

83085

**ATIKSULARDAN KİMYASAL ÇÖKTÜRME İLE
AZOT GİDERİMİ VE
DERİ ENDÜSTRİSİNDE BİR UYGULAMA**

YÜKSEK LİSANS TEZİ

Müh. Sadettin KOLÇAK

F193. Y428

83085

Tezin Enstitüye Verildiği Tarih: 11 Ocak 1999

Tezin Savunulduğu Tarih: 1 Şubat 1999

Tez Danışmanı: Prof. Dr. Olcay TÜNAY

Diğer Jüri Üyeleri : Prof. Dr. İzzet ÖZTÜRK (İ.T.Ü.)

Doç. Dr. Işık KABDAŞLI (İ.T.Ü.)

ŞUBAT 1999

**T.C. YÜKSEKÖĞRETİM BAKANLIĞI
DOKÜMANTASYON MERKEZİ**

ÖNSÖZ

Tez çalışmamı değerli görüş ve düşünceleri ile yöneten ve yönlendiren Sayın Prof. Dr. Olcay Tünay'a, çalışmalarımın bütün safhalarında bilgi birikimini ve sıkıştığım her anda yardımını esirgemeyen sevgili hocam Doç. Dr. Işık Kabdaşlı'ya, tezimin yazımında her türlü desteği veren sevgili arkadaşlarım Araş. Gör. Melike Gürel ve Araş. Gör. Murat Meriç'e, Çevre Mühendisliği Bölümü laboratuvar personeline ve desteklerini her zaman arkamda hissettiğim sevgili aileme teşekkürü bir borç bilirim.

Sadettin KOLÇAK

Ocak, 1999



İÇİNDEKİLER

	<u>Sayfa No</u>
TABLO LİSTESİ	v
ŞEKİL LİSTESİ	vii
ÖZET	viii
SUMMARY	x
1. GİRİŞ	1
1.1 Çalışmanın Anlam ve Önemi	1
1.2 Çalışmanın Amacı ve Kapsamı	2
2. GENEL TANIMLAR	3
2.1 Doğada Azot	3
2.2 Azotun Yol Açtığı Sorunlar	6
2.3 Azot Kaynakları	7
2.4 Azot Giderme Yöntemleri	8
2.4.1 Nitrifikasyon – Denitrifikasyon	9
2.4.2 Hava ile sıyırma	11
2.4.3 Kırılma noktası klorlaması	12
2.4.4 İyon değiştirme	12
2.5 Magnezyum Amonyum Fosfat Çöktürmesi ile Azot Giderimi	13
2.6 Deri Endüstrisi	17
2.6.1 Endüstrinin genel tanımı	17
2.6.2 Altkategorizasyon	17
2.6.3 Üretimde yeralan proses ve işlemler	19
2.6.4 Su kullanımı, atıksu oluşumu ve proses profili	23
2.6.5 Kirlilik parametreleri ve kirlenme profili	24
3. KİMYASAL ÇÖKTÜRME İLE AMONYAK GİDERİMİNDE ÖNERİLEN YAKLAŞIMLAR VE UYGULAMA ESASLARI	28
3.1 Amaç ve Esaslar	28
3.2 Magnezyum Amonyum Fosfat Çöktürmesinin Teorisi	28
3.2.1 Basit durum	29
3.2.1.1 $MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$ çöktürmesi	30
3.2.1.2 $MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$ ve $Mg_3(PO_4)_2 \cdot 22H_2O$ çöktürmesi	32
3.2.1.3 $MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$, $Mg_3(PO_4)_2 \cdot 22H_2O$ ve $Mg(OH)_2$ çöktürmesi	33
3.2.1.4 $MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$ ve $Mg(OH)_2$ çöktürmesi	34
3.2.2 Kompleks türlerin dikkate alındığı durum	35
3.2.2.1 $MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$ çöktürmesi	36

3.2.2.2 $\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ ve $\text{Mg}_3(\text{PO}_4)_2 \cdot 22\text{H}_2\text{O}$ çöktürmesi	38
3.2.2.3 $\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ ve $\text{Mg}(\text{OH})_2$ çöktürmesi	39
3.2.3 İyonik güç düzeltmesinin yapıldığı durum	40
3.3 Çözümlerin Değerlendirilmesi	41
3.3.1 Basit durum	41
3.3.2 Kompleks türlerin dikkate alındığı durum	44
3.3.3 İyonik güç düzeltmesinin yapıldığı durum	47
4. DENEYSEL ÇALIŞMA	50
4.1 Deneysel Çalışmanın Planlanması	50
4.1.1 Yaklaşım	50
4.1.2 Sentetik sistemlerde yürütülen deneysel çalışma	50
4.1.3 Atıksularda yürütülen deneysel çalışma	51
4.2 Deneysel Çalışma Düzeni	55
4.2.1 Deneylerde kullanılan materyal ve metod	55
4.2.2 Deneylerin yürütülüşü	55
4.3 Deney Sonuçları	56
4.3.1 Sentetik numuneler	56
4.3.2 Atıksu numuneleri	57
4.4 Deney Sonuçlarının Değerlendirilmesi	62
4.4.1 Sentetik numuneler	62
4.4.2 Atıksu numuneleri	64
5. SONUÇLAR VE DEĞERLENDİRİLMESİ	67
KAYNAKLAR	73
EK A	75
ÖZGEÇMİŞ	94

TABLO LİSTESİ

	<u>Sayfa No</u>
Tablo 2.1 Evsel atıksulardaki azot kompozisyonu	8
Tablo 2.2 Boduroğlu Deri Fabrikası' nın proses profili	24
Tablo 2.3 Deri işleme endüstrisi atıksularında varlığı saptanan toksik kirleticilerin konsantrasyon aralıkları	26
Tablo 3.1 $MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$ - H_2O sistemi için türler	30
Tablo 3.2 Denge ve çözünürlük sabitleri	32
Tablo 3.3 Kompleks türlerin dikkate alındığı durumda çöktürme sonrası ortamda bulunan türler	36
Tablo 3.4 Kompleks türlerin dikkate alındığı durumda kullanılan stabilite sabitleri	39
Tablo 4.1 Boduroğlu Deri Fabrikası' nın kirlenme profili	53
Tablo 4.2 Boduroğlu Deri Fabrikası atıksuları için akım ayrımı alternatifleri	54
Tablo 4.3 $Mg / NH_3 / PO_4 = 1/3/1$ olan sentetik sistemde çöktürme sonuçları	56
Tablo 4.4 Stokiyometrik sistemlerin deney sonuçları	57
Tablo 4.5 İlk Set Atıksu Karakterizasyonu	58
Tablo 4.6 Atıksuya uygulanan birinci arıtma alternatifi için elde edilen sonuçlar	59
Tablo 4.7 Atıksuya uygulanan ikinci arıtma alternatifi için elde edilen sonuçlar	60
Tablo 4.8 Atıksu karakterizasyonu	61
Tablo 4.9 Kompozit II için stokiyometrik altı çöktürme deneyleri sonuçları	61
Tablo 4.10 Kompozit II için stokiyometrik çöktürme deneyinin sonuçları	62
Tablo 4.11 Kompozit III üzerinde yürütülen deneyin sonuçları	62
Tablo A.1 Basit durumda ($C_{T,NH_3} = 200$ mg/l) tek katı fazlı ($MgNH_4PO_4$) çökme tür konsantrasyonları	76
Tablo A.2 Basit durumda ($C_{T,NH_3} = 200$ mg/l) iki katı fazlı ($MgNH_4PO_4$, $Mg_3(PO_4)_2$) çökme tür konsantrasyonları	77
Tablo A.3 Basit durumda ($C_{T,NH_3} = 200$ mg/l) iki katı fazlı ($MgNH_4PO_4$, $Mg(OH)_2$) çökme tür konsantrasyonları	78
Tablo A.4 Basit durumda ($C_{T,NH_3} = 1800$ mg/l) tek katı fazlı ($MgNH_4PO_4$) çökme tür konsantrasyonları	79
Tablo A.5 Basit durumda ($C_{T,NH_3} = 1800$ mg/l) iki katı fazlı ($MgNH_4PO_4$, $Mg_3(PO_4)_2$) tür konsantrasyonları	80
Tablo A.6 Basit durumda ($C_{T,NH_3} = 1800$ mg/l) iki katı fazlı ($MgNH_4PO_4$, $Mg(OH)_2$) çökme tür konsantrasyonları	81
Tablo A.7 Kompleks türlerin dikkate alındığı durumda ($C_{T,NH_3} = 200$ mg/l) tek katı fazlı ($MgNH_4PO_4$) çökme tür konsantrasyonları	82
Tablo A.8 Kompleks türlerin dikkate alındığı durumda ($C_{T,NH_3} = 200$ mg/l) iki katı fazlı ($MgNH_4PO_4$, $Mg_3(PO_4)_2$) çökme tür konsantrasyonları	83
Tablo A.9 Kompleks türlerin dikkate alındığı durumda ($C_{T,NH_3} = 200$ mg/l) iki katı fazlı ($MgNH_4PO_4$, $Mg(OH)_2$) çökme tür konsantrasyonları	84

Tablo A.10	Kompleks türlerin dikkate alındığı durumda ($C_{T,NH_3} = 1800$ mg/l) tek katı fazlı ($MgNH_4PO_4$) çökme tür konsantrasyonları	85
Tablo A.11	Kompleks türlerin dikkate alındığı durumda ($C_{T,NH_3} = 1800$ mg/l) iki katı fazlı ($MgNH_4PO_4$, $Mg_3(PO_4)_2$) çökme tür konsantrasyonları	86
Tablo A.12	Kompleks türlerin dikkate alındığı durumda ($C_{T,NH_3} = 1800$ mg/l) iki katı fazlı ($MgNH_4PO_4$, $Mg(OH)_2$) çökme tür konsantrasyonları	87
Tablo A.13	Kompleks türlerle birlikte iyonik gücün hesaplara katıldığı durumda ($C_{T,NH_3} = 200$ mg/l) tek katı fazlı ($MgNH_4PO_4$) çökme tür konsantrasyonları	88
Tablo A.14	Kompleks türlerle birlikte iyonik gücün hesaplara katıldığı durumda ($C_{T,NH_3} = 200$ mg/l) iki katı fazlı ($MgNH_4PO_4$, $Mg_3(PO_4)_2$) çökme tür konsantrasyonları	89
Tablo A.15	Kompleks türlerle birlikte iyonik gücün hesaplara katıldığı durumda ($C_{T,NH_3} = 200$ mg/l) iki katı fazlı ($MgNH_4PO_4$, $Mg(OH)_2$) çökme tür konsantrasyonları	90
Tablo A.16	Kompleks türlerle birlikte iyonik gücün hesaplara katıldığı durumda ($C_{T,NH_3} = 1800$ mg/l) tek katı fazlı ($MgNH_4PO_4$) çökme tür konsantrasyonları	91
Tablo A.17	Kompleks türlerle birlikte iyonik gücün hesaplara katıldığı durumda ($C_{T,NH_3} = 1800$ mg/l) iki katı fazlı ($MgNH_4PO_4$, $Mg_3(PO_4)_2$) çökme tür konsantrasyonları	92
Tablo A.18	Kompleks türlerle birlikte iyonik gücün hesaplara katıldığı durumda ($C_{T,NH_3} = 1800$ mg/l) iki katı fazlı ($MgNH_4PO_4$, $Mg(OH)_2$) çökme tür konsantrasyonları	93

ŞEKİL LİSTESİ

	<u>Sayfa No</u>
Şekil 2.1. Azot çevrimi	4
Şekil 3.1 Basit durum ($C_{T,NH_3} = 200$ mg/l) için amonyak faz diyagramı	42
Şekil 3.2 Basit durum ($C_{T,NH_3} = 1800$ mg/l) için amonyak faz diyagramı	43
Şekil 3.3 Kompleks türlerin dikkate alındığı durum ($C_{T,NH_3} = 200$ mg/l) için amonyak faz diyagramı	45
Şekil 3.4 Kompleks türlerin dikkate alındığı durum ($C_{T,NH_3} = 1800$ mg/l) için amonyak faz diyagramı	46
Şekil 3.5 İyonik güç düzeltmesinin yapıldığı durum için ($C_{T,NH_3} = 200$ mg/l) amonyak faz diyagramı	48
Şekil 3.6 İyonik güç düzeltmesinin yapıldığı durum için ($C_{T,NH_3} = 1800$ mg/l) amonyak faz diyagramı	49

ATIKSULARDAN KİMYASAL ÇÖKTÜRME İLE AZOT GİDERİMİ VE DERİ ENDÜSTRİSİNDE BİR UYGULAMA

ÖZET

Bu çalışmada atıksulardan magnezyum-amonyum-fosfat (MAP) çöktürmesi ile amonyak giderimine etki eden faktörler belirlenmiş; bu faktörleri dikkate alan bir teorik model önerilmiş; bu modelin nümerik çözümleri çeşitli yaklaşımlar ile yapılmış ve MAP çöktürmesinin uygulama esasları ortaya konmuştur.

Birinci bölümde yapılan çalışmanın önemi vurgulanarak amaç ve kapsamı açıklanmıştır.

İkinci bölümde konu ile ilgili genel tanımlar verilmiştir. Doğadaki azot döngüsü ve kaynakları, azotun yol açtığı sorunlar ve insan faaliyetleri sonucunda ortaya çıkan azot kaynakları, azot giderme yöntemleri tanıtılmıştır. MAP çöktürmesi hakkında bilgi verilmiş ve bu konuda literatürde yer alan araştırmalar incelenmiştir. Bu bölümde son olarak deri endüstrisi tanıtılmıştır.

Üçüncü bölümde MAP çöktürmesine baz teşkil etmek üzere önerilen teorik model tanıtılmış ve bu modelin nümerik çözümlerinin yapılması için çeşitli yaklaşımlar ortaya konmuştur. Oluşturulan ilk yaklaşımda MAP çöktürmesi üzerinde etkisi olan faktörlerin ihmal edildiği basit durum tanımlanmıştır. İkinci yaklaşımda kompleks türler dikkate alınarak MAP çöktürmesi incelenmiştir. Üçüncü yaklaşımda, dikkate alınan kompleks türlerle birlikte iyonik güç düzeltmesinin yapıldığı yeni bir durum tanımlanmıştır. Tanımlanan bu üç yaklaşım için, deri endüstrisi atıksularında karşılaşılan konsantrasyon aralığından seçilmiş iki farklı giriş amonyak konsantrasyonu (200 mg/l ve 1800 mg/l) ile nümerik çözümler yapılmıştır. Elde edilen sonuçlar değerlendirilmiştir.

Dördüncü bölümde konu ile ilgili deneysel çalışma yapılmıştır. Sentetik numuneler üzerinde yürütülen deneysel çalışmalarda elde edilen sonuçlar ile teorik bölümde tanımlanan ve çözümleri yapılan modelin değerlendirmesi yapılmıştır. Basit durum için yapılan teorik çözüm deneysel çalışma sonuçlarıyla uyum sağlamamıştır. Kompleks türler dikkate alınarak yapılan nümerik çözüm sonuçları deneysel veriler ile daha iyi uyum sağlamıştır. Ancak deneysel sonuçlarla en iyi uyum sağlayan yaklaşımın kompleks türlerle birlikte iyonik güç düzeltmesinin de hesaplara katıldığı üçüncü durum olduğu belirlenmiştir. Özellikle düşük giriş amonyak konsantrasyonlarında ve dolayısıyla düşük iyonik güçlerde bu yaklaşım uyumlu sonuçlar vermektedir. Ancak yüksek giriş amonyak konsantrasyonlarında ve iyonik güçlerde bu yaklaşımda da önemli sapmalar olmaktadır. Bu durumun bu çalışmada iyonik güç hesapları için kullanılan Millero ve Schreiber (1982)'in Ortalama Tuz Metodu'nda ki katsayılardan kaynaklandığı sonucuna varılmıştır. Atıksular ile yürütülen deneysel çalışmalar, deri endüstrisi atıksuları üzerinde gerçekleştirilmiştir. Değişik karakterdeki kompozit atıksu numuneleri üzerinde yapılan çalışmalar ile MAP çöktürmesinin verimi araştırılmış ve sentetik numuneler ile karşılaştırılması yapılmıştır. Atıksu numuneleri üzerinde gerçekleştirilen MAP çöktürmesi ile %82-94

arasında değişen amonyak giderme verimleri elde edilmiştir. Elde edilen sonuçlar sentetik numune sonuçlarıyla uyumludur. Oluşan küçük sapmaların atıksuyun içerdiği ve MAP ktrmesine etkisi olan maddelerden ve atıksuyun iyonik gücünün sentetik sistemlere göre daha yüksek olmasından kaynaklandığı sonucuna varılmıştır. Atıksuda bulunan kalsiyumun, çöktürme vasıtası olarak kullanılan fosfat ile çözünürlüğü az bir tuz oluşturması nedeniyle proses verimini düşürdüğü belirlenmiştir. Atıksuya içerdiği kalsiyum dikkate alınarak fosfat ilavesi yapıldığında verimin yükseldiği saptanmıştır.

Beşinci bölümde çalışmanın genel bir değerlendirmesi yapılmış ve elde edilen sonuçlar yorumlanarak MAP çöktürmesinin uygulama esasları ortaya konmuştur. Son olarak bu konuda ilerde yapılması gereken çalışmalar sıralanmıştır.



THE REMOVAL OF NITROGEN BY CHEMICAL PRECIPITATION FROM WASTEWATER AND A CASE STUDY ON LEATHER INDUSTRY

SUMMARY

In this study, the factors effecting ammonia removal through magnesium ammonium phosphate precipitation (MAP) from wastewater are defined. A theoretical model under the light of these factors is developed. The theoretical solutions of this model are achieved by applying various approaches and the basis of application of MAP precipitation is put forth.

In the first section, significance, purpose and content of the study is explained.

In the second section, general definitions on the subject matter are stated. The problems caused by nitrogen, the nitrogen cycle in nature, the nitrogen sources either found in nature or resulted from human activities and the nitrogen removal methods are presented. Information on MAP precipitation is given and similar studies in literature are reviewed. Finally, the leather industry is introduced.

In the third section, the model developed, which forms a basis of MAP precipitation, is defined together with various approaches used to achieve numerical solutions. In the first approach, a simple situation where the factors effecting MAP precipitation are neglected is considered. In the second approach, complexes effecting MAP precipitation are considered. In the third approach, a new situation, which takes into account both complexes and ionic strength is defined. For these three described approaches, numerical solutions are obtained for two different ammonia concentrations, which likely occur in the leather industry wastewater (200 mg/l and 1800 mg/l). The results are interpreted for all the three approaches.

In the fourth section, experimental studies about the subject are presented. The results obtained from the experimental studies on synthetic samples and the theoretical model findings are examined and compared. The model, which is defined for the simple situation, did not correlate with the experimental results. The results of numerical solutions, which are obtained by taking complexes into consideration, are better correlated with experimental results. Whereas, the best correlation is achieved with the third approach which considered both complexes and ionic strength. This approach seems to be in full agreement especially when low ammonia concentrations are applied and hence with low ionic strengths. However, with high ammonia concentrations and high ionic strengths, there appears significant variation of the experimental results with the theoretical model findings. It is concluded that this variation is probably due to the coefficients used in Millero and Schreiber's (1982) Mean Salt Method for ionic strength. Subsequent to synthetic samples, the experimental studies are performed with leather industry wastewater. With the study on the composite samples at different characteristics the efficiency of MAP precipitation is investigated and compared with synthetic samples. With MAP precipitation, ammonia removal efficiencies varied between 82-92 %. These results are agreed with synthetic sample results. It is concluded that the variations occur

because of the existence of other substances in wastewater effecting MAP precipitation and are also due to higher ionic strength of wastewater relative to the synthetic samples. The ammonia removal efficiency is decreased with the calcium content of wastewater since calcium forms a salt with phosphate of low solubility. Phosphate dosage is determined according to the calcium content of wastewater, which in turn increases the efficiency.

In the fifth section a general evaluation of the study is done. The findings are discussed and the basis of application of MAP precipitation is put forth. Finally, further studies that must be conducted about the subject are stated.



BÖLÜM 1

GİRİŞ

1.1 Çalışmanın Anlam ve Önemi

Hızlı bir endüstrileşme süreci içerisinde olan ülkemizde, son yıllarda endüstriyel atıksuların arıtımı konusu giderek artan bir önem kazanmaya başlamıştır. Bunun başlıca iki temel nedeni vardır. Birincisi, endüstriyel atıksuların evsel atıksulara göre çevre açısından daha sorunlu atıksular olması; ikinci neden ise bu atıksuların deşarj standartlarının uygulanmasının bütün dünyada olduğu gibi ülkemizde de yaygınlaşmaya başlaması ve giderek daha sıkı standartların getirilmesidir. Bunun sonucunda, çeşitli endüstri kategorilerinde uygulanmakta olan arıtma teknolojileri ya yetersiz kalmakta ya da yeni standartları sağlayabilmek amacıyla yapılan çeşitli değişikliklerle ilk yatırım ve işletme maliyetleri çok yükselmektedir. Bu gelişmelere bağlı olarak yeni arıtma teknolojilerinin araştırılması ve geliştirilmesi zorunlu duruma gelmiştir.

Bu çalışmada, endüstriyel atıksularda azot arıtımı konusu incelenmiştir. Azot endüstriyel atıksularda yaygın olarak bulunmamakla birlikte, deri, gübre gibi endüstrilerin atıksularında yüksek konsantrasyonlara ulaşabilmektedir ve çevreye olan olumsuz etkileri nedeniyle oldukça önem taşıyan bir maddedir. Günümüzde azot arıtımında uygulanan biyolojik ve fiziksel-kimyasal yöntemler ele alındığında, bunların maliyetlerinin yüksek olduğu, işletim ve bakım problemleri çıkardıkları görülmektedir. Bu hususlar dikkate alındığında, azot arıtımında kimyasal çöktürme, gerek elde edilen verimlerin oldukça yüksek olması, gerek uygulama kolaylığı ve gerekse elde edilen magnezyum amonyum fosfat çökeltisinin ekonomik açıdan değer taşıması nedenlerinden dolayı önemli ve araştırılması gereken bir yöntem olarak karşımıza çıkmaktadır.

Bu duruma rağmen bu konu, şimdiye kadar yapılan çalışmalarda ayrıntılı olarak incelenmemiş, gerek teorik olarak gerek ise uygulama esasları açısından ele alınıp

tanımlanmamıştır. Bu nedenle, kimyasal çöktürme ile azot giderimi konusunun ayrıntılı bir biçimde ele alınıp değerlendirilme gereksinimi ortaya çıkmaktadır.

1.2 Çalışmanın Amacı ve Kapsamı

Bu çalışmanın amacı, magnezyum amonyum fosfat ($MgNH_4PO_4$) çöktürmesinin incelenmesi; bu konunun teorik olarak ve uygulama esasları açısından araştırılmasıdır. Çalışmada ayrıca deri endüstrisi atıksuları üzerinde bir uygulama çalışması yürütülmüştür. Bu amaç doğrultusunda aşağıdaki çalışmalar yapılmıştır:

Birinci bölüm, yapılan çalışmanın tanımını, amaç ve kapsamını içermektedir.

İkinci bölümde konu ile ilgili genel tanımlar verilmiştir. Bu bölümde doğadaki azot döngüsü ve kaynakları, azotun yol açtığı sorunlar ve insan faaliyetleri sonucunda ortaya çıkan azot kaynakları hakkında bilgi verilmiştir. Azot giderme yöntemleri ve magnezyum amonyum fosfat (MAP) çöktürmesinden bahsedilmiş, bu konuda literatürde yeralan araştırmalara yer verilmiş ve deri endüstrisi hakkında genel tanımlar yapılmıştır.

Üçüncü bölümde MAP çöktürmesi ile amonyak gideriminde önerilen yaklaşımlar ve uygulama esasları konusu ele alınmış; MAP çöktürmesinin teorik incelemesi, sistem tanımları ve çözümleri yapılmış; elde edilen sonuçlar değerlendirilmiştir.

Dördüncü bölümde konuyla ilgili deneysel çalışma yapılmıştır. Sentetik numuneler üzerinde yürütülen deneysel çalışmalar ile MAP çöktürmesi için önerilen teorik modelin tahkiki yapılmıştır. Deri endüstrisi atıksu numuneleri üzerinde de deneysel çalışmalar yürütülmüş; amonyak giderme verimleri bulunmuş, sentetik numuneler ile atıksu numuneleri arasındaki ayrılıklar ve nedenleri ortaya konmuştur. Bu bölümde son olarak elde edilen deney sonuçlarının değerlendirilmesi yapılmıştır.

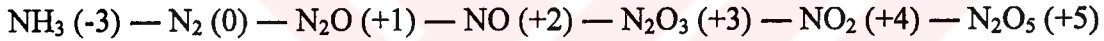
Beşinci bölümde çalışmanın genel değerlendirilmesi yapılarak çalışma sonuçları verilmiş; MAP çöktürmesi ile amonyak giderimi yönteminin uygulanabilirliği açıklanmış ve konuyla ilgili ilerde yapılması gereken araştırmalar sıralanmıştır.

BÖLÜM 2

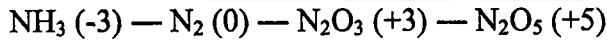
GENEL TANIMLAR

2.1 Doğada Azot

Azot, atmosferde bulunması ve tüm canlıların yaşamlarını sürdürebilmesi için gerekli bir madde olması nedeniyle Çevre Mühendisliği’de büyük önem taşımaktadır. Azot kimyası, bu maddenin değişik oksidasyon kademelerinde bulunması ve oksidasyonunun canlılar tarafından gerçekleştirilmesinden dolayı oldukça karışık bir konudur. Azot doğada yedi farklı oksidasyon kademesinde bulunabilmektedir. Bu oksidasyon kademelerinde bulunan azot bileşikleri aşağıda verilmiştir (Sawyer ve diğ., 1994).

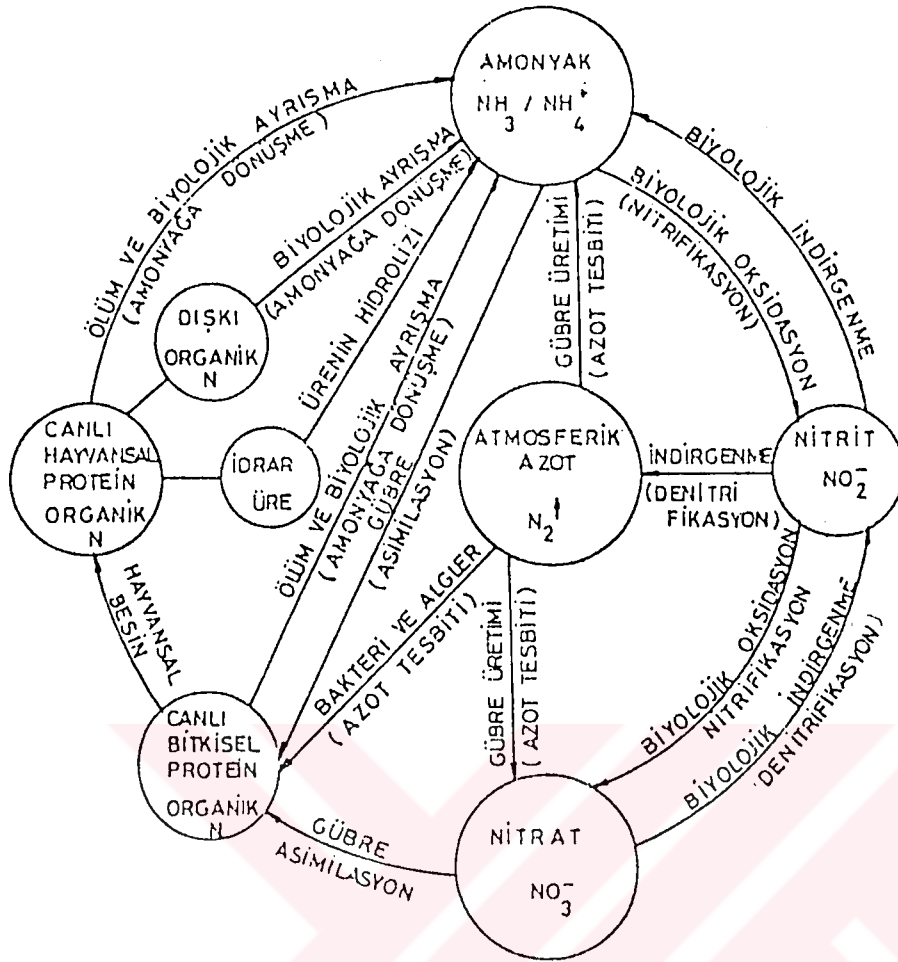


Su kimyasında ve Çevre Mühendisliği’ de, yukarda sayılan oksidasyon kademeleri ve azot bileşiklerinden dört tanesi önem taşımaktadır. Bu bileşikler aşağıda verilmiştir (Sawyer ve diğ., 1994).



Azot bileşikleri arasında doğada oluşan dönüşümler ve çevrimler Şekil 2.1’ de verilmiştir. Bu döngüde, havadaki serbest azot önce inorganik azota, sonra canlılarda azot içeren organik moleküllere dönüşür; organik moleküllerin biyolojik ayrışma yoluyla parçalanmasıyla da yeniden inorganik azota çevrilir (Sawyer ve diğ.,1994).

Azotun yeryüzündeki iki büyük kaynağı atmosfer ve canlıların faaliyetleridir. Şekil 2.1’ de görüldüğü gibi atmosfer bir azot gazı kaynağıdır. Atmosferin % 80’ ine yakın bölümünü azot gazı (N_2) oluşturur (Kışlalıoğlu ve Berkes,1989). Atmosferdeki şimşek, yıldırım gibi elektriksel boşalmalar sonucu azot gazı N_2O_5 ’ e ve bu maddenin su ile yaptığı bileşiği olan HNO_3 ’ e dönüşür ve yağmur ile yeryüzüne taşınır. Ancak canlılar tarafından kullanılan azotun büyük bölümü atmosferdeki azotun biyolojik olarak sabitlemesi yoluyla çevrime girer. Azot gazı, azot sabitleyen bakteriler yoluyla inorganik nitrata ya da amonyum tuzlarına dönüştürülür. Bu



Şekil 2.1 Azot Çevrimi

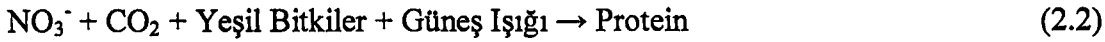
reaksiyon aşağıda verilmiştir (Sawyer ve diğ., 1994).



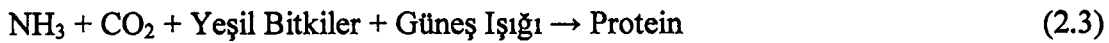
Fasulye, bezelye gibi baklagiller bitkilerinin kök yumrularında yaşayan *Rhizobium*, toprakta serbest yaşayan *Nitrobacter*, *Clostridium* gibi bakterilerle, *Anabaena* gibi mavi-yeşil yosun cinsleri biyolojik azot tespiti yapan mikroorganizmalara örnek olarak gösterilebilir.

Nitrat, bunlara ek olarak ticari gübre üretiminde, havadaki azotun yada amonyağın oksidasyonu ile de çevrime girmektedir. Azotun bu yolla gübre haline getirilmesi, günümüzde önemli ölçülere ulaşmıştır. İnsan tarafından yapılan azot sabitlemesi, yaklaşık olarak doğal biyolojik azot sabitlemesi oranlarında olmaktadır (Kışlalıoğlu ve Berkes, 1989).

Fiziksel, biyolojik yada insanlar yoluyla sabitlenen nitrat, bitkiler tarafından topraktan alınır ve bitki yapısında organik azota çevrilir. Bu reaksiyon aşağıda verilmiştir.



Buna ek olarak, gübre olarak kullanılan amonyak ve amonyum bileşikleri de, bitkiler tarafından proteine çevrilir. Bu reaksiyon aşağıda verilmiştir (Sawyer ve diğ., 1994).

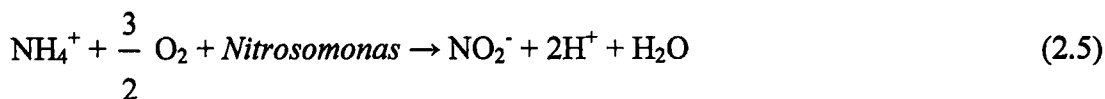


Hayvanlar ve insanlar, protein üretimi için atmosferdeki azot gazından ve inorganik azot bileşiklerinden doğrudan yararlanamazlar; proteini bitkiler ve bitkilerle beslenen diğer hayvanlar ile beslenme yoluyla alırlar. Hayvan ve insan vücudunda protein kas dokusu için gereklidir. Ayrıca kalıtım görevi yapan nükleik asitlerin, çeşitli hormon ve vitaminlerin yapısında da bulunur. Proteinlerin küçük bir bölümü ise enerji sağlanmasında kullanılır. Vücuttaki azot bileşiklerinin bir bölümü, idrar ve dışkıyla dışarıya atılır. İdrar, proteinlerin metabolizmada bozunmasından kaynaklanan azot bileşikleri içerir. Dışkıda önemli miktarlarda organik azot bulunur.

Ölen bitki, hayvan artıklarında ve dışkıda bulunan proteinler, önce ayrıştırıcılar tarafından amino asitlere parçalanır. Amino asit ve diğer organik moleküllerdeki organik azot, heterotrofik mikroorganizmalar tarafından amonyağa dönüştürülür. Bu reaksiyon aşağıda verilmiştir (Sawyer ve diğ., 1994)



Bakteriler tarafından amonyağa çevrilen azotun bir bölümü, bitkiler tarafından protein üretiminde kullanılır. Bitkilerin gereksiniminden fazlası ise ototrofik nitrifikasyon bakterileri tarafından kullanılır. *Nitrosomonas* denilen bakteriler, aerobik koşullarda amonyağı nitrite çevirirler ve enerji elde ederler. Bu reaksiyon aşağıda verilmiştir



Nitrit ise *Nitrobacter* adı verilen bakteriler tarafından nitrata dönüştürülür. Bu reaksiyon aşağıda verilmiştir (Sawyer ve diğ., 1994).



Bu reaksiyonlar sonucu oluşan nitrat, bitkiler için gübre vazifesi görür. Oluşan nitratin bir bölümü ise bakterilerin reaksiyonlarıyla önce nitrik oksitlere, sonra azot gazına döndürür. Bir miktar nitrat ise yeraltı sularına karışır.

Doğadaki azotun bir bölümü ise bozunmayan formda bulunur. Bunlara örnek olarak sularda dip sedimentlerde bulunan azot ve topraktaki humus verilebilir (Kışlalıoğlu ve Berkes, 1989).

2.2 Azotun Yol Açtığı Sorunlar

Azot ilk olarak, bulaşıcı hastalıklar açısından öneminin anlaşılması ile su ve atıksu arıtımında önem kazanmıştır (Sawyer ve diğ., 1994).

Atıksuların deşarj edildiği alıcı ortamda bulunan azotun büyük bölümü, başlangıçta organik azot ve amonyak formunda bulunur. Zamanla organik azot amonyağa döndürür. Eğer aerobik koşullar mevcutsa, son adımda amonyak nitrit ve nitrata oksitlenir. Bu süreçten de anlaşılabilir gibi, başlangıçta organik ve amonyak azotu içeren bir atıksu zamanla daha zararsız duruma gelmektedir. İçerdiği azot büyük ölçüde nitrat formunda olan bir atıksuyun uzun zaman önce kirletildiği anlaşılabilir. Yüksek konsantrasyonlarda nitrat içeren içme sularının çocuklarda methemoglobinemia hastalığına yol açtığı bilinmektedir. EPA içme sularında bulunabilecek en yüksek nitrat azotu konsantrasyonunu 10 mg/l olarak belirlemiştir.

Amonyak azotu sularda iki formda bulunmaktadır. Bunlar, iyonize durumda bulunmayan serbest amonyak (NH_3) ve amonyum iyonudur (NH_4^+). Bu iki türden NH_3 'ün canlılar üzerine zehirli etkisi vardır. Amonyak ve amonyum iyonu arasındaki pH' a bağlı denge denklemi aşağıda verilmiştir (Sawyer ve diğ., 1994)



0.2 mg/l değerinin üzerindeki serbest amonyak konsantrasyonlarının balıklar üzerinde zehirli etkisi olabilmektedir. National Academy of Science – National Academy of Engineering Committee , alıcı ortamda 0.02 mg/l değerinden yüksek amonyak konsantrasyonlarına izin vermemektedir (Sawyer ve diğ., 1994).

1

Amonyakın, nitrit ve nitrata dönüştüğü ototrofik reaksiyonlarda oksijen tüketilir. Amonyak azotu içeren atıksuların deşarj edildiği akarsu ve körfez gibi alıcı ortamlarda, çözünmüş oksijen konsantrasyonlarında sıfıra varan önemli azalmalar olmaktadır. Bu durumundan söz konusu ortamlarda yaşayan canlılar olumsuz etkilenmektedir. Çözünmüş oksijen konsantrasyonunun çok azaldığı ya da sıfıra indiği su kütlelerinde toplu canlı ölümleri ortaya çıkabilmektedir.

Azot, alglerin büyümesi için gerekli bir besin maddesidir. Azot içeren atıksular deşarj edildikleri su kütlelerinde alg ve yosunların büyümesini canlandırmakta, ötrofikasyona neden olabilmektedir. Bu durum, su kaynaklarının içme suyu sağlanması, balık yetiştiriciliği ve rekreasyon gibi yararlı kullanım amaçlarına zarar vermektedir.

Biyolojik arıtmanın yapıldığı tesislerde, atıksuyun içerdiği azot miktarı önemlidir. Atıksu mikroorganizmalar için yeterli miktarda azot içermiyorsa, prosese dışarıdan azot ilavesi gerekli olmaktadır. Karbon gideriminin yanında nitrifikasyonun da gerçekleştirildiği biyolojik arıtma tesislerinde, arıtma için gereken hava miktarı ve zaman önemli ölçülerde artmaktadır.

Azotun, içme suyu arıtımında uygulanan klorla dezenfeksiyon işlemi üzerine de olumsuz etkisi vardır (Sawyer ve diğ., 1994).

2.3 Azot Kaynakları

Su ortamında bulunan azotun genel olarak iki tür kaynağı vardır. Bunlar, doğal olaylar ve insan faaliyetleridir. Doğal olaylar olarak, havadaki azot gazının şimşek, yıldırım gibi elektriksel boşalmalar sonucu nitrata dönüşmesi ve yağmurlar ile yeryüzüne inmesi; azot gazının bakteri faaliyetleri sonucu biyolojik tespiti; toz bulutları ve yüzeysel akış sayılabilir. İnsan faaliyetleri sonucu oluşan azot kaynakları ise evsel ve endüstriyel atıksular, çöp sızıntı suları ve tarımsal faaliyetler sonucu oluşan atıksulardır.

Evsel atıksuların azot türleri açısından kompozisyonu Tablo 2.1' de verilmiştir (Orhon ve Artan, 1994).

Atıksularında önemli miktarlarda azot içeren endüstrilere örnek olarak deri endüstrisi, gübre ve inorganik kimyasal maddeler üretimi, fermentasyon yapılan endüstriler, et ve süt endüstrileri, petrol rafinerileri, kok kömürü işlenmesi sayılabilir.

Endüstriyel atıksuların azot kompozisyonu endüstrinin tipine göre değişir.

Tablo 2.1 Evsel atıksulardaki azot kompozisyonu

Parametre	Konsantrasyon (mg/l)
Toplam Organik Azot	10-25
Çözülmüş Organik Azot	4-15
Askıda Organik Azot	4-15
Amonyak Azotu	10-30
Nitrit Azotu	0-0.1
Nitrat Azotu	0-0.5
Toplam Azot	20-50

2.4 Azot Giderme Yöntemleri

Bu bölümde, Magnezyum Amonyum Fosfat (MAP) çöktürmesi dışında uygulanan azot giderme yöntemleri anlatılmış ve bu yöntemlerin çeşitli açılardan birbirleriyle karşılaştırmaları yapılmıştır. Söz konusu yöntemler aşağıda sıralanmıştır.

1. Nitrifikasyon – Denitrifikasyon
2. Hava ile Sıyırma
3. Kırılma Noktası Klorlaması
4. İyon Değiştirme

Yukarda sayılan yöntemlerden, nitrifikasyon – denitrifikasyon prosesi biyolojik bir yöntemdir. Diğer üç metod ise fiziksel-kimyasal yöntemlerdir. Fiziksel-kimyasal azot giderme yöntemlerinin uygulanması sınırlıdır. Bu durumun başlıca nedenleri yüksek maliyet, değişken verim ve işletim ile bakım problemleridir (Metcalf & Eddy, 1991).

2.4.1 Nitrifikasyon – Denitrifikasyon

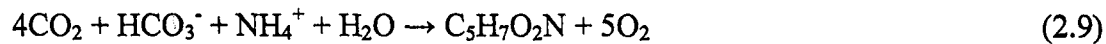
Atıksu içerisinde azot birçok değişik formlarda bulunabilmektedir ve arıtım sürecinde değişimlere uğramaktadır. Bu değişimler sonucu, amonyak azotu atıksudan kolaylıkla uzaklaştırılabilecek hale dönüştürülür. Biyolojik olarak azot giderilmesinde iki temel yöntem vardır. Bunlar, asimilasyon ve nitrifikasyon-denitrifikasyondur. Amonyak bir besin maddesi olduğundan, mikroorganizmalar tarafından amonyak azotu formunda asimile edilir ve hücrelerin yapısı içine alınır. Asimile edilen amonyak azotunun bir bölümü, mikroorganizmaların ölümü ile atıksuya geri döner. Nitrifikasyon-denitrifikasyon prosesinde ise azot giderimi iki adımda gerçekleşir. İlk adım olan nitrifikasyonda amonyak nitrata dönüştürülür. Nitrifikasyon sonucu azot giderimi sağlanmaz; sadece amonyak azotunun harcayacağı oksijen miktarı azaltılmış ve amonyak zehirliliği giderilmiş olur. İkinci adım olan denitrifikasyonda, nitrat azot gazına dönüşür ve giderilir.

Nitrifikasyon prosesi iki ototrofik bakteri türü tarafından gerçekleştirilmektedir. Bunlar, *Nitrosomonas* ve *Nitrobacter*' dir. *Nitrosomonas*, amonyağı nitrite; *Nitrobacter*, nitriti nitrata oksitler. Bu iki oksidasyon reaksiyonu denklem (2.5) ve denklem (2.6)'da verilmiştir.

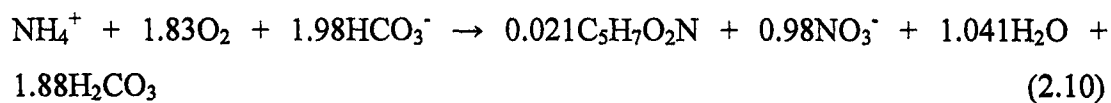
Sonuç nitrifikasyon denklemi ise aşağıda verilmiştir.



Nitrifikasyon sürecinde bakteriler bu reaksiyonlar ile elde ettikleri enerjinin bir bölümünü biyokütle sentezinde kullanırlar. Sentez sırasında atıksuyun içerdiği amonyak azotunun bir bölümü asimile edilir. Sentez reaksiyonu aşağıda verilmiştir.



Nitrifikasyon ve sentez reaksiyonlarının bir arada gösterildiği sonuç denklemi ise aşağıda verilmiştir.



Nitrifikasyon bakterileri birçok inhibitörden etkilenebilmektedir. Birçok organik ve inorganik madde, bu inhibitörler arasında sayılabilir. Yüksek konsantrasyonlarda

amonyak ve nitröz asit inhibe edici özelliğe sahip olabilmektedir. pH' da sistem üzerine etkili olmaktadır. Nitrifikasyon bakterileri için optimum pH aralığı 7.5-8.6 olarak verilmektedir. Ancak daha düşük pH değerlerinde de sistem verimli olabilmektedir. Sıcaklığın da nitrifikasyon bakterileri üzerinde çok önemli etkisi olmaktadır. Nitrifikasyonun gerçekleşmesi için ortamda 1 mg/l' nin üzerinde çözünmüş oksijene gereksinim vardır. Çözünmüş oksijen bu değerin altına düşerse, nitrifikasyon yavaşlar ya da durur.

Denitrifikasyon prosesinde, nitrat anoksik koşullar altında heterotrofik bakteriler tarafından azot gazına çevrilir. Bu proses birçok bakteri tarafından gerçekleştirilebilmektedir. Bu bakteriler *Achromobacter*, *Aerobacter*, *Alcaligenes*, *Bacillus*, *Brevibacterium*, *Flavobacterium*, *Lactobacillus*, *Micrococcus*, *Proteus*, *Pseudomonas* ve *Spirillum* dur. Denitrifikasyon prosesi iki adımda gerçekleşir. İlk adımda nitrat nitrite çevrilir. Bu adımdan sonra nitrit sırasıyla, nitrik asit, nitröz oksit ve azot gazına çevrilir. Bu aşamalar aşağıda verilmiştir.



Bu dönüşümde son üç adımdaki bileşikler gaz halindedir ve atmosfere bırakılır.

Denitrifikasyon prosesinde çözünmüş oksijen önemli bir parametredir. Ortamda çözünmüş oksijen bulunması, denitrifikasyon için gerekli enzimlerin oluşumunu önler. Nitratın azot gazına dönüşümü sırasında, artan pH ile birlikte alkalinite de artış görülür. Proseste etkili olan bakteri türüne göre optimum pH 7-8 aralığında değişmektedir. Denitrifikasyon prosesini üzerinde sıcaklık ve sıcaklık değişimleri de etkili olmaktadır.

Nitrifikasyon-denitrifikasyon ile azot giderme, bu bölümde anlatılan diğer azot giderme yöntemleriyle karşılaştırıldığında işletim ve bakım maliyetleri açısından daha ucuz bir yöntemdir. Ancak bu yöntem biyolojik bir proses olduğundan, birçok inhibitör ve parametreden etkilenebilmektedir.

Nitrifikasyon prosesinin organik azot üzerine oldukça sınırlı etkisi vardır; nitrat giderimi ise sağlanmaz. Ancak daha önce de belirtildiği gibi nitrifikasyon prosesi, amonyak azotundan kaynaklanan oksijen gereksinimini ve zehirliliği ortadan kaldırır. Bu prosesle, ortamdaki amonyak azotunun %98'i nitrata çevrilir. Denitrifikasyon prosesinde, nitratın %80-90' ı, toplam azotun ise %70-95' i giderilebilmektedir. Bu

prosesin organik azot ve amonyak azotu üzerine bir etkisi olmamaktadır. Bakteriyel asimilasyon sırasında, amonyak azotunun %40-70'i, toplam azotun ise %30-70' i giderilebilmektedir. Asimilasyon prosesinin organik azot üzerine etkisi olmaz; nitrat giderimi ise çok sınırlıdır (Metcalf &Eddy, 1991).

2.4.2 Hava ile sıyırma

Amonyak azotu, çözünmüş durumdaki amonyağın serbest gaz haline getirilmesiyle atıksudan uzaklaştırılabilir. Hava ile sıyırma yöntemi, mekanizma olarak basit bir proses olmasına rağmen işletim ve bakım maliyetleri yüksektir. Atıksuya kireç eklenerek pH 10.5-11.5 aralığına getirilmesiyle, amonyak sıvı içerisindeki çözünmüş formdan gaz haline geçer. Bu prosesin işletim ve bakım maliyeti yüksek olduğundan, başka nedenlerden ötürü yüksek pH istendiği durumlarda tercih edilmektedir.

Hava ile sıyırma yöntemi ile evsel atıksulardan amonyak azotunun %60-95'i, toplam azotun %50-90'ı giderilebilmektedir. Bu yöntemin organik azot ve nitrat giderimi üzerine etkisi olmamaktadır (Metcalf ve Eddy, 1991).

Hava ile sıyırma yönteminin uygulanmasında birtakım problemler yaşanmaktadır. pH kontrolü için kireç kullanılması işletim maliyetinin artmasına, işletim ve bakım problemlerine neden olur. Kule ve besleme yollarında kalsiyum karbonat kabuğu oluşabilmektedir. Prosesin yüksek pH değerlerinde çalıştırılması, havadan CO₂ absorpsiyonuna ve kalsiyum karbonat kabuğunun oluşmasına neden olur. Kalsiyum karbonat kabuğunun miktarı ve niteliği (yumuşak ya da sert), atıksuyun karakterine ve çevresel koşullara göre değişir. Soğuk havalarda işletimde düşük verim elde edilmesi de bu problemler arasında sayılabilir. Sıcaklığın düşmesi, aynı verimi elde etmek için gerekli olan hava miktarını önemli derecelerde arttırır; ayrıca düşük sıcaklıklarda amonyak çözünürlüğü artar. Buzlanma olması da, kuledeki hava-sıvı temasını etkilediğinden dolayı verimi düşürür. Amonyağın kükürt dioksit ile reaksiyona girmesi sonucu hava kirliliği problemleri yaşanabilir. İşletimde gürültü ve estetik problemler ortaya çıkabilir (Metcalf ve Eddy, 1991).

Bu yöntemin avantajları, sistemin zehirli maddelerden etkilenmemesi, seçici olarak amonyak azotu için uygulanabilmesi ve yüksek verim elde edilebilmesidir (Metcalf & Eddy, 1991).

2.4.3 Kırılma Noktası Klorlaması

Kırılma noktası klorlamasında, atıksuya klor ilave edilerek amonyak azotunun azot gazına ve diğer kararlı bileşiklere oksidasyonu sağlanır. Kırılma noktası klorlamasında aşağıda verilen denklem geçerli olmaktadır.



Bu yöntemin en büyük avantajı, iyi bir kontrole atıksuyun içerdiği tüm amonyak azotunun giderilebilmesidir. Ancak bu prosesin birçok dezavantajı da vardır. Bu yüzden uygulaması çok yaygın değildir. Dezavantajları arasında kullanılan klordan dolayı işletim maliyetinin yüksek olması sayılabilir. Kırılma noktası klorlaması için optimum pH aralığı 6-7' dir. Proses bu pH aralığının dışında gerçekleştirilirse, kırılma noktasına ulaşmak için gerekli olan klor dozu önemli miktarlarda artmakta ve reaksiyon hızı daha düşük olmaktadır. Sıcaklığın ve zehirli maddelerin proses üzerinde etkisi olmaması bu yöntemin avantajları arasında sayılabilir. Ayrıca ilk yatırım maliyeti düşüktür ve var olan tesislere adapte edilebilir (Metcalf ve Eddy, 1991).

Kırılma noktası klorlaması, gereken klor miktarının düşük olması nedeniyle biyolojik nitrifikasyondan sonra içinde düşük konsantrasyonlarda amonyak içeren atıksulara uygulanmaktadır. Prosesin verimini düzenlemek ve işletim maliyetini düşük tutabilmek için akım dengelenmesine gerek vardır. Bu prosesten çıkan atıksuyun içerdiği klorlu bileşiklerin çevreye olabilecek zehirli etkilerinden dolayı, atıksuyun içerdiği klorun giderilmesi gerekir. Atıksuyun içerdiği maddelerden dolayı, uygulanan azot miktarında önemli artmalar olabilir ve bu durumda işletim maliyeti artar. İşletim sırasında su kalitesinde bozulmaya neden olan trihalometanlar oluşabilir. İşletim sırasında pH kontrolü yapıp trikloramin gazının oluşması önlenmelidir (Metcalf ve Eddy, 1991).

Kırılma noktası klorlaması ile evsel atıksulardan amonyak azotunun %90-100' ü, toplam azotun %80-95' i giderilebilmektedir. Bu yöntemin organik azot üzerine etkisi iyi bilinmemektedir; nitrat giderimi ise sağlanmaz (Metcalf ve Eddy, 1991).

2.4.4 İyon değiştirme

İyon değiştirme prosesinde, atıksu içersindeki çözünmüş formda bulunan ve giderilmesi istenen iyonlar, iyon değiştirme yataklarında çözünmeyen formdaki

iyonlarla değiştirilir. Azot kontrolünde, atıksudan giderilen iyon amonyumdur (NH_4^+). Amonyum ile değiştirilen iyonun türü, iyon değiştirme yatağının rejenerasyonu için kullanılacak çözeltinin özelliklerine bağlıdır.

İyon değiştirme için kullanılan reçineler doğal ya da sentetik olabilmektedir. Ancak sentetik reçinelerin kullanımı daha yaygındır. Kullanılan doğal reçinelere örnek olarak Clinoptilolite verilebilir. Bu maddenin kullanıldığı proseslerin hem verimi daha yüksek olmaktadır hem de sentetik reçinelere göre daha ucuzdur. Bu reçinenin rejenerasyonunda kireç ($\text{Ca}(\text{OH})_2$) kullanılmaktadır. Zeolitten uzaklaştırılan amonyum iyonu amonyağa çevrilir.

İyon değiştirme yöntemi ile evsel atıksulardan amonyak azotunun %80-97' si, toplam azotun %70-95' i giderilebilmektedir. Bu yöntemin organik azot üzerine etkisi çok azdır; nitrat giderimi ise sağlanmaz (Metcalf ve Eddy, 1991).

İyon değiştirme yönteminin ileri atıksu arıtımında daha ekonomik olarak uygulanabilmesi için reçinenin rejenerasyonunda inorganik ve organik maddelerin uzaklaştırılabilmesi amacıyla yardımcı maddelerin kullanılması gerekmektedir. Bu maddelere örnek olarak sodyum hidroksit, hidroklorik asit, metanol ve bentonit verilebilir. Atıksuyun içerdiği organik maddeler ve katyonlar reçineyi etkisiz hale getirebilmekte; amonyak giderme verimini düşürebilmektedir. İyon değiştirme yöntemi, ön arıtma gereksinimi, iyon değiştirme yatağının kısa kullanım süresi ve karışık rejenerasyon sistemleri gerektirmesi nedenlerinden dolayı yaygın olarak uygulanmamaktadır. Ancak iklim koşullarından dolayı nitrifikasyon prosesinin inhibe olacağı durumlarda kullanılabilmektedir. Bu yöntemin en önemli dezavantajları arasında, ilk yatırım ve işletme maliyetlerinin yüksek oluşu sayılabilir. Ayrıca iyon yatağının rejenerasyonu sonucu ortaya çıkan maddeler de uzaklaştırılmalıdır. Bu yöntemin avantajları arasında, çıkış suyunda istenen azot standartlarının tutturulabilmesi ve çıkış suyu kalitesinin kolaylıkla kontrol edilebilmesi de sayılabilir (Metcalf ve Eddy, 1991)

2.5 Magnezyum Amonyum Fosfat Çöktürmesi ile Azot Giderimi

Atıksulardan amonyak gideriminde Magnezyum Amonyum Fosfat (MAP) çöktürmesi, yeni ve henüz araştırma aşamasında bir yöntem olarak görünmektedir. Özellikle son yıllarda bu yöntem, var olan diğer azot giderme yöntemlerine göre ilk yatırım ve işletim maliyetleri açısından avantajlı olması, uygulama kolaylığı ve

yüksek verimler elde edilebilmesi gibi nedenlerden dolayı önem kazanmış ve araştırılmaya başlanmıştır. Bu bölümde magnezyum amonyum fosfat çöktürmesi ile azot gideriminin genel esasları tanıtılmış ve bu konu ile ilgili literatürde yapılmış olan çalışmalar incelenmiştir.

Bu yöntemde, amonyak azotu içeren atıksuya magnezyum ve fosfat tuzları ilave edilerek ortamdaki amonyum iyonunun MAP çöktürmesi ile katı faz haline dönüştürülmesi ve atıksudan giderimi sağlanmaktadır. MAP'ın çözünürlük çarpımı ve hidrat bileşimi için literatürde değişik değerler mevcuttur. Bunlar $K_{so}(MgNH_4PO_4) = 10^{-12.6}$, $K_{so}(MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O) = 10^{-13.15}$ ve $K_{so}(MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O) = 10^{-9.94}$ değerleridir (Stumm ve Morgan, 1996) Yapılan ön deneysel çalışmalarda, MAP çökeltisinin hidrat bileşiminin ve çözünürlük çarpımının $K_{so}(MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O) = 10^{-13.15}$ durumuna uyum sağladığı sonucuna varılmıştır. Ortama ilave edilen maddelerin seçiminde, sistem verimine etkileri gözönünde tutulmalıdır. Atıksuyun içerdiği amonyak azotu iki değişik formda bulunabilmektedir. Bunlar, serbest amonyak (NH_3) ve amonyum (NH_4^+) iyonudur. Serbest amonyak ve amonyum iyonu arasındaki pH' a bağlı reaksiyon, denklem (2.7)' de verilmiştir. Bu reaksiyonun denge denklemi aşağıda verilmiştir.

$$K = \frac{[NH_3] \times [H^+]}{[NH_4^+]} = 10^{-9.3} \quad (2.13)$$

Magnezyum amonyum fosfat çöktürmesinde amonyak çözünürlüğünün en düşük olduğu pH aralığı 8-10' dur. Sisteme bazı maddeler girişim yapabilmekte ve amonyak çözünürlüğünü arttırabilmektedir. Bu maddeler arasında kalsiyum ve karbonat sayılabilir. Kompleks oluşumu da amonyak çözünürlüğünü arttırmakta ve giderim verimini düşürmektedir. Ayrıca deri endüstrisi atıksuları gibi iyonik güçlü diğer bir deyimle çözünmüş madde içeriği yüksek atıksulardan azot giderilmesinde bu yöntem tercih edildiğinde amonyak çıkış konsantrasyonları önemli miktarlarda yükselebilir ve dolayısıyla proses verimi düşebilir.

Bu yöntemin diğer azot giderme yöntemlerine göre bazı avantajları vardır. Bunlar arasında yüksek giderme verimleri elde edilebilmesi ve elde edilen çökeltinin gübre olarak kullanılabilmesi nedeniyle ekonomik açıdan değer taşıması sayılabilir (Schulze ve Rettmer, 1991). Ayrıca sistem biyolojik nitrifikasyon-denitrifikasyon

yönteminde olduğu gibi zehirli maddelerden etkilenmemektedir. Bu yöntemin, deri endüstrisi atıksuları gibi içinde birçok zehirli ve inhibe edici maddeler bulunduran atıksulara uygulanması olanaklıdır. Ayrıca düşük işletim sıcaklıklarında nitrifikasyon-denitrifikasyon prosesinin verimi düşerken bu prosesin verimi, çözünürlüğün düşük sıcaklıklarda azalmasından dolayı yükselir (Schulze ve Rettmer, 1991).

Zdybiewska ve Kula (1991), yaptıkları çalışmada evsel atıksulardan ve kok endüstrisi ile azot endüstrisi atıksularından MAP çöktürmesi ile amonyak arıtımı konusunu incelemişlerdir. Söz konusu çalışmada evsel atıksularda amonyak azotu konsantrasyonu ortama 70 mg/l $\text{NH}_4^+\text{-N}$, kok endüstrisinde defenolizasyondan gelen atıksularda 3600 mg/l NH_4^+ , azot endüstrisi atıksularında 16142 mg/l NH_4^+ olarak ölçülmüştür. Bu konsantrasyonlarda meydana gelen salınımlardan dolayı bu değerler kok endüstrisi atıksularında 150 mg/l NH_4^+ e, azot endüstrisi atıksularında 170 mg/l NH_4^+ e indirilecek biçimde seyreltilmiştir. Evsel atıksularda çöktürme amacıyla magnezyum klorür ve %85 fosforik asit, endüstriyel atıksularda ise magnezyum klorürün yanısıra magnezyum oksit de kullanılmıştır. Bu çalışmada reaksiyon süreleri 5-30 dakika, çöktürme pH' ları 8; 9.5 ve 10.5 olarak seçilmiştir. Çöktürme için ilave edilen maddeler açısından stokiyometrik ve %200' e varan stokiyometrik üstü dozlar kullanılmıştır.

Yapılan deneysel çalışmalar ile stokiyometrik dozlarda uygulanan MAP çöktürmelerinde optimum pH' ın 9.5 olduğu bulunmuştur. Evsel atıksularda %37, kok endüstrisi atıksularında %47 ve azot endüstrisi atıksularında ise %62' lik giderme verimleri elde edilmiştir. Optimum reaksiyon süreleri ise 25 dakika olarak bulunmuştur. 25 dak.' lık bekletme sürelerinde evsel atıksularda %36, kok endüstrisi atıksularında %42.2 ve azot endüstrisi atıksularında ise %63.5' luk amonyak giderme verimleri elde edilmiştir (Zdybiewska ve Kula, 1991).

Stokiyometrik dozlarda uygulanan MAP çöktürmesi deneylerinden sonra stokiyometrik üstü dozlarda çalışılmıştır. Evsel atıksularda %100' lük stokiyometrik üstü dozlarda %36' lık giderme verimleri elde edilmiştir. %200' lük stokiyometrik üstü dozlarda ise giderme verimi %1 artmıştır. Kok endüstrisi atıksularında %100' lük stokiyometrik üstü dozlarda %47, %200 stokiyometrik üstü dozlarda ise %82' lik giderme verimleri elde edilmiştir. Azot endüstrisi atıksularında ise sırasıyla %62.9 ve %81.2' lik giderme verimleri elde edilmiştir (Zdybiewska ve Kula, 1991).

Endüstriyel atıksularda kimyasal çöktürme amacıyla magnezyum oksit ve fosforik asit kullanılarak da deneysel çalışmalar yapılmıştır. Eklenen madde dozlarına göre kok endüstrisi atıksularında %31.8-64.8 arasında, azot endüstrisi atıksularında %31.9-59.6'lık giderme verimleri elde edilmiştir. Dolayısıyla Zdybiewska ve Kula (1991), yaptıkları çalışmada MAP çöktürmesinde magnezyum klorür yerine magnezyum oksit kullanılmasının amonyak giderme verimlerini önemli ölçüde düşürdüğü sonucuna varmışlardır.

Schulze-Rettmer (1991) yaptıkları çalışmada MAP çöktürmesinin uygulama esaslarını ortaya koymuşlar; biyolojik azot giderme yöntemleri ile maliyet ve diğer yönlerden karşılaştırmasını yapmışlar ve MAP çöktürmesi ile biyolojik arıtmanın birlikte uygulanabileceği çeşitli alternatifler sunmuşlardır.

Eysel atıksular 1:1:1 oranında magnezyum, amonyak ve fosfat içermediğini; bu yüzden MAP çöktürmesinin gerçekleştirilebilmesi için ortama magnezyum ve fosfat ilave etmek gerektiğini belirtilmiştir. Bu çalışmada, ilave edilen maddeler olarak Na_2HPO_4 ve MgCl_2 kullanılabildiği ancak bu durumda ortamda suyun tuzluluğunu arttıran yüksek konsantrasyonlarda NaCl gibi nötral tuzlar oluştuğu, bu nedenle fosforik asit (H_3PO_4) ve magnezyum oksit (MgO) kullanımının teknik açıdan daha uygun olduğu vurgulanmıştır (Schulze-Rettmer, 1991)

Schulze ve Rettmer (1991), yaptıkları deneysel çalışmalarda en düşük MAP çözünürlüğünün pH 8-10 aralığında elde edildiğini ve atıksu içerisinde bulunan kompleks yapıcı maddelerin çözünürlüğü attırdığını belirlemişler ancak bu dezavantajın magnezyum ve fosfatın stokiometrik üstü dozlarda kullanılması ile giderilebileceğini ve proses sonunda amonyağın düşük konsantrasyonlara indirilebileceğini belirtmişlerdir. MAP çözünürlüğünün azalan sıcaklıkla artmasının bu yöntemin nitrifikasyon prosesine görece bir avantajı olduğu vurgulanmıştır. Azalan sıcaklıklarda MAP çöktürmesinin verimi artarken nitrifikasyon prosesinin verimi azalmaktadır. pH ayarlaması için yüksek dozlarda kostik çözeltilerin (MgO veya NaOH) kullanılmasının magnezyum hidroksit, magnezyum hidroksifosfatların veya magnezyum hidrojen fosfatın çökmesine neden olabileceği belirtilmiştir. Kaba pH ayarlamasının MgO ile yapılabildiği ancak bu maddenin çok yavaş çözünmesi dolayısıyla hassas pH ayarının NaOH ile yapılması gerektiği vurgulanmıştır. Kalsiyum içeren atıksularda hidroksiapatit, dikalsiyum fosfat ve okta kalsiyum

fosfatın çökelebileceği vurgulanmıştır. Yapılan deneylerde MAP çöktürmesi için 10-40 dakikanın yeterli olduğu sonucuna varmışlardır.

Bu çalışmada ayrıca MAP çöktürmesi ve biyolojik arıtmanın birlikte kullanılabileceği değişik alternatifler önerilmiştir. Bunlar aşağıda sıralanmıştır:

1. Biyolojik ön arıtma + MAP çöktürmesi + biyolojik arıtma
2. Biyolojik ön arıtma ile aynı anda MAP çöktürmesi + biyolojik arıtma + çamur çürütme + çamur geri devri üzerinde MAP çöktürmesi
3. Evsel atıksuların arıtımında biyolojik arıtmadan çıkan çamur için MAP çöktürmesi

Schulze ve Rettmer (1991) yaptıkları çalışmada son olarak MAP çöktürmesi ile nitrifikasyon-denitrifikasyon prosesinin maliyet açısından karşılaştırmasını yapmışlardır. Sonuç olarak MAP çöktürmesi ile biyolojik arıtma yöntemlerinin maliyet açısından birbirine eşit olduğunu ancak MAP çöktürmesi sonucu oluşan amonyak ve fosfat içeren çamurun yeniden kullanım açısından değerli olduğunu; nitrifikasyon-denitrifikasyon prosesinden çıkan çamurun ise bu açıdan bir değer taşımadığını vurgulamışlardır.

2.6 Deri Endüstrisi

2.6.1 Endüstrinin genel tanımı

Deri işleme endüstrisi, her çeşit ham veya yarı işlenmiş hayvan derilerini vidala, yarma, yarma-süet, kürk, napa, küçükbaş vidala, güderi, kösele, şirvet gibi işlenmiş deri çeşitlerine veya bunların üretimindeki ara ürünlere karşılık gelen yarı işlenmiş deriye dönüştüren kuruluşları kapsar. Deri işleme endüstrisinde hammadde deridir. Kullanılan ham deriler küçükbaş ve büyükbaş hayvan derileri olarak iki ana grupta toplanır. Türkiye’ de büyük miktarlarda kullanılan küçükbaş ham deriler koyun, kuzu, keçi ve oğlak; büyükbaş ham deriler sığır, dana, manda ve malaktır. Bunların yanısıra daha az miktarlarda olmak üzere at, katır ve deve derileri ile av ve kürk hayvanlarının derileri de işlenmektedir.

2.6.2 Alt kategorizasyon

Geniş bir çeşitlilik gösteren deri işleme endüstrisinde atıksu kontrol ve kısıtlama esaslarının belirlenmesi için endüstrinin kendi içinde olabildiğince homojen

gruplara ve altkategorilere ayrılması gereklidir. Ancak deri endüstrisinde altkategorizasyonun yapılabilmesi için gözönünde tutulması gereken birçok faktör vardır. Alt kategorizasyonun yapılabilmesi için gerekli olan üç temel kriter aşağıda verilmiştir.

1. Hammadde
2. Üretim prosesleri
3. Oluşan atıksuyun miktarı, karakteri ve arıtılabilirliği

Hammadde açısından iki deri cinsi mevcuttur. Bunlar büyükbaş hayvan derileri ve küçükbaş hayvan derileridir. Türkiye’ de daha çok sığır, koyun ve keçi derilerinin işlenmesi yaygındır. Deri endüstrisinde ham deriden yarı işlenmiş ya da bitmiş deri veya yarı işlenmiş deriden bitmiş deri elde edilebilmektedir. Deri endüstrisindeki üretim prosesleri incelendiğinde, koyun ve keçi derilerinin işlentisinde uygulanan yağ giderme prosesi dışında üretim aşamalarının tüm deri tipleri için benzer olduğu görülür. Dolayısıyla altkategorizasyonda üretilen deri tipi daha önemli bir kriter olarak ortaya çıkmaktadır. Üretilen deri tipleri, kromla tabaklanmış bitmiş deri, vejetal tabaklanmış bitmiş deri, pikle deri, wet blue deri ve kürk-süettir. Vejetal tabaklama yalnızca sığır derisi için, kürk-süet ise yalnız koyun derisi için geçerlidir.

Deri endüstrisi atıksuları, nitelik ve arıtılabilirlik açısından üç grupta toplanabilir. Bunlar aşağıda verilmiştir.

1. Sülfür içeren atıksular
2. Krom içeren atıksular
3. Genel atıksular

Ham deriden bitmiş deriye kadar işlenen tüm hayvan derilerinin işlentisinde bu üç tür atıksu oluşmaktadır. Kürk-süet ve pikleden bitmiş deriye giden koyun derisi işlentisi sadece krom içeren ve genel atıksuları içerir. Vejetal tabaklanmış sığır derisi sülfürlü ve genel atıksuları içerirken, wet bluedan bitmiş deriye giden sığır derisi işlentisi ise sadece genel atıksuları içerir. Sığır derilerinin işlentisinden oluşan atıksularla, koyun ve keçi derilerinin işlentisinden oluşan atıksular miktar ve nitelikleri açısından farklılıklar gösterir. Tüm bu sınıflarda, farklı miktar ve karakterde atıksuların oluştuğu alt gruplara ayrılabilir.

Tüm bu kriterler gözönüne alındığında, Türkiye koşullarına uygun bir altkategorizasyon yaklaşımı aşağıda verilmiştir. (Tünay ve diğ., 1996)

1. Altkategori: Ham deriden kromla tabaklanarak mamül deriye giden sığır derisi işlentisi
2. Altkategori: Ham deriden vejetal tabaklanarak bitmiş deriye giden sığır derisi işlentisi
3. Altkategori: Wet blue aşamasından mamül deriye giden sığır derisi işlentisi
4. Altkategori: Ham deriden mamül deriye giden koyun derisi işlentisi
5. Altkategori: Pikle aşamasından mamül deriye giden koyun derisi işlentisi
6. Altkategori: Kürk-süet işlentisi

2.6.3 Üretimde yeralan proses ve işlemler

Deri işleme proses ve işlemleri dört ana grupta toplanabilir: Kireçlik proses ve işlemleri, sepileme, ikinci sepi-boyama-yağlama ve son işlemler.(Artan, 1984)

Deri endüstrisinde yeralan bu proses ve işlemler aşağıda açıklanmıştır.

Kanatlara ayırma ve budama: Tesise tuzlu, kuru ya da yaş olarak gelen büyükbaş hayvan derilerinin önce baş derileri ve kenarlardaki işe yaramaz bölümleri budanarak ayrılır. Daha sonra kolay işlenmesi için deri belkemiği boyunca kesilerek ikiye ayrılır. Kanatlara ayırma bazı yerlerde kıl giderme veya sepilemeden sonra da yapılabilmektedir. Budanan deri parçaları hemen her zaman değerlendirilmek üzere toplanır.

Islatma ve Yıkama: Deriler havuz, pervane veya dolaplarda 8-20 saat su içinde tutularak kurutma sırasında kaybettikleri nemi yeniden kazanmaları sağlanır. Deriler su absorplayarak yumuşar ve temizlenir. Daha sonra yapılan yıkama ile toprak, tuz, kan, pislik ve lifli yapıda olmayan proteinler giderilir. Üretilen derinin cinsine göre, ileriki kıl giderme, sama, sepi ve boya adımlarından sonra da yıkama (durulama) yapılabilir.

Kavaletto (Leş alma): Kavaletto derilerin içyüzündeki fazlalık yağ ve etin elde kavaletto bıçakları ile ya da döner spiral bıçakların bulunduğu kavaletto makinalarında giderilmesi işlemine verilen addır. Kavaletto işlemi kıl gidermeden sonra da

yapılabilir. Deriden ayrılan parçalar sürekli akan su ile uzaklaştırılır ya da değerlendirilmek üzere toplanabilir.

Kireçleme-kıl giderme: Derinin üzerindeki kılların giderilmesi için kılı ve kıl köklerini tahrip eden, üst deriyi gevşeten ve çözünür deri proteinlerini gideren kalsiyum hidroksit (kireç), sodyum sülfür (zırnık), sodyum sülfhidrat gibi kimyasal maddeler kullanılır. Islatılmış deri ağırlığına göre %3-5 zırnık, %5 veya daha fazla sönmüş kireç kullanılarak 12-36 saat kireçlik uygulanır. Emülgatör ve antiseptiklerin de kullanıldığı bu proseste derideki yağlar da büyük ölçüde giderilir. Dolap her saat 5-15 dakika çalıştırılarak homojenlik sağlanır. Prosesin hızı doğrudan kimyasal maddelerin konsantrasyonlarına, sıcaklığa ve karıştırmaya bağlıdır. Yüksek sıcaklık ve konsantrasyonlarda kıl birkaç saat içinde tamamıyla erir. Sözü edilen faktörlerin ayarlanmasıyla kılın sadece deriden sökülmesi ve geri kazanılması da olasıdır. Yaygın uygulama kireçlikte gevşetilen kıllar ve üst derinin daha sonra makineli bıçaklarla sökülerek giderilmesi ve sürekli akan suyla uzaklaştırılmasıdır.

Kireç Giderme: Kıl gidermede kullanılan alkali kimyasal maddelerin sepilemeden önce deriden uzaklaştırılması gerekmektedir. Bu amaçla amonyum sülfat, amonyum klorür gibi tuzlar kullanılır. Bunlar kalıntı kireci çözünür tuzlara çevirip daha sonraki yıkama ile uzaklaştırılmasını ve derinin pH' ını sama prosesi için uygun duruma getirilmesini sağlarlar ve derideki alkali şişmeyi azaltırlar. Kireç giderme işlemi 1.5-2 saat süreyle gerçekleştirilir.

Sama: Sama prosesinde tripsin gibi proteolitik enzimler kullanılır. Bu doğal katalizörler amino asit zincirlerini birbirine bağlayan peptid bağlarını hidrolize uğratarak kolajen elyafının ayrılmasını kolaylaştırır. Sama prosesi ile ayrıca kıl kökleri ve pigmentler gibi istenmeyen kalıntıların birçoğuda giderilir. Modern deri işlemeciliğinde kireç giderme ve sama çoğu zaman tek bir adımda gerçekleştirilmektedir. Sama prosesi işlenen deri ve diğer etkenlere bağlı olarak birkaç saatten bir güne kadar sürebilir. Süre tamamlandığında gevşemiş veya çözünmüş maddelerin giderilmesi için deriler iyice yıkanır. Bu adımda derinin kayganlığı, pürüzsüzlüğü ve gözenekliliği artırılmış, kırışıkları giderilmiş olur.

Yağ giderme: Ham derinin esas bileşeni proteindir. Ancak küçükbaş hayvanların derileri önemli miktarlarda yağ içerir. Bu doğal yağ giderilmediği takdirde, yağ kusmalarına, boya ve finisajda lekeler, boya lekelerine yol açar. Ayrıca, kimyasal

maddelerin ve tabaklayıcı maddelerin deriye girişini ve homojen dağılımını önler. Bu nedenle küçükbaş hayvan derilerinde bulunan fazla yağ tabaklamadan önce giderilmelidir. Yağ gideriminde genellikle non-iyonik yüzey aktif maddeler kullanılmaktadır. Susuz ortamda yüzey aktif madde, yağ molekülündeki hidrofob gruba bağlanarak hidrofil duruma getirir; böylelikle su ilave edilerek yaklaşık 1 saat süren bir prosesle yağ molekülleri büyük ölçüde deriden uzaklaştırılır.

Piklaj: Piklaj asit bir ortam yaratarak deriyi sepiye hazırlar. Kromlu sepileme maddelerinin alkali koşullarda çözünürlükleri azdır. Piklaj ile kromun deri üzerinde çökmesi önlenmiş olur. Piklajda genellikle sülfürik asit ve sülfürik asitin deriyi aşırı şişirmesini önlemek için sodyum klorür kullanılır. Genellikle dolaplarda yürütülen bu proses sırasında derinin hafif şişmesi, kolajen protein elyafının ayrılmasını sağlayarak sepinin deriye daha iyi işlemesine zemin hazırlar.

Sepileme: Sepileme maddeleri derideki ham kolajen elyafını ayırmaya, çürümeye uğramayan kararlı bir ürüne dönüştürür. Ayrıca malzemenin boyut stabilitesi, sürtünmeye, aşınmaya direnci, kimyasal direnci, ısı direnci, esnekliği, ıslanıp kurumaya dayanıklılığı gibi mekanik özellikleri de iyileşir. Kullanılan başlıca sepileme maddeleri krom (III) tuzları, bitkisel tanenler ve sentetik sepileyicilerdir. Bitkisel tanen olarak genellikle mimoza veya maşe palamutundan elde edilen valeks gibi tannik asit glukozidleri kullanılmaktadır. Sentetik sepileyiciler olarak da çoğunlukla akrilik esaslı maddeler kullanılmaktadır.

Kromla sepilemeye vidala v.b üretiminde yer verilir. Dolaplarda yürütülen ve 4-12 saat süren prosteşte ayrılmış kolajen elyafın kromla reaksiyonunu kolaylaştırmak için piklaj aşamasında formik asit ve sülfirik asit ilave edilir. Bitkisel sepileme esas olarak ağır derilerden kösele yapımında uygulanır ve 3-6 ay gibi uzun süreler devam edebildiği için genellikle havuzlarda yürütülür. Taban astarı, kayışlık, meşin gibi işlenmiş deri çeşitleri de bu yolla hazırlanır.

Sıkma, yarma ve traşlama: Krom sepisinden çıkan deri önce merdaneler arasından geçirilerek sıkılır ve fazla nemi alınır. Deri daha sonra üniform bir kalınlığa getirilmek üzere yarma makinasına verilir. Deri yeterince kalınsa bu işlem sonucunda ayrılan ve yarma deri olarak adlandırılan iç kısmı süet v.b. türde işlenmiş deri yapımında kullanılır. Yarma sonrasında asıl deride kalan yarma bıçağının almadığı

etli kısımlar traşlama işlemi ile giderilir. Traşlama ile deri istenilen kalınlığa getirilebilir. Traşlama artıkları krom talaşı olarak adlandırılır.

Ağartma: Kösele yapımında, tanen sepisinden çıkan deriler sodyum bikarbonat ve sülfürik asitle bir ağartma prosesinden geçirilebilir.

Nötralizasyon: Kromla sepilene derilerdeki asiditeyi kontrol etmek amacıyla deriler sodyum bikarbonat, sodyum formiat, tiyosülfat ve polifosfatlar gibi maddelerle işlem görürler.

İkinci Sepi (Retana): İşlenmiş deri özelliklerine bağlı olarak, derilere ek sepileme işlemleri uygulanır. Dolaplarda birkaç saat süre ile yürütülen bu proseste deriler ilkinden farklı sepileme maddeleri ile de işleme sokulabilir. Bu proseste valeks, mimoza ve kestane gibi toz tanenler ile formaldehit, naftalin gibi sentetik tanenler kullanılabilir.

Boyama: Bu işlemde dolaba çeşitli boya çözeltileri doldurularak deriler boyanır. Kullanılan boyalar genellikle asidik ve direkt boyalardır.

Yağlama: Yağlama işlemi sülfatlanmış, sülfittenmiş veya oksitlenmiş bitkisel ya da hayvansal yağ çözelti veya emülsiyonları ve diğer maddelerle gerçekleştirilir. Sözü edilen maddeler derinin kaybettiği doğal yağların yerine geçerek deriye yumuşaklık, esneklik ve yırtılmaya karşı dayanıklılık verir. Bu amaçla sentetik yağlar ve balık yağı gibi doğal yağlar kullanılabilir.

Son İşlemler: Yağlama ve yıkama sonrasında deri normal olarak atıksu oluşumuna yol açmayan bir dizi işleme sokularak işlenmiş ürün deri durumuna getirilir. Bunlar işlenen derinin cinsine ve bitmiş üründe istenen kalite özelliklerine göre değişmekle birlikte genellikle kurutma, tavlama, iskefe, gergef, budama ve finisaj işlemlerine yer verilir.

Kurutma açık havada veya fırınlarda yapılır. Tavlama deriye belli bir oranda nem vermek için yapılır. İskefe işleminde deriler bir makinede mekanik olarak yumuşatılır. Yumuşatılmış deriler gergeflerde dört tarafından gerilir. Derinin kenarlarındaki işe yaramayacak küçük parçalar budanır. Finisajda birkaç kat halinde su ve çözücü bazlı maddeler uygulanarak derinin aşınma direnci ve görünüş özellikleri iyileştirilir. (Tünay ve diğ., 1996)

2.6.4 Su kullanımı, atıksu oluşumu ve proses profili

Deri işleme endüstrisinde büyük miktarlarda su kullanılmaktadır. Başlıca kullanım amaçları şunlardır:

1. Ham derilerin yıkanması ve ıslatılması
2. Kimyasal maddelerin derilerle reaksiyona girmesini sağlayan bir ortam olarak
3. Boyama ve yağlama adımlarında kullanılan kimyasal maddeler için taşıyıcı olarak
4. Bazı işleme adımlarının sonunda istenmeyen ürün ve kalıntıların derinin üzerinden uzaklaştırılması (yıkama)
5. Üretim alanlarının ve donanımın temizlenmesi

Su kullanımı, yıkamada kullanılan suya, üretim proseslerine, derinin cinsine, işlemlerin dolapta mı yoksa havuzda mı gerçekleştiğine göre değişiklik göstermektedir. Literatürde verilen geniş su kullanım aralıklarının nedeni de budur.

Deri endüstrisinde proseslerin çoğu kesiklidir ve genellikle dolaplarda gerçekleştirilir. Dolaplardaki proses suları boşaltıldıktan sonra dolapların yıkanması iki şekilde yapılır:

1. Dolap hacmi kadar su doldurulup, dolap bir süre çalıştırılır. Sonra boşaltılır.
2. Açık yıkama yapılır; dolap dönerken içeriye su püskürtülür. Su bir yandan dolarken bir yandan boşaltılır.

Özellikle kireç giderme işleminden sonra kullanılan solventlerin bir sonraki adımı olumsuz etkilemesini önlemek üzere dolabın çok iyi temizlenmesi için çift yıkama yapılabilir. (Tünay ve diğ., 1996)

Bir deri işleme tesisinde kullanılan su ve oluşan atıksu miktarları birbirine eşit kabul edilebilir. Su kullanımı ve atıksu oluşumu kullanılan proseslerin türüne bağlıdır. Bu çalışma için Tuzla Organize Deri Sanayi Bölgesi' ndeki Boduroğlu Deri Fabrikası incelenmiştir. Bu fabrikada günde 7 ton ham deri işlenmektedir. İncelenen tesisin proses profili Tablo 2.2' de verilmiştir.

Tablo 2.2 Boduroğlu Deri Fabrikası' nın proses profili

Proses	Su kullanımı		Atıksu Oluşumu	
	m ³ /gün	m ³ /ton deri	m ³ /gün	m ³ /ton deri
1.Dolap-Pislik Yıkama	10.5	1.5	10.5	1.5
Islatma	10.5	1.5	-	-
Kireçlik	-	-	10.5	1.5
Yıkama	10.5-14	1.5-2	10.5-14	1.5-2
Ara Toplam	31.5-35	4.5-5	31.5-35	4.5-5
Kavaleto	-	-	-	-
2.Dolap-Yıkama	8.4	1.2	8.4	1.2
Kireç Giderme	10.5	1.5	-	-
Sama	-	-	10.5	1.5
Yıkama	10.5	1.5	10.5	1.5
Piklaj	4.9	0.7	-	-
Kromla Sepileme	-	-	4.9	0.7
Ara Toplam	34.3	4.9	34.3	4.9
İstif, Sıkma, Traş	-	-	-	-
3.Dolap-Ön Yıkama	5.25	0.75	-	-
Retanaj	-	-	-	-
Nötralizasyon	-	-	5.25	0.75
Yıkama	5.25	0.75	5.25	0.75
Retanaj	5.25	0.75	-	-
Boyama	-	-	-	-
Yağlama	-	-	5.25	0.75
Yıkama	7	1	7	1
Ara Toplam	22.75	3.25	22.75	3.25
Genel Toplam	88.55-92.05	12.65-13.15	88.55-92.05	12.65-13.15

2.6.5 Kirlilik parametreleri ve kirlenme profili

Deri endüstrisinden kaynaklanan atıksulardaki en önemli kirleticiler ve kirleticiler parametreler KOİ, BOİ₅, TKN, amonyak, toplam askıda madde (TAM), sülfür, yağ ve gres, pH, krom ve toksik kirleticiler olarak sıralanmaktadır. (Artan, 1984)

Deri endüstrisinde yer alan proses ve işlemlerden kaynaklanan atıksuların içerdiği kirletici parametreler aşağıda verilmiştir.

Islatma ve yıkama: Bu prodesten kaynaklanan başlıca kirleticiler KOİ, BOİ₅, TAM ve başta NaCl olmak üzere çözünmüş maddelerdir.

Kireçleme-kıl sökme: Eriterek kıl gidermede oldukça yüksek konsantrasyonlarda kireç ve zırnık kullanılır. Bu prodesten çıkan atıksular, kuvvetli alkali bir çözeltide yüksek konsantrasyonlarda çözünmüş ve askıda katı madde, sülfür ve protein yapısında organik madde (eriyen kıllardan) içerirler. Bu atıksulardaki kirletici parametreler ise KOİ, AKM, toplam çözünmüş madde (TÇM), TKN ve amonyaktır.

Kireç giderme, sama, piklaj: Kireç giderme sırasında, kalıntı kireç amonyum sülfatla reaksiyona girerek çözünürleşmekte ve çözünmüş madde konsantrasyonunu yükseltmektedir. Toplam azot konsantrasyonu amonyum sülfat kullanımından dolayı yüksektir. Bu miktarın yaklaşık üçte ikisi amonyak azotu formundadır. Piklaj atıksularındaki başlıca atık bileşenleri sülfürik asit ve tuzdur. Az miktarlarda yüzey aktif maddeler ve biyositler de bulunur.

Sepileme: Krom sepileme banyolarının esas bileşeni asit ortamda çözünmüş krom (III) tuzlarıdır. Bunların yanında az miktarlarda formiyat ve karbonat da bulunur. Tükenmiş sepi banyolarının BOİ₅ ve AKM atık yükleri görece düşüktür. Buna karşılık, bu proses tesis atıksularındaki krom (III)' ün esas kaynağıdır.

İkinci sepi, boyama, yağlama: İkinci sepide kimyasal madde konsantrasyonları düşük olduğundan nispeten zayıf bir atıksu oluşur. Boyama son derece değişken bir prodestir. Sentetik ve bitkisel bazlı yüzlerce çeşit boya bulunmaktadır. Daha çok kullanılan sentetik boyalar derinin boyayı alması için asit kullanımını gerektirir. Boyamadan önce de gelebilen yağlama adımında istenen ürünün özelliklerine uygun cins ve miktarda yağ kullanılır. İkinci sepi, boyama ve yağlama atıksuları diğerlerine göre kirliliği az atıksular olarak nitelenir.

Son İşlemler: Son işlemler su kullanımı ve atıksu oluşumu açısından önem taşımamaktadır.

Deri işleme adımlarında kullanılan kimyasal maddelerden birçoğu toksik kirleticiler içerirler; yine birçok toksik madde çözücü veya boya taşıyıcısı olarak kullanılır. En büyük miktarda kullanılan toksik kirletici kromdur. Tablo 2.3 Deri Endüstrisi

atıksularında bulunan toksik kirleticileri ve konsantrasyon aralıklarını göstermektedir.

Bu çalışmada incelenen Boduroğlu Deri Fabrikası'nın, prosesler bazında TKN, amonyak azotu, organik azot ve KOİ parametrelerini içeren kirlenme profili Bölüm 4 Tablo 4.1 ve bu kirlenme profilinden yararlanılarak oluşturulan akım ayrımı alternatifleri Tablo 4.2'de verilmiştir.

Tablo 2.3 Deri işleme endüstrisi atıksularında varlığı saptanan toksik kirleticilerin konsantrasyon aralıkları (EPA, 1979)

Toksik Kirletici	Konsantrasyon Aralığı, (µg/l)
<u>Uçucu Organikler</u>	
Benzen	S*-150
1,1,1-trikloroetan	S-10
1,1,2,2-tetrakloroetan	S-18
kloroform	10-41
diklorometan	10-340
1,2-trans-dikloroetilen	S-30
trikloroetilen	S-20
tetrakloroetilen	S-150
toluen	10-400
1,1-dikloroetan	S-20
etil benzen	58-150
1,1,2-trikloroetan	S-10
klorobenzen	S-10
bromodiklorometan	S-10
<u>Yarı Uçucu Organikler-Aminler</u>	
Benzidin	S-27
n-nitrozodifenil amin	S-247
<u>Yarı Uçucu Organikler-Klorlanmış Hidrokarbonlar</u>	
1,2-diklorobenzen	S-255
1,4-diklorobenzen	S-54

Tablo 2.3 Devam

Toksik Kirletici	Konsantrasyon Aralığı(µg/l)
<u>Yarı Uçucu Organikler-Fenoller</u>	
Fenol	51-9050
Toplam fenol	180-9500
2,4-diklorofenol	S-114
2,4,6-triklorofenol	130-5900
pentaklorofenol	S-3700
<u>Yarı Uçucu Organikler-Ftalatlar</u>	
Bis (2-etil heksil) ftalat	S-93
Dimetil ftalat	S-118
<u>Yarı Uçucu Organikler-Çeşitli</u>	
Nitrobenzen	S-425
<u>Yarı Uçucu Organikler-Polinükleer Aromatikler</u>	
Asenaftilen	S-16
Asenaften	S-32
Naftalin	24-67
Fenantren-antrasen	8-133
Floranten	S-2
Piren	S-1
<u>İnorganikler</u>	
Siyanür	S-100
Krom	430-550.000
Bakır	35-740
Kurşun	28-3500
Nikel	5-610
Çinko	96-2600

S* : Saptanamadı.

BÖLÜM 3

KİMYASAL ÇÖKTÜRME İLE AMONYAK GİDERİMİNDE ÖNERİLEN YAKLAŞIMLAR VE UYGULAMA ESASLARI

3.1 Amaç ve Esaslar

Bu bölümde, önemli konsantrasyonlarda amonyak azotu içeren endüstriyel atıksuların, $\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ çöktürmesi yöntemi ile arıtımı incelenmiştir. Bu konuda daha önce yapılmış çalışmaların değerlendirilmesi ile, bu yöntemin teorik ve uygulama esasları açısından yeterince incelenmediği görülmüştür. MAP çöktürmesi ile amonyak giderimi konusunda, gerek teorik baz oluşturması gerekse uygulama esaslarının belirlenmesi açısından sistem tanımlarının yapılması önem kazanmaktadır. Bu amaçla, MAP çöktürmesi ile amonyak giderimine baz teşkil etmek üzere sistem verimi üzerine etki eden faktörlerin diğer bir ifade ile kompleks türlerin ve iyonik gücün dikkate alındığı teorik bir model geliştirilmiştir. Geliştirilen bu teorik modelin nümerik çözümleri üç farklı yaklaşım ile yapılmıştır. Bu yaklaşımlardan ilkinde çöktürme verimi üzerinde etkili faktörlerin ihmal edildiği en basit durumun karakterize edilmesi amaçlanmıştır. İkinci yaklaşımda ise kompleks türler dikkate alınarak teorik model çözümleri yapılmıştır. Son yaklaşımda, kompleks türler ile birlikte iyonik gücün de hesaplara katıldığı durum tanımlanmıştır.

3.2 Magnezyum Amonyum Fosfat Çöktürmesinin Teorisi

Bu bölümde, atıksulardaki amonyağın magnezyum ve fosfat tuzları ilave edilerek $\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ çöktürmesi ile giderimi ve $\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ çöktürmesinin teorisi incelenmiştir.

Amonyak içeren bir atıksuya magnezyum ve fosfat tuzları ilave edildiğinde pH ve eklenen madde oranlarına göre Magnezyum Amonyum Fosfat ($\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$), Magnezyum Fosfat ($\text{Mg}_3(\text{PO}_4)_2 \cdot 22\text{H}_2\text{O}$) ve Magnezyum Hidroksit ($\text{Mg}(\text{OH})_2$) katı fazları oluşabilmektedir. Yapılan hesaplarda çöktürme işlemi sırasında hakim katı fazın $\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ olduğu ve bu maddenin yanında pH değerine ve sistem

bileşenlerine bağlı olarak diğer katı fazların da çökelebildiği görülmüştür. Oluşturulan modelde, çökelebilecek tüm katı fazlar araştırılmış ve hesaplara katılmıştır.

Sistem çözümlerinde kullanılan amonyak giriş konsantrasyonları deri endüstrisi atıksularında karşılaşılan konsantrasyon aralığından seçilmiştir. Hesaplar bu konsantrasyon aralığının alt ve üst sınırlarında kalan iki değişik konsantrasyon alternatifi için yapılmıştır. Bu konsantrasyonlar 200 mg/l ve 1800 mg/l' dir. Bu değerler için yapılan hesaplardan elde edilen sonuçlar tablolar halinde EK A'da verilmiştir.

Sistem çözümlerinde kullanılan, denge ve çözünürlük sabitleri ile stabilite sabitleri 25° C sıcaklık ve iyonik gücün sıfıra eşit olması durumu için seçilmiştir. Teorik çözümlerde kullanılan sabitler Stumm ve Morgan (1996) ile Millero ve Schreiber (1982)' den alınmıştır. Kullanılan sabitler sistemler açıklanırken verilmiştir.

3.2.1. Basit durum

Basit durum MAP çöktürmesi ile amonyak giderimine baz teşkil etmek üzere önerilen teorik modelde çöktürme verimine etki eden faktörlerin diğer bir ifade ile iyonik güç ve kompleks türlerin ihmal edildiği yaklaşımdır. Bu durumda sistem giriş bileşenleri NH_4Cl , MgCl_2 ve Na_2HPO_4 olup pH ayarlaması NaOH kullanılarak yapılmıştır. Bu yaklaşımda, madde giriş konsantrasyonları açısından, ortamdaki amonyak konsantrasyonuna eşit magnezyum ve fosfat tuzlarının ilave edildiği stokiometrik sistem için çözümler yapılmıştır.

Sistem çözümüne tek katı fazlı ($\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) çökme ile başlanmış ve bu çökelmenin geçerli olduğu pH aralığı belirlenerek, her bir pH değeri için sistemdeki türlerin konsantrasyonları bulunmuştur. Bu aşamadan sonra, tek katı fazlı çökelmenin geçerli olmadığı pH aralıkları için çözümlere başlanmış ve bu pH aralıklarında $\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 'ın yanında çöken diğer katı fazlarda hesaplara katılarak teorik çözümler yapılmıştır. Hesaplara katılan diğer katı fazlar $\text{Mg}_3(\text{PO}_4)_2 \cdot 22\text{H}_2\text{O}$ ve $\text{Mg}(\text{OH})_2$ 'tir. MgHPO_4 'ın çalışılan pH aralığında çökmediği belirlenmiş ve bu katı faz hesaplara dahil edilmemiştir. Sonuçta tüm pH değerleri için sistemdeki türlerin konsantrasyonları hesaplanmış ve amonyak için faz diyagramı çizilmiştir.

Bu yaklaşımın nümerik çözümleri bilgisayarda Microsoft Excel 97 SR-1 Programı ile yapılmıştır.

3.2.1.1 $MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$ çöktürmesi

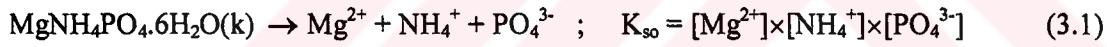
Bu bölümde $MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$ çöktürmesi için sistem tanımı yapılmıştır. Çöktürme sonrası ortamda bulunan türler Tablo 3.1' de verilmiştir.

Tablo 3.1 $MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$ - H_2O sistemi için türler

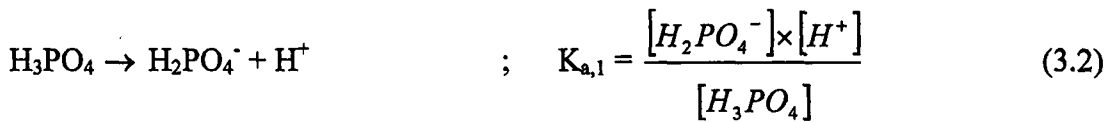
Katı Faz	Ortamdaki Türler
$MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$	Mg^{2+} , H_3PO_4 , $H_2PO_4^-$, HPO_4^{2-} , PO_4^{3-} , NH_3 , NH_4^+ , Na^+ , Cl^- , H^+ , OH^-

Tablo 3.1' de görüldüğü gibi $MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$ çöktürmesi sonrasında ortamda, çöken katı faz (P) ile beraber 12 tür bulunmaktadır. Bu sistemin çözülebilmesi için 12 adet denklem yazılması gerekmektedir. Denklem takımının yazımı aşağıda verilmiştir.

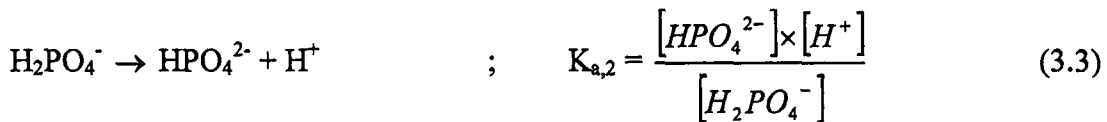
Magnezyum Amonyum Fosfat için çözünürlük çarpımı,



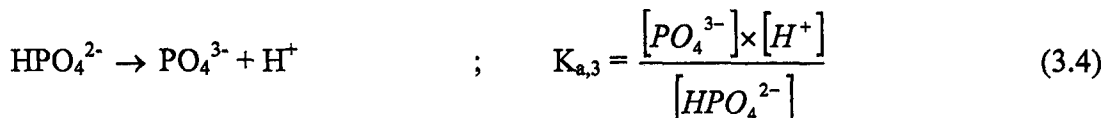
H_3PO_4 için iyonizasyon reaksiyonu ve denge denklemi,



$H_2PO_4^-$ için iyonizasyon reaksiyonu ve denge denklemi,



HPO_4^{2-} için iyonizasyon reaksiyonu ve denge denklemi,



H₂O için iyon çarpımı,

$$H_2O \rightarrow H^+ + OH^- \quad ; \quad K_{H_2O} = [H^+] \times [OH^-] \quad (3.6)$$

Magnezyum için kütle dengesi,

$$C_{T,Mg} = [Mg^{2+}] + P \quad (3.7)$$

Fosfat için kütle dengesi,

$$C_{T,PO_4} = [H_3PO_4] + [H_2PO_4^-] + [HPO_4^{2-}] + [PO_4^{3-}] + P \quad (3.8)$$

Amonyak için kütle dengesi,

$$C_{T,NH_3} = [NH_3] + [NH_4^+] + P \quad (3.9)$$

Sodyum için kütle dengesi,

$$C_{T,Na} = [Na^+] \quad (3.10)$$

Klorür için kütle dengesi,

$$C_{T,Cl} = [Cl^-] \quad (3.11)$$

Elektronötrallite koşulu,

$$2 \times [Mg^{2+}] + [Na^+] + [NH_4^+] + [H^+] = [Cl^-] + [H_2PO_4^-] + 2 \times [HPO_4^{2-}] + 3 \times [PO_4^{3-}] + [OH^-] \quad (3.12)$$

Teorik modelin çözümünde, pH değerlerine bağlı olarak ortamdaki türlerin konsantrasyonları hesaplanmış ve ilgili türlerin konsantrasyonlarından yararlanılarak Mg₃(PO₄)₂.22H₂O ve Mg(OH)₂' in çözünürlük çarpımları kontrol edilmiş ve tek katı fazlı (MgNH₄PO₄.6H₂O) çökelmenin meydana geldiği pH aralığı belirlenmiştir.

Bu teorik çözümde kullanılan denge ve çözünürlük sabitleri, Tablo 3.2.'de verilmiştir.

Tablo 3.2. Denge ve çözünürlük sabitleri

Tür	Denge Denklemi	Logaritmik Sabit
$MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$ (k)	$K_{so} = [Mg^{2+}] \times [NH_4^+] \times [PO_4^{3-}]$	-13,15
H_3PO_4	$K_{a,1} = \frac{[H_2PO_4^-] \times [H^+]}{[H_3PO_4]}$	-2,15
$H_2PO_4^-$	$K_{a,2} = \frac{[HPO_4^{2-}] \times [H^+]}{[H_2PO_4^-]}$	-7,2
HPO_4^{2-}	$K_{a,3} = \frac{[PO_4^{3-}] \times [H^+]}{[HPO_4^{2-}]}$	-12,35
NH_4^+	$K_{NH3} = \frac{[NH_3] \times [H^+]}{[NH_4^+]}$	-9,3
H_2O	$K_{H2O} = [H^+] \times [OH^-]$	-14
$Mg_3(PO_4)_2 \cdot 22H_2O$ (k)	$K_{so} = [Mg^{2+}]^3 \times [PO_4^{3-}]^2$	-23.10
$Mg(OH)_2$ (k)	$K_{so} = [Mg^{2+}] \times [OH^-]^2$	-10.7

3.2.1.2 $MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$ ve $Mg_3(PO_4)_2 \cdot 22H_2O$ çöktürmesi

Tek katı fazlı ($MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$) çökeltme için hazırlanan teorik modelle yapılan çözümlerde pH 8.47 değerinin, tek katı fazlı çökeltme için üst sınır olduğu bulunmuştur. Bu pH değeri için $Mg_3(PO_4)_2 \cdot 22H_2O$ 'ın çözünürlük çarpımı kontrol edilirse,

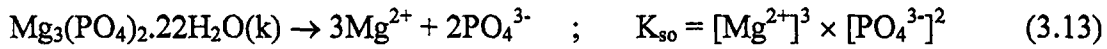
$$K_{\phi} = [Mg^{2+}]^3 \times [PO_4^{3-}]^2 = 10^{-23.1009} < 10^{-23.10}$$

$Mg_3(PO_4)_2 \cdot 22H_2O$ çökmediği ancak bu pH değerinin üzerinde çökmeye başladığı görülür. Bu durumda pH 8.47'nin üzerinde tek katı fazlı çökeltme için verilen sistem

tanımı geçerli olmayacaktır; dolayısıyla iki katı fazlı çökelme ($\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$, $\text{Mg}_3(\text{PO}_4)_2 \cdot 22\text{H}_2\text{O}$) için yeni bir sisteme gereksinim vardır.

İki katı fazlı çökelme sonrası ortamda Tablo 3.1.'de verilen türler ve $\text{P}_1(\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O})$, $\text{P}_2(\text{Mg}_3(\text{PO}_4)_2 \cdot 22\text{H}_2\text{O})$ ile beraber toplam 13 tür bulunmaktadır. Bu sistemin çözülebilmesi için 13 adet denklem yazılması gerekmektedir. Tek fazlı çökelme için yazılan (3.1), (3.2), (3.3), (3.4), (3.5), (3.6), (3.10), (3.11), (3.12) denklemleri bu durumda da geçerlidir. Diğer yazılması gereken denklemler aşağıda verilmiştir.

Magnezyum Fosfat için çözünürlük çarpımı;



Magnezyum için kütle dengesi;

$$C_{\text{T,Mg}} = [\text{Mg}^{2+}] + \text{P}_1 + 3\text{P}_2 \quad (3.14)$$

Fosfat için kütle dengesi;

$$C_{\text{T,PO}_4} = [\text{H}_3\text{PO}_4] + [\text{H}_2\text{PO}_4^-] + [\text{HPO}_4^{2-}] + [\text{PO}_4^{3-}] + \text{P}_1 + 2\text{P}_2 \quad (3.15)$$

Amonyak için kütle dengesi;

$$C_{\text{T,NH}_3} = [\text{NH}_3] + [\text{NH}_4^+] + \text{P}_1 \quad (3.16)$$

Teorik modelin çözümünde, pH değerlerine bağlı olarak ortamdaki türlerin konsantrasyonları hesaplanmış ve ilgili türlerin konsantrasyonlarından yararlanılarak $\text{Mg}(\text{OH})_2$ 'in çözünürlük çarpımı kontrol edilmiş; çökelmeye başladığı sınır pH değeri bulunmuş ve iki katı fazlı çökelmenin meydana geldiği pH aralığı belirlenmiştir.

Bu sistemde kullanılan çözünürlük ve denge sabitleri Tablo 3.2 'de verilmiştir.

3.2.1.3 $\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$, $\text{Mg}_3(\text{PO}_4)_2 \cdot 22\text{H}_2\text{O}$ ve $\text{Mg}(\text{OH})_2$ çöktürmesi

İki katı fazlı ($\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$, $\text{Mg}_3(\text{PO}_4)_2 \cdot 22\text{H}_2\text{O}$) çökelme için hazırlanan teorik modelle yapılan çözümlerde pH 11.22 değerinin, iki katı fazlı çökelme için üst sınır

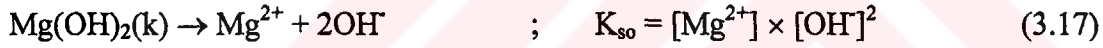
olduğu bulunmuştur. Bu pH değerinde $Mg(OH)_2$ 'in çözünürlük çarpımı kontrol edilirse,

$$K_{\phi} = [Mg^{2+}] \times [OH^-]^2 = 10^{-10.7022} < 10^{-10.7}$$

$Mg(OH)_2$ çökmediği ancak bu pH değerinin üzerinde çökmeye başladığı görülmektedir. Bu durumda, pH 11.22 değerinin üzerinde iki katı fazlı çökme için oluşturulan teorik model geçerli olmayacaktır; dolayısıyla üç katı fazlı çökme ($MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$, $Mg_3(PO_4)_2 \cdot 22H_2O$, $Mg(OH)_2$) için yeni bir teorik model hazırlanmıştır.

Üç katı fazlı çökme sonrasında ortamda Tablo 3.1' de verilen türler ve $P_1(MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O)$, $P_2(Mg_3(PO_4)_2 \cdot 22H_2O)$, $P_3(Mg(OH)_2)$ ile beraber 14 tür bulunmaktadır. Bu sistemin çözülebilmesi için 14 adet denklem yazılması gerekmektedir. Tek katı fazlı çökme için yazılan (3.1), (3.2), (3.3), (3.4), (3.5), (3.6), (3.10), (3.11), (3.12) ve iki katı fazlı çökme için yazılan (3.13), (3.15), (3.16) denklemleri bu teorik modelde de geçerlidir. Diğer yazılması gerekli denklemler aşağıda verilmiştir.

$Mg(OH)_2$ için çözünürlük çarpımı;



Magnezyum için kütle dengesi;

$$C_{T,Mg} = [Mg^{2+}] + P_1 + 3P_2 + P_3 \quad (3.18)$$

Teorik modelin çözümünde, pH değerine bağlı olarak ortamdaki türlerin konsantrasyonları bulunmuştur. Yapılan hesaplarda pH 11.45 değerinden sonra $Mg_3(PO_4)_2 \cdot 6H_2O$ katı fazının çökmemeye başladığı görülmüş ve üç katı fazlı çökelmenin meydana geldiği pH aralığı belirlenmiştir.

Bu sistemde kullanılan çözünürlük ve denge sabitleri, Tablo 3.2'de verilmiştir.

3.2.1.4 $MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$ ve $Mg(OH)_2$ çöktürmesi

Üç katı fazlı ($MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$, $Mg_3(PO_4)_2 \cdot 22H_2O$, $Mg(OH)_2$) çökme için hazırlanan teorik modelle yapılan çözümlerde pH 11.45 değerinin, üç katı fazlı

çökelme için üst sınır olduğu bulunmuştur. Bu pH değerinde $Mg_3(PO_4)_2 \cdot 22H_2O$ katı fazı kontrol edilirse;

$$P_2 = 1 \times 10^{-13} \text{ M} \sim 0$$

$Mg_3(PO_4)_2 \cdot 22H_2O$ katı fazının çökmeye başladığı görülmektedir. Bu durumda pH 11.45 değerinin üzerinde üç katı fazlı çökelme için oluşturulan teorik model geçerli olmayacaktır; dolayısıyla iki katı fazlı ($MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$, $Mg(OH)_2$) çökelme için yeni bir sistem tanımı yapılmıştır.

Üç katı fazlı çökelme sonrasında ortamda Tablo 3.1' de verilen türler ve $P_1(MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O)$, $P_2(Mg(OH)_2)$ ile beraber 13 tür bulunmaktadır. Bu sistemin çözülebilmesi için 13 adet denklem yazılması gerekmektedir. Tek katı fazlı çökelme için yazılan (3.1), (3.2), (3.3), (3.4), (3.5), (3.6), (3.10), (3.11), (3.12); iki katı fazlı çökelme için yazılan (3.16); üç katı fazlı çökelme için yazılan (3.17) denklemleri bu sistemde de geçerlidir. Diğer yazılması gerekli denklemler aşağıda verilmiştir.

Magnezyum için kütle dengesi;

$$C_{T,Mg} = [Mg^{2+}] + P_1 + P_2 \quad (3.19)$$

Fosfat için kütle dengesi;

$$C_{T,PO_4} = [H_3PO_4] + [H_2PO_4^-] + [HPO_4^{2-}] + [PO_4^{3-}] + P_1 \quad (3.20)$$

Teorik modelin çözümünde, pH değerine bağlı olarak ortamdaki türlerin konsantrasyonları bulunmuş ve iki katı fazlı çökelmenin meydana geldiği pH aralığı hesaplanmıştır.

Bu sistemde kullanılan çözünürlük ve denge sabitleri, Tablo 3.2'de verilmiştir.

3.2.2 Kompleks türlerin dikkate alındığı durum

Kimyasal çöktürmenin yapıldığı bir ortamda, kompleks türlerin oluşması çözünürlüğü artırıcı ve kimyasal çöktürme verimini azaltıcı rol oynamaktadır. Bu bölümde, kompleks türlerin $MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$ çöktürmesi üzerine etkisi incelenmiştir. Yapılan literatür araştırması ile MAP çöktürmesi üzerinde etkisi olabilecek tüm kompleks türleri dikkate alınmıştır. Bunlar; $MgPO_4^-$, $MgHPO_4^0$, $MgH_2PO_4^+$, $MgOH^+$, $NaHPO_4^-$ ve $NaPO_4^{2-}$ 'dir (Stumm ve Morgan, 1996; Millero ve

Schreiber, 1982). Ele alınan yeni durumda, kompleks türlerin $\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$; $\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ ve $\text{Mg}_3(\text{PO}_4)_2 \cdot 22\text{H}_2\text{O}$; $\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ ve $\text{Mg}(\text{OH})_2$ çökelmeleri üzerine etkisi incelenmiştir. Sistem giriş bileşenleri NH_4Cl , MgCl_2 ve Na_2HPO_4 ' dır. Oluşturulan model çözümünde, madde giriş konsantrasyonları açısından stokiometrik durum için hesaplar yapılmıştır. pH değerine bağlı olarak sistemdeki türlerin konsantrasyonları bulunmuş, ilgili türlerin konsantrasyonlarından yararlanılarak çökelebilecek diğer katı fazların ($\text{Mg}_3(\text{PO}_4)_2 \cdot 22\text{H}_2\text{O}$ ve $\text{Mg}(\text{OH})_2$) çözünürlük çarpımları kontrol edilmiş ve çökelmelerin olduğu pH aralıkları belirlenmiş, en yüksek verimin elde edildiği pH değeri hesaplanmış ve amonyak için faz diyagramı çizilmiştir.

Bu durum için hazırlanan teorik modelin çözümleri bilgisayarda Microsoft Excel 97 SR-1 Programı ile yapılmıştır.

3.2.2.1 $\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ çöktürmesi

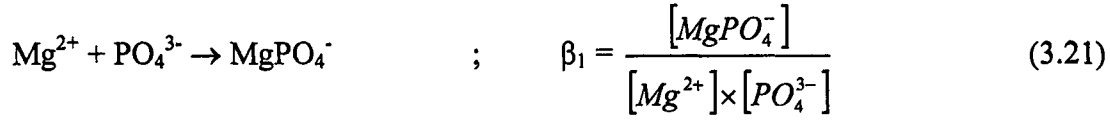
Bu bölümde kompleks türler dikkate alınmıştır. $\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ çöktürmesi ile amonyak giderimine baz teşkil etmek üzere önerilen teorik modelde, çöktürme sonrası ortamda bulunan türler Tablo 3.3' de verilmiştir.

Tablo 3.3 Kompleks türlerin dikkate alındığı durumda çöktürme sonrası ortamda bulunan türler

Katı Faz	Ortamdaki Türler
$\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$	Mg^{2+} , H_3PO_4 , H_2PO_4^- , HPO_4^{2-} , PO_4^{3-} , NH_3 , NH_4^+ , MgPO_4^- , MgHPO_4^0 , $\text{MgH}_2\text{PO}_4^+$, MgOH^+ , NaPO_4^{2-} , NaHPO_4^- , Na^+ , Cl^- , H^+ , OH^-

Tablo 3.3' de görüldüğü gibi, çökelme sonrasında ortamda, çöken katı faz (P) ile beraber 17 tür bulunmaktadır. Bu sistemin çözülebilmesi için 17 adet denklem yazılması gerekmektedir. Bölüm 3.2.1.1' de yazılan (3.1), (3.2), (3.3), (3.4), (3.5), (3.6), (3.9), (3.11) denklemleri bu yaklaşım içinde geçerlidir. Yazılması gerekli diğer denklemler aşağıda verilmiştir.

MgPO₄'ın kompleksasyon reaksiyonu ve stabilite denklemi;



MgHPO₄⁰'ın kompleksasyon reaksiyonu ve stabilite denklemi;



MgH₂PO₄⁺'ın kompleksasyon reaksiyonu ve stabilite denklemi;



MgOH⁺'ın kompleksasyon reaksiyonu ve stabilite denklemi;



NaHPO₄⁻'ın kompleksasyon reaksiyonu ve stabilite denklemi;



NaPO₄²⁻'ın kompleksasyon reaksiyonu ve stabilite denklemi;



Magnezyum için kütle dengesi;

$$C_{T,\text{Mg}} = [\text{Mg}^{2+}] + [\text{MgPO}_4^-] + [\text{MgHPO}_4^0] + [\text{MgH}_2\text{PO}_4^+] + [\text{MgOH}^+] + \text{P} \quad (3.27)$$

Fosfat için kütle dengesi;

$$C_{T,PO4} = [H_3PO_4] + [H_2PO_4^-] + [HPO_4^{2-}] + [PO_4^{3-}] + [MgPO_4^-] + [MgHPO_4^0] + [MgH_2PO_4^+] + [NaHPO_4^-] + [NaPO_4^{2-}] + P \quad (3.28)$$

Sodyum için kütle dengesi;

$$C_{T,Na} = [Na^+] + [NaHPO_4^-] + [NaPO_4^{2-}] \quad (3.29)$$

Elektronötrallite koşulu,

$$2 \times [Mg^{2+}] + [Na^+] + [NH_4^+] + [H^+] + [MgH_2PO_4^+] + [MgOH^+] = [Cl^-] + [H_2PO_4^-] + 2 \times [HPO_4^{2-}] + 3 \times [PO_4^{3-}] + [OH^-] + [MgPO_4^-] + [NaHPO_4^-] + 2 \times [NaPO_4^{2-}] \quad (3.30)$$

Bu teorik çözümde kullanılan denge, stabilite sabitleri ve çözünürlük çarpımları Tablo 3.2 ve Tablo 3.4' de verilmiştir.

3.2.2.2 $MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$ ve $Mg_3(PO_4)_2 \cdot 22H_2O$ çöktürmesi

Bu bölümde, kompleks türlerin dikkate alındığı durumda $MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$ ve $Mg_3(PO_4)_2 \cdot 22H_2O$ çöktürmesi incelenmiştir. Çöktürme sonrası ortamda Tablo 3.3' de verilenler ve P_1 ($MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$), P_2 ($Mg_3(PO_4)_2 \cdot 22H_2O$) ile beraber 18 tür bulunmaktadır. Bu sistemin nümerik çözümünün yapılabilmesi için 18 adet denkleme gereksinim vardır. Bölüm 3.2.1.1' de yazılan (3.1), (3.2), (3.3), (3.4), (3.5), (3.6), (3.9), (11); Bölüm 3.2.1.2' de yazılan (3.13) ve Bölüm 3.2.2.1' de yazılan (3.21), (3.22), (3.23), (3.24), (3.25), (3.26), (3.29), (3.30) denklemleri bu sistem için de geçerlidir. Yazılması gerekli diğer denklemler aşağıda verilmiştir.

Magnezyum için kütle dengesi;

$$C_{T,Mg} = [Mg^{2+}] + [MgPO_4^-] + [MgHPO_4^0] + [MgH_2PO_4^+] + [MgOH^+] + P_1 + 3P_2 \quad (3.31)$$

Fosfat için kütle dengesi;

$$C_{T,PO4} = [H_3PO_4] + [H_2PO_4^-] + [HPO_4^{2-}] + [PO_4^{3-}] + [MgPO_4^-] + [MgHPO_4^0] + [MgH_2PO_4^+] + [NaHPO_4^-] + [NaPO_4^{2-}] + P_1 + 2P_2 \quad (3.32)$$

Tablo 3.4 Kompleks türlerin dikkate alındığı durumda kullanılan stabilite sabitleri

Tür	Denge Denklemleri	Logaritmik Sabit
$MgPO_4^-$	$B_1 = \frac{[MgPO_4^-]}{[Mg^{2+}] \times [PO_4^{3-}]}$	4.8
$MgHPO_4^0$	$\beta_1 = \frac{[MgHPO_4^0]}{[Mg^{2+}] \times [HPO_4^{2-}]}$	2.95
$MgH_2PO_4^+$	$\beta_1 = \frac{[MgH_2PO_4^+]}{[Mg^{2+}] \times [H_2PO_4^-]}$	0.45
$MgOH^+$	$B_1 = \frac{[MgOH^+]}{[Mg^{2+}] \times [OH^-]}$	2.56
$NaHPO_4^-$	$B_1 = \frac{[NaHPO_4^-]}{[Na^+] \times [HPO_4^{2-}]}$	1.2
$NaPO_4^{2-}$	$\beta_1 = \frac{[NaPO_4^{2-}]}{[Na^+] \times [PO_4^{3-}]}$	3.68

Bu teorik çözümde kullanılan denge, stabilite sabitleri ve çözünürlük çarpımları Tablo 3.2 ve Tablo 3.4’ de verilmiştir.

3.2.2.3 $MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$ ve $Mg(OH)_2 \cdot 22H_2O$ çöktürmesi

Bu bölümde kompleks türlerin dikkate alındığı durumda $MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$ ve $Mg(OH)_2 \cdot 22H_2O$ çöktürmesi incelenmiştir. Çökeltme sonrası ortamda Tablo 3.3’ de verilenler ve P_1 ($MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$), P_2 ($Mg(OH)_2 \cdot 22H_2O$) ile beraber 18 tür bulunmaktadır. Bu sistemin nümerik çözümünün yapılabilmesi için 18 adet denkleme gereksinim vardır. Bölüm 3.2.1.1’ de yazılan (3.1), (3.2), (3.3), (3.4), (3.5), (3.6), (3.9), (3.11); Bölüm 3.2.1.3’ de yazılan (3.17) ve Bölüm 3.2.2.1’ de yazılan (3.21), (3.22), (3.23), (3.24), (3.25), (3.26), (3.29), (3.30) denklemleri bu sistem içinde geçerlidir. Yazılması gerekli diğer denklemler aşağıda verilmiştir.

Magnezyum için kütle dengesi;

$$C_{T,Mg} = [Mg^{2+}] + [MgPO_4^-] + [MgHPO_4^0] + [MgH_2PO_4^+] + [MgOH^+] + P_1 + P_2 \quad (3.33)$$

Fosfat için kütle dengesi;

$$C_{T,PO_4} = [H_3PO_4] + [H_2PO_4^-] + [HPO_4^{2-}] + [PO_4^{3-}] + [MgPO_4^-] + [MgHPO_4^0] + [MgH_2PO_4^+] + [NaHPO_4^-] + [NaPO_4^{2-}] + P_1 \quad (3.32)$$

Bu teorik çözümde kullanılan denge, stabilite sabitleri ve çözünürlük çarpımları Tablo 3.2 ve Tablo 3.4' de verilmiştir.

3.2.3 İyonik güç düzeltmesinin yapıldığı durum

Sentetik sistemlerde MAP çöktürmesi için ilave edilen tuzlar nedeniyle, özellikle yüksek amonyak giriş konsantrasyonlarında iyonik güç yüksek olmakta; atıksularda ise atıksu yapısında bulunan tuzlar dolayısıyla yüksek iyonik güçler ile karşılaşmaktadır. Bu çalışmada incelenen deri endüstrisi atıksularından örnek verilecek olursa 1800 mg/l amonyak azotu içeren atıksuyun iyonik gücü incelenen pH aralığına bağlı olarak (pH 7-11.892), 0.41-0.85 m arasında değişmektedir. Bu nedenle iyonik gücün magnezyum amonyum fosfat çöktürmesi üzerine etkisi önem kazanmaktadır. Bu bölümde MAP çöktürmesi ile amonyak giderimine baz teşkil etmek üzere önerilen teorik modelde, sistem verimi üzerinde rol oynayan faktörler diğer bir ifadeyle kompleks türler ve iyonik güç dikkate alınmış ve sırasıyla $MgNH_4.6H_2O$, $MgNH_4PO_4.6H_2O$ ve $Mg_3(PO_4)_2.22H_2O$, $MgNH_4PO_4.6H_2O$ ve $Mg(OH)_2$ çöktürmeleri için nümerik çözümler yapılmıştır. Her bir durum için sınır pH değerleri belirlenmiş ve elde edilebilecek en düşük amonyak çıkış konsantrasyonu ve pH değeri bulunmuş; amonyak için faz diyagramları çizilmiştir.

Bu yaklaşımda kullanılan denklemler Bölüm 3.2.2' deki kompleks türlerin dikkate alındığı durum için yazılanların aynısıdır ancak çözümlerde iyonik güç düzeltmesi yapılmıştır. Denge ve stabilite sabitleri ile molar konsantrasyonlardan ve aktivite katsayılarından yararlanılarak her bir türün aktiviteleri hesaplanmıştır ve çözümde molar konsantrasyonlar yerine aktiviteler kullanılmıştır. Gerek anyon ve katyonların gerekse kompleks bileşiklerin aktivite katsayıları ortamda NaCl bulunması durumu için Ortalama Tuz Metodu' na göre yapılmıştır.(Millero ve Schreiber, 1982)

3.3 Çözümlerin Değerlendirilmesi

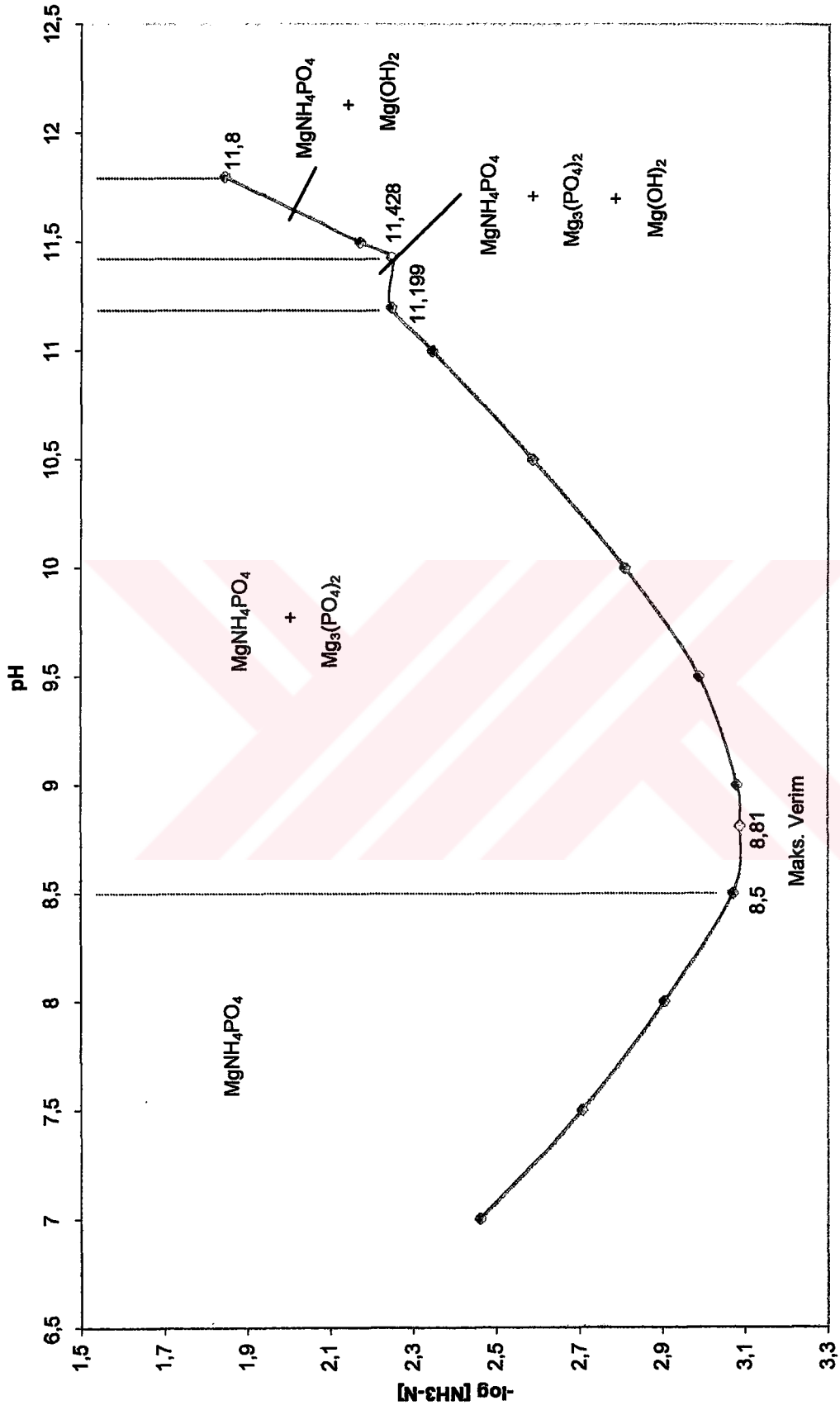
Bu bölümde, Bölüm 3.2’ de açıklanan sistemlerin çözümlerinden elde edilen sonuçların değerlendirmeleri yapılmıştır. Hesaplar $C_{T,NH_3} = 200$ mg/l ve $C_{T,NH_3} = 1800$ mg/l olmak üzere iki farklı giriş amonyak konsantrasyonu ve stokiometrik durum için yapılmıştır. Yapılan hesaplardan elde edilen sonuçlar tablolar halinde ayrıntılı olarak Ek A’ da verilmiştir. Bu bölümde her bir sistem ve iki farklı konsantrasyon değeri için oluşturulan amonyak faz diyagramları verilmiş ve değerlendirmesi yapılmıştır.

3.3.1 Basit durum

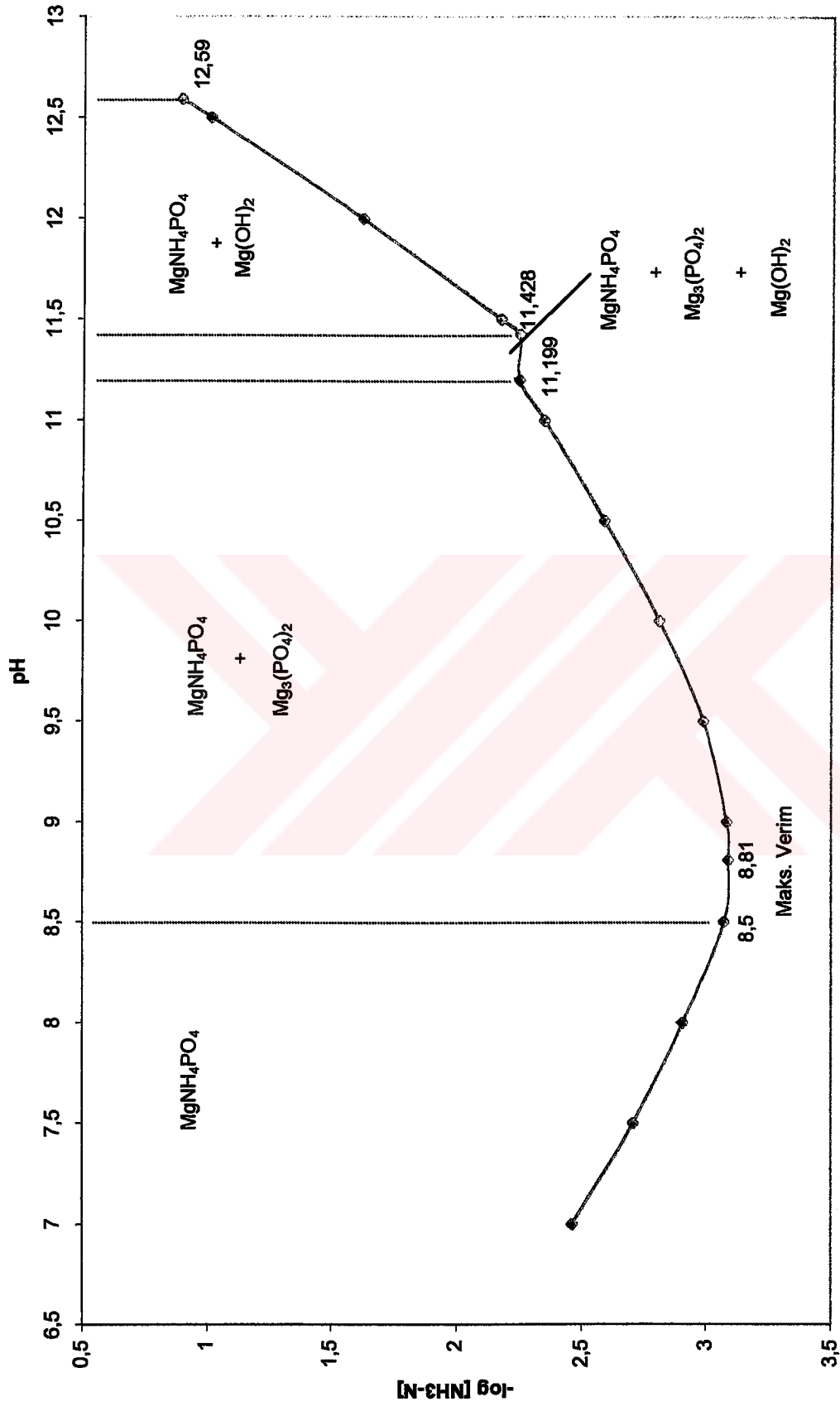
Basit durum için oluşturulan faz diyagramları Şekil 3.1 ve Şekil 3.2’de verilmiştir. Yapılan teorik hesaplar sonucu basit durumda çıkış amonyak konsantrasyonlarının giriş amonyak konsantrasyonlarından bağımsız olduğu belirlenmiştir. Farklı giriş amonyak konsantrasyonlarında, nümerik çözümlerde ortamda bulunan türlerden $MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$ katı fazı miktarı ile sodyum ve klorür iyonlarının konsantrasyonları değişmekte diğer türlerin konsantrasyonları ve çıkış toplam amonyak konsantrasyonu sabit kalmaktadır. Bu durumun sonucu olarak 200 mg/l ve 1800 mg/l giriş amonyak konsantrasyonları için elde edilen faz diyagramları $MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$ katı fazının çözünmeye başladığı sınır pH değerlerinin dışında birbirinin aynısıdır.

Şekil 3.1 ve Şekil 3.2’ de görüldüğü gibi pH 8.5 değeri $MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$ çöktürmesi için üst sınırdır; bu noktadan sonra ortamda $MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$ ile birlikte $Mg_3(PO_4)_2 \cdot 22H_2O$ katı fazı da çökmeye başlamaktadır. pH 11.199-11.428 arasında $MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$, $Mg_3(PO_4)_2 \cdot 22H_2O$ ve $Mg(OH)_2$ ve pH 11.428 değerinden sonra $MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$ ve $Mg(OH)_2$ çökmeleri olmaktadır. 200 mg/l giriş amonyak konsantrasyonunda pH 11.8, 1800 mg/l giriş amonyak konsantrasyonunda pH 12.59 değerinden sonra $MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$ katı fazı çözünmektedir.

En yüksek verim pH 8.81’ de elde edilmektedir; bu pH değerinde ortamda bulunan toplam çözünmüş amonyak konsantrasyonu 11.44 mg/l ve amonyak giderme verimleri $C_{T,NH_3} = 200$ mg/l olduğu sistemde % 94.5, $C_{T,NH_3} = 1800$ mg/l olduğu sistemde % 99.5 olmaktadır. Optimum pH aralığının ise 8-10 olduğu görülmektedir. Optimum pH aralığı , çıkış toplam amonyak konsantrasyonunun 10-20 mg/l civarında kaldığı pH değerleri için tanımlanmıştır.



Şekil 3.1 Basit durum ($C_{T,NH_3} = 200 \text{ mg/l}$) için amonyak faz diyagramı



Şekil 3.2 Basit durum ($C_{T,NH_3} = 1800 \text{ mg/l}$) için amonyak faz diyagramı

3.3.2 Kompleks türlerin dikkate alındığı durum

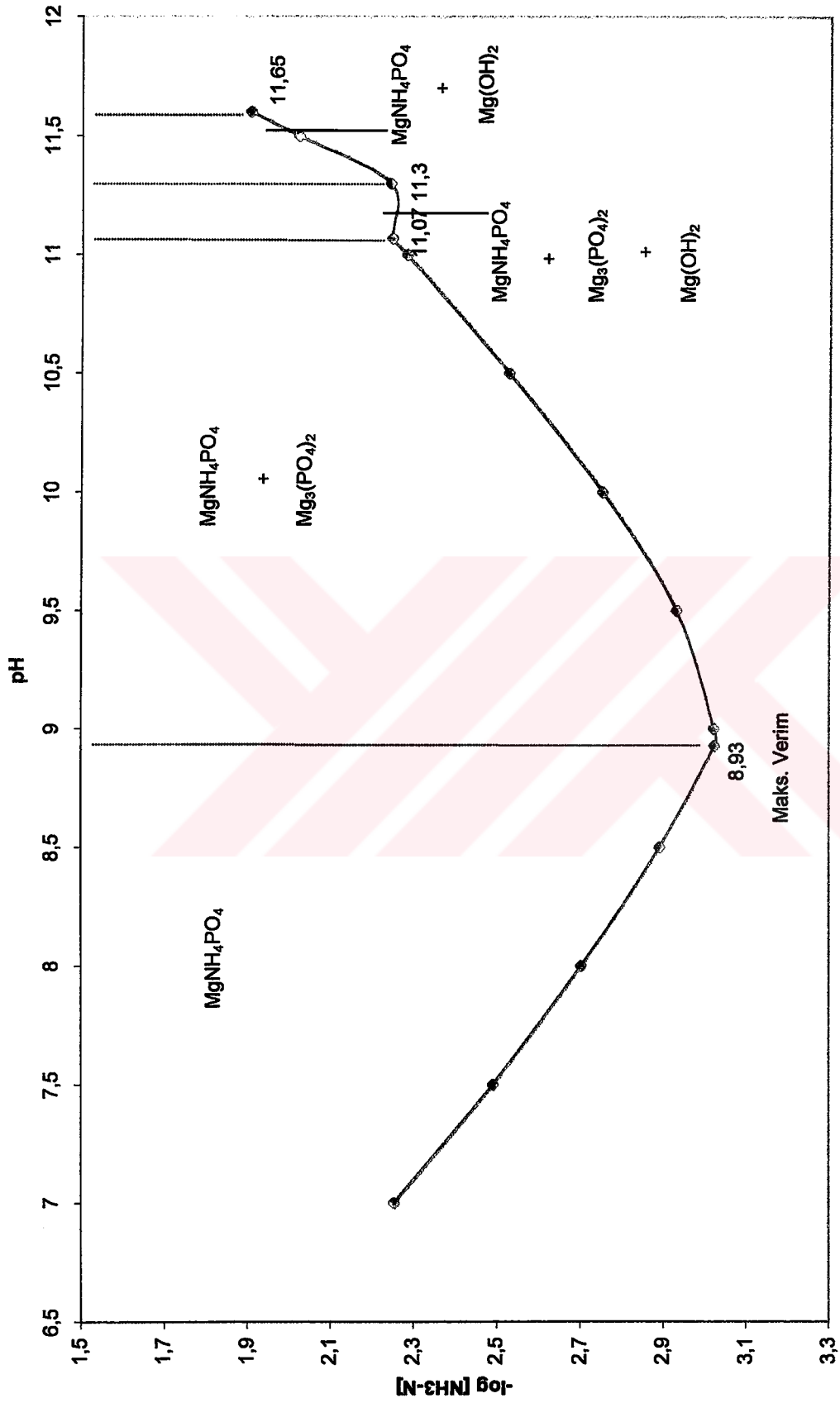
Yapılan teorik hesaplamalar sonucu, kompleks türlerin dikkate alındığı durumda çıkış amonyak konsantrasyonlarının giriş amonyak konsantrasyonlarından bağımsız olmadığı belirlenmiştir. Farklı giriş amonyak konsantrasyonlarında kompleks türlerinin konsantrasyonlarının değiştiği saptanmıştır. Bu durumun sonucunda kütle dengelerine bağlı olarak ortamda bulunan diğer türlerin konsantrasyonları ve çıkış toplam amonyak konsantrasyonu değişmektedir.

Şekil 3.3' de 200 mg/l giriş amonyak konsantrasyonu için elde edilmiş faz diyagramı görülmektedir. $MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$ çöktürmesi için üst sınır pH 8.93' tür. Bu pH değeri aynı zamanda en yüksek verimin elde edildiği noktadır; bu noktada toplam çözünmüş amonyak konsantrasyonu 13.24 mg/l ve giderme verimi %93.5 olmaktadır. Optimum pH aralığının ise 8.5-10 olduğu görülmektedir. pH 8.93 - 11.07 arasında $MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$ ve $Mg_3(PO_4)_2 \cdot 22H_2O$, pH 11.07 - 11.3 arasında $MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$, $Mg_3(PO_4)_2 \cdot 22H_2O$ ve $Mg(OH)_2$, pH 11.3-11.65 arasında $MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$ ve $Mg(OH)_2$ çökelmeleri meydana gelmektedir. pH 11.65 değerinden sonra ise $MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$ çözünmektedir.

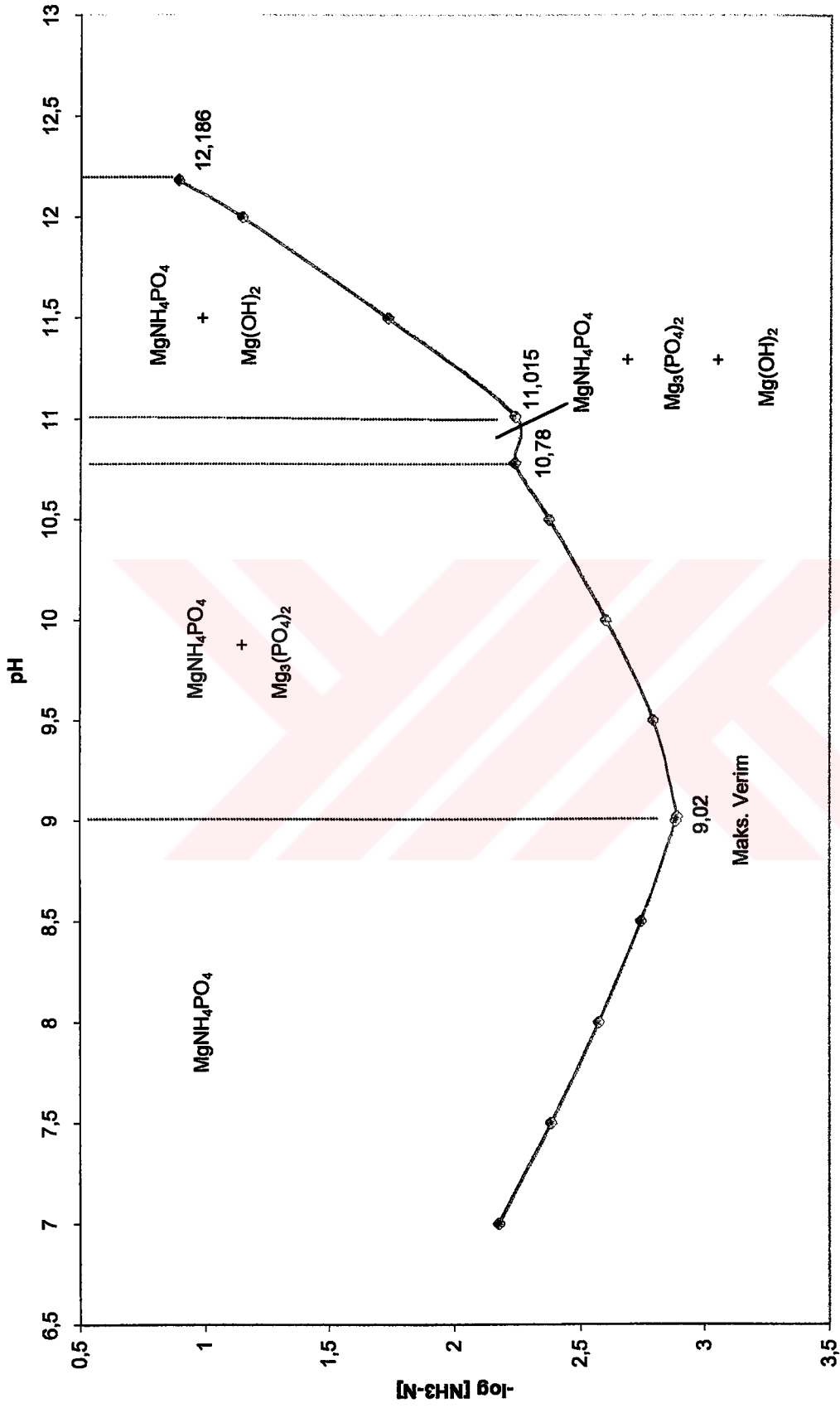
Şekil 3.4' de 1800 mg/l giriş amonyak konsantrasyonu için elde edilmiş faz diyagramı görülmektedir. $MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$ çöktürmesi için üst sınır pH 9.02' dir. Bu pH değeri aynı zamanda en yüksek verimin elde edildiği noktadır; bu noktada toplam çözünmüş amonyak konsantrasyonu 18.10 mg/l ve giderme verimi %99 olmaktadır. pH 9.02-10.78 arasında $MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$ ve $Mg_3(PO_4)_2 \cdot 22H_2O$, pH 10.78-11.015 arasında $MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$, $Mg_3(PO_4)_2 \cdot 22H_2O$ ve $Mg(OH)_2$, pH 11.015-12.186 arasında $MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$ ve $Mg(OH)_2$ çökelmeleri meydana gelmektedir. pH 12.186 değerinden sonra $MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$ çözünmektedir. Optimum pH aralığının 9-9.5 olduğu görülmektedir.

Kompleks türlerin dikkate alındığı durumda, giriş amonyak konsantrasyonlarının arttıkça en yüksek verimin elde edildiği pH değerinin yükseldiği ve çıkış amonyak konsantrasyonunun arttığı görülmektedir. Ayrıca optimum pH aralığı daralmaktadır.

Kompleks türlerin dikkate alındığı durumda, en düşük toplam çözünmüş amonyak konsantrasyonunun elde edildiği noktalar, basit durumdakine göre daha yüksek pH değerlerine karşılık gelmektedir.



Şekil 3.3 Kompleks türlerin dikkate alındığı durum ($C_{\text{T,NH}_3} = 200 \text{ mg/l}$) için amonyak faz diyagramı



Şekil 3.4 Kompleks türlerin dikkate alındığı durum ($C_{\text{T,NH}_3} = 1800 \text{ mg/l}$) için amonyak faz diyagramı

3.3.3 İyonik güç düzeltmesinin yapıldığı durum

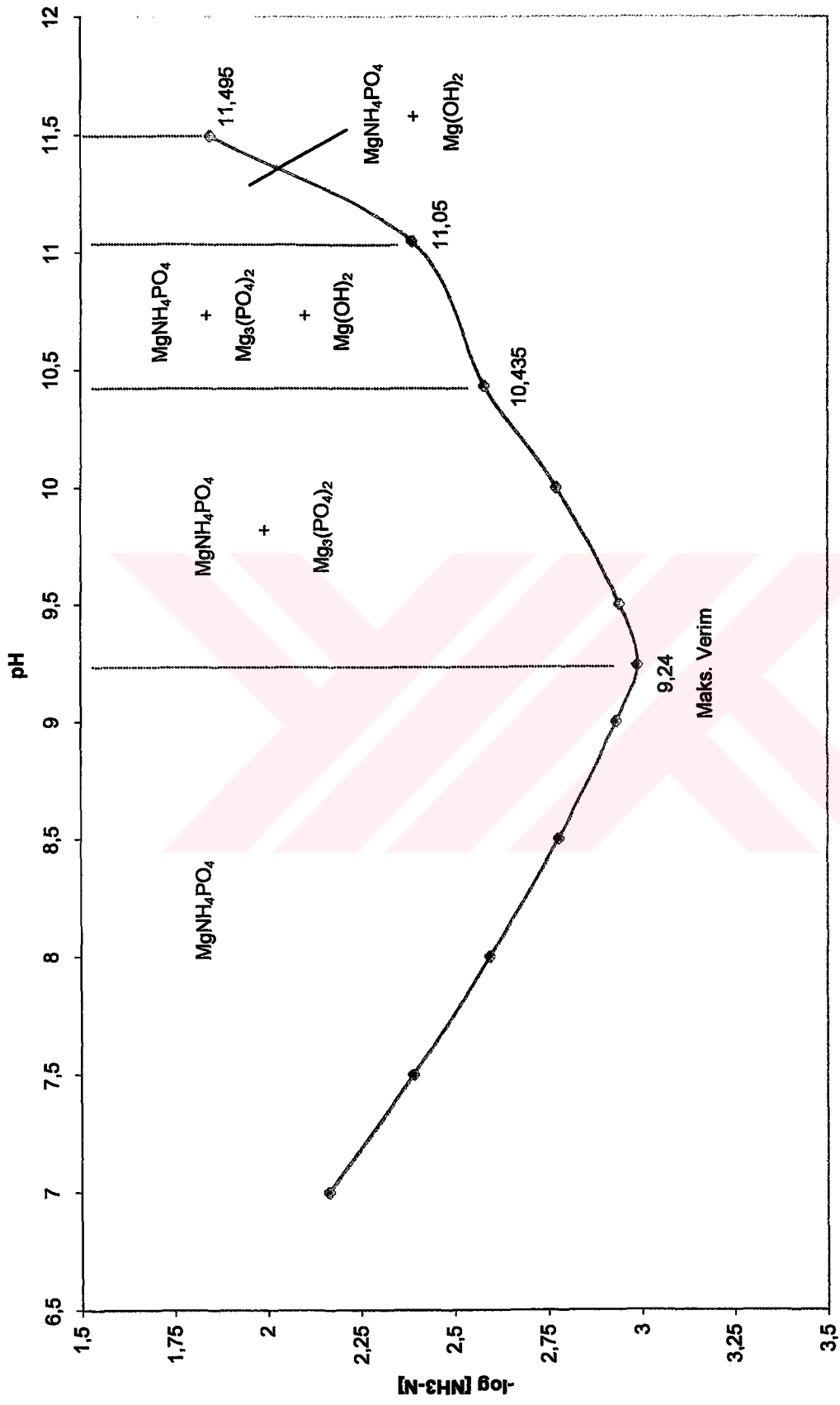
Kompleks türlerle birlikte iyonik gücün de dikkate alındığı durumda da, sadece kompleks türlerin dikkate alındığı durumla aynı nedenden dolayı çıkış amonyak konsantrasyonları giriş amonyak konsantrasyonlarından bağımsız değildir. Bu nedenle çözümlerde kullanılan iki farklı giriş amonyak konsantrasyonu için iki farklı faz diyagramı elde edilmiştir.

Şekil 3.5’ de 200 mg/l giriş amonyak konsantrasyonu için elde edilmiş faz diyagramı görülmektedir. $\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ çöktürmesi için üst sınır pH 9.24’ tür. Bu pH değeri aynı zamanda en yüksek verimin elde edildiği noktadır; bu noktada toplam çözülmüş amonyak konsantrasyonu 14.33 mg/l ve giderme verimi %93 olmaktadır. pH 9.24-10.435 arasında $\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ ve $\text{Mg}_3(\text{PO}_4)_2 \cdot 22\text{H}_2\text{O}$, pH 10.435-11.05 arasında $\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$, $\text{Mg}_3(\text{PO}_4)_2 \cdot 22\text{H}_2\text{O}$ ve $\text{Mg}(\text{OH})_2$, pH 11.05-11.495 arasında $\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ ve $\text{Mg}(\text{OH})_2$ çökmektedir. pH 11.495 değerinden sonra $\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ çözünmektedir. Optimum pH aralığı 8.5-10’dur.

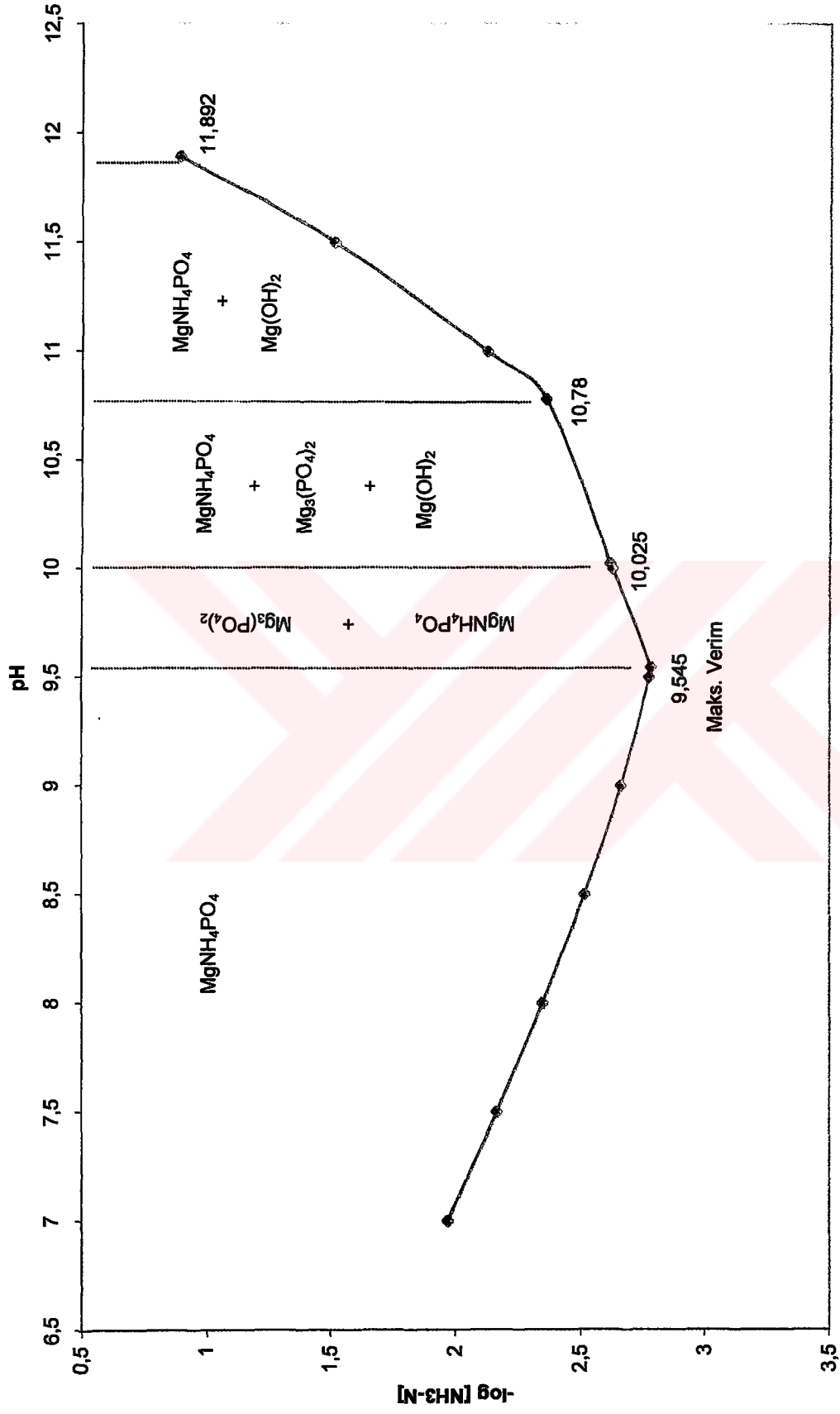
Şekil 3.6’da 1800 mg/l amonyak giriş konsantrasyonu için elde edilmiş faz diyagramı görülmektedir. $\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ çöktürmesi için üst sınır pH 9.545’dir. Bu pH değeri aynı zamanda en yüksek verimin elde edildiği noktadır; bu noktada toplam çözülmüş amonyak konsantrasyonu 23.10 mg/l ve giderme verimi %98.5’dur. pH 9.545-10.025 arasında $\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ ve $\text{Mg}_3(\text{PO}_4)_2 \cdot 22\text{H}_2\text{O}$; pH 10.025-10.78 arasında $\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$, $\text{Mg}_3(\text{PO}_4)_2 \cdot 22\text{H}_2\text{O}$ ve $\text{Mg}(\text{OH})_2$; pH 10.78-11.892 arasında $\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ ve $\text{Mg}(\text{OH})_2$ çökmektedir. pH 11.892 değerinden sonra $\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ çözünmektedir. Optimum pH aralığı yoktur; pH 9.5-9.545 aralığında amonyak konsantrasyonları 23.10-23.51 mg/l değerlerinde kalmaktadır.

İyonik güç düzeltmesinin yapıldığı durumda, giriş amonyak konsantrasyonlarının arttıkça en yüksek verimin elde edildiği pH değerinin yükseldiği ve çıkış amonyak konsantrasyonunun arttığı görülmektedir. Ayrıca optimum pH aralığı daralmaktadır ya da ortadan kalkmaktadır.

İyonik güç düzeltmesinin yapıldığı durumda, en düşük toplam çözülmüş amonyak konsantrasyonunun elde edildiği noktalar, basit ve kompleks türlerinin dikkate alındığı durumdakilere göre daha yüksek pH değerlerine karşılık gelmektedir.



Şekil 3.5 İyonik güç düzeltmesinin yapıldığı durum için ($C_{\text{T},\text{NH}_3} = 200 \text{ mg/l}$) amonyak faz diyagramı



Şekil 3.5 İyonik güç düzeltmesinin yapıldığı durum için ($C_{\text{T,NH}_3} = 1800 \text{ mg/l}$) amonyak faz diyagramı

BÖLÜM 4

DENEYSEL ÇALIŞMA

4.1 Deneysel Çalışmanın Planlanması

4.1.1 Yaklaşım

Bu bölümde, Bölüm 3’ de tanımlanan model ile ilgili yapılan deneysel çalışmalar incelenmiştir. Deneysel çalışmalar iki kategoride yürütülmüştür. İlk kategoride, tanımlanan teorik modelle ilgili oluşturulan sentetik sistemler üzerinde yürütülen deneysel çalışmalar; ikinci kategoride deri endüstrisinden alınan atıksular üzerinde yürütülen deneysel çalışmalar yapılmıştır. Sentetik sistemler üzerinde yapılan deneysel çalışmalar, önerilen ve çözümü yapılan teorik modelin geçerliliğini tahkik etmek amacıyla yapılmıştır. Sentetik numuneler üzerinde yapılan çöktürme deneylerinde giriş amonyak konsantrasyonları, deri endüstrisi atıksularında karşılaşılan konsantrasyon aralığından seçilmiştir. Atıksular üzerinde yapılan deneysel çalışmalarda ise önerilen teorik modelin atıksulardaki geçerliliğinin araştırılması; sistemler üzerinde etkili olan diğer parametrelerin incelenmesi ve bu parametrelerin neden olduğu amonyak giderme verimlerindeki sapmaların belirlenmesi amaçlanmıştır. Bu çerçevede sentetik sistemler ve atıksular üzerinde yapılan deneysel çalışma esasları aşağıda verilmiştir.

4.1.2 Sentetik sistemlerde yürütülen deneysel çalışma

Bu bölümde sisteme magnezyum, amonyum ve fosfattan başka bir madde girişimi olmaması durumunda gerçekleştirilecek magnezyum amonyum fosfat (MAP) çöktürmesi ile elde edilebilecek çıkış toplam amonyak konsantrasyonlarının belirlenmesi amacıyla deneysel çalışmalar yapılmıştır. İlk olarak MAP ve magnezyum fosfatın (MP) hidrat bileşimlerinin ve buna bağlı olarak literatürde verilen çözünürlük çarpımlarının tahkiki amacıyla iki sentetik sistem üzerinde deneyler yürütülmüştür. Çöktürme deneyleri üç farklı amonyak giriş konsantrasyonu için stokiyometrik olarak gerçekleştirilmiştir. Amonyak giriş konsantrasyonları

endüstriyel atıksularda karşılaşılan konsantrasyon değerlerine paralellik sağlayacak şekilde seçilmiştir. Bu bölümde yapılan deneysel çalışmalar ile kompleks türlerin ve iyonik gücün sistem üzerindeki etkilerinin incelenerek teorik hesaplarla karşılaştırılması da yapılmıştır.

Oluşturulan ilk sentetik sistemde $C_{T,NH_3} = 0.3 \text{ M}$ (4200 mg/l), $C_{T,Mg} = 0.1 \text{ M}$, $C_{T,PO_4} = 0.1 \text{ M}$ giriş konsantrasyonları için pH 9.21 değerinde çöktürme yapılmıştır. Bu deneyden elde edilen sonuçlardan ve literatürden yararlanılarak MAP' ın hidrat bileşiminin ve çözünürlük çarpımının tahkiki yapılmıştır.

Oluşturulan ikinci sentetik sistemde $C_{T,Mg} = 0.1 \text{ M}$, $C_{T,PO_4} = 0.1 \text{ M}$ giriş konsantrasyonları için pH 9.96 değerinde MP çöktürmesi yapılmıştır. Bu deneyden elde edilen sonuçlardan ve literatürden yararlanılarak MP' ın hidrat bileşiminin ve çözünürlük çarpımının tahkiki yapılmıştır..

Yapılan bu deneylerden sonra endüstriyel atıksularda karşılaşılan amonyak konsantrasyon aralığına paralel olarak $C_{T,NH_3} = 200 \text{ mg/l}$, $C_{T,NH_3} = 1400 \text{ mg/l}$ ve $C_{T,NH_3} = 1800 \text{ mg/l}$ giriş konsantrasyonları için değişik pH değerlerinde, çöktürme vasıtalarının stokiometrik olarak kullanıldığı çöktürme deneyleri yapılmıştır. Elde edilen sonuçlarla bir önceki bölümde verilen teorik modellerin tahkiki yapılmıştır.

4.1.3 Atıksularda yürütülen deneysel çalışma

Atıksular üzerinde yürütülen deneysel çalışmada, deri endüstrisinden alınan atıksulardan hazırlanan kompozit numuneler üzerinde MAP çöktürmesi deneyleri gerçekleştirilmiştir. MAP çöktürmesi ile elde edilen verimler belirlenmiş; oluşturulan teorik modelin çözümleri ve sentetik sistemler üzerinde yürütülen deneysel çalışma sonuçlarıyla karşılaştırmalar yapılmış, meydana gelen sapmaların nedenleri irdelenmiştir. Atıksuya MAP çöktürmesine girmeden önce uygulanabilecek değişik arıtma yöntemlerinin MAP çöktürmesi üzerine etkileri de incelenmiştir.

Deneysel çalışmanın yapıldığı atıksular, Tuzla Organize Deri Sanayi Bölgesi' ndeki Boduroğlu Deri Fabrikası' dan alınmıştır. Atıksular üzerinde yapılan ilk çöktürme deneyleri fabrikanın kireçlik ve kireç giderme ile sama proseslerinden alınan atıksulardan hazırlanan kompozit numune üzerinde gerçekleştirilmiştir. Kompozit numune hazırlanırken kireçlik prosesi atıksuyu ile kireç giderme ve sama prosesleri atıksuları debileri göz önüne alınarak hacimce 4:2.5 oranında karıştırılmıştır. Kompozit numuneye iki değişik arıtma alternatifi uygulanmıştır. Birinci alternatifte

atıksu önce sülfür oksidasyonuna sokulmuş, bu aşamadan sonra rekarbonasyon uygulanmış ve bu işlemde çıkan atıksuya MAP çöktürmesi uygulanmıştır. İkinci alternatifte sülfür oksidasyonundan çıkan atıksuya doğrudan MAP çöktürmesi uygulanmıştır.

Atıksular üzerinde yapılacak ikinci set deneyler için Boduroğlu Deri Fabrikasının tüm proseslerinden ve yıkamalarından atıksular alınmış ve karakterizasyon yapıp tesisin kirlenme profili çıkarılmıştır. Bu kirlenme profili Tablo 4.1' de verilmiştir. Bu atıksulardan, MAP çöktürmesi uygulanacak kompozit numunelerin seçilebilmesi amacıyla kirlenme profilinden yararlanılarak akım ayrımı alternatifleri düşünülmüştür. Akım ayrımı alternatifleri oluşturulurken proses atıksuları debi, konsantrasyon ve yük bazında değerlendirilmiştir. Elde edilen akım ayrımı alternatifleri aşağıda verilmiştir.

Kompozit I: Kireç giderme + sama

Kompozit II: Kireç giderme + sama + yıkama

Kompozit III: Kireç giderme + sama + yıkama + piklaj + sepileme

Kompozit IV: Kireç giderme + sama + yıkama + piklaj + sepileme + pislik yıkama
+ retanaj + boyama + yağlama

Kompozit V: Kireç giderme + sama + yıkama + piklaj + sepileme + pislik yıkama
+ retanaj + boyama + yağlama + yıkama

Oluşturulan bu kompozitlerin debi, $\text{NH}_3\text{-N}$, TKN, KOI parametreleri bazında değerlendirmesi Tablo 4.2' de verilmiştir. Her bir kompozit için parametrelerin konsantrasyon (mg/l), yük (g/t işlenen deri ve kompozitin toplam atıksuya oranı olarak %) ve debi (m^3/t işlenen deri ve kompozitin toplam atıksuya oranı olarak %) değerleri verilmiştir. Seçim yapılabilmesi için kompozitler amonyak azotu açısından değerlendirilmiş debi, konsantrasyon ve yük bazında optimizasyon yapılmıştır. Bu alternatiflerden Kompozit II ve Kompozit III, MAP çöktürmesi deneylerinin yürütülmesi için seçilmiştir. Kompozit numuneler oluşturulurken atıksular debileri oranında karıştırılmıştır.

Tablo 4.1 Boduroğlu Deri Fabrikası' nın kirlenme profili

Proses	Atıksu m ³ /t*	TKN			NH ₃ -N			Organik Azot			KOİ		
		mg/l	g/t*	%	mg/l	g/t*	%	mg/l	g/t*	%	mg/l	g/t*	%
1. Dolap-Pislik yıkama	1.5	823	1235	4.31	298	447	3.28	525	787	5.25	12398	18597	8.83
Islatma + Kireçlik	1.5	4975	7463	26.06	150	225	1.65	4825	7237	48.23	62560	93840	44.58
Yıkama	2	1213	2426	8.47	68	136	1.00	1145	2290	15.26	12967	25934	12.32
2. Dolap-Yıkama	1.2	650	780	2.72	189	227	1.67	461	553	3.68	7962	9554	4.54
Kireç giderme + Sama	1.5	8120	12180	42.53	6216	9324	68.40	1904	2856	19.03	28069	42103	20.00
Yıkama	1.5	1100	1650	5.76	966	1449	10.63	134	201	1.34	2469	3704	1.76
Pıklaj + Sepileme	0.7	1391	974	3.40	1064	745	5.47	327	229	1.53	5623	3936	1.87
3. Dolap-Ön Y + Ret + Nöt	0.75	500	375	1.31	336	252	1.85	164	123	0.82	2938	2204	1.05
Yıkama	0.75	140	105	0.37	115	86	0.63	25	19	0.13	673	505	0.24
Retanaj+Boyama+Yağlama	0.75	1057	793	2.77	567	425	3.12	490	368	2.45	7806	5854	2.78
Yıkama	1	658	658	2.30	315	315	2.31	343	343	2.29	4273	4273	2.03
TOPLAM	13.15	2178	28639	100	1037	13631	100	1141	15008	100	16008	210504	100

* ton işlenen deri

Tablo 4.2 Boduroğlu Deri Fabrikası atıksuları için akım ayrımı alternatifleri

Parametre	Debi		NH ₃ -N			TKN			KOİ		
	m ³ /t*	%	mg/l	g/t*	%	mg/l	g/t*	%	mg/l	g/t*	%
I.Kompozit	1.5	11.41	6216	9324	68.40	8120	12180	42.53	28069	42103	20.00
II.Kompozit	3	22.81	3591	10773	79.03	4610	13830	48.29	15269	45807	21.76
III.Kompozit	3.7	28.14	3113	11518	84.50	4001	14804	51.69	13444	49743	23.63
IV.Kompozit	5.95	45.25	2082	12390	90.90	2829	16832	58.77	12470	74194	35.25
V.Kompozit	6.95	52.85	1828	12705	93.20	2517	17490	61.07	11290	78467	37.28

* ton işlenen deri

4.2 Deneysel Çalışma Düzeni

4.2.1 Deneylerde Kullanılan Materyal ve Metod

Çöktürme deneyleri sırasında 500 ml.'lik ağzı şilifli şişeler kullanılmıştır. Çözeltilerde homojenliğin sağlanması için başlangıçta hızlı daha sonra yavaş karıştırma yapılmış; karıştırma için manyetik karıştırıcılar kullanılmıştır. pH ölçümlerinde 0.001 duyarlıklı Orion 720 marka pH metre kullanılmıştır.

Sentetik atıksuların hazırlanmasında NH_4Cl , $\text{MgCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$, Na_2HPO_4 ve $\text{NaH}_2\text{PO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$ kullanılmıştır. Sular CO_2 giderimi için kaynatılmıştır. Çöktürme deneyleri sırasında pH ayarlamaları NaOH ve HCl kullanılarak yapılmıştır. Deneylerde kullanılan tüm kimyasal maddeler analitik saflıktadır.

Çöktürme işleminden sonra numunelerin filtrasyon işleminde AP40 Millipore marka filtre kağıdı ve Millipore süzme takımı kullanılmıştır.

Atıksuda gerçekleştirilen sülfür oksidasyonunda katalizör olarak MnSO_4 kullanılmıştır. Mn/SO_4 oranı 0.4'dür. Rekarbonasyon için Na_2CO_3 kullanılmıştır.

Ölçümler sırasında kullanılan bütün deneyler Standart Methods (1989)'a göre yapılmıştır.

4.2.2 Deneylerin yürütülüşü

Sentetik numunelerde uygulanan MAP çöktürmesi işlemlerine çift distile suya kimyasal maddelerin eklenmesiyle başlanmış; hızlı karıştırma işlemi yapılmış; deneyler pH kontrol edilerek yürütülmüş ve karıştırma işlemine düşük hızda devam edilmiştir. pH ayarlaması için NaOH ilaveleri sırasında sistemin dengeye gelmesi için bir saat beklenmiştir.

Sistemlerin dengeye gelmesi için iki gün süre ile beklendikten sonra, analizlere başlamadan en az bir saat önce karıştırma işlemi durdurulmuş ve çökelmenin gerçekleşmesi sağlanmıştır. Çöktürme işlemleri oda sıcaklığında gerçekleştirilmiştir.

Sentetik numunelerde gerçekleştirilen çöktürme işlemleri sonrasında çöken katı faz filtrasyon işlemi ile üstteki süzüntü bölümünden ayrılmış; katı faz kurutularak ağırlığı ölçüldükten sonra 1000 ml. çift distile su içinde tekrar süspanse edilmiştir. Ayrıca çöktürme işleminin gerçekleştirildiği beherin içindeki kalıntı çökeltide çift distile su ile yıkanarak alınmıştır. Bu aşamadan sonra su içinde süspanse edilen katı

faz, süzüntü ve yıkamada gerekli olan ölçümler yapılmıştır. Bu ölçümlerden elde edilen sonuçlarla eklenen maddeler açısından sistemin kütle dengesinin sağlanıp sağlanmadığı kontrol edilmiştir.

Atıksularda tüm ölçümler paralel numunelerde gerçekleştirilmiştir.

4.3 Deney Sonuçları

4.3.1. Sentetik numuneler

Deneysel çalışmada sentetik numuneler üzerinde yürütülen ilk çöktürme işlemi MAP'ın hidrat bileşiminin ve çözünürlük çarpımının tahkiki amacıyla ortama 0.3 M NH_4Cl , 0.1 M MgCl_2 ve 0.1 M NaH_2PO_4 ilave edildiği sistem için gerçekleştirilmiştir. 0.36674 M NaOH ilavesi ile sistemin pH'ı 9.21'e getirilmiştir. Bu sistemde gerçekleştirilen çöktürme işleminin sonuçları Tablo 4.3'de verilmiştir.

Bu sistemde ölçülen katı faz ağırlığı 24.2016 g/l olarak ölçülmüştür. Literatürde MAP için iki değişik hidrat bileşimi ve üç ayrı çözünürlük çarpımı bulunmuştur. Bunlar, $K_{so}(\text{MgNH}_4\text{PO}_4) = 10^{-12.6}$, $K_{so}(\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}) = 10^{-13.15}$ ve $10^{-9.94}$ değerleridir (Stumm ve Morgan,1996; Millero ve Schreiber,1982). Bu çözünürlük çarpımları kullanılarak yapılan teorik çözümlerden ve elde edilen katı faz ağırlığından, sistemin oluşan çökeltinin $\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ ve çözünürlük çarpımının $K_{so} = 10^{-13.15}$ olması durumuna uygun olduğu sonucuna varılmıştır.

Tablo 4.3 Mg / NH_3 / $\text{PO}_4 = 1/3/1$ olan sentetik sistemde çöktürme sonuçları

Parametre	Giriş		Çözünmüş		Çökelen Katı Faz	
	mg/l	M	mg/l	M	mg/l	M
$\text{NH}_3\text{-N}$	4200	0.3	2750	0.1964	1450	0.1036
$\text{PO}_4\text{-P}$	3100	0.1	15.67	5.05×10^{-4}	3047	9.83×10^{-2}
Mg	2400	0.1	40.56	1.69×10^{-3}	2359	9.83×10^{-2}

Oluşturulan ikinci sistemde yapılan çöktürme deneyi ile $\text{Mg}_3(\text{PO}_4)_2$ 'ın hidrat bileşimi ve çözünürlük çarpımının verilen değerlerden hangisi olduğu bulunmuştur. Bu sistemde ortama 0.1 M MgCl_2 ve 0.1 M NaH_2PO_4 eklenmiştir. pH NaOH ilavesi ile 9.96 değerine getirilmiştir. Katı faz ağırlığı 21 g/l olarak ölçülmüştür. Literatürde

çözünürlük çarpımları olarak $K_{so}(Mg_3(PO_4)_2) = 10^{-27.2}$, $K_{so}(Mg_3(PO_4)_2 \cdot 8H_2O) = 10^{-25.20}$, $K_{so}(Mg_3(PO_4)_2 \cdot 22H_2O) = 10^{-23.10}$ değerleri verilmiştir (Stumm ve Morgan,1996). Yapılan teorik hesaplardan ve katı faz ağırlığından sistemin, çöken katı fazın $Mg_3(PO_4)_2 \cdot 22H_2O$ ve çözünürlük çarpımının da $K_{so} = 10^{-23.10}$ olması durumuna uygun olduğu sonucuna varılmıştır.

Yapılan bu çalışmalardan sonra, oluşturulan teorik sistemlerin tahkikinin yapılması amacıyla amonyak giriş konsantrasyonları 200 mg/l, 1400 mg/l ve 1800 mg/l olan sistemler için stokiyometrik çöktürme deneyleri yapılmıştır. Elde edilen sonuçların teorik modellerle (basit, kompleks türlerin dikkate alındığı ve kompleks türler ile birlikte iyonik gücün hesaplara katıldığı yaklaşımlar için) karşılaştırılması yapılmıştır. Elde edilen sonuçlar ve teorik model çözümleri ile karşılaştırılmaları Tablo 4.4’de verilmiştir.

Tablo 4.4 Stokiyometrik sistemlerin deney sonuçları

Giriş NH_3-N , mg/l	pH	DeneySEL Çıkış NH_3-N mg/l	Teorik Çıkış NH_3-N , mg/l		
			Basit	Kompleks türlerin dikkate alın.	Kompleks türler ile birlikte iyonik gücün dikkate alın.
200	8.5	24.8	11.87	17.99	23.38
200	9.3	23.4	12.82	14.63	14.58
200	10	67	21.70	17.72	23.62
1400	7.7	112.4	22.71	46.23	73.64
1800	8.5	195	11.87	25.26	42.73
1800	9.6	96	15.41	24.33	23.79

4.3.2 Atıksu Numuneleri

Atıksu numunelerinde uygulanan ilk set deneyler için Boduroğlu Deri Fabrikası’ nın kireçlik ve kireç giderme-sama proseslerinden atıksular alınmış ve karakterizasyon yapılmıştır. Karakterizasyon sonuçları Tablo 4.5’de verilmiştir. Karakterizasyondan sonra kireçlik ve kireç giderme-sama proseslerinin atıksuları hacimce 4:2.5 oranında karıştırılarak kompozit numune hazırlanmıştır. Deneyler kompozit numune üzerinde yapılmıştır. Kompozit numunenin pH’ı 11.33, sülfür konsantrasyonu 874 mg/l olarak

Tablo 4.5 İlk Set Atıksu Karakterizasyonu

Proses	pH	NH ₃ -N, mg/l	TKN, mg/l	Organik Azot, mg/l	KOİ	Kalsiyum, mg/l	PO ₄ -P,mg/l
Kireçlik	12.30	191	4911	4720	54109	6553	5
Kireçlik(süzüntü)	-	191	4449	4258	43451	-	-
Kireç giderme + sama	9.03	8323	9838	1515	8873	2204	8
Kireç giderme + sama(süz.)	-	8323	9184	861	8145	-	-

ölçülmüştür. Sülfür oksidasyonu için kompozit atıksuya 200 mg/l konsantrasyonunda $MnSO_4$ ilave edilmiş ve üç gün sürdürülen oksidasyon sonunda sülfür konsantrasyonu 100 mg/l değerine düşmüştür. Sülfür oksidasyonundan çıkan kompozit atıksuyun pH'ı 10.13 ve kalsiyum konsantrasyonu 4689 mg/l olarak ölçülmüştür. Rekarbonasyon çıkışında atıksuyun pH'ı 9.16 ve kalsiyum konsantrasyonu 300 mg/l olarak ölçülmüştür.

Birinci arıtma alternatifinde sülfür oksidasyonu ve rekarbonasyondan çıkan atıksuya MAP çöktürmesi uygulanmıştır. Çöktürme için kompozit atıksuya amonyak ile bire bir oranında magnezyum ve amonyak ile kalsiyum toplamı kadar fosfat ilave edilmiştir. NaOH ilavesi ile pH 8'e getirilmiştir. Birinci arıtma alternatifinde elde edilen sonuçlar Tablo 4.6'de verilmiştir.

Tablo 4.6 Atıksuya uygulanan birinci arıtma alternatifi için elde edilen sonuçlar

Parametre	Kompozit	Sülfür Oksidasyonu	Rekarbonasyon	MAP Çöktürmesi
$NH_3-N, mg/l$	3319	1797	1521	96
TKN, mg/l	6806	5880	-	3998
$KOI, mg/l$	36711	29296	-	24338
$PO_4-P, mg/l$	-	-	-	170
Ca, mg/l	-	4689	300	104
Sülfür, mg/l	874	100	-	-
pH	11.33	10.13	9.16	8

İkinci arıtma alternatifinde sülfür oksidasyonundan çıkan atıksuya MAP çöktürmesi uygulanmıştır. Bu alternatifte ilave edilen fosfat açısından üç değişik durum için çöktürme yapılmıştır. Bu üç değişik durum aşağıda verilmiştir.

1. Durum: Amonyakla molar bazda bire bir oranında magnezyum ve bire bir oranında fosfat; bu durumda fosfatın atıksudaki kalsiyumla yapabileceği $Ca_3(PO_4)_2$ katı fazı ihmal edilmiştir.

2. Durum: Amonyakla molar bazda bire bir oranında magnezyum ve amonyak molar konsantrasyonu kadar fosfata ilaveten üç kalsiyum için iki fosfat; bu durumda, oluşabilecek $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$ katı fazı dikkate alınmıştır.

3. Durum: Amonyakla molar bazda bire bir oranında magnezyum ve amonyak ile kalsiyum toplamı kadar fosfat; bu durumda oluşabilecek $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$ katı fazı dikkate alınmış ve bununla birlikte stokiyometrik üstü fosfat ilavesi yapılmıştır.

Bu deney setinde de, pH ayarlaması NaOH ile yapılmış ve pH sırasıyla birinci durum için 7.82, ikinci durum için 8.08, üçüncü durum için 7.96 değerlerine ayarlanmıştır. Birinci ve ikinci durumlarda sisteme polielektrolit ilavesi yapılmış ancak iyi çökelme sağlanamamıştır. Buna karşın üçüncü durumda herhangi bir madde ilavesi yapılmamış ve iyi çökelme sağlanmıştır.

Uygulanan ikinci arıtma alternatifi için elde edilen sonuçlar Tablo 4.7’de verilmiştir.

Tablo 4.7 Atıksuya uygulanan ikinci arıtma alternatifi deney sonuçları

Parametre	Kompozit	Sülfür Oksidasyonu	MAP çöktürmesi		
			1.Durum	2.Durum	3.Durum
$\text{NH}_3\text{-N,mg/l}$	3319	1797	312	244	150
TKN, mg/l	6806	5880	2631	2400	2423
KOİ, mg/l	36711	29296	13047	16225	19043
$\text{PO}_4\text{-P,mg/l}$	-	-	16	58	194
Ca, mg/l	-	4689	1383	341	210
Sülfür,mg/l	874	100	-	-	-
pH	11.33	10.13	7.82	8.08	7.96

Yapılan bu çalışmalardan sonra Boduroğlu Deri Fabrikası’nın tüm proseslerinden ve yıkamalarından atıksu alınmış ve tesisin kirlenme profili çıkarılmıştır. Çıkarılan kirlenme profili Tablo 4.1’de verilmiştir. Kirlenme profiline göre, yürütülecek deneysel çalışmalar için seçilecek kompozit numunelere karar verebilmek amacıyla akım ayırımı alternatifleri oluşturulmuştur. Akım ayırımı alternatifleri Tablo 4.2’de verilmiştir. Yürütülecek deneyler için Kompozit II (kireç giderme + sama + yıkama)

ve Kompozit III (kireç giderme + sama + yıkama + piklaj + sepileme) alternatifleri seçilmiştir.

Kirlenme profilinin çıkarılmasından sonra oluşturulacak kompozitler için Boduroğlu Deri Fabrikası'ndan yeni bir numune daha alınmıştır. Bu numunelerin karakterizasyonu Tablo 4.8'de verilmiştir.

Tablo 4.8 Atıksu karakterizasyonu

Parametre	Kireç giderme ve Sama	Yıkama	Piklaj ve Sepileme
NH ₃ -N, mg/l	5600	980	1232
TKN, mg/l	6720	1050	1456
pH	9.53	9.29	2.87

Tablo 4.8'de verilen atıksu karakterizasyonu yapıldıktan sonra Kompozit II ve Kompozit III numuneleri oluşturulmuş ve çöktürme deneyleri yapılmıştır.

Kompozit II üzerinde yapılan deneylerin bir bölümünde giriş amonyak konsantrasyonunda yapılan ölçüm hatası nedeniyle ilave edilen magnezyum ve fosfat stokiyometrik altı kalmıştır. Gerçek amonyak giriş konsantrasyonu 3570 mg/l iken 3290 mg/l değeri esas alınarak madde ilavesi yapılmıştır. Stokiyometrik altı kalan sistemlerden elde edilen deney sonuçları Tablo 4.9'da verilmiştir.

Tablo 4.9 Kompozit II için stokiyometrik altı çöktürme deneyleri sonuçları

Parametre		Giriş Kompozit	Stok.(altı) pH 6.49	Stok.(altı) pH 6.87	Stok.(altı) pH 8.48	Stok.(altı) pH 8.58	Stok.(altı) pH 9.30	Ca kadar PO ₄ fazlası pH 8.45
NH ₃ -N	mg/l	3290*	727	596	649	621	655	724
	%E	-	78	82	80	81	80	78
TKN	mg/l	4068	1070	928	961	961	975	1039
	%E	-	74	77	76	76	76	74
Org. Azot	mg/l	778	343	332	312	340	320	315
	%E	-	56	57	60	56	59	60
KOİ	mg/l	5151	4589	5713**	4870	5058	5058	4870
	%E	-	11	-	5	2	2	5

* Deney ölçüm hatası. Gerçek değer 3570 mg/l'dir.

**Deney ölçüm hatası

Giriş amonyak konsantrasyonu 3570 mg/l alınarak yapılan stokiyometrik çöktürme deneyinin sonuçları Tablo 4.10'da verilmiştir.

Tablo 4.10 Kompozit II için stokiyometrik çöktürme deneyinin sonuçları

Parametre		Kompozit Giriş	Stokiyometrik, pH 7.75
NH ₃ -N	mg/l	3570	404
	%E	-	89

Kompozit III numunesinin hazırlanması için kireç giderme, sama, yıkama, piklaj ve sepileme atıksuları birleştirildiğinde anyonik polielektrolit ilavesi ve sadece karıştırma işlemi ile krom çökmesi oluşmuştur. Krom çökmesinden sonra atıksuyun krom konsantrasyonu 75 mg/l olarak ölçülmüştür. Bu çökme oluştuktan sonra üst faz ayrılarak MAP çöktürmesi uygulanmıştır. Bu çökme deneyinin sonuçları Tablo 4.11'de verilmiştir.

Tablo 4.11 Kompozit III üzerinde yürütülen deneyin sonuçları

Parametre		Kompozit III Giriş	Stokiyometrik pH 8
NH ₃ -N	mg/l	3389	239
	%E	-	93
PO ₄ -P	mg/l	7599	43.5
	%E	-	99.43
KOİ	mg/l	4892	5538*
	%E	-	-
Krom	mg/l	75	0.5
	%E	-	99.5

*Deney ölçüm hatası

4.4. Deney Sonuçlarının Değerlendirilmesi

4.4.1. Sentetik numuneler

200 mg/l giriş amonyak konsantrasyonu için stokiyometrik dozlamalar ile yürütülen çöktürme deneylerinde pH 8.5, 9.3 ve 10 değerlerinde çalışılmıştır. pH 8.5, 9.3 ve 10 değerinde amonyak çıkış konsantrasyonları sırasıyla 24.8 mg/l, 23.4 mg/l ve 67 mg/l

olarak ölçülmüştür. Bu değerler Tablo 4.4’de verilen teorik model sonuçlarıyla karşılaştırıldığında, kompleks türlerin dikkate alınmadığı ve iyonik güç düzeltilmesinin hesaba katılmadığı basit yaklaşımın nümerik çözüm sonuçları deneysel sonuçlarla diğer çözüm yaklaşımları kadar iyi uyum sağlamamaktadır. Diğer iki yaklaşım ile yapılan teorik çözümlerin ise bu sonuçlarla uyumlu olduğu söylenebilir. Bu giriş konsantrasyonunda iyonik güç, verilen pH değerlerinde 0.045-0.048 M aralığında kalmaktadır.

1400 mg/l giriş amonyak konsantrasyonu için pH 7.7’ de yapılan MAP çöktürmesi deneyinde amonyak çıkış konsantrasyonu 112.4 mg/l olarak ölçülmüştür. Elde edilen bu sonuçla en iyi uyumu yine kompleks türlerle birlikte iyonik gücün hesaplara katıldığı yaklaşımın sağladığı görülmektedir. Bu giriş konsantrasyonu ve pH değeri için iyonik güç 0.3128 M olarak hesaplanmıştır. 1800 mg/l giriş amonyak konsantrasyonu için pH 8.5 ve 9.6 değerlerinde yapılan MAP çöktürmesi deneylerinde amonyak çıkış konsantrasyonları sırasıyla 195 mg/l ve 96 mg/l olmuştur. Kompleks türlerle birlikte iyonik gücün hesaplara katıldığı çözüm yaklaşımında dahi bu değerlerle uyum sağlanamamaktadır. 1800 mg/l giriş konsantrasyonunda iyonik güç pH’a bağlı olarak 0.39 M gibi yüksek bir değere ulaşmaktadır.

Bu deneysel çalışma sonuçlarından görüldüğü gibi düşük giriş amonyak konsantrasyonlarında ve iyonik güçlerde kompleks türlerin dikkate alındığı ve iyonik güç düzeltilmesinin yapıldığı çözüm yaklaşımları deney sonuçlarıyla daha iyi uyum sağlamaktadır. Ancak amonyak giriş konsantrasyonu ve dolayısıyla iyonik güç arttıkça deney sonuçlarıyla en iyi uyumu sağlayan kompleks türlerle birlikte iyonik gücün hesaba katıldığı çözüm yaklaşımında dahi önemli derecelerde sapmalar olmaktadır. Sadece kompleks türlerin dikkate alındığı çözüm yaklaşımı ile hesaplanan nümerik çözüm sonuçları da deneysel sonuçların oldukça uzağında kalmaktadır. Bu durumda, sistemin en sağlıklı değerlendirilmesinin kompleks türlerle birlikte iyonik gücün hesaplara katıldığı son yaklaşımla yapılabildiği ancak iyonik güç hesaplarında kullanılan Millero ve Schreiber (1982)’in Ortalama Tuz Metodu’nun deneysel çalışma sonuçları ile tam uyum sağlamadığı sonucuna varılmıştır.

4.4.2 Atıksu numuneleri

Atıksuya uygulanan birinci arıtma alternatifinde, ilk proses olarak sülfür oksidasyonu gerçekleştirilmiştir. Bu proses ile sülfür gideriminin yanısıra amonyak konsantrasyonu da 3319 mg/l'den 1797 mg/l'ye düşürülmüş, %46'lık giderme verimi elde edilmiştir. Sülfür oksidasyonundan çıkan atıksuya rekarbonasyon uygulanmıştır. Rekarbonasyon ile kalsiyum gideriminin yanısıra amonyak konsantrasyonu 1797 mg/l'den 1521 mg/l'ye düşürülmüş, %15.5'luk amonyak giderme verimi elde edilmiştir. Rekarbonasyondan çıkan ve 1521 mg/l amonyak içeren atıksuda pH 8'de stokiyometrik dozlar ile yürütülen MAP çöktürmesi ile çıkış amonyak konsantrasyonu 96 mg/l değerine indirilmiş ve %93.5'luk giderme verimi elde edilmiştir. Burada uygulanan MAP çöktürmesi ile elde edilen bu değer, sentetik numunelerde 1400 mg/l amonyak giriş konsantrasyonu için pH 7.7'de gerçekleştirilen MAP çöktürmesi ile elde edilen 112.4 mg/l çıkış konsantrasyon değeriyle uyumludur. Tablo 4.6'de görüldüğü gibi MAP çöktürmesi ile kalsiyum konsantrasyonu da 300 mg/l' den 104 mg/l'ye düşmektedir. Bu durum kalsiyumun MAP çöktürmesine girişim yaptığını ve ortamda MAP ile birlikte kalsiyumlu türlerin de çökeldiğini göstermektedir. MAP çöktürmesinden sonra atıksuda 170 mg/l fosfat konsantrasyonu ölçülmüştür. Bu arıtma alternatifi ile diğer parametrelerde olan değişimler Tablo 4.6'de verilmiştir.

İkinci arıtma alternatifinde atıksuya sülfür oksidasyonundan sonra MAP çöktürmesi uygulanmıştır. MAP çöktürmesi ilave edilen maddeler açısından üç farklı durumda uygulanmıştır. Atıksudaki kalsiyumun dikkate alınmadığı birinci durumda amonyak molar konsantrasyonu kadar magnezyum ve fosfat eklenmiş; çöktürme pH 7.82'de gerçekleştirilmiştir. Bu durumda amonyak konsantrasyonu 312 mg/l'ye düşürülmüş; %82.5'lük giderme verimi elde edilmiştir. Atıksudaki kalsiyuma bağlı olarak ortamda $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$ oluşacağı varsayıldığı ikinci durumda atıksuya bir önceki durumdaki stokiyometrik hale ilaveten kalsiyum molar konsantrasyonunun 2/3'ü kadar fosfat eklenmiştir; çöktürme pH 8.08'de gerçekleştirilmiştir. Bu durumda amonyak konsantrasyonu 244 mg/l'ye düşürülmüş; %86.5'lik giderme verimi elde edilmiştir. Üçüncü durumda ortamda $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$ oluşumunun hesaplara katılmasının yanısıra stokiyometrik üstü fosfat uygulaması amacıyla atıksuya amonyak molar konsantrasyonu kadar magnezyum ve amonyak ile kalsiyum molar konsantrasyonlarının toplamı kadar fosfat ilave edilmiş; çöktürme pH 7.96'da

gerçekleştirilmiştir. Bu durumda amonyak konsantrasyonu 150 mg/l'ye düşürülmüş ve %91.5'lik giderme verimi elde edilmiştir. Bu üç durumdan görüldüğü gibi sisteme ilave edilen fosfat miktarı arttıkça amonyak giderme verimi yükselmektedir. Ayrıca ilk iki durumda iyi çökelme sağlanamamasının bu sonuçlarda etkisi olduğu düşünülmektedir. Üç durumda da önemli miktarlarda kalsiyum giderimi sağlandığı noktasından hareketle kalsiyumun çözünürlüğü az olan bir fosfat tuzu halinde çöktüğü sonucuna varılmıştır. Bu durum da yine kalsiyumun MAP çöktürmesine girişim yaptığını göstermektedir. İkinci alternatifte uygulanan MAP çöktürmeleri ile sentetik numunelerde uygulanan MAP çöktürmeleri karşılaştırılırsa (Tablo 4.4 ve Tablo 4.7) amonyak çıkış konsantrasyonlarının özellikle üçüncü durum için tam uyum sağladığı görülmektedir. Birinci ve ikinci durumlardaki sonuçlar da aynı mertebededir. Aradaki fark kalsiyumun MAP üzerine etkisi ve atıksuyun iyonik gücünün sentetik numunelere göre yüksek olmasıyla açıklanabilmektedir. Tablo 4.7'de MAP çöktürmesi ile TKN'de %55-60'lık, KOİ'de %35-55 arasında giderim sağlandığı görülmektedir.

Kompozit II numunesi üzerinde pH 7.75'te yürütülen stokiyometrik çöktürme deneyinde 3570 mg/l giriş amonyak konsantrasyonu, 404 mg/l'ye düşürülmüş ve %89'luk giderme verimi elde edilmiştir. Sistemin giriş kalsiyum konsantrasyonu 570 mg/l'dir. Bu çöktürme deneyi, ikinci alternatif birinci durumda yapılan deney ile karşılaştırılırsa iyonik gücün giriş konsantrasyonuna bağlı olarak daha büyük olmasına rağmen elde edilen verimin daha yüksek olduğu görülmektedir. Bu durum iki deney arasında giriş kalsiyum konsantrasyonlarının farklı olmasına bağlanabilir. Kompozit II numunesinde kalsiyum konsantrasyonu 570 mg/l diğer çöktürme deneyindeki kompozitde ise 4689 mg/l'dir. Kompozit II numunesinde yürütülen çöktürme deneyi ile sentetik numunelerde gerçekleştirilen deneyleri karşılaştırılmasında, sentetik sistemlerde bu amonyak giriş konsantrasyonuna yakın çözüm yapılmamış olduğundan, sistemin mertebe olarak sentetik numunelerle uyum gösterdiği söylenebilir.

Kompozit II numunesinde yürütülen ve stokiyometrik altı dozlamalar ile gerçekleştirilen deneylerde ise pH 6.49 ile 9.30 arasında çalışılmış ve sırasıyla 596-727 mg/l arasında çıkış konsantrasyonlarına inilmiş; %79.5-83.5 arasında verim elde edilmiştir. Bu deneylerde elde edilen verimlerin düşük kalmasına magnezyum ve fosfatın stokiyometrik altı dozlarda ilave edilmesi yol açmıştır.

Kompozit III numunesinde pH 8’de stokiyometrik dozaj ile yürütülen çöktürme deneyinde amonyak konsantrasyonu 3389 mg/l’den 239 mg/l’ye indirilmiş; %93’lk giderme verimi elde edilmiştir. Bu deneyde elde edilen verimin Kompozit II ve ikinci arıtma alternatifi birinci durumda uygulanan MAP ktrmelerinden daha yüksek oluşu atıksuyun karakterinden kaynaklanabileceği sonucuna varılmıştır. Bu numunede uygulanan MAP ktrmesi ile krom konsantrasyonu da 75 mg/l’den 0.5 mg/l’ye indirilmiştir.



BÖLÜM 5

SONUÇLAR VE DEĞERLENDİRİLMESİ

Amonyak içeren atıksuların arıtımı, artan çevre bilinci ve endüstriyel atıksuların deşarjında giderek daha sıkı standartlar getirilmesinden dolayı gün geçtikçe önem kazanan bir konudur. Bu tip atıksuların arıtımında ileri atıksu arıtma yöntemleri kullanılmakla birlikte bunların işletiminde çeşitli güçlüklerle karşılaşılmasından dolayı kimyasal çöktürme ile amonyak giderimi araştırılması gereken bir yöntem olarak ortaya çıkmaktadır. Bu çalışmada, bugüne kadar çok fazla uygulanmamış bu konu teorik ve uygulama esasları açısından ele alınıp tanımlanmıştır. Bu amaçla yapılan çalışmalar ve elde edilen sonuçlar aşağıda özetlenmiştir.

1. MAP çöktürmesi oldukça karmaşık bir sistemdir. Birden fazla katı faz pH'a ve giriş konsantrasyonlarına bağlı olarak birlikte veya tek başına çökebilmektedir. Değişik çökme aralıklarının madde giriş konsantrasyonlarına ve pH'a göre tanımlanması gerekmektedir. Çöktürmede amonyak çıkış konsantrasyonlarının düşük seviyelerde kaldığı (~10-20 mg/l) optimum pH aralığının belirlenmesi gereklidir.

2 Kompleks türlerinin MAP çöktürmesi üzerinde önemli etkisi vardır. Kompleks türlerinin oluşması ile en yüksek verimin elde edildiği pH değeri yükselmekte; optimum pH aralığı daralmakta ve çıkış amonyak konsantrasyonları artmaktadır. Bu nedenlerden dolayı MAP çöktürmesi değerlendirilirken kompleks türlerin hesaba katılması gerekmektedir.

3. Yüksek giriş amonyak konsantrasyonlarında (1800 mg/l) iyonik güç 0.4 M gibi yüksek düzeylere çıkmaktadır. İyonik güç arttığı için, çöktürme veriminde belirgin bir azalma meydana gelmektedir. Bu nedenle sistemin değerlendirilmesinde iyonik güç düzeltilmesinin dikkate alınması mutlaka gereklidir.

4. MAP çöktürmesi ile amonyak giderimi için kurulan teorik modelin nümerik çözümleri, üç değişik yaklaşım ile yapılmıştır. İlk yaklaşımda MAP çöktürmesine etki eden kompleks türlerin ve iyonik gücün hesaplara katılmadığı basit durum tanımlanmıştır. İkinci yaklaşımda kompleks türlerinin dikkate alındığı durum,

üçüncü yaklaşımda ise kompleks türlerle birlikte iyonik gücün hesaplara katıldığı durum tanımlanmıştır. İyonik güç düzeltmeleri için Millero ve Sshreiber (1982)'in Ortalama Tuz Yöntemi kullanılmıştır. Teorik hesaplarda kullanılan amonyak giriş konsantrasyonları endüstriyel atıksularda karşılaşılan konsantrasyon aralığına paralellik sağlayacak şekilde seçilmiştir (200 mg/l ve 1800 mg/l). Teorik model çözümlerinde elde edilen sonuçlar aşağıda verilmiştir.

- Çöktürme sırasında pH ve giriş konsantrasyonlarına bağlı olarak çeşitli katı faz türleri oluşmaktadır. Bu katı fazlar $MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$, $Mg_3(PO_4)_2 \cdot 22H_2O$ ve $Mg(OH)_2$ olup; bunlar çöktürme koşullarına bağlı olarak birlikte veya tek başına oluşabilmektedir.

- Yapılan teorik çözümler sonucu, basit durumda çıkış amonyak konsantrasyonlarının giriş amonyak konsantrasyonlarından bağımsız olduğu belirlenmiştir. $MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$ 'ın tek başına çöktüğü aralığın üst sınırı pH 8.5'dur. pH 8.5-11.199 arasında $MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$ ile birlikte $Mg_3(PO_4)_2 \cdot 22H_2O$ katı fazı da çökmektedir. pH 11.199-11.428 arasında $MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$, $Mg_3(PO_4)_2 \cdot 22H_2O$ ve $Mg(OH)_2$ çökmeleri olmaktadır. 200 mg/l giriş amonyak konsantrasyonu için pH 11.428-11.8 arasında $MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$ ve $Mg(OH)_2$ çökmeleri olmakta, pH 11.8 değerinden sonra $MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$ çözünmektedir. 1800 mg/l giriş amonyak konsantrasyonu için pH 11.428-12.59 arasında $MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$ ve $Mg(OH)_2$ çökmeleri olmakta, pH 12.59 değerinden sonra $MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$ çözünmektedir.

En yüksek verim pH 8.81' de elde edilmektedir; bu pH değerinde ortamda bulunan toplam çözünmüş amonyak konsantrasyonu 11.44 mg/l ve amonyak giderme verimleri $C_{T,NH_3} = 200$ mg/l olduğu sistemde % 94.5, $C_{T,NH_3} = 1800$ mg/l olduğu sistemde % 99.5 olmaktadır. Optimum pH aralığının ise amonyak çıkış veriminin 10-20 mg/l civarında kaldığı 8-10 olduğu görülmektedir.

- Kompleks türlerin dikkate alındığı durumda, yapılan teorik çözümler sonucunda çıkış amonyak konsantrasyonlarının giriş amonyak konsantrasyonlarından bağımsız olmadığı belirlenmiştir. Bu nedenle çözümlerde kullanılan iki farklı giriş amonyak konsantrasyonu için iki ayrı çözüm yapılmıştır.

200 mg/l giriş amonyak konsantrasyonunda, $MgNH_4PO_4$ 'ın tek başına çökmesi için üst sınır pH değeri 8.93' tür. Bu pH değeri aynı zamanda en yüksek verimin elde edildiği noktadır; bu noktada toplam çözünmüş amonyak konsantrasyonu 13.24 mg/l

ve giderme verimi %93.5 olmaktadır. pH 8.93-11.07 arasında $\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ ve $\text{Mg}_3(\text{PO}_4)_2 \cdot 22\text{H}_2\text{O}$, pH 11.07-11.3 arasında $\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$, $\text{Mg}_3(\text{PO}_4)_2 \cdot 22\text{H}_2\text{O}$ ve $\text{Mg}(\text{OH})_2$, pH 11.3-11.65 arasında $\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ ve $\text{Mg}(\text{OH})_2$ çökmeleri meydana gelmektedir. pH 11.65 değerinden sonra ise $\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ çözünmektedir. Optimum pH aralığı 8.5-10'dur.

1800 mg/l giriş amonyak konsantrasyonunda, $\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 'ın tek başına çöktüğü aralığın üst sınırı pH 9.02' dir. Bu pH değeri aynı zamanda en yüksek verimin elde edildiği noktadır; bu noktada toplam çözünmüş amonyak konsantrasyonu 18.10 mg/l ve giderme verimi %99 olmaktadır. pH 9.02-10.78 arasında $\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ ve $\text{Mg}_3(\text{PO}_4)_2 \cdot 22\text{H}_2\text{O}$, pH 10.78-11.015 arasında $\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$, $\text{Mg}_3(\text{PO}_4)_2 \cdot 22\text{H}_2\text{O}$ ve $\text{Mg}(\text{OH})_2$, pH 11.015-12.186 arasında $\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ ve $\text{Mg}(\text{OH})_2$ çökmeleri meydana gelmektedir. pH 12.186 değerinden sonra $\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ çözünmektedir. Optimum pH aralığı 9-9.5'dur.

Kompleks türlerin dikkate alındığı durumda en düşük toplam çözünmüş amonyak konsantrasyonunun elde edildiği noktalar, basit durumdakine göre daha yüksek pH değerlerine karşılık gelmektedir. Giriş amonyak konsantrasyonu arttıkça en yüksek verimin elde edildiği pH değeri ve çıkış amonyak konsantrasyonu artmaktadır. 200 mg/l giriş amonyak konsantrasyonu için yapılan çözümde çıkış amonyak konsantrasyonu basit yaklaşımdakine göre %15.7, 1800 mg/l için yapılan çözümde ise %58.2 artmıştır.

- İyonik güç düzeltilmesinin yapıldığı durumda, çıkış amonyak konsantrasyonlarının giriş amonyak konsantrasyonundan bağımsız olmadığı belirlenmiştir. Bu nedenle çözümlerde kullanılan iki farklı giriş amonyak konsantrasyonu için iki farklı çözüm yapılmıştır.

200 mg/l giriş amonyak konsantrasyonunda $\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 'ın çöktüğü aralığın üst sınırı pH 9.24' tür. Bu pH değeri aynı zamanda en yüksek verimin elde edildiği noktadır; bu noktada toplam çözünmüş amonyak konsantrasyonu 14.33 mg/l ve giderme verimi %93 olmaktadır. pH 9.24-10.435 arasında $\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ ve $\text{Mg}_3(\text{PO}_4)_2 \cdot 22\text{H}_2\text{O}$; pH 10.435-11.05 arasında $\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$, $\text{Mg}_3(\text{PO}_4)_2 \cdot 22\text{H}_2\text{O}$ ve $\text{Mg}(\text{OH})_2$; pH 11.05-11.495 arasında $\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ ve $\text{Mg}(\text{OH})_2$ çökmektedir. pH 11.495 değerinden sonra $\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ çözünmektedir. Optimum pH aralığı 8.5-10'dur.

1800 mg/l amonyak giriş konsantrasyonunda $\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 'ın çöktüğü aralığın üst sınırı pH 9.545'dir. Bu pH değeri aynı zamanda en yüksek verimin elde edildiği noktadır; bu noktada toplam çözünmüş amonyak konsantrasyonu 23.10 mg/l ve giderme verimi %98.5'dur. pH 9.545-10.025 arasında $\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ ve $\text{Mg}_3(\text{PO}_4)_2 \cdot 22\text{H}_2\text{O}$; pH 10.025-10.78 arasında $\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$, $\text{Mg}_3(\text{PO}_4)_2 \cdot 22\text{H}_2\text{O}$ ve $\text{Mg}(\text{OH})_2$; pH 10.78-11.892 arasında $\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ ve $\text{Mg}(\text{OH})_2$ çökmektedir. pH 11.892 değerinden sonra $\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ çözünmektedir. Optimum pH aralığı çok küçüktür; pH 9.5-9.545 aralığında amonyak konsantrasyonları 23.10-23.51 mg/l değerlerinde kalmaktadır.

İyonik güç düzeltilmesinin yapıldığı durumda en düşük toplam çözünmüş amonyak konsantrasyonunun elde edildiği noktalar, basit yaklaşımdakine göre daha yüksek pH değerlerine karşılık gelmektedir. Giriş amonyak konsantrasyonu arttıkça en yüksek verimin elde edildiği pH değeri ve çıkış amonyak konsantrasyonu artmaktadır. 200 mg/l giriş amonyak konsantrasyonu için yapılan çözümde çıkış amonyak konsantrasyonu basit durumdakine göre %25.3, 1800 mg/l için yapılan çözümde ise %101.9 artmıştır.

5. Sentetik numuneler üzerinde yürütülen deneysel çalışmalar teorik bölümde anlatılan üç yaklaşım için değerlendirildiğinde elde edilen sonuçlar aşağıda verilmiştir. Deneysel olarak elde edilen sonuçlar basit yaklaşım sonuçlarıyla uyumlu değildir. Düşük giriş amonyak konsantrasyonlarında ve iyonik güçlerde kompleks türlerin dikkate alındığı ve kompleks türler ile birlikte iyonik gücün hesaplara katıldığı yaklaşımlar deney sonuçlarıyla daha iyi uyum sağlamaktadır. Ancak amonyak giriş konsantrasyonu ve dolayısıyla iyonik güç arttıkça deney sonuçlarıyla en iyi uyumu sağlayan kompleks türlerin ve iyonik gücün hesaba katıldığı yaklaşımda dahi önemli derecelerde sapmalar olmaktadır. Sadece kompleks türlerin dikkate alındığı yaklaşım da deneysel sonuçlardan sapma göstermektedir. Bu durumda, bu çalışmada iyonik güç hesaplarında kullanılan Millero ve Schreiber (1982)'in Ortalama Tuz Metodu'nun deneysel çalışma sonuçları ile tam uyum sağlamadığı sonucuna varılmıştır. Ancak bununla birlikte deneysel çalışma sonuçlarıyla en iyi uyumu kompleks türler ile birlikte iyonik gücün hesaplara katıldığı yaklaşım sağlamıştır. İyonik gücün çok etkili olmadığı düşük giriş amonyak konsantrasyonlarında (Ör:200 mg/l) bu model kullanılabilir görünmektedir Ancak

yüksek giriş amonyak konsantrasyonlarında iyonik gücün etkisi artmakta ve modelde sapmalar oluşmaktadır.

Atıksu numunelerinde yürütülen deneylerde, kendi içlerinde ve sentetik numunelerle uyumlu sonuçlar elde edilmiştir. Atıksuda sisteme girişim yapan maddelerin mevcudiyeti tespit edilmiştir. Özellikle yüksek konsantrasyonda kalsiyum içeren numunelerde arıtma veriminin düşük olduğu görülmüştür. Kalsiyum MAP çöktürmesine girişim yapmakta ve ortamda kalsiyumlu katı faz türleri de çökmektedir. MAP çöktürmesinden önce atıksudaki kalsiyumun giderilmesi amonyak giderme verimini arttırmaktadır. Atıksuda bulunan kalsiyumu dikkate alarak ilave edilen fosfat dozu ayarlandığında da verim arttırılabilmektedir. 1797 mg/l giriş amonyak konsantrasyonu için atıksuya üç farklı dozda fosfat ilave edilmiş ve artan fosfat dozları ile sırasıyla 312 mg/l, 244 mg/l ve 150 mg/l çıkış amonyak konsantrasyonları elde edilmiştir. Bu deneyler ayrıntılı olarak Bölüm 4.3.2 ve Tablo 4.7'de verilmiştir. Deri endüstrisi atıksularında kireç giderme-sama ve piklaj-sepileme prosesleri atıksularının karıştırılmasıyla elde edilen kompozit numunede yürütülen deneylerde hem krom çökmesi oluşarak krom giderimi sağlanmış hem de MAP çöktürmesinde yüksek amonyak giderme verimleri elde edilmiştir. Bu kompozit numune üzerinde yürütülen deneysel çalışmada krom çökmesi sonucu çıkış krom konsantrasyonu 75 mg/l'ye indirilmiştir. Krom çöktürmesinden çıkan kompozit numunede MAP çöktürmesi gerçekleştirilmesi ile de çıkış krom konsantrasyonu 0.5 mg/l'ye düşürülmüştür. Amonyak konsantrasyonu da 3389 mg/l'den 239 mg/l'ye indirilmiş ve %93'lük giderme verimi elde edilmiştir. Dolayısıyla MAP çöktürmesi için bu atıksuların karıştırılması iyi bir arıtma alternatifi olarak ortaya çıkmaktadır. Deri endüstrisi atıksularında kireç giderme-sama prosesleri ve yıkamalarıyla oluşturulan kompozit numunede stokiyometrik dozaj ile yürütülen çöktürme deneyinde ise amonyak konsantrasyonu 3570 mg/l'den 404 mg/l'ye indirilmiş ve %88.5'lük giderme verimi elde edilmiştir.

MAP'ın deneysel çalışma sırasında kolay çöktüğü ve polielektrolit ilavesinin çöktürme karakteri üzerine etkisi olmadığı belirlenmiştir.

6. Bu konuda bundan sonra yapılması tavsiye edilen çalışmalar,

- İyonik güç düzeltilmesi için kullanılan aktivite katsayısı bağıntılarının daha duyarlı sonuçlar verecek şekilde geliştirilmesi;

- Sisteme girişim yapabilecek kalsiyum ve alkalinite gibi parametrelerin hesaplara katılarak yeni teorik modellerin geliştirilmesi ve bu maddeler için MAP çöktürmesi öncesinde ya da sırasında önlemlerin araştırılması;
- MAP çöktürmesi çıkışında atıksuda bulunan fosfat konsantrasyonunun en aza indirilebilmesi için çalışmaların yapılması;
- MAP çöktürmesinin, uygulanacağı atıksularda bulunan diğer parametreler üzerindeki etkilerinin daha ayrıntılı olarak incelenmesi;
- MAP çöktürmesinde uygulamaya yönelik diğer hususların belirlenmesi;

olarak özetlenmiştir.



KAYNAKLAR

- Adams, C.E., Ford, D.L., Eckenfelder, W.W., 1981. Development of design and operational criteria for wastewater treatment, Enviropress Publ. Inc., Boston USA.
- APHA, 1989. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 17th ed., American Public Health Association, Washington D.C.
- Artan, R., 1984. Deri endüstrisi, endüstriyel atıksuların kontrol ve kısıtlama esasları, İTÜ Çevre ve Şehircilik UYG-AR Merkezi, Aralık.
- Bailey, J.E., Ollis, D.F., 1977. Biochemical Engineering Fundamentals, McGraw Hill Publ.
- Bienkiewicz, K., 1983. Physical Chemistry of Leather Making, Robert E. Krieger Publ. Co., Florida, USA.
- Çalışma Grubu, 1996. Deri sanayiinde kimyasal madde kullanımı ve çevre, İstanbul Kazlıçeşme Organize Deri Sanayicileri Derneği, Deri Sanayiinde Üretim ve Arıtma Teknolojileri Çalışma Grubu, İTÜ 5. Endüstriyel Kirlenme Kontrolü Sempozyumu, Deri Sanayii Atıksuları Paneli, 23- 25 Ekim, İstanbul.
- Hakimoğlu, İ., 1990. Deri Kimyası, Dericilik Araştırma Enstitüsü Yayınları, No.7, Pendik, İstanbul.
- Heidemann, E., 1993. Fundamentals of Leather Manufacturing, Eduard Roether KG Publ. Darmstadt.
- Highberger, J.H., 1978. Chemistry and Technology of Leather, Ed. F. Oflaherty, Kriger Publ. Co., Florida, USA.
- Kaul, S.N., Mukherjee, P.K., Sihorwala, T.A., Kulkarni, H., Nandy, T., 1993. Performance of full scale wastewater treatment facility for finished leather industry, *J. Environ. Sci. Health*, A28(6), 1277-1286.
- Kışlalıoğlu, M., Berkes, F., 1990. Ekoloji ve Çevre Bilimleri, Remzi Kitabevi, Ankara.
- Metcalf and Eddy, 1991. Wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse, McGraw Hill, Inc.
- Millero, F.J., Schreiber D.R., 1982. Use of the ion pairing model to estimate activity coefficients of the ionic components of natural waters, *American Journal of Science*, 282, 1508-1540.

- Orhon, D., Artan, N., 1994. Modelling of Activated Sludge Systems, Technomic Publ. Co. Inc., Lancaster Basel.
- Sawyer, C.N., McCarty, P.L., Parkin, G.F., 1994. Chemistry for Environmental Engineering, McGraw-Hill International Editions, Civil Engineering Series.
- Schulze-Rettmer, R., 1991. The simultaneous chemical precipitation of ammonium and phosphate in the form of magnesium-ammonium-phosphate, *Wat. Sci. and Tech.*, **23**, Kyoto, 659-667.
- Sillen, L.G., Martell, A.E., 1964. Stability Constants of Metal-ion Complexes, The Chemical Society, Special Publication No:17, London, UK.
- Snøeyink, V.L., Jenkins, B., 1980. Water Chemistry, J. Willy and Sons.
- Söhnle, O., Garside, J., 1992. Precipitation, Basic Principles and Industrial Applications, Butterworth-Heinemann Ltd., Oxford, U.K.
- Stumm W., Morgan, J.J., 1996. Aquatic Chemistry, Willey-Interscience Publ.
- Toptaş, A., 1993. Deri Teknolojisi, Sade Ofset Matbaacılık, İstanbul.
- Tünay, O., Kabdaşlı, I., Orhon, D., Ateş, E., 1995. Characterization and pollution profile of leather tanning industry in Turkey, *Wat. Sci. and Tech.*, **32**(12), 121-128.
- Tünay, O., Kabdaşlı, I., 1996. Fiziksel Kimya, İTÜ İnşaat Fakültesi Matbaası.
- Yakalı, T., Dikmelik, Y., 1994. Deri Teknolojisi-Yaş İşlemler, Sepici Şirketler Topluluğu, Kültür Hizmeti: 2.
- Zdybiewska, M.W., Kula, B., 1991. Removal of ammonia nitrogen by the precipitation method on the example of some selected wastewaters, *Wat. Sci. and Tech.*, **24**, 229-234.

EK A



Tablo A.1 Basit durumda ($C_{T,NH3} = 200 \text{ mg/l}$) tek katı fazlı ($MgNH_4PO_4$) çökme tür konsantrasyonları

Giriş $C_{T,NH3}$	M	1.4285714286×10 ⁻²				
	mg/l	200				
		7	7.5	8	8.50	
pH	-					
P(MgNH ₄ PO ₄)	M	1.0832638562×10 ⁻²	1.231591077×10 ⁻²	1.3041058998×10 ⁻²	1.3437713438×10 ⁻²	
NH ₃	M	1.7220069903×10 ⁻⁵	3.0732209138×10 ⁻⁵	5.9403315677×10 ⁻⁵	1.1601235751×10 ⁻⁴	
NH ₄ ⁺	M	3.4358556538×10 ⁻³	1.9390713068×10 ⁻³	1.1852519715×10 ⁻³	7.3198849024×10 ⁻⁴	
Mg ²⁺	M	3.4530757237×10 ⁻³	1.9698035159×10 ⁻³	1.2446552872×10 ⁻³	8.4800084776×10 ⁻⁴	
PO ₄ ³⁻	M	5.9670405292×10 ⁻⁹	1.8534604007×10 ⁻⁸	4.798883703×10 ⁻⁸	1.1405109553×10 ⁻⁷	
HPO ₄ ²⁻	M	1.3358539768×10 ⁻³	1.3121494772×10 ⁻³	1.0743362388×10 ⁻³	8.0741992284×10 ⁻⁴	
H ₂ PO ₄ ⁻	M	2.1171858739×10 ⁻³	6.5763256658×10 ⁻⁴	1.7027081912×10 ⁻⁴	4.046685575×10 ⁻⁵	
H ₃ PO ₄	M	2.9906045358×10 ⁻⁸	2.9375367716×10 ⁻⁹	2.4051392476×10 ⁻¹⁰	1.807588049×10 ⁻¹¹	
Na ⁺	M	3.7304047484×10 ⁻²	4.0260736248×10 ⁻²	4.1502657574×10 ⁻²	4.2087960641×10 ⁻²	
Cl ⁻	M	4.2857142857×10 ⁻²	4.2857142857×10 ⁻²	4.2857142857×10 ⁻²	4.2857142857×10 ⁻²	
H ⁺	M	1×10 ⁻⁷	3.1622776602×10 ⁻⁸	1×10 ⁻⁸	3.1622776602×10 ⁻⁹	
OH ⁻	M	1×10 ⁻⁷	3.1622776602×10 ⁻⁷	1×10 ⁻⁶	3.1622776602×10 ⁻⁶	
Çıkış $C_{T,NH3}$	M	3.453075723×10 ⁻³	1.969803515×10 ⁻³	1.244655287×10 ⁻³	8.480008477×10 ⁻⁴	
	mg/l	48.34	27.58	17.43	11.87	

Tablo A.2 Basit durumda ($C_{T,NH3} = 200 \text{ mg/l}$) iki katı fazlı ($MgNH_4PO_4$, $Mg_3(PO_4)_2$) çökme tür konsantrasyonları

Giriş $C_{T,NH3}$	M	$1.4285714286 \times 10^{-2}$									
		200									
pH	-	8.81	9	9.5	10	10.5	11	11.199			
$P_1(MgNH_4PO_4)$	M	$1.346871052 \times 10^{-2}$	$1.3455215413 \times 10^{-2}$	$1.3259491875 \times 10^{-2}$	$1.2735636975 \times 10^{-2}$	$1.1699317873 \times 10^{-2}$	$9.7683712356 \times 10^{-3}$	$8.5974302506 \times 10^{-3}$			
$P_2(Mg_3(PO_4)_2)$	M	$7.1046763461 \times 10^{-5}$	$1.1514148546 \times 10^{-4}$	$2.5880644459 \times 10^{-4}$	$4.8157151041 \times 10^{-4}$	$8.4968343278 \times 10^{-4}$	$1.5016554379 \times 10^{-3}$	$1.8934403798 \times 10^{-3}$			
NH_3	M	$1.9974199399 \times 10^{-4}$	$2.7727083169 \times 10^{-4}$	$6.2921474572 \times 10^{-4}$	$1.2922412784 \times 10^{-3}$	$2.4328913468 \times 10^{-3}$	$4.4289734127 \times 10^{-3}$	$5.6174021085 \times 10^{-3}$			
NH_4^+	M	$6.1726177171 \times 10^{-4}$	$5.5322804152 \times 10^{-4}$	$3.9700766507 \times 10^{-4}$	$2.5783603246 \times 10^{-4}$	$1.5350506636 \times 10^{-4}$	$8.8369637443 \times 10^{-5}$	$7.0881926534 \times 10^{-5}$			
Mg^{2+}	M	$6.0386347532 \times 10^{-4}$	$4.8507441683 \times 10^{-4}$	$2.4980307703 \times 10^{-4}$	$1.0536277962 \times 10^{-4}$	$3.7346114762 \times 10^{-5}$	$1.2376736542 \times 10^{-5}$	$7.9628956746 \times 10^{-6}$			
PO_4^{3-}	M	$1.8992925156 \times 10^{-7}$	$2.6380768609 \times 10^{-7}$	$7.1384401811 \times 10^{-7}$	$2.6059685544 \times 10^{-6}$	$1.234900194 \times 10^{-5}$	$6.4727790183 \times 10^{-5}$	$1.2542770075 \times 10^{-4}$			
HPO_4^{2-}	M	$6.5855470494 \times 10^{-4}$	$5.9059184336 \times 10^{-4}$	$5.0536286333 \times 10^{-4}$	$5.8340368893 \times 10^{-4}$	$8.7424238648 \times 10^{-4}$	$1.4490747214 \times 10^{-3}$	$1.7757975856 \times 10^{-3}$			
$H_2PO_4^-$	M	$1.6165601057 \times 10^{-5}$	$9.3602499207 \times 10^{-6}$	$2.5328141545 \times 10^{-6}$	$9.2463253504 \times 10^{-7}$	$4.381591232 \times 10^{-7}$	$2.2966286612 \times 10^{-7}$	$1.779891221 \times 10^{-7}$			
H_3PO_4	M	$3.536648162 \times 10^{-12}$	$1.322170444 \times 10^{-12}$	$1.1313665248 \times 10^{-13}$	$1.3060781707 \times 10^{-14}$	$1.9571849108 \times 10^{-15}$	$3.2440742101 \times 10^{-16}$	$1.5899865889 \times 10^{-16}$			
Na^+	M	$4.2372453927 \times 10^{-2}$	$4.2535100342 \times 10^{-2}$	$4.3007551571 \times 10^{-2}$	$4.3664131081 \times 10^{-2}$	$4.4731143234 \times 10^{-2}$	$4.6836582213 \times 10^{-2}$	$4.8279639435 \times 10^{-2}$			
Cl^-	M	$4.2857142857 \times 10^{-2}$	$4.2857142857 \times 10^{-2}$	$4.2857142857 \times 10^{-2}$	$4.2857142857 \times 10^{-2}$	$4.2857142857 \times 10^{-2}$	$4.2857142857 \times 10^{-2}$	$4.2857142857 \times 10^{-2}$			
H^+	M	$1.5488166189 \times 10^{-9}$	1×10^{-9}	$3.1622776602 \times 10^{-10}$	1×10^{-10}	$3.1622776602 \times 10^{-11}$	1×10^{-11}	$6.3241185138 \times 10^{-12}$			
OH^-	M	$6.4565422903 \times 10^{-6}$	1×10^{-5}	$3.1622776602 \times 10^{-5}$	1×10^{-4}	$3.1622776602 \times 10^{-4}$	1×10^{-3}	$1.5812480393 \times 10^{-3}$			
Çıkış $C_{T,NH3}$	M	$8.170037656 \times 10^{-4}$	$8.304988731 \times 10^{-4}$	$1.026222411 \times 10^{-3}$	$1.55007731 \times 10^{-3}$	$2.586396412 \times 10^{-3}$	$4.517343049 \times 10^{-3}$	$5.688284035 \times 10^{-3}$			
	mg/l	11.44	11.63	14.37	21.70	36.21	63.24	79.64			

Tablo A.3 Basit durumda ($C_{T,NH_3} = 200$ mg/l) iki katı fazlı ($MgNH_4PO_4$, $Mg(OH)_2$)
çökme tür konsantrasyonları

Giriş C_{T,NH_3}	M	$1.42857142857143 \times 10^{-2}$		
	mg/l	200		
pH	-	11.428	11.5	11.8
$P_1(MgNH_4PO_4)$	M	$8.6080664368 \times 10^{-3}$	$7.5238500353 \times 10^{-3}$	$9.7164883532 \times 10^{-6}$
$P_2(Mg(OH)_2)$	M	$5.6748681356 \times 10^{-3}$	$6.7598689881 \times 10^{-3}$	$1.4275496610 \times 10^{-2}$
NH_3	M	$5.6356771592 \times 10^{-3}$	$6.7194672781 \times 10^{-3}$	$1.4230995438 \times 10^{-2}$
NH_4^+	M	$4.1970689750 \times 10^{-5}$	$4.2396972301 \times 10^{-5}$	$4.5002358957 \times 10^{-5}$
Mg^{2+}	M	$2.7797132678 \times 10^{-6}$	$1.995262315 \times 10^{-6}$	$5.0118723363 \times 10^{-7}$
PO_4^{3-}	M	$6.0681162681 \times 10^{-4}$	$8.368837914 \times 10^{-4}$	$3.1388077811 \times 10^{-3}$
HPO_4^{2-}	M	$5.0705362686 \times 10^{-3}$	$5.9246835214 \times 10^{-3}$	$1.113691027 \times 10^{-2}$
$H_2PO_4^-$	M	$2.9995347212 \times 10^{-7}$	$2.9693757442 \times 10^{-7}$	$2.7974653795 \times 10^{-7}$
H_3PO_4	M	$1.581444275 \times 10^{-16}$	$1.326371424 \times 10^{-16}$	$6.262744880 \times 10^{-17}$
Na^+	M	$5.7450588433 \times 10^{-2}$	$6.0333348372 \times 10^{-2}$	$8.0811235196 \times 10^{-2}$
Cl^-	M	$4.2857142857 \times 10^{-2}$	$4.2857142857 \times 10^{-2}$	$4.2857142857 \times 10^{-2}$
H^+	M	$3.732501578 \times 10^{-12}$	$3.162277660 \times 10^{-12}$	$1.584893192 \times 10^{-12}$
OH^-	M	$2.6791683248 \times 10^{-3}$	$3.1622776602 \times 10^{-3}$	$6.3095734448 \times 10^{-3}$
Çıkış C_{T,NH_3}	M	$5.677647849 \times 10^{-3}$	$6.76186425 \times 10^{-3}$	$1.427599779 \times 10^{-2}$
	mg/l	79.49	94.67	199.86

Tablo A.4 Basit durumda ($C_{T,NH3} = 1800 \text{ mg/l}$) tek katı fazlı ($MgNH_4PO_4$) çökme tür konsantrasyonları

Giriş $C_{T,NH3}$	M	0.12857142857				
		1800				
pH	-	7	7.5	8	8.5	
P($MgNH_4PO_4$)	M	0.12511835285	0.12660162506	0.12732677328	0.12772342772	
NH_3	M	$1.7220069903 \times 10^{-5}$	$3.0732209138 \times 10^{-5}$	$5.9403315677 \times 10^{-5}$	$1.1601235751 \times 10^{-4}$	
NH_4^+	M	$3.4358556538 \times 10^{-3}$	$1.9390713068 \times 10^{-3}$	$1.1852519715 \times 10^{-3}$	$7.3198849024 \times 10^{-4}$	
Mg^{2+}	M	$3.4530757237 \times 10^{-3}$	$1.9698035159 \times 10^{-3}$	$1.2446552872 \times 10^{-3}$	$8.4800084776 \times 10^{-4}$	
PO_4^{3-}	M	$5.9670405292 \times 10^{-9}$	$1.8534604007 \times 10^{-8}$	$4.798883703 \times 10^{-8}$	$1.1405109553 \times 10^{-7}$	
HPO_4^{2-}	M	$1.3358539768 \times 10^{-3}$	$1.3121494772 \times 10^{-3}$	$1.0743362388 \times 10^{-3}$	$8.0741992284 \times 10^{-4}$	
$H_2PO_4^-$	M	$2.1171858739 \times 10^{-3}$	$6.5763256658 \times 10^{-4}$	$1.7027081912 \times 10^{-4}$	$4.046685575 \times 10^{-5}$	
H_3PO_4	M	$2.9906045358 \times 10^{-8}$	$2.9375367716 \times 10^{-9}$	$2.4051392476 \times 10^{-10}$	$1.807588049 \times 10^{-11}$	
Na^+	M	0.38016119034	0.38311787911	0.38435980043	0.3849451035	
Cl^-	M	0.38571428571	0.38571428571	0.38571428571	0.38571428571	
H^+	M	1×10^{-7}	$3.1622776602 \times 10^{-8}$	1×10^{-8}	$3.1622776602 \times 10^{-9}$	
OH^-	M	1×10^{-7}	$3.1622776602 \times 10^{-7}$	1×10^{-6}	$3.1622776602 \times 10^{-6}$	
Çıkış $C_{T,NH3}$	M	$3.453075723 \times 10^{-3}$	$1.969803515 \times 10^{-3}$	$1.244655287 \times 10^{-3}$	$8.480008477 \times 10^{-4}$	
	mg/l	48.34	27.58	17.43	11.87	

Tablo A.5 Basit durumda ($C_{T,NH3} = 1800 \text{ mg/l}$) iki katı fazlı ($MgNH_4PO_4$, $Mg_3(PO_4)_2$) çökme tür konsantrasyonları

Giriş $C_{T,NH3}$	M	0.12857142857									
		1800									
pH	-	8.81	9	9.5	10	10.5	11	11.99			
$P_i(MgNH_4PO_4)$	M	0.12775442481	0.12774092970	0.12754520616	0.12702135126	0.12598503216	0.12405408552	0.12288314454			
$P_2(Mg_3(PO_4)_2)$	M	7.1046763461 $\times 10^{-5}$	1.1514148546 $\times 10^{-4}$	2.5880644459 $\times 10^{-4}$	4.8157151041 $\times 10^{-4}$	8.4968343278 $\times 10^{-4}$	1.5016554379 $\times 10^{-3}$	1.8934403798 $\times 10^{-3}$			
NH_3	M	1.9974199399 $\times 10^{-4}$	2.7727083169 $\times 10^{-4}$	6.2921474572 $\times 10^{-4}$	1.2922412784 $\times 10^{-3}$	2.4328913468 $\times 10^{-3}$	4.4289734127 $\times 10^{-3}$	5.6174021085 $\times 10^{-3}$			
NH_4^+	M	6.1726177171 $\times 10^{-4}$	5.5322804152 $\times 10^{-4}$	3.9700766507 $\times 10^{-4}$	2.5783603246 $\times 10^{-4}$	1.5350506636 $\times 10^{-4}$	8.8369637443 $\times 10^{-5}$	7.0881926534 $\times 10^{-5}$			
Mg^{2+}	M	6.0386347532 $\times 10^{-4}$	4.8507441683 $\times 10^{-4}$	2.4980307703 $\times 10^{-4}$	1.0536277962 $\times 10^{-4}$	3.7346114762 $\times 10^{-5}$	1.2376736542 $\times 10^{-5}$	7.9628956746 $\times 10^{-6}$			
PO_4^{3-}	M	1.8992925156 $\times 10^{-7}$	2.6380768609 $\times 10^{-7}$	7.1384401811 $\times 10^{-7}$	2.6059685544 $\times 10^{-6}$	1.234900194 $\times 10^{-5}$	6.4727790183 $\times 10^{-5}$	1.2542770075 $\times 10^{-4}$			
HPO_4^{2-}	M	6.5855470494 $\times 10^{-4}$	5.9059184336 $\times 10^{-4}$	5.0536286333 $\times 10^{-4}$	5.8340368893 $\times 10^{-4}$	8.7424238648 $\times 10^{-4}$	1.4490747214 $\times 10^{-3}$	1.7757975856 $\times 10^{-3}$			
$H_2PO_4^-$	M	1.6165601057 $\times 10^{-5}$	9.3602499207 $\times 10^{-6}$	2.5328141545 $\times 10^{-6}$	9.2463253504 $\times 10^{-7}$	4.381591232 $\times 10^{-7}$	2.2966286612 $\times 10^{-7}$	1.779891221 $\times 10^{-7}$			
H_3PO_4	M	3.536648162 $\times 10^{-12}$	1.322170444 $\times 10^{-12}$	1.1313665248 $\times 10^{-13}$	1.3060781707 $\times 10^{-14}$	1.9571849108 $\times 10^{-15}$	3.2440742101 $\times 10^{-16}$	1.5899865889 $\times 10^{-16}$			
Na^+	M	0.38522959678	0.38539224320	0.38586469443	0.38652127394	0.38758828609	0.38969372507	0.39113678229			
Cl^-	M	0.38571428571	0.38571428571	0.38571428571	0.38571428571	0.38571428571	0.38571428571	0.38571428571			
H^+	M	1.5488166189 $\times 10^{-9}$	1 $\times 10^{-9}$	3.1622776602 $\times 10^{-10}$	1 $\times 10^{-10}$	3.1622776602 $\times 10^{-11}$	1 $\times 10^{-11}$	6.3241185138 $\times 10^{-12}$			
OH^-	M	6.4565422903 $\times 10^{-6}$	1 $\times 10^{-5}$	3.1622776602 $\times 10^{-5}$	1 $\times 10^{-4}$	3.1622776602 $\times 10^{-4}$	1 $\times 10^{-3}$	1.5812480393 $\times 10^{-3}$			
Çıkış $C_{T,NH3}$	M	8.170037656 $\times 10^{-4}$	8.304988731 $\times 10^{-4}$	1.026222411 $\times 10^{-3}$	1.55007731 $\times 10^{-3}$	2.586396412 $\times 10^{-3}$	4.517343049 $\times 10^{-3}$	5.688284035 $\times 10^{-3}$			
	mg/L	11.44	11.63	14.37	21.70	36.21	63.24	79.64			

Tablo A.6 Basit durumda ($C_{T,NH3} = 1800 \text{ mg/l}$) iki katı fazlı ($MgNH_4PO_4$, $Mg(OH)_2$) çökme tür konsantrasyonları

Giriş $C_{T,NH3}$	M	0.12857142857				
	mg/l	1800				
pH	-	11.428	11.5	12	12.5	12.59
$P_1(MgNH_4PO_4)$	M	0.12289378072	0.12180956432	0.10454871900	$3.0537939686 \times 10^{-2}$	$9.8215354325 \times 10^{-5}$
$P_2(Mg(OH)_2)$	M	$5.6748681356 \times 10^{-3}$	$6.7598689881 \times 10^{-3}$	$2.4022510049 \times 10^{-2}$	$9.8033468932 \times 10^{-2}$	0.12847320003
NH_3	M	$5.6356771592 \times 10^{-3}$	$6.7194672781 \times 10^{-3}$	$2.3974873414 \times 10^{-2}$	$9.7971672938 \times 10^{-2}$	0.12840735804
NH_4^+	M	$4.1970689750 \times 10^{-5}$	$4.2396972301 \times 10^{-5}$	$4.7836161429 \times 10^{-5}$	$6.1815946592 \times 10^{-5}$	$6.5855175360 \times 10^{-5}$
Mg^{2+}	M	$2.7797132678 \times 10^{-6}$	$1.995262315 \times 10^{-6}$	$1.9952623150 \times 10^{-7}$	$1.9952623150 \times 10^{-8}$	$1.3182567386 \times 10^{-8}$
PO_4^{3-}	M	$6.0681162681 \times 10^{-4}$	$8.368837914 \times 10^{-4}$	$7.4172629792 \times 10^{-3}$	$5.7398358967 \times 10^{-2}$	$8.1547394481 \times 10^{-2}$
HPO_4^{2-}	M	$5.0705362686 \times 10^{-3}$	$5.9246835214 \times 10^{-3}$	$1.6605183422 \times 10^{-2}$	$4.0634926261 \times 10^{-2}$	$4.6925627570 \times 10^{-2}$
$H_2PO_4^-$	M	$2.9995347212 \times 10^{-7}$	$2.9693757442 \times 10^{-7}$	$2.6317442165 \times 10^{-7}$	$2.0365706281 \times 10^{-7}$	$1.9116575196 \times 10^{-7}$
H_3PO_4	M	$1.581444275 \times 10^{-16}$	$1.326371424 \times 10^{-16}$	$3.7174375136 \times 10^{-17}$	$9.0970268385 \times 10^{-18}$	$6.9408089359 \times 10^{-18}$
Na^+	M	0.40030773129	0.40319049123	0.45112846945	0.67074033954	0.76304654842
Cl^-	M	0.38571428571	0.38571428571	0.38571428571	0.38571428571	0.38571428571
H^+	M	$3.732501578 \times 10^{-12}$	$3.162277660 \times 10^{-12}$	1×10^{-12}	$3.1622776602 \times 10^{-13}$	$2.5703957828 \times 10^{-13}$
OH^-	M	$2.6791683248 \times 10^{-3}$	$3.1622776602 \times 10^{-3}$	1×10^{-2}	$3.1622776602 \times 10^{-2}$	$3.8904514499 \times 10^{-2}$
Çıkış $C_{T,NH3}$	M	$5.677647849 \times 10^{-3}$	$6.76186425 \times 10^{-3}$	$2.402270957 \times 10^{-2}$	$9.803348888 \times 10^{-2}$	0.1284732132
	mg/l	79.49	94.67	336.32	1372.47	1798.62

Tablo A.7 Kompleks türlerin dikkate alındığı durumda ($C_{T,NH_3} = 200 \text{ mg/l}$) tek katı fazlı ($MgNH_4PO_4$) çökme tür konsantrasyonları

Giriş C_{T,NH_3}	M	1.42857142857143×10 ⁻²					
	mg/l	200					
pH	-	7	7.5	8	8.5	8.93	
$P(MgNH_4PO_4)$	M	8.721095722×10 ⁻³	1.105318582×10 ⁻²	1.230455971×10 ⁻²	1.300046505×10 ⁻²	1.333984666×10 ⁻²	
NH_3	M	2.775007799×10 ⁻⁵	5.043281731×10 ⁻⁵	9.455401175×10 ⁻⁵	1.758309492×10 ⁻⁴	2.828357987×10 ⁻⁴	
NH_4^+	M	5.536868486×10 ⁻³	3.182095649×10 ⁻³	1.886600564×10 ⁻³	1.109418288×10 ⁻³	6.630318292×10 ⁻⁴	
Mg^{2+}	M	2.999768063×10 ⁻³	1.824950109×10 ⁻³	1.229244306×10 ⁻³	8.775229531×10 ⁻⁴	6.866910741×10 ⁻⁴	
PO_4^{3-}	M	4.262340246×10 ⁻⁹	1.219090015×10 ⁻⁸	3.052683890×10 ⁻⁸	7.271871473×10 ⁻⁸	1.654906289×10 ⁻⁷	
HPO_4^{2-}	M	9.542191209×10 ⁻⁴	8.630496370×10 ⁻⁴	6.834107955×10 ⁻⁴	5.148090754×10 ⁻⁴	4.089820242×10 ⁻⁴	
$H_2PO_4^-$	M	1.512335389×10 ⁻³	4.325494600×10 ⁻⁴	1.083133117×10 ⁻⁴	2.580157363×10 ⁻⁵	7.615601666×10 ⁻⁶	
H_3PO_4	M	2.136230517×10 ⁻⁸	1.932127466×10 ⁻⁹	1.529966194×10 ⁻¹⁰	1.152513959×10 ⁻¹¹	1.263875282×10 ⁻¹²	
Na^+	M	3.526273926×10 ⁻²	3.871265146×10 ⁻²	4.042780103×10 ⁻²	4.139239704×10 ⁻²	4.193220391×10 ⁻²	
$MgPO_4^-$	M	8.067440888×10 ⁻⁷	1.403740306×10 ⁻⁶	2.367663833×10 ⁻⁶	4.026286541×10 ⁻⁶	6.736985654×10 ⁻⁶	
$MgHPO_4^0$	M	2.551148810×10 ⁻³	1.403740306×10 ⁻³	7.487210445×10 ⁻⁴	4.026286541×10 ⁻⁴	2.503027508×10 ⁻⁴	
$MgH_2PO_4^+$	M	1.278603214×10 ⁻⁵	2.224778456×10 ⁻⁶	3.752494291×10 ⁻⁷	6.381234130×10 ⁻⁸	1.473891867×10 ⁻⁸	
$MgOH^+$	M	1.089149953×10 ⁻⁷	2.095323076×10 ⁻⁷	4.463116315×10 ⁻⁷	1.007531157×10 ⁻⁶	2.122078290×10 ⁻⁶	
$NaPO_4^{2-}$	M	5.958924105×10 ⁻⁹	1.871080122×10 ⁻⁸	4.892892203×10 ⁻⁸	1.193357220×10 ⁻⁷	2.584970568×10 ⁻⁷	
$NaHPO_4^-$	M	5.332908849×10 ⁻⁴	5.295277103×10 ⁻⁴	4.378869016×10 ⁻⁴	3.377277693×10 ⁻⁴	2.718015376×10 ⁻⁴	
Cl^-	M	4.285714285×10 ⁻²	4.285714285×10 ⁻²	4.285714285×10 ⁻²	4.285714285×10 ⁻²	4.285714285×10 ⁻²	
H^+	M	1×10 ⁻⁷	3.162277660×10 ⁻⁸	1×10 ⁻⁸	3.162277660×10 ⁻⁹	1.174897555×10 ⁻⁹	
OH^-	M	1×10 ⁻⁷	3.162277660×10 ⁻⁷	1×10 ⁻⁶	3.162277660×10 ⁻⁶	8.511380382×10 ⁻⁶	
Çıkış C_{T,NH_3}	M	5.564618563×10 ⁻³	3.232528466×10 ⁻³	1.981154575×10 ⁻³	1.285249237×10 ⁻³	9.458676279×10 ⁻⁴	
	mg/l	77.90	45.26	27.74	17.99	13.24	

Tablo A.8 Kompleks türlerin dikkate alındığı durumda ($C_{T,NH3} = 200 \text{ mg/l}$) iki katı fazlı ($MgNH_4PO_4$, $Mg_3(PO_4)_2$) çökme tür

konsantrasyonları

Giriş $C_{T,NH3}$	M mg/l	1.42857142857143×10 ⁻²									
		200									
pH	-	9	9.5	10	10.5	11	11.07				
$P_1(MgNH_4PO_4)$	M	1.333584435×10 ⁻²	1.311477895×10 ⁻²	1.251365459×10 ⁻²	1.131713524×10 ⁻²	9.053530486×10 ⁻³	8.602612081×10 ⁻³				
$P_2(Mg_3(PO_4)_2)$	M	2.757224726×10 ⁻⁵	2.445030018×10 ⁻⁴	5.220943492×10 ⁻⁴	9.543421190×10 ⁻⁴	1.717369931×10 ⁻³	1.867667486×10 ⁻³				
NH ₃	M	3.171241226×10 ⁻⁴	7.179435664×10 ⁻⁴	1.477299662×10 ⁻³	2.792391076×10 ⁻³	5.129830231×10 ⁻³	5.588200937×10 ⁻³				
NH ₄ ⁺	M	6.327458110×10 ⁻⁴	4.529917662×10 ⁻⁴	2.947600344×10 ⁻⁴	1.761879658×10 ⁻⁴	1.023535694×10 ⁻⁴	9.490126770×10 ⁻⁵				
Mg ²⁺	M	6.345393470×10 ⁻⁴	3.252225241×10 ⁻⁴	1.377010326×10 ⁻⁴	4.919857033×10 ⁻⁵	1.660374233×10 ⁻⁵	1.427394528×10 ⁻⁵				
PO ₄ ³⁻	M	1.763242982×10 ⁻⁷	4.805394818×10 ⁻⁷	1.744191656×10 ⁻⁶	8.167163991×10 ⁻⁶	4.165729082×10 ⁻⁵	5.226175126×10 ⁻⁵				
HPO ₄ ²⁻	M	3.947409337×10 ⁻⁴	3.401959003×10 ⁻⁴	3.904758730×10 ⁻⁴	5.781909318×10 ⁻⁴	9.325905754×10 ⁻⁴	9.958271408×10 ⁻⁴				
H ₂ PO ₄ ⁻	M	6.25622186×10 ⁻⁶	1.705018422×10 ⁻⁶	6.188625529×10 ⁻⁷	2.897819136×10 ⁻⁷	1.478056454×10 ⁻⁷	1.343333850×10 ⁻⁷				
H ₃ PO ₄	M	8.837148725×10 ⁻¹³	7.616037533×10 ⁻¹⁴	8.741665910×10 ⁻¹⁵	1.294408261×10 ⁻¹⁵	2.087810235×10 ⁻¹⁶	1.615042512×10 ⁻¹⁶				
Na ⁺	M	4.202986460×10 ⁻²	4.270688383×10 ⁻²	4.345889942×10 ⁻²	4.453662496×10 ⁻²	4.659205148×10 ⁻²	4.703540845×10 ⁻²				
MgPO ₄ ⁻	M	7.059447639×10 ⁻⁶	9.860744179×10 ⁻⁶	1.515414371×10 ⁻⁵	2.535267322×10 ⁻⁵	4.364123251×10 ⁻⁵	4.706824292×10 ⁻⁵				
MgHPO ₄ ⁰	M	2.232393356×10 ⁻⁴	9.860744179×10 ⁻⁵	4.792161012×10 ⁻⁵	2.535267322×10 ⁻⁵	1.380056946×10 ⁻⁵	1.266858140×10 ⁻⁵				
MgH ₂ PO ₄ ⁺	M	1.118847051×10 ⁻⁸	1.562822632×10 ⁻⁹	2.401769921×10 ⁻¹⁰	4.018127920×10 ⁻¹¹	6.916669232×10 ⁻¹²	5.404157357×10 ⁻¹²				
MgOH ⁺	M	2.303873118×10 ⁻⁶	3.734054189×10 ⁻⁶	4.999622306×10 ⁻⁶	5.648751669×10 ⁻⁶	6.028454469×10 ⁻⁶	6.088972710×10 ⁻⁶				
NaPO ₄ ²⁻	M	2.938149219×10 ⁻⁷	8.136369304×10 ⁻⁷	3.005222431×10 ⁻⁶	1.442089690×10 ⁻⁵	7.694963228×10 ⁻⁵	9.745689527×10 ⁻⁵				
NaHPO ₄ ⁻	M	2.629481714×10 ⁻⁴	2.302644849×10 ⁻⁴	2.689508544×10 ⁻⁴	4.081206583×10 ⁻⁴	6.886568241×10 ⁻⁴	7.423502829×10 ⁻⁴				
Cl ⁻	M	4.285714285×10 ⁻²	4.285714285×10 ⁻²	4.285714285×10 ⁻²	4.285714285×10 ⁻²	4.285714285×10 ⁻²	4.285714285×10 ⁻²				
H ⁺	M	1×10 ⁻⁹	3.162277660×10 ⁻¹⁰	1×10 ⁻¹⁰	3.162277660×10 ⁻¹¹	1×10 ⁻¹¹	8.511380382×10 ⁻¹²				
OH ⁻	M	1×10 ⁻⁵	3.162277660×10 ⁻⁵	1×10 ⁻⁴	3.162277660×10 ⁻⁴	1×10 ⁻³	1.174897554×10 ⁻³				
Çıkış $C_{T,NH3}$	M	9.498699336×10 ⁻⁴	1.170935333×10 ⁻³	1.772059696×10 ⁻³	2.968579041×10 ⁻³	5.232183800×10 ⁻³	5.683102204×10 ⁻³				
	mg/l	13.30	16.39	17.72	41.56	73.25	79.56				

Tablo A.9 Kompleks türlerin dikkate alındığı durumda ($C_{T,NH_3} = 200$ mg/l) iki katı fazlı ($MgNH_4PO_4$, $Mg(OH)_2$) çökme tür konsantrasyonları

Giriş C_{T,NH_3}	M	$1.42857142857143 \times 10^{-2}$		
	mg/l	200		
pH	-	11.3	11.5	11.65
$P_1(MgNH_4PO_4)$	M	$8.55156734 \times 10^{-3}$	$4.74451351 \times 10^{-3}$	$7.42985300 \times 10^{-6}$
$P_2(Mg(OH)_2)$	M	$5.63435682 \times 10^{-3}$	$9.45478097 \times 10^{-3}$	$1.42003330 \times 10^{-2}$
NH_3	M	$5.67737321 \times 10^{-3}$	$9.48137733 \times 10^{-3}$	$1.42147893 \times 10^{-2}$
NH_4^+	M	$5.67737321 \times 10^{-5}$	$5.98234466 \times 10^{-5}$	$6.34951315 \times 10^{-5}$
Mg^{2+}	M	$5.01187234 \times 10^{-6}$	$1.99526231 \times 10^{-6}$	$9.99999999 \times 10^{-7}$
PO_4^{3-}	M	$2.48801249 \times 10^{-4}$	$5.93100882 \times 10^{-4}$	$1.11496073 \times 10^{-3}$
HPO_4^{2-}	M	$2.79159592 \times 10^{-3}$	$4.19883269 \times 10^{-3}$	$5.58804086 \times 10^{-3}$
$H_2PO_4^-$	M	$2.21744346 \times 10^{-7}$	$2.10440134 \times 10^{-7}$	$1.98271172 \times 10^{-7}$
H_3PO_4	M	$1.5698297 \times 10^{-16}$	$9.4000155 \times 10^{-17}$	$6.2698850 \times 10^{-17}$
Na^+	M	$5.40058102 \times 10^{-2}$	$6.14497125 \times 10^{-2}$	$7.05956190 \times 10^{-2}$
$MgPO_4^-$	M	$7.86778631 \times 10^{-5}$	$7.46669772 \times 10^{-5}$	$7.03492664 \times 10^{-5}$
$MgHPO_4^0$	M	$1.24696010 \times 10^{-5}$	$7.46669772 \times 10^{-6}$	$4.98034666 \times 10^{-6}$
$MgH_2PO_4^+$	M	$1.1322221 \times 10^{-12}$	$1.1833918 \times 10^{-12}$	$5.5880409 \times 10^{-13}$
$MgOH^+$	M	$3.63078055 \times 10^{-6}$	$2.29086765 \times 10^{-6}$	$1.62181010 \times 10^{-6}$
$NaPO_4^{2-}$	M	$2.12957550 \times 10^{-4}$	$5.77628249 \times 10^{-4}$	$1.24749072 \times 10^{-3}$
$NaHPO_4^-$	M	$2.38942301 \times 10^{-3}$	$4.08929484 \times 10^{-3}$	$6.25226423 \times 10^{-3}$
$C_{T,Na}$	M	$5.69301684 \times 10^{-2}$	$6.69899439 \times 10^{-2}$	$7.99814382 \times 10^{-2}$
Cl^-	M	$4.28571429 \times 10^{-2}$	$4.28571429 \times 10^{-2}$	$4.28571429 \times 10^{-2}$
H^+	M	$5.0118723 \times 10^{-12}$	$3.1622777 \times 10^{-12}$	$2.2387211 \times 10^{-12}$
OH^-	M	$1.99526231 \times 10^{-3}$	$3.16227766 \times 10^{-3}$	$4.46683592 \times 10^{-3}$
Çıkış C_{T,NH_3}	M	$5.73414694 \times 10^{-3}$	$9.54120078 \times 10^{-3}$	$1.42782844 \times 10^{-2}$
	mg/l	80.28	133.58	199.90

Tablo A.10 Kompleks türlerin dikkate alındığı durumda ($C_{T,NH3} = 1800 \text{ mg/l}$) tek katı fazlı ($MgNH_4PO_4$) çökme tür konsantrasyonları

Giriş $C_{T,NH3}$	M mg/l	0.1285714286									
		1800									
		7	7.5	8	8.5	9	9.02				
pH	-										
$P(MgNH_4PO_4)$	M	0.1219116369	0.1244328216	0.1258971004	0.1267671308	0.1272645001	0.1272785434				
NH_3	M	3.321157371 $\times 10^{-5}$	6.456914781 $\times 10^{-5}$	1.276369128 $\times 10^{-4}$	2.468403680 $\times 10^{-4}$	4.36318820 $\times 10^{-4}$	4.449845331 $\times 10^{-4}$				
NH_4^+	M	6.626580144 $\times 10^{-3}$	4.074037804 $\times 10^{-3}$	2.546691222 $\times 10^{-3}$	1.557457431 $\times 10^{-3}$	8.705965609 $\times 10^{-4}$	8.479005478 $\times 10^{-4}$				
Mg^{2+}	M	4.516646499 $\times 10^{-3}$	3.039008970 $\times 10^{-3}$	2.116871591 $\times 10^{-3}$	1.512844253 $\times 10^{-3}$	1.135417700 $\times 10^{-3}$	1.124240639 $\times 10^{-3}$				
PO_4^{3-}	M	2.365344726 $\times 10^{-9}$	5.717984365 $\times 10^{-9}$	1.313194920 $\times 10^{-8}$	3.004620284 $\times 10^{-8}$	7.161885814 $\times 10^{-8}$	7.426698680 $\times 10^{-8}$				
HPO_4^{2-}	M	5.295347237 $\times 10^{-4}$	4.048022926 $\times 10^{-4}$	2.939877227 $\times 10^{-4}$	2.127108264 $\times 10^{-4}$	1.603346516 $\times 10^{-4}$	1.587800022 $\times 10^{-4}$				
$H_2PO_4^-$	M	8.392559788 $\times 10^{-4}$	2.028817412 $\times 10^{-4}$	4.659391403 $\times 10^{-5}$	1.066079506 $\times 10^{-5}$	2.541132979 $\times 10^{-6}$	2.403232585 $\times 10^{-6}$				
H_3PO_4	M	1.185480580 $\times 10^{-8}$	9.062394494 $\times 10^{-10}$	6.581565292 $\times 10^{-11}$	4.762002234 $\times 10^{-12}$	3.589445739 $\times 10^{-13}$	3.241871555 $\times 10^{-13}$				
Na^+	M	3.750906125 $\times 10^{-1}$	3.790057810 $\times 10^{-1}$	3.813474014 $\times 10^{-1}$	3.828631927 $\times 10^{-1}$	3.838949610 $\times 10^{-1}$	3.389179343 $\times 10^{-1}$				
$MgPO_4^-$	M	6.740786083 $\times 10^{-7}$	1.096414942 $\times 10^{-6}$	1.753976251 $\times 10^{-6}$	2.868030825 $\times 10^{-6}$	5.130775978 $\times 10^{-6}$	5.268113027 $\times 10^{-6}$				
$MgHPO_4^0$	M	2.131623724 $\times 10^{-3}$	1.096414942 $\times 10^{-3}$	5.546559915 $\times 10^{-4}$	2.868030825 $\times 10^{-4}$	1.622493826 $\times 10^{-4}$	1.590944700 $\times 10^{-4}$				
$MgH_2PO_4^+$	M	1.068342598 $\times 10^{-5}$	1.737700577 $\times 10^{-6}$	2.779865020 $\times 10^{-7}$	4.545522530 $\times 10^{-8}$	8.131731920 $\times 10^{-9}$	7.614740086 $\times 10^{-9}$				
$MgOH^+$	M	1.639895225 $\times 10^{-7}$	3.489249154 $\times 10^{-7}$	7.685896194 $\times 10^{-7}$	1.736977608 $\times 10^{-6}$	4.122452499 $\times 10^{-6}$	4.274243700 $\times 10^{-6}$				
$NaPO_4^{2-}$	M	3.517501832 $\times 10^{-8}$	8.591964842 $\times 10^{-8}$	1.985425881 $\times 10^{-7}$	4.560756700 $\times 10^{-7}$	1.090014272 $\times 10^{-6}$	1.130414963 $\times 10^{-6}$				
$NaHPO_4^-$	M	3.147970391 $\times 10^{-3}$	2.431581317 $\times 10^{-3}$	1.776846804 $\times 10^{-3}$	1.290723483 $\times 10^{-3}$	9.755027345 $\times 10^{-4}$	9.661269660 $\times 10^{-4}$				
Cl^-	M	3.857142857 $\times 10^{-1}$	3.857142857 $\times 10^{-1}$	3.857142857 $\times 10^{-1}$	3.857142857 $\times 10^{-1}$	3.857142857 $\times 10^{-1}$	3.857142857 $\times 10^{-1}$				
H^+	M	1 $\times 10^{-7}$	3.162277660 $\times 10^{-8}$	1 $\times 10^{-8}$	3.162277660 $\times 10^{-9}$	1 $\times 10^{-9}$	9.549925860 $\times 10^{-10}$				
OH^-	M	1 $\times 10^{-7}$	3.162277660 $\times 10^{-7}$	1 $\times 10^{-6}$	3.162277660 $\times 10^{-6}$	1 $\times 10^{-5}$	1.047128548 $\times 10^{-5}$				
Çıkış $C_{T,NH3}$	M	6.659791718 $\times 10^{-3}$	4.138606952 $\times 10^{-3}$	2.674328135 $\times 10^{-3}$	1.804297799 $\times 10^{-3}$	1.30628443 $\times 10^{-3}$	1.292885080 $\times 10^{-3}$				
	mg/l	93.24	57.94	37.44	25.26	18.30	18.10				

Tablo A.11 Kompleks türlerin dikkate alındığı durumda ($C_{T,NH3} = 1800 \text{ mg/l}$) iki katı fazlı ($MgNH_4PO_4$, $Mg_3(PO_4)_2$) çökme tür konsantrasyonları

Giriş $C_{T,NH3}$	M	0.1285714286				
	mg/l	1800				
pH	-	9.5	10	10.5	10.78	
$P_1(MgNH_4PO_4)$	M	0.1269583403	0.1260759150	0.1243410943	0.1227737415	
$P_2(Mg_3(PO_4)_2)$	M	3.033522160×10 ⁻⁴	7.225738872×10 ⁻⁴	1.361124139×10 ⁻³	1.898110775×10 ⁻³	
NH_3	M	9.890438127×10 ⁻⁴	2.080416010×10 ⁻³	3.979259988×10 ⁻³	5.611860868×10 ⁻³	
NH_4^+	M	6.240444576×10 ⁻⁴	4.150975664×10 ⁻⁴	2.510743315×10 ⁻⁴	1.858261783×10 ⁻⁴	
Mg^{2+}	M	6.172073096×10 ⁻⁴	2.730865890×10 ⁻⁴	9.990900415×10 ⁻⁵	5.472853092×10 ⁻⁵	
PO_4^{3-}	M	1.838033442×10 ⁻⁷	6.245244396×10 ⁻⁷	2.822234229×10 ⁻⁶	6.961123105×10 ⁻⁶	
HPO_4^{2-}	M	1.301228027×10 ⁻⁴	1.398136064×10 ⁻⁴	1.997988825×10 ⁻⁴	2.586302468×10 ⁻⁴	
$H_2PO_4^-$	M	6.521588750×10 ⁻⁷	2.215896331×10 ⁻⁷	1.001366491×10 ⁻⁷	6.802668598×10 ⁻⁸	
H_3PO_4	M	2.913086689×10 ⁻¹⁴	3.13003762×10 ⁻¹⁵	4.472939817×10 ⁻¹⁶	1.594701175×10 ⁻¹⁶	
Na^+	M	3.849484610×10 ⁻¹	3.860100564×10 ⁻¹	3.873072248×10 ⁻¹	3.883781775×10 ⁻¹	
$MgPO_4^-$	M	7.157880928×10 ⁻⁶	1.076093016×10 ⁻⁵	1.779089043×10 ⁻⁵	2.403771074×10 ⁻⁵	
$MgHPO_4^0$	M	7.157880928×10 ⁻⁵	3.402904904×10 ⁻⁵	1.779089043×10 ⁻⁵	1.261516992×10 ⁻⁵	
$MgH_2PO_4^+$	M	1.1344476756×10 ⁻⁹	1.705492496×10 ⁻¹⁰	2.819666113×10 ⁻¹¹	1.049284131×10 ⁻¹¹	
$MgOH^+$	M	7.086488078×10 ⁻⁶	9.915174787×10 ⁻⁶	1.147108849×10 ⁻⁵	1.197329797×10 ⁻⁵	
$NaPO_4^{2-}$	M	2.805173256×10 ⁻⁶	9.557663826×10 ⁻⁶	4.33635164×10 ⁻⁵	1.071859415×10 ⁻⁴	
$NaHPO_4^-$	M	7.938820755×10 ⁻⁴	8.553582676×10 ⁻⁴	1.226446627×10 ⁻³	1.591967266×10 ⁻³	
Cl^-	M	3.857142857×10 ⁻¹	3.857142857×10 ⁻¹	3.857142857×10 ⁻¹	3.857142857×10 ⁻¹	
H^+	M	3.162277660×10 ⁻¹⁰	1×10 ⁻¹⁰	3.162277660×10 ⁻¹¹	1.659586907×10 ⁻¹¹	
OH^-	M	3.162277660×10 ⁻⁵	1×10 ⁻⁴	3.162277660×10 ⁻⁴	6.025595861×10 ⁻⁴	
Çıkış $C_{T,NH3}$	M	1.613088270×10 ⁻³	2.495513576×10 ⁻³	4.23034320×10 ⁻³	5.797687047×10 ⁻³	
	mg/l	22.58	34.94	59.22	81.16	

Tablo A.12 Kompleks türlerin dikkate alındığı durumda ($C_{T,NH_3} = 1800 \text{ mg/l}$) iki katı fazlı ($MgNH_4PO_4$, $Mg(OH)_2$) çökme tür konsantrasyonları

Giriş C_{T,NH_3}	M mg/l	0.1285714286			
		1800			
pH	-	11.015	11.5	12	12.186
$P_1(MgNH_4PO_4)$	M	$1.22807699 \times 10^{-1}$	$1.09994238 \times 10^{-1}$	$5.69602352 \times 10^{-2}$	$2.11141788 \times 10^{-4}$
$P_2(Mg_2(PO_4)_3)$	M	$5.68460912 \times 10^{-3}$	$1.85307203 \times 10^{-2}$	$7.15779543 \times 10^{-2}$	$1.28332378 \times 10^{-1}$
NH_3	M	$5.65473306 \times 10^{-3}$	$1.84607109 \times 10^{-2}$	$7.14685948 \times 10^{-2}$	$1.28193613 \times 10^{-1}$
NH_4^+	M	$1.08996389 \times 10^{-4}$	$1.16479211 \times 10^{-4}$	$1.42598594 \times 10^{-4}$	$1.66673436 \times 10^{-4}$
Mg^{2+}	M	$1.86208714 \times 10^{-5}$	$1.99526231 \times 10^{-6}$	$1.99526231 \times 10^{-7}$	$8.47227414 \times 10^{-8}$
PO_4^{3-}	M	$3.48809168 \times 10^{-5}$	$3.04615205 \times 10^{-4}$	$2.48819697 \times 10^{-3}$	$5.01341448 \times 10^{-3}$
HPO_4^{2-}	M	$7.54376049 \times 10^{-4}$	$2.15651051 \times 10^{-3}$	$5.57037915 \times 10^{-3}$	$7.31364054 \times 10^{-3}$
$H_2PO_4^-$	M	$1.15501571 \times 10^{-7}$	$1.08081553 \times 10^{-7}$	$8.82845600 \times 10^{-8}$	$7.55324568 \times 10^{-8}$
H_3PO_4	M	$1.57611496 \times 10^{-16}$	$4.82782565 \times 10^{-17}$	$1.24705256 \times 10^{-17}$	$6.95238175 \times 10^{-18}$
Na^+	M	$3.93389015 \times 10^{-1}$	$4.12082361 \times 10^{-1}$	$4.97340285 \times 10^{-1}$	$5.93772916 \times 10^{-1}$
$MgPO_4$	M	$4.09815039 \times 10^{-5}$	$3.83487823 \times 10^{-5}$	$3.13245439 \times 10^{-5}$	$2.67999270 \times 10^{-5}$
$MgHPO_4^0$	M	$1.25195261 \times 10^{-5}$	$3.83487823 \times 10^{-6}$	$9.90569055 \times 10^{-5}$	$5.52247312 \times 10^{-7}$
$MgH_2PO_4^+$	M	$6.06160862 \times 10^{-12}$	$6.07787240 \times 10^{-13}$	$4.96460565 \times 10^{-14}$	$1.80357253 \times 10^{-14}$
$MgOH^+$	M	$6.99841996 \times 10^{-6}$	$2.29086765 \times 10^{-6}$	$7.24435960 \times 10^{-7}$	$4.72063041 \times 10^{-7}$
$NaPO_4^{2-}$	M	$2.17475391 \times 10^{-4}$	$1.98946179 \times 10^{-3}$	$1.96127456 \times 10^{-2}$	$4.71795719 \times 10^{-2}$
$NaHPO_4^-$	M	$4.70338056 \times 10^{-3}$	$1.40843109 \times 10^{-2}$	$4.39074682 \times 10^{-2}$	$6.88262322 \times 10^{-2}$
Cl^-	M	$3.85714286 \times 10^{-1}$	$3.85714286 \times 10^{-1}$	$3.85714286 \times 10^{-1}$	$3.85714286 \times 10^{-1}$
H^+	M	$9.66050879 \times 10^{-12}$	$3.16227766 \times 10^{-12}$	1×10^{-12}	$6.51628394 \times 10^{-13}$
OH^-	M	$1.03514217 \times 10^{-3}$	$3.16227766 \times 10^{-3}$	1×10^{-2}	$1.53461698 \times 10^{-2}$
C_{T,NH_3}	M	$3.98638669 \times 10^{-1}$	$4.31163974 \times 10^{-1}$	$5.90512743 \times 10^{-1}$	$7.81108875 \times 10^{-1}$
Çıkış C_{T,NH_3}	M	$5.76372945 \times 10^{-3}$	$1.85771901 \times 10^{-2}$	$7.16111934 \times 10^{-2}$	$1.28360287 \times 10^{-1}$
	mg/l	80.69	260.08	1002.56	1797.04

Tablo A.13 Kompleks türlerle birlikte iyonik gücün hesaplarına katıldığı durumda ($C_{T,NH_3} = 200 \text{ mg/l}$) tek katı fazlı ($MgNH_4PO_4$) çökme tür konsantrasyonları

Giriş C_{T,NH_3}	1.428571429×10 ⁻² m													
	200 mg/l													
	7		7.5		8		8.5		9		9.24			
pH	M	Y	M	Y	M	Y	M	Y	M	Y	M	Y		
P(MgNH ₄ PO ₄)	7.45274687×10 ⁻³	-	1.02329178×10 ⁻²	-	1.17458945×10 ⁻²	-	1.26160498×10 ⁻²	-	1.31142431×10 ⁻²	-	1.32623476×10 ⁻²	-		
NH ₃	2.31075507×10 ⁻⁵	1	4.34491989×10 ⁻⁵	1	8.47202464×10 ⁻⁵	1	1.65003544×10 ⁻⁴	1	3.02368242×10 ⁻⁴	1	3.85841925×10 ⁻⁴	1		
NH ₄ ⁺	6.80985986×10 ⁻³	0.804883	4.00934730×10 ⁻³	0.810129	2.45509951×10 ⁻³	0.813780	1.50466092×10 ⁻³	0.816359	8.69102870×10 ⁻⁴	0.818056	6.37524807×10 ⁻⁴	0.818593		
Mg ²⁺	4.65304727×10 ⁻³	0.465520	2.88830050×10 ⁻³	0.474619	1.93811828×10 ⁻³	0.481092	1.35590014×10 ⁻³	0.485735	9.92751247×10 ⁻⁴	0.488822	8.76931548×10 ⁻⁴	0.489804		
PO ₄ ³⁻	2.47558143×10 ⁻⁸	0.240866	6.40020896×10 ⁻⁸	0.248422	1.49711800×10 ⁻⁷	0.253839	3.39512571×10 ⁻⁷	0.257749	7.88095200×10 ⁻⁷	0.260361	1.20915359×10 ⁻⁶	0.261195		
HPO ₄ ²⁻	2.18066367×10 ⁻³	0.514929	1.81548290×10 ⁻³	0.523295	1.36028995×10 ⁻³	0.529170	9.84500561×10 ⁻⁴	0.533348	7.27078824×10 ⁻⁴	0.536112	6.43168261×10 ⁻⁴	0.536990		
H ₂ PO ₄ ⁻	1.86826150×10 ⁻³	0.801274	4.98080169×10 ⁻⁴	0.806851	1.19060831×10 ⁻⁴	0.810716	2.74205504×10 ⁻⁵	0.813437	6.43045378×10 ⁻⁶	0.815225	3.27760131×10 ⁻⁶	0.815791		
H ₃ PO ₄	1.77869600×10 ⁻⁸	1	1.51511885×10 ⁻⁹	1	1.1535825×10 ⁻¹⁰	1	8.4444998×10 ⁻¹²	1	6.2834949×10 ⁻¹³	1	1.8449265×10 ⁻¹³	1		
Na ⁺	3.35649569×10 ⁻²	0.818650	3.77753817×10 ⁻²	0.823060	3.98284395×10 ⁻²	0.826149	4.09908048×10 ⁻²	0.828341	4.17461036×10 ⁻²	0.829788	4.20237921×10 ⁻²	0.830247		
MgPO ₄ ⁻	1.00687203×10 ⁻⁶	0.809384	1.68869886×10 ⁻⁶	0.814367	2.73372903×10 ⁻⁶	0.817840	4.43311958×10 ⁻⁶	0.820296	7.64398082×10 ⁻⁶	0.821914	1.04072944×10 ⁻⁵	0.822426		
MgHPO ₄ ⁰	2.16776341×10 ⁻³	1	1.16071650×10 ⁻³	1	5.98184288×10 ⁻⁴	1	3.08214989×10 ⁻⁴	1	1.68588497×10 ⁻⁴	1	1.32214475×10 ⁻⁴	1		
MgH ₂ PO ₄ ⁺	1.10369497×10 ⁻⁵	0.828029	1.86661885×10 ⁻⁶	0.831810	3.03968991×10 ⁻⁷	0.834482	4.95016719×10 ⁻⁸	0.836387	8.55948608×10 ⁻⁹	0.837649	3.86236242×10 ⁻⁹	0.838051		
MgOH ⁺	1.12913885×10 ⁻⁷	0.828029	2.24186242×10 ⁻⁷	0.831810	4.79491182×10 ⁻⁷	0.834481	1.06670897×10 ⁻⁶	0.836387	2.47882841×10 ⁻⁶	0.837649	3.80955238×10 ⁻⁶	0.838051		
NaPO ₄ ²⁻	1.35557609×10 ⁻⁸	0.479200	4.01388772×10 ⁻⁸	0.488274	1.00215298×10 ⁻⁷	0.494694	2.35942544×10 ⁻⁷	0.499282	5.60990495×10 ⁻⁷	0.502327	8.68020650×10 ⁻⁷	0.503295		
NaHPO ₄ ⁻	6.04178913×10 ⁻⁴	0.809384	5.74855962×10 ⁻⁴	0.814367	4.58996950×10 ⁻⁴	0.817840	3.44470278×10 ⁻⁴	0.820296	2.60371711×10 ⁻⁴	0.821914	2.32218064×10 ⁻⁴	0.822426		
Cl ⁻	4.28571429×10 ⁻²	-	4.28571429×10 ⁻²	-	4.28571429×10 ⁻²	-	4.28571429×10 ⁻²	-	4.28571429×10 ⁻²	-	4.28571429×10 ⁻²	-		
H ⁺	1×10 ⁻⁷	0.841169	3.16227766×10 ⁻⁸	0.844022	1×10 ⁻⁸	0.846079	3.16227766×10 ⁻⁹	0.847566	1×10 ⁻⁹	0.848559	5.7543994×10 ⁻¹⁰	0.848876		
OH ⁻	1.42301169×10 ⁻⁷	0.835427	4.46704143×10 ⁻⁷	0.838737	1.40522073×10 ⁻⁶	0.841094	4.42701261×10 ⁻⁶	0.842783	1.39644579×10 ⁻⁵	0.843906	2.42481205×10 ⁻⁵	0.848050		
İyonik Güç	5.65259599×10 ⁻²	-	5.22674680×10 ⁻²	-	4.94595266×10 ⁻²	-	4.75500405×10 ⁻²	-	4.63259527×10 ⁻²	-	4.59435893×10 ⁻²	-		
Çıkış C_{T,NH_3}	6.83296741×10 ⁻³	-	4.05279650×10 ⁻³	-	2.53981976×10 ⁻³	-	1.66966446×10 ⁻³	-	1.17147111×10 ⁻³	-	1.02336673×10 ⁻³	-		
	95.66 mg/l	-	56.73 mg/l	-	35.56 mg/l	-	23.38 mg/l	-	16.40 mg/l	-	14.33 mg/l	-		

Tablo A.14 Kompleks türlerle birlikte iyonik gücün hesaplara katıldığı durumda ($C_{T,NH3} = 200 \text{ mg/l}$) iki katı fazlı ($MgNH_4PO_4$, $Mg_3(PO_4)_2$) çökme tür konsantrasyonları

Giriş $C_{T,NH3}$	1.428571429×10 ⁻² m					
	200 mg/l					
pH	9.5		10		10.435	
	M	γ	M	γ	M	γ
$P_1(MgNH_4PO_4)$	1.31434089×10 ⁻²	-	1.25989187×10 ⁻²	-	1.16537523×10 ⁻²	-
$P_2(Mg_3(PO_4)_2)$	1.33488197×10 ⁻⁴	-	4.38982321×10 ⁻⁴	-	8.12741879×10 ⁻⁴	-
NH_3	5.99055579×10 ⁻⁴	1	1.31111060×10 ⁻³	1	2.38095137×10 ⁻³	1
NH_4^+	5.43249817×10 ⁻⁴	0.819260	3.75689551×10 ⁻⁴	0.819669	2.51010629×10 ⁻⁴	0.818769
Mg^{2+}	6.39347693×10 ⁻⁴	0.491027	3.05608068×10 ⁻⁴	0.491779	1.36583759×10 ⁻⁴	0.490126
PO_4^{3-}	1.93218403×10 ⁻⁶	0.262234	5.81902871×10 ⁻⁶	0.262873	1.96798488×10 ⁻⁵	0.261468
HPO_4^{2-}	5.66155858×10 ⁻⁴	0.538080	5.39983606×10 ⁻⁴	0.538750	6.68558692×10 ⁻⁴	0.537277
$H_2PO_4^-$	1.58809712×10 ⁻⁶	0.816492	4.79466020×10 ⁻⁷	0.816922	2.17549312×10 ⁻⁷	0.815975
H_3PO_4	4.91897720×10 ⁻¹⁴	1	4.70011690×10 ⁻¹⁵	1	7.81865300×10 ⁻¹⁶	1
Na^+	4.24357306×10 ⁻²	0.830816	4.3327697×10 ⁻²	0.831166	4.44113784×10 ⁻²	0.830396
$MgPO_4^-$	1.21940081×10 ⁻⁵	0.823062	1.76154690×10 ⁻⁵	0.823452	2.64217423×10 ⁻⁵	0.822594
$MgHPO_4^0$	8.52363681×10 ⁻⁵	1	3.89675307×10 ⁻⁵	1	2.14310762×10 ⁻⁵	1
$MgH_2PO_4^+$	1.36817814×10 ⁻⁹	0.838549	1.97781763×10 ⁻¹⁰	0.838855	3.99579439×10 ⁻¹¹	0.838182
$MgOH^+$	5.06136720×10 ⁻⁶	0.838549	7.65733406×10 ⁻⁶	0.838855	9.29974847×10 ⁻⁶	0.838182
$NaPO_4^{2-}$	1.40383956×10 ⁻⁶	0.504498	4.33273169×10 ⁻⁶	0.505238	1.49392301×10 ⁻⁵	0.503611
$NaHPO_4^-$	2.06817278×10 ⁻⁴	0.823062	2.01642890×10 ⁻⁴	0.823452	2.55230066×10 ⁻⁴	0.822593
Cl^-	4.28571429×10 ⁻²	-	4.28571429×10 ⁻²	-	4.28571429×10 ⁻²	-
H^+	3.16227766×10 ⁻¹⁰	0.849270	1×10 ⁻¹⁰	0.849514	3.67282300×10 ⁻¹¹	0.848980
OH^-	4.40806282×10 ⁻⁵	0.844707	1.39310188×10 ⁻⁴	0.844981	3.79808738×10 ⁻⁴	0.844380
İyonik Güç	4.54729128×10 ⁻²	-	4.51858036×10 ⁻²	-	4.58193277×10 ⁻²	-
Çıkış $C_{T,NH3}$	1.14230540×10 ⁻³	-	1.68679556×10 ⁻³	-	2.63196200×10 ⁻³	-
	15.99 mg/l	-	23.62 mg/l	-	36.84 mg/l	-

Tablo A.15 Kompleks türlerle birlikte iyonik gücün hesaplara katıldığı durumda ($C_{T,NH3} = 200$ mg/) iki katı fazlı ($MgNH_4PO_4$, $Mg(OH)_2$) çökme tür konsantrasyonları

Giriş $C_{T,NH3}$	1.428571429×10 ⁻² m			
	200 mg/l			
pH	11.05		11.495	
	M	γ	M	γ
$P_1(MgNH_4PO_4)$	1.01796603×10 ⁻²	-	3.04465754×10 ⁻⁵	-
$P_2(Mg(OH)_2)$	3.99774243×10 ⁻³	-	1.41934437×10 ⁻²	-
NH_3	4.00121048×10 ⁻³	1	1.41140237×10 ⁻²	1
NH_4^+	1.04843528×10 ⁻⁴	0.806151	1.41244020×10 ⁻⁴	0.771829
Mg^{2+}	2.40160064×10 ⁻⁵	0.467698	3.37201524×10 ⁻⁶	0.413457
PO_4^{3-}	3.07298465×10 ⁻⁴	0.242669	2.35245215×10 ⁻³	0.198001
HPO_4^{2-}	2.42306476×10 ⁻³	0.516944	5.95146799×10 ⁻³	0.463154
$H_2PO_4^-$	1.85579067×10 ⁻⁷	0.802625	1.50904357×10 ⁻⁷	0.765257
H_3PO_4	1.57861056×10 ⁻¹⁶	1	4.31190254×10 ⁻¹⁷	1
Na^+	5.16829303×10 ⁻²	0.819713	7.48161467×10 ⁻²	0.791721
$MgPO_4^-$	6.51991212×10 ⁻⁵	0.810588	5.26508128×10 ⁻⁵	0.778223
$MgHPO_4^0$	1.25393494×10 ⁻⁵	1	3.42506593×10 ⁻⁶	1
$MgH_2PO_4^+$	5.68835321×10 ⁻¹²	0.828937	5.63036997×10 ⁻¹³	0.805920
$MgOH^+$	6.55709634×10 ⁻⁶	0.828937	2.37611815×10 ⁻⁶	0.805920
$NaPO_4^{2-}$	2.60196693×10 ⁻⁴	0.481378	2.56996079×10 ⁻³	0.425632
$NaHPO_4^-$	1.03757003×10 ⁻³	0.810588	3.32515999×10 ⁻³	0.778223
Cl^-	4.28571429×10 ⁻²	-	4.28571429×10 ⁻²	-
H^+	8.91250938×10 ⁻¹²	0.841847	3.19889511×10 ⁻¹²	0.826342
OH^-	1.59384708×10 ⁻³	0.836219	4.63119224×10 ⁻³	0.816859
İyonik Güç	5.54715358×10 ⁻²	-	9.05486681×10 ⁻²	-
Çıkış $C_{T,NH3}$	4.10605401×10 ⁻³	-	1.42552677×10 ⁻²	-
	57.48 mg/l	-	199.57 mg/l	-

Tablo A.16 Kompleks türlerle birlikte iyonik gücün hesaplara katıldığı durumda ($C_{T,NH3} = 1800 \text{ mg/l}$) tek katı fazlı ($MgNH_4PO_4$) çökme tür konsantrasyonları

Giriş $C_{T,NH3}$	0.1285714286 M														
	1800 mg/l														
	7			7.5			8			8.5			9		
pH	M	γ	M	M	γ	M	M	γ	M	M	γ	M	M	γ	M
$P(MgNH_4PO_4)$	0.117811882	-	0.12174263	-	0.12407382	-	0.12551933	-	0.12640256	-	0.12689232	-	0.12692122	-	0.12692122
NH_3	3.0414774×10^{-5}	1	6.0694527×10^{-5}	1	1.2401087×10^{-4}	1	2.5112834×10^{-4}	1	4.7907413×10^{-4}	1	7.9374540×10^{-4}	1	8.2278560×10^{-4}	1	8.2278560×10^{-4}
NH_4^+	1.0722193×10^{-2}	0.65790	6.7681045×10^{-3}	0.65928	4.3735954×10^{-3}	0.66023	2.8009649×10^{-3}	0.66085	1.6897889×10^{-3}	0.66126	8.8535960×10^{-4}	0.66149	8.2741928×10^{-4}	0.66151	8.2741928×10^{-4}
Mg^{2+}	9.0192556×10^{-3}	0.29813	5.9663537×10^{-3}	0.29891	4.0752388×10^{-3}	0.29945	2.8404445×10^{-3}	0.29982	2.0514294×10^{-3}	0.30006	1.5942944×10^{-3}	0.30020	1.5661640×10^{-3}	0.30020	1.5661640×10^{-3}
PO_4^{3-}	5.8482135×10^{-8}	0.06382	1.3596355×10^{-7}	0.06543	3.0200368×10^{-7}	0.06652	6.6764472×10^{-7}	0.06727	1.5193600×10^{-6}	0.06774	3.7136611×10^{-6}	0.06801	4.0439965×10^{-6}	0.06803	4.0439965×10^{-6}
HPO_4^{2-}	2.9235566×10^{-3}	0.24587	2.1700852×10^{-3}	0.24908	1.5340154×10^{-3}	0.25124	1.0769825×10^{-3}	0.25270	7.7714515×10^{-4}	0.25363	6.0158944×10^{-4}	0.25417	5.9067139×10^{-4}	0.25420	5.9067139×10^{-4}
$H_2PO_4^-$	1.6309524×10^{-3}	0.60092	3.8498565×10^{-4}	0.60391	8.6386230×10^{-5}	0.60590	1.9228122×10^{-5}	0.60724	4.3948761×10^{-6}	0.60809	1.0768263×10^{-6}	0.60857	9.5326614×10^{-7}	0.60859	9.5326614×10^{-7}
H_3PO_4	1.1909639×10^{-8}	1	8.913019×10^{-10}	1	6.33542×10^{-11}	1	4.464522×10^{-12}	1	3.229305×10^{-13}	1	2.503164×10^{-14}	1	1.997874×10^{-14}	1	1.997874×10^{-14}
Na^+	3.6888800×10^{-1}	0.71718	3.7515093×10^{-1}	0.71779	3.7880436×10^{-1}	0.71821	3.8116110×10^{-1}	0.71850	3.8277777×10^{-1}	0.71868	3.8391092×10^{-1}	0.71879	3.8399344×10^{-1}	0.71879	3.8399344×10^{-1}
$MgPO_4^0$	9.3799626×10^{-7}	0.67508	1.4802532×10^{-6}	0.67627	2.2847030×10^{-6}	0.67708	3.5611803×10^{-6}	0.67763	5.8962517×10^{-6}	0.67798	1.1246378×10^{-5}	0.67818	1.2033475×10^{-5}	0.67819	1.2033475×10^{-5}
$MgHPO_4^0$	1.7226348×10^{-3}	1	8.5913942×10^{-4}	1	4.1917814×10^{-4}	1	2.0656863×10^{-4}	1	1.0814011×10^{-4}	1	6.5221587×10^{-5}	1	6.2916992×10^{-5}	1	6.2916992×10^{-5}
$MgH_2PO_4^+$	9.6322308×10^{-6}	0.77109	1.5161349×10^{-6}	0.77078	2.3361579×10^{-7}	0.77059	3.6373619×10^{-8}	0.77047	6.0181826×10^{-9}	0.77040	1.1474510×10^{-9}	0.77036	9.979368×10^{-10}	0.77036	9.979368×10^{-10}
$MgOH^+$	1.4117330×10^{-7}	0.77109	3.0953781×10^{-7}	0.77078	6.7100536×10^{-7}	0.77059	1.482560×10^{-6}	0.77047	3.3912276×10^{-6}	0.77040	8.3415256×10^{-6}	0.77036	9.0894078×10^{-6}	0.77036	9.0894078×10^{-6}
$NaPO_4^{2-}$	1.4693373×10^{-7}	0.26643	3.5405695×10^{-7}	0.26825	8.0414100×10^{-7}	0.26948	1.8038635×10^{-6}	0.27031	4.1445984×10^{-6}	0.27085	1.0190677×10^{-5}	0.27115	1.1101414×10^{-5}	0.27117	1.1101414×10^{-5}
$NaHPO_4^-$	4.4646765×10^{-3}	0.67508	3.4111014×10^{-3}	0.67627	2.454020×10^{-3}	0.67708	1.7432450×10^{-3}	0.70884	1.2676166×10^{-3}	0.67798	9.8606528×10^{-4}	0.67818	9.6848335×10^{-4}	0.67819	9.6848335×10^{-4}
Cl^-	3.8571429×10^{-1}	-	3.8571429×10^{-1}	-	3.8571429×10^{-1}	-	3.8571429×10^{-1}	-	3.8571429×10^{-1}	-	3.8571429×10^{-1}	-	3.8571429×10^{-1}	-	3.8571429×10^{-1}
H^+	1×10^{-7}	0.86028	3.1622777×10^{-8}	0.85824	1×10^{-8}	0.85690	3.1622777×10^{-9}	0.85601	1×10^{-9}	0.85545	3.162278×10^{-10}	0.85514	2.851018×10^{-10}	0.85512	2.851018×10^{-10}
OH^-	1.4366973×10^{-7}	0.80909	4.5592151×10^{-7}	0.80817	1.4450636×10^{-6}	0.80758	4.5766346×10^{-6}	0.80719	1.4486526×10^{-5}	0.80694	4.5834892×10^{-5}	0.80680	5.0840446×10^{-5}	0.80680	5.0840446×10^{-5}
İyonik Güç	4.0960171×10^{-1}	-	4.0199080×10^{-1}	-	3.9694031×10^{-1}	-	3.9356571×10^{-1}	-	3.9141095×10^{-1}	-	3.9021043×10^{-1}	-	3.9014234×10^{-1}	-	3.9014234×10^{-1}
Çıkış $C_{T,NH3}$	1.0752608×10^{-2}	-	6.8287990×10^{-3}	-	4.4976063×10^{-3}	-	3.0520933×10^{-3}	-	2.1688630×10^{-3}	-	1.6791050×10^{-3}	-	1.6502049×10^{-3}	-	1.6502049×10^{-3}
	150.54 mg/l	-	95.60 mg/l	-	62.97 mg/l	-	42.73 mg/l	-	30.36 mg/l	-	23.51 mg/l	-	23.10 mg/l	-	23.10 mg/l

Tablo A.17 Kompleks türler ve iyonik gücün hesaplara katıldığı durumda ($C_{T,NH3} = 1800 \text{ mg/l}$) iki katı fazlı ($MgNH_4PO_4$, $Mg_3(PO_4)_2$) çökeltme tür konsantrasyonları

Giriş $C_{T,NH3}$	0.128571429 M			
	1800 mg/l			
pH	10		10.025	
	M	γ	M	γ
$P_1(MgNH_4PO_4)$	0.126215571	-	0.12615716	-
$P_2(Mg_3(PO_4)_2)$	$4.74517768 \times 10^{-4}$	-	$5.04656336 \times 10^{-4}$	-
NH_3	$1.74155514 \times 10^{-3}$	1	$1.81115510 \times 10^{-3}$	1
NH_4^+	$6.14302691 \times 10^{-4}$	0.661685	$6.03116154 \times 10^{-4}$	0.661689
Mg^{2+}	$8.71959074 \times 10^{-4}$	0.300311	$8.40494638 \times 10^{-4}$	0.300313
PO_4^{3-}	$9.74728156 \times 10^{-6}$	0.068236	$1.02989053 \times 10^{-5}$	0.0682409
HPO_4^{2-}	$4.99956137 \times 10^{-4}$	0.254607	$4.98712916 \times 10^{-4}$	0.254616
$H_2PO_4^-$	$2.83213906 \times 10^{-7}$	0.608965	$2.66710510 \times 10^{-7}$	0.608973
H_3PO_4	$2.08262209 \times 10^{-15}$	1	$1.85156566 \times 10^{-15}$	1
Na^+	$3.85410119 \times 10^{-1}$	0.718876	$3.85493193 \times 10^{-1}$	0.718878
$MgPO_4^-$	$1.62001035 \times 10^{-5}$	0.678342	$1.65004023 \times 10^{-5}$	0.678345
$MgHPO_4^0$	$2.97077771 \times 10^{-5}$	1	$2.85657988 \times 10^{-5}$	1
$MgH_2PO_4^+$	$1.65233880 \times 10^{-10}$	0.770326	$1.49993697 \times 10^{-10}$	0.770326
$MgOH^+$	$1.44374100 \times 10^{-5}$	0.770326	$1.47412581 \times 10^{-5}$	0.770326
$NaPO_4^{2-}$	$2.69192341 \times 10^{-5}$	0.271405	$2.84502353 \times 10^{-5}$	0.271410
$NaHPO_4^-$	$8.24008384 \times 10^{-4}$	0.678342	$8.22163465 \times 10^{-4}$	0.678345
Cl^-	$3.85714286 \times 10^{-1}$	-	$3.85714286 \times 10^{-1}$	-
H^+	1×10^{-10}	0.854877	$9.44060876 \times 10^{-11}$	0.854871
OH^-	$1.45007400 \times 10^{-4}$	0.806689	$1.53601017 \times 10^{-4}$	0.806687
İyonik Güç	$3.89203635 \times 10^{-1}$	-	$3.89183224 \times 10^{-1}$	-
Çıkış $C_{T,NH3}$	$2.35585783 \times 10^{-3}$	-	$2.41427126 \times 10^{-3}$	-
	32.98 mg/l	-	33.80 mg/l	-

Tablo A.18 Kompleks türlerle birlikte iyonik gücün hesaplara katıldığı durumda ($C_{T,NH3} = 1800 \text{ mg/l}$ iki katı fazla) ($MgNH_4PO_4$, $Mg(OH)_2$) çökme tür konsantrasyonları

Giriş $C_{T,NH3}$	0.128571429 M									
	1800 mg/l									
	10.78		11		11.5		11.892			
pH	M	γ	M	γ	M	γ	M	γ	M	γ
$P_1(MgNH_4PO_4)$	0.12419869	-	0.12102420	-	9.80101361 $\times 10^{-2}$	-	2.95860185 $\times 10^{-4}$	-		
$P_2(Mg(OH)_2)$	4.17093491 $\times 10^{-3}$	-	7.44374208 $\times 10^{-3}$	-	3.05207132 $\times 10^{-2}$	-	0.128250756	-		
NH_3	4.13095077 $\times 10^{-3}$	1	7.29017303 $\times 10^{-3}$	1	3.02259826 $\times 10^{-2}$	1	0.127746844	1		
NH_4^+	2.41792514 $\times 10^{-4}$	0.660477	2.57057929 $\times 10^{-4}$	0.658970	3.35309889 $\times 10^{-4}$	0.647215	5.28723437 $\times 10^{-4}$	0.608090		
Mg^{2+}	1.34573417 $\times 10^{-4}$	0.299599	4.92498639 $\times 10^{-5}$	0.298729	5.26391755 $\times 10^{-6}$	0.292727	1.18317599 $\times 10^{-6}$	0.286588		
PO_4^{3-}	1.64551902 $\times 10^{-4}$	0.066819	4.36631426 $\times 10^{-4}$	0.065059	4.08801085 $\times 10^{-3}$	0.051787	3.57671239 $\times 10^{-2}$	0.018156		
HPO_4^{2-}	1.38949561 $\times 10^{-3}$	0.251821	2.19895792 $\times 10^{-3}$	0.248339	5.95666321 $\times 10^{-3}$	0.221114	1.34178773 $\times 10^{-2}$	0.141243		
$H_2PO_4^-$	1.29991470 $\times 10^{-7}$	0.606435	1.23203358 $\times 10^{-7}$	0.603227	1.00712173 $\times 10^{-7}$	0.576001	8.90350232 $\times 10^{-8}$	0.439787		
H_3PO_4	1.58288412 $\times 10^{-16}$	1	9.01456981 $\times 10^{-17}$	1	2.27714569 $\times 10^{-17}$	1	7.21036663 $\times 10^{-18}$	1		
Na^+	0.392595643	0.718325	0.398606427	0.717649	0.444997703	0.712909	0.663848843	0.70779366		
$MgPO_4^-$	4.12971700 $\times 10^{-5}$	0.677297	3.90085259 $\times 10^{-5}$	0.675996	3.09076728 $\times 10^{-5}$	0.665946	2.18988800 $\times 10^{-5}$	0.63442703		
$MgHPO_4^0$	1.25732955 $\times 10^{-5}$	1	7.16052733 $\times 10^{-6}$	1	1.80880111 $\times 10^{-6}$	1	5.72739780 $\times 10^{-7}$	1		
$MgH_2PO_4^+$	1.16252005 $\times 10^{-11}$	0.770545	3.99775127 $\times 10^{-12}$	0.770851	3.25227757 $\times 10^{-13}$	0.774620	4.58724681 $\times 10^{-14}$	0.815754		
$MgOH^+$	1.33644783 $\times 10^{-5}$	0.770544	8.06996166 $\times 10^{-6}$	0.770850	2.59894904 $\times 10^{-6}$	0.774618	1.15770481 $\times 10^{-6}$	0.815748		
$NaPO_4^{2-}$	4.55626079 $\times 10^{-4}$	0.269812	1.20287602 $\times 10^{-3}$	0.267830	1.05395421 $\times 10^{-2}$	0.252643	5.68224120 $\times 10^{-2}$	0.212890		
$NaHPO_4^-$	2.30906922 $\times 10^{-3}$	0.677297	3.66247333 $\times 10^{-3}$	0.675996	9.94425918 $\times 10^{-3}$	0.665946	2.22455941 $\times 10^{-2}$	0.634427		
Cl^-	0.385714286	-	0.385714286	-	0.385714286	-	0.385714286	-		
H^+	1.65958691 $\times 10^{-11}$	0.856544	1 $\times 10^{-11}$	0.858700	3.16227766 $\times 10^{-12}$	0.878791	1.28233058 $\times 10^{-12}$	0.101661		
OH^-	8.71266030 $\times 10^{-4}$	0.807420	1.44060131 $\times 10^{-3}$	0.808379	4.40014348 $\times 10^{-3}$	0.817801	8.61727133 $\times 10^{-3}$	0.890177		
İyonik Güç	0.395593298	-	0.403731032	-	0.47411164	-	0.8419239347	-		
Çıkış $C_{T,NH3}$	4.37274328 $\times 10^{-3}$	-	7.54723096 $\times 10^{-3}$	-	3.05612925 $\times 10^{-2}$	-	0.1282755684	-		
	61.22 mg/l	-	105.66 mg/l	-	427.86 mg/l	-	1795.86 mg/l	-		

ÖZGEÇMİŞ

1970 yılında İstanbul'da doğdu.1981 yılında Zihnipaşa İlkokulu'ndan,1984 yılında Göztepe Ortaokulu'ndan,1987 yılında 50. Yıl Tahran Lisesi'nden mezun oldu. Aynı yıl İstanbul Teknik Üniversitesi Çevre Mühendisliği Bölümü'ne girdi. 1993 yılında bu bölümden mezun oldu ve aynı üniversitenin Çevre Mühendisliği Bölümü'nde yüksek lisans yapmaya hak kazandı. 1993-94 öğretim yılında İ.T.Ü.'de İngilizce Hazırlık Sınıfı'na devam etti. Halen yüksek lisans tez çalışmalarını sürdürmektedir.

