KOİ açısından ise değerlendirildiğinde her iki alkali eklenildiği durumda da ham çamura göre önemli miktarlarda yükselmekte ve bu yükselme çözünürlük ile beraber değerlendirildiğinde ve daha önceki deney sonuçları ile karşılaştırıldığında çözünmüş KOİ konsantrasyonunun iki katı mertebesine çıkmaktadır. Şartlandırma ile kireç kullanılması halinde belirli oranda üst faz kalitesinin de iyileşmesi mümkün görünmektedir. Bu durumda kireçli sistemde uygulama yapılması daha uygun olarak görülmüştür.

5. SONUÇLAR VE ÖNERİLER

Evsel ve endüstriyel atıksuların arıtımının, doğal kaynakların ve çevre sağlığının korunması açısından vazgeçilmez bir ihtiyaç ve zorunluluk olduğu gözardı edilemez bir gerçektir. Bugün dünyada nüfus artışı ve paralelinde endüstriyel faaliyetlerin çoğalması nedeniyle evsel ve endüstriyel atıksu arıtma tesislerinin sayısı da çoğalmaktadır. Atıksu arıtma tesislerinin artmasıyla beraber bu tesislerden kaynaklanan çamurlar da büyük hacimlerde fazlalaşmaktadır. Atıksu arıtma tesisi içinde çamur işleme proseslerinin yatırım maliyeti, tüm tesisin yatırım maliyetinin % 30-40'ına; işletme maliyeti ise yine tüm tesis maliyetinin % 50'sine varabilmektedir. Bu çerçevede çamur işleme proseslerinin verimini arttıran her uygulama ya da modifikasyon aynı zamanda tesisin toplam maliyetini de azaltıcı özellikte olacaktır. Evsel ve endüstriyel atıksu arıtma tesislerinden kaynaklanan aktif çamurlara uygulanan alkali hidroliz işlemleri bir ön arıtma işlemi olarak önem kazanmaktadır. Ayrıca aktif çamurun alkali hidrolizi sonrası elde edilen çözünmüş fazın, biyolojik arıtma prosesinde kullanılması da mümkün olabilmektedir. Alkali hidroliz yöntemleri üzerinde 1980'li yılların ortalarından itibaren çalışılmaya başlanmış olmasına rağmen, bu konuda az sayıda uygulama gerçekleştirilmiştir ve hidroliz reaksiyonlarının esası, çamurun susuzlaştırma özellikleri üzerinde etkisi konularında daha ayrıntılı olarak değerlendirilme yapılması gerekmektedir.

Bu çalışmanın amacı biyolojik arıtma tesislerinden kaynaklanan aktif çamurların alkali hidrolizini incelemek ve hidrolizin çamurun susuzlaştırma özellikleri üzerindeki etkilerinin araştırılmasıdır. Bu amaç doğrultusunda deneysel çalışmalar yapılmıştır. Deneysel çalışmalar evsel ve endüstriyel aktif çamur üzerinde yürütülmüştür.

Alkali hidroliz uygulamalarında kullanılmak üzere seçilen iki temel madde NaOH ve Ca(OH)_2 ' dir. Kimyasal ayraçların tür ve dozlarının belirlenmesi literatür bilgilerinin ışığında yapılmış, ancak laboratuvarında çeşitli ön denemeler yapıldıktan sonra hidroliz deneylerinde kullanılmıştır. Bu çalışmaların sonucunda 50 mek/l'den daha

yüksek kimyasal doz kullanımında hidrolizde pratik bir fayda sağlamadığı, alkali tüketiminin fazla olduğu ve çamurun susuzlaştırma özelliklerinin kötüleştiği görülmüştür. Bu sebeple alkali hidroliz deneylerinde 10-50 mek/l dozunda kimyasal ayraçların ilavesine karar verilmiştir.

Aktif çamurun alkali hidrolizi ile gerek karbonlu organik maddeler ve gerekse de azotlu organik maddeler açısından önemli bir düzeyde hidroliz gerçekleştirilmiştir. Yapılan çalışmalarda karbonlu organik maddeler için % 4.5-62; azotlu organik maddeler için % 15-70 hidroliz oranları elde edilmiştir.

NaOH kullanımıyla yapılan alkali hidroliz çalışmalarında evsel aktif çamurda 10-40 mek/l doz ilavelerinde KOİ'de % 4.5-62, TKN'de % 14-71 hidroliz oranlarına ulaşılmıştır. Endüstriyel aktif çamurun alkali hidrolizinde NaOH kullanıldığında ise 15-50 mek/l doz ilavelerinde TKN'de % 15-70 çözünürlük oranları elde edilmiştir.

Aktif çamurda yapılan tüm alkali hidroliz çalışmalarında; başlangıçta kimyasal ayraçın ilavesiyle ilk 15 dakikada çamurun pH'ında ani artış ve ardından düşme olması, hidroliz süresince çamurda alkali tüketimi olduğu ve havadan CO₂'i absorbladığını göstermektedir. Ayrıca aktif çamura düşük kimyasal dozlarında hidroliz uygulandığında pH'da zamana bağlı gerçekleşen düşüş, yüksek dozda kullanıma göre daha büyük oranda olmakta; dolayısıyla aktif çamura kimyasal ayraçın verilmesinden itibaren alkali tüketimi başlamaktadır.

Evsel aktif çamurun Ca(OH)₂ ile gerçekleştirilen alkali hidrolizinde ilk bir saate kadar olan KOİ ve TKN çözünürlük oranlarındaki hızlı artışı değerlendirmek üzere bir kinetik çalışması yapılmış ve bu değişimin 0.derece kinetiğe uygun olduğu görülmüştür. 0.derece kinetiği hidroliz olan konsantrasyonların çözünürlükte bir etkisinin olmadığını göstermesidir. 0.derece kinetik ifadelerinde karbonlu organik maddeler ile azotlu organik maddelerin aynı hızda ayrıştığı gözlenmiştir.

Evsel ve endüstriyel aktif çamurların alkali hidrolizinde ilk bir saatten itibaren 2 saat aralıklarla alınan numunelerde çözünmüş fraksiyonların değişimi 1.derece kinetiğine uymaktadır. 1.derece kinetiğe uyan karbonlu ve azotlu organik maddelerin hız ifadeleri incelendiğinde birbirlerine eşit hızlarla hidroliz oldukları görülmüştür.

Alkali hidroliz uygulamaları sonunda çamurun susuzlaştırma özelliklerinin tayininde SRF ölçümlerinde NaOH kullanıldığında 950-1645 Tm/kg, Ca(OH)₂ kullanıldığında

20-70 Tm/kg; CST ölçümlerinde NaOH kullanıldığında 620-1710 s ,Ca(OH)₂ kullanıldığında 62-118 s değerleri bulunmuştur. Alkali hidroliz işlemlerinde NaOH yüksek dozlarda kullanıldığında çamurun susuzlaştırma özelliklerindeki kötüleşme ciddi şartlandırma gerektirecek boyutlara varmaktadır. Ancak Ca(OH)₂ kullanılan alkali hidroliz uygulamalarında çamurun susuzlaştırma özelliklerindeki kötüleşme düşük seviyelerde gerçekleşmektedir.

Evsel aktif çamura alkali hidroliz uygulamasından sonra yapılan şartlandırma deneylerinde NaOH kullanıldığı durumda şartlandırma için uygulanabilen dozlarda susuzlaştırma özelliklerinin iyileştirilmesi mümkün olmamıştır. Ancak Ca(OH)₂ ile hidroliz uygulandığında şartlandırma yapıldığında susuzlaştırma özellikleri iyileşmektedir.

Hidroliz sonrası üst faz kalitesi ve çamur çökmesi pratik açıdan büyük önem taşımaktadır. NaOH ile hidroliz sağlanan sistemlerde çöken hacim büyük ve üst faz kalitesi kötüdür. Ca(OH)₂ ile hidroliz sağlanan sistemlerde ise çöken hacim ham çamura yakın değerler almakta ve üst faz kalitesi daha iyi olmaktadır. Şartlandırma ile ise bu özelliklerin kısmen daha iyileştirildiği görülmüştür.

Bu çalışmanın sonuçları alkali hidrolizin uygulama potansiyeli olan bir proses olduğunu göstermektedir, özellikle Ca(OH)₂ kullanımında maliyet de önemli bir düzeyde artmayacaktır.

Proses üzerinde bu çalışmadan elde edilen sonuçları geliştirecek ilave uygulama ihtiyacı bulunmaktadır. Bununla ilgili öneriler şunlardır:

- *Çeşitli çamur tiplerinin alkali hidrolizinde kinetik değerlendirilmeler yapılmalıdır.
- *Alkali hidroliz çalışmaları daha büyük ölçeklerde tekrarlanmalıdır.
- *Hidrolizin çamurun diğer özelliklerine olan etkisi araştırılmalıdır; gübre değeri, kuruma özellikleri, mikrobiyolojik stabilizasyon özelliklerini ne şekilde değiştirdiği incelenmelidir.
- *Hidroliz uygulaması sonunda elde edilen sıvı fazın arıtma tesisi içinde değerlendirme alternatifleri ve maliyet analizleri konusunda araştırmalar yapılmalıdır.

KAYNAKLAR

- Beccari, M., Longo, G., Majone, M., Rolle, E. and Searinci, A., 1993.** Modelling of Pretreatment and Acidogenic Fermentation of the Organic Fraction of Municipal Solid Wastes, *Wat. Sci. Tech.*, **27** (2), 193-200.
- Bowen, P.T. and Keniath, T.M., 1984.** Sludge Conditioning, Effects Of Sludge Biochemical Composition, 1984. *Wat. Sci. Tech.* **17**, Amsterdam, 505-515
- Chang, M., Chuang, S. and Lin, H., 1997.** Effect Of Calcium Ion On Sludge Conditioning, *Wat. Sci. Tech.*, **35** (8), 217-222.
- Christensen, J.R., Sorensen, P.B., Christensen, G.L. and Hansen, J.A., 1993.** Mechanisms For Overdosing In Sludge Conditioning, *Jour. Env. Eng.*, **119** (1), January/February, 159-171.
- Christensen, J.R., Sorensen, P.B., Christensen, G.L., Hansen, J.A., 1993.** *Jour. of Env. Eng.*, **119** (1), January/February, 159-171.
- Christensen, G.L. and Dick, R.I., 1985.** Specific Resistance Measurements: Methods and Procedures, *Jour. of Env. Eng.*, **111** (3), June, 258-271.
- Eastman, J.A. and Ferguson, J.F., 1981.** Solubilization of Particulate Organic Carbon During the Acid Phase of Anaerobic Digestion, *Jour. of Wat. Poll. Cont. Fed.*, **53**, 352-366.
- Everett, J.G., 1974.** The Effect of Heat Treatment on the Solubilization of Heavy Metals, Solids and Organic Matter from Digested Sludge, *Wat. Pol.Cont.*, **73**, 207-209.
- Heyda, M.B. and others, 1980.** Chemical and Biological Treatment of Thermally Conditioned Sludge Recycle Liquors. EPA-600/2-80-020, U.S. EPA, Washington D.C.

- Higgins, M.J. and Novak, J.T., 1997.** The Effect of Cations on the Settling and Dewatering of Activated Sludges: Laboratory Results, *Wat. Env. Res.*, 69, 215-223.
- Higgins, M.J. and Novak, J.T., 1997.** Dewatering and Settling of Activated Sludges: The case for using Cation Analysis, *Wat. Env. Res.* 69, 225-232.
- Jing, S.R., Linn, Y.F., Lin, Y.M., Hsu, C.S., Huang, C.S. and Lee, D.Y., 1999.** Evaluation of Effective Conditioners For Enhancing Sludge Dewatering And Subsequent Detachment From Filter Cloth, *Journal Of Environmental Science And Health*, A34 (7), 1517-1531.
- Kang, S., Kishimoto, M., Shioya, S., Yoshida, T. and Suga, K., 1990.** Dewatering of Extracellular Polymer and Activated Sludges by Thermochemical Treatment, *Jour. Ferm. and Bio.*, 69 (2), 117-121.
- Karr, R.K. and Keinath, T.M., 1978.** *Journal of Water Pollution Control Federation*, 1911-1930.
- Knezevic, Z., Mavrinic, D.S., Anderson, B.C., 1995,** Pilot Scale Evolution of Anaerobic Codigestion of Primary and Pretreated Waste Activated Sludge, *Wat. Env. Res.*, 67, July/August, 835-841.
- Langer, S.J., and Klute, R., 1993.** Rapid Mixing In Sludge Conditioning With Polymers, *Wat. Sci. Tech.*, 28 (1), 233-242
- Lee, D.J. and Hsu, Y.H., 1994.** Fast Freeze/ Throw Treatment on Excess Activated Sludges: Floc Structure and Sludge Dewaterability, *Env. Sci. Tech.*, 28 (8), 1444-1449.
- Lin, J., Ma, Y. And Huang, C., 1998.** Alkaline Hydrolysis of the Sludge Generated from a High-Strength, Nitrogenous-Wastewater Biological-Treatment Process, *Biores. Tech.*, 65, 35-42.
- Metcalf and Eddy, 1991.** Wastewater Engineering Treatment, Disposal, Reuse, Third Edition McGraw Hill, Singapore.
- Novak, J.T., Prendeville, J.F. and Sherrard, J.H., 1988.** Mixing Intensity and Polymer Performance In Sludge Dewatering, *Journ. Of Env. Eng.*, 114, (1), February, 190-198.

- Novak, J.T. and Haugan, B.E., 1980.** Mechanisms and Methods For Polymer Conditioning Of Activated Sludge, *Jour. Wat. Poll. Contr. Fed.* **52** (10) , October, 2751-2580.
- Peavy, H.S., Donald R.R., and Tehobanoglaus, G., 1982.** *Environmental Engineering, McGraw-Hill International Editions.*
- Ray, B.T., Lin, J. and Rajan, R.V., 1990.** Low-level Alkaline Solubilization for Enhanced Anaerobic Digestion, *Jour. Wat. Poll. Cont. Fed.,* **62**, January/February, 81-87.
- Rajan, R.V., Lin, J. and Ray, B.T., 1989.** Low-level Chemical Pretreatment for Enhanced Sludge Solubilization, *Jour. Wat. Poll. Cont. Fed.,* **61**, 1678-1683.
- Saiki, Y., Imabayashi, S., Iwabuchi, C., Kitagawa, Y., Okumura, Y. And Kawamura, H., 1999.** Solubilization of Excess Activated Sludge by Self-Digestion, *Wat., Res.,* **33** (8), 1864-1870.
- Sentilnathan, P.R., and Sigler, R.G., 1993.** Improved Sludge Dewatering By Dual Polymer Conditioning *Wat. Sci. Tech.,* **28** (1), 53-57.
- Singh, T. and Patterson, J.W., 1974.** Improvement of the Aerobic Sludge Digestion Process Efficiency, *Jour. Of Wat. Poll. Cont. Fed.,* **46**, 102-112.
- Sludge Conditioning, Manual of Practice No.20, 1991.** Water Pollution Control Federation, Lancaster Press, Inc., Second Printing.
- Sludge Dewatering, Manual of Practice No.14, 1988.** Water Pollution Control Federation.
- Smith, J.E. and others, 1972.** Sludge Conditioning with Incinirator Ash. Proc. 27th Purdue Industrial Waste Conferences, Purdue University, Lafayette, Ind., 911.
- Smollen, M. And Kafaar A., 1997.** Investigation Into Alternative Sludge Conditioning Prior To Dewatering, *Wat. Sci. Tech.,* **36** (11), 115-119
- Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 1998.** 20th Edition American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation, Washington D.C., USA.
- Stuckey, D.C. and McCarty, P.L., 1979.** Thermochemical Pretreatment of Nitrogenous Materials to Increase Methan Yield, *Biotech. and Bioeng. Sym.,* **8**, 219-233.

- Stuckey, D.C. and McCarty, P.L., 1984.** The Effect of Thermal Pretreatment on the Anaerobic Biodegradability and Toxicity of Waste Activated Sludge, *Wat. Res.*, **18** (11), 1343-1353.
- Tenney, M.W., 1970.** Chemical Conditioning Of Biological Sludges For Vacuum Filtration, *Wat. Poll. Cont. Fed.*, **42**.
- Trouniti, G., Lore, F. and Sonnante, G., 1985.** Influence of the Charge Density of Cationic Polyelectrolytes on Sludge Conditioning, *Wat. Res.*, **19**, (1), 93-97.
- Vesilind, P.A., 1980.** Revised Edition, Treatment and Disposal of Wastewater Sludges, Ann Arbor Science, Ann Arbor.
- Vesilind, P.A., 1988.** Capillary Suction Time as a Fundamental Measure of Sludge Dewaterability, *Jour. of Wat. Pol. Cont. Fed.*, **60** (2), 215-220.
- Vesilind, P.A., 1994.** The Role of Water in Sludge Dewatering, *Wat. Env. Res.*, **66** (4), 4-11.
- Yang, P.I. and Gaudy, A.F.Jr., 1974a.** Control of Biological Solids Concentration In Extended Aeration, *Jour. Wat. Poll. Cont. Fed.*, **46**, 543-553.
- Yang, P.I. and Gaudy, A.F.Jr., 1974b.** Nitrogen Metabolism In Extended Aeration Processes With and Without Hydrolytic Pretreatment of Portions of the Sludge, *Biotech. and Bioeng.*, **16**, 1-20.
- Woodard, S.E. and Wukasz, R.F., 1994.** A Hydrolysis/Thickening/Filtration Process for the Treatment of Waste Activated Sludge, *Wat. Sci. Tech.*, **30** (3), 29-38.

EKLER

Tablo A.1 Birinci Set Deney Çalışması

EVSEL AKTİF ÇAMUR

Deney Sonuçları- Toplam Tablo

Deney Sonuçları- Toplam Tablo											
Hidroliz süresi (saat)		1.Gün					2.Gün			3.Gün	
		t=0	t=2	t=4	t=6	t=8	t=24	t=32	t=48	t=56	
pH Değerleri	Kontrol	7.384	-	7.221	-	7.288	7.145	7.406	7.216	7.024	
	10 mek/L NaOH	11.360	10.789	10.145	10.053	9.958	8.825	8.638	7.704	7.319	
	40 mek/L NaOH	12.305	12.268	12.250	12.106	12.095	12.059	12.017	11.872	9.959	
Ham Çamur:7.586	Kontrol	8683		8969		7684	8324	8056	7960	7852	
	10 mek/L NaOH	8608	8698	8436	8242	8254	8934	7635	7455	7663	
	40 mek/L NaOH	7869	8272	7840	7834	7298	7563	8193	7820	8433	
Süzülmüş KOİ	Kontrol	41				39	51	42	53	65	
	10 mek/L NaOH	340		360			382				
	40 mek/L NaOH	2873		3215		3691	4680				
Ham Çamur: 41mg/l	Kontrol	511	-	499	-	495	486	500	487	502	
	10 mek/L NaOH	512	497	498	471	482	503	511	497	498	
	40 mek/L NaOH	460	468	460	468	473	457	479	470		
Süzülmüş TKN	Kontrol	2	-	4	-	3	4	3	3	13	
	10 mek/L NaOH	67	73	76	84	96					
	40 mek/L NaOH		199	242		339	490				
Ham Çamur:3 mg/l	Kontrol	13	-	4	-	2	4	15	2	17	
	10 mek/L NaOH	123	100	130	85	147	128	125	125	115	
	40 mek/L NaOH	13	14	14	14	17	15	15	40		

Tablo A.2 İkinci Set Deney Çalışması

ENDÜSTRİYEL AKTİF ÇAMUR

Deney Sonuçları-Toplam Tablo

Hidroлиз süresi (saat)	1.Gün			2.Gün			3.Gün		
	t=0	t=8	t=24	t=32	t=48	t=56	t=64	t=72	t=80
pH									
Kontrol	8.30	7.63	7.49	7.54	7.54	7.72	7.72	7.72	7.72
15 mek/L NaOH	11.10	10.44	9.71	9.43	9.08	8.82	8.82	8.82	8.82
50 mek/L NaOH	12.60	12.37	12.48	12.45	12.44	12.40	12.40	12.40	12.40
AKM	7320	6720	6720	6660	6900	6800	6800	6800	6800
15 mek/L NaOH	6500	6380	6460	6260	6260	6200	6200	6200	6200
50 mek/L NaOH	5860	5660	5780	5900					
UAKM A43	6560	6100	6080	6040	6200	6040	6040	6040	6040
15 mek/L NaOH	5840	5580	5380	5420	5520	5540	5540	5540	5540
50 mek/L NaOH	4820	4660	4780	4720					
Süzülmüş KOİ	104	127	145		100	229	229	229	229
15 mek/L NaOH	849		1008		1120	1181	1181	1181	1181
50 mek/L NaOH	2364	3380	3433		6642	7420	7420	7420	7420
Toplam TKN	607	588	624	621	635	629	629	629	629
15 mek/L NaOH	613	602	629	605	602	608	608	608	608
50 mek/L NaOH	588	578	591	586	580	578	578	578	578
Süzülmüş TKN	-	-	-	-	-	-	-	-	-
15 mek/L NaOH	94	120	142	144		183	183	183	183
50 mek/L NaOH	202	278	333			376	376	376	376
NH ₃ -N	<1	-	-	-	-	-	-	-	-
15 mek/L NaOH	83	104	132	135	132	151	151	151	151
50 mek/L NaOH	61	56	55	57	64	55	55	55	55
CST	187		161		162				
15 mek/L NaOH	619		423		414				
50 mek/L NaOH	1672		1663		1680				
SRF	118		123						
15 mek/L NaOH	431		577						
50 mek/L NaOH	1444		1643						
Ham Çamur:122*10 ¹² m/kg									

Tablo A.3 Üçüncü Set Deney Çalışması

EVSEL AKTİF ÇAMUR
Deney Sonuçları- Toplam Tablo

	1.Gün								2.Gün	3.Gün
	0.saat	2.saat	4.saat	6.saat	8.saat	24.saat	36.saat	48.saat		
pH	Kontrol	7.354	-	7.232	-	7.173	-	7.162	24.saat	60.saat
	20 mek/L NaOH	12.702	12.728	12.648	12.557	12.484	11.423	9.846		
Ham Çamur:8.13	20 mek/L Ca(OH) ₂	13.226	13.222	13.140	13.167	13.154	13.065	12.777		
TKOİ	Kontrol	6713	-	-	-	5883	7865	5693		
	20 mek/L NaOH	7211	7543	7306	8421	5587	5569	5827		
Ham Çamur:5717 mg/l	20 mek/L Ca(OH) ₂	7282	6879	7140	6403	6139	6301	6954		
SKOİ	Kontrol	43	-	-	-	55	-	65		
	20 mek/L NaOH	1666	1699	1808	1937	2107	-	1110		
Ham Çamur:36 mg/l	20 mek/L Ca(OH) ₂	996	1028	1198	1202	1160	1274	1315		
TTKN	Kontrol	360	-	-	-	346	374	350		
	20 mek/L NaOH	360	380	375	381	367	387	380		
Ham Çamur:367 mg/l	20 mek/L Ca(OH) ₂	394	368	204	374	380	387	387		
STKN	Kontrol	9	-	-	-	-	5	8		
	20 mek/L NaOH	145	152	163	163	174	-	-		
Ham Çamur:5 mg/l	20 mek/L Ca(OH) ₂	92	99	115	113	-	-	-		
NH ₃ -N	Kontrol	6	-	-	-	5	7	7		
	20 mek/L NaOH	11	25	15	19	19	65	90		
Ham Çamur:7 mg/l	20 mek/L Ca(OH) ₂	12	17	11	11	19	14	11		
SRF	Kontrol	10	-	-	-	14	8	13		
	20 mek/L NaOH	951	1235	1353	1450	1031	1469	878		
Ham Çamur:15*10 ¹² m/kg	20 mek/L Ca(OH) ₂	22	24	30	24	20	37	71		
CST	Kontrol	39	-	39	-	34	32	32		
	20 mek/L NaOH	1710	1865	1779	1948	1256	1888	1612		
Ham Çamur:38 s	20 mek/L Ca(OH) ₂	62	66	68	77	91	116	118		

Tablo A.4 Dördüncü Set Deney Çalışması

EVSEL AKTİF ÇAMUR

Deney Sonuçları- Toplam Tablo

30 mek/L Ca(OH)₂

	pH	SKOİ	STKN	NH ₃
Ham Çamur	7.494	34	3	5
0.saat	7.490	34	3	5
15.Dakika	12.920	232	19	-
30.Dakika	12.880	259	22	-
60.Dakika	12.797	427	36	-
90.Dakika	12.600	479	33	-
2.Saat	12.541	559	35	9
4.Saat	12.497	590	46	-
6.Saat	12.460	649	63	-
8.Saat	12.194	834	68	9

ÖZGEÇMİŞ

19.02.1976 tarihinde İstanbul'da doğdu. Orta ve lise öğrenimini Kadıköy Kız Lisesi'nde yaptı. 1998 yılında Yıldız Teknik Üniversitesi İnşaat Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümünden mezun oldu. 1998-1999 öğretim yılında İstanbul Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Bölümünde yüksek lisans programına başladı.

