

**İNDİGO VE YELLOW 2G BOYAR MADDELERİNİ İÇEREN
TEKSTİL ATIKSULARININ YAPAY SULAK ALANLAR
KULLANILARAK ARITIMININ İNCELENMESİ**

GAMZE DOĞDU

**ABANT İZZET BAYSAL ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALINDA
YÜKSEK LİSANS
DERECESİ İÇİN GEREKLİ ÇALIŞMALARI YERİNE
GETİREREK
ONAYA SUNULAN TEZ**

ARALIK 2014

Fen Bilimleri Enstitüsü'nün Onayı

Prof. Dr. Duran KARAKAŞ
Enstitü Müdürü

Bu tezin Yüksek Lisans derecesinde bir tez olarak gerekli çalışmaları yerine getirdiğini onaylarım.

Prof. Dr. Duran KARAKAŞ
Anabilim Dalı Başkanı

Okuduğumuz bu tezin Yüksek Lisans derecesinde bir tez olarak onaylanması, düşüncemize göre, amaç ve kalite olarak tamamen uygundur.

Yrd. Doç. Dr. Arda YALÇUK
Tez Danışmanı

Jüri Üyeleri

1- Prof. Dr. Duran KARAKAŞ

2- Yrd. Doç. Dr. Hatice Eser ÖKTEN

3- Yrd. Doç. Dr. Arda YALÇUK

ÖZET

İNDİGO VE YELLOW 2G BOYAR MADDELERİNİ İÇEREN TEKSTİL ATIKSULARININ YAPAY SULAK ALANLAR KULLANILARAK ARITIMININ İNCELENMESİ

DOĞDU, Gamze

Yüksek Lisans Tezi, Abant İzzet Baysal Üniversitesi

Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Danışman: Yrd. Doç. Dr. Arda YALÇUK

Aralık 2014, 292 Sayfa

Bu tez kapsamında; Türkiye’de de önemli bir yere sahip kot boyama tekstil endüstrisinden çıkan atık suların ve yine bu endüstride çokça kullanılan ticari Indigo ve Yellow 2G boyalarının arıtımında yapay sulak alan sistemlerinin kullanılabilirliği araştırılmıştır. Yapılan laboratuvar ölçekli bu çalışmada, farklı dolgu malzemelerinin ve bitki çeşidinin organik madde, azot, fosfor ve renk giderimi üzerine etkisi dikey akışlı sistemlerde incelenmiştir. Filtre malzemesi olarak, kum, çakıl taşıyla birlikte özellikle amonyak ve fosfor gideriminde etkili olan zeolit (klinoptilolit) kullanılmıştır. İlaveten de ilk defa pomza taşı bu sistemde filtre malzemesi olarak kullanılmıştır. Çalışmalarda kontrol reaktörü kullanılarak arıtım veriminde bitkilerin etkisi de araştırılmıştır. Bitki olarak sulak alanlarda en çok kullanılan *Canna indica* ve *Typha angustifolia* bitkileri seçilmiştir. Hem ham atık suda, hem de ticari Yellow 2G ve Indigo boyalarıyla hazırlanan

sentetik atık sularda KOİ, NH₄-N, NO₂-N, NO₃-N, PO₄-P, renk, bulanıklık, pH, ORP, EC tayinleri giriş ve çıkış suları için yapılmıştır.

Elde edilen sonuçlar, dikey akışlı yapay sulak alan sistemlerinin kullanımı ile ham tekstil atık suyu ve tekstil boyası arıtımında önemli düzeyde renk ve organik madde giderildiğini göstermiştir. Ayrıca, sonuçlara göre, yapay sulak alanlarda özellikle amonyak gideriminde vejetasyon etkili olurken fosfor gideriminde bu etkinin önemli olmadığı görülmüştür. Sonuçlar, yapısal olarak da Indigo'nun Yellow 2G boyasına göre bitkiler tarafından daha zor parçalandığını ortaya koymaktadır. Buna göre, Yellow 2G ile çalışılan Set 2'de, kirleticilerin gideriminde bitkili reaktörler ile bitkisizler arasında anlamlı bir fark gözlemlenmiştir.

Yapılan SEM deney sonuçlarına göre, biyofilm oluşumları gözlenmiştir. FTIR analizleri ile de anaerobik ortamda boyaların parçalanmasıyla oluşan son ürünler belirlenmiştir. Pomza ve zeolitin dolgu malzemesi olarak kullanılması arıtımın etkili olmasını sağlamıştır. *Canna indica* ve *Typha angustifolia* ile yapılan çalışmalarda ise, bitki türünün anlamlı bir fark yaratmadığı görülmüştür.

Anahtar Kelimeler: Kot boyama tekstil atık suyu, dikey akışlı yapay sulak alan

Canna indica, *Typha angustifolia*, Indigo, Yellow 2G,
zeolit, pomza

ABSTRACT

INVESTIGATION OF THE TREATMENT OF TEXTILE WASTEWATER CONTAINING OF INDIGO AND YELLOW 2G DYES BY USING OF CONSTRUCTED WETLANDS

M.Sc., Department of Environmental Engineering

Supervisor: Assist. Prof. Dr. Arda YALÇUK

December 2014, 292 Pages

In the concept of the study; the feasibility of constructed wetland systems for the treatment of denim dyeing textile wastewaters that have substantial place in Turkey and commercial Indigo and Yellow 2G dyes which are mostly used in this industry was investigated. This lab-scaled study was used to examine the effects of different filter media and plant species on the removal of organic materials, nitrogen, phosphorus and color by vertical-flow systems. Zeolite (clinoptilolite), which is effective on removal of ammonium and phosphorus, had been used as a filter media besides sand and gravel and pumice stone, was used as a filter media in this system for the first time. Control reactors have also been used in this study to determine the effects of plants on removal of pollutants. *Canna indica* and *Typha angustifolia* plant species that are widely used in constructed wetland systems were selected as test plants in this study. COD, NH₄-N, NO₂-N, NO₃-N, PO₄-P, color, turbidity, pH, ORP and EC were determined for

input and output samples of both raw wastewater and synthetic wastewaters that were prepared from commercial Yellow 2G and Indigo dyes.

The results indicated that considerable amount of color and organic matters could be removed from raw textile wastewater and textile dyes by using vertical flow wetland systems. Moreover, the results showed that vegetation in constructed wetlands was effective especially in the removal of ammonia. However, it was observed that this effect was not significant for the removal of phosphorus. Results showed that the structural decompositions caused by the plants for Indigo dye was lower than the decomposition of Yellow 2G dye. So, there is a significant difference between planted and unplanted reactors for the pollutants removal at Set 2 which treated the Yellow 2G dye effectively.

SEM results showed biofilm formations and FTIR analysis confirmed the existence of decomposition end-products of dyes in the anaerobic environment. It was observed that using pumice stone and zeolite, together, as filtering media was beneficial. In this study carried out with uses of *Canna indica* and *Typha angustifolia* in this study showed that the type of plant is not significant factor for the pollutant removal.

Keywords: Denim dyeing textile wastewater, vertical flow constructed wetland, *Canna indica*, *Typha angustifolia*, Indigo, Yellow 2G, zeolite, pumice stone

Bilim için kalbi atan tüm insanlığa...

TEŞEKKÜR

Tüm çalışmalarım boyunca bilgi, deneyim ve sabrını benden esirgemeyen ve tezimin her aşamasında bana maddi, manevi yardımcı olan danışmanım Sayın Yrd. Doç. Dr. Arda YALÇUK'a, çalışmamda kullandığım atık su ve tekstil boyaları temininde yardımcı olan REALKOM TEKSTİL ÜRÜNLERİ SAN. PAZ. VE DIŞ TİC. A.Ş.'den değerli Çevre Mühendisi Sayın Özge AKGÜN'e, çalışmam boyunca değerli bilgilerini benden esirgemeyen ve yönlendirmeleriyle tezime katkıda bulunan Sayın Prof. Dr. Duran KARAKAŞ ve Yrd. Doç. Dr. Hamdi ZENGİNBAL'a, laboratuvar çalışmalarının yapılmasında ortam sağlama açısından Çevre Mühendisliği Bölümüne ve yardımlarından dolayı okulumuzdaki tüm uzman arkadaşlara, hayatımın her aşamasında bana maddi-manevi desteklerini esirgemeyen başta babaannem olmak üzere tüm aileme, canım dostlarıma ve hocamın annesi Sayın Zühal YALÇUK Hanımefendi'ye, tezi desteklemesi, mali kaynak sağlaması açısından üniversitemiz BAP birimine sonsuz teşekkürlerimi sunarım.

İÇİNDEKİLER

ÖZET.....	iii
ABSTRACT.....	v
İTHAF.....	vii
TEŞEKKÜR.....	viii
İÇİNDEKİLER.....	ix
ÇİZELGELER DİZİNİ.....	xv
ŞEKİLLER DİZİNİ.....	xx
SİMGELER VE KISALTMALAR DİZİNİ.....	xxvi
1. GİRİŞ.....	1
2. GENEL BİLGİLER VE KAYNAK ARAŞTIRMASI.....	9
2.1. Tekstil Endüstrisi.....	9
2.1.1. Tekstil endüstrisi genel tanımı.....	9
2.1.2. Türkiye’de tekstil sektörü.....	10
2.1.3. Tekstil endüstrisi genel prosesleri.....	10
2.1.3.1. İplik üretimi.....	11
2.1.3.2. Dokuma.....	12
2.1.3.3. Boyama (Renklendirme).....	13
2.1.3.4. Örgü kumaşlara uygulanan ıslak işlemler.....	13
2.1.3.5. Dokuma kumaşlara uygulanan ıslak işlemler.....	15
2.1.4. Tekstil endüstrisi atıksu kaynakları ve özellikleri.....	16

2.1.4.1. Haşılama ve haşıl sökme.....	19
2.1.4.2. Yıkama.....	22
2.1.4.3. Yün Karbonizasyonu.....	22
2.1.4.4. Keçeleştirme.....	22
2.1.4.5. Ağartma.....	23
2.1.4.6. Mersevizasyon.....	23
2.1.4.7. Boyama.....	23
2.1.4.8. Baskı.....	26
2.1.4.9. Apreleme (Bitim İşlemleri).....	26
2.1.5. Tekstil endüstrisi atık su kaynakları ve özellikleri.....	26
2.1.6. Tekstil atıksularının arıtım yöntemleri.....	34
2.1.6.1. Tekstil atıksularının arıtımında yapılan çalışmalar.....	48
2.2. Bitki ile Arıtım Mekanizmaları (Phytoremediation).....	45
2.2.1. Bitkisel özümleme (Phytoextraction).....	47
2.2.2. Köklerle süzme (Rhizofiltration).....	48
2.2.3. Köklerle sabitleme (Phytostabilization).....	49
2.2.4. Köklerle bozunum (Rhizodegradation).....	49
2.2.5. Bitkisel buharlaştırma (Phytovolatilization).....	50
2.2.6. Bitkisel bozunum (Phytodegradation).....	50
2.3. Yapay Sulak Alanlar.....	52
2.3.1. Yüzey akışlı sulak alanlar.....	59
2.3.2. Yüzeyaltı akışlı sulak alanlar.....	61
2.4. Yapay Sulak Alanlarda Arıtım Mekanizmaları.....	65
2.4.1. Sulak alanlarda karbon giderimi.....	65
2.4.2. Sulak alanlarda azot giderimi.....	67

2.4.3.Sulak alanlarda fosfor giderimi.....	72
2.4.4.Sulak alan bitkilerinde oksijen transferi.....	76
3. MATERYAL VE METOD.....	77
3.1. Ham Tekstil Atık suyu.....	77
3.2. Sentetik Atık sular.....	83
3.3. Deneysel Çalışmalarda Kullanılan Yapay Sulak Alan Sistemleri.....	84
3.3.1.Büyük çaplı dairesel reaktörler.....	84
3.3.2.Küçük çaplı dairesel reaktörler.....	85
3.4. Çalışmada Uygulanan Setler.....	87
3.4.1.Set 1.....	87
3.4.2.Set 2 ve Set 3.....	89
3.5. Sulak Alan Sistemlerinde Kullanılan Bitkiler.....	93
3.5.1.Typha angustifolia.....	93
3.5.2.Canna indica.....	94
3.6. Sulak Alan Sistemlerinde Kullanılan Tekstil Boyaları.....	95
3.6.1. Yellow 2G.....	95
3.6.2.Lava Dye Indigo Blue GLF.....	95
3.7. Analizler.....	98
3.7.1.KOİ Analizi.....	98
3.7.2.Nitrit (NO ₂ -N) analizi.....	99
3.7.3.Nitrat (NO ₃ -N) analizi.....	99
3.7.4.Amonyum (NH ₄ -N) analizi.....	99
3.7.5.Orto-Fosfat (PO ₄ -P) analizi.....	99
3.7.6.Renk analizi.....	100

3.7.7. Diğer ölçümler.....	101
3.7.8. SEM analizi.....	101
3.7.9. FTIR analizi.....	101
3.7.10. İstatistiksel analiz.....	102
4. ELDE EDİLEN SONUÇLAR VE TARTIŞMA.....	103
4.1. SET 1.....	105
4.1.1. Set 1’de elde edilen arıtım veriminin incelenmesi.....	105
4.1.1.1. KOİ giderimi.....	106
4.1.1.2. PO ₄ -P giderimi.....	114
4.1.1.3. Azot giderimi.....	122
A. NH ₄ -N giderimi.....	122
B. NO ₂ -N ve NO ₃ -N değişimi.....	125
C. Reaktörlerde derinliğe göre NH ₄ -N ve NO ₃ -N değişiminin incelemesi.....	128
4.1.1.4. EC değişimi.....	134
4.1.1.5. Bulanıklık giderimi.....	135
4.1.1.6. ORP değişimi.....	138
4.1.1.7. Renk giderimi.....	140
4.1.1.8. Bitki gelişimi.....	144
4.1.1.9. Taramalı elektron mikroskopisi (SEM).....	147
4.2. SET 2.....	149
4.2.1. Set 2’de elde edilen arıtım veriminin incelenmesi.....	149
4.2.1.1. KOİ giderimi.....	149
4.2.1.2. PO ₄ -P giderimi.....	156

4.2.1.3. Azot giderimi.....	158
A. NH ₄ -N giderimi.....	158
B. NO ₂ -N ve NO ₃ -N değişimi.....	161
4.2.1.4. EC değişimi.....	163
4.2.1.5. Bulanıklık giderimi.....	165
4.2.1.6. ORP değişimi.....	167
4.2.1.7. Renk giderimi.....	168
4.2.1.8. Bitki gelişimi.....	171
4.2.1.9. Taramalı elektron mikroskopisi (SEM).....	173
4.2.1.10. FTIR analizi.....	175
4.3. SET 3.....	177
4.3.1. Set 3’de elde edilen arıtım veriminin incelenmesi.....	177
4.3.1.1. KOİ giderimi.....	179
4.3.1.2. PO ₄ -P giderimi.....	183
4.3.1.3. Azot giderimi.....	186
A. NH ₄ -N giderimi.....	186
B. NO ₂ -N ve NO ₃ -N değişimi.....	188
4.3.1.4. EC değişimi.....	193
4.3.1.5. Bulanıklık giderimi.....	195
4.3.1.6. ORP değişimi.....	196
4.3.1.7. Renk giderimi.....	198
4.3.1.8. Bitki gelişimi.....	201
4.3.1.9. Taramalı elektron mikroskopisi (SEM).....	203
4.3.1.10. FTIR analizi.....	205
5. SONUÇ VE ÖNERİLER.....	207

6. KAYNAKÇA.....	212
7. EKLER DİZİNİ.....	233
8. ÖZGEÇMİŞ.....	265

.

ÇİZELGELER DİZİNİ

Çizelge 2.1 Alt kategorilere göre su oluşturan sistemler.....	18
Çizelge 2.2 Farklı tekstil endüstrilerine ait işlem basamakları ve atık su karakterizasyonu.....	21
Çizelge 2.3 Tekstil Atık sularında Bulunan Kimyasallar.....	25
Çizelge 2.4 Boyama atık sularının karakteristikleri.....	28
Çizelge 2.5 Tekstil Sanayi Atık Sularının Alıcı Ortama Deşarj Standartları, Sektör: Tekstil Sanayi (Dokunmuş Kumaş Terbiyesi ve Benzerleri).....	29
Çizelge 2.6 Tekstil atık sularının ortalama karakteristikleri.....	33
Çizelge 2.7 Yapay sulak alanlarda kullanılan köklü ve yüzücü bitkiler.....	58
Çizelge 2.8 Fiziksel, Kimyasal, Biyolojik Proseslerin Özeti.....	65
Çizelge 3.1 Deney süresince tekstil fabrikasından alınan tekstil atık suyunun özellikleri.....	81
Çizelge 3.2 Deneylerde kullanılan sentetik atıksıların giriş parametreleri.....	83
Çizelge 3.3 Set 1’de kullanılan dolgu malzemeleri ve yatak içindeki derinliği.....	89
Çizelge 3.4 Set 1’de kullanılan dolgu malzemeleri ve yatak içindeki derinliği.....	89
Çizelge 3.5 Set 2 ve Set 3’de kullanılan dolgu malzemeleri ve yatak içindeki derinliği, cm.....	91

Çizelge 3.6 Set 2 ve Set 3'deki reaktörlerin hidrolik bilgileri.....	91
Çizelge 3.7 Analiz yöntemleri.....	98
Çizelge 4.1 Set 1'deki işletme parametreleri.....	107
Çizelge 4.2 Set 1'de alt musluklardan alınan numuneler için 2-yönlü Dunnett testi (G: giriş, R1:kontrol, R2:Canna, R3:Typha reaktörü).....	110
Çizelge 4.3 Set 1'de alt musluklardan alınan numuneler için Tukey HSD testi	110
Çizelge 4.4 Set 1'de orta musluklardan alınan numuneler için 2-yönlü Dunnett testi (G:giriş, R1:kontrol, R2:Canna, R3:Typha reaktörü)	112
Çizelge 4.5 Set 1'de orta musluklardan alınan numuneler için Tukey HSD testi	112
Çizelge 4.6 Alt ve orta katmanlardaki KOİ giderimi için Independent Samples t-test (R1A: Kontrol alt, R10: Kontrol orta, R2A:Canna alt, R2O:Canna orta, R3A:Typha alt, R3O:Typha orta).....	114
Çizelge 4.7 Set 1 için giriş ve çıkış reaktörlerin alt musluklarından alınan numunelerde PO ₄ -P giderimi (2 yönlü Dunnett testi, G:giriş, R1:Kontrol, R2:Canna, R3:Typha).....	116
Çizelge 4.8 Set 1'de reaktörlerin alt musluklarından alınan numuneler için Tukey HSD.....	118
Çizelge 4.9 Set 1 için giriş ve çıkış reaktörlerin orta musluklarından alınan numunelerde PO ₄ -P giderimi (2 yönlü Dunnett testi, G:giriş, R1:Kontrol, R2:Canna, R3:Typha).....	118
Çizelge 4.10 Set 1'de reaktörlerin orta musluklarından alınan numuneler için Tukey HSD.....	119

Çizelge 4.11 Set 1 için giriş ve çıkış reaktörlerin alt musluklarından alınan numunelerde $\text{NH}_4\text{-N}$ giderimi (2 yönlü Dunnett testi, G:giriş, R1:Kontrol, R2:Canna, R3:Typha).....	123
Çizelge 4.12 Set 1’de reaktörlerin alt musluklarından alınan numuneler için Tukey HSD.....	124
Çizelge 4.13 Set 1 için giriş ve çıkış reaktörlerin alt musluklarından alınan numunelerde $\text{NO}_2\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$ giderimi (2 yönlü Dunnett testi, G:giriş, R1:Kontrol, R2:Canna, R3:Typha).....	126
Çizelge 4.14 Set 1’de reaktörlerin alt musluklarından alınan numuneler için Tukey HSD.....	127
Çizelge 4.15 Set 1’de reaktörlerden alınan numuneler için Tukey HSD.....	135
Çizelge 4.16 Set 1’de reaktörlerden alınan numuneler için Tukey HSD.....	137
Çizelge 4.17 Set 1’de reaktörlerden alınan numuneler için Tukey HSD.....	143
Çizelge 4.18 Set 2'deki işletme parametreleri.....	150
Çizelge 4.19 Set 2 için giriş ve çıkış reaktörlerindeki KOİ giderimi (2 yönlü Dunnett testi, G:giriş, R1:Kontrol, R2:Canna, R3:Typha).....	151
Çizelge 4.20 Set 2’de reaktörlerden alınan numuneler için Tukey HSD testi....	153
Çizelge 4.21 Set 2 için giriş ve çıkış reaktörlerin alt musluklarından alınan numunelerde $\text{PO}_4\text{-P}$ giderimi (2 yönlü Dunnett testi, G:giriş, R1:Kontrol, R2:Canna, R3:Typha).....	156
Çizelge 4.22 Set 2’de reaktörlerden alınan numuneler için Tukey HSD.....	157
Çizelge 4.23 Set 2 için giriş ve çıkış reaktörlerinden alınan numunelerde $\text{NH}_4\text{-N}$ giderimi (2 yönlü Dunnett testi, G:giriş, R1:Kontrol, R2:Canna, R3:Typha)	159

Çizelge 4.24 Set 2’de reaktörlerin için Tukey HSD.....	160
Çizelge 4.25 Set 2 için giriş ve çıkış reaktörlerinden alınan numunelerde NO ₂ - N ve NO ₃ -N giderimi (2 yönlü Dunnett testi, G:giriş, R1:Kontrol, R2:Canna, R3:Typha).....	162
Çizelge 4.26 Set 2’de reaktörlerden alınan numuneler için Tukey HSD.....	163
Çizelge 4.27 Set 2’de reaktörlerden alınan numuneler için Tukey HSD.....	165
Çizelge 4.28 Set 2’de reaktörlerden alınan numuneler için Tukey HSD.....	166
Çizelge 4.29 Set 2 için giriş ve çıkış reaktörlerinden alınan numunelerde renk giderimi (2 yönlü Dunnett testi, G:giriş, R1:Kontrol, R2:Canna, R3:Typha).....	169
Çizelge 4.30 Set 2’de reaktörlerden alınan numuneler için Tukey HSD.....	170
Çizelge 4.31 Set 3'deki işletme parametreleri.....	178
Çizelge 4.32 Set 3 için giriş ve çıkış reaktörlerindeki KOİ giderimi (2 yönlü Dunnett testi, G:giriş, R1:Kontrol, R2:Canna, R3:Typha).....	179
Çizelge 4.33 Set 3’de reaktörlerden alınan numuneler için Tukey HSD testi....	180
Çizelge 4.34 Set 3 için giriş ve çıkış reaktörlerinden alınan numunelerde PO ₄ - P giderimi (2 yönlü Dunnett testi, G:giriş, R1:Kontrol, R2:Canna, R3:Typha).....	185
Çizelge 4.35 Set 3’de reaktörlerden alınan numuneler için Tukey HSD.....	185
Çizelge 4.36 Set 3 için giriş ve çıkış reaktörlerinden alınan numunelerde NH ₄ - N giderimi (2 yönlü Dunnett testi, G:giriş, R1:Kontrol, R2:Canna, R3:Typha).....	186
Çizelge 4.37 Set 3’de reaktörlerin için Tukey HSD.....	188

Çizelge 4.38 Set 3 için giriş ve çıkış reaktörlerinden alınan numunelerde NO ₃ - N giderimi (2 yönlü Dunnett testi, G:giriş, R1:Kontrol, R2:Canna, R3:Typha).....	190
Çizelge 4.39 Set 3’de reaktörlerin için Tukey HSD.....	190
Çizelge 4.40 Set 3’de reaktörlerin için Tukey HSD.....	196
Çizelge 4.41 Set 3 için giriş ve çıkış reaktörlerinden alınan numunelerde renk giderimi (2 yönlü Dunnett testi, G:giriş, R1:Kontrol, R2:Canna, R3:Typha)....	199
Çizelge 4.42 Set 3’de reaktörlerden alınan numuneler için Tukey HSD.....	201

ŞEKİLLER DİZİNİ

Şekil 2.1 Tekstil üretim zinciri	12
Şekil 2.2 Örgü kumaşlara uygulanan ıslak işlemler.....	14
Şekil 2.3 Dokuma kumaşlara uygulanan ıslak işlemler.....	16
Şekil 2.4 Endüstrilerden gelen boyalı atık sular.....	31
Şekil 2.5 Renkli çözeltinin enzimatik reaksiyonlarla renksiz çözeltiliye dönüşmesi.....	32
Şekil 2.6 Boyar madde içeren atıksuların arıtımında kullanılan prosesler diyagramı.....	35
Şekil 2.7 Genel arıtım planlaması.....	52
Şekil 2.8 Sulak alanlarda abiotik prosesler.....	53
Şekil 2.9 Sulak alanlarda biotik prosesler.....	54
Şekil 2.10 Sulak alan bitkilerinin kök yapıları.....	57
Şekil 2.11 Yüzey akışlı yapay sulak alan.....	59
Şekil 2.12 Yüzey akışlı sistemin genel görünümü.....	60
Şekil 2.13 Yüzey akışlı sistemin boyuna kesiti.....	61
Şekil 2.14 Yüzeyaltı akışlı sistemin genel görünümü.....	62
Şekil 2.15 Yüzeyaltı akışlı sistemin boyuna kesiti	63
Şekil 2.16 Yüzey akışlı yapay sulak alanlarda BOİ/Karbon giderim mekanizmaları.....	68
Şekil 2.17 Yapay sulak alanlarda azot giderim mekanizmaları.....	71

Şekil 2.18 Yapay sulak alanlarda fosfor giderim mekanizmaları.....	75
Şekil 3.1Düzce REALKOM Tekstil Fabrikası İş Akış Şeması.....	79
Şekil 3.2 Kot boyama atık sularının arıtıldığı atık su tesisi.....	80
Şekil 3.3 Ham tekstil atık suyu numune alma noktası.....	82
Şekil 3.4 Büyük çaplı dairesel reaktörlerin görünümü.....	84
Şekil 3.5 Küçük çaplı dairesel reaktörlerin görünümü.....	85
Şekil 3.6 Set 1'deki yapay sulak alan düzenekleri.....	88
Şekil 3.7 Set 2 ve Set 3'deki yapay sulak alan düzenekleri.....	90
Şekil 3.8 <i>Typha angustifolia</i>	93
Şekil 3.9 <i>Canna indica</i>	94
Şekil 3.10 Sentetik Yellow 2G Boyası Açık Formülü	95
Şekil 3.11 Sentetik Indigo Boyası Açık Formülü	97
Şekil 4.1 Set 1'deki reaktörlerin alt musluklarından alınan numunelerin KOİ değişimi	108
Şekil 4.2 Set 1'deki reaktörlerin alt musluklarından alınan numunelerin %KOİ değişimi	108
Şekil 4.3 Set 1'deki reaktörlerin orta musluklarından alınan numunelerin KOİ değişimi	111
Şekil 4.4 Set 1'deki reaktörlerin orta musluklarından alınan numunelerin %KOİ değişimi	111
Şekil 4.5 Set 1'de kullanılan bitkilerin kök boyu değişimleri, cm	113
Şekil 4.6 Set 1'deki PO ₄ -P değişimi	116
Şekil 4.7 Set 1'deki alt musluktan alınan numunelerdeki %PO ₄ -P giderimi ...	117

Şekil 4.8 Set 1'deki orta musluklardan alınan numunelerdeki $\%PO_4\text{-P}$ giderimi.....	119
Şekil 4.9 Set 1'deki $PO_4\text{-P}$ değişimleri (a) Kontrol-alt ve Kontrol-orta, (b) Canna-alt, Canna-orta, (c) Typha-alt, Typha-orta.....	121
Şekil 4.10 Set 1'deki alt musluklardan alınan numunelerdeki $NH_4\text{-N}$ değişimi.....	122
Şekil 4.11 Set 1'deki alt musluklardan alınan numunelerdeki $\%NH_4\text{-N}$ giderimi.....	125
Şekil 4.12 Set 1'deki alt musluklardan alınan numunelerdeki $NO_2\text{-N}$ değişimi.....	125
Şekil 4.13 Set 1'deki alt musluklardan alınan numunelerdeki $NO_3\text{-N}$ değişimi.....	126
Şekil 4.14 Set 1'deki alt musluklardan alınan numunelerdeki pH değişimi	128
Şekil 4.15 Set 1'de Canna reaktöründe farklı derinliklerde $NH_4\text{-N}$ konsantrasyonu.....	129
Şekil 4.16 Set 1'de Canna reaktöründe farklı derinliklerde $NO_3\text{-N}$ konsantrasyonu.....	131
Şekil 4.17 Set 1'de Typha reaktöründe farklı derinliklerde $NH_4\text{-N}$ konsantrasyonu.....	131
Şekil 4.18 Set 1'de Typha reaktöründe farklı derinliklerde $NO_3\text{-N}$ konsantrasyonu.....	132
Şekil 4.19 Set 1'de Kontrol reaktöründe farklı derinliklerde $NH_4\text{-N}$ konsantrasyonu.....	133

Şekil 4.20 Set 1’de Kontrol reaktöründe farklı derinliklerde $\text{NO}_3\text{-N}$ konsantrasyonu.....	134
Şekil 4.21 Set 1’de EC değişimi.....	135
Şekil 4.22 Set 1’deki bulanıklık değişimi.....	136
Şekil 4.23 Set 1’de %Bulanıklık giderimi.....	137
Şekil 4.24 Set 1’de alt musluklardan alınan numunelerdeki ORP değişimi....	139
Şekil 4.25 Set 1’de orta musluklardan alınan numunelerdeki ORP değişimi ..	140
Şekil 4.26 Set 1’de alt musluklardan alınan numunelerdeki renk giderimi	142
Şekil 4.27 Set 1’de orta musluklardan alınan numunelerdeki renk giderimi...	142
Şekil 4.28 Set 1’de alt musluklardan alınan numunelerdeki % renk giderimi	143
Şekil 4.29 Set 1’de orta musluklardan alınan numunelerdeki %renk giderimi	144
Şekil 4.30 Set 1’de bitkilerin haftalara göre boy ortalaması.....	145
Şekil 4.31 Set 1’de <i>Typha angustifolia</i> bitkilerindeki kök gelişimi.....	146
Şekil 4.32 Set 1’de <i>Canna indica</i> bitkilerindeki kök gelişimi	146
Şekil 4.33 (A) Zeolit dolgu malzemesinin taramalı elektron mikrografı X 1000 (B) Kontrol reaktörü zeolit katmanı X 1000 (C) <i>Canna</i> reaktörü zeolit katmanı X 500 (D) <i>Typha</i> reaktörü zeolit katmanı X 1000.....	148
Şekil 4.34 Set 2’de KOİ değişimi.....	151
Şekil 4.35 Set 2’de % KOİ değişimi.....	152
Şekil 4.36 Set 2’de kullanılan bitkilerin boylarındaki değişim, cm.....	153
Şekil 4.37 Set 2 reaktörü <i>Canna</i> reaktörü (a) çalışmanın 1. günü, (b) çalışmanın 43.günü.....	154
Şekil 4.38 Set 2’deki $\text{PO}_4\text{-P}$ değişimi.....	156

Şekil 4.39 Set 2’deki %PO ₄ -P giderimi.....	157
Şekil 4.40 Set 2’deki NH ₄ - N değişimi.....	159
Şekil 4.41 Set 2’deki %NH ₄ - N değişimi.....	160
Şekil 4.42 Set 2’deki NO ₂ - N değişimi.....	161
Şekil 4.43 Set 2’deki NO ₃ - N değişimi.....	162
Şekil 4.44 Set 2’deki reaktörlerdeki pH değişimi.....	163
Şekil 4.45 Set 2’deki reaktörlerdeki EC değişimi.....	164
Şekil 4.46 Set 2’deki reaktörlerdeki bulanıklık konsantrasyonu değişimi.....	166
Şekil 4.47 Set 2’deki reaktörlerdeki %bulanıklık giderimi.....	166
Şekil 4.48 Set 2’de sistemlerdeki ORP değişimi.....	167
Şekil 4.49 Set 2’de sistemlerdeki renk giderimi (Pt/Co).....	168
Şekil 4.50 Set 2’de sistemlerdeki renk giderimi (mg/l).....	168
Şekil 4.51 Set 2’de sistemlerdeki %renk giderimi.....	169
Şekil 4.52 Set 2’de bitkilerin haftalara göre boy ortalaması.....	171
Şekil 4.53 Set 2’de bitkilerdeki kök gelişimi (A)Typha angustifolia başlangıç, (B) Typha angustifolia 10 hafta sonra, (C) Canna indica başlangıç, (D) Canna indica 10 hafta sonra.....	172
Şekil 4.54 (A) Zeolit dolgu malzemesinin taramalı elektron mikrografı X 1000 (B) Kontrol reaktörü zeolit katmanı X 1000 (C) Canna reaktörü (D) Typha reaktörü.....	174
Şekil 4.55 Proses öncesi ve proses sonrasında Yellow 2G FTIR analizi.....	176
Şekil 4.56 Set 3’de KOİ değişimi	179
Şekil 4.57 Set 3’deki %KOİ değişimi.....	180
Şekil 4.58 Set 3’de çalışmanın 8. gününde Canna bitkisindeki değişim.....	181

Şekil 4.59 Set 3’de $\text{PO}_4\text{-P}$ değişimi.....	184
Şekil 4.60 Set 3’de $\%\text{PO}_4\text{-P}$ değişimi.....	184
Şekil 4.61 Set 3’deki $\text{NH}_4\text{-N}$ değişimi.....	186
Şekil 4.62 Set 3’deki $\%\text{NH}_4\text{-N}$ giderimi.....	187
Şekil 4.63 Set 3’de $\text{NO}_2\text{-N}$ değişimi.....	189
Şekil 4.64 Set 3’deki $\text{NO}_3\text{-N}$ konsantrasyonu.....	190
Şekil 4.65 Set 3’de reaktörlerdeki $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$ değişimi.....	191
Şekil 4.66 Set 3’de pH değişimi.....	193
Şekil 4.67 Set 3’deki EC değişimi.....	194
Şekil 4.68 Set 3’deki bulanıklık değişimi.....	195
Şekil 4.69 Set 3’deki $\%$ bulanıklık giderimi.....	196
Şekil 4.70 Set 3’de ORP değişimi.....	198
Şekil 4.71 Set 3’de sistemlerdeki renk giderimi (Pt/Co).....	199
Şekil 4.72 Set 3’de sistemlerdeki renk giderimi (mg/l).....	199
Şekil 4.73 Set 3’de sistemlerdeki $\%$ renk giderimi.....	200
Şekil 4.74 Set 3’de bitkilerin aylara göre boy ortalaması.....	202
Şekil 4.75 Set 3’de bitkilerdeki kök gelişimi (A) <i>Typha angustifolia</i> başlangıç, (B) <i>Typha angustifolia</i> 14 hafta sonra, (C) <i>Canna</i> <i>indica</i> başlangıç, (D) <i>Canna indica</i> 14 hafta sonra.....	203
Şekil 4.76 (A) Zeolit dolgu malzemesinin taramalı elektron mikrografı X 1000 (B) Kontrol reaktörü zeolit katmanı X 1000 (C) <i>Canna</i> reaktörü zeolit katmanı X 1000 (D) <i>Typha</i> reaktörü zeolit katmanı X 1000.....	204
Şekil 4.77 Proses öncesi ve proses sonrasında Indigo Blue GLF FTIR analizi	206

SİMGELER VE KISALTMALAR DİZİNİ

BOİ	: Biyolojik Oksijen İhtiyacı
EDS	: Enerji Dağılım Spektrometresi (Energy dispersive spectrometer)
FTIR	: Fourier Dönüşümlü Kızılötesi Spektroskopisi (Fourier transform infrared spectroscopy)
G	: Giriş reaktörü
HRT	: Hidrolik bekleme süresi
HLR	: Hidrolik yükleme hızı
KOİ	: Kimyasal oksijen ihtiyacı
OLR	: Organik yükleme hızı
p	: İstatistiksel parametre
R1	: Kontrol reaktörü
R2	: Canna reaktörü
R3	: Typha reaktörü
SEM	: Taramalı elektron mikroskopu (Scanning electron microscope),
Y-2G	: Yellow 2G

1. GİRİŞ

Çağımızda artan nüfusla birlikte, insanların moda ve yaşam şekline bağlı olarak görünüş ve giyim talepleri artmakta, bu yüzden tekstil endüstrisi bu talepleri karşılamak için sürekli gelişim göstermektedir. Tekstil endüstrisi Türkiye'nin de gayrisafi milli hasılasına katkı yapan önemli geçim kaynaklarından birini oluşturur. Türkiye’de tekstil endüstrisi, ülkedeki 500 büyük sanayii kuruluşunun 117’sini oluşturmakta ve son yıllarda ivmelenme kazanarak dünya üzerinde daha da önemli bir yere sahip olmaktadır (Yılmaz,2006). Tekstil endüstrisindeki bu gelişme, hem Türkiye hem de geçim kaynağının önemli bir bölümünü bu endüstrisinden sağlayan diğer ülkeler için ekonomideki yükselmeye pozitif; çevre kirliliğine olan katkıları nedeniyle de negatif sonuçlar oluşturmaktadır.

Tekstil sektöründe, hazır ya da üretilmiş ipliğin kumaşa dönüşümü (iplik üretimi, iplik bükümü, dokuma) ya da ilişkili üretimler, boyama ve üretimin diğer aşamaları ile son ürünler meydana getirilmektedir (EPA, 1997). Boyama ve terbiye proseslerinde, doğal fiberlerin yıkama ve ağartma basamaklarından oluşan atıksular, büyük miktarlarda ve değişik kompozisyonlarda olmaktadır (Uzal ve ark. 2005; Işık ve ark. 2005).

Bu prosesler doğal fiberlerin, boyaların, proses yardımcıları ve ürünlerin çeşitliliğinden dolayı geleneksel arıtma tesisleriyle yeteri kadar arıtilamayan, aşırı karmaşık kimyasal yapı ve çeşitlilikte atıksular açığa çıkarmaktadır.

Ayrıca tekstil atıksuyunun kimyasal kompozisyonu tüketici eğilimlerine göre hızla değişim göstermektedir (Uzal ve ark.2005).

Tekstil endüstrilerinde açığa çıkan bu değişik kompozisyonlara sahip atıksularda en çok bulunan bileşikler arasında sentetik boyalar gösterilebilir. Tekstilin yıllık dünya üretimi 30 milyon tondur ve bunun için yılda ortalama 7×10^5 tonun üzerinde yaklaşık 10.000 farklı boya üretilmekte olup, bu boyaların %10'u endüstriyel tesisi çıkış suları ile alıcı su ortamlarına verilmektedir (Talarposhti ve ark. 2001; Uzal ve ark. 2005; Sponza ve ark. 2000). Boya banyolarındaki sıvı içerisinde yaklaşık 1000 mg/l boya konsantrasyonu bulunmaktadır. Başlangıçtaki boya miktarının %40'ı kumaşa fikse edilmeden kalmakta ve atıksuya geçmektedir (Şen ve ark. 2003; Manu ve ark. 2002). Tekstil atıksularının KOİ derişimleri genellikle 1000 mg/l civarında değişirken, içindeki boyar madde derişimi maksimum 200-400 mg/l civarında olmaktadır (Işık ve ark. 2004). Tekstil boyalarının %1-2 üretim sırasında kaybolurken %1-10 kullanım sırasında kaybolmaktadır. Reaktif boyalar için bu oran %4'dür (Forgacs ve ark. 2004). Sentetik boyalar, günümüz teknolojisinde birçok alanda kullanılmaktadır. Örneğin; tekstil endüstrisinin farklı kollarında (Gupta ve ark. 1992; Shukla ve Gupta, 1992; Sokolowska-Gajda ve ark. 1996), deri tabaklama endüstrisinde (Tünay ve ark. 1999; Kabadasil ve ark. 1999) kağıt üretiminde (Ivanov ve ark. 1996), besin teknolojisinde (Bhat ve Mathur, 1998; Slampova ve ark. 2001), tarımsal araştırmalarda (Cook ve Linden, 1997; Kross ve ark. 1996), fotoelektrokimyasal hücrelerde (Wrobel ve ark, 2001) ve saç boyalarında (Scarpi ve ark. 1998) vb.

Boyalar farklı kimyasal yapılar içermektedirler (Talarposhti ve ark. 2001). Fakat genel olarak kromofor ve fonksiyon grubu olmak üzere iki bileşenden oluşmaktadırlar. Kromofor, boyanın rengi için önemli bir bileşendir. Bir ya da birden çok bağ içermektedir. Bu bağlar değişkendir ve ışığı absorplayarak, boyanın parlak renkli görünümünü sağlamaktadırlar. Fonksiyon grubu ise, boyanın yün ipliğine tutunmasını sağlayan kısımdır.

Boyalarda en yaygın kullanılan kromofor grubu, azo grubudur. Diğer önemli gruplar indigo ve sülfür içermektedir. Fonksiyonel grup, boyanın pamuk ya da yün ipliğine bağlanmasını sağlamaktadır. Dünyada yılda bir milyon ton boya üretilmektedir (Santos ve ark. 2004). Azo boyalar, dünyada %60-70 gibi bir kullanım oranına sahiptir ve pamuklu kumaş boyamada kullanılmaktadır. Bu boyalar, tipik olarak -N=N- şeklinde karakterize edilmektedir (Talarposhti ve ark. 2001; Işık ve ark. 2005; Şen ve ark. 2003, Manu ve ark. 2002). Bu çift zincirli azo bağları, renk üretimi, görünür ışığın (400-750 nm) absorbe veya yansımından sorumludur. Tekstil prosesleri sırasında %4-12 azo boyasının evsel veya endüstriyel atık sulara karıştığı düşünülmektedir (Coughlin ve ark. 2002; Scheeren ve ark. 2002). Azo, antraquinon ve indigo çekirdeğine sahip sentetik boyalar mikrobiyal parçalanmaya dirençli olduklarından konvansiyonel aerobik yöntemlerle ayrıştırılamamaktadır (Kulla, 1981).

Çalışmada kullanılan ticari Yellow 2G bir azo boyası olup, suda oldukça iyi çözünabilmektedir. Bu azo boyası, pamuk, ipek, tahta, deri ve kağıt boyamada kullanılmaktadır. Azo boyası olması nedeniyle, E107, alerjilere, hiperaktiviteye ve astıma yol açabilmekte ve bu sebeple de atık sulardan kesinlikle uzaklaştırılmalıdır (Food-Info, 1999). İndigo boyalar ise, pamuklu kumaşları işleyen tekstil endüstrisinin önemli bir kısmını teşkil etmektedir.

İndigonun en önemli tekstil uygulaması, kot kumaşların ve diğer mavi pamuklu giysilerin boyanmasıdır. İndigo boyalar suda çözünmediği için karmaşık bir uygulama prosedürüne sahiptir. Günümüzde bu boyanın kullanımı, boyanın indirgenerek suda çözünebilir (leuco indigo) hale dönüştürülmesi ile yapılmaktadır (Uzal ve ark. 2005; Sponza ve ark. 2000).

Atıksularda renk ve organik maddelerin varlığı bir sorundur ve deşarj edilmeden önce giderilmesi gerekmektedir (Manu ve ark. 2002). Boya, tekstil atıksularında arıtımı en zor olan parametredir (Şen ve ark. 2003). Tekstil boyaları ısı, su, ışık, yükseltgen maddelere karşı oldukça dirençli olup, biyolojik parçalanmaya yüksek kararlılık gösterirler (Lee ve ark. 2004). Diğer bir ifadeyle, tekstil endüstrisi atıksularında KOİ/BOİ oranı 3-4 arasında değişmekte olup, bunun anlamı biyolojik olarak zor ayrışabilirliktir (Charmagne ve Coste, 1996). Tekstil boylaları; renkleri, biyolojik olarak parçalanmamaları ve canlılar üzerinde potansiyel toksisite oluşturmaları nedeni ile atıksu arıtımında problem yaratmaktadır (Talarposhti ve ark. 2001; Işık ve ark. 2005; Manu ve ark. 2002; Işık ve ark. 2004; Kapdan ve ark. 2003). Brown ve Anliker (2007) yoğun boya içeren tekstil atıksularının çevre üzerine etkisini ve bu atıksuların balık ve diğer sucul ortamda yaşayan canlı türleri, bakteri ve bitkiler üzerine olan toksik etkisini özetlemiştir. Örneğin; askıda katı maddeler balıkların solungaçlarını tıkarken hem onları öldürür hem de gelişmelerini kısıtlar. Diğer önemli etkileri de, tekstil boyaları içeren atıksular, ışık geçirgenliğini azaltarak alglerin besin ve oksijen üretebilirliğini azaltarak fotosentetik aktiviteyi kısıtlar (Tüfekci ve ark, 2007). Su çevresinde boya maddesinin toplanması toksik ve kanserojen etki yapacağından tehlikelidir (Kocaer ve Kalkan, 2002).

Boyalı atıksuyun çevreye deşarjı insanlarda beyin, karaciğer, böbrek rahatsızlıklarına sebep olurken üreme ve sinir sistemini tehdit etmektedir (Özcan ve Özcan, 2004).

Türkiye'de Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliği (SKKY, 2004) altında, atıkların ve atıksuların deşarj standartları yönetmelikler halinde sunulmuştur. Tüm bu deşarj standartlarının sıkılığı ve su kaynaklarının yetersizliği nedeniyle, oldukça verimli ve ekonomik arıtma teknolojileri gerekmektedir. Ayrıca, arıtılmış suların geri dönüşümü ve tekrar kullanımı da bir seçenek olabilmektedir. Bu sebeple, fiziko-kimyasal, biyolojik metodlar, bunların kombinasyonları gibi atıksu arıtım metodları, çıkışta deşarj limitlerine ulaşabilmek amacıyla uygulanmaktadır (Manu ve ark. 2002). Bunlara ek olarak kil, bentonit, aktif karbon, uçucu kül, kırmızı toprak ve boksit üzerine boyaların adsorplanması uygulanan yöntemler arasındadır (Goyal ve ark. 2009).

Günümüzde özellikle tekstil atıksularından boya arıtımı üzerine çeşitli araştırmalar yapılmıştır (Şen ve Demirer, 2003; Kurbus ve ark. 2003; Karcher ve ark. 2001; Ojstrsek ve ark. 2007; Golob ve Ojstrsek, 2005). Buna göre kullanılan yaygın metotlar; koagülasyon, flokülasyon, oksidasyon, membran prosesi, adsorpsiyon ve aktif karbon yöntemleridir (Alkan ve ark. 2005). Fakat bu yöntemler, tamamlanamayan iyon değişimi, yüksek enerji ihtiyacı, toksik çamur ve katı atıkların oluşumu, yüksek işletme ve bakım maliyeti, uzun süreli verimsizlikler gibi dezavantajlara sahiptir (Mbuligwe, 2005; Ojstrsek ve ark. 2007).

Tekstil atıksuyu arıtımında kullanılan biyolojik metotlar, düşük maliyetleri nedeniyle fiziko-kimyasal ve fotokimyasal metotlar yerine alternatif oluşturmaktadır. Çeşitli mikroorganizmalar kullanılarak tekstil atıksuları arıtımında farklı biyolojik arıtım metotları gerçekleştirilmektedir. Tek bakteri ve mantar türü tekstil atıksuyu arıtımında başarılı olurken renk gideriminde, tek kültür birçok farklı boya türünün parçalanmasında kısıtlı kalmaktadır (Pearce ve ark. 2003; Andre ve ark. 2007). Özellikle azo boyalarından renk gideriminde aerobik biyolojik arıtım metotları düşük

verim sağlar. Azo boyalarının biyolojik olarak parçalanabilmesi için sırasıyla anaerobik ve aerobik işlemlere ihtiyaç duyulur. Anaerobik mikroorganizmalar tarafından azo bağları kırılır. Daha fazla anaerobik parçalanmaya dirençli, mutajenler olarak adlandırılan aromatik aminler azo boyalarının parçalanmasıyla oluşur. Aromatik amin kalıntıları aerobik ortamda parçalanabilir. Aerobik prosesler organik maddeleri giderirken düşük renk giderimi sağlarlar; anaerobik şartlarda ise yüksek miktarda renk giderilirken organik madde giderimi düşüktür (Ong ve ark. 2009).

Tüm bu nedenlerle, kullanımı basit, verimli, ucuz ve çevreyle dost alternatif bir arıtma metodu gereklidir. Yapay sulak alanlar tüm bu gereksinimleri karşılayan doğal sulak alan ekosistemlerinde gerçekleşen en uygun fiziksel, kimyasal, biyolojik şartları oluşturan sistemlerdir (Zupancic ve ark. 1999).

Yapay sulak alan sistemleri, temeli doğal bileşenlere dayanan (bitki, mikrobiyal kültür) özellikle evsel atıksu, sızıntı suyu, tarım ve endüstriyel atıksularından organik madde, besin ve askıda katı madde giderimi yapan sistemlerdir (Vymazal ve ark. 2006; Tsihrintzis ve ark. 2007; Uysal ve Taner, 2007; Tee ve ark. 2009).

Yapay sulak alan sistemleri ilk kez yaklaşık 40 sene öncesinde Avrupa ve Kuzey Amerika'da küçük ölçekli evsel atıksu arıtımında yapay sulak alan sistemleri ilk kez kullanılmıştır (Manios ve ark. 2002).

Yapay sulak alanlardaki giderim prosesleri abiotik (fiziksel/kimyasal) ve biyotik (mikrobiyal/fitolojik) olmak üzere 2'ye ayrılır. Abiotik prosesler, çökelme, sorpsiyon, yükseltgenme/indirgenme, foto-degradasyon, buharlaşma proseslerinden oluşur. Biyotik prosesler ise, aerobik-anaerobik parçalama mekanizmaları, bitkisel sabitleme ve tutma, bitkisel bozunum, bitkisel buharlaşma, vb. gibi özellikler içermektedir (ITRC, 2003).

Yapay sulak alan sistemleri, yüzey akışlı ve yüzeyaltı akışlı sistemler olarak iki çeşittir. Yüzeyaltı sistemler bitkilerin gelişebilmesi için yatak yapısına sahiptir. Yataklara giren atıksu, mikrobiyolojik parçalama ve birçok fiziksel-kimyasal prosese maruz kalır. Filtre tabakası (kum, çakıl, vb.) porları içerisinde anaerobik ve aerobik prosesler gerçekleşir (Yalcuk ve ark. 2010).

Dikey akışlı sistemlerde yüksek redoks potansiyeli aerobik mikrobiyal prosese zemin hazırlar (IWA, 2000). Yüzey akışlı ve yatay akışlı sistemlerle kıyaslandığında, dikey akışlı sistemlerde yüksek verimde nitrifikasyon ve BOİ giderimi sağlanabilirken denitrifikasyon düşük seviyede kalmaktadır (Vymazal, 2007). Fosforun dolgu malzemesi üzerine adsorpsiyonu fosfor gideriminde etkin mekanizmadır (IWA, 2000). Sulak alanlarla yapılan çalışmalarda son yıllarda adsorpsiyon kapasitesi yüksek, hafif, maliyeti ucuz dolgu malzemeleri kullanılmaktadır. Yapılan bu çalışmada ise, Türkiye’de çokça bulunan, ekonomik ve özellikle amonyak ve fosfor için iyi bir adsorbent olan zeolit (klinoptilolit) ve pomza taşı kullanılmıştır.

Kullanılan bu dolgu malzemelerinin amacı, mikroorganizmalar için etkin bir biyofilm yüzeyi oluşturabilmektir. Sulakalanlarda yetişen bitkiler su ile doymuş dolgu malzemeleri içinde yataklar içerisinde gelişim göstermektedir. En çok kullanılan sulak alan bitkileri arasında *Typha angustifolia*, *Typha latifolia*, *Cannaceae*, *Phragmites australis* vb. gelmektedir.

Bitkiler dışardan kökleri vasıtasıyla aldıkları oksijeni taşıyarak aerobik bir ortam oluşmasını sağlarlar. Derin ve yüksek yüklemeli yapay sulak alan sistemlerinde köklerin oksijen iletimi sınırlı olmakta ve anaerobik şartlar meydana gelebilmektedir (Yalcuk, 2007).

Bu çalışmanın amacı; Türkiye’de de önemli bir yere sahip kot boyama tekstil endüstrisinden çıkan atık suların ve yine bu endüstride yoğun bir şekilde

kullanılan ticari Indigo ve Yellow 2G boyalarının arıtımında yapay sulak alan sistemlerinin kullanılabilirliğini incelemektir.

Yapılan laboratuvar ölçekli bu çalışmada, farklı dolgu malzemelerinin ve bitki çeşidinin organik madde, azot, fosfor ve renk giderimi üzerine etkisi dikey akışlı sistemlerde incelenmiştir. Her bir set için amonyak, KOİ, nitrit, nitrat, renk, fosfor konsantrasyonları periyodik olarak alınan numunelerle incelenmiştir. Bununla birlikte, setlerdeki pH, ORP, EC ve bulanıklık değerleri de izlenmiştir. SEM ve FTIR analizleri ile de sırası ile biyofilm oluşumu ve bozunma ürünlerinin varlığı belirlenmiştir.

2. GENEL BİLGİLER VE KAYNAK ARAŞTIRMASI

2.1 Tekstil Endüstrisi

2.1.1 Tekstil endüstrisi genel tanımı

Tekstil endüstrisi, pamuk, pamuklu iplik ve dokuma, yün, yünlü iplik ve dokuma, ipek, ipekli dokuma, sentetik iplik, sentetik dokuma, kord bezi, keten, kenevir ve tüm bunların türevlerinden elde edilen ürünlerin kullanıldığı hazır giyim-konfeksiyon ile el ve makine halıları alt sektörlerinden meydana gelmektedir (Aruoba, 1999). Tekstil sanayii, imalat sanayii içerisinde yer alan en uzun ve kompleks endüstriyel zincirlerden birisidir. Giyim, ev tekstilleri ve endüstriyel kullanım olmak üzere üç temel nihai kullanım alanından doğan bir talebe sahip olan, küçük ve orta ölçekli girişimlerin hakim olduğu ve alt sektörlerle parçalanmış heterojen bir sektördür. Tekstil sanayii, hammaddelerden (kimyasal lifler) yarı işlenmiş ürünlerin (iplik, dokuma ve örme kumaşlar ile bunların terbiye işlemleri) ve nihai ürünlerin (halılar, ev tekstilleri, giyim ve endüstriyel kullanıma sahip tekstiller) üretimine kadar olan üretim halkasının tamamını kapsayan çok sayıdaki alt sektörden oluşmaktadır (IPPC, Tekstil Sanayi için BAT, 2002).

2.1.2 Türkiye'de tekstil sektörü

Tekstil endüstrisi, diğer gelişmekte olan ülkelerde olduğu gibi Türkiye'de de gerek üretim ve istihdama katkısı ve gerekse ihracat yoluyla ekonomiye döviz kazandırması nedeniyle ekonominin lokomotif sektörü olma özelliğini sürdürmektedir.

Tekstil endüstrisinin ekonomiye katkısı dikkate alındığında, rekabetçiliğinin artırılması ve sürdürülmesi Türkiye açısından hayati önem taşımaktadır. Türkiye tekstil endüstrisinin üstünlükleri; yüksek üretim kapasitesi, hammaddenin bolluğu, endüstrideki deneyim ve bilgi birikimi, teslimat süresinin kısalığı, kaliteli üretim, uygun maliyet, esnek üretim ve ürün çeşitliliği gibi faktörlerden kaynaklanmaktadır (Kök ve Çoban, 2005).

Üretiminin yaklaşık yarısını ihraç eden Türkiye tekstil endüstrisinin genel ihracattaki payı %33,2, genel ithalattaki payı ise %7,4'tür. Dünya tekstil ihracatında %2,3'lük pay ile 14. ve dünya hazır giyim ihracatında %3,3'lük pay ile 6. sırada bulunan Türkiye tekstil endüstrisi, dünyanın 7. en büyük ihracatçı ülkesi konumundadır (TÜSİAD, 2002).

2.1.3 Tekstil endüstrisi genel prosesleri

Tekstil sektörü, çok sayıda alt sektörden oluşan heterojen bir yapıya sahiptir. Endüstride sentetik elyaf üretimi; doğal, sentetik elyaf hazırlama ve iplik üretimi; kumaş dokuma, örme, dokusuz yüzeyli (non-woven) kumaş üretimi ve halı imalatı süreçlerini içermektedir. Tekstil endüstrisinde imalat süreçlerinde

terbiye, boyama, baskı ve apreleme işlemleri gibi yaş (ıslak) prosesler ile dokuma, örme, eğirme, kurutma, fikse işlemleri gibi kuru proseslerden yararlanılmaktadır. Ancak endüstride genel olarak işlenecek lif türü ve müşteri taleplerine göre terbiye-boyama tekniği, apre işlemleri ve kullanılan boyar madde türü farklılıklar gösterebilmektedir. Fakat kullanılan hammaddeler esas alındığında endüstrinin genel olarak yünlü tekstil, pamuklu tekstil ve sentetik tekstil olarak üç gruba ayrılması mümkündür.

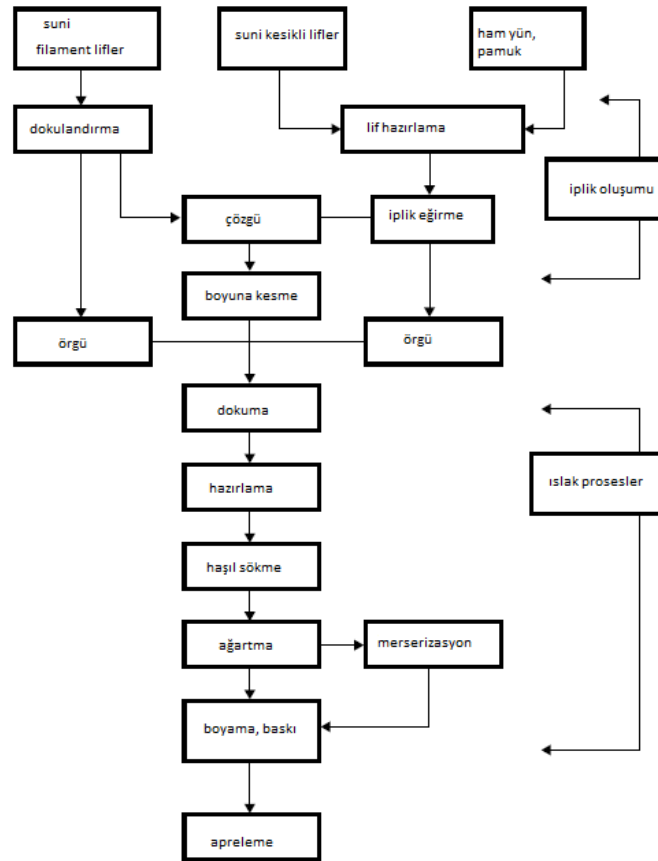
Tekstil endüstrisi, elyaf üretiminden kumaş üretimine kadar çok sayıda prosesi içermektedir. Genel olarak; elyaftan iplik üretimi, iplikten kumaş üretimi ve kumaştan nihai ürün elde edilmektedir. Endüstride imalat süreci ıslak ve kuru proseslerden oluşmaktadır. Tekstil endüstrisinde kullanılan ham materyalin ürüne dönüştürülmesine kadar üretim zincirinde uygulanan temel işlemler ve ıslak prosesler Şekil 2.1’de şematik olarak gösterilmiştir (TÜBİTAK KAMAG, 109G083 No’lu proje, 2013).

2.1.3.1 İplik üretimi

Tekstil ürünleri kesikli (stapel) ve kesiksiz (filament) ipliklerden oluşur. Filament ipliklerin çoğu sentetik orijinlidir ve doğal filament iplik sadece ipektir. Eğirme işlemi öncesinde lif balyaları açılır ve şerit haline getirmek için, kısa lifleri ve safsızlıkları uzaklaştırmak amacıyla tarama işlemi yapılır. Eğirme prosesinde şeritler bükülür ve iplik haline getirmek için uzatılır. Kısa lifler ise proses başına geri gönderilir. Endüstriyel verilere göre, pamuk liflerin %19,07’si ve polyester liflerin %1,29’u eğirme işleminde materyal kaybı olarak açığa çıkmaktadır (Kalliala, 1997).

2.1.3.2 Dokuma

Dokuma prosesinde ipliklerin kopmasını ve statik elektriklenmesini minimize ederek, ipliklere mukavemet kazandırarak ve kolay işlenmesini sağlamak amacıyla haşıllama maddeleri kullanılır. Haşıllama prosesinde, çözgü iplikleri leventler üzerine sarılarak haşıl banyosuna girer ve kurutulur. Haşıllama maddeleri doğal (nişasta) veya sentetik (polivinil alkol (PVA); karboksimetil selüloz (KMS)) olabilir. Kullanılan haşıl maddesi kumaş ağırlığının yaklaşık olarak %5-30'una tekabül etmektedir (TÜBİTAK KAMAG, 109G083 No'lu proje, 2013).



Şekil 2.1 Tekstil üretim zinciri (Babu vd., 2007)

2.1.3.3 Boyama

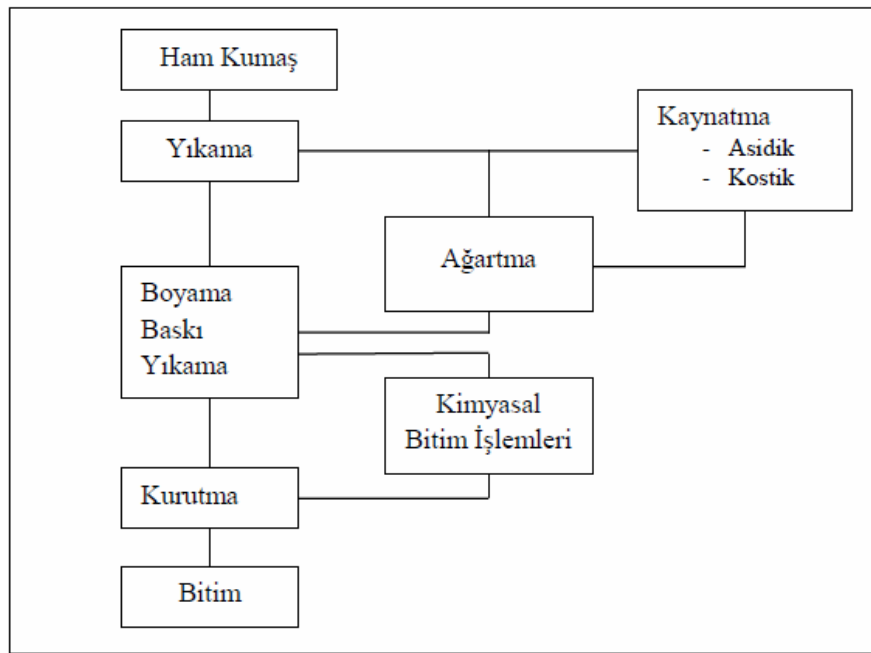
Ön terbiye işlemlerinden geçmiş tekstil yarı mamullerinin kullanıma hazır hale gelebilmesi için müşteri isteklerine uygun olarak renklendirilmesi gerekmektedir. Renklendirme düz boyama ya da baskı şeklinde yapılır. Düz boyama sonucunda kumaş homojen bir renk görüntüsü kazanır. Baskı ise bölgesel ve istenildiğinde çok renkli olarak yapılan bir renklendirme işlemidir. Selülozik lifleri boyayan boyar madde grupları; direkt, reaktif, küp, kükürt, pigment, azoik (naftol ve inkişaf) boyar maddelerdir. Direkt, reaktif, küp, kükürt boyar maddelerin selüloz liflerini boyaması adsorbsiyon esasına dayanmaktadır. Tekstil endüstrisinde yer kullanılan boyama yöntemleri aşağıda kısaca açıklanmıştır (TÜBİTAK KAMAG, 109G083 No'lu proje, 2013).

- 1-Kesikli Boyama Yöntemleri: Jet, overflow, levent, tambur boyama makinalarında genellikle uzun boyama sürelerinde ve yüksek flotte oranlarında partiler halinde yapılan boyama yöntemidir.
- 2-Yarı Sürekli Yöntemler: İşlemin bir bölümü sürekli yapılırken bir bölümü de (kesikli) parti parti yapılır. Pad-Batch, Pad-Roll, Pad-Jiger yöntemleri yarı sürekli yöntemlerdendir.
- 3-Sürekli Boyama Yöntemleri: Boyama işleminin kesiksiz, sürekli olarak yapıldığı, boyanan kumaşın fikse edildiği ve yıkanıp kurutulduğu yöntemlerdir. Pad-Steam, Termosol sürekli boyama yöntemlerindendir.

2.1.3.4 Örgü kumaşlara uygulanan ıslak işlemler

Örgü kumaşlara uygulanan ıslak işlemler Şekil 2.2'de şematik olarak gösterilmiştir. Bu işlemler, yıkama, kostik/asidik kaynatma, ağartma, boya/baskı, yıkama, kimyasal bitim, kurutma ve son bitim işlemlerini kapsamaktadır. Tüm ham kumaşlar,

safsızlıklardan ve makine yağlarından uzaklaştırılmak için yıkanılır. Pamuklu kumaşlar, vaks ve gresi uzaklaştırmak için kostikli suda kaynatılırlar. Bazı kumaşlar (%5) boyama prosesinde sorun oluşturabilecek alkali metal bileşiklerini uzaklaştırmak için asidik sıvıda kaynatılırlar. Yıkama, kaynatma ve ağartma prosesleri genellikle boyamadan önce gerçekleştirilir. Ham pamuklu kumaşlar istenilen renk tonuna göre ağartma işlemine tabi tutulur.



Şekil 2.2. Örgü kumaşlara uygulanan ıslak işlemler (Kalliala ve Talvenmaa, 2000)

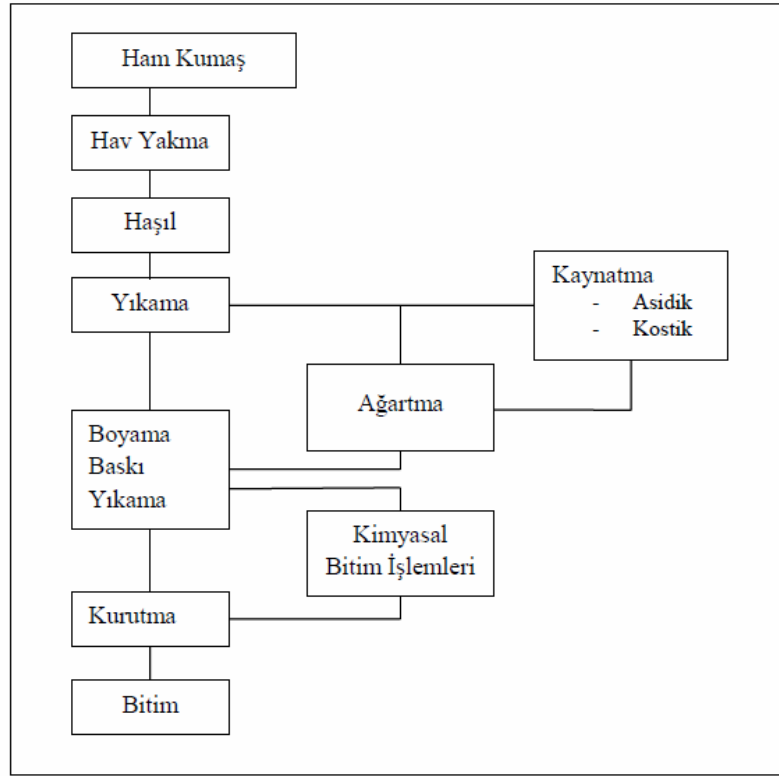
Boyama prosesi genellikle ağartma prosesinden sonra gelir. Ağartılmış kumaşların bir kısmı baskıya gönderilir veya beyaz kumaş olarak kullanılır. Pamuklu lifler temel olarak reaktif boyalar ile polyester lifler dispers boyalar ile basınç altında boyanır. Pamuk ve pamuklu kumaşlar düz ve dönen baskı makineleri ile reaktif veya pigment boyalar kullanılarak baskılama işlemine tabi tutulurlar. Polyester kumaşlar ise dispers boyalar kullanılarak ısı transfer tekniği ile baskılanır.

Örgü kumaşlara mekanik veya kimyasallar ile bitim işlemleri yapılabilmektedir. Mekanik bitim işlemleri, perdahlama ve şardonlama makineleri ile gerçekleştirilirken, jet makineler kullanılarak kimyasal bitim işlemleri de uygulanabilmektedir. Kumaşların fular makinalarında ısı ve buhar ile kısmen de kimyasallar kullanılarak ayarlama işlemleri yapılır. Bazı kumaşların antistatikler, reçineler, sentetik sürfaktanlar ve silikon bileşikler ile bitim işlemleri yapılırken, bazı kumaşlara boncuklanmayı önleyici enzimler uygulanır (TÜBİTAK KAMAG, 109G083 No'lu proje, 2013).

2.1.3.5 Dokuma kumaşlara uygulanan ıslak işlemler

Pamuk ve pamuk-polyester karışımlar ıslak işlemler öncesinde haşıl sökme işlemine tabi tutulurlar. Haşıl sökmede nişasta enzimler ile diğer haşıllar yıkama ile giderilir. Hav yakma (gazze) işlemi, pamuk ve pamuk-polyester karışımlarında boncuklanmayı önlemek amacıyla havların uzaklaştırılması için yapılır. Hav yakma sürekli ıslak işleme prosesinin ilk basamağıdır. Şekil 2.3'de dokuma kumaşlara uygulanan ıslak işlemler gösterilmiştir.

Ham dokuma kumaşları, örgü kumaşlarda olduğu gibi ön işlemlere tabi tutularak yıkanır, kaynatılır ve ağartılır. Sürekli, yarı sürekli ve kesikli boyama işlemleri, jigger, jet ve palet boyama makineleri ile gerçekleştirilir. Pamuklu kumaşların çoğu reaktif boyalar ile boyanırken, küp ve direkt boyalar da boyamada kullanılmaktadır. Polyester ve polyester karışımı kumaşlar dispers boyalarla basınç altında boyanırken, poliamit ve poliamit karışımları asidik, metal kompleks, dispers ve krom boyalar kullanılarak boyanır. Boyama işlemi sonrasında boyanmış kumaşlar santrifüj edilir ve kullanılacak bitim kimyasalına göre bitim işlemine tabi tutulur. Daha sonra kumaşlar tezgâh üzerinde kurutulur.



Şekil 2.3 Dokuma kumaşlara uygulanan ıslak işlemler

Mekanik bitim işlemleri örgü kumaşlara uygulanan işlemlerle aynıdır. Dokuma kumaşlar ısı veya buhar ile stabilize edilir. Kimyasal bitim işlemleri de çoğunlukla kurutma makineleri üzerinde veya fular boyama makinelerinde gerçekleştirilir (TÜBİTAK KAMAG, 109G083 No’lu proje, 2013).

2.1.4 Tekstil endüstrisi atıksu kaynakları ve özellikleri

Tekstil ürünleri imalatı ve buna paralel olarak tekstil endüstrisi atık su miktarları da hızla artmakta ve dünyada endüstriyel kaynaklı kirlenmeye katkı sağlamaktadır. Tekstil endüstrisinde oluşan atık sular genel olarak miktar ve bileşim yönünden oldukça değişkenlik göstermektedir. Her geçen gün yenilenen işletme prosesleri ve uygulanan teknolojilerdeki farklılıklar, oluşan atık suların bileşimine yansımaktadır.

Yıkama, boyama ve ağartma işlemleri büyük miktarda su kullanımını gerektirdiğinden yüksek hacimli, renkli ve düşük organik madde içeren atıksıların oluşmasına neden olabilmektedir.

Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliği'ne göre tekstil endüstrisi atık suları yedi alt kategoriye ayrılmaktadır (SKKY, 2004):

- Açık Elyaf, İplik Üretimi ve Terbiye,
- Dokunmuş Kumaş Terbiyesi ve Benzerleri,
- Pamuklu tekstil ve Benzerleri,
- Yün Yıkama, Terbiye, Dokuma ve Benzerleri,
- Örgü Kumaş Terbiyesi ve Benzerleri,
- Halı Terbiyesi ve Benzerleri,
- Sentetik Tekstil Terbiyesi ve Benzerleri

Tekstil endüstrisinde kullanılan hammaddeler, son ürünler, su kullanımı ve atık su özelliklerinin benzerlikleri göz önüne alınarak EPA tarafından on adet atık su alt kategorisi Çizelge 2.1'de gösterilmektedir (Arslan, 2010).

Çizelge 2.1 Alt kategorilere göre su oluşturan sistemler (EPA,1996)

Alt Kategoriler	İşlemler
Yapağı Yıkama	Yıkama
	Durulama
Yünlü Kumaş Son İşlemler	Boyama
	Ağartma
	Yıkama
	Durulama
	Karbonizasyon ve Yıkama
	Dinkleme ve Yıkama
Az Su Kullanılan İşlemler	Haşılama
Dokunmuş Kumaş Son İşlemleri	Haşıl Sökme
	Piştirme-Yıkama
	Merserize-Yıkama
	Ağartma-Yıkama
	Boyama-Yıkama
	Basma
	Apre-İkmal
Örgü Kumaş Son İşlemler	Yıkama
	Piştirme ve Ağartma
	Boyama-Yıkama
	Basma
	Apre-İkmal
Halı Üretimi Son İşlemleri	Boyama ve Baskı
	Kurutma
	Lateks Kaplama
Stok ve Elyaf Son İşlemleri	Boyama
	Ağartma
	Merserizasyon
	Yıkama

Tekstil atık sularının bileşimi uygulanan işletme koşullarına, ıslak ve kuru proses basamaklarında kullanılan farklı organik kökenli bileşiklere, boyamada ve diğer işlemlerde kullanılan organik ve inorganik formdaki kimyasalların çeşitliliğine bağlı olarak değişiklik göstermektedir. Bu atık sularda genel olarak, KOİ, pH, BOİ5, renk ve tuzluluk gibi birçok kirlilik parametresi yüksek değerler göstermekte ve endüstrideki farklı teknolojiler paralelinde uygulanan her işlem, açığa çıkan atık suların standart bir arıtma yöntemi ile arıtılmasını olanaksız hale getirmektedir.

Tekstil sektöründe faaliyet gösteren çoğu işletme; haşıllama, haşıl sökme, mersevizasyon, yıkama ve boyama gibi işlem proseslerini içermektedir. Her bir işlemde kullanılan maddeler aynı zamanda atık suyun kompozisyonunu oluşturmaktadır. Çeşitli tekstil prosesleri sırasında açığa çıkan atık su miktarları ve atık su bileşimi Çizelge 2.2.'de sunulmuştur. Çizelge 2.2 göz önünde bulundurularak tekstil atık sularının karakterizasyonunda en fazla kirlilik yükü getiren işlem basamakları aşağıda kısaca açıklanmıştır:

2.1.4.1 Haşıllama ve haşıl sökme

Haşıllama; dokuma öncesi yapılan bir dokuma hazırlık işlemidir. Temel olarak iplikleri dokuma sırasındaki maruz kalacağı mekanik etkenlerden korumak ve mukavemet kazandırmak amacı ile yapılmaktadır. Haşıllama, dokuma, örgü, tafting proseslerinde kolay çalışmak için ipliğin sarıldığı prosestir.

Kullanılan haşıl maddeleri; makro moleküllü, film oluşturabilen ve liflere belirli bir yapışma, tutunma yeteneğine sahip olan doğal veya yapay maddelerdir. En çok kullanılan haşıl maddeleri, yapay ve doğal kaynaklı olmak üzere iki çeşittir.

Doğal kaynaklı haşıl maddeleri, nişasta ve türevleri (doğal nişasta, kısmen parçalanmış veya kimyasal olarak modifiye edilmiş nişasta türevleri), selüloz türevleri (KMS, metilselüloz, oksietilselüloz) ve yumurta akıdır. Stiren-maleik asit kopolimerleri, PVA, poliakrilatlar ise yapay kaynaklı haşıl maddeleri grubunda yer almaktadır. PVA ve KMS biyolojik bozunmaya karşı dirençlidir; ancak nişasta biyolojik olarak kolayca parçalanabilir. Tekstil prosesinin bu aşamasında oluşan atığın büyük kısmı lif havı, iplik atığı ve proseste kullanılan nişasta bazlı haşıldır. Kullanılan haşıl maddeleri bu prosesten çıkan atık sulardaki en büyük kirlilik

kaynağını oluşturmaktadır. Oluşan atık sular hacimsel olarak düşük fakat yüksek seviyelerde KOİ, BOİ₅ ve AKM içermektedir.

Haşılama işlem basamağını takip eden haşıl sökme işlemi, çözgü iplikleri üzerindeki haşıl maddelerini uzaklaştırmak için uygulanır. Sonrasında doğal, doymuş ve doymamış yağları, vaksları ve sürfaktanları gidermek için bazı alkali çözeltiler (çoğu zaman sodyum hidroksit) kullanılarak yıkama işlemi gerçekleştirilir. Haşıl maddesi olarak nişastanın kullanıldığı durumlarda ise yıkama işleminde enzimler kullanılmaktadır. Haşıl sökme aşamasında oluşan atık su, suda çözünebilen haşıl, sentetik haşıl, gres, biyositler ve antistatik çözücüler ile oldukça yüklüdür. Haşıl sökme işleminde haşıl maddesi olarak nişasta kullanıldığında, oluşan atık su toplam BOİ₅ yükünün yaklaşık yarısından sorumludur (TÜBİTAK KAMAG, 109G083 No'lu proje, 2013).

Çizelge 2.2 Farklı tekstil endüstrilerine ait işlem basamakları ve atık su karakterizasyonu (Bisschops ve Spanjers, 2003)

Parametre	Elyaf Türü	Haşıl Sökme	Yıkama	Ağartma	Boyama	Baskı
KOİ (mg/L)	Yün	-	5000-90000	-	7920	-
	Pamuk	950-20000	8000	288-13500	1115-4585	-
	Sentetik	-	-	-	620	1515
BOİ ₅ (mg/L)	Yün	-	2270-60000	400	400-2000	-
	Pamuk	-	100-2900	90-1700	970-1460	-
	Sentetik	-	500-2800	-	530	590
Renk (ADMI)	Yün	-	2000	-	2225	-
	Pamuk	64-1900	694	153	1450-4750	-
	Sentetik	-	-	-	1750	-
Toplam Katı (mg/L)	Yün	-	28900-49300	910	-	-
	Pamuk	-	-	2300-14400	-	-
	Sentetik	-	-	-	-	150-250
Toplam Askıdaki Katı (mg/L)	Yün	-	1000-26200	900	-	-
	Pamuk	18-800	184-17400	130-25000	120-190	-
	Sentetik	-	600-3300	-	140	-
Toplam Çözülmüş Katı (mg/L)	Pamuk	530-6900	-	4760-19500	-	-
Çözülmüş Organik Karbon (mg/L)	Yün	-	5800	-	-	-
	Pamuk	250-2750	-	320	-	-
Toplam Kjeldahl Azotu (mg/L)	Pamuk	70	-	40	-	-
	Sentetik	-	-	-	-	164
Amonyum Azotu (mg/L)	Yün	-	604	-	-	-
	Pamuk	9-19	-	8-19	-	-
	Sentetik	-	-	-	-	129
Toplam Fosfor (mg/L)	Pamuk	4-10	-	6-60	-	-
	Sentetik	-	-	-	-	21
Fosfat (mg/L)	Yün	-	89	-	-	-
Sülfür (mg/L)	Yün	-	0-2	-	-	-
	Pamuk	-	-	-	325-900	-
Sülfat(mg/L)	Pamuk	-	-	-	1750-2690	-
	Genel	-	-	-	-	-
Klorür (mg/L)	Elyaf lar	-	-	90-100	26000	-
Yağ-Gres (mg/L)	Yün	-	580-55000	-	-	-
Cr ⁻² (mg/L)	Yün	-	50	-	-	-
pH	Yün	-	7.6-10.4	6	4.6-8	-
	Pamuk	8.8-9.2	7.2-13	6.5-13.5	9.2-10.1	-
	Sentetik	-	8-10	-	11.7	-
Su Tüketimi (L .kg ⁻¹ elyaf)	Yün	-	4-77.5	-	40-150	280-520
	Pamuk	-	2.5-43	30-50	38-143	-
	Sentetik	-	17-67	-	38-143	-

2.1.4.2 Yıkama

Bu proste pamuktan vaks, yağ ve pamuğun selüloz olmayan diğr bileşenleri sıcak alkali, deterjan veya gliserol eterler gibi sabun çözeltileri ve yıkama solventleriyle uzaklaştırılır. Sentetik elyaflar yün ve pamuk elyaflara oranla daha az yıkama prosesine ihtiyaç duyarlar. Uygulama sırasında artık kimyasallar suya karışarak kimyasal ve toksik madde içeriği yüksek bir atık su bileşimi oluştururlar. Atık suyun pH'ı oldukça alkali olup, 10-11 civarındadır ve yüksek KOİ ve katı madde içeriğine sahiptir. Yünün yıkanması ise tekstil endüstrisinde kirlilik yükü en fazla olan basamaktır. Ham yünün yaklaşık ağırlıkça %30-70'i safsızlık (yün yağı, katı madde, dışkı) içermektedir. Biyolojik arıtmadan önce oluşan yağın uygun bir prosesle atık sudan ayrılması atık su arıtma verimi açısından önemli ve şarttır (TÜBİTAK KAMAG, 109G083 No'lu proje, 2013).

2.1.4.3 Yün karbonizasyonu

Mekanik işlemle veya yıkama ile giderilemeyen yünün içindeki güçlü kirleticilerin giderilmesi için uygulanmaktadır. Uygulamada, yüne zarar vermeyecek şekilde selülozu parçalamak için yüksek sıcaklıkta güçlü asitler kullanılır. Yün karbonizasyon basamağını takip eden işlem basamağına geçmeden önce, kullanılan güçlü asitlerin etkisini gidermek için nötralizasyon ve yıkama gerekmektedir. Bu basamakta oluşan atık suların organik madde içeriği düşük fakat katı madde içeriği yüksektir (TÜBİTAK KAMAG, 109G083 No'lu proje, 2013).

2.1.4.4 Keçeleştirme

Bu basamakta daha küçük, mat ve yoğun bir materyal elde etmek için genellikle karbonizasyon basamağından sonra yün elyafa keçeleştirme işlemi uygulanır.

Proseste kullanılan maddeler sıcak soda çözeltileri ve sülfürik asittir. İşlemi bitirmiş elyaf yıkandığında oluşan atıksu yüksek miktarda BOI_5 içermektedir (TÜBİTAK KAMAG, 109G083 No’lu proje, 2013).

2.1.4.5 Ağartma

Ağartma işleminin amacı, istenmeyen renkleri bazı kimyasallar yardımı ile gidermektir. Daha çok sodyum hipoklorit, sodyum silikat, hidrojen peroksit ve enzimler gibi ağartma ajanları kullanılır. Yüksek seviyede klorür veya peroksitler biyolojik arıtmada inhibisyon problemine neden olabilirler. Birçok ülkede aktif klor içeren ağartma ajanlarının kullanımı yasaklanmıştır. Bu basamakta oluşan atık suyun BOI_5 içeriği düşük, katı madde içeriği yüksektir (TÜBİTAK KAMAG, 109G083 No’lu proje, 2013).

2.1.4.6 Merserizasyon

Bu işlem, dokumanın parlaklığını artırmak ve boyayı daha iyi tutmasını sağlamak amacıyla uygulanmaktadır. Merserizasyon işleminde en yaygın kullanılan maddelerden biri pH’ı artırmak için eklenen sodyum hidroksittir. Bunun için dokuma %25 kostik soda ile kaplanır ve bu da atık suyun pH’ını artırmaktadır.

Bazen dokumanın parlaklığını artırmak için pamuk mumu da kullanılır. Oluşan atık suların BOI_5 ve katı madde içeriği düşüktür ancak doğal yağ, NaOH ve pamuk mumu içerir (TÜBİTAK KAMAG, 109G083 No’lu proje, 2013).

2.1.4.7 Boyama

Tekstil endüstrisinde dokumaya renk vermek için genellikle katran veya petrol bazlı ara ürünlerden elde edilen sentetik boyalar kullanılır. Dünyada 100 000’nin üzerinde

ticari boya türü bulunmakta olup, her yıl 109 kg'ın üzerinde boyar madde üretilmektedir (Dos Santos ve ark. 2007). Tekstil endüstrisi atık sularında karşılaşılan en büyük problem, atık suların yüksek miktarlarda kolay bozunmayan özellikte kimyasal ve boyar maddeler içermesidir.

Boyama liflere renk verme prosesidir. Sadece boya banyosunda değil, boyama sonrası (durulama ve yıkama) sırasında da çok su tüketimi gerçekleşmektedir. Boyama işleminde lif üzerine boyanın tutunmasını artırmak için metaller, tuzlar, formaldehit, sülfite, sülfür, yüzey aktifler gibi atık suda temel kirlilik yaratan kimyasallar suya eklenebilmektedir. Kullanılan boyalar, ozon, azot peroksit, ışık hidrolizi ve klor gibi kimyasallara karşı dayanıklı olmalıdır. Boyama prosesi sonrasında genellikle yüksek renk ve düşük organik madde içeriğine sahip atık sular oluşmaktadır (Kocaer ve Alkan, 2002). Kullanılan bazı kimyasal maddeler ile boyar maddelerin biyolojik olarak parçalanabilirliği düşük olduğundan dolayı, oluşan atık suyun biyolojik olarak arıtılabilirliği zordur. Tekstil atık sularında bulunan kimyasal maddelerin listesi Çizelge 2.3 'de verilmiştir.

Çizelge 2.3 Tekstil atık sularında bulunan kimyasallar (EPA, 1996).

Tanımlama	Örnekleme	Fonksiyon
Tuzlar	Sodyum Klorür	Boyanın elyafa geçirilmesi
	Sodyum Sülfat	Elyafın zeta potansiyelini nötralize etmek
	Magnezyum Sülfat	Geciktirici
Asitler (mineral)	Hidroklorik Asit	pH kontrolü
	Sülfürik Asit	Nötralizasyon
	Fosforik Asit	Reçine atıklarının temizlenmesi
	Borik Asit	Arta kalan boyaların temizlenmesi
Asitler (organik)	Formik Asit	pH kontrolü
	Asetik Asit	Reçine küründe katalizör
	Oksalik Asit	
	Sitrik Asit	
Alkaliler	Kostik	pH kontrolü
	Soda Külü	Peroksitle kasarda aktivatör
	Trisodyum fosfat	Reaktif boyalarla boyanan elyaflar için aktivatör
	Sodyum bikarbonat	Nötralizasyon
	Amonyak	Merserizasyon
	Sodyum metasilikat	
	Potasyum ortosilikat	
	Sodyum pirofosfat	
	Boraks	
Tampon Çözeltiler	Disodyum fosfat	
	Monosodyum fosfat	pH kontrolü
Ayaçlar	Etilendiamin tetraasetik asit	Kompleks sertlik sağlama
		Geciktirici
		Boyanın elyafa uygulanmasını düzenleme
Disperse Olan ve Yüzey Aktif Maddeler	Anyonik	Dispers boyalar
	Katyonik	Yumuşatıcılar
	İyonik Olmayan	Boyanın elyafa uygulanmasını düzenleme
Oksidanlar	Peroksit	Kasar
	Sodyum Klorit	Arta kalan boyaların çıkarılması
	Sodyum Hipoklorit	
	Perkarbonat	
	Perborat	
	Periyodat	
	Permanganat	
	Dikromat	
İndirgeyici	Sodyum hidrosülfid	Vat ve sülfür boyaların çözündürülmesi
	Bisülfid	Arta kalan boyanın giderilmesi
	Tiyosülfid	
	Tiyoüre dioksit	
Taşıyıcılar	Fenil fenoller	Absorpsiyonu artırıcı
	Klorlu benzenler	
Ağır Metaller	Bakır	Boyanın elyafa tutunmasını arttırmak
	Krom	
	Kobalt	
Bükücü Yağlar	-	Bükme proseslerine ilave edilir
Boyar Maddeler	Çeşitli	Elyafı boyamak için

2.1.4.8 Baskı

Bu proste kullanılan materyaller boyamada kullanılanlarla aynıdır, basamaklar arasındaki tek fark elyafın sadece belirli bölgelerinin boyanmasıdır. Açığa çıkan atıksu renkli olup, inceltici, boyar madde, üre, sürfaktan ve solventler gibi çeşitli kimyasallar içermektedir. Ürenin kullanım amacı, pamuk viskoz ve ipeklerin baskı işlemlerinde, çözünürlüğü düşük boyar maddelerin çözünürlüklerini artırmak ve elyaf üzerinde tutunmasını sağlamaktır. Bu proses basamağında oluşan atık su, endüstri atık suyunun KOİ, renk ve azot parametrelerinin değerlerini artırıcı özellik taşımaktadır (TÜBİTAK KAMAG, 109G083 No’lu proje, 2013).

2.1.4.9 Apreleme (Bitim İşlemleri)

Apreleme, dokumaya istenilen özelliklerin kazandırıldığı son aşamadır. Pamuk dokumalara geçici nişasta aprelemesi yapılır. Bu işlemde, az miktarı atığa geçebilen çeşitli dokumalar kullanılmaktadır. Son tekstil dokumasına antimikrobiyal özellik kazandırmak ve ürünü mikrobik saldırılardan korumak için biyosit özellikli apreleme ajanları kullanılır (EPA, 1996). Biyositler (halojenli difenil alkanlar veya eterler) temelde inorganik veya organik kökenli sentetik kimyasallardır. Bunlar, üretilen tekstil materyalini mikrobiyolojik bozunmadan korumak için kullanılan dezenfektan veya kimyasallardır (TÜBİTAK KAMAG, 109G083 No’lu proje, 2013).

2.1.5 Tekstil endüstrisi atık su kaynakları ve özellikleri

Tekstil endüstrisinde elyafa renk vermek için boyama prosesinde oldukça çeşitli boyar maddeler kullanılmaktadır. Elyafa yapışmadan atık suya karışan boyalar arıtılmadan alıcı ortama verildiklerinde renk oluşturmakta, estetik görünümü bozmakta ve suyun ışık geçirgenliğini azaltarak fotosentezi olumsuz yönde

etkilemektedirler. Aynı zamanda boyar maddelerin ve yan ürünlerinin doğaya toksik olması, insanlar üzerinde mutajenik ve kanserojenik etki göstermesi arıtılmalarını zorunlu hale getirmektedir (Rajaguru ve ark. 2002; Weisburger, 2002; Pandey ve ark. 2007). Çizelge 2.4’de boyama atık sularının karakteristikleri özetlenmiştir. Çizelge 2.5’de ise tekstil sanayi atık sularının (Dokunmuş Kumaş Terbiyesi ve Benzerleri) alıcı ortama deşarj standartları gösterilmektedir.

Boyar maddeler, kromoforlardan ve kromofor grubunun özelliklerini artıran ve destekleyen oksokrom adı verilen gruplardan oluşmaktadır. Organik bir molekül içinde renkli görünümü sağlayan atom, atom grubu veya elektronlara kromofor denir. Kromofor denilen grubun özelliklerine bağlı olarak, görünür ışığın belli dalga boyundaki kısımları yutulurken geri kalan kısımları yansıtması sonucunda göz tarafından renkler algılanmaktadır. Işık absorpsiyonu için molekülün doymamış olması gerekmektedir. Kromofor gruplar 2500-10000 Å° arasında seçimli absorpsiyon yapan gruplardır (Sevimli, 2000). Kromofor grupları, azo (-N=N-), karbonil (-C=O), metil (-CH=) ve nitro (-NO₂) gruplarıdır. Bu boyar maddeler içinde üretilen yıllık boya miktarının ağırlıkça %70’ini oluşturan boyar madde türü, bir veya daha fazla azo bağı (-N=N-) içermeleri ile karakterize edilen azo boyalardır.

Çizelge 2.4 Boyama atık sularının karakteristikleri, (EPA, 1996).

Boya Türü	Elyaf Türü	pH	Renk	BOİ5	TOK	AKM	ÇKM	Cl-
Asit	Poliamid	5,1	4000	240	315	14	2028	14
Asit/Krom	Yün	4	3200	135	210	9	1086	33
2:1 Metal Kompleks	Poliamid	6,8	370	570	400	5	3945	0
Bazik	Poliakrilik	4,5	5600	210	255	13	1469	27
Bazik	Poliester	5	1300	1470	1120	4	1360	17
Direk (geliştirilmiş)	Rayon	3,2	2730	12	55	13	918	130
Direk	Rayon	6,6	12500	15	140	26	2669	61
Bakırlandıktan sonra	Pamuk	5	525	87	135	41	2763	520
Reaktif (kesikli)	Pamuk	11,2	3890	0	150	32	12500	9800
Reaktif (sürekli)	Pamuk	9,1	1390	102	230	9	691	57
Azoik	Pamuk	9,3	2415	200	170	387	10900	7630
Sülfür (sürekli)	Pamuk	3,7	450	990	400	34	2000	42
Vat	Pamuk	11,8	1910	294	265	41	3945	190
Dispers (yüksek)	Poliester	10,2	1245	198	360	76	1700	1680
Dispers (oda sıcaklığı)	Poliester	7,8	315	234	300	39	914	33
Dispers	Poliester (halı)	7,1	215	159	240	101	771	101
Dispers	Poliamid (halı)	8,3	100	78	130	14	396	28
Dispers/Asit/ Bazik	Poliamid(halı)	6,5	<50	130	160	49	258	22
Dispers/Asit/Bazik	Poliamid (halı)	6,7	210	42	130	8	450	10
Dispers/Vat (sürekli)	Pamuk+Poliester	9,1	365	360	350	9	691	167

Boyar maddelerin yapısında bulunan ve kromofor içeren aromatik halkalı bileşiklere kromojen denir. Genellikle bunların renkleri soluk olduğundan oksokrom adı verilen kromofor grubun çevresinde bulunan ve boyar maddenin rengini ve boyama özelliklerini etkileyen ikincil gruplar eklenir.

En önemli oksokromlar, amin ($-NH_3$), karboksil ($-COOH$), sülfonat ($-SO_3H$) ve hidroksil ($-OH$)'dir. Sülfonat gruplar, boyalara suda çok yüksek çözünürlük sağlarlar. Oksokrom gruplar reaktif, direkt, asit, bazik, mordan, dispers, pigment, anyonik ve kök, sülfür, solvent ve dispers boyalarda yer almaktadırlar. Boyar maddelerin elyaf üzerine bağlanması Van der Waals kuvvetleri, hidrojen bağları ve hidrofobik etkileşimler sonucunda gerçekleşmektedir. Boyar maddenin elyaf

tutunması, boyanın yapısına ve boyanın kimyasal bileşenlerine bağlıdır. En güçlü boyar madde-elyaf bağlanması, boya ve elyafın zıt yüklere sahip olduğu elektrostatik etkileşimler ile kovalent bağ oluşturması sonucunda gerçekleşmektedir (Welham, 2000).

Çizelge 2.5 Tekstil Sanayi Atık Sularının Alıcı Ortama Deşarj Standartları, Sektör: Tekstil Sanayi (Dokunmuş Kumaş Terbiyesi ve Benzerleri), (SKKY, 2004)

PARAMETRE	BİRİM	KOMPOZİT NUMUNE 2 SAATLİK	KOMPOZİT NUMUNE 24 SAATLİK
KİMYASAL OKSİJEN İHTİYACI (KOİ)	(mg/L)	400	300
ASKIDA KATI MADDE(AKM)	(mg/L)	400	300
AMONYUM AZOTU (NH ₄ -N)	(mg/L)	5	-
SERBEST KLOR	(mg/L)	0.3	-
TOPLAM KROM	(mg/L)	2	1
SÜLFÜR (S ⁻²)	(mg/L)	0.1	-
SÜLFİT	(mg/L)	1	-
YAĞ VE GRES	(mg/L)	200	100
BALIK BİYODENEYİ (ZSF)		4	3
pH		6-9	6-9
(Ek satır: RG-24/4/2011-27914) Renk	(Pt-Co)	280	260

Boyarmaddeler kaynaklarına, kimyasal ve fiziksel özelliklerine veya uygulanan proseslerin karakteristiğine göre sınıflandırılırlar. Ayrıca sektördeki uygulamalara göre (vat, pigment, mürekkep veya dispers boya) sınıflandırılırlar.

Kimyasal yapılarına göre boyaların sınıflandırılması, renk indeksleri, azoik, nitro, monoazo, diazo, triazo, poliazo, nitrozo, difenilmetan, azin, oksazin, indigoid, doğal, oksidasyon bazlı veya inorganik şeklindedir. Boyar maddeler boyama özelliklerine göre aşağıdaki gibi sınıflandırılabilir (Cing, 2001);

- Küp boyar maddeler
- Reaktif boyar maddeler

- Dispers boyar maddeler
- Direkt boyar maddeler
- Asit boyar maddeler
- Bazik boyar maddeler

Boyar maddeler çözünürlüklerine göre aşağıdaki şekilde sınıflandırılabilir;

- Suda çözünen boyar maddeler: Anyonik, katyonik ve noniyonik boyar maddeler
- Suda çözünmeyen boyar maddeler

Boyalar kimyasal yapılarına sınıflandırma aşağıdaki gibi olmaktadır (Başer ve İnancıcı, 1990);

- Azo boyar maddeler
- Kükürt boyar maddeler
- Nitro ve nitrozo boyar maddeler
- Polimetin boyar maddeler
- Arilmetin boyar maddeler
- Aza (18) annulen boyar maddeler
- Karbonil boyar maddeler

Dünya çapında yaklaşık 10,000 farklı boya ve pigment üretilmekte ve toplam yıllık pazarı, yılda 7×10^5 tondan fazladır (Doble ve Kumar, 2005). Azo boyar maddeler, elyafların (pamuk, yün, naylon, ipek) içerisindeki OH-, NH- veya SH- grupları ile kovalent bağ oluşturan reaktif gruplarla karakterize edilirler. Azo boyalar genellikle sarı, turuncu ve kırmızı renk elde edilmek amacıyla kullanılırlar (Dos Santos, vd., 2007) ve hedef rengi elde edebilmek için genellikle bu renkler karıştırılarak boya banyosunda uygulanır. Bu renkleri elde etmek için kullanılan boyalar aynı kimyasal yapıda olmayabilir. En yaygın kullanılan gruplar; azo, ftalosiyenin ve antrakinonlardır (Hao vd., 2000). Antrakinon boyaları tekstil

boyaları içerisinde azo boyalardan sonra ikinci önemli boya grubunu oluşturmaktadır. Bu boyalar genellikle violet, mavi ve yeşil renkler için uygulanmaktadır.



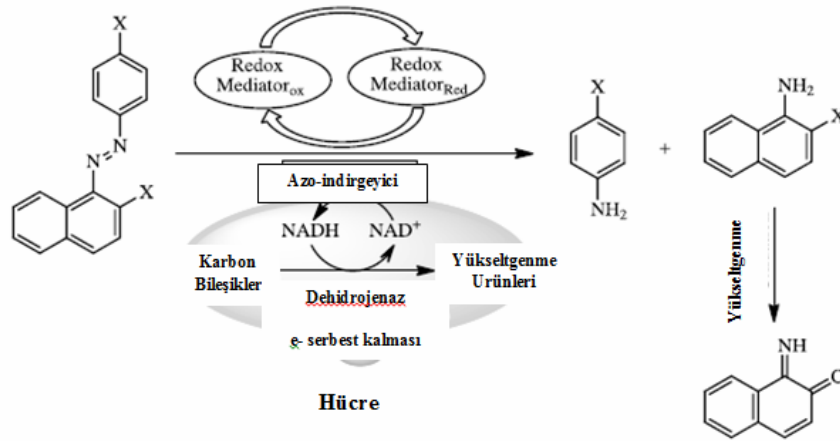
Şekil 2.4 Endüstrilerden gelen boyalı atık sular (Ahmed El Nemr, 2012)

Azo boyaları tekstil endüstrisinde en çok kullanılan boya türleridir. Azo boyaları, aerobik şartlar altında parçalanamaz.

Anaerobik şartlar altında, çoğu bakteri boya molekülü içerisindeki elektrofilik azo bağını renksiz aminlere dönüştürür. Bu aminler anaerobik şartlara direnç göstermesine rağmen, aerobik şartlar altında parçalanabilirler. Şekil 2.5’de enzimatik reaksiyonlarla renkli çözeltinin nasıl renksiz çözeltiler haline geldiği gösterilmiştir. Bakteri, mantar, alg gibi, mikrobiyal türler; biyolojik dönüşüm, biyolojik parçalama, minerilizasyon yoluyla azo boyalarından rengi giderir. Bakteriler tarafından bu renk giderimi, azoindirgeyici-katalizör indirgenmesi veya anaerobik şartlarda azo boyasının bağlarının ayrılmasıyla olur.

Renkli boya çözeltisi

Amin içeren renksiz çözelti



Şekil 2.5 Renkli çözeltinin enzimatik reaksiyonlarla renksiz çözeltiliye dönüşmesi
(Ahmed El Nemr, 2012)

Literatürde, karışık kültür ve tekil bakteri türlerinin bu boyaları verimli bir şekilde parçaladığı görülmektedir. Tekil bakteri türlerine örnek olarak; *Proteus vulgaris* türünün anaerobik şartlarda azo besin boyasının arıtımında kullanıldığı, *Pseudomonas pseudomallei* türünün asit, direk ve temel boyaların arıtımında kullanıldığı, *Streptococcus faecalis* türününse Red 2G azo boyasının arıtımında kullanıldığı görülmektedir. Aynı şekilde, *Shewanella putrefaciens* ve *Paenibacillus* azo bakterisi Remazol Black B boyasını arıtırken, *Pseudomonas luteola* reaktif azo boyalarını, doğrudan azo boyalarını, deri boyalarını arıtabilmektedir. Karışık kültürlerle örnek olarak ise; *Bacillus cereus*, *Sphaerotilus natans*, *Arthrobakter* türleri veya aktif çamur anoksit şartlarda azo boyasını indirgeyebilmektedir. Yine *Alcaligenes faecalis* ve *Commomonas acidovorans* türleri de reaktif, diazo, azo, dispers gibi boyaların anaerobik şartlarda arıtımını yapabilmektedir (Pearce ve ark. 2003).

Tekstil proses atıksuları genellikle 10-20 mg/L konsantrasyon aralığında boyar madde içermektedirler (O’neill ve ark. 2000) ve oldukça renkli atık sulardır. Genel olarak, tekstil atık suları KOİ içerikleri ve renk yoğunluklarına göre 3 gruba ayrılırlar; yüksek, orta, ve düşük yoğunluktaki atık sular. Tablo 2.6’da tekstil atık suları karakteristik olarak sınıflandırılması gösterilmiştir.

Çizelge 2.6 Tekstil atık sularının ortalama karakteristikleri (Lin ve Peng, 1994).

ÇEŞİT	BOİ (mg/l)	KOİ (mg/l)	pH	AKM (mg/l)	Sıcaklık (°C)	Yağ (mg/l)	İletkenlik (µs)
Yüksek Güçlükte	500	1500	10	250	28	50	2900
Orta Güçlükte	270	970	9	137	28	21	2500
Düşük Güçlükte	100	460	10	91	31	10	2100

KOİ’si yüksek renkli sular herhangi bir arıtım uygulanmadan alıcı ortama direkt deşarj edildiklerinde bazı problemlere neden olabilmektedirler. Bu problemlerden en önemlileri, boyaların toksik etki göstermeleri ve doğada biyoakümülyasyona neden olmalarıdır.

Boyar maddeler kimyasal ve fotolitik olarak stabil olduklarından, doğal çevrede inatçı ve kalıcıdır. Tüm bu sebeplerden dolayı, arıtılmadan çevreye deşarjı ekotoksik risk oluşturma, ayrıca estetik problemlere neden olmaktadır (Wrong ve Yuen, 1996; Işık ve Sponza, 2004).

Boyar maddeler, canlılar üzerinde toksik etki oluşturmaktadırlar (Işık ve Sponza, 2004). Besin zincirine kadar giren boya kompleksinin besin maddesi olarak kullanılarak, sucul canlıların yanı sıra insan vücuduna kadar ulaşabildiği rapor edilmiştir (Chung ve Stevens, 1993). Özellikle azo bağının indirgenmesi sonucu oluşan benzidin aromatik aminin, o-toluidinin ve fenilendiaminin insan sağlığı açısından zararlı bileşikler arasında olduğu bildirilmiştir (Lourenço ve ark. 2001).

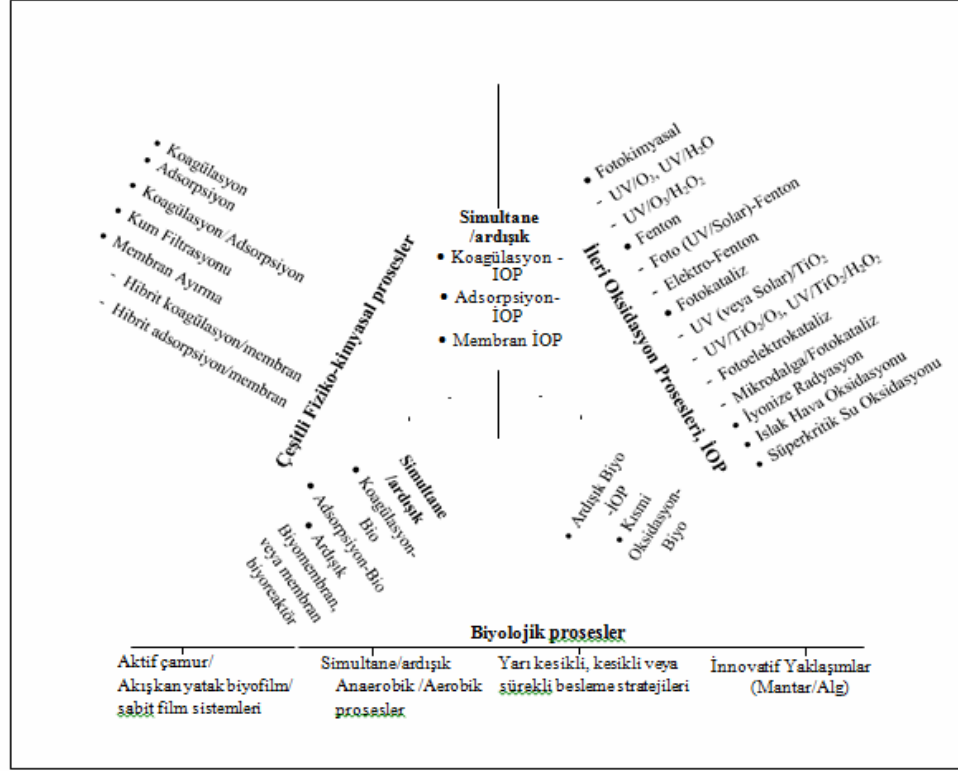
Memelilerde azo boyaların indirgenmesi, sindirim sisteminin anaerobik bölgesindeki bakteriyel aktiviteler ile gerçekleşir. Bağırsaklarda azo boyaların indirgenmesinden sonra açığa çıkan aromatik aminler, bağırsakta absorplanır ve idrarla dışarı atılır. Boyar maddeler, alıcı ortamda bulanıklığa neden olarak güneş ışınlarının geçişini engellerler. Buna bağlı olarak fotosentez yavaşlar ve çözünmüş oksijen seviyesi düşerek suda yaşayan canlılar arasındaki doğal denge bozulur. Boya bileşiklerinin sucul ortam sedimentlerinde indirgendiği ve kanserojen özellikli aromatik aminler üreterek ekosisteme yayıldığı bilinmektedir.

Boyar maddelerin toksik etki göstermelerinin araştırıldığı çalışmalarda, suda yaşayan canlılardan (balık, alg, bakteri vb.) insanlara kadar uzanan geniş çaplı testler yapılmış ve boyar maddelerin akut toksisitelerinin genellikle düşük olduğu bulunmuştur. Fakat insanlarda boyar maddelere karşı akut hassasiyet reaksiyonlarıyla sıklıkla karşılaşılmaktadır. Özellikle bazı dispers boyar maddelerin egzama gibi alerjik reaksiyonlara neden olduğu bilinmektedir (TÜBİTAK KAMAG, 109G083 No'lu proje, 2013).

2.1.6 Tekstil Atıksularının Arıtım Yöntemleri

Tekstil atık sularından rengin gideriminde birçok fiziko-kimyasal ve biyolojik prosesler kullanılmaktadır. Bu prosesler genel olarak incelendiğinde, biyolojik yöntemler fiziksel ve kimyasal yöntemlere göre ekonomik ve çevre dostu olması bakımından avantajlıdır. Ancak, yapılan çalışmalarda bu renk giderim proseslerinden sadece tek birinin kullanılmasının çoğu kez yeterli olmadığı, birçok yöntemin bir arada kullanımının teknik ve ekonomik olarak daha uygun olduğu gösterilmiştir (TÜBİTAK KAMAG, 109G083 No'lu proje, 2013). Tekstil atık sularından rengin

gideriminde kullanılan arıtım teknolojileri bir diyagram halinde Şekil 2.6’da verilmiştir.



Şekil 2.6 Boyar madde içeren atık suların arıtımında kullanılan prosesler diyagramı
(Hai ve ark. 2007)

❖ Fiziksel Prosesler:

Adsorpsiyon metodu literatürde en çok kullanılan yöntemdir. Aktif karbon kullanılan en yaygın adsorbent olup oldukça pahalıdır. Turf, bentonit kil, uçucu kül, kum, polimerik reçine, iyon değişkenleri ve çoğu biyolojik materyal tekstil atık suyundan boya uzaklaştırılmasında kullanılıyor olup fiyatları düşüktür. Ama bu adsorbentlerin kullanılmasındaki en büyük kısıtlama rejenerasyon ve yüksek çamur oluşumu gibi bertaraf sorunlarıdır. Koagülasyon, flokulasyon ve çöktürme yöntemleri, dirpers

boyaları ve sülfür uzaklaştırılmasında kullanılırken düşük renk giderimi ve yüksek çamur oluşumu sağlar.

Ultra ve nano-filtrasyon metotları ve ters ozmos yöntemi tekstil atık suyundan kimyasal uzaklaştırılmasında kullanılır. Membranlar ayrıca tekstil atık suyundan boyaları ayırmak için kullanılır ve renk, KOİ ve BOİ'yi azaltır. Ama yüksek ücret, membranın kirlenmesi ve ikincil atık oluşumuyla daha fazla arıtım ihtiyacı bu prosesin kullanılmasındaki asıl sakıncalardır (Rauf ve Ashraf, 2012).

❖ İleri Oksidasyon Prosesleri:

Bu yöntemler su ve topraktan çözünebilir organik kirleticilerin uzaklaştırılmasında başarıyla kullanılır. $\cdot\text{OH}$ gibi güçlü oksitleme kapasitesine sahip türler kullanılarak makro moleküller daha küçük ve az zararlı yapılara dönüştürülür. Boya uzaklaştırılmasındaki ileri oksidasyon prosesleri şu şekilde sıralanabilir: fotoliz, Fenton prosesi, ozonlama, fotokataliz, radyasyona bağlı bozunma (Rauf ve Ashraf, 2012).

❖ Biyoremediasyon:

Biyolojik metotlar ya da mikroorganizmaların metabolik potansiyellerini kullanarak büyük moleküllerin az zararlı küçük moleküllere dönüşmesi prosesleridir. Çeşitli bileşiklere karşı çok çeşitli mikroorganizmaların adapte olabilmelerinden dolayı bu metot diğer metotlara göre avantajlıdır. Biyoremediasyon prosesiyle, düşük konsantrasyondaki fiziksel ve kimyasal olarak uzaklaştırılamayan kirleticiler uzaklaştırılır. Bu proseslerin dezavantajı olarak uzun vakit alması ve bilindik metotlara göre daha az tahmin edilebilir olmasıdır. Diğer yöntemlere kıyasla ucuz olup kirleticinin tamamen mineralize olmasını sağlar.

Literatüre göre boya içeren tekstil atık sularında biyoremediasyon metodunun seçilmesinin sebebi, düşük ücretli olup az çamur üretmesi ve çevresel uyumluluk göstermesidir (Rauf ve Ashraf, 2012).

❖ **Algae ve mantar (fungi) kullanımı:**

The fungalmycelia gibi mantar türleri hücre dışı enzimler üreterek çözünemeyen maddeleri çözer. Yüksek hücre ve yüzey oranı mantarı çevre ile fiziksel ve enzimatik ilişkilerde daha uygun bir hale getirir. Literatürde White rot fungi gibi türlerin azo boyasının arıtımında kullanılması mantar enzimlerinin toksik türlerin yüksek konsantrasyonlarını tolere edebildiğini göstermektedir. Uzun büyüme evresi ve azot gereksinimi azo boyalarının bu mantar türleri tarafından tekstil atık suyunda uzaklaştırılmasını kısıtlar. Ayrıca White rot fungi türü atık suda doğal yolla bulunamayacağından biyoreaktörlerde muhafazası ve uzun süreli kültür durumu sorun oluşturur (Rauf ve Ashraf, 2012).

❖ **Bitkisel Arıtım (Phytoremediasyon):**

Phytoremediasyon metodu bitkiler kullanılarak kirleticilerin kazı ve atık problemi olmadan bertarafı işlemidir. Bu teknik kirleticinin bitkiler kullanılarak toprak, hava ve sudan uzaklaştırılması işlemidir. Bitkiler, organik ve inorganik birçok türü uzaklaştırılmasında etkin rol oynarken bu proses bir çok avantaja sahiptir. Bunlar şu şekilde sıralanabilir: düşük ücret, önemli metallerin geri kazanımı ve en az zararsız metot olmasıdır. Ayrıca bu yöntem boyaların uzaklaştırılmasında da kullanılabilir. Çünkü, estetik avantajlara, düşük ücrete, uzun süreli uygulanabilirliğe ve tehlikeli atık alanlarında direkt uygulanabilirliğe sahiptir.

Phytoremediasyon, bu amaçla kullanılan bitkiler eğer çimen gibi derin ve lifli köklere sahip olursa daha kullanışlıdır. Yüzey alanın ve köklerin oluşturduğu derinlik temel kısıtlamalar olup, yavaş büyüme ve düşük biomass, bu proses için uzun süre gerektirir. Bitki yaşamı ayrıca toprağın genel şartlarına ve zehirliliğine bağlıdır. Bitkiler eser miktardaki kirleticiyi, metal gibi, besin zincirine alır ve bertaraf eder. Bu yüzden bu yöntemin tekstil boyası arıtımında da kullanılması şaşırtıcı değildir. *Phragmites australis* bitkisi Acid Orange 7 (AO7) boyasının arıtımında kullanılırken, *Typha angustifolia* L. Bitkisi reaktif boya içeren atık suların arıtımında kullanılmıştır. Literatürde kok oyam bitkisinin %75 oranında atık sudan renk giderebildiği gözlenmiştir. Ayrıca, *Blumea malcolmii* H ve *Typhonium flagelliforme* bitkileri ve doku kültürleri Malachite Green, Red HE8B, Methyl Orange, Reactive Red 2, Brilliant Blue ve Direct Red 5B gibi boyaların arıtımında kullanılmıştır. *Aster amellus* bitkisi Remazol Red tekstil boyasını uzaklaştırırken, *Tagetes petula* (Marigold) ise Reaktif Red 198 boyasını uzaklaştırabilmektedir. Maya kullanımı, boyanın enzimatik yollarla bozunması ve renksizleştirilmesi tekstil atık suları atıtımında kullanılan diğer yöntemler arasında gösterilir (Rauf ve Ashraf, 2012).

2.1.6.1 Tekstil atıksularının arıtımında yapılan çalışmalar

- ❖ Tünay ve arkadaşlarının (1996) çalışmasında, asit boyası içeren atık sudan kimyasal çöktürme, kimyasal oksidasyon ve absorpsiyon metoduyla renk giderimi gerçekleştirmişlerdir. Kimyasal çöktürme sonucunda, önemli miktarda renk yüksek seviyeden düşük seviyeye kadar uzaklaştırılmıştır. Çalışmaya göre en etkili kimyasalın alum olduğu belirlenmiştir.

- ❖ Sani ve Benerjee (1999), *Kurthia sp.* kullanarak, magenta, crystal violet ve malachite green boyalarında %92-96 arasında renk giderimi elde etmişlerdir. Ayrıca çalışmada KOİ için yüksek oranlarda giderim verimi (%56-85) gözlenmiştir.
- ❖ Chen ve arkadaşları (1999), *proteus mirabilis* kullanarak 100 mg/l boya konsantrasyonunda 20 saat içinde (Red RBN) kırmızı azo boyanın %95 civarında indirgendiğini bulmuşlardır.
- ❖ Sponza ve arkadaşları (2000), indigo boyar maddesi kullanan tekstil endüstrisi atıksuyundan anaerobik ve granül çamur kültürlerinde %100 renk giderimini sağlamışlar, ancak 20 gün gibi düşük çamur yaşlarında KOİ gideriminin 50 günlük çamur yaşlarına göre daha düşük olduğunu belirlemişlerdir. Çalışmada yüksek çamur yaşlarında %70 KOİ gideriminin sağlandığı rapor edilmiştir.
- ❖ Panswad ve Luangdilok (2000), tekstil atık sularından 4 farklı boyar maddenin (bisazo vinilsülfonil, anthraquinon vinilsülfonil, anthraquinon monoklorotriazenil ve oksazin) giderimi için anaerobik/aerobik AKR (ardışık kesikli reaktör) sistemini kullanmışlar ve 1000 mg KOİ/l karbon kaynağı ile 20 mg/l boyar madde konsantrasyonunu ilk üç boya için ortalama %64 civarında gidermişlerdir. Oksazin boyasının renginin güvenli bir şekilde tespit edilemediği çalışmada boya gideriminde anaerobik fazın etkili olduğu ifade edilmiştir.
- ❖ Manu ve Chaudhari (2002), 24-28 °C sıcaklık ve 10 günlük HBS kullanarak 100 mg/l Orange II ve Reaktif Black 3HN'nin anaerobik olarak %99 üzerinde bir verimle giderildiğini tespit etmişlerdir. KOİ giderimi ise boyasız atıksuyun beslenmesi halinde %95 iken, Orange II'li atıksuda %92 ve Reaktif Black 3HN'li atıksuda %94 civarında olmuştur. 400 mg/l'ye kadar boya

konsantrasyonlarında metanojenik aktivite etkilenmezken, bu konsantrasyonun üzerinde inhibisyon meydana gelebileceği belirtilmiştir.

- ❖ Şen ve Demirer (2003), yatak malzemesi olarak ponza taşı kullanılan akışkan yataklı anaerobik reaktörde pamuklu tekstil atık suyunun arıtılabilirliğini incelemişler ve giriş atık suyuna 2 g/l kadar C kaynağı verilmesinin renk giderme verimini artırdığını tespit etmişlerdir. 24 saatlik HBS ve 3 kg KOİ/m³-gün'lük organik yükleme ile %82 KOİ, %94 BOİ ve %59 renk giderim verimi elde edilen çalışmada 2 g/l'nin üzerindeki C kaynağı ilavesinin renk giderimine herhangi bir katkısının olmadığı görülmüştür.
- ❖ Kapdan ve arkadaşları (2003), 1000-8000 mg KOİ/l ve 50-400 mg/l arasında boyar madde konsantrasyonu içeren tekstil endüstrisi atıksuyunun, 12-72 saat HRT'ye sahip ardışık anaerobik-aerobik sistem ile oda sıcaklığında (19-22 °C) fakültatif mikroorganizmalar kullanarak arıtılabilirliğini araştırmışlar ve en yüksek verimi 18 saat HRT'de 3000 mg/l başlangıç KOİ konsantrasyonu ve 100 mg/l boyar madde konsantrasyonu ile elde etmişlerdir. Bu durumda, anaerobik reaktörde %85 renk giderimi elde edilirken, aerobik şartlar altında renk giderimi %15 gibi önemsiz değerlerde bulunmuş ve buna karşılık aerobik aşamada %90 KOİ giderim verimi elde edilmiştir.
- ❖ Kapdan ve Alparslan (2004), mevcut bir aerobik tesis ile anaerobik-aerobik ardışık reaktör sisteminin renk giderimini mukayese etmişler ve anaerobik-aerobik ardışık sistem ile renk gideriminde %60'lık bir iyileşme sağlandığını tesbit etmişlerdir.
- ❖ Çalışmada mevcut sistemin hidrolik bekleme süresi 36 saat iken ardışık sistemin hidrolik bekleme süresinin 10 saat olduğu ifade edilerek, aynı

performansın elde edilmesinde ardışık sistemin daha avantajlı olduğu vurgulanmıştır.

- ❖ Işık ve Sponza (2004), sentetik olarak hazırlanmış pamuklu tekstil atık suyunu HÇYR/aerobik tam karışımli reaktör (TKR) düzeninde ardışık reaktör sistemi kullanarak toplam %92 KOİ giderimi ve tam renk giderimi ile arıtmışlardır. Çalışmada, anaerobik reaktör 2,8 günlük bir hidrolik bekleme süresine sahip olup %67 KOİ giderimi sağlarken, aerobik reaktörde 10 günlük bekleme süresinde %77 KOİ giderimi sağlanmıştır. Ayrıca, anaerobik adımda meydana gelen aromatik aminler, aerobik kademede %50 civarında giderilmiştir.
- ❖ Santos ve arkadaşları (2005), HÇYR kullanarak farklı HBS'lerinde sentetik hazırlanmış tekstil endüstrisi atıksuyunu arıtmışlar ve HBS'nin 100 saatten 6 saate inmesi halinde KOİ giderim verimi %80'den %59'a düşerken, renk gideriminin %90'dan %96'ya yükseldiğini tespit etmişlerdir.
- ❖ 2006 yılında Davies L.C. ve arkadaşları, acid orange 7 (AO7) azo boyasının aerobik ortamda, dikey akışlı yapay sulak alanlar kullanarak *Phragmites* sp. bitkisini kullanarak arıtımını yapmıştır. Bitki 28, 40, 53 ve 108 l hidrolik yüklemelerde 127 acid orange 7 ile beslenmiştir. Sonuçta ilk bir saat sonunda zor ayrışabilen aromatik aminler meydana gelmiştir. Ayrıca %99 oranında renk uzaklaştırılmış, pozitif redoks potansiyeli aerobik şartların hüküm sürdüğünü kanıtlamıştır. KOİ ve TOC uzaklaştırma verimleri %93 olması AO7'nin mineralize olduğunu kanıtlar.
- ❖ 2007 yılında Ojstrsek ve arkadaşları, 3 farklı boya C.I. Reactive Red 22, C.I. Reactive Black 5, C.I. Vat Red 13) ve kimyasal içeren (NaOH, NaCl, iyon tutucu, köpük giderici, göç inhibitörü ve ıslatma maddeleri) tekstil boya banyosu atık sularını temizlemek için; iki farklı dolgu maddesi içeren (turba,

çakıl taşı, kum ve zeolit; çakıl taşı, kum ve zeolit) yapay sulak alan modeli kurmuştur. Absorbans, pH, TOC, KOİ, elektriksel iletkenlik; arıtım verimini ölçmek için kullanılmıştır. Sonuçta yapay sulak alan modelinin %70 oranında boya konsantrasyonunu uzaklaştırdığı, TOC ve KOİ'yi %88'ye düşürdüğü, pH'in 12 den 7,6'ya düştüğü ve elektriksel iletkenliğin %60'a yükseldiği gözlenmiştir.

- ❖ Başbuğ (2008) yaptığı çalışmada, bentonit ve pomza adsorbentlerini kullanarak tekstil atık suyundan boya adsorpsiyonu yapmıştır. Pomza ve pomza-CDBA örnekleri kolonda yüksek renk giderimi sağlamıştır.
- ❖ 2008 yılında Bulc T.G. ve arkadaşının yaptığı çalışmanın amacı, renk azalımının boya bakımından zengin tekstil atık suyunun yapay sulak alan kullanılarak gözlemlemektir. Yapay sulak alanlar 3 farklı ucuz dolgu maddesi (çakıl taşı, kum ve zeolit turf) ile kurulmuş olup 3 farklı boya (Reactive Black 5, Dispers Yellow 211, Vat Yellow 46) ve kimyasallar içeren sentetik atık sular hazırlanmıştır ve bu ucuz dolgu maddelerinin arıtmada göstermiş olduğu performans incelenmiştir. Sonuçta renk %70, KOİ ve TOC %45' kadar uzaklaştırılmıştır. Bu sonuçlara göre, pilot dikey ve yatay akışlı yapay sulak alanlar pamuk tekstil fabrikasının yakınına gerçek tekstil atık suyunu asıl yerinde arıtmak için kurulmuştur.

Bu 1 m³/gün için, 80 m²'lik alana, Phragmites australis dikilerek ve kum ve çakıl taşı maddeleri kullanılarak kurulmuştur. Ortalama arıtım verimleri olarak; KOİ %84, TOC %89, BOİ %66, N_{total} %52, N_{organic} %87, NH₄-N %31, sülfat %88, renk %90, toplam askıda katı partikül %93 ve anyon yüzey aktif maddesi %80 gözlenmiştir. Bu verimli ve ucuz bir şekilde gerçekte tekstil atık sularının çevresel mevzuata uygun oranlara kadar arıtılabilirliğini gösterir.

❖ 2009 yılında Ong S. ve arkadaşları, havalandırmalı ve havalandırmaz ortamda ve yeni oluşan bitkilerle 5 laboratuvar ölçekli akışkan yapay sulak alan kullanarak bir azo boyası olan Acid Orange 7 (AO7) ve besinlerin giderimini incelemiştir. Oksidasyon-redüksiyon potansiyeline ve yapay sulak alanın çözünmüş oksijen profiline göre temel havalandırma, yapay sulak alandaki aerobik ve anaerobik bölgelerin büyüklüğünü kontrol eder. Tüm reaktör boyunca AO7'nin artım verimi %95'dir ve renk çoğunlukla anaerobik bölge tarafından uzaklaştırılır. Azo bağlarının kırılmasıyla oluşan ara maddeler, temel havalandırma ile yapay sulak alanda önemli miktarda azaltılır. Toplam azot ve toplam fosfor uzaklaştırılma oranı sırasıyla %60 ve %67; KOİ ve NH₄-N'in aerobik bölgede uzaklaştırılma oranları %86 ve %96'dır. Bununla birlikte anaerobik bölgede KOİ ve NH₄-N sırasıyla %41 ve %48 oranında uzaklaştırılır. Temel havalandırma; organik maddelerin, aromatik aminlerin ve NH₄-N'nin yapay sulak alan reaktörünün içinde arıtımını geliştirir.

❖ 2012 yılında Yadav A.K. ve arkadaşlarının yaptığı çalışmada, sülfat indirgeyen bakterilerin ve hurda demirin *Canna indica* bitkisinin kullanıldığı yapay sulak alanda etkisi incelenmiştir.

4 set deney düzeneği kurulmuştur: birincisinde normal- yapay sulak alan; ikincisinde sülfat indirgeyen bakterilerle zenginleştirilmiş yapay sulak alan; üçüncüsünde sülfat indirgeyen bakteriler ve demir hurdalarıyla zenginleştirilmiş yapay sulak alan ve dördüncüsünde ise sülfat indirgeyen bakteriler ve bakırla katılanmış yapay sulak alan kullanılmıştır. Sistem, sentetik atık sudan Metil Oranj'ın renk uzaklaştırılışı için test edilmiştir. 500, 1000, 1500, 2000 ve 2500 mg/l boya içeren atık sudan, sülfat indirgeyen

bakterilerle zenginleştirilmiş yapay sulak alan en yüksek, normal yapay ulak alan ise en düşük arıtım göstermiştir. En yüksek arıtım sülfat indirgeyen bakteriler ve bakırla katkılanmış yapay sulak alanda görülmüştür.

- ❖ Stefanakis A.I. ve Tsihrintzis, V.A'nın yaptıkları çalışmada (2012), pilot ölçekli dikey akışlı yapay sulak alanda zeolit, boksit ve karbonat dolgu materyalleri ile arıtım yapılmıştır. Zeolit azot gideriminde, boksit ise fosfor gideriminde önemli olmuştur.
- ❖ 2013 yılında Saeed, T. Ve Sun G'nin yaptıkları çalışmada, iki laboratuvar ölçekli hibrit yapay sulak alan kullanılarak tekstil atık suyu arıtımı yapılmıştır. İki sistem de birbirine benzeyen, dolgu malzemesi olarak kum ve şeker kamışı küspesinden meydana gelen yatay ve dikey reaktörler içerir. Sistem yüksek hidrolik yüklemde (566-5660 mm/gün) ve inorganik azotla (254-508 g N/m²gün), yüksek organik yüklemde (9840-19680 g KOİ/m²gün), (2154-4307 g BOİ/m²gün) çalıştırılmıştır. Dikey akışlı reaktörde %74-79 BOİ giderimi, %59-66 amonyum giderimi görülmüştür. Şeker kamışı küspesinin organik karbon içeriği dikey akışlı reaktörde denitrifikasyonu kolaylaştırırken, yatay akışlı reaktörde, anaerobik şartlar altında verimli renk giderimi sağlanır.

2.2 Bitki ile Arıtım Mekanizmaları (Phytoremediation)

Bitki anlamındaki “phyto” ile ıslah anlamındaki “remediation” kelimelerinden türetilen ve 1991’de terminolojiye giren “phytoremediation”, “bioremediation”, “botanical remediation”, ve “green remediation” olarak da adlandırılan (EPA, 2000) “Yeşil Islah” yöntemi bitki temel alınarak çevreyi ıslah etme teknolojileridir. Bu teknoloji ile organik ve inorganik maddeler bitki kullanılarak kirlilik oluşturduğu alandan giderimi sağlanabilmektedir (Henry, 2000).

Bu yöntem, atık suların iyileştirilmesinde kullanılan yeni bir yöntemdir. Fitoremediasyon, bitkiler ve onlarla ilişkili rizosferik mikroorganizmalar kullanarak toprak, sediment, yeraltı suları, yüzey suları ve hatta atmosferde bulunan kimyasal kirleticilerin, ortadan kaldırılması, parçalanması ya da biriktirilmesi sürecidir. Bitkiler petrol hidrokarbonları, pestisitler, metaller, radyonüklidler ve patlayıcılar gibi çoğu kirleticinin çevreden temizlenmesinde kullanılabilir. Organik kirleticiler, dökülmeler (petrol, çözücüler), askeri aktiviteler (patlayıcı, kimyasal silahlar), tarım ilaçları (pestisit, herbisit) ve sanayi atıkları (kimyasal, petrokimyasal) ile çevreye girebilmektedir. Organik kirleticiler özelliklerine bağlı olarak bitkilerin kök bölgesinde parçalanabilir ya da bitki tarafından alınarak, bitki içinde parçalanabilir, konjugasyonla ya vakuolde ya da hücre çeperi alanlarında tutulabilir veya buharlaştırılabilir. Organik kirleticilerden trikloetilen gibi organik çözücüler, atrazin gibi herbisitler, TNT gibi patlayıcılar, petrol, gazolin, benzen, tolüen ve polisiklik aromatik hidrokarbonlar gibi petrol hidrokarbonlar, poliklorlu bifeniller, başarılı bir şekilde fitoremediasyonla ortamdan temizlenebilmektedir (Kösesakal, 2011).

Günümüzde kullanılan fizikokimyasal arıtma tekniklerinin çoğu, aşırı derecede kirlenmiş suların yerinde veya başka bir yerde gerçekleştirilen arıtmılarından yararlanılan ana yöntem olmaktadır. Bu yöntemler, düşük kirletici içeriğine sahip ve

kirleticilerin yapay ve dağınık olarak bulunduğu geniş kirletilmiş alanların iyileştirilmesi için yeterince uygun olamayan tekniklerdir (Rulkens, 1998). Bu durumda diğer yöntemlere kıyasla bitki ile iyileştirme ucuz bir seçenek olarak görülmektedir.

Yeşil ıslahın çeşitli olumlu ve olumsuz yönleri vardır (EPA,2000; Farrell, 1999; Henry, 2000; Sutherson, 1999). Fitoremediasyon, fizikokimyasal teknolojilerden çok daha kolay uygulanabilirliği ve birçok organik ve inorganik kirleticide etkili olması, bu sistemlerin kuruluşu ve ıslah maliyetinin diğer teknolojilere göre çok (4-1000 kat) daha ucu olması önemli olumlu yönleridir (Sadowsky, 1999). Sistem doğal ve yapay alanlarda kullanılabilir. Yani kirlilik etmeni, bulunduğu yerde veya başka bir ortamda taşınarak bertaraf edilebilir. Bitkilere bakım işlemleri, yenileme dahil düzenli yapıldığında sistem çok uzun ömürlüdür. Yerinde yapılan uygulamalarda kirlilik etmeninin alandan taşınma oranı çok düşük (yaklaşık %5) olup, çevreye (hava ve su) yayılması çok zayıftır. Bu teknolojinin en önemli olumsuz yönü ise; çok önemli düzeylerde kirlenmiş alanlarda bitkilerin kısa sürede etkinliğini gösterememesidir. Bu nedenle ancak düşük düzeylerde kirlenmiş alanlarda kullanılır. Sistemin etkinliği kök derinlikleri ve iklim koşulları ile sınırlıdır. Doğal olmayan bitkilerin bu amaçla kullanılması biyolojik çeşitliliği olumsuz yönde etkiler (Zaimoğlu v e Bozkurt, 2010).

Yeşil ıslahın farklı çeşitleri, bitki türlerinin kirlilik etmenlerini bertaraf etme yollarına bağlı olarak, köklerde süzme (rhizofiltration), köklerde sabitleme (phytotostabilization), bitkisel özümleme (phytoextraction), köklerle bozunum (rhizodegradation), bitkisel bozunum (phytodegradation) ve bitkisel buharlaştırmadır (phytovolatilization) (EPA, 2000).

2.2.1 Bitkisel özümlleme (Phytoextraction)

Bazı bitkilerin topraktaki organik veya inorganik kirlilik etmenlerini kök veya sürgünlerine almasından yola çıkılarak oluşturulmuş bir teknik olup, genelde ağır metallere kirli toprakların ıslahı amacıyla kullanılmaktadır. Dağınık olarak kirli alanların iyileştirilmesi için çok geçerli bir yöntem olup, kirlenmiş bölgeye dikilen giderim yeteneği olan bitkinin budanması veya sökülmesi ile kirlilik etmenleri alandan uzaklaştırılmaktadır. Biçilen veya budanan bu kısımların yeniden kullanılabilmesi önemli bir avantajdır. Çünkü bu türdeki bitkiler diğer bitkilere oranla bünyelerinde 100 kata kadar daha fazla kirlilik etmeni biriktirebilmektedirler. Hasat edilen kısımlar gübre olarak kullanılabilirdiği gibi, içindeki ağır metaller yeniden elde edilebilmektedir (EPA, 2000).

Bitkisel madencilik (phytomining) denilen bu yöntem; işlenerek çıkarılması ekonomik olmayan maden cevherlerinin elde edilebilmesi yolunu açmaktadır. ABD’de bu yolla altın ve nikel gibi elementler geri kazanılmaktadır (Sutherson, 1999; EPA, 2000; Pivet, 2001).

Bu yöntem için uygun ve çoğu Brassicaceae, Euphorbiaceae, Asteraceae, Lamiaceae ve Scrophulariaceae familyalarından olmak üzere bünyesinde ağır metal biriktirebilen 400 kadar tür saptanmıştır (Hossner ve ark., 1998; Jhee ve ark.1999; EPA, 2000; Garbisu ve Alkorta, 2001; Pivet, 2001).

Bitkisel özümlleme, metalleri ve radyonükleitleri taşınabilir kimyasal formlara dönüştürerek tutulmasını sağlamaktadır. Bu formlar insan ve çevre sağlığı için kirliliğin en tehlikesiz halidir. Diğer iyileştirme yöntemleriyle karşılaştırıldığında, maliyeti oldukça düşük ve materyallerin elle işlenmesi oldukça limitlidir.

Genellikle bu işlemten sonra yetişecek bitki türleri içinde verimli bir ortam hazırlanmış olur (EPA, 2000). Bu teknoloji uygulanan diğer tekniklere göre daha

fazla zaman alır ve çok yoğun kirleticinin bulunduğu yerlerde uygulanması zordur. Ayrıca bölgenin ekosisteminde bulunan bir bitki türü seçilmelidir. Kullanılacak bitkiler hasat edileceğinden mevsimlik olmamalıdır. Eğer bitkinin alımını kolaylaştırmak için toprakta katkı maddeleri kullanılacaksa, bitki alımından önce taşınımı engellemek için ilave önlemler alınması gerekmektedir. Bitkisel özümleme organik kirleticileri direk olarak topraktan gideremez. Ancak mikrobiyal aktiviteyle desteklenmiş kök sistemleri bunu gerçekleştirebilmektedir (EPA, 2000).

2.2.2 Köklerle süzme (Rhizofiltration)

Köklerle süzmede, biyotik ve abiyotik işlemlere bağlı olarak kirleticiler köklerin içine alınmakta veya bitki köklerinin üzerinde yapışıp kalmaktadır (adsorpsiyon). Bu işlemlerin oluşu sırasında kirleticiler bitkiye alınabilmekte ve taşınabilmektedir.

Burada temel olan kirleticilerin bitki üzerinde veya içinde hareketsizliğinin sağlanmasıdır. Kirleticiler daha sonra çeşitli yollarla bitkiden alınabilmektedir. Bu yöntem yeraltı suları, yüzey suları ve atık sularda uygulanmaktadır. Karasal ve sucul bitkilerin kullanılmasına olanak tanınması sistemin bir avantajıdır. Ayrıca sistem doğal ortamlarda uygulanabilirliğinin yanı sıra havuz, tank, gölet gibi yapay alanlarda da uygulanabilmekte, yani kirlilik, kaynağında veya uzakta bertaraf edilebilmektedir.

Atık suyun kirleticilerin bitki tarafından alımına olanak tanıyacak pH düzeyine getirilmesi, debinin kontrol altına alınması ve bitkilerin belirli aralıklarla yenilenmesi için iyi bir mühendislik tasarımı gerektirmektedir (Pivetz, 2001).

2.2.3 Köklerle sabitleme (Phytostabilization)

Bu yöntem doğal ortamda toprağın stabilizasyonunun sağlanması için uygulanmaktadır. Bu yöntemde, bitkinin yetiştiği toprağın içindeki kirlilik etmenleri bitki köklerinin çevresinde veya içinde biriktirilmesiyle ya da tutulmasıyla sağlanmakta ve bunun yanı sıra kirleticilerin rüzgâr, su erozyonu, yıkanma ve toprak dağılması ile taşınması engellenmektedir. Bitkinin kök çevresi mikrobiyolojisi ve kimyası ile yakından ilişkili olan sistemde bitki, kirletici etmenin yapısını suda çözünemeyen-taşınamayan şekilde değiştirebilmektedir (EPA, 2000).

Köklerle sabitleme toprak, sediment ve çamurda uygulanabilmektedir. Toprak taşınmasını gerektirmemesi önemli bir avantajdır. Ayrıca alan bitkilendirildiği için ekosistemi zenginleştirmektedir.

En önemli dezavantajı kirlilik etmenlerinin alanda kalarak uzun zaman içindeki değişikliklerle taşınabilmesi veya yıkanarak taban suyuna karışabilmesidir (Henry, 2000).

2.2.4 Köklerle bozunum (Rhizodegradation)

Köklerle bozunum, kök çevresindeki mikroorganizmaların zenginleştirilerek organik kirleticilerin toprakta bozulması işlemidir.

Kök çevresinde mikrobiyal aktiviteleri etkileyen ve köklerden bırakılan şeker, amino asit, organik asit, yağ asitleri, sterol, büyüme etmenleri, nükleotid, flavanon ve enzimler bulunur. Kirlilik yaratan organik bileşikler de bu çevrededir. Köklerle bozunumun en önemli yararı kirleticilerin doğal ortamda yok olmasıdır. Ancak bunlar bitki veya atmosfere az da olsa taşınmaktadır (EPA, 2000).

Köklere bozunum; petrol artıkları, polisiklik aromatik hidrokarbonlar, benzen, toluen, etilbenzen, ksilen, pestisitler, klorlu çözücüler, pentaklorofenol,

poliklorinli bifeniller (PCB) gibi kirlilik etmenlerine karşı uygulanabilmektedir (Farrell ve ark., 1999).

2.2.5 Bitkisel buharlaştırma (Phytovolatilization)

Bitkisel buharlaşma, organik (klorlu çözücüler) ve inorganik (Hg, Se) kirletici etmenlerin bitki bünyesine alınarak, yapısının atmosfere verilecek şekilde değiştirilmesi ve atmosfere verilmesidir.

Yöntemin en önemli avantajı çok zehirli bileşiklerin (civalı bileşikler gibi) daha az zehirli formlara dönüşmesidir. Ancak çok zararlı-zehirli materyallerin atmosfere bırakılabilmesi de bir dezavantajdır (EPA, 2000).

Bu sistemde kök derinliği çok önemlidir. Yeraltı suları konu ise bitki köklerinin derin olması gerekmektedir. Kirli yeraltı suları pompalarla yüzeye çıkarılarak suyun daha sık bitki köklerince alınması da sağlanabilmektedir (EPA, 2000).

2.2.6 Bitkisel bozunum (Phytodegradation)

Bitkisel bozunum, olarak bilinen phytodegradation, kirletici etmenlerin bitki bünyesine alınarak metabolizma işlemleri sırasında değiştirilmesidir. Bozunma işlemi bitkinin dışarıya bıraktığı bileşiklerle bitki dışında da olabilmektedir. Phytodegradation işleminde bitkinin, kirletici etmenini bünyesine alması gerekmektedir. Bu işlem genellikle kök bölgesi ile hatta en uç kök kısımları ile sınırlıdır (EPA, 2000). Organik bileşiklerin bitki bünyesine alınabilmesi eriyebilirliği, bitki tipi, kirlilik etmeninin toprakta kalma süresi ile toprağın fiziksel ve kimyasal yapısına bağlıdır. Hemen eriyebilen bileşiklerin bitki tarafından alınması zordur. Bitkisel Bozunum, toprak, sediment, çamur ve yeraltı sularında uygulanabilmektedir. Yeraltı suları pompalarla yüzeye de alınabilir. Yöntemin en

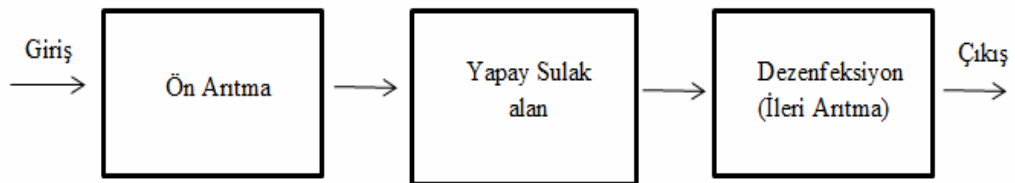
önemli avantajı indirgenme veya bozunmanın fizyolojik olaylar doğrultusunda bitki içinde olması ve mikroorganizmalara bağlı olmamasıdır. Örneğin kavak derin kökleri ile taban suyundaki azotu (nitrat) almakta, bitkide azot proteinlere veya azot içeren bileşiklerin yapısına girmekte ve bir kısmı da gaz olarak atmosfere bırakılmaktadır. Yöntemin dezavantajı ise bozulma sırasında zehirli ara ve son ürünler oluşabilmesi ve bunların çok zor tespitidir (Pivetz, 2001).

2.3 Yapay Sulak Alanlar

Yapay sulak alan sistemleri, doğal çevre koşullarında su, toprak, bitkiler, mikroorganizmalar ve atmosferin etkileşimleri sonucunda, kirleticilerin uzaklaştırılmasını sağlayacak kimyasal, biyolojik ve fiziksel işlemler bütünüdür. Sulak alanların temel bileşenleri dolgu malzemesi ve sudur.

Sistemin çalışmasında en önemli faktör bitkilerin arıtma kapasitesidir. Havadan aldıkları oksijeni kökleri vasıtasıyla atık suya ileten bitkiler, aynı zamanda kökleri aracılığıyla atık suda bulunan kirleticileri (azot, fosfor, vb.) besin olarak kullanarak suyun arıtılmasını sağlamaktadır. (Yalcuk, 2007).

Yapay sulak alanlarla atıksuların arıtımı ile ilgili ilk çalışma 1950'li yılların başlarında Plön'deki Max Planck Enstitüsünde (Almanya) Käthe Seidel tarafından gerçekleştirilmiştir. Seidel, sudaki bazı kimyasal kirlilikleri farklı su bitkilerinin temizleme yeteneğini araştırmış ve ilk kez 1953'te *Scirpus lacustris*'in fenoller, patojenik bakteriler ve diğer bazı kirlilik etmenlerini temizlemedeki başarısını yayınlamıştır. Bunun yanında da suda yetişen bazı bitkilerin kendi performanslarına yardımcı olan çeşitli fizyolojik ve morfolojik değişiklikler sergiledikleri gözlemlenmiştir (Seidel, 1955).

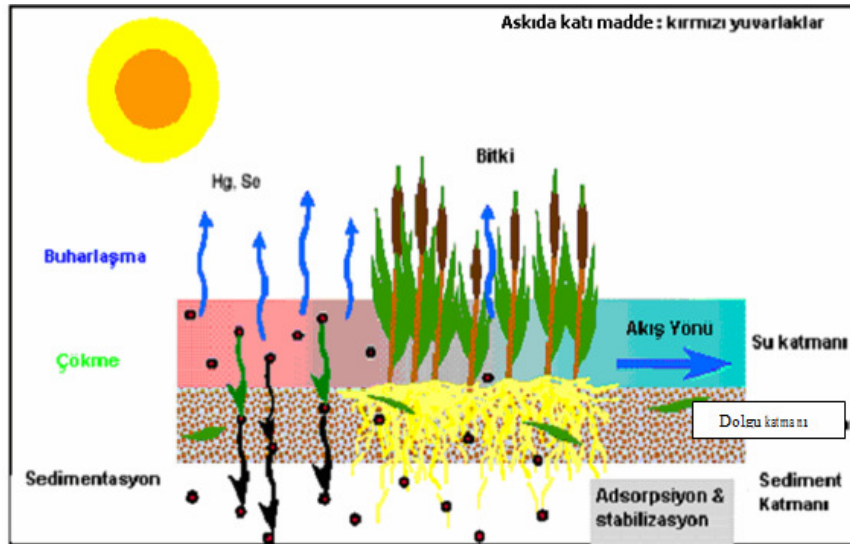


Şekil 2.7 Genel arıtım planlaması (Zaimoğlu, Bozkurt, 2010)

Yapay sulak alan sistemlerinde, doğal sistemlerdeki doğal işlemler, arıtma tesislerinde kullanılan çökeltme, filtrasyon, gaz transferi, adsorpsiyon, iyon değişimi,

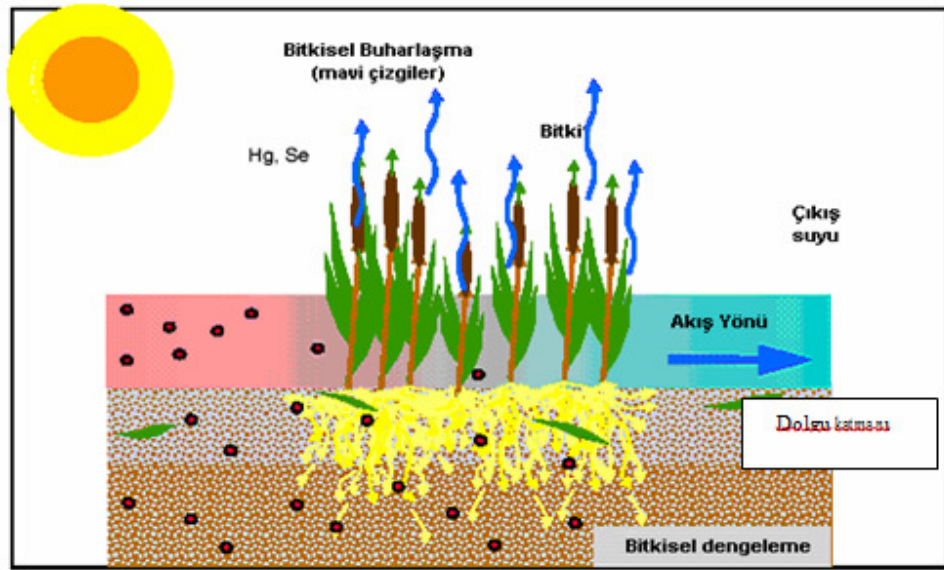
kimyasal çökeltme, kimyasal yükseltgenme ve indirgenme, biyolojik çevrim ve ayrıştırma, fotosentez, fotooksidasyon ve bitkisel alım gibi pek çok özel mekanizma birbirine bağlıdır (Karul, 1995).

Yapay sulak alanlarda giderim prosesleri biyotik ve abiotik olmak üzere 2'ye ayrılır. Abiotik prosesler, çökme, sorpsiyon, kimyasal oksitlenme/indirgenme, fotodegradasyon, buharlaşma işlemleridir. Sedimentasyon; partikül madde ve askıda katı madde uzaklaştırılmasında, sorpsiyon; kısa süreli alıkonulma yada kirleticinin uzun süreli immobilizasyonunda (adsorpsiyon ve adsorpsiyon birleşmesi) kimyasal çökme; giriş akımındaki metalin çözünmeyen katı formuna dönüşerek çökmesi, fotodegradasyon; güneş ışığı etkisiyle organik bileşiğin parçalanması, buharlaşma işleminde ise bileşiğin kısmi buhar basıncı uygun ise gaz fazına dönüşebilmektedir (ITRC, 2003). Abiotik prosesler ise aerobik ve anaerobik bozunma, fitoakümülyasyon, fitodegradasyon, fitovolatilizasyon, vb. mekanizmalardan meydana gelmektedir. Şekil 2.8 ve 2.9'da biyotik ve abiotik prosesler özetlenmiştir.



Şekil 2.8 Sulak alanlarda abiotik prosesler (ITRC, 2003)

Sulak alanın aerobik ve anaerobik bölgelerinde mikroorganizmaların metabolik prosesleri, organik bileşiklerin uzaklaştırılmasında önemli bir rol oynar. Bitkiler kirleticileri ya besin maddesi olarak kullanır yada organik bileşiğin biyodegradasyonunu zenginleştirmek için kök bölgesine geçen oksijen sayesinde meydana gelen proseslerle fitodegradasyon olur. İnorganik elementler ise bitki tarafından ya direk alınır yada sistem içinde birikime uğrar. Kök bölgesinde inorganik bileşiklerin birikimi fitostabilizasyondur. Bitkilerin yapraklarında meydana gelen solunumla uçucu bileşiklerin ortamdan uzaklaşması fitovolatilizasyondur (ITRC, 2003).



Şekil 2.9 Sulak alanlarda biyotik prosesler (ITRC, 2003)

Yapay sulak alanlar, düşük kuruluş ve işletme maliyetli olması, enerji ihtiyacının olmaması, yüklemeye karşı diğer sistemlerden daha az hassas olması, ağır metal gibi kirleticilerin üretildiği yerlerde kurulabilmesi, pestisit ve gübreler gibi noktasal olmayan kaynakların kontrolünü sağlaması gibi avantajları nedeniyle günümüzde

popülerliğini artırmıştır. Ayrıca, sulak alanlar, yeşil alan, yaban hayatı ortamı, rekreasyonel ve eğitici alanlar sunabilmektedir (Zaimoğlu ve Bozkurt, 2010).

Sulak alanların esas bileşenleri hidroloji, bitkiler (yıllık, mevsimlik, sualtı veya su yüzeyi bitkileri gibi) ve topraktır (mineraller veya organik sedimentler). Sulak alanların tüm yapısını ve fonksiyonlarını belirleyen en önemli etken hidrolojidir. Uygun hidrolojik koşulların elde edilmesiyle fiziksel, kimyasal ve biyolojik süreçlerinde etkili bir şekilde çalışması sağlanmaktadır.

Düzensiz hidrolojik koşullar sistemdeki bitkilerin ve diğer canlı türlerin devamını imkânsızlaştırmaktadır. Sulak alanın hidrolojik rejimini belirleyen parametreler; bitki sıklığı, zaman, derinlik, akışın sürekliliği, günlük ve/veya mevsimlik su seviyesindeki değişiklikler ve çıkış yapısıdır. Bütün bunların yanında hidrolojik çevrimde yer alan yağış, yüzey akış, sızma ve buharlaşmanın da göz önünde bulundurulması gerekir (Mitsch ve Gosselink, 1993, Vymazal, 1999). Sulak Alan boyutlandırılmasında hidrolojik rejime doğrudan bağlı olan bekletme süresi ve hidrolik yükleme hızı, göz önüne alınması gereken iki önemli değişkendir. Küçük yerleşim yerleri için sulak alan boyutlandırılmasında hidrolik yükleme hızı bazı literatürlerde 1,4-22 cm/gün arasında verilmiştir (Mitsch ve Gosselink, 1993). Sistemde sucul bitkilerin yoğun halde bulunması yük kaybına neden olmaktadır.

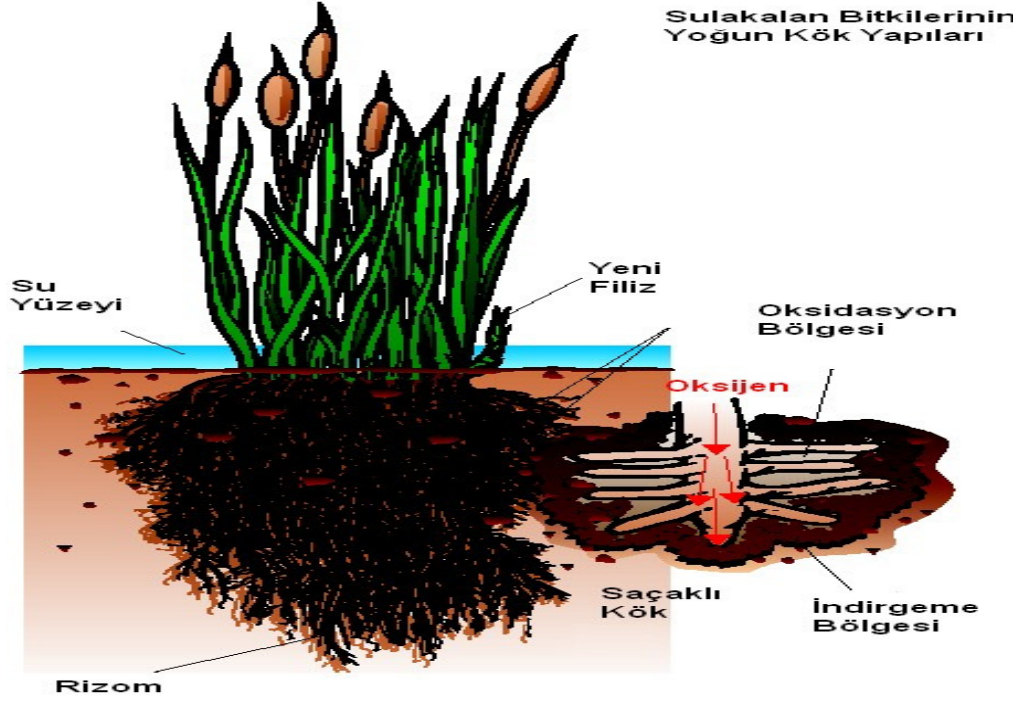
Sucul bitkiler, sulak alanların önemli bileşenlerindendir. Besinleri kendi büyümeleri için tutmanın yanında, besin dönüşümündeki fiziksel, kimyasal ve biyolojik süreçlerde besinleri azaltıcı etkide bulunurlar.

Sulak alan içinde, su akışına direnç gösterirler, bekleme sürelerini artırırlar ve askıda katı maddelerin çökmesini kolaylaştırırlar. Bitkiler ayrıca, sulakalan yatağı içinde yüzey alanı oluşturarak biyofilm oluşumuna yardımcı olur, bitki yüzeyi ve biyofilmin artmasıyla partiküllerin filtrasyonunu artırır, sulakalan yatağının pH'ını etkileyerek

fotosentetik biyofilm için uygun dolgu ortamı oluşturur, kökün belli bölgelerinden oksijen sızıntısı ile mikrobiyal besin dönüşümünün artması ile sedimentin redoks koşulları etkilenir, havadan aldıkları oksijeni köklerine taşırlar ve bir kısmını sıvı substrata yayarlar (Merz, 2000).

Su bitkilerinin derin kökleri vardır (Şekil 2.10). Kök ve gövdeler, suda oldukça büyük hacim tutarlar. Bunun yanında, sulak alan yatağı içindeki mikroorganizmalara oksijen sağlarlar ve zeminin hidrolik geçirgenliğini düzenlerler. Sulak alan arıtım sistemlerinde bitkilerin yaprakları tarafından fotosentetik olarak üretilen oksijen organik bileşikleri biodegradasyona uğratmak amacıyla kök bölgelerine taşır. Bitkilerdeki kök gelişimi ne kadar iyi olursa bu bozunmada o derece etkin olarak gerçekleşir (Sawattayothin et al., 2006). Pek çok sucül bitki, topraktaki anaerobik tabakaya oksijen transferini gerçekleştirmektedir. Böylece kök bölgesinde ağır metallerin yükseltgenmeleri ile çöktürmelerini sağlamaktadırlar (Vymazal ve ark., 1998, Gopal, 1999).

Bitki köklerinin yapay sulak alanlarda önemli fonksiyonu mikroorganizmalara tutunma yüzeyi sağlaması, denitrifikasyon için organik karbon vermesi, oksijenin filtre içine transferi ve belki de sistemin akışında geçirgenliği arttırması olmaktadır (Kietlinska et al., 2005).



Şekil 2.10 Sulak alan bitkilerinin kök yapıları (Yalçuk, 2007)

Yapay sulak alanlarda genellikle çabuk büyüyen bitkiler yetiştirilir. Odunsu olmayan bu bitkilerin kökleri sulak alan zemininde de büyür, gövde ve yaprakları ise su üstüne çıkar. Yapay sulak alanlarda yaygın olarak yetişen bitkiler; üç köşe (*Spircus lacustris*), karnı (Pragmites australis), hasır otu (*Typha latifolia*), ve bazı geniş yapraklı çeşitlerdir.

Çizelge 2.7’de yapay sulak alanlarda kullanılabilecek bazı bitki türleri ve bunların doğal yaşam ortamlarını gösterilmiştir.

Çizelge 2.7 Yapay sulak alanlarda kullanılan köklü ve yüzücü bitkiler (Knight, 1997)

Bitki Cinsi	Büyüme Şekli	Yetiştirme Yeri	Gölge Toleransı
<i>Acer negundo</i>	Ağaç	Ormanlık sulak alanlarda	Tamamen güneşli yerler
<i>Acorus calamus</i>	Otsu Bitki	Tatlı sulardan, az tuzlu sulak alanlara kadar her yerde	Kısmi gölgeli yerler
<i>Alnus serrulata</i>	Çalı, funda	Sulak Alanlar	Tam güneşli
<i>Carex spp.</i>	Otsu Bitki	Sulak Alanlar, göl kıyıları	Tam gölgeli ve tam güneşli yerler
<i>Ceratophyllum demersum</i>	Su içinde	Göllere ve yavaş akan dereler	-
<i>Cyperus esculentus</i>	Otsu Bitki	Yeni bataklıklar, ıslak çayırlar	Tam güneşli yerler
<i>Eichhornia crassipes</i>	Köksüz yüzen bitki	Tatlı su gölleri ve ağır akan dereler	Tam güneşli yerler
<i>Hdrocotyle umbellata</i>	Yüzen bitki	Kıyılarda, sık sulak alanlar	Kısmi gölgeli yerler
<i>Nyssa sylvatica</i>	Ağaç	Ormanlık sulak alanlar	Kısmi gölgeli
<i>Phragmites australis</i>	Otsu Bitki	Tatlı veya tuzlu sulu sulak alanlar	Tam güneşli yerler
<i>Pontederia cordata</i>	Otsu Bitki	Tatlı ve tuzlu sulak alanlar, gölet kıyıları	Kısmi gölgeli
<i>Populus deltoides</i>	Ağaç	Ormanlık sulak alanlar	Tam güneşli yerler
<i>Nuphar luteum</i>	Yüzen su bitkisi	Sulak Alanlar, göletler	Kısmi gölgeli
<i>Scirpus americanus</i>	Otsu Bitki	Tuzlu sulu ve alkali sulak alanlar	Tam güneşli yerler
<i>Sparganium eurycarpum</i>	Otsu Bitki	Sulak Alanlar, gölet kıyıları	Kısmi gölgeli yerler
<i>Taxodium distichum</i>	Ağaç	Tatlı sulu sulak alanlar	Kısmi gölgeli yerler
<i>Typha latifolia</i>	Otsu Bitki	Tatlı su sulak alanları, gölet kıyıları	Tam güneşli yerler
<i>Scirpus valides</i>	Otsu Bitki	Tatlı tuzlu sulak alanlar	Tam güneşli yerler

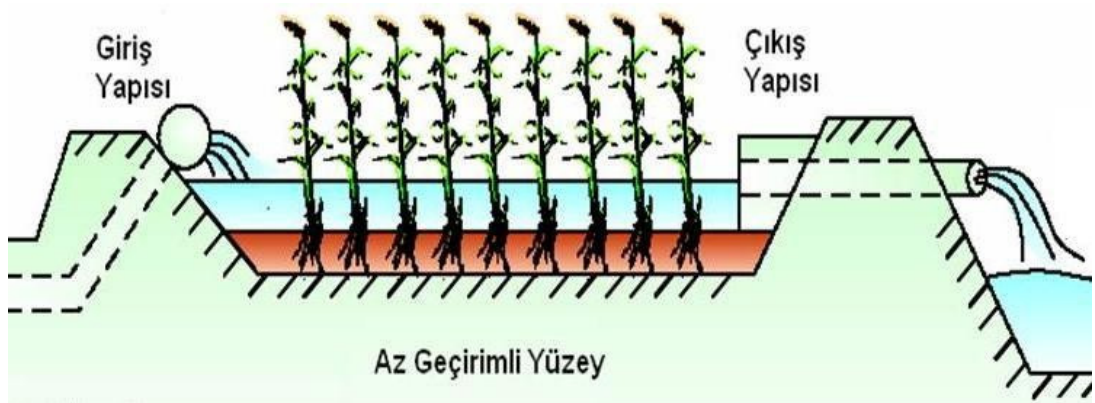
Sulak alan toprağı ya da sedimenti hem kimyasal dönüşümlerin gerçekleşmesinde rol alır, hem de sulak alan bitkileri için gerekli kimyasal besinlerin temel kaynağını oluşturur.

Genellikle sulak alan toprağı hidrojenli toprak olarak tanımlanır. Hidrojenli toprak iki sınıftan oluşur. Organik toprak (biyokütle bozunması ile oluşan) ve mineral (alüvyon) topraktır (Vymazal ve ark., 1998).

Yapay sulak alanlar işletilme özelliklerine göre; Yüzey akışlı sistemler (Free Water Surface Flow Wetlands) ve Yüzey altı akışlı sistemler (Subsurface Flow Wetlands) sistemler olmak üzere 2'ye ayrılır.

2.3.1 Yüzey akışlı sulak alanlar

Yüzey akışlı sistemler, sığ bir yatak veya kanal içinde uygun bir sucul vejetasyon içeren ve yüzeyinde çok derin olmayan bir su akışına sahip olan sistemlerdir. Bu özelliği ile daha çok doğal sulak alanları andırırlar. Bu sistemlerde su yüzeyi atmosfere açıktır (Şekil 2.11).

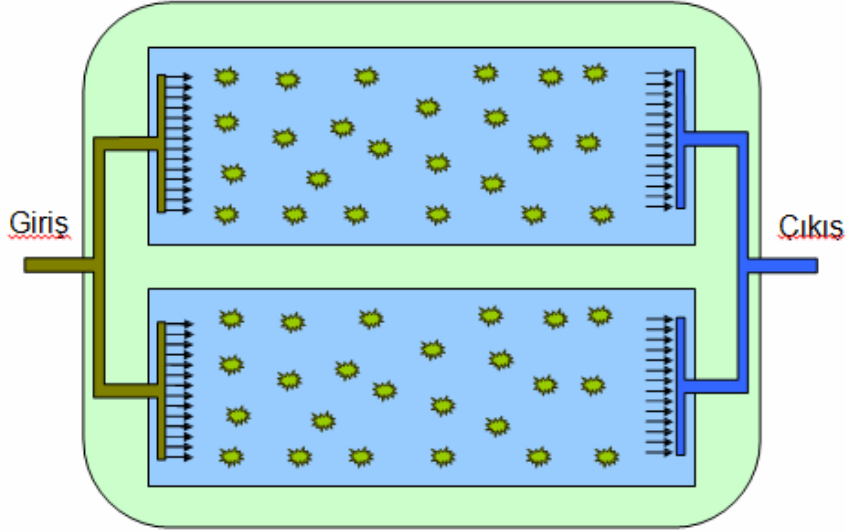


Şekil 2.11. Yüzey akışlı yapay sulak alan (OEMC, 2001)

Oksijen kaynağı yüzey havalandırmasıdır. Başlıca biyokimyasal reaksiyonların olduğu bölümler, bitkilerin su altında kalan bölümleri ve dip birikintilerinin yüzeyleridir (Karul ve ark., 1995). Şekil 2.12 ve Şekil 2.13 tipik bir yüzey akışlı sistemin plan ve boyuna kesitini vermektedir. Yüzey akışlı sistemler yaklaşık olarak 0,6–0,8 m. derinliğinde olup yatakları çakıl veya kum ile doldurulur. Havuzun başlangıcında bir dağıtım kanalı ve çıkışında da bir çıkış borusu bulunur (Şekil 2.12).

Yüzey akışlı sulak alanları, artırılmış yüzey alanı sayesinde, benzer boyutlardaki bir

yüzey altı akış sistemine kıyasla daha yüksek bir arıtım etkinliğine sahiptir. Bu nedenle de diğer sistemlere göre alan gereksinimi daha fazladır (EPA, 1999).

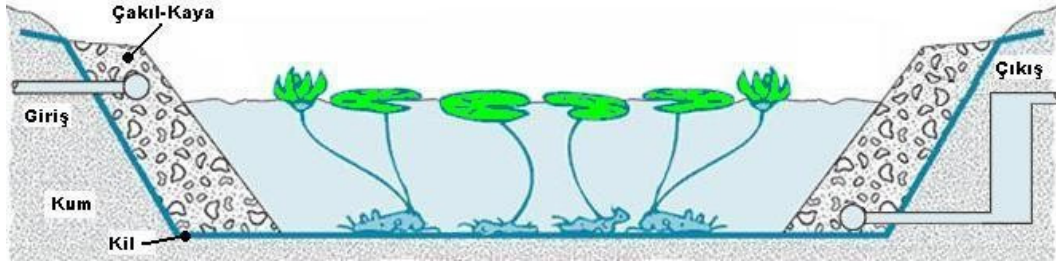


Şekil 2.12. Yüzey akışlı sistemin genel görünümü (OEMC, 2001)

Bu sistemin en büyük dezavantajı koku problemi, sivrisinek ve diğer vektörlerin üremesidir. Bitkiler oldukça sık olduğundan sivrisineklerle mücadelede kesin bir başarı elde edilememektedir. Yüzey akışlı sistemler aynı zamanda yeni yaban hayatı habitatları yaratmak veya yakındaki mevcut sulak alanları geliştirmek amacıyla da tasarlanabilirler (OEMC, 2001).

Yüzey akışlı sistemler; fazla derin olmayan çukur bir arazi, vejetasyonun tutunduğu toprak veya benzeri başka bir materyal, bu çukur zeminde az da olsa bir miktar suyun kalmasına olanak veren su kontrol yapılarını içermektedir (Şekil 1.6). Su arıtımının yanı sıra doğal hayata yataklık ederek ve estetik güzellikler sunarak da faydalı olmaktadır. Suyun yüzeye yakın bölgelerinde aerobik, daha derin bölümlerinde ise anaerobik ortamın varlığı söz konusudur (OEMC, 2001). Yüzey akışa geçen yağış

sularına ilişkin sulak alanlar, tarımsal atıksular ve maden ocaklarının drenaj sularının arıtımı için inşa edilen yapay sulak alanlar genellikle yüzey akışlı sistemlerdir (OEMC, 2001).



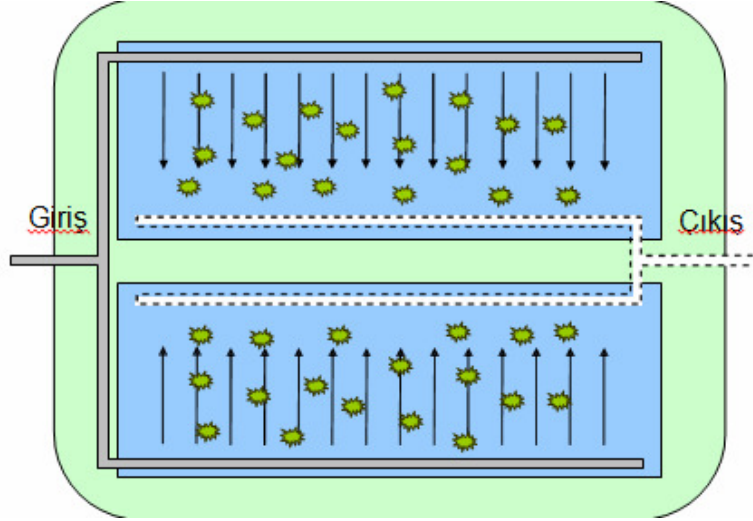
Şekil 2.13. Yüzey akışlı sistemin boyuna kesiti (OEMC, 2001)

Yüzey akışlı sistemlerin en büyük avantajları işletmelerinin çok kolay, masraflarının da çok düşük oluşudur. Belli başlı dezavantajları ise büyük bir alanın bu iş için kullanılmasını gerektirmeleridir (OEMC, 2001).

2.3.2 Yüzeyaltı akışlı sulak alanlar

Yüzeyaltı akışlı sistemlerde atıksu, çakıl veya kırma taşlarla doldurulmuş su yatağına akıtılır. Verilen suyun yüzeye çıkmaması esastır. 0,3–0,4 m veya daha derin bir geçirgen ortama sahiptirler (EPA, 2000).

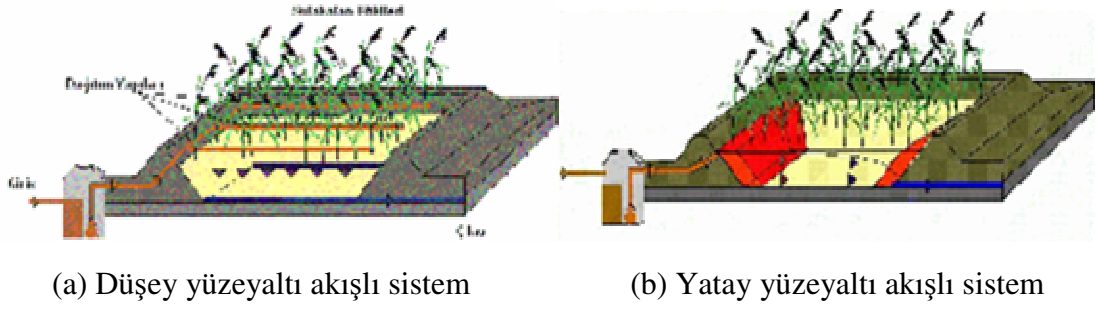
Bu tür sistemler, kaba daneli malzemeden oluşan yataklarında, çok çeşitli çiçekli ve çiçeksiz bitki türünün yetişmesine ortam hazırlamış oldukları için göze hoş gelen bir görünüm sergilerler. Şekil 2.14 ve Şekil 2.15 tipik bir yüzeyaltı akışlı sistemin plan ve boyuna kesitini göstermektedir.



Şekil 2.14 Yüzeyaltı akışlı sistemin genel görünümü (OEMC, 2001)

Yüzeyaltı akışlı sistemlerde aerobik koşulları sağlamak için mevcut tek oksijen taşıma mekanizması oksijenin yapraklardan köklere taşınmasıdır. Bu durumda biyokimyasal reaksiyonlar tıpkı bir damlatmalı filtrede olduğu gibi ortamın çeperlerinde ve bitkilerin su altında kalan kısımlarında gerçekleşir. Bitkilerin kök bölümlerine taşınan oksijen, arıtım için gerekli aerobik koşulları sağlar (Karul ve ark., 1995).

Anaerobik ortam koşullarından kaçınabilmek için köklerin yüzeyaltı akışlı sistemin yatağının bütün derinliği boyunca uzanması gerekir. Bu sistemlerin hasada ve yeniden tanzime gerek olmadan 50 yıl hizmet edebilecekleri düşünülmektedir. Fakat bu kadar uzun süreden beri çalışan bir tesis olmadığından doğruluğu tam olarak bilinmemektedir (EPA, 1999).



Şekil 2.15. Yüzeyaltı akışlı sistemin boyuna kesiti (EPA, 1999).

Daha az koku yaratmaları, yüzey akış sistemlerde sorun yaratacak sivrisinek ve diğer vektörlerin üremelerine izin vermemeleri ve kaya veya çakıl yatağın çıkış suyundaki alg miktarını azaltmadaki verimliliği yüzeyaltı akışlı sulak alanların en önemli avantajlarıdır (EPA, 1999). Yüzeyaltı akışlı sistemler kaya veya çakıldan oluşan bir zemine sahiptirler. Yüzeyaltı akışlı sistemlerde suyun akış yönü yatay veya dikeydir.

Yüzeyaltı akışlı sistemlerin yüzey akışlı sistemlere kıyasla avantajları;

- i. Düşük sıcaklıklara dayanma düzeyi,
- ii. Zararlı böceklerin ve koku problemlerinin azlığı,
- iii. Birim alandaki asimilasyon potansiyelinin yüksek oluşudur.

Gözenekli yatağın daha geniş bir arıtım yüzeyi sağlamasından dolayı daha hızlı bir arıtım işlemi oluşturduğu kabul edilmektedir. Bu nedenle aynı miktardaki atıksuyu ıslah etmek için yüzey akışlı sisteme göre daha küçük boyutlarda bir sistemin inşa edilmesi yeterli olabilmektedir. Ayrıca su yüzeyi açıkta olmadığından toplumsal problemler en aza indirilmiş olup halka açık yerlerde yaygın bir biçimde kullanılabilir (EPA, 1999).

Yüzeyaltı akışlı sistemlerin dezavantajları ise;

- i. Yapım ve bakım masraflarının fazla, kullanımlarının da o oranda daha zor oluşudur. Zaten bu nedenle genellikle daha küçük debilerde tercih edilmektedirler.
- ii. Tıkanma ve taşkın debisine maruz kalma problemleri ile de sıklıkla karşılaşmaktadır (EPA, 1999).

2.4 Yapay Sulak Alanlarda Arıtım Mekanizmaları

Yapay sulak alanlar su kamışı ve hasır otu gibi sucul bitkilerde su kanalları ve su havzaları içerir. Pompalama veya yerçekimi etkisiyle yapay sulak alana deşarj edilir. Yapay sulak alanlarda birçok fiziksel, kimyasal, biyolojik proses gerçekleşir. Ortalama olarak, sulak alanlar %60'dan %95'e kadar kirlilikleri uzaklaştırabilme kapasitesine sahiptir (Tousignant, 1999). Çizelge 2.8'de giderilen kirleticilerin ve prosesler özetlenmiştir.

Çizelge 2.8 Fiziksel, Kimyasal, Biyolojik Proseslerin Özeti (Sundaravadivel ve Vigneswaran, 2001).

	Proses	Giderilen Kirleticiler
Biyolojik	Fotosentez, Solunum, Fermentasyon, Nitrifikasyon, Denitrifikasyon, Mikrobiyal Aktivite	BOİ, KOİ gibi ölçülen organik maddeler, Azot, Fosfor
Kimyasal	Çökelme, Adsorpsiyon, Buharlaştırma	Pestisit gibi organik kirleticiler, Azot, Fosfor, Ağır Metal
Fiziksel	Büyük partiküller için çökelme, küçük partiküller için filtrasyon, UV	BOİ, KOİ gibi ölçülen organik maddeler, pestisit gibi organik kirleticiler, askıda katılar, patojenler, ağır metaller

2.4.1 Sulak alanlarda karbon giderimi

Atıksulardaki organik maddeler temel olarak filtrasyon ve biyolojik oksidasyon prosesleri ile giderilir (Koottatep ve ark., 2001).

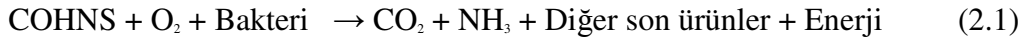
Şekil 2.16 yapay sulak alanlarda genel olarak organik madde giderim mekanizmalarını göstermektedir. Su içerisinde süspansiyon halde dağıntı ya da katı

bir yüzeye yapışık olarak bulunan mikroorganizmalar çoğalarak organik maddeleri gaz halindeki son ürünlere ve hücre yapıtaşına haline dönüştürürler. Olay aerobik, anaerobik ve fakültatif olabilir (Kadlec ve Knight, 1996).

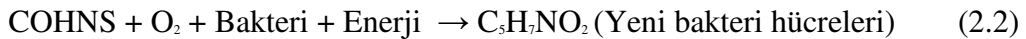
Aerobik ayrışmada hücre sentezi için lüzumlu enerji, organik maddenin bir kısmı yakılarak elde edilir. Sistemde disimilasyon, asimilasyon ve otooksidasyon olayları aynı anda meydana gelir (Eşitli 2.1-2.3). Atıksuyun içerisindeki organik maddenin kimyasal formülü COHNS olarak kabul edilir.

Atıksu içinde partikül halindeki organik maddeler çökme ile giderilirken organik maddelerin bir kısmı demir, sülfür, nitrat indirgenmesi gibi çeşitli kimyasal reaksiyonlarla gaz ya da çözünen bileşikler haline dönüşerek giderilirler (Koottatep ve ark., 2001). Mikroorganizmalar tarafından gerçekleştirilen bu olaylar aşağıda ifade edilmiştir (Zaimoğlu ve Bozkurt, 2010):

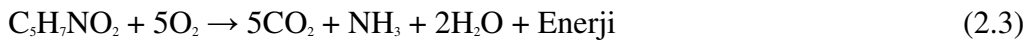
Disimilasyon



Asimilasyon



Otooksidasyon



Sulak alanlara giren organik madde öncelikle filtrasyon ve sedimentasyon ile uzaklaşır. Abununla beraber; tamamıyla karbonun uzaklaşması Mikrobiyal solunum sayesinde uçucu karbon bileşiklerinin (CO₂-CH₄) buharlaşmasıyla gerçekleşir.

Organik maddenin aerobik bozunması sonucunda CH₄, H₂O, Ethanol, Laktik asit oluşmaktadır (IWA, 2000).

2.4.2 Sulak alanlarda azot giderimi

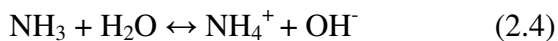
Azot, canlı bitki dokusu için önemli bir bileşiktir. Bitki gelişiminde azot hayati önem taşımakta olup sistem içerisinde dönüşüme uğrayabilir. Atık suyun içerisinde anoksik şartlar olduğundan dolayı atık sudaki azot bileşikleri genellikle organik amonyum azotu (NH₄) ve çözünmüş amonyum gazı (NH₃) şeklinde bulunur (Reed ve ark. 1995).

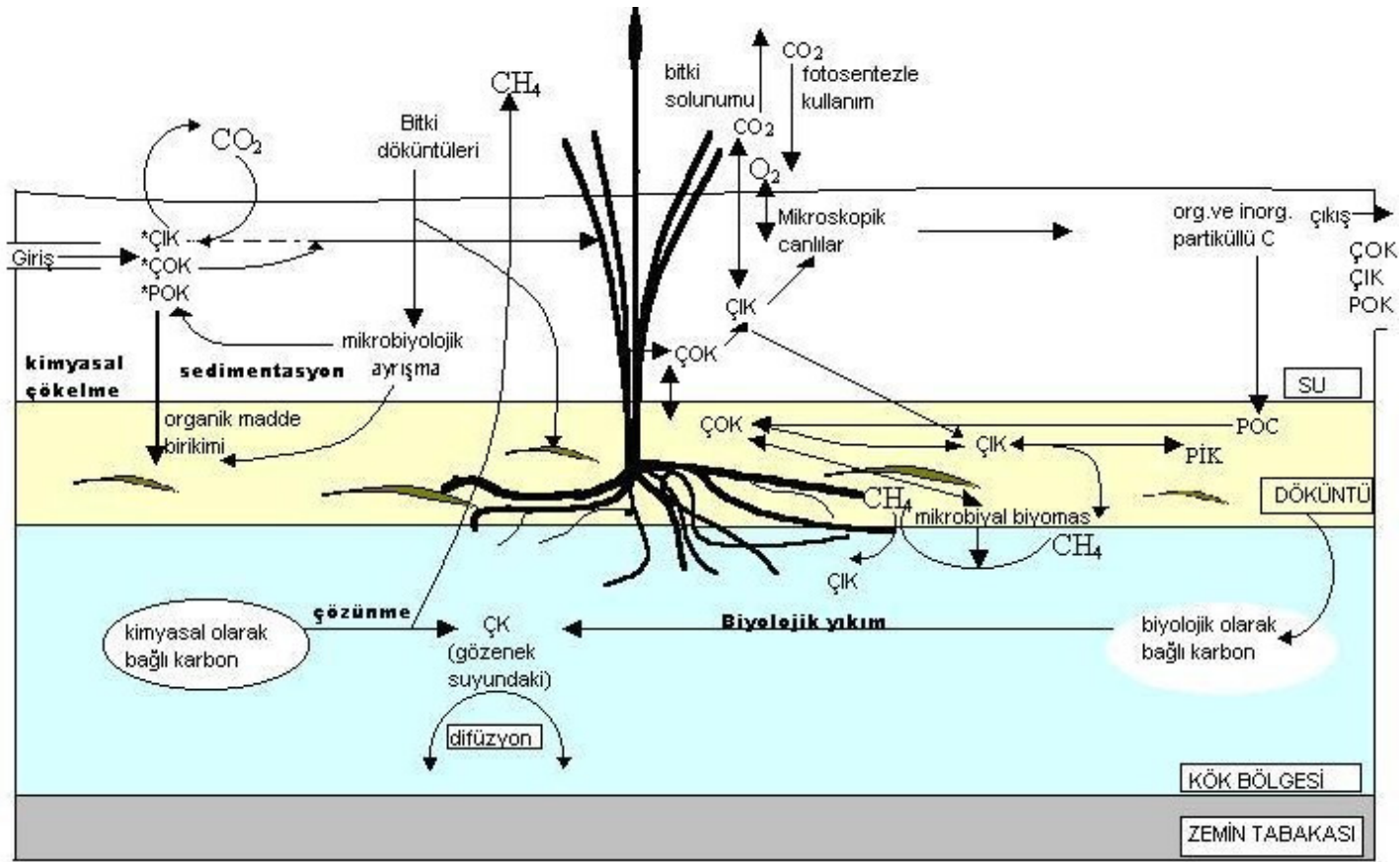
Yapay sulak alanlardaki azot; partikül, çözünmüş, organik ve inorganik azot formları halinde bulunur. Sulak alanlardaki azot reaksiyonları inorganik azotun nitrifikasyon ve denitrifikasyonu, amonifikasyon, bitkisel ve mikrobiyolojik alım şeklinde gerçekleşir. Aerobik sulak alan sistemlerinde organik azotun amonifikasyonu sonucu oluşan azot, nitrifikasyon işleminden geçer ve toplam azot denitrifikasyon sonucu giderilebilir. Amonifikasyon için en uygun sıcaklık aralığı 40–60°C, pH aralığı ise 6,5–8,5 olarak bilinmektedir (Koottatep ve ark., 2001).

Nitrifikasyon prosesi bataklık sistemlerinde amonyağın ototrofik bakterilerce indirgenerek nitrat oluşumunun sağlanmasıdır. Bu proses “nitrosomonas” ve “nitrobakter” bakterileri tarafından gerçekleştirilmektedir (Eşitlik 2.6-2.8).

Denitrifikasyon ise heterotrofik mikroorganizmalar tarafından gerçekleştirilir ve proses hızı, ortamda mevcut organik karbon tarafından tespit edilir (Eşitlik 2.9-2.11).

Organik azot biyokütlenin ayrışmasıyla oluşur ve amonifikasyon ile amonyağa dönüşür (Eşitlik 2.10). Amonyak ise; nitrifikasyon, absorplama, bitkinin kendi bünyesine alması ve amonyak uçması ile kaybolur (Zaimoğlu ve Bozkurt, 2010).





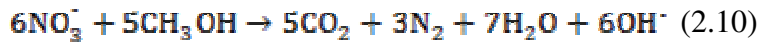
Şekil 2.16 Yüzey akışlı yapay sulak alanlarda BOİ/Karbon giderim mekanizmaları (Kadlec ve Knight, 1996)

- * ÇIK: Çözünmüş İnorganik Karbon
- * ÇOK: Çözünmüş Organik Karbon
- * POK: Partiküler Organik Karbon
- * PIK: Partiküler İnorganik Karbon

Yüksek sıcaklık ve pH'da iyonize olmayan amonyağın uçması, sulak alan ve lagünlerdeki amonyağın kaybindan meydana gelir. Yapay sulak alanlarda, atıksulardaki toplam azot; nitrifikasyon, denitrifikasyon, zeminde depo edilme, uçuculaşma, bitkilerle alınımlar mekanizmaları ile giderilir (Şekil 2.17). Yapay sulak alanlarda atıksular sulak alan yatağından süzülürken nitrifikasyon olayı gerçekleşir (Koottatep ve ark., 2001).



Yapay sulak alanlarda üstte su tabakası ve içindeki organik maddeler, altta suya doymuş toprak, denitrifikasyon için gerekli olan aerobik-anaerobik tabaka çiftini teşkil eder. Aerobik şartlarda nitrifikasyonla nitrit ve nitrata dönüşen amonyak ve organik azot, anaerobik şartlarda azot gazına indirgenir ve atmosfere verilir (Zaimoğlu ve Bozkurt, 2010).

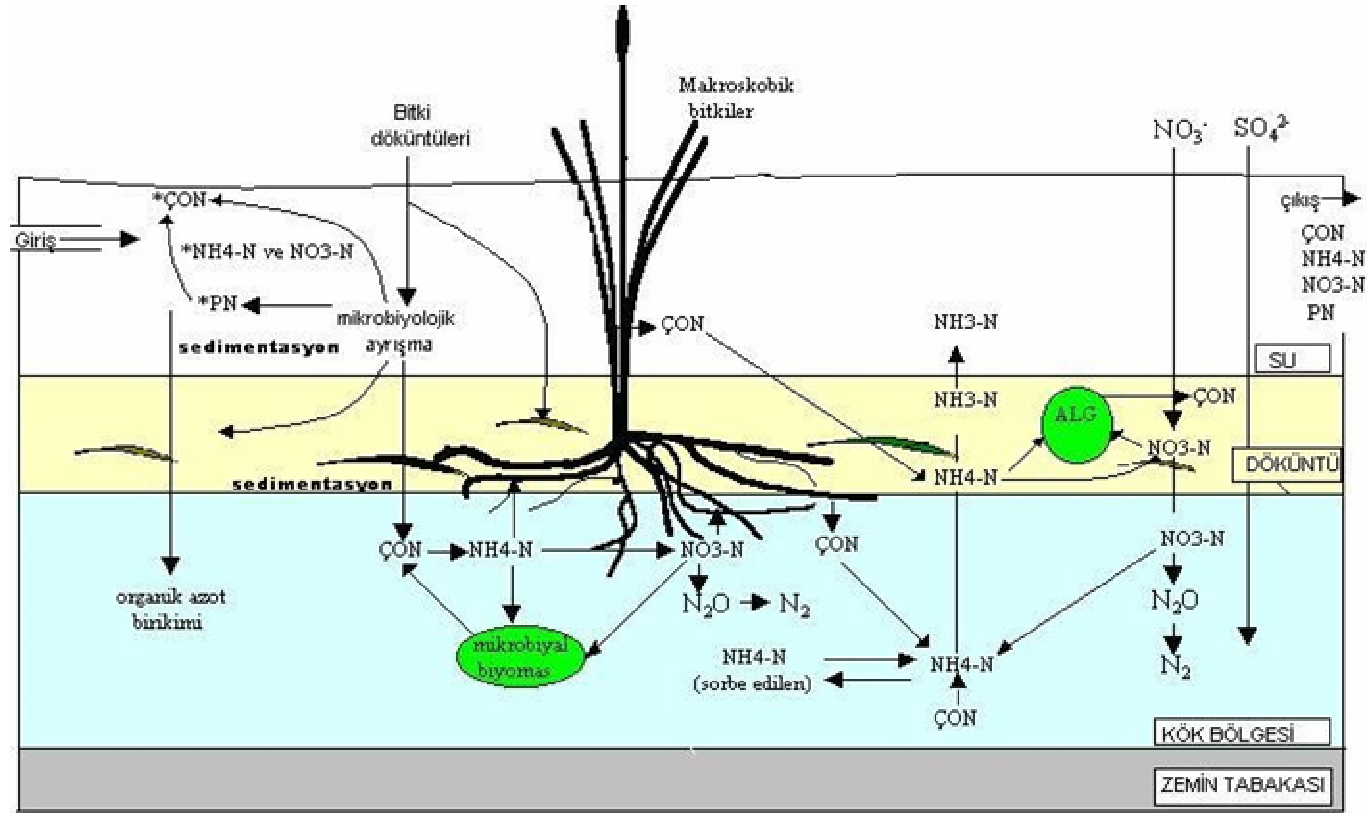


Azot sabitleme işlemiyle, denitrifikasyonla meydana gelen azot kaybını dengelemektedir. N₂ gazı, organik azota veya amonyağa indirgenir. Pek çok ekosistemde serbest yaşayan cyanobakteriler, azotu sabitleyen en büyük mikroorganizma topluluğunu oluşturmaktadır (Merz, 2000).

Yapılan araştırmalara göre, yapay sulak alanlardaki azot giderimini etkileyen faktörler şu şekildedir (Yalcuk, 2007):

- ❖ Sistem tasarımı,
- ❖ Bitki kökünün, suyun ve toprağın yapısı,
- ❖ Bitkinin absorblama gücü,
- ❖ Uygun karbon miktarı,
- ❖ pH değerine bağlı olarak amonyağın uçuculuğu
- ❖ Zemin tabakalarının cinsi,
- ❖ Bekletme süresi (özellikle TKN değerlerinin çıkış suyunda 10 mg/l'den az olması istendiğinde bekletme süresinin 5-7 gün arasında olması tavsiye edilmektedir (Reddy ve ark. 1982).
- ❖ Amonyum iyonunun nitrat ve nitrite nitrifikasyonu aerobik bitki köklerinde, dolgu malzemesinin aneorobik ortamında ise denitrifikasyon gerçekleşir. Biyota tarafından amonyum alınımı yüksektir, partiküler organik azotun sedimentasyon içinde artması kök ve mikrobiyal biyokütlenin artışına bağlıdır (Gray ve ark. 2000).

Toplam azot gideriminde sıcaklık önemli bir faktördür ve soğuğa karşı duyarlılık söz konusudur. Kışın su sıcaklığının 5°C'nin altına düşmesi halinde azot giderimi sorunlu olur. Azot giderimi hidrolik yükleme oranı, azot/karbon oranı, kısa bekletme süresi gibi faktörlerden büyük bir şekilde etkilendiğinden dolayı giderim miktarları farklılık gösterebilir (Kadlec ve Knight, 1996).



Şekil 2.17 Yapay sulak alanlarda azot giderim mekanizmaları (Kadlec ve Knight, 1996)

* ÇON : Çözülmüş Organik Azot

* PN : Partiküler Azot

2.4.3 Sulak alanlarda fosfor giderimi

Fosfor, biyotik ve abiyotik prosesler sayesinde sulak alanlardan giderilmektedir. Biyotik prosesler, kök bölgesindeki mikroorganizmalarca ve vejetasyon ile alınımı, bitki artıklarının ve topraktaki organik fosforun mineralizasyonunu, abiyotik prosesler ise sedimantasyon ve birikim, adsorbsiyon ve çökelme ile toprak ve su sütunu arasındaki prosesleri kapsamaktadır. Sulak alanlarda çözünmüş fosfor, bitkiler tarafından alınır, hücre fosforuna çevrilir veya sulak alan toprağı ve çökelen maddelerce tutulur. Eğer organik kısım oksitlenirse, organik fosfor çözünmüş fosfor olarak serbest kalır. Sulak alan sistemlerindeki temel fosforlu bileşikler; çözünmüş fosfor, partiküler fosfor ve partiküler organik fosfordur (Reddy ve De Busk, 1985). Fosforun temel inorganik türlerin ayrışma serisi aşağıdaki şekildedir:



Sulak alandaki organizmalar büyümeleri için fosfora ihtiyaç duyarlar ve bunları dokularına dâhil ederler. Fosforun en hızlı şekilde alınması mikroorganizmalar tarafından gerçekleştirilir. Ancak makrofitler fosforu çok daha yavaş alır ve kullanırlar. Fosforun bir kısmı bitkinin, yüzeysel suyun içinde veya yakınında bulunan kökleri tarafından alınır.

Büyük bir kısmı da toprak içindeki kökler tarafından alınır. Böylece fosforun toprağın içindeki hareketi ortaya çıkar.

Fosforun bir besin maddesi olması nedeniyle sulak alana eklenmesi, büyümeyi hızlandırır ve böylece biyokütle miktarının artmasına yol açar. Fosfor sadece bitkinin büyümesi için kullanılır. Bunun sonucunda daha fazla artığın oluşmasına neden olur.

Bitki kökü biyokütlenin bir parçasıdır ve aktif fosfor birikiminin önemli bir bölümünü teşkil eder (Reddy ve De Busk, 1985).

Fosfor gideriminde partikül halindeki ve çözünmüş haldeki fosforun sedimantasyonu olmak üzere iki prosesi mevcuttur. Partiküller, tekrar ortama verilebilecek şekilde zayıfça emilmiş fosfor da içerebilir. Bütün sulak alan toprağı fosforu depolama kapasitesine sahiptir. Ancak toprak artan fosfor yüklemesiyle kısa sürede doymun hale gelir. Fosfor depolaması, toprak gözenek suyunda, katı partiküllerin kimyasal yapısında ve katıların yüzeyinde fosfor bileşiklerinin tutunması şeklinde gerçekleşir. Tüm partiküller toprağın birer parçası olarak düşünülebilir. Topraktaki fosforun çoğı hem organik hem de inorganik olan fosfordur. Çok az kısmı da adsorblanmış fosfordur. Sulak alanlardaki fotosentetik proses aktivitelerinin belirlenmesindeki temel faktörler sıcaklık ve güneş enerjisi olup bu değişkenler fosfor gideriminde çok önemlidir (Kadlec ve Knight, 1996).

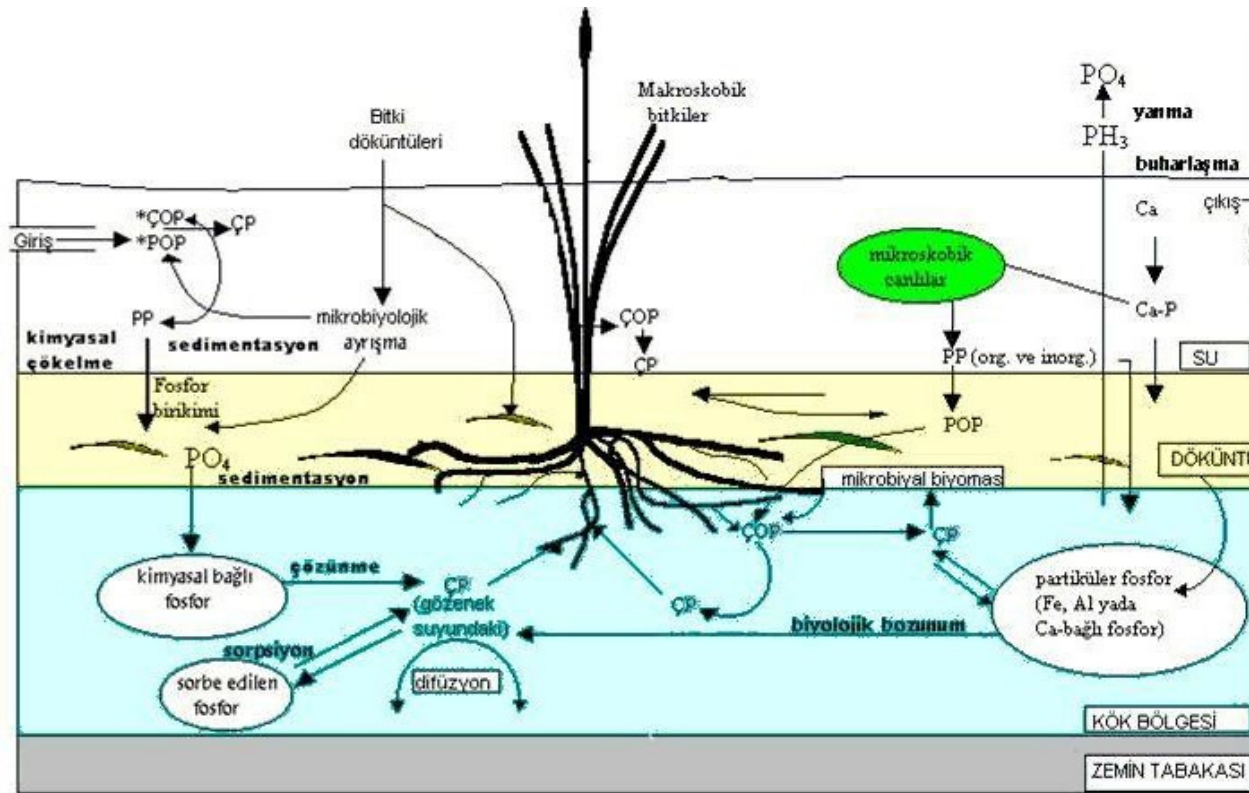
Yapay sulak alanlarda esas fosfor giderim mekanizması kimyasal çökeltme ve adsorplamadır. Bitkiler ve mikroorganizmalar bir miktar fosforu bünyelerine geçirebilmektedirler. Şekil 2.18 yapay sulak alanlarda fosfor giderim mekanizmalarını göstermektedir. Fosfor giderimi, sulak alan yatağında kullanılan zemin cinsine bağlıdır.

Eğer yatakta çakıl kullanılıyorsa çok az fosfor giderilirken, zeminde kil içeriğinin yüksek olması durumunda fosfor giderimi daha yüksektir. Yatakta su, zemine doğru sızarken fosforu bağlayan demir ve alüminyum bileşenleri ile temas eder ve fosfor çözünmeyen bileşikler haline dönüşerek çökelme ve adsorbsiyon ile giderilir (Kadlec ve Knight, 1996).

Sulakalan toprağındaki ortalama bağılı olarak asidik toprakta fosfor Al ve Fe ile, alkali toprakta ise fosfor Ca ve Magnezyum ile birleşir. Redoks potansiyelinin düşük

olduğu şartlarda Fe minerallerinin çözünmesine yolaçar. Bu durumda fosfor bileşik halde çökeleklerinde serbest kalır. Eğer sülfid ve sülfat böyle bir ortamda mevcutsa, Fe sülfid oluşur ve Fe'in P ile mineralizasyonuna engel olur (Reddy et al. 1994). Dikey akış koşullarının sağlandığı yapay sulakalanlarda özellikle ortafosfat giderimi; ortamda kum bulunmasından dolayı yatay akışa göre daha yüksek olduğu bildirilmektedir. Çakıltası ağırlıklı olan yatay akış sistemlerinde filtrasyon ve sorpsiyon kapasitesi düşüktür. Çünkü bu malzemelerin içinde bu elementlerden yüksek konsantrasyonda yoktur (Korkusuz ve ark. 2005).

Bir çok toprak fosforu adsorplama kapasitesine sahiptir, ancak bu kısa sürede artan fosfor yüklemesiyle doygun hale gelir. Fosfor depolanması, gözenek suyunda, katı partiküllerin kimyasal yapısında ve katıların yüzeyinde fosfor bileşiklerinin tutunması şeklinde gerçekleşir. Tüm partiküller toprağın birer parçası olarak düşünülebilir. Topraktaki fosforun çoğu hem organik hemde inorganik olan fosfordur. Çok az bir kısmı da tutunmuş fosfordur (Yalçuk, 2007).



Şekil 2.18 Yapay sulak alanlarda fosfor giderim mekanizmaları (Kadlec ve Knight, 1996)

- * ÇOP: Çözünmüş Organik Fosfor
- * POP: Çözünmüş Organik Fosfor
- * PP: Partiküler Fosfor

2.4.4 Sulak alan bitkilerinde oksijen transferi

Uzun süreli doymuş toprakta büyüyüp gelişen çiçeklenen bitkilere makrofit (sulak alan bitkileri) denir. Sulak alan bitkileri, rizom ve köklere oksijen taşınmasını sağlayan geniş iç hava boşluklarından (aerenchyma) yararlanarak doymun topraklarda gelişmeye adapte olmuşlardır. Kök ve rizomlarda solunum için oksijen gereklidir. Ayrıca oksijen sızıntısı, doymun şartlar altında kök bölgesinde toksik madde birikimini önler (DLWC, 1998).

Bitkiler genel olarak kök bölgelerinde organik maddelerin yanında solunum için oksijeni kullanırlar. Bitkiler hava boşlukları sayesinde anaerobik koşullara adapte olurlar. Bu hava boşlukları toplam dokunun %60'ını oluşturmaktadır (ITRC, 2003).

3. MATERYAL VE METOT

Bu tez çalışmasında kot boyama tekstil endüstrisinden çıkan atık suların ve yine bu endüstride çokça kullanılan ticari Indigo ve Yellow 2G boyalarının arıtımında yapay sulak alan sistemlerinin kullanılabilirliği incelenmiştir. Bu amaçla, değişik ölçülere ve dolgu malzemelerine sahip sistemler kullanılmıştır. Bu çalışmada iki farklı ölçüde dairesel dikey akışlı reaktör sistemleri kullanılmış olup, dolgu malzemesi olarak da ince çakıl, kum, zeolit ve pomza taşı kullanılmıştır. Çalışmada dikey akışlı çalışma koşullarının seçilmesinin amacı; organik madde amonyum azotu gidermek için yatay akışlı sistemlere göre iyi performans sergilemesindendir (Yalcuk, 2007). Sulak alan bitkisi olarak *Typha angustifolia* ve *Canna indica* bitkileri seçilmiştir. Reaktörler oda koşullarında çalıştırılmıştır. Bu çalışmalarda sistemlere beslenen atık sular ve kullanılan reaktörlerin özellikleri aşağıda ayrıntılı olarak verilmektedir.

3.1 Ham Tekstil Atık suyu

Ham tekstil atık suyu Düzce yakınlarındaki REALKOM Tekstil Ürünleri San. Paz. ve Dış Tic. A.Ş.'den 02/07/2013-04/10/2013 tarihleri arasında belirli dönemlerde alınarak çalışmalarda kullanılmıştır. Merkezi İstanbul'da olmak üzere Düztesisinde

de faaliyet gösteren Realkom, ayda dokuma kot olarak 450.000 adetlik üretim kapasitesine sahip bir firmadır. Düzce şubesinde, 4 farklı üretim tesisi, dikey son gönderi kesim üniteleri ile 350.000 adet üretim kapasitesine sahiptir. Realkom tekstil fabrikalarında; tasarım, modelleme, kesme, bezeme, dikiş, yıkama, terbiye, ambalaj ve sevkiyat işlemleri yapılır. Realkom Düzce fabrikasına ait bir iş akış şeması 3.1’de verilmiştir.

Şekil 3.1 Düzce REALKOM Tekstil Fabrikası İş Akış Şeması

Düzce Realkom Tekstil Fabrikası'nda kot boyama sonrası gelen atık sular fiziksel, kimyasal ve biyolojik arıtım proseslerine maruz kalmaktadır. Tesise gelen ortalama 750-1500 mg/L KOİ'ye sahip tekstil atık suları fiziksel arıtmanın ardından sodyum hipoklorit gibi çeşitli kimyasallarla hem seyreltilmekte hem de bazikleştirilmektedir. Basit aktif çamur sistemi ile BOİ, KOİ, renk parametreleri SKKY (2004)'ye göre Tablo 10.5 (Çizelge 2.5)'deki standart koşullara getirilmektedir. Bu çalışmada amaç; tesise fabrikadan gelen kot boyama yıkama ve durulama işlemlerini kapsayan ilk giriş sularının arıtımını yapabilmektir. Fabrikalarda her proseste kullanılan boya, kimyasal madde çeşit ve miktarları farklı olduğundan 2 haftalık alınan her atık su numunesinde su kalitesi de değişmektedir. Şekil 3.2 de örnek alınan arıtma tesisi görülmektedir.



Şekil 3.2 Kot boyama atık sularının arıtıldığı atık su tesisi

Kot boyama tekstil atık sularının en önemli özelliği yüksek KOİ ve renk miktarlarıdır. Çizelge 3.1’de çalışmada kullanılan ham tekstil atık suyundaki KOİ, NH₄-N, NO₂-N, NO₃-N, PO₄-P, pH ve Renk değişimleri gösterilmiştir.

Çizelge 3.1 Deney süresince tekstil fabrikasından alınan tekstil atık suyunun özellikleri

Parametre	Aralık (max-min)	Ortalama	S.D.
KOİ (mg/l)	1150-762	979,38	163,26
NH ₄ -N (mg/l)	4,5-2,5	2,7	1,9
NO ₂ -N (mg/l)	1,16-0,27	0,45	0,41
NO ₃ -N (mg/l)	8,7-4,75	5,45	3,02
PO ₄ -P (mg/l)	2,59-1,82	1,82	0,47
pH	8,07-7,93	7,72	54,42
Renk (Pt/Co)	590-190	307,5	197,02

Genele göre KOİ ve renk verilerinin yüksek olduğu, kot boyama ve durulama sularının Çizelge 2.6’ya göre ortalama güçlülükteki atık sulara karakteristik olarak uymaktadır. SKKY (2004) Tablo 10.5’e (Çizelge 2.5) göre KOİ, NH₄-N ve renk parametreleri deşarj standartlarına düşürülmelidir. Set 1’de kullanılan ham tekstil atık suları 1/3 oranında seyreltilerek kullanılmıştır. Alınan ham tekstil atık sular ışıık görmeyen ortamda +4 °C’de muhafaza edilmiştir.

Analizlerden önce ham tekstil atık suları önce kaba filtreden süzölmüş analizlerden önce de 0,45 µm’luk filtreden süzölerek kullanılmıştır. Şekil 3.3’de tesisteki numune alma noktası gösterilmiştir. Set 1’de 75 gün süren çalışma boyunca 4 kez atık su numunesi alınmış ve +4°C’de muhafaza edilmiştir. Her ölçüm öncesi ham atık su karakterizasyonunda değişim olup olmadığı kontrol edilmiştir.



Şekil 3.3 Ham tekstil atık suyu numune alma noktası

3.2 Sentetik Atık sular

Çalışmanın 2. ve 3. bölümünde ticari Yellow 2G ve Indigo boyasının ticari bir türü olan Lava Dye Indigo Blue GLF boyaların kullanılmasıyla hazırlanan atık sular ile yapay sulak alan sistemlerinin arıtım verimi incelenmiştir. Sadece ticari boyaların sistem tarafından giderilmesini incelemek amacıyla 1g tartılan boyalardan 1000 ppm’lik sentetik atık su hazırlanmış olup ek karbon kaynağı kullanılmamıştır. 1000 ppm’lik hazırlanmış sentetik atık su 1/4 oranında seyreltilerek sisteme verilmiştir. Her iki boya türü için giriş parametreleri Çizelge 3.2’de verilmiştir.

Çizelge 3.2 Deneylerde kullanılan sentetik atıksıların giriş parametreleri

Parametre	Ticari Yellow 2G	Ticari Lava Dye Indigo Blue GLF
KOİ (ppm)	250	250
NH ₄ -N (mg/l)	3,5	3,7
NO ₂ -N (mg/l)	0,105	2,1
NO ₃ -N (mg/l)	5,15	4,45
T-N (mg/l)	32	7,64
PO ₄ -P (mg/l)	2,05	17
pH	8,21	7,95
Renk (Pt/Co)	22900	1240
EC (µs/cm)	490	455
Bulanıklık (NTU)	210	710
ORP (mV)	-55,6	-35,7
Sıcaklık (°C)	18-25	18-25

3.3 Deneysel Çalışmalarda Kullanılan Yapay Sulak Alan Sistemleri

3.3.1 Büyük çaplı dairesel reaktörler

Deneysel çalışmalarda, ilk sette iç çapları 40 cm, yüksekliği 45 cm olan ve çalışma yüksekliği 35 cm olarak PVC malzemeden yapılmış, dairesel reaktörler kullanılmıştır. Örnek almayı sağlamak amacıyla üstten 13, 26 ve 40,5 cm yüksekliklere 3'lik 3 adet vana bulunmaktadır. Set 1'de kullanılan büyük dairesel reaktörlerin fotoğrafı Şekil 3.4'de verilmiştir.

Atık su çıkışı, yüzey seviyesi ile eşit noktadan sağlanmıştır. Atık su reaktörlere üstten perfore bir boru aracılığıyla beslenmiş ve sistemin dikey akış prensibine göre çalışması sağlanmıştır. Atık su beslemesi peristaltik bir pompa ile (Ismatec VC 280) kesikli olarak yapılmış ve bir timer (zamanlayıcı) vasıtası ile sistemlere 5 dakika/saat atık su olarak dozlanmıştır.



Şekil 3.4 Büyük çaplı dairesel reaktörlerin görünümü

3.3.2 Küçük çaplı dairesel reaktörler

Deneyisel çalışmalarda, ikinci ve üçüncü setlerde iç çapları 20 cm, yüksekliği 25 cm olan ve çalışma yüksekliği 23 cm olarak PVC malzemeden yapılmış, 3 küçük dairesel reaktör kullanılmıştır.

Reaktörlerin tabanından 8. cm'ine filtre sistemi yerleştirilmiş ve üstten akışlı sistemde arıtılmış numunelerin alınabilmesi için reaktörün tabanından 6. cm yukarıya bir vana yerleştirilmiştir.

Set 2 ve 3'de kullanılan küçük dairesel reaktör sistemlerinin fotoğrafı Şekil 3.5'de verilmiştir. Sızdırmalığı sağlamak için reaktörlerin içleri PVC liner ile kaplandıktan sonra dolgu malzemeleri ile doldurulmuştur. Büyük dairesel reaktörlerdeki gibi zamanlayıcı aracılığıyla pompa saat başı 5 dakika çalışacak şekilde ayarlanmıştır.



Şekil 3.5 Küçük çaplı dairesel reaktörlerin görünümü

Tüm setlerde kullanılan zamanlayıcı; 1 adet PIC 16 F84 microchip, 1 adet DS1302RTL saat entegresinden meydana gelmiş olup, direnç, kondansatör, trafo, regülatör ve led gibi standart elektronik malzemeleri kapsamaktadır.

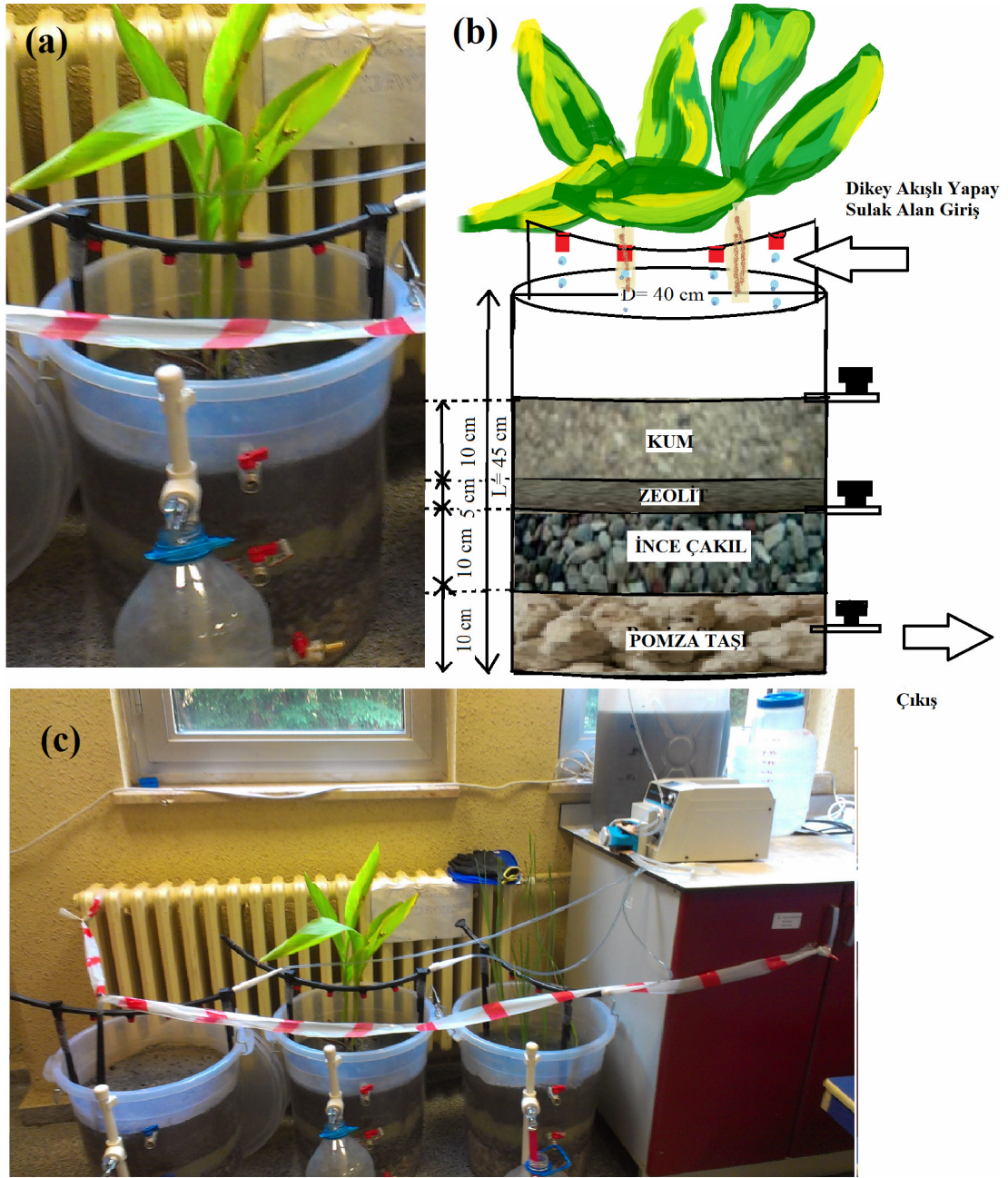
3.4 Deneysel Çalışmada Uygulanan Setler

Çalışmalar yukarıda bahsedildiği gibi 3 set halinde gerçekleştirilmiştir. Bu setlerin işletme koşulları aşağıda anlatılmaktadır.

3.4.1 Set 1

Bu sette 1/3 seyreltilmiş ham tekstil atık suyu kullanılmıştır. Çalışmada bir adet bitkisiz kontrol ve bir adet *Typha angustifolia* dikili, bir adet de *Canna indica* dikili 3 adet büyük dairesel reaktör kullanılmıştır (Şekil 3.6c). Tüm reaktörler dikey akış koşullarında işletilmiştir. Bitkiler reaktörlere 38 kök/m² olacak şekilde dikilmiştir. Reaktörlere günlük atık su olarak 2,4 l su (0,1 l/sa) bir peristaltik pompa yardımıyla (Ismatec VC 280) sisteme kesikli olarak yapılmış ve bir timer (zamanlayıcı) vasıtası ile sistemlere 5 dakika/saat atık su olarak besleme yapılmıştır. Bu sette kullanılan dolgu malzemeleri Çizelge 3.3’de, işletme özellikleri Çizelge 3.4’de verilmektedir.

Çizelgeden de görüleceği gibi 45 cm’lik yatak yüksekliğinin en altında 10 cm (10-20 mm) boyutlarında pomza taşı, üzerinde 10 cm kalınlığında çakıl taşı (7-15 mm), üzerinde 5 cm (0,8-2 mm) zeolit (Klinoptilolit) kullanılmıştır. Klinoptilolit, Manisa-Gördes bölgesinden alınmış olup bileşimi Ek 4’de verilmiştir. Hidrolik bekleme süresi her üç reaktörde de 6 gün olup hidrolik yükleme hızı 1,85 cm/gün, organik yükleme hızı ise 0,042 kg KOİ/m³.gün olarak belirlenmiştir. Sistemlerin işletim süresi her 3 reaktör için de 75 gün olup kontrol, Canna ve Typha reaktörleri için orta katmandan numuneler 29. Günden itibaren alınmaya başlanmıştır. Bunun sebebi, katmanlar arasında yeterince biyofilm oluşmasını sağlamak ve daha çok atık suyun sistemden süzülmesini beklemektir.



Şekil 3.6 Set 1'deki yapay sulak alan düzenekleri

Çizelge 3.3 Set 1’de kullanılan dolgu malzemeleri ve yatak içindeki derinliği, cm

Kullanılan Dolgu Malzemesi	Malzeme Derinliği, cm	Malzeme Yüzdeleri, %
Pomza Taşı (10-20 mm)	0-10 cm	%22.22
İnce Çakıl (7-15 mm)	10-20 cm	%22.22
Zeolit (0,8-2 mm)	20-25 cm	%11.11
Kum (0-7 mm)	25-35 cm	%22.22

Çizelge 3.4 Set 1’deki reaktörlerin hidrolik bilgileri

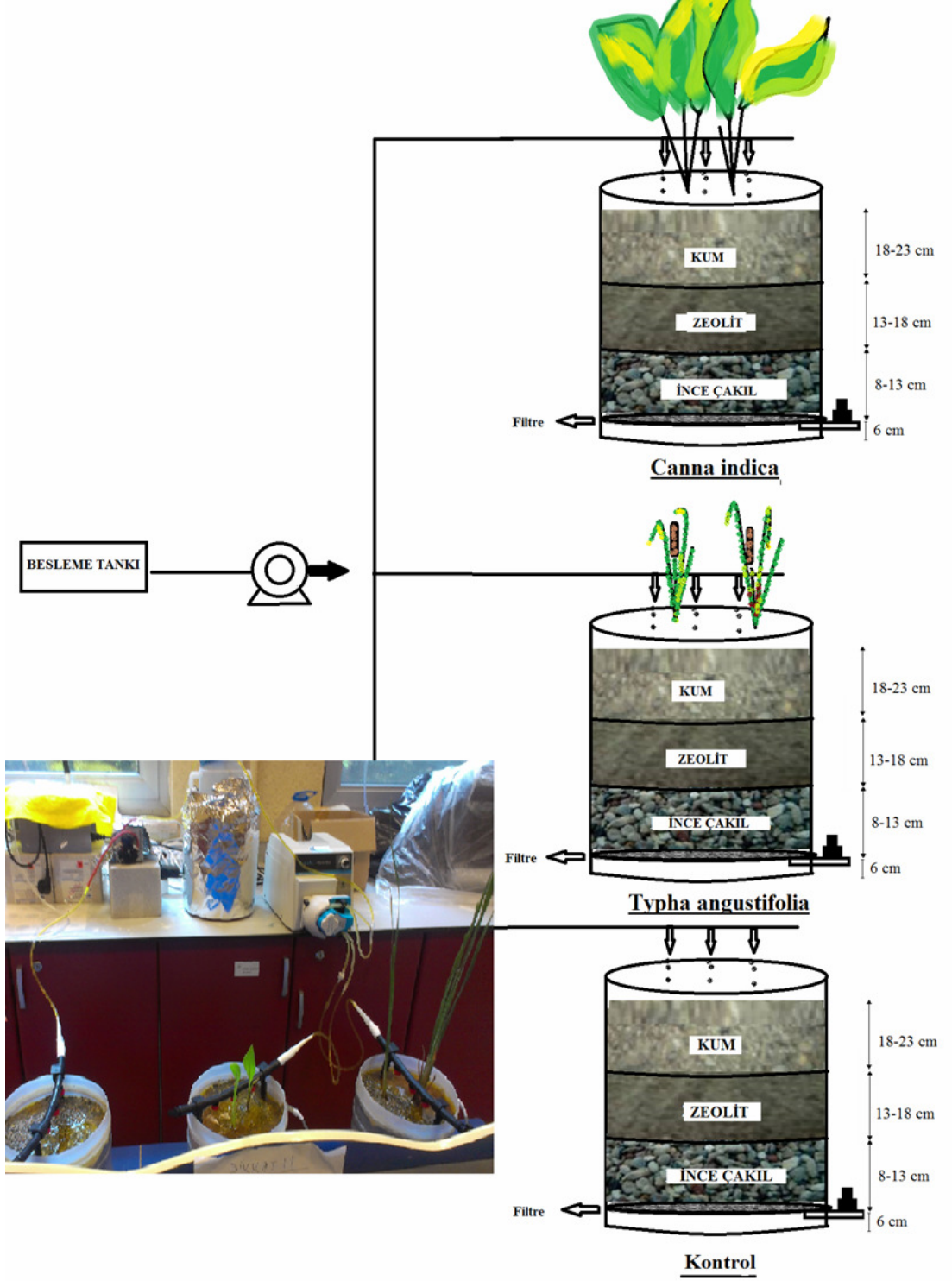
Reaktör Tipi	Doldurma Hacmi V (l)	Organik yükleme hızı (kg KOİ/m ³ .gün)	Hidrolik alıkonulma süresi (gün)	Debi (L/gün)
Kontrol	15	0,042	6	2,4
<i>Canna indica</i>	15	0,042	6	2,4
<i>Typha angustifolia</i>	15	0,042	6	2,4

3.4.2 Set 2 ve Set 3

Bu sette Düzce REALKOM tekstil fabrikasından temin edilen ve tesiste prosesler esnasında kot renklendirmede kullanılan ticari Yellow ve Lava Dye Indigo Blue GLF boyalarıyla hazırlanan sentetik atık suyla çalışılmıştır.

Set 2 ve Set 3’de kullanılan reaktörler tamamen aynı özelliklerde olup kullanılan boya türleri açısından farklılık göstermektedir. Sadece boyaların sistem tarafından giderilmesini incelemek amacıyla 1g tartılan boyalardan 1000 ppm’lik sentetik atık su hazırlanmış olup ek karbon kaynağı kullanılmamıştır. 1000 ppm’lik hazırlanmış sentetik atık sular 1/4 oranında seyreltilerek sisteme verilmiştir. Her iki set çalışması da birbiriyle aynı özelliklere sahip olup çalışılan tekstil boyası çeşidi farklıdır. Her iki sette de bir adet bitkisiz kontrol ve bir adet *Typha angustifolia* dikili, bir adet de *Canna indica* dikili (64 kök/m²) 3 adet küçük dairesel reaktör kullanılmıştır (Şekil

3.7). Tüm reaktörler dikey akış koşullarında işletilmiştir. Bitkiler reaktörlere 64 kök/m² olacak şekilde dikilmiştir.



Şekil 3.7 Set 2 ve Set 3'deki yapay sulak alan düzenekleri

Çalışmalarda, iç çapı 20 cm ve uzunluğu 23 cm olan 3 adet PVC reaktör kullanılmıştır. Reaktörlerin tabanından 8. cm'ine filtre sistemi yerleştirilmiş ve üstten akışlı sistemde arıtılmış numunelerin alınabilmesi için reaktörün tabanından 6. cm yukarıya bir vana yerleştirilmiştir. Burada kullanılan filtrenin amacı, büyük partikülleri tutmak, örnek alınan numuneye büyük partiküllerin karışmasını önlemek ve bulanıklık oluşmasını engellemektir. Reaktörlere günlük atık su olarak 1,2 l su (0, 5l/sa) bir peristaltik pompa yardımıyla (Ismatec VC 280) sisteme kesikli olarak yapılmış ve bir timer (zamanlayıcı) vasıtası ile sistemlere 5 dakika/saat atık su olarak besleme yapılmıştır. Bu iki sette kullanılan dolgu malzemeleri Çizelge 3.5'de, işletme özellikleri Çizelge 3.6'da verilmektedir.

Çizelge 3.5 Set 2 ve Set 3'de kullanılan dolgu malzemeleri ve yatak içindeki derinliği, cm

Kullanılan Dolgu Malzemesi	Malzeme Derinliği, cm
Filtre	0-8 cm
İnce Çakıl (7-15 mm)	8-13 cm
Zeolit (0,8-2 mm)	13-18 cm
Kum (0-7 mm)	18-23 cm

Çizelge 3.6 Set 2 ve Set 3'deki reaktörlerin hidrolik bilgileri

Reaktör Tipi	Doldurma Hacmi V (l)	Organik Yükleme Hızı (kg KOİ/m ³ .gün)	Hidrolik Alıkonulma Süresi (gün)	Debi (L/gün)
Kontrol	4,5	0,067	3, 75	1,2
<i>Canna indica</i>	4,5	0,067	3, 75	1,2
<i>Typha angustifolia</i>	4,5	0,067	3, 75	1,2

Bu iki sette de 5 cm kalınlığında yüksek iyon değiştirme kapasitesine sahip zeolit (klinoptilolit) kullanılmıştır. Her iki sette de hidrolik bekleme süresi her üç reaktörde de 3,75 gün olup, hidrolik yükleme hızı 3,87 cm/gün, organik yükleme hızı ise 0,07 kg KOİ/m³.gün olarak belirlenmiştir. Sisteme dikilen bitkilerin ortama alışması amacıyla reaktörler; doldurma hacimlerine kadar seyreltilmiş sentetik atık suyla doldurularak yaklaşık 10 gün besleme yapmadan bitkilerin davranışları gözlenmiştir. Sistemlerin işletim süresi Set 2 için 79 gün olup Canna bitkisinin olduğu reaktör bitkinin ölmesi nedeniyle 47. günden itibaren kapatılmıştır. Set 3 ise 91 günün sonunda denge koşullarına ulaşabilmiştir.

3.5 Sulak Alan Sistemlerinde Kullanılan Bitkiler

3.5.1 *Typha angustifolia*

Aksaz veya Hasır otu olarak bilinen bu bitkinin Familyası *Typhaceae* ve cinsi *Typha* dır. Sığ sulardan 15 cm derinliğe kadar olabilen göller, yavaş akış hızına sahip nehirler, kanallarda bu bitki türüne rastlanmaktadır.

Boyları 2.5 m-3.0 m'ye kadar çıkabilir. Haziran - Ağustos ayları arasında çiçek açmaktadır. Kumlu, killi toprakta yaşayabilmektedirler. Bulunduğu yerin nemli olması ve ışık alması rizomların büyümesi için yeterlidir. *Typha*'nın kök boyu 25-30 cm arasında değişebilmektedir. Rizom denilen yumru kök yapısına sahiptir (Ayaz,1998). *Typha Angustifolia* türü dar ve ince yapraklı hasır kamışıdır.

Typha angustifolia ; tüm deney sistemlerinde kullanılmadan önce atık suyla dolu reaktörde 10 gün süreyle ortama alıştırmıştır.



Şekil 3.8 *Typha angustifolia*

3.5.2 *Canna indica*

Tesbih çiçeği olarak bilinen bu bitkinin Familyası Cannaceae olup sınıfı Liliopsida'dır. Tohumları siyah renkte çok sert ve şekil itibariyle tesbih tanesine benzemesinden dolayı bu ismi almaktadır. 80-200 cm arasında boylanabilmektedirler. Çok geniş yaprak yapısına sahiptir. Çiçekleri kırmızı, sarı ve turuncu renkte olabilmektedir. Çiçeklerini yazın ve sonbaharın son günlerine kadar sürdürür. Çiçek dönemi bitince dışarıdaki *Canna*'ları söküp, yumrularını uygun yerde dikime kadar saklamalıdır. Tohum ve rizom denilen soğanından çoğaltılabilirler. Kuvvetli, gübreli her türlü toprakta yaşayan tesbih çiçekleri yaz döneminde bol suya ihtiyaç duyarlar (Ayaz, 1998; Büyük Çamlıca Fidanlığı).



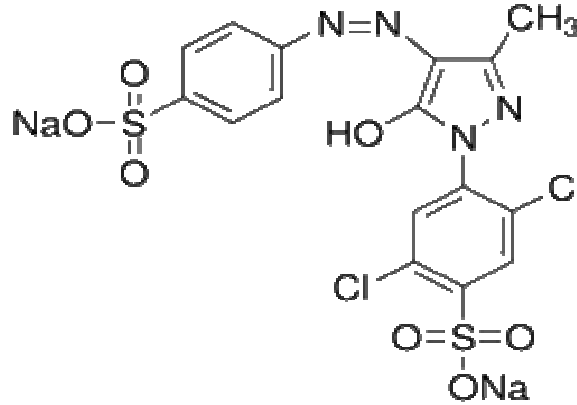
Şekil 3.9 *Canna indica*

3.6 Sulak Alan Sistemlerinde Kullanılan Tekstil Boyaları

3.6.1 Yellow 2G

Ticari Yellow 2G boyası Düzce REALKOM tekstil fabrikasında kot boyama proseslerinde kullanılmakta olup fabrikadan temin edilmiştir. Kullanılan boya türü kot boyama endüstrisinde uygulanan proseslerde kullanılmakta olduğundan ticari Yellow 2G boyası fabrikadan temin edilmiş ve çalışmamızda kullanılmıştır.

Çalışmada kullanılan ticari Yellow 2G, gıda sanayisinde renklendirici olarak kullanılan sarı renkli bir azo boyası olup, suda oldukça çözünebilir. Genel formülü $C_{16}H_{10}Cl_2N_4Na_2O_7S_2$ dir. Ticari ismi Fluka olarak bilinir. Bu azo boyası, pamuk, ipek, tahta, deri ve kağıt boyamada kullanılabilir. Azo boyası olduğundan beri, E107 alerjilere, hiperaktiviteye ve astıma yol açar. Kullanımı sınırlandırılmıştır ve bu renklendirici yakın gelecekte yasaklanabilir (Food-info, 1999).



Şekil 3.10. Sentetik Yellow 2G Boyası Açık Formülü (Sigmaaldrich)

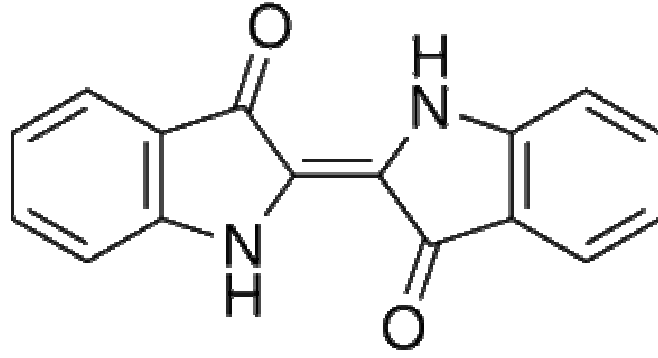
3.6.2 Lava Dye Indigo Blue GLF

Ticari isimli Lava Dye Indigo Blue GLF boyası Düzce REALKOM tekstil fabrikasında kot boyama proseslerinde kullanılmakta olup fabrikadan temin

edilmiştir. Kullanılan boya türü kot boyama endüstrisinde uygulanan proseslerde yüksek miktarda kullanılmakta olduğundan ticari Lava Dye Indigo Blue GLF boyası fabrikadan temin edilmiş ve çalışmamızda kullanılmıştır.

Doğal indigo, yaklaşık 5000 sene önce Hindistan'da kullanılmıştır. Indigofera denilen bitkiden elde edilmekteydi. Indigonun sentetik yollarla sentezi 1850 yılında Adolf Von Bayer tarafından gerçekleştirilmiştir. Günümüzde sentetik indigo kullanılmaktadır. Indigo küp boyarmaddedir. Selüloz elyafına karşı afinitesi yoktur. O nedenle alkali bir ortamda indirgenerek eritilebilir ve pamuk üzerine fiziksel bağlarla bağlanabilir. Toz haldeki Indigo boyanın boyarmadde olabilmesi için suda çözünmesi gerekmektedir. Indigo, Kostik (NaOH=Sodyum Hidroksit – alkali ortam) ve Hidrosülfite (indirgen madde) ile suda çözünür. Erimiş hale gelen boyaya Leuco denir. Sentetik indigonun elde edilmesi, tabii indigonun ticaretine büyük darbe vurmuştur. Indigo mavisi $C_{16}H_{10}N_2O_2$, yüzeyi bakır kırmızısı renkte, mavi; suda, alkol, eter ve sulu asitler ile alkalilerde erimeyen bir cisimdir. Indigo organik boyaların en önemlisidir. Işığa, yıkanmaya, alkaliye ve asitlere karşı çok dayanıklıdır. Indigo boyarmadde elyafın içine nüfuz etmez sadece iplik etrafında yüzük boyama denilen bir katman oluşturur. Bu nedenle Penedrasyonu artırmak için çok açık tonlar dışında en az iki üç pasajda boyama yapılır. Her bir pasaj aşaması materyalin, geçerken boyayı alabileceği

Dalma kısmı, takiben Sıkma işlemi ve sonrasında boyanın oksidasyonunu sağlamak için hava pasajından meydana gelir (Tekstiltime, Tekstilokulu).



Şekil 3.11 Sentetik Indigo Boyası Açık Formülü (Sigmaaldrich)

İndigo boyalar, pamuklu kumaşları işleyen tekstil endüstrisinin önemli bir kısmını teşkil etmektedir. İndigonun en önemli tekstil uygulaması, kot kumaşların ve diğer mavi pamuklu giysilerin boyanmasıdır. İndigo boyalar suda çözünmediği için karmaşık bir uygulama prosedürüne sahiptir. Günümüzde bu boyanın kullanımı, boyanın indirgenerek suda çözünebilir (leuco indigo) hale dönüştürülmesi ile yapılmaktadır (Uzal ve ark. 2005; Sponza ve ark. 2000).

3.7 Analizler

Çalışmada geliştirilen sulak alanların performansının izlenmesi için giriş ve çıkışta kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ), amonyum, nitrit, nitrat, ortofosfat konsantrasyonları ile pH, ORP, EC, Bulanıklık ve Renk değerleri ölçülmüştür. KOİ, amonyum, nitrit, nitrat, renk, ortofosfat analizlerinde Merck Spektroquant test kitleri kullanılmış ve spektrofotometre ile ölçüm yapılmıştır. Bu ölçümlerde Çizelge 3.7'deki analiz yöntemleri kullanılmıştır.

Çizelge 3.7 Analiz yöntemleri

Parametre	Yöntem
KOİ*	Standart Metot 5220 D*
Amonyum*	Standart Metot 4500 NH ₃ - D*
Nitrit*	Standart Methot 4500 NO ₂ -N*
Ortofosfat*	Standart Metot 4500 P-C*
Nitrat*	Standart Methot 4500 NO ₃ -N*
Renk*	Standart Methot 2120 C*
pH [§]	Standard Methot 4500 H*
ORP [§]	Standart Methot 2580 B*
EC [§]	Standart Methot 2510 B*
Bulanıklık [†]	Standart Methot 2530 B*

* APHA, 2005

* Merck Pharo 100 Spektrofotometre kullanılarak yapılacaktır.

§ Thermo Scientific Orion 5 Star Multi parametre ölçer kullanılarak yapılacaktır.

† EUTECH Instruments CyberScan IR Turbidimeter TB1000 cihazıyla yapılacaktır.

3.7.1 KOİ Analizi

14541 kodlu Merck Spectroquant test kiti kullanılarak 25-1500 mg/l aralığında ölçüm yapılmıştır. Test tüpüne 3 mg/l anlık numune ilave edilmiştir. İki saat ısıtıcıda 148°C'de bekletilmiştir. Parçalanma tamamlandıktan sonra soğuması için 20 dakika beklenmiştir, Merck Pharo 100 Spectroquant model Spektrofotometre ile ölçüm yapılmıştır.

3.7.2 Nitrit (NO₂-N) analizi

14547, 14776 kodlu Merck Spectroquant test kiti kullanılarak 10 mm'lik quartz küvetlerle 0,01-0.700 ve 0.02-1.00 mg/l aralığında NO₂-N ölçümleri yapılmıştır. Test tüpüne 5 ml numune anlık ilave edilip reaktiflerle reaksiyonu 10 dakika beklenmiştir. Parçalanma tamamlandıktan sonra Merck Pharo 100 Spectroquant model Spektrofotometre ile ölçüm yapılmıştır.

3.7.3 Nitrat (NO₃-N) analizi

14773, 14942 ve 09713 kodlu Merck Spectroquant test kiti kullanılarak 0.5-20; 0.2-17.0 ve 1.00-25.0 mg/l aralığında ölçüm yapılmıştır. Test tüpüne reaktiflerle birlikte 0,5 ml anlık numune ilave edilip reaktiflerle reaksiyonu 10 dakika beklenmiştir. Parçalanma tamamlandıktan sonra Merck Pharo 100 Spectroquant model Spektrofotometre ile ölçüm yapılmıştır.

3.7.4 Amonyum (NH₄-N) analizi

00683 kodlu Merck Spectroquant test kiti kullanılarak 2.00-75.0 mg/l aralığında ölçüm yapılmıştır. Test tüpüne reaktiflerle birlikte 0,20 ml anlık numune ilave edilip reaktiflerle reaksiyonu 15 dakika beklenmiştir. Parçalanma tamamlandıktan sonra Merck Pharo 100 Spectroquant model Spektrofotometre ile ölçüm yapılmıştır.

3.7.5 Orto-Fosfat (PO₄-P) analizi

14848 ve 14543 kodlu Merck Spectroquant test kiti kullanılarak 0.05-5.00 mg/l aralığında ölçüm yapılmıştır. 5 ml numune alınarak PO₄-P test kiti çözeltisi ile karıştırılmış ve hemen Merck Pharo 100 Spectroquant model Spektrofotometre ile ölçüm yapılmıştır.

3.7.6 Renk analizi

Giriş ve çıkış numunelerine renk tayini iki ayrı yöntemle yapılmıştır. İlk olarak numuneler, bulanıklığı engellemek amacıyla 3000 rpm'de 10 dakika süreyle santrifüjlenmiştir. Sonra, EN7887 CU410 metoduna göre standart 410 nm'de 2-2500 mg/l Pt/Co ölçüm aralığında renk ölçümü Merck Pharo 100 Spectroquant model Spektrofotometre kullanılarak 10mm'lik cam küvetler kullanılarak yapılmıştır.

Kullanılan iki tekstil boyasının konsantrasyon olarak renk ölçümünü yapmak amacıyla spektrofotometre yardımıyla maksimum absorplandıkları dalga boyu taraması stok çözeltiden seyreltilen numune üzerinde yapılmıştır.

Ticari Yellow 2G boyası için 390 nm ve ticari Indigo boyası için 613 nm maksimum dalga boyu elde edilmiştir. Tüm renk ölçümleri bu maksimum dalga boylarında spektrofotometre kullanılarak yapılmıştır. Maksimum dalga boyunda, farklı konsantrasyonlarda hazırlanan boya çözeltilerine karşılık gelen absorbans değerleri spektrofotometreden okunarak absorbans- konsantrasyon eğrisi çıkarılmıştır (EK-8, EK-9). Her iki boya türü için de oluşturulan doğrusal grafiğin eğimi bulunarak denklemi çıkartılmıştır ve denklem yardımıyla konsantrasyonlar mg/l cinsinden hesaplanmıştır. Arıtım öncesi ve arıtım sonrasında boya çözeltilerinin absorbans değerleri maksimum dalga boylarında spektrofotometrede okunmuştur. Tüm absorbans ölçümlerinden önce numuneler 3000 rpm'de 10 dakika santrifüjlenmiştir. Renk giderimi aşağıdaki denkleme göre hesaplanmıştır:

$$\text{Renk Giderimi (\%)} = \frac{A_0 - A}{A_0} \times 100 \quad (3.1)$$

A₀: arıtma öncesi okunan absorbans değeri

A: arıtma sonrası okunan absorbans değeri

3.7.7 Diğer ölçümler

EC, ORP ve pH ölçümü Thermo Scientific Orion 5 Star Multi parametre ölçer ile, bulanıklık tayini EUTECH Instruments CyberScan IR Turbidimeter TB1000 cihazıyla ölçülmüştür.

3.7.8 SEM analizi

Yapay sulak alan sistemlerindeki katmanlarda oluşan biyofilm tabakası oluşumunu gözlemlemek amacıyla SEM (Taramalı Elektron Mikroskobu) fotoğrafları çekilmiştir. SEM analizleri, Abant İzzet Baysal Üniversitesi Fen-Edebiyat Fakültesi Fizik Bölümü Araştırma Laboratuvarı çalışanları tarafından yapılmıştır. Analiz için dolgu malzemeleri karbon yapışkan bandlı steplere dökülmüş, SEM cihazındaki (JEOL JSM-6390LV model) haznelere yerleştirilerek fotoğrafları çekilmiş ve kaydedilmiştir ayrıca SEM cihazına bağlı EDS (Energy Dispersive Spectrometer) cihazıyla katmanlardaki elementlerin yüzdelikleri ve grafikleri elde edilmiştir.

3.7.9 FTIR analizi

Yapay sulak alanlarda arıtımı yapılan ticari Yellow 2G ve ticari Indigo boya moleküllerindeki fonksiyonel gruplarını gözlemlemek, arıtmadan önce ve arıtım sonrası boya moleküllerindeki fonksiyonel grup değişimlerini incelemek amacıyla FTIR (Fourier Dönüşüm Kızılötesi Spektroskopisi) tekniği kullanılmıştır.

Arıtım öncesi ve sonrası boya moleküllerindeki oluşan ve kaybolan fonksiyonel gruplara bakılarak boya moleküllerinin parçalanıp parçalanmadığına, aromatik amin oluşumuna dair yorumlar yapılabilmektedir. FTIR analizleri, Abant İzzet Baysal Üniversitesi Mühendislik Mimarlık Fakültesi, Yenilikçi Gıda Teknolojileri

Geliştirme Uygulama ve Araştırma Merkezi (YENİGİDAM) çalışanları tarafından Shimadzu IRPrestige-21 FT-IR Spektrofotometre cihazıyla yapılmıştır.

3.7.10 İstatistiksel analiz

Tezde verileri istatistiksel açıdan değerlendirebilmek için SPSS 18.0 ve Excel 2010 paket programları kullanılmıştır. Her setteki kirlenici parametre verileri öncelikle Kolmogorov-Smirnov test ile normal dağılıma uyup uymadığı kontrol edilmiş, normal dağılıma uymayan datalarda $\log_{10} x$ ve $1/(x)^{0.5}$ dönüşümü yapılmıştır.

Tekstil boyaları ile çalışılan Set 2 ve Set 3'deki 3'lü reaktör tank sistemlerinde; öncelikle girişle-çıkış konsantrasyonları arasında fark olup olmadığı tek yönlü varyans çözümlemesi (ANOVA) ile belirlenmiş ve bu farkın hangi reaktörlerinlerden kaynaklandığı Dunnett test ile saptanmıştır. Sadece çıkış konsantrasyonları karşılaştırıldığında ise Tukey HSD testi ile hangi reaktörlerin çıkış konsantrasyonlarının farklılığı incelenmiştir.

Set 1 reaktöründe ise girişle-çıkış konsantrasyonları arasında fark olup olmadığı tek yönlü varyans çözümlemesi (ANOVA) ile belirlenmiş ve bu farkın hangi reaktörlerinlerden kaynaklandığı Dunnett test ile saptanmıştır. Sadece çıkış konsantrasyonları karşılaştırıldığında ise Tukey HSD testi ile hangi reaktörlerin çıkış konsantrasyonlarının farklılığı incelenmiştir. Set 1'de her 3 reaktör için de alt ve orta katmanlardaki çıkış konsantrasyonlarına kendi aralarında Independent Samples t-test yapılmıştır.

4. ELDE EDİLEN SONUÇLAR VE TARTIŞMA

Yapılan deneysel çalışmada iki farklı reaktör boyutunda yüzeyaltı dikey akışlı silindirik yapay sulak alan düzeneği 3 farklı set halinde yürütülmüştür. Tekstil atık suyu ve tekstil boyalarının yapay sulak alan sistemleriyle arıtılmasının incelendiği bu çalışma, laboratuvar koşullarında fabrikadan alınan ticari tekstil boyaıyla hazırlanan sentetik atık su ve ham tekstil atık suyu kullanılarak sistem performansı değerlendirilmiştir. Çalışmada bitkilerin arıtmaya olan etkisini incelemek amacıyla bitkisiz kontrol reaktörü kullanılmıştır. Dolgu malzemesi olarak özellikle amonyum için iyi bir iyon değiştirici olan zeolit dışında literatürdeki diğer çalışmalardan farklı olarak, yatak malzemesi olarak pomza taşı kullanılmıştır. Türkiye’de geniş rezervleri bulunan pomza taşının çalışmada kullanılmasının amacı; zeolit dolgu maddesiyle beraber kullanarak yapay sulak alanlarda özellikle amonyum ve fosfatın giderim verimini arttırabilmektir. Sulak alan bitkisi olarak *Canna indica* ve *Typha angustifolia* ile çalışılmış olup, bitkilerin endüstriyel tekstil suyu arıtma performansı karşılaştırılmıştır. Çalışmalarda kullanılan büyük silindirik reaktörlerin çapı 40 cm olup, dolgu malzemesi ve su seviyesi 35 cm’dir. Küçük silindirik reaktörler ise çapı 20 cm olup dolgu malzemesi ve su seviyesi 23 cm’dir.

Liteartürle kıyaslandığında, kullanılan yükseklerin benzer olduğu görülmektedir. Yadav ve ark. (2012) çalışmasında 7 cm çap ve 58.5 cm çalışma yüksekliği kullanmıştır.

Yalcuk ve ark. (2010) *Typha latifolia* ile 40 cm çapında ve 35 cm çalışma yoksekliğinde zeytin karasuyu arıtımı yapmıştır. Sistemler için, KOİ giriş konsantrasyonu üzerinden besleme konsantrasyonu belirlenmiştir. Sentetik atık sularının giriş konsantrasyonu 250 mg/l olacak şekilde seyreltilmiştir. Boyalarla hazırlanan sentetik atık sularda yalnızca boyaların giderim performansını gözlemleyebilmek için dışarıdan karbon ilavesi yapılmamış, deiyonize su ile boyalar seyreltilmiştir. Sentetik atık su kompozisyonunda KOİ miktarları, Ong ve arkadaşlarının yaptıkları çalışmadakine (2009) benzer miktarda hazırlanmıştır. Aynı zamanda da 3 seti birbiriyle kıyaslayabilmek için giriş konsantrasyonları aynı tutulmuştur. Ayrıca, KOİ giderimi sistemde birinci derece kinetikle ifade edilmekte olup, düşük giriş KOİ konsantrasyonu düşük giderim verimi sağlamaktadır. Mbuligwe (2005); Kadlec ve Reddy (2001) de çalışmalarında girişteki düşük KOİ konsantrasyonunun gideriminin yüksek seviyedeki KOİ konsantrasyonu giderimine göre daha zor olduğunu vurgulamışlardır. Bu da atık sulardaki KOİ seçimimizi etkilemiştir.

4.1 SET 1

Bu sette, fabrikadan temin edilen ham tekstil atık suyu arıtımı, yüzeyaltı akışlı sistemlerinden dikey akışlı sistem kullanılarak gerçekleştirilmiştir. Bitki olarak sulak alan sistemlerinde yaygın olarak kullanılan *Canna indica* ve *Typha angustifolia* kullanılmıştır. Bu sette reaktör olarak büyük dairesel reaktörler kullanılmıştır (Bkz: Böl 3.3.1). Dikey akış koşulları damlamalı sulama sistemi ile sağlanmış olup, düzeneklerde dolgu malzemesi olarak çakıl taşı, pomza taşı, zeolit ve kum kullanılmıştır. Ham atık su sistemlere 2.4 l/gün olacak şekilde damlatma düzeneği ile verilmiştir. Bu sette amaç, giriş tekstil atık suyundaki özellikle KOİ ve renk konsantrasyonlarını minimize edebilmektir. Reaktörde alıkonulma süresi 6 gün olup, HLR 1.85 cm/gün'dür. Set 1, 22 Temmuz 2012-4 Ekim 2013 tarihleri arasında toplam 75 gün çalışmış olup, bitkiler reaktörlere dikildikten sonra 2 hafta sisteme besleme yapılmadan ortama alışması beklenmiştir. Alışma periyodu bitkiler için önemlidir çünkü, mikrobiyal aktivitelerin oluşması sağlanarak mikroorganizmaların toksik ve inhibe edici maddelere karşı biyolojik parçalamayı yapabilmek üzere uygun enzimleri üreten genleri bünyelerinde üretmeleri beklenir (Ahmed ve ark. 2007).

4.1.1 Set 1'de elde edilen arıtım veriminin incelenmesi

Bu set dikey akış koşullarında işletilmiş olup, kontrol (bitkisiz), *Canna indica* ve *Typha angustifolia* reaktörlerinin ham tekstil atıksuyu arıtım verimini incelenmesi amacıyla giriş-çıkış KOİ, NO₂-N, NO₃-N, PO₄-P, pH, EC, ORP, Renk parametreleri ölçülerek izlenmiştir. Çizelge 4.1'de çalışma süresi boyunca kirlilik parametrelerinin değişimleri verilmiştir.

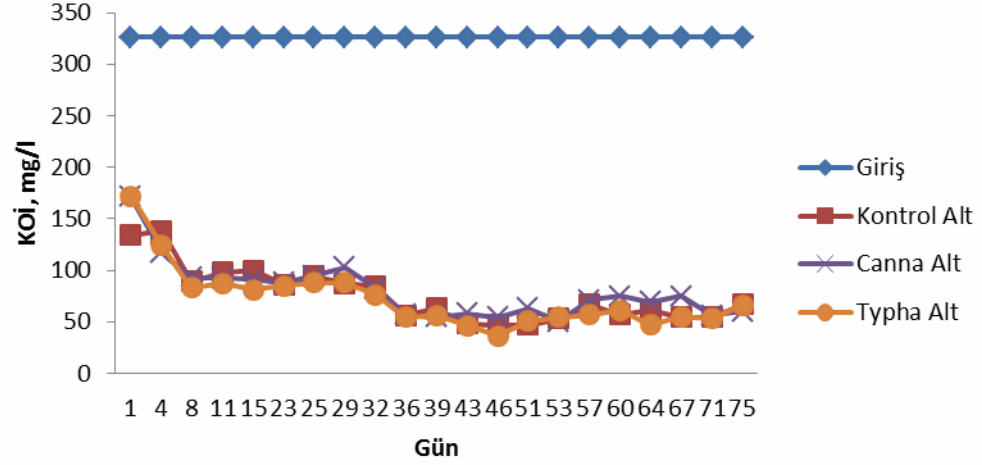
4.1.1.1 KOİ giderimi

Yapay sulak alanlarda organik karbon giderimi; buharlaşma, fotokimyasal oksidasyon, çökelme, sorpsiyon ve biyolojik parçalanma prosesleriyle gerçekleşmektedir. Organik kirleticiler, yapay sulak alan içerisindeki partiküller tarafından absorbe edilip atık su içerisinde çöktürülürler. Organik moleküller hetotrofik mikroorganizma topluluğu tarafından fermentasyon, aerobik/anaerobik solunum yoluyla katmandaki oksijen varlığına göre parçalanır ve biyokütleyle dönüştürmek üzere enerji kaynağı olarak kullanılır (ITRC, 2002). Aerobik parçalama için gerekli olan oksijen; difüzyon, konveksiyon, rizosferden makrofit köklerine oksijen sızıntısı ile temin edilir. Dolayısıyla, yapay sulak alanlarda organik madde giderim verimi, katmanlardaki oksijen konsantrasyonuna, sulak alan dizaynına, arıtma şartlarına, dolgu malzemesi karakteristiğine bağlıdır. Biyolojik parçalamaya kıyasla makrofitler tarafından organik madde alımı ihmal edilir (Korkusuz ve ark. 2005).

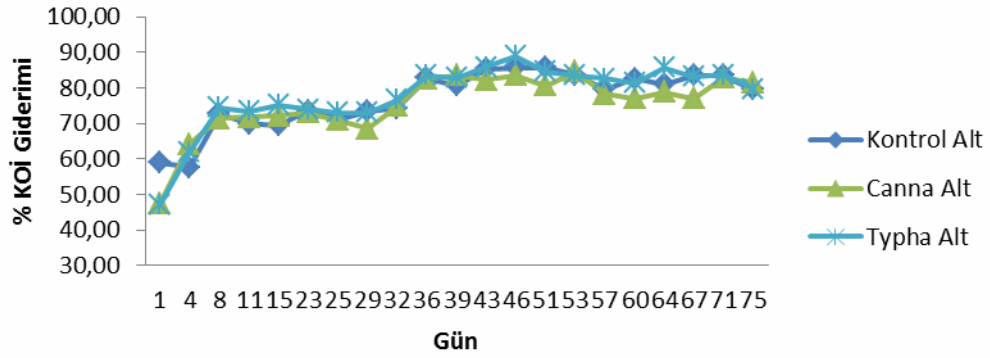
Çizelge 4.1 Set 1'deki işletme parametreleri

PARAMETRE	GİRİŞ	ÇIKIŞ					
		Kontrol		Canna <i>indica</i>		Typha <i>angustifolia</i>	
		Kontrol-Alt	Kontrol-Orta	Canna Alt	Canna Orta	Typha Alt	Typha Orta
KOİ (mg/l) 1-75 gün	326,46	75,45	54,57	79,71	80,93	72,36	50,21
Min-Max	1150-762	138-46,5	62-32	171-50	106-66	172-36	66-40
s.d	54,42	26,76	7,87	28,01	12,03	30,68	7,95
n	4	21	14	21	14	21	14
PO4-P (mg/l) 1-75 gün	1,82	0,19	0,24	0,20	0,40	0,17	0,20
Min-Max	2,59-1,42	0,30-0,14	0,32-0,21	0,32-0,14	0,48-0,33	0,20-0,13	0,27-0,17
s.d	0,47	0,04	0,03	0,04	0,04	0,02	0,02
n	4	21	14	21	14	21	14
NH4-N (mg/l) 1-75 gün	2,70	2,02	2,19	2,11	2,09	1,95	1,96
Min-Max	4,5-1,6	2,5-1,1	2,6-1,3	2,6-1,2	2,6-1,2	2,6-1,2	2,3-1,35
s.d	1,09	0,46	0,36	0,41	0,34	0,50	0,25
n	4	21	14	21	14	21	14
NO2-N (mg/l) 1-75 gün	0,45	0,10	0,05	0,05	0,06	0,08	0,05
Min-Max	1,16-0,135	0,6-0,03	0,095-0,03	0,12-0,03	0,105-0,03	0,87-0,03	0,08-0,04
s.d	0,41	0,16	0,02	0,02	0,02	0,18	0,01
n	4	21	14	21	14	21	14
NO3-N (mg/l) 1-75 gün	5,45	3,80	2,82	3,41	2,95	3,66	2,95
Min-Max	8,7-0,85	5-2,1	4,8-1,15	4,9-1,2	4,3-1,15	5,3-2,1	5,2-1,13
s.d	3,02	0,78	1,14	1,12	1,02	0,90	1,12
n	4	21	14	21	14	21	14
EC (µs/cm) 1-75 gün	1534,50	1322,71	1413,64	1346,24	1466,50	1291,81	1278,29
Min-Max	2563-231	2213-843	2184-832	2191-848	2512-787	2175-822	2106-839
s.d	793,33	450,20	539,34	446,20	644,47	446,62	474,54
n	4	21	14	21	14	21	14
pH 1-75 gün	7,72	7,70	7,85	7,78	8,09	7,76	7,85
Min-Max	8,07-7,12	8,27-7,08	8,31-7,26	8,29-7,26	8,38-7,65	8,16-7,33	8,01-7,54
s.d	0,36	0,36	0,28	0,30	0,20	0,26	0,16
n	4	21	14	21	14	21	14
ORP (mV) 1-75 gün	-37,50	-41,72	-45,23	-43,18	-58,66	-43,74	-44,81
Min-Max	(-9,9)-(-70,1)	(-24)-(-67,5)	(-25,1)-(-47,6)	(-22,35)-(-69,4)	(-21,3)-(-46,5)	(-20,2)-(-68)	(-31,4)-(-51,0)
s.d	21,45	12,12	12,67	14,26	14,15	13,83	12,55
n	4	21	14	21	14	21	14
Renk (Pt/Co) 1-75 gün	307,50	76,57	114,29	87,05	162,14	76,67	130,71
Min-Max	590-70	120-30	150-50	150-30	210-80	140-20	180-70
s.d	197,02	27,58	30,81	37,54	43,88	34,40	29,21
n	4	21	14	21	14	21	14
Bulanıklık(NTU) 1-75 gün	37,78	10,53	9,75	12,02	22,53	10,74	14,79
Min-Max	101-12,1	17,5-6,39	14,5-4,5	18,1-4,12	32,5-12,3	19,5-4,01	18,6-10,1
s.d	36,86	2,60	3,37	4,26	5,83	3,87	3,03
n	4	21	14	21	14	21	14

Bu sette, reaktörlere 75 gün boyunca beslenen ortalama KOİ giriş konsantrasyonu ham atık su için 326.19±54.42 mg/l olup, reaktörlerin alt musluklarından alınan çıkış numunelerinin konsantrasyonları Kontrol, Canna *indica* ve Typha *angustifolia* için sırasıyla; 74.45±26.76 mg/l, 79.71±28.01 mg/l, 72.36±30.68 mg/l'dir (Şekil 4.1).



Şekil 4.1 Set 1'deki reaktörlerin alt musluklarından alınan numunelerin KOİ değişimi



Şekil 4.2 Set 1'deki reaktörlerin alt musluklarından alınan numunelerin %KOİ giderimi

Alt musluklardan alınan çıkış sularındaki başlangıçtaki KOİ giderimlerinin daha çok sulak alan sisteminin filtrasyon etkisi ile partikülleri tutması ile gerçekleştiği, biyofilmin muhtemel oluşumu ile de bu giderimin zaman içinde arttığı düşünülmektedir. Yüzey altı akışlı sistemlerde bitki kökleri ve dolgu malzemesi yüzey ile su ara yüzeyinde biyofilm oluşumunu desteklemektedir (Larsen ve Greenway, 2004). Özellikle 36.günden itibaren tüm reaktörlerde alt katmanlarda KOİ giderimi %8'lik bir artışla %80-85 arasında olmaktadır (Şekil 4.2) ve istatistiksel

analizlere göre de giriş ile çıkış konsantrasyonları arasında önemli bir fark vardır (tek yönlü ANOVA; $F_{0,95}(3,80)=538.61$, $p < 0.05$). Yüksek giderim oranının sebebinin, gelişen mikrobiyal popülasyonuna bağlı olarak biyofilm tabakasının katmanlarda oluşmasından kaynaklandığı düşünülmektedir. Aynı zamanda, büyük reaktörlerde hidrolik alıkonma süresi 6 gün gibi yüksek bir değerdedir. Yüksek alıkonma süresi, reaksiyon için yeterli temas süresi sağlar.

Ong ve ark. (2010), alıkonma süresinin 3 günden 6 güne çıkarıldığında giderimin arttığını söylemiştir. Çalışmada, yapay sulak alan içerisinde atık suyun yüksek bekleme süresinin sağlanmasıyla, mikroorganizmalar KOİ'yi metabolik aktiviteleri için kullanacak ve atık su içerisinde organik madde konsantrasyonu azalabileceği vurgulanmıştır (Yadav ve ark. 2012).

Set 1'deki tüm reaktörleri yaklaşık %11.11 oranında zeolit ve %22.22 oranında pomza taşı oluşturmaktadır. Tüm reaktörlerdeki giderim veriminin aynı olması aynı katman yüzdelерinden de kaynaklanabilmektedir (Yalçuk ve ark., 2010).

Ham tekstil atık suyu giderim verimi literatürdeki çalışmalarla da benzerlikler göstermiştir. Bulc ve Ojstrsek'in çalışmasında (2008), pamuk fabrikasından temin ettikleri ortalama 771 mg/l giriş KOİ konsantrasyonundaki ham tekstil atık suyunda %84 KOİ giderim verimi elde etmişlerdir. Winter ve Kickuth (1989) ise, 1400 mg/l giriş KOİ konsantrasyonundan %65-76 giderim verimi elde etmişlerdir.

Reaktörler arası KOİ giderimi kıyaslandığında, istatistiksel olarak 3 reaktör için anlamlı olmayan bir farkla %1 olarak Typha reaktörü, kontrole göre fazla giderim göstermiştir. Ong ve ark. (2009) üstten beslemeli sulak alan sisteminde havalandırılmayan (dışardan ekstra oksijen ilavesi olmadan) yaptıkları çalışmada bitkili ve bitkisiz reaktörlerde çok az bir KOİ giderimi elde etmişlerdir (%79.82, %78). Kesikli beslemenin faydası olarak katmanlardaki maddelerin porları oksijene

doarak atmosferden tüm sisteme oksijen difüzyonunun olduğu söylenir (Prochasta ve Zouboulis, 2006; Yalçuk ve Uğurlu, 2009).

Kontrol reaktörü ile bitkili reaktörler arasında KOİ giderim farkının olmaması; her 3 yapay sulak alan reaktöründe de katmanlarda yeterli oksijen difüzyonu olmasına bağlanabilir (Yalcuk ve ark. 2010).

Çizelge 4.2 Set 1’de alt musluklardan alınan numuneler için 2-yönlü Dunnett testi
(G: giriş, R1:kontrol, R2:Canna, R3:Typha reaktörü)

Parametre	Reaktörler	P değeri*
KOİ	R1 G	0,00*
	R2 G	0,00*
	R3 G	0,00*

*Gruplar arası farklılık vardır ($p < \alpha$, $\alpha=0,05$)

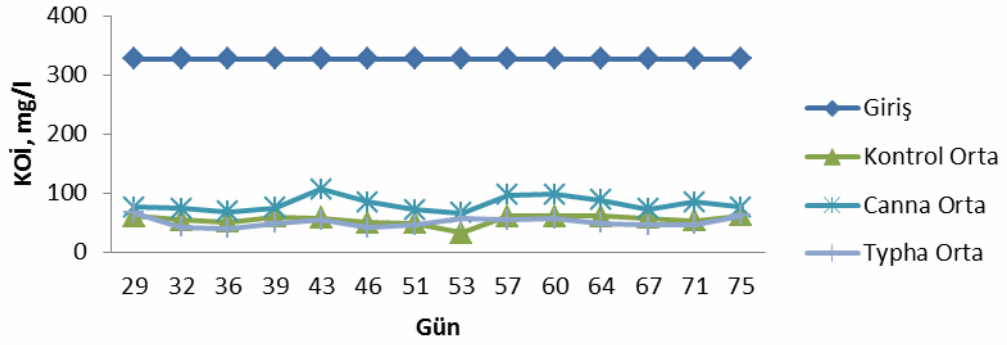
Çizelge 4.3 Set 1’de alt musluklardan alınan numuneler için Tukey HSD testi

Parametre	Reaktörler	P değeri*
KOİ	G	R1 0,00*
		R2 0,00*
		R3 0,00*
	R1	G 0,00*
		R2 0,944
		R3 0,977
	R2	G 0,00*
		R1 0,944
		R3 0,77
	R3	G 0,00*
		R1 0,977
		R2 0,77

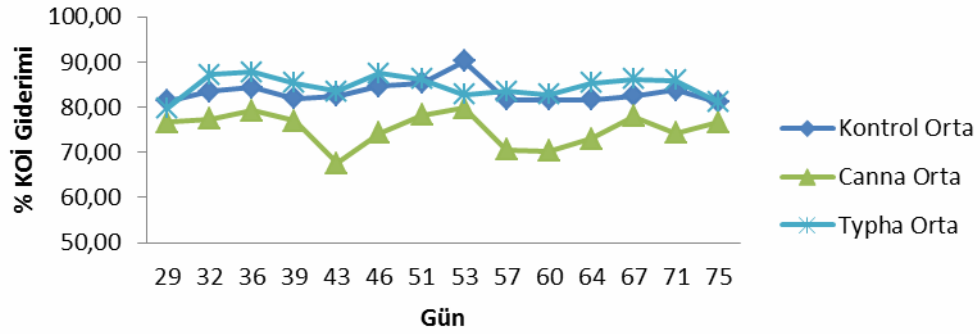
*Gruplar arası farklılık vardır ($p < \alpha$, $\alpha=0,05$)

Reaktörlerin orta musluklarından numuneler 29. gün itibarıyla alınmaya başlanmıştır. Bunun sebebi, ara katmanlarda hem atık suyun süzülüp birikimini arttırabilmek hem de katmanlardaki biyofilm oluşumuna imkan verebilmektir. Reaktörlerin orta musluklarından alınan çıkış numunelerinin konsantrasyonları Kontrol, Canna indica

ve *Typha angustifolia* için sırasıyla; $54.57.45 \pm 7.87$ mg/l, 80.93 ± 12.03 mg/l, 50.21 ± 7.95 mg/l'dir (Şekil 4.3).



Şekil 4.3 Set 1'deki reaktörlerin orta musluklarından alınan numunelerin KOİ değişimi



Şekil 4.4 Set 1'deki reaktörlerin orta musluklarından alınan numunelerin %KOİ değişimi

Orta katmanlarda KOİ giderim yüzdesi de alt musluklara göre yüksektir (Kontrol: 83.28 ± 2.41 ; Canna: 75.58 ± 8.58 ; Typha: 84.62 ± 2.44). Aynı zamanda, giriş ve çıkış numunelerinde KOİ giderimi istatistiksel olarak anlamlı bir fark vardır (tek yönlü ANOVA; $F_{0,95} (3,52) = 3653.92$, $p < 0.05$). Kontrol reaktörü ile Typha reaktörü arasında KOİ gideriminde %2'lik önemli olmayan giderim verimi farkı varken Canna ve Typha reaktörleri arasında KOİ gideriminde yaklaşık %10, Kontrol ve

Canna reaktörleri arasında yaklaşık %8 fark görülür (Çizelge 4.5). Özellikle 32. günde Kontrol ve Typha reaktörleri arasındaki fark %13'e ulaşmıştır. Bu durum, Çalışma boyunca, Typha *angustifolia* bitkisinde kök gelişimi Canna *indica* bitkisine göre daha yüksek olmasına bağlanabilir. Buna göre, Typha reaktöründe arıtımın yüksek olması kök gelişimiyle doğru orantılıdır (Şekil 4.5). Yalcuk ve ark. (2010) Typha latifolia ile yaptıkları çalışmada difüze kök sisteminin Cyperus bitkisine göre daha üstün olduğunu vurgulamıştır. Kök dağılım sisteminin avantajı olarak da, dolgu materyalleri boyunca geçirgenliği artırdığı ve arıtım performansını yükselttiği gösterilir.

Çizelge 4.4 Set 1'de orta musluklardan alınan numuneler için 2-yönlü Dunnett testi
(G: giriş, R1:kontrol, R2:Canna, R3:Typha reaktörü)

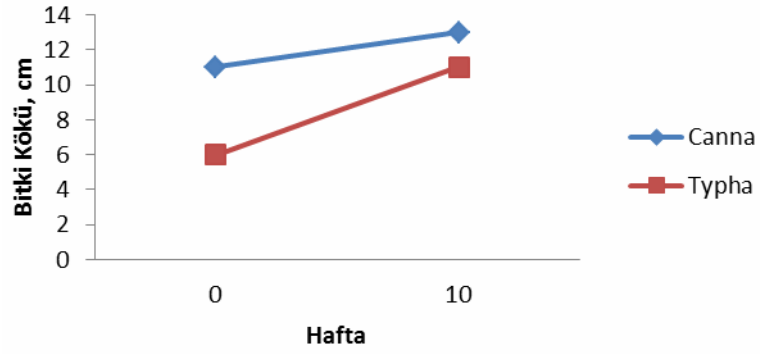
Parametre	Reaktörler	P değeri*
KOİ	R1 G	0,00*
	R2 G	0,00*
	R3 G	0,00*

*Gruplar arası farklılık vardır ($p < \alpha$, $\alpha=0,05$)

Çizelge 4.5 Set 1'de orta musluklardan alınan numuneler için Tukey HSD testi

Parametre	Reaktörler	P değeri*
KOİ	G R1	0,00*
	R2	0,00*
	R3	0,00*
	R1 G	0,00*
	R2	0,00*
	R3	0,503
	R2 G	0,00*
	R1	0,00*
	R3	0,00*
	R3 G	0,00*
	R1	0,503
	R2	0,00*

*Gruplar arası farklılık vardır ($p < \alpha$, $\alpha=0,05$)



Şekil 4.5 Set 1’de kullanılan bitkilerin kök boyu değişimleri, cm

Alt ve orta musluklardan alınan numunelerdeki KOİ giderim verimine bakıldığında Kontrol için %7, Typha için %7 anlamlı olmayan fark varken

Canna reaktöründe alt ve orta katmanda giderim veriminde değişiklik gözlenmemiştir (Şekil 4.6). Reaktörlerin üstten 25.cm’inde orta musluk, 37 cm’inde ise alt musluk yer alır (Bkz: Şekil 3.6). Bitki köklerimiz uzunluğu başlangıçta Canna için 11 cm, Typha için ise 6 cm olarak ölçülmüştür. 75. Gün sonunda Canna 13 cm, Typha ise 11 cm olarak ölçülmüş Typha bitkisinde kök boyundaki uzama daha fazla olmuştur. Bitkilerin kökleri vasıtasıyla bulundukları katmana oksijen taşıdığı bilinmektedir. Buna göre Typha reaktöründe, Typha bitkisi kök boyu olarak üst ve orta katmanlara yakın olduğundan bu bölgelerde aerobik-anoksik ortam mevcutken, alt musluğun bulunduğu katmanda anaerobik ortam oluştuğu düşünülmektedir. Tüm buna dayanarak alt ve orta katmanlardaki KOİ giderim verimi farkı açıklanabilir. Kontrol reaktöründe ise bitki kökleri bulunmadığından dolayı anaerobik-anoksik bir ortam mevcuttur. Aerobik ortamda, boyaların mikroorganizmalar tarafından parçalanmasının zor olduğu saptanmıştır

(Kulla, 1981). Buna göre, kontrol reaktöründe, bitkili reaktörlere göre yüksek KOİ giderimi, anaerobik-anoksik şartlarda boyaların daha iyi parçalanmasına bağlanabilir.

Çizelge 4.6 Alt ve orta katmanlardaki KOİ giderimi için Independent Samples t-test (R1A: Kontrol alt, R1O: Kontrol orta, R2A:Canna alt, R2O:Canna orta, R3A:Typha alt, R3O:Typha orta)

Parametre	p değeri		
	R1A-R1O	R2A-R2O	R3A-R3O
KOİ	0,115	0,677	0,394

Konsantrasyonlar için inceleme yapılmıştır

*Gruplar arası farklılık vardır ($p < \alpha$, $\alpha=0,05$)

Set 1’de reaktörlerdeki KOİ giderimlerine bakıldığında, 75 gün boyunca kirlilik giderimindeki değişim stabil olarak devam ettiğinden reaktörler 75. gün sonunda kapatılmıştır (Şekil 4.1; Şekil 4.3).

4.1.1.2 PO₄-P giderimi

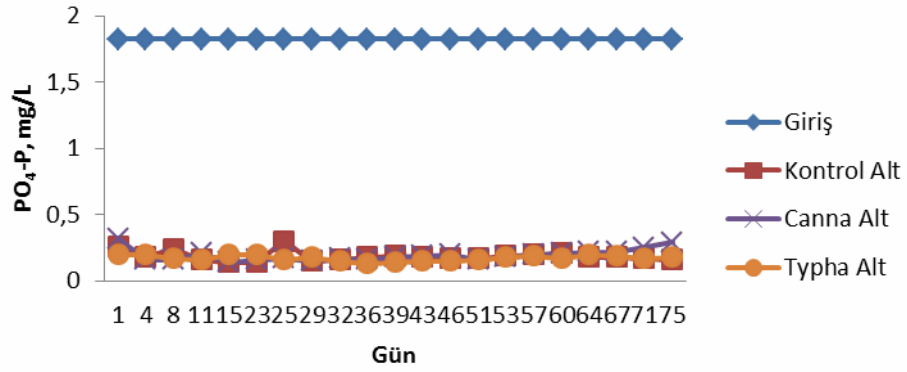
Yapay sulak alanlarda fosfor giderimi, fiziksel (çöktürme), kimyasal (adsorpsiyon) ve biyolojik dönüşümlerle gerçekleştirilir. Fosfor sulak alan bitkileri tarafından direk alınarak veya çökeltilere kimyasal depolanma ile giderilir (Bonomo ve ark. 1997). Sakadevan ve Bavor (1998), yapay sulak alanlarda uzun süreli P giderim mekanizması; alt katmanlar, Al/Fe bileşikleri ve bitki artıkları tarafından gerçekleşirken bitki alımıyla çok az miktarda fosfor giderimi olmaktadır. Mikroorganizmalar ve bitkiler tarafından alınan PO₄ konsantrasyonu çıkış suyunda oldukça düşüktür. Sulak alanlarda çözünmüş fosfor bitkiler tarafından alınıp, hücre fosforuna çevrilir veya sulak alan toprağı ve çökelen maddelerce tutulmaktadır (Ayaz ve ark. 1998). Bitkiler geliştikleri ortamda fosforu primer ortofosfat iyonu H₂PO₄⁻ ve

sekonder ortofosfat iyonu HPO_4^- şeklinde alırlar (Kaçar ve ark. 2002). Serbest ortofosfatın algler ve mikroorganizmalar tarafından direk alınabilen bir fosfor türü olduğu bilinmektedir bu yüzden de yapay sulak alanlarda organik ve inorganik fosfor döngüsünü birbirine bağlayan önemli bir bağıdır (Vymazal, 2007). Fosfor gideriminde substrat önemli bir rol oynar. Bu yüzden, yüksek fosfat adsorpsiyon kapasitesine sahip olabilmek için uygun substrat seçimi çok önemlidir (Prochaska ve ark. 2006).

Stefanakis ve Tsihrintzis (2012), yaptıkları çalışmada farklı filtre malzemelerinin birleştirilmesiyle atık su arıtımında optimum bir çözüm sağlanabileceğini söylemiştir. Bu sonuca dayanarak çalışmamızda %22,22 pomza taşı, %11,11 zeolit, %22,22 çakıl taşı ve %22,22 kum substrat maddesi olarak birlikte kullanılmıştır. Zeolit (Clinoptilolite), ve pomza taşının kullanım amacı, kum ve çakıl taşıyla beraber dikey akışlı yapay sulak alan sistemlerinde arıtma mekanizmasını (iyon değişimi ve adsorpsiyon) artırmaktır.

Zeolit (klinoptilolit), hidratlaşmış alüminosilikat, 2 nm'den düşük boşluklara sahip mikroporlu bir materyaldir (Stefanakis ve Tsihrintzis, 2012). Clinoptilolite, doğal bir zeolit türü olup yüksek iyon değişimine sahip bir dolgu malzemesidir. Zeolit yüksek porozitesinden ötürü (%45-50) mikroorganizmaların gelişimine olanak verir (Yalcuk ve Uğurlu, 2009). Manisa-Gördes'ten temin edilen zeolit tek nokta yüzey alanı $39\text{m}^2/\text{g}$ ve katyon değişimi kapasitesi ise 1,5-1,9 meq/g'dır. REALKOM Tekstil fabrikasından temin edilen pomza taşı ise, ülkemizde geniş ve yüksek kaliteli rezervlere sahip, yüksek miktarda Fe, Al içeren mineral karışımıdır ve bu yüzden pomzadan oluşan filtre iyi bir fosfor giderimi sağlar. EK 4-5'de zeolit ve pomza taşının fiziksel ve kimyasal özellikleri verilmiştir.

Set 1’de giriş $\text{PO}_4\text{-P}$ konsantrasyonu 1,83 mg/l iken, çıkış konsantrasyonları Kontrol, Canna ve Typha reaktörlerinin alt katmanlarında sırasıyla; 0.18 ± 0.03 , 0.20 ± 0.05 ve 0.17 ± 0.02 olarak bulunmuştur (Şekil 4.6).



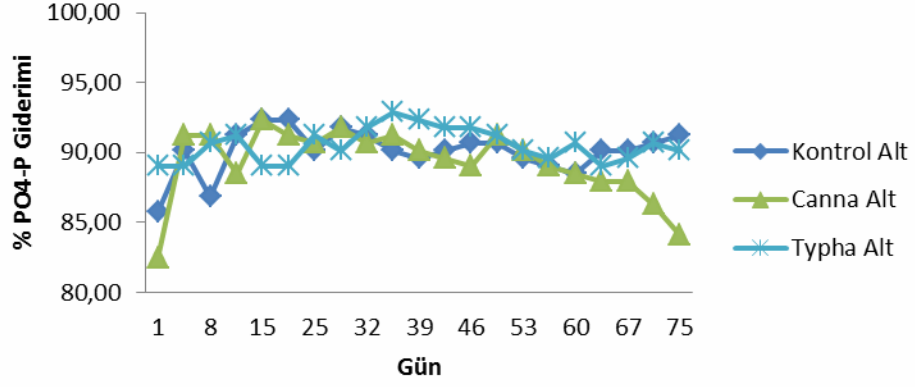
Şekil 4.6 Set 1’deki $\text{PO}_4\text{-P}$ değişimi

75 gün boyunca Kontrol, Canna ve Typha reaktörlerinin alt katmanlarından alınan numunelerdeki $\%\text{PO}_4\text{-P}$ giderimi sırasıyla; %90.10, %89.29 ve %90.52’dir ve giriş ile çıkış reaktörlerinde anlamlı bir fark görülmüştür (tek yönlü ANOVA; $F_{0,95}(3,80)=13665.163$, $p < 0.05$) (Çizelge 4.7).

Çizelge 4.7 Set 1 için giriş ve çıkış reaktörlerin alt musluklarından alınan numunelerde $\text{PO}_4\text{-P}$ giderimi (2 yönlü Dunnett testi, G:giriş, R1:Kontrol, R2:Canna, R3:Typha)

Parametre	Reaktörler	P değeri*
$\text{PO}_4\text{-P}$	R1 G	0,00*
	R2 G	0,00*
	R3 G	0,00*

*Gruplar arası farklılık vardır ($p < \alpha$, $\alpha=0,05$)



Şekil 4.7 Set 1’deki alt musluktan alınan numunelerdeki %PO₄-P giderimi

Bitkili ve kontrol reaktörlerinin alt katmanlarında yüzde PO₄-P giderimlerinde benzer değişimler gözlemlenmiştir (Şekil 4.7). Her 3 reaktöre de aynı yüklemeler yapılmış ve sonuçta PO₄-P gideriminde bitkinin etkisinin olmadığı görülmüştür. Yalçuk ve ark. (2009) dikey akışlı yapay sulak alanları kullanarak zeytin karasuyu arıtımı yaptıkları çalışmada, giriş PO₄-P konsantrasyonu 68,76 mg/l iken, *Typha latifolia*, Canna ve kontrol reaktörlerinde giderim verimi sırasıyla, %95.43±1.76, %95.93±1.83 ve %94.97±2.20’dir. Sonuçta %5’den az miktarda fosfor, bitkiler tarafından atık sudan alınmaktadır. Bu açıdan bakıldığında, bitki tarafından fosfor giderimi önemsizdir (Kim and Geary, 2001).

Çizelge 4.8 Set 1’de reaktörlerin alt musluklarından alınan numuneler için Tukey

HSD testi

Parametre	Reaktörler	P değeri*
PO ₄ -P	G R1	0,00*
	R2	0,00*
	R3	0,00*
	R1 G	0,00*
	R2	0,798
	R3	0,537
	R2 G	0,00*
	R1	0,798
	R3	0,117
	R3 G	0,00*
	R1	0,537
	R2	0,117

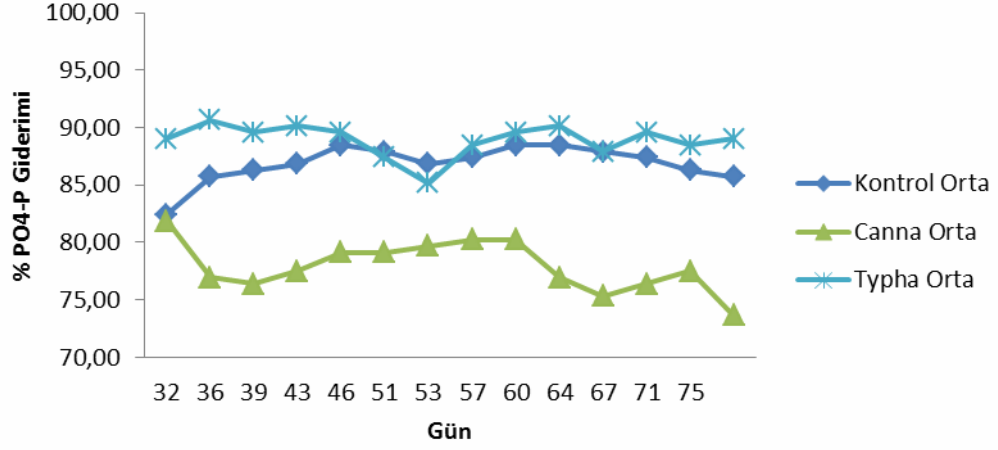
*Gruplar arası farklılık vardır ($p < \alpha$, $\alpha = 0,05$)

Orta katmanlardan alınan numuneler için %PO₄-P giderimleri Kontrol, Canna, Typha için sırasıyla; %86.87±1.55, %77.93±2.15, %88.91±1.35’dir (Şekil 4.8). 75 günlük çalışma periyodu boyunca kontrol ile Canna reaktörü arasında %9, Canna ile Typha reaktörü arasında %11 anlamlı bir fark varken Kontrol ile Typha reaktörlerinin orta katmanlarında anlamlı bir fark görülmemiştir (Çizelge 4.9).

Çizelge 4.9 Set 1 için giriş ve çıkış reaktörlerin orta musluklarından alınan numunelerde PO₄-P giderimi (2 yönlü Dunnett testi, G:giriş, R1:Kontrol, R2:Canna, R3:Typha)

Parametre	Reaktörler	P değeri*
PO ₄ -P	R1 G	0,00*
	R2 G	0,00*
	R3 G	0,00*

*Gruplar arası farklılık vardır ($p < \alpha$, $\alpha = 0,05$)



Şekil 4.8 Set 1’deki orta musluklardan alınan numunelerdeki %PO₄-P giderimi

Orta musluktan alınan numunelerde Canna reaktörü için 29. gün ile çalışmanın son günü arasında %8’lik önemli bir fark görülmüştür. Buna göre, fosfor kısa bir süreliğine Canna bitkisinde depolanmıştır ve fosforun çoğu bitki artıkları şeklinde ortama geri verilmiş ve arıtma verimini düşürmüştür (Vymazol 2007).

Çizelge 4.10 Set 1’de reaktörlerin orta musluklarından alınan numuneler için

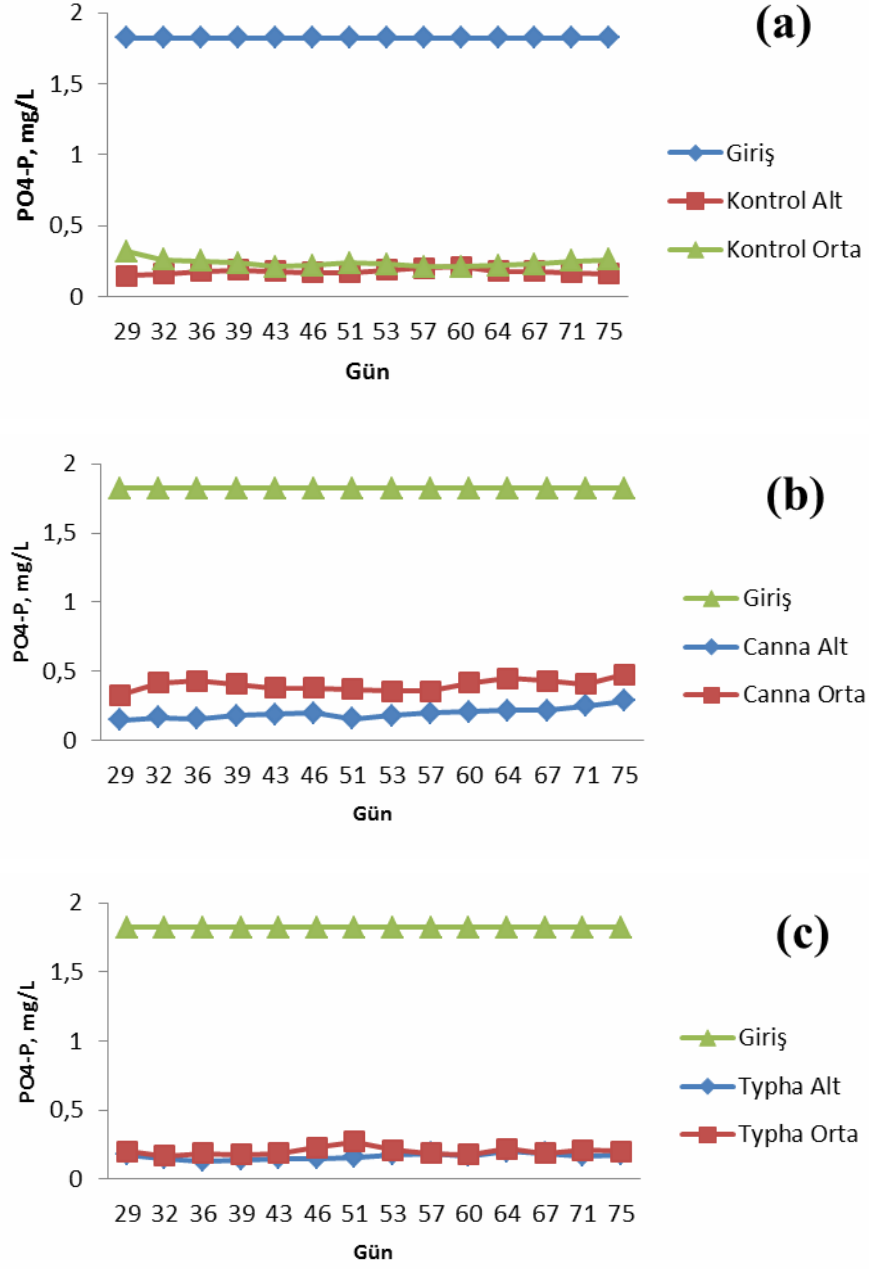
Tukey HSD

Parametre	Reaktörler	P değeri*
PO ₄ -P	G	R1
		R2
		R3
	R1	G
		R2
		R3
	R2	G
		R1
		R3
	R3	G
		R1
		R2

*Gruplar arası farklılık vardır ($p < \alpha$, $\alpha = 0,05$)

Reaktörlerin alt ve orta musluklarından alınan numuneler için yüzde $PO_4\text{-P}$ giderimleri sırasıyla kontrol, Canna ve Typha için; %3, %12 ve %2'dir. Reaktörlerin üstten 25.cm'sinde orta musluk, 37 cm'sinde ise alt musluk yer alır (Bkz: Şekil 3.6). Reaktörün alt musluğundan alınan numuneler zeolit, çakıl taşı ve pomza taşından süzülerek gelmektedir. Orta muslukta ise sadece kumdan süzülerek gelen numuneler alınmıştır. Bu yüzden, alt musluklardan alınan numunelerde $PO_4\text{-P}$ miktarı daha düşük gözlemlenmiştir (Şekil 4.9). Zeolit ve pomza taşı bileşimlerinde yer alan Fe, Al ve Ca oksitleri çökme ve adsorpsiyona neden olarak P uzaklaştırılmasına katkıda bulunmaktadır (EK-10). Çevresel koşullar çökme reaksiyonunu etkilemektedir.

Örneğin; asidik koşullarda fosfat Al ve Fe'e bağlanmakta, alkali koşullarda da Ca ve Mg'a bağlanmaktadır. Alkali şartlarda çözünmeyen Ca çökelekleri ortamda baskındır (Faulkner ve Richardson, 1989; Verhoeven ve Meuleman, 1999). Şekil 4.14'e bakıldığında tüm reaktörlerde alkaliye yakın şartlar mevcuttur. Dolayısıyla fosforun alkali şartlarda Mg ve Ca'a bağlanarak çökeldiği düşünülmektedir (Yalçuk, 2007).



Şekil 4.9 Set 1'deki PO₄-P değişimleri (a) Kontrol-alt ve Kontrol-orta, (b) Canna-alt, Canna-orta, (c) Typha-alt, Typha-orta

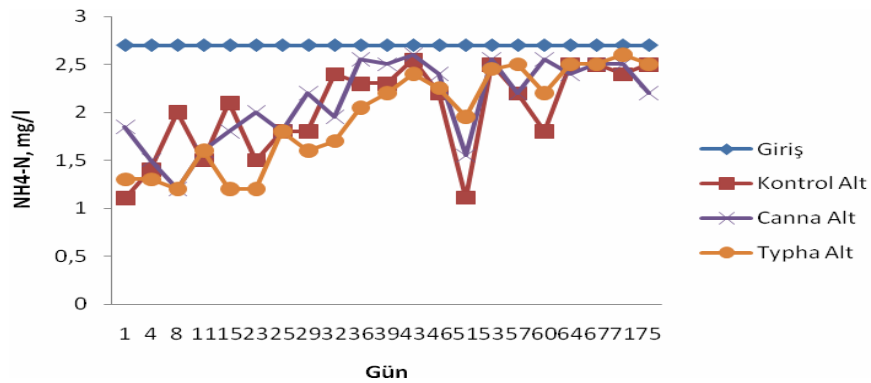
4.1.1.3 Azot giderimi

A) NH₄-N giderimi

Nitrit, nitrat veya amonyum şeklinde suda çözünebilir formda bulunan azot; noktasal olmayan (tarımsal kaynaklı) ve noktasal (atık su arıtma tesisi deşarjı) gibi çeşitli kaynaklardan suya karışır. Yapay sulak alanlardaki azot giderimi; bitkiler veya diğer canlılar tarafından alınıp, nitrifikasyon, denitrifikasyon, amonyum buharlaşması ve amonyum için katyon değişimi olarak tanımlanır. (Newman ve ark, 1999; Piotrowska ve ark. 2006).

Sisteme beslenen ham tekstil atık suyunda ortalama 2.7 mg/l NH₄-N bulunmaktadır. Ortalama NH₄-N çıkış konsantrasyonu Kontrol, Canna ve Typha reaktörleri için sırasıyla; 2.02±0.6 mg/l, 2.11±0.41 mg/l ve 1.95±0.50 mg/l'dir.

Şekil 4.10'dan da görüldüğü gibi 75 günlük süreç içinde NH₄-N çıkış suyunda azaldığı tespit edilmektedir (tek yönlü ANOVA; $F_{0,95}(3,80)=14.882$, $p < 0.05$) (Çizelge 4.11).



Şekil 4.10 Set 1'deki alt musluklardan alınan numunelerdeki NH₄-N değişimi

Çizelge 4.11 Set 1 için giriş ve çıkış reaktörlerin alt musluklarından alınan numunelerde NH₄-N giderimi (2 yönlü Dunnett testi, G:giriş, R1:Kontrol, R2:Canna, R3:Typha)

Parametre	Reaktörler	P değeri*
NH ₄ -N	R1 G	0,00*
	R2 G	0,00*
	R3 G	0,00*

*Gruplar arası farklılık vardır ($p < \alpha$, $\alpha = 0,05$)

İlk 25 gün boyunca her üç reaktör için, alt musluktan alınan numunelerde yaklaşık %33-55 arasında NH₄-N giderimi gözlenmiştir. Bu durum, zeolitin amonyum için yüksek seçicilik göstermesinden kaynaklanmaktadır (Mayo ve Mutamba, 2004). Her üç reaktör de, 10-15. cm'ler arasında %11,11 miktarında zeolit dolgu maddesi içerdiğinden adsorpsiyon prosesiyle NH₄-N giderimi gerçekleşmiş olup bitkili ve Kontrol reaktörlerinde benzer giderim gözlenmiştir (Çizelge 4.12). Ancak, atık sudaki organik maddeler ve katı parçacıklar çözelti içerisindeki zeolitin boşluklarını doldurur ve yüzeyini kaplayarak amonyum giderim verimini düşürür (Pınar ve Uğurlu, 2003). Bu maddelerin zeolitin aktif gözeneklerini tıkamasından dolayı 32. günden 51. güne kadar amonyum gideriminde hızlı bir düşüş gerçekleşmiştir. Buna göre Kontrol Canna ve Typha reaktörlerinde bu günler arasında maksimum NH₄-N giderimi sırasıyla; %59.07, %42.59 ve %27.78'dir. NH₄-N'in mikroorganizmalar tarafından nitrifikasyonu, ototrofik nitrifikasyon bakterilerinin düşük solunum hızına sahip olmasından dolayı, diğer N giderimi mekanizmalarına göre yavaş bir prosestir (Conolly ve ark. 2003). Yavaş bir süreç olan nitrifikasyona karşılık adsorpsiyon tersinir ve hızlı bir prosestir. İlk 32 gün boyunca görülen amonyum gideriminde hızlı azalma adsorpsiyon ile amonyumun giderildiğini, 46. ve 51. günler arasında ise

nitrifikasyon bakterilerinin biofilm içerisinde zamanla büyümesi ile nitrifikasyonda azot giderimine katkıda bulunduğu düşünülmektedir.

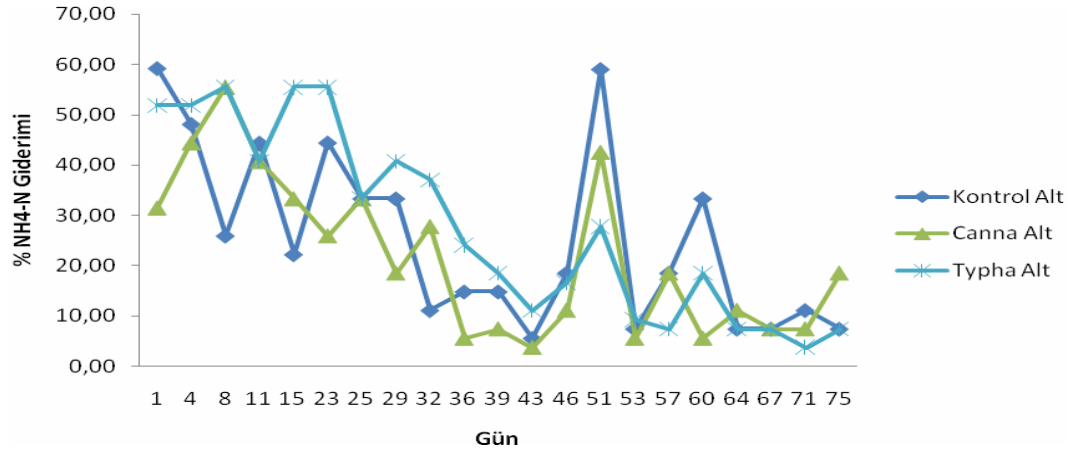
Şekil 4.11'e göre, 51. günden itibaren 3 reaktörde de $\text{NH}_4\text{-N}$ giderimi dalgalanmalı olarak azalma göstermiştir. Ong ve arkadaşlarının (2010) yaptıkları çalışmada bir tür azo boyası olan Acid Orange 7'nin (AO7) ve aromatik amin bileşeklerinin nitrifikasyon bakterilerinin aktivitesini inhibe ettiğini ortaya koymuştur.

Bazı araştırmalara göre de, azo boyası içeren atık sular aktif çamur nitrifikasyonunu inhibe ederek çıkıştaki amonyum konsantrasyonunu artırır (Tong ve Young, 1974; He ve Bishop, 1994). Tesisten alınan ham tekstil atık suyu içeriğinde birçok tekstil boyasından oluştuğundan $\text{NH}_4\text{-N}$ konsantrasyonundaki artış nitrifikasyon bakterilerinin inhibe olmasından kaynaklanabileceği düşünülmektedir.

Çizelge 4.12 Set 1'de reaktörlerin alt musluklarından alınan numuneler için Tukey HSD

Parametre	Reaktörler	P değeri*
$\text{NH}_4\text{-N}$	G	R1
		R2
		R3
	R1	G
		R2
		R3
	R2	G
		R1
		R3
	R3	G
		R1
		R2

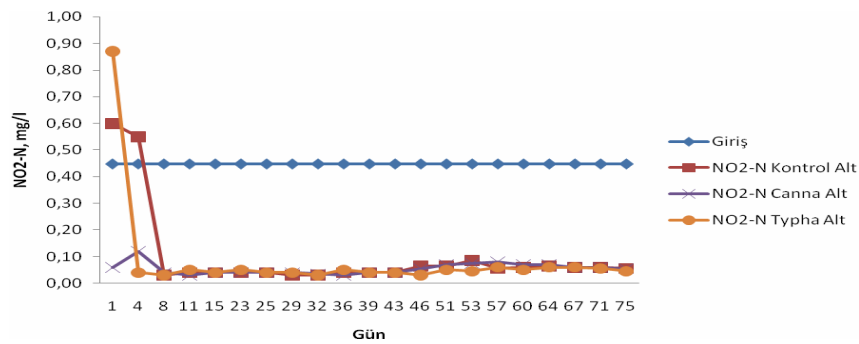
*Gruplar arası farklılık vardır ($p < \alpha$, $\alpha = 0,05$)



Şekil 4.11 Set 1’deki alt musluklardan alınan numunelerdeki %NH₄-N giderimi

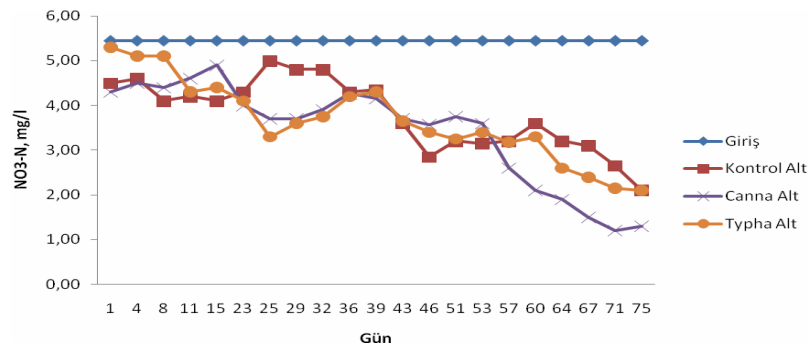
B) NO₂-N ve NO₃-N değişimi

Reaktörlere beslenen ham tekstil atık suyunda 1.16-0.135 mg/l aralığında NO₂-N ve 8.7-0.85 mg/l konsantrasyon aralığında NO₃-N bulunmaktadır (Şekil 4.12 ve 4.13). Çıkış NO₂-N ve NO₃-N konsantrasyonları Kontrol, Canna ve Typha reaktörleri için sırasıyla; 0.10±0.16 mg/l, 0.05±0.02 mg/l, 0.08±0.18 mg/l; 3.80±0.78 mg/l, 3.41±1.12 mg/l, 3.66±0.90 mg/l’dir. Reaktörlerde giriş ve çıkış reaktörleri arasında anlamlı bir fark elde edilmiştir (tek yönlü ANOVA; $F_{0,95}(3,80)=50.01$, $p < 0.05$; tek yönlü ANOVA; $F_{0,95}(3,80)=25.66$, $p < 0.05$) (Çizelge 4.13).



Şekil 4.12 Set 1’deki alt musluklardan alınan numunelerdeki NO₂-N değişimi

Düşük seviyede çözünmüş oksijen konsantrasyonu nitrifikasyonu önemli ölçüde etkiler (Ahn ve ark. 1999). Çözünmüş oksijen, nitrifikasyon prosesinde elektron alıcı olarak görev yaptığından nitrifikasyon prosesinde önemlidir (Ahmed ve ark. 2007). Şekil 4.24'e göre reaktörlerde anoksik şartlar hâkimdir. Buna göre sistemlere anlık olarak oksijen girişi olmakta ve $\text{NH}_4\text{-N}$ hızlı bir şekilde $\text{NO}_2\text{-N}$ ve $\text{NO}_3\text{-N}$ 'e dönüşmektedir.



Şekil 4.13 Set 1'deki alt musluklardan alınan numunelerdeki $\text{NO}_3\text{-N}$ değişimi

Çizelge 4.13 Set 1 için giriş ve çıkış reaktörlerin alt musluklarından alınan numunelerde $\text{NO}_2\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$ giderimi (2 yönlü Dunnett testi, G:giriş, R1:Kontrol, R2:Canna, R3:Typha)

Parametre	Reaktörler	P değeri*	Parametre	Reaktörler	P değeri*
$\text{NO}_2\text{-N}$	R1 G	0,00*	$\text{NO}_3\text{-N}$	R1 G	0,00*
	R2 G	0,00*		R2 G	0,00*
	R3 G	0,00*		R3 G	0,00*

*Gruplar arası farklılık vardır ($p < \alpha$, $\alpha = 0,05$)

Nitrifikasyon prosesi, yüksek organik yüklemekten ve biofilmin tekrar oluşumu için yeterli sürenin olmamasından dolayı %100 tamamlanamaz. Ayrıca, havalanma süresi de %100 nitrifikasyon prosesinin tamamlanması için çok kısadır (Ahmed ve ark. 2007). Osada ve ark. (1991) optimum giriş $\text{KOİ}/\text{NH}_4$ oranının azot giderimi için 14.0

civarında olduğunu söylemiştir. Girişteki yüksek $KOİ/NH_4$ oranında, azot giderim verimi tamamlanmayan amonyum oksidasyonundan dolayı sınırlanır. Set 1’deki giriş $KOİ/NH_4$ oranı 120 dolaylarındadır. Nitrifikasyon prosesinin tamamlanamama ve amonyum gideriminin bu oranın fazlalığından ötürü kısıtlandığı söylenebilir.

Bitki kök gelişiminde oksijenin rizosfer bölgesine taşınmasında etkisi büyük olduğu bilinmektedir. Fakat bu çalışmada Kontrol, Canna ve Typha reaktörlerinde benzer NO_3-N ve NO_2-N giderimleri gözlenmiş olup bitkili reaktörlerde kök gelişimlerinin bu proseste etken olmadığı görülmektedir (Çizelge 4.14, Şekil 4.13).

Ayrıca, yeryüzündeki biyokütle yalnızca azotun %5-10’unu uzaklaştıracağından bitkiler tarafından azot alınımı az miktarda öneme sahiptir (Thable, 1984; Tanner, 1996).

Çizelge 4.14 Set 1’de reaktörlerin alt musluklarından alınan numuneler için Tukey HSD

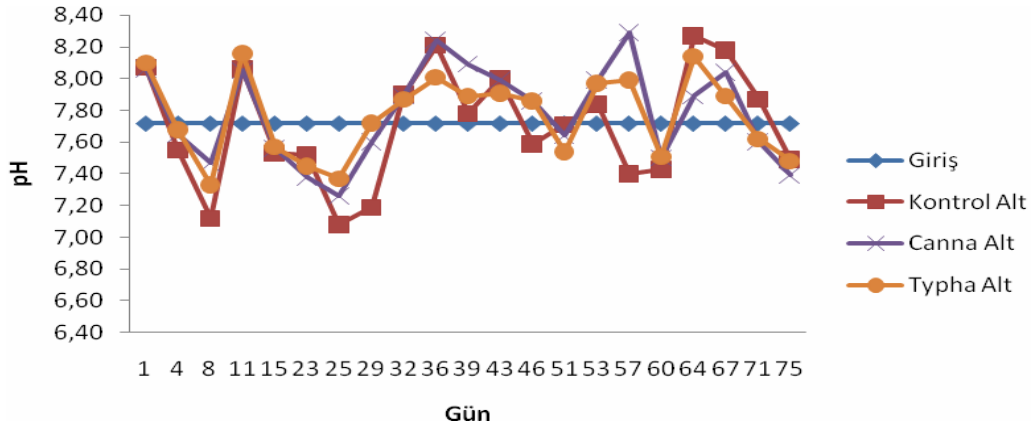
Parametre	Reaktörler	P değeri*	Parametre	Reaktörler	P değeri*
NO_2-N	G	R1	NO_3-N	G	R1
		R2			R2
		R3			R3
	R1	G		R1	G
		R2			R2
		R3			R3
	R2	G		R2	G
		R1			R1
		R3			R3
	R3	G		R3	G
		R1			R1
		R2			R2

*Gruplar arası farklılık vardır ($p < \alpha$, $\alpha = 0,05$)

Yapay sulak alanlarda denitrifikasyon olayı nitrat azotunun ve organik karbonun varlığına bağlıdır. Aynı zamanda pH, sıcaklık, mikrobiyal tutunma için yüzey alanı, çözünmüş oksijen konsantrasyonu gibi çevresel faktörler de denitrifikasyonu etkiler (Kozub ve Lier, 1999). Şekil 4.13’e göre 39. günden itibaren NO_3-N miktarında her

üç reaktör için de azalma gözlenmiş olup denitrifikasyon prosesinin gerçekleştiği düşünülmektedir. Çalışma oda sıcaklığında yapılmış olup sıcaklık değeri günlük 20 °C'nin üzerinde olup gece saatlerinde 15 °C'den düşük olmamıştır.

pH değeri ise 8,5'un altında olduğundan buharlaşmanın amonyak uzaklaştırmada etkisinin ihmal edilebileceği düşünülmektedir (DeBusk, 1999). Sisteme ortalama giriş pH değeri 7,72 olurken, çıkış pH'sı Kontrol, Canna ve Typha reaktörlerinde sırasıyla; 7,70, 7,78 ve 7,77'dir (Şekil 4.14). Mayo ve ark. (2004) yaptıkları çalışmada pH aralığı 7,6-8,1 olup, buharlaşma etkisini göz ardı etmişlerdir.



Şekil 4.14 Set 1'deki alt musluklardan alınan numunelerdeki pH değişimi

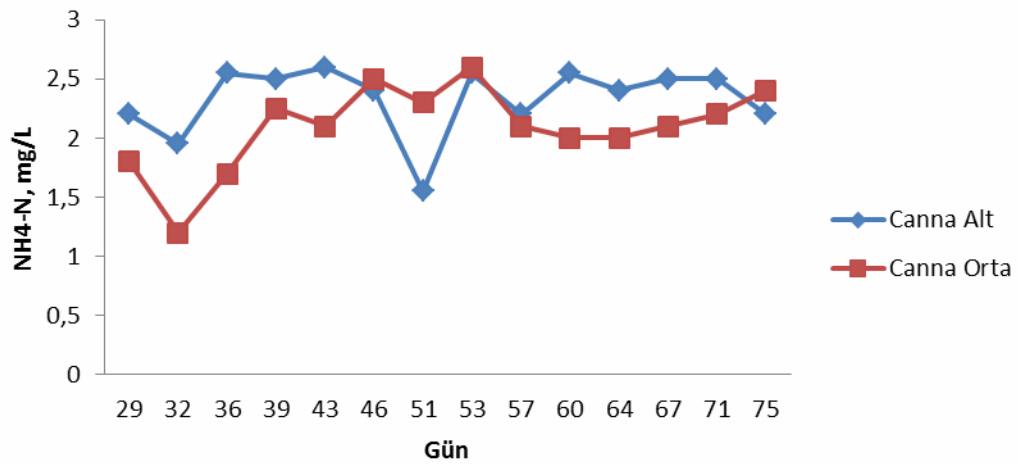
C) Reaktörlerde derinliğe göre $\text{NH}_4\text{-N}$ ve $\text{NO}_3\text{-N}$ değişiminin incelemesi

Farklı dolgu malzemesi derinliklerinde yapılan çalışmalarda maksimum nitrifikasyonun dolgu malzemesi yüzeyinin altında olduğu doğrulanmıştır. Sulak alanların oksijence zenginliği yüzeyine doğru olduğundan, derinliklere gidildikçe oksijence azalma görülür.

Oksijence yetersiz olan bölgelere örnek olarak, suyla taşkın olan ya da doygunluğa ulaşmış sistemler gösterilebilir ve sistemlerde $\text{NH}_4\text{-N}$ giderim verimi düşüktür. Suyla

taşkın olan sistemlerde denitrifikasyon prosesi 20 cm'den daha derinlerde başladığı bildirilmektedir (Felde ve ark. 1997).

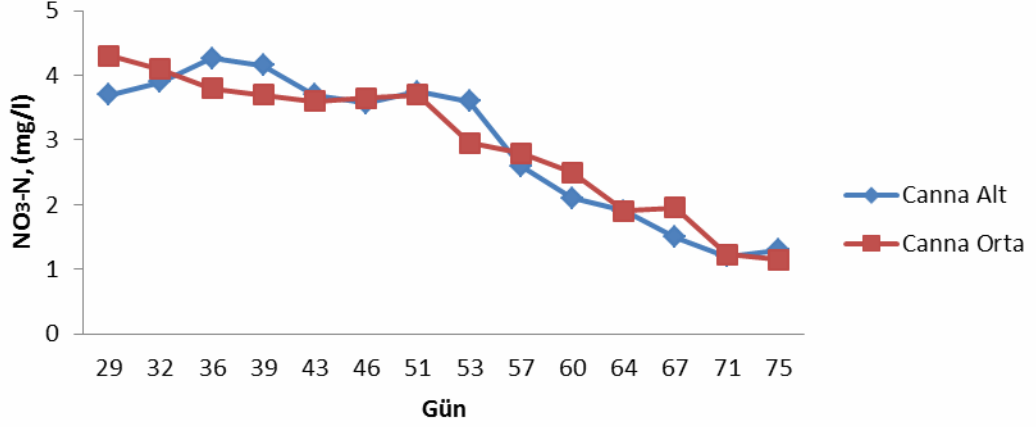
Set 1'de dairesel reaktörlerde üstten 25. ve 37. cm'lerden (çıkış) aynı anda örnekler alınarak $\text{NH}_4\text{-N}$ ve $\text{NO}_3\text{-N}$ değişimi incelenmiştir. Bu sette üstten 25. cm'de zeolit bulunurken, daha alt tabakada ince çakıl ve pomza taşı bulunmaktadır. Orta musluktan numuneler, mikroorganizma topluluğunun oluşması için gerekli sürenin sağlanması ve atık suyun alt katmanlardan tamamen emilerek orta katmanlara ulaşabilmesi için 29. günden itibaren alınmaya başlanmıştır. Şekil 4... 'e bakıldığında, Canna reaktörü için derinlik arttıkça $\text{NH}_4\text{-N}$ konsantrasyonu artış göstermekte, $\text{NO}_3\text{-N}$ konsantrasyonu ise azalmaktadır. 46-51. günler arasında alt musluktan alınan numunedeki $\text{NH}_4\text{-N}$ konsantrasyonu %30 azalma göstermiştir. Bunun sebebi anlık olarak sisteme oksijen girişine bağlı olarak nitrifikasyonun gerçekleşmesine bağlı olduğu düşünülmektedir. Aynı zamanda üstten 25. cm'de yer alan zeolit tabakasında belirli bir noktaya kadar $\text{NH}_4\text{-N}$ 'un tutulduğu ve zeolit dolgu maddesi doygunluğa ulaştıktan sonra alt katmanlarda amonyum konsantrasyonunda artış olduğu düşünülmektedir.



Şekil 4.15 Set 1'de Canna reaktöründe farklı derinliklerde $\text{NH}_4\text{-N}$ konsantrasyonu

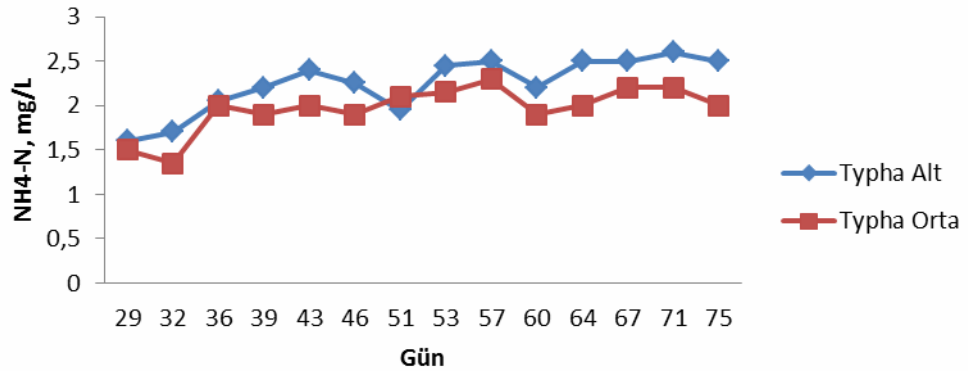
Yapay sulak alanlarda denitrifikasyon, nitrat azotunun ve organik karbonun varlığına bağlıdır (Kozub ve Lier, 1999). Ayrıca sistemlerde tamamen karbon gıdetimi gerçekleşmez bunun sebebi, bitki/kök artıklarının sürekli olarak sisteme eklenmesindendir (Hunt ve Poach, 2001). Sulak alan sistemlerinde besleme tankında kullanılan atık suların içeriğine herhangi ek karbon ilavesi yapılmamış olup denitrifikasyona sebep olan karbon kaynağının bitki artıklarından geldiği düşünülmektedir. Bitki kökleri yapay sulak alan yatağı boyunca üstten 0.20 m derinliğe etki eder. Dolayısıyla bu derinliğe kadar oksijen teması beklenir. Bitki köklerinin organik madde giderimine etkisi belirsizken, amonyum konsantrasyonuna etkisi bilinmektedir (Tanner ve ark. 1995). ORP verileri (Şekil 4.24) dikkate alındığında sistemde anoksik şartların hakim olduğu ve ortama anlık oksijen girişi olduğu bilinmektedir. $\text{NO}_3\text{-N}$ konsantrasyonu ise 75. gün sonunda alt 37. cm’de $3,41 \pm 1,12$ mg/l olurken 25. cm’de ise $2,95 \pm 1,02$ mg/l değerindedir.

Canna reaktöründe derinlere inildikçe nitrat konsantrasyonu artmakta bunun sebebi olarak da anlık oksijen girişine bağlı olarak nitrifikasyon gerçekleşmesinden olacağı düşünülmektedir. Orta katman bitki köklerine yakın olduğundan bitki kökleri ve bitki artıklarının sistemde karışmasına bağlı olarak orta katmanda denitrifikasyonun nitrifikasyona göre daha hızlı olduğu düşünülmektedir (Şekil 4.16).



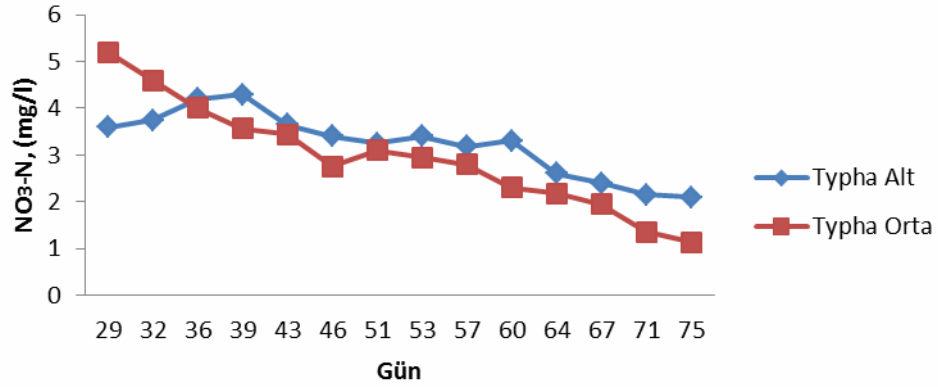
Şekil 4.16 Set 1’de Canna reaktöründe farklı derinliklerde NO₃-N konsantrasyonu

Typha dikili reaktöre bakıldığında, 25. cm’de NH₄-N giderimi %27,25 olurken 37. cm’de NH₄-N giderimi %16,93’dür (Şekil 4.17). Alt katmanlara inildikçe oksijen seviyesi azaldığından nitrifikasyon prosesi sınırlanır. Aynı zamanda NH₄-N 25. cm’de zeolit tarafından tutularak doygunluk noktasına ulaşır. Typha reaktöründe Canna reaktörüne göre 25. cm’de NH₄-N giderimi %5 daha fazladır. Buna neden olarak, Set 1’deki Typha’nın köklerinin Canna’ya göre daha çok gelişmesine bağlı olarak oksijen taşınımını artırmasındandır.



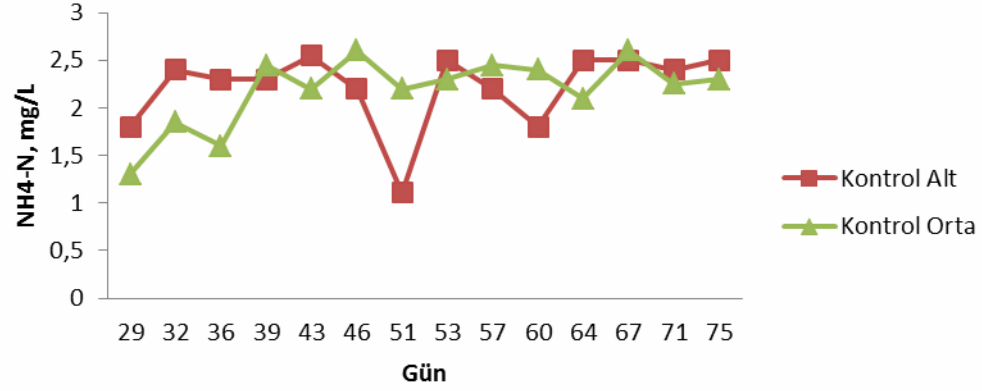
Şekil 4.17 Set 1’de Typha reaktöründe farklı derinliklerde NH₄-N konsantrasyonu

Şekil 4.18'e göre, nitrifikasyona bağlı olarak derinlik arttıkça çözünmüş oksijenin iletiminin bu derinlikte de gerçekleşmesiyle $\text{NO}_3\text{-N}$ miktarı artış göstermiştir.



Şekil 4.18 Set 1’de Typha reaktöründe farklı derinliklerde $\text{NO}_3\text{-N}$ konsantrasyonu

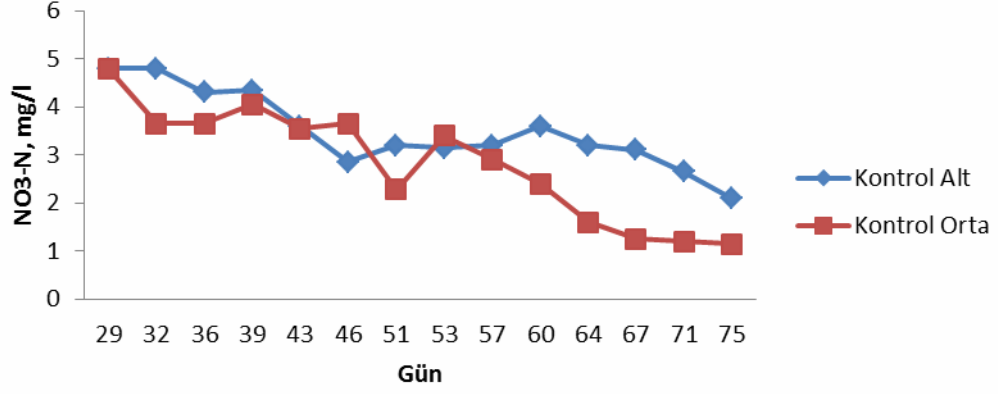
Orta katmanda bitki köklerine yakın olması ve ortama karbon ilavesi olmasından dolayı denitrifikasyon prosesi gerçekleşmektedir. Kontrol reaktöründe orta (25. cm) ve alt (37. cm) musluklardan alınan çıkış numunelerindeki $\text{NH}_4\text{-N}$ konsantrasyonlarına bakıldığında (Şekil 4.19) 39. güne kadar 25. cm’deki $\text{NH}_4\text{-N}$ konsantrasyonu 37 cm’dekine göre yaklaşık %20 daha fazla iken 39-75. gün arasında derinlik arttıkça NH_4 konsantrasyonunda azalma olmuştur. Kontrol reaktöründe her iki derinlik arasındaki konsantrasyon farkı ortalama %1,5’dur. Bu reaktörde bitki olmadığından havadan difüzyon ile geçen oksijenin nitrifikasyona katkısı olmuştur.



Şekil 4.19 Set 1’de Kontrol reaktöründe farklı derinliklerde $\text{NH}_4\text{-N}$ konsantrasyonu

$\text{NO}_3\text{-N}$ konsantrasyonu Kontrol reaktöründe 25. ve 37. cm’lerden alınan numunelerde 57. güne kadar benzer değişim gösterirken 57-75. günler arasında, her iki derinlikde de $\text{NO}_3\text{-N}$ konsantrasyonunda azalma gözlenmiş olup 57-75. günler arasında 37. cm’deki $\text{NO}_3\text{-N}$ konsantrasyonu 2,98 mg/l iken 25. cm’deki değer 1,75 mg/l olmuştur (Şekil 4.20). Oksijen düfizyon yoluyla, kesikli besleme vasıtasıyla yatak boyunca porlar arasında taşınır.

Sistemde çoğu zaman oksijen varlığından nitrifikasyon ve organik madde giderimi olmaktadır (Yalcuk, 2009). Aynı zamanda, kontrol reaktöründe bitki olmaması, derinlere inildikçe anaerobik koşulların oluşması ve derinlerde ortamın elektron vericiliğine yatkın olmasıyla denitrifikasyon rahatlıkla meydana gelebilmektedir (Felde ve ark. 1997).



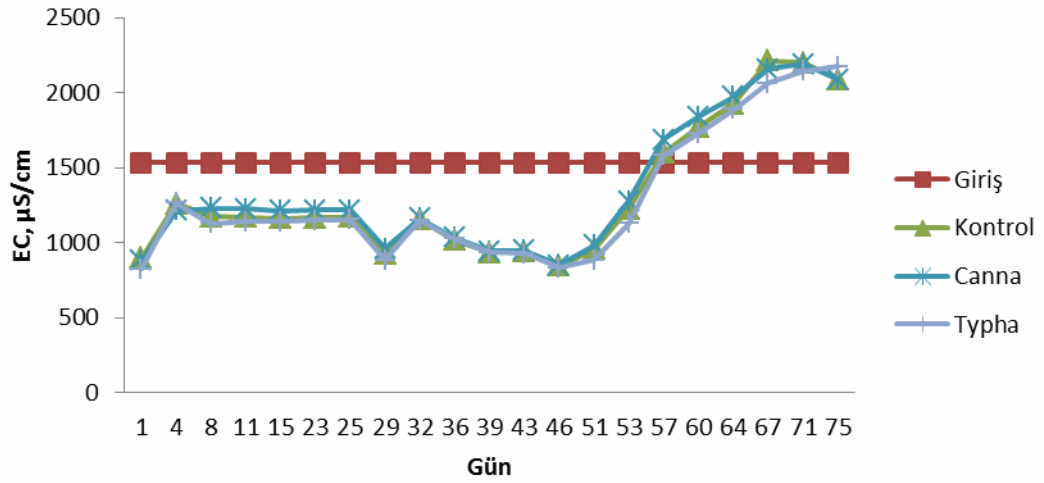
Şekil 4.20 Set 1’de Kontrol reaktöründe farklı derinliklerde NO₃-N konsantrasyonu

4.1.1.4 EC değişimi

Elektriksel iletkenlik ortamda çözünmüş iyonların varlığını gösteren bir parametredir. Set 1’de girişte EC değeri ortalama 1534,5 $\mu\text{s/cm}$ olup, Kontrol, Canna ve Typha reaktörlerinde ortalama çıkış değerleri sırasıyla 1322,71 $\pm$ 450,20 $\mu\text{s/cm}$, 1346,24 $\pm$ 446,20 $\mu\text{s/cm}$ ve 1291,81 $\pm$ 446,62 $\mu\text{s/cm}$ ’dir (tek yönlü ANOVA; $F_{0,95}(3,80)=538,61$, $p < 0.05$).

Şekil 4.20’e göre, 46. günden itibaren EC değeri tüm reaktörlerde yükseliş göstermiş ve 57. günden sonra giriş değerinin üzerine çıkmıştır. Bitkili ve bitkisiz reaktörlerde EC performansı açısından anlamlı bir fark elde edilmemiştir. Phytodegradasyon prosesi bitkinin organik maddeleri yapısına alıp metabolik faaliyetler sonucunda yapısını değiştirerek ortama salınması işlemidir. 57. Günden sonraki EC’deki artışın ham atık su içerisinde bulunan organik maddelerin phytodegradasyon sonucu bozunmasıyla ortama salınan iyonlardan kaynaklandığı düşünülmüştür. EK-6’da verilen REALKOM Tekstil Fabrikası’nda kullanılan kimyasal listesinde yer alan bazı asitli aşındırıcı maddelerin varlığı dolayısıyla, katmanlarda bulunan zeolit ve pomza

taşının zamanla aşınıp çözünerek yapısında bulunan iyonların ortama salındığı düşünülmektedir.



Şekil 4.21 Set 1’de EC değişimi

Çizelge 4.15 Set 1’de reaktörlerden alınan numuneler için Tukey HSD

Parametre	Reaktörler	P değeri*
KOİ	G	R1 0,00*
		R2 0,00*
		R3 0,00*
	R1	G 0,00*
		R2 0,944
		R3 0,977
	R2	G 0,00*
		R1 0,944
		R3 0,77
	R3	G 0,00*
		R1 0,977
		R2 0,77

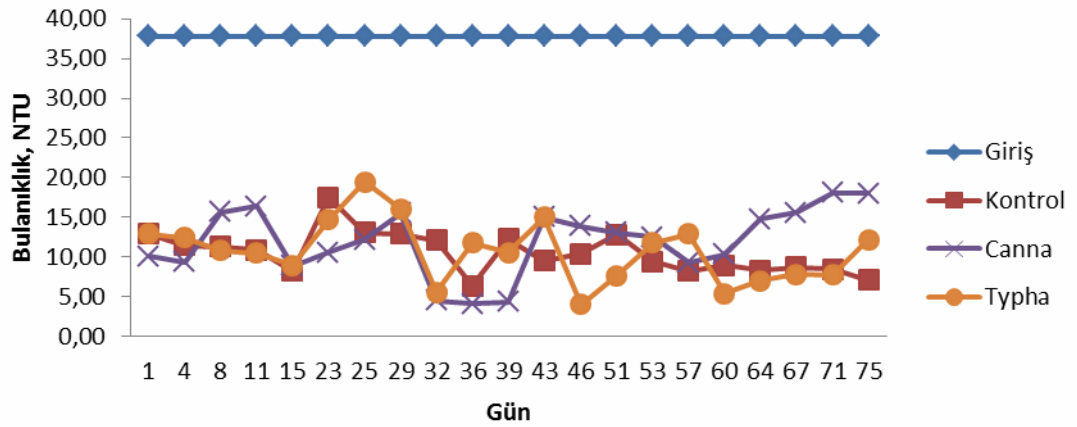
*Gruplar arası farklılık vardır ($p < \alpha$, $\alpha = 0,05$)

4.1.1.5 Bulanıklık giderimi

Suların bulanık oluşu; içinden geçen ışığı askıda maddelerin engellemesi nedeniyledir. Bulanıklığın nedeni ise; atık su içinde askıda bulunan kil, silis, organik

maddeler, mikroskobik organizmalar, çökebilir haldeki kalsiyum karbonat, alüminyum hidroksit, demir hidroksit veya benzer maddelerden ileri gelir. Endüstriyel atık sularla kirletilmiş sularda, kısmen anorganik, büyük ölçüde de organik yapıli maddeler mevcuttur (Samsunlu, 2008).

Ham tekstil atık sudaki giriş bulanıklık konsantrasyonu 101-12,1 NTU arasında değişim göstermektedir. Kontrol, Canna ve Typha çıkış reaktörlerindeki 75 gün sonundaki bulanıklık konsantrasyonları sırasıyla; 10,53±2,60 NTU; 12,06±4,26 NTU ve 10,74±3,87 NTU'dur (Şekil 4.22) ve giriş ile çıkış reaktörleri arasında anlamlı bir fark vardır (tek yönlü ANOVA; $F_{0,95}(3,80)=376,09$, $p < 0.05$).



Şekil 4.22 Set 1'deki bulanıklık değişimi

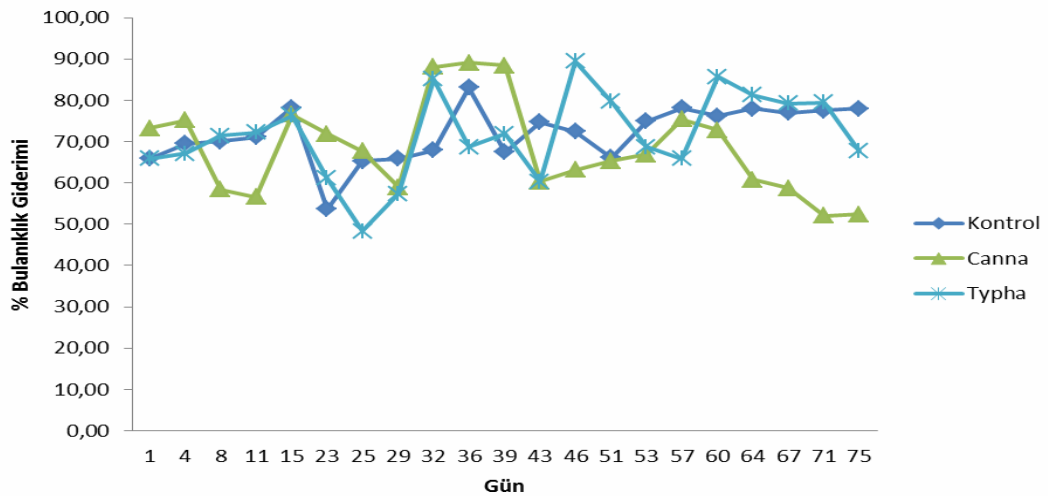
Kontrol reaktörü ile bitki dikili reaktörlerdeki bulanıklık giderimi benzerdir ve aralarında anlamlı bir fark yoktur (Çizelge 4.16). Uzun kök yapısındaki bitkilerin askıda katı madde gideriminde önemli rol oynadığı bildirilmiştir (IWA, 2000). Çünkü bu kökler katı maddeyi kolay tutabilme özelliğine sahiptirler. Kontrol reaktöründe giderim performansının bitkili reaktörlere eş olarak yüksek olmasının

nedeni, katmanlarda ham atık suyun sedimentasyonu, filtrasyonu veya bakteriyel çürüme ile adsorpsiyonuna bağlanabilir (Stowell ve ark. 1981). 60. günden sonra Typha ve Canna reaktöründe çıkış derişimlerinde artış gözlenmiştir. Ancak, sulak alanların çıkışında oluşan katılar, girişte tutunamayan katıların bir bölümü ile mineralleşme prosesi sonucu oluşan bitki artıklarından oluşmaktadır. Bu da çıkıştaki askıda katı madde miktarına bağlı olarak bulanıklığı artırabilmektedir (Yalçuk, 2007) (Şekil 4.23).

Çizelge 4.16 Set 1’de reaktörlerden alınan numuneler için Tukey HSD

Parametre	Reaktörler	P değeri*
KOİ	G	R1 0,00*
		R2 0,00*
		R3 0,00*
	R1	G 0,00*
		R2 0,944
		R3 0,977
	R2	G 0,00*
		R1 0,944
		R3 0,77
	R3	G 0,00*
		R1 0,977
		R2 0,77

*Gruplar arası farklılık vardır ($p < \alpha$, $\alpha = 0,05$)



Şekil 4.23 Set 1’de %Bulanıklık giderimi

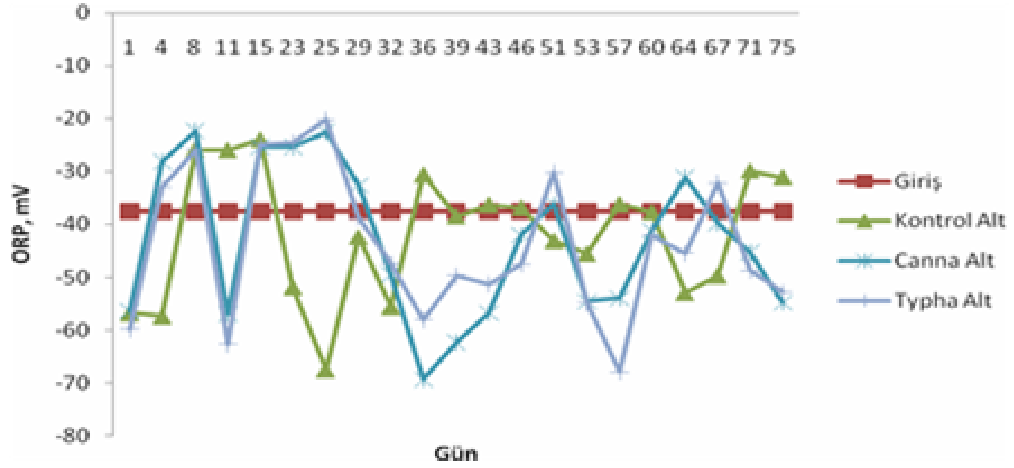
4.1.1.6 ORP değişimi

Yükseltgenme-indirgenme potansiyeli (ORP), sucul ortamda yükseltgeyici (aerobik) ve indirgeyici (anaerobik) şartların ölçüsüdür. Redoks potansiyeli 100 mV'dan büyük ise aerobik ortamı, -100 mV'dan düşük ise anaerobik ortamı ifade eder (Suthersan, 2002). Sulak alanların işletim koşulları, düşük akış hızı, makro besinlerin yüksek derişimde olması, değişken hava koşulları gibi faktörler redoks potansiyelini etkilemektedir. Düşük akış hızı ve uzun alıkonulma süresinden dolayı, kök yüzeyine yakın olan bölgelerde oksitlenme reaksiyonu, köklerden uzak olan bölgelerde de indirgenme reaksiyonu olmaktadır (Wieber ve ark. 2005). Oksijenin köklere taşınım hızı rizosferde ne kadar oksijen kaldığı redoksu etkileyen diğer parametrelerdir. Bu sette hem oksitlenme hem de indirgenme reaksiyonları görölmektedir.

Sulak alanlarda oksijen iletiminin ana kaynağı, atmosferik difüzyon, makrofit köklerinden sızıntı ve giriş atık suyudur (Ye ve ark. 2012). Stottmeister ve ark. (2003), gerçekte bitkilerin anoksik şartlara kökleriyle atmosferden oksijen temini yaparak adapte olacağını ve sonuçta hayatta kalabileceğini ifade etmiştir. Bitkilerde, rizom boyunca ince köklere doğru gaz taşınımı,” aerenkima “ olarak bilinen bitkilerdeki özelleşmiş doku alanlarından etkilenir (Kaçar ve ark. 2002). Set 1 için girişte ham tekstil atık suyundaki ORP değeri -9,9 ile -70,1 mV arasında değişmektedir. Çıkış redoks değeri alt musluklardan alınan numunelerde Kontrol, Canna ve Typha reaktörleri için sırasıyla; (-24 ile -67,5 mV), (-22,35 ile -69,4 mV) ve (-20,2 ile -68 mV) aralıklarında değişim göstermektedir (Şekil 4.24). Tüm redoks potansiyeli -100 ile +100 mV aralığında değişim göstermekte ve sistem anoksik olarak çalışabilmektedir.

Sistemlerde kesikli beslemeye bağlı olarak sürekli katmanlara doğru difüzyon yoluyla anlık oksijen girişi olmakta, bu durum redoks potansiyelini etkilemektedir.

Ayrıca katmanlara ekstra oksijen ilavesi yapılmadığı için aerobik şartlar sistemde (pozitif redoks) gerçekleşmemektedir.

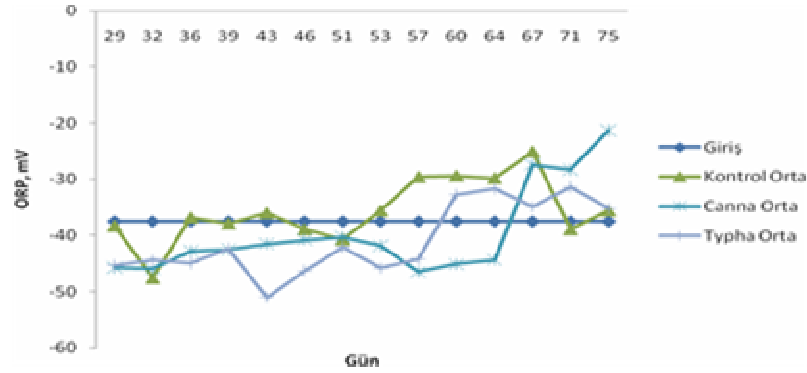


Şekil 4.24 Set 1’de alt musluklardan alınan numunelerdeki ORP değişimi

Sistemde denitrifikasyonun olabilmesi için gerekli şartlar ORP değerinin 300 mV altında ve ortamın anoksik olmasıdır (Ingersoll ve ark. 1998). Bu koşullara göre, Şekil 4.24. Set 1’de kullanılan sistemlerde denitrifikasyon olabildiğini göstermektedir. Orta musluktan alınan numunelerdeki ortalama ORP değişimi Şekil 4.25’e göre, Kontrol, Canna ve Typha için sırasıyla; -35,73 mV, -39,59 mV ve -40,88 mV olup alt musluklardan alınan numunelerdeki ORP değerlerine kıyasla aeroibiğe daha yakın olup daha yüksek değerdedir.

Bunun sebebi; orta musluk bitki köklerine daha yakın olup bitkilerin atmosferden aldıkları oksijenin kökleriyle orta katmana iletebilmesindendir. Bitkili reaktörler arasında ORP değerlerinin yakın olmasının sebebi olarak oksijen geçişinin her iki reaktör sisteminde de çok az olmasındandır. Kontrol reaktöründe orta katmanda ORP değerinin yüksek olması ise, kesikli besleme ile ortama sürekli oksijen ilavesinden

kaynaklanmıştır. Ong ve arkadaşlarının (2009) yaptıkları çalışmada, ekstra havalandırma yapılmayan üstten beslemeli yapay sulak alan reaktörlerinde, reaktör üzerinde ORP ve çözülmüş oksijen değerleri 213-235 mV ve 1.9-3.3 mg/L ve yüzeyden 15 cm aşağıda -68 ile -88 mV ve 0.2-0.4 mg/L'ye düştüğü rapor edilmiştir. Bu durum, yalnızca reaktör üzerinde aerobik şartların olduğunu kanıtlamaktadır. Reaktörlerin en altında ORP ve çözülmüş oksijen -150 mV ve 0 mg/l'dir ve burada anaerobik şartlar mevcuttur.



Şekil 4.25 Set 1’de orta musluklardan alınan numunelerdeki ORP değişimi

4.1.1.7 Renk giderimi

Yüzeysel suların çoğu, renk giderme işlemi yapılmadan evsel veya endüstriyel kullanımlar için uygun değildir. Çünkü çoğunlukla belli ölçülerde renklidirler. Sular içinde bulunan çözülmüş veya asılı maddelerin çeşidine bağlı olarak sular az veya çok renkli olabilirler. Sulardaki doğal renk çoğunlukla negatif yüklü kolloidal partiküllerden ileri gelmektedir. Askıda haldeki maddelerden dolayı da yüzeysel sular oldukça renkli olabilirler (Samsunlu, 2008).

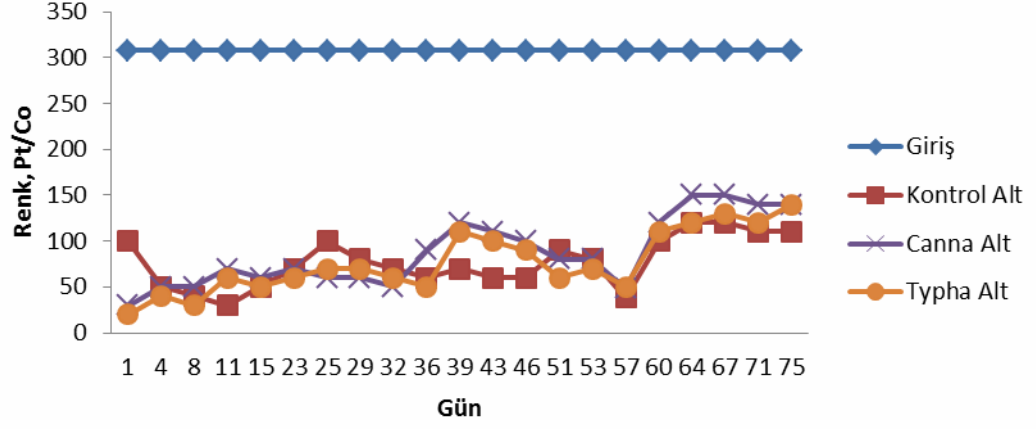
Birçok çalışmada, azo boyalarından renk giderimi anaerobik indirgeyici şartlarda meydana gelirken, aynı zamanda yarı-anaerobik (anoksik) şartlarda da meydana

gelebilmektedir (Knapp ve Newby, 1995; Ong ve ark. 2010). Renk giderimi, azo boyasının bağı kırılmasıyla boyasının parçalanması için ilk adımdır (Van der Zee ve Villaverde, 2005). Bitkilerde biyolojik renk giderimi şu şekilde olabilmektedir:

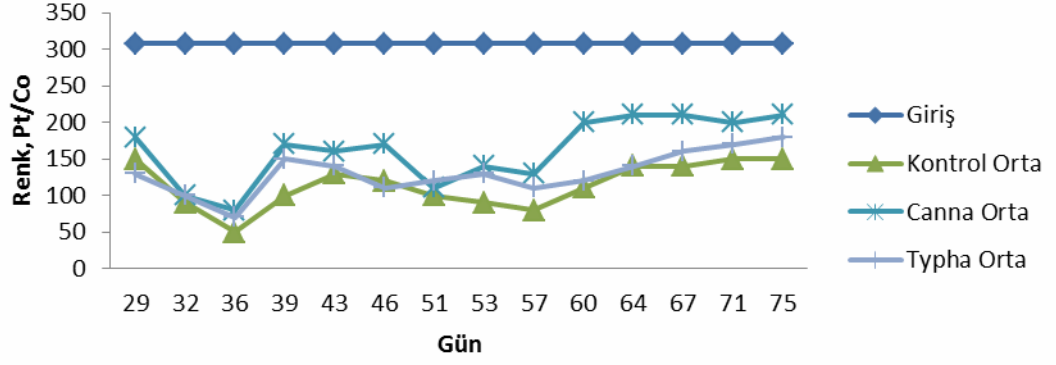
(1) köklerde birikme yoluyla fotosentetik karbonun %10'u serbest kalarak atık su içerisinde mikroorganizmaların gelişimini artırır.

(2) Kök kalıntılarındaki lignin peroksidaz gibi enzimler boyalardan renk giderimini artırır. (3) kökler oksijen pompalayarak azo boyalarının parçalanması için gerekli olan anaerobik ve aerobik ortamı oluşturur. (4) Bitkiler atık sudan boyayı adsorplayarak sulardan renk giderimini arttırarak mikroorganizmalarla azo boyalarının temasını arttırırlar (Zhou ve Xiang, 2013).

Ham tekstil atık suyundaki ortalama girişteki renk konsantrasyonu 590-70 Pt/Co iken alt musluklardan alınan numunelerdeki çıkış renk konsantrasyonu Kontrol, Canna ve Typha için sırasıyla 120-30 Pt/Co; 150-30 Pt/Co ve 140-20 Pt/Co'dır (Şekil 4.26) (tek yönlü ANOVA; $F_{0,95}(3,80)=324,46$, $p < 0.05$). Orta katmandan alınan numunelerdeki çıkış renk konsantrasyonu ise Kontrol, Canna ve Typha için sırasıyla; 150-50 Pt/Co, 210-80 Pt/Co ve 180-70 Pt/Co'dır (Şekil 4.27). Giriş ve çıkış renk konsantrasyonları arasında anlamlı bir fark vardır (tek yönlü ANOVA; $F_{0,95}(3,52)=116,73$, $p < 0.05$).

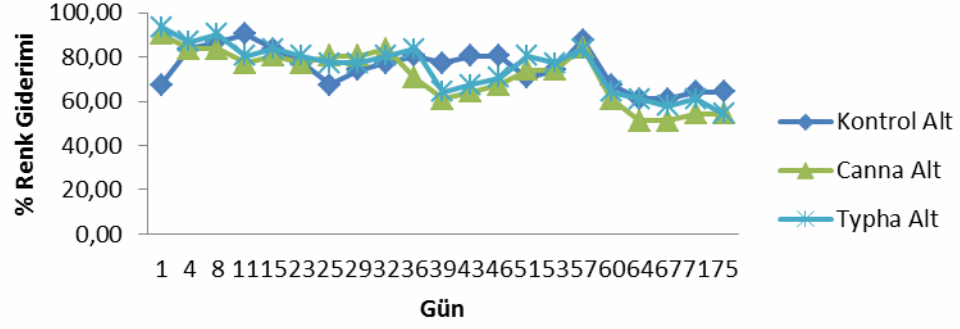


Şekil 4.26 Set 1’de alt musluklardan alınan numunelerdeki renk giderimi



Şekil 4.27 Set 1’de orta musluklardan alınan numunelerdeki renk giderimi

Alt musluktan alınan numunelerdeki renk giderim verimi Kontrol, Canna ve Typha için sırasıyla; $75,10 \pm 8,97$, $71,69 \pm 12,21$ ve $75,07 \pm 11,19$ 'dur (Şekil 4.28). Şekil 4..’e göre, bitkili ve bitkisiz reaktörlerde renk giderimi bakımından anlamlı bir fark görülmemiştir (Çizelge 4.17). Görünür renk askıda katı partiküllerden kaynaklandığı için bir filtre görevi yapan yapay sulak alan katmanlarında AKM giderimi gerçekleşmiş olup renk giderimine katkı sağlamıştır.



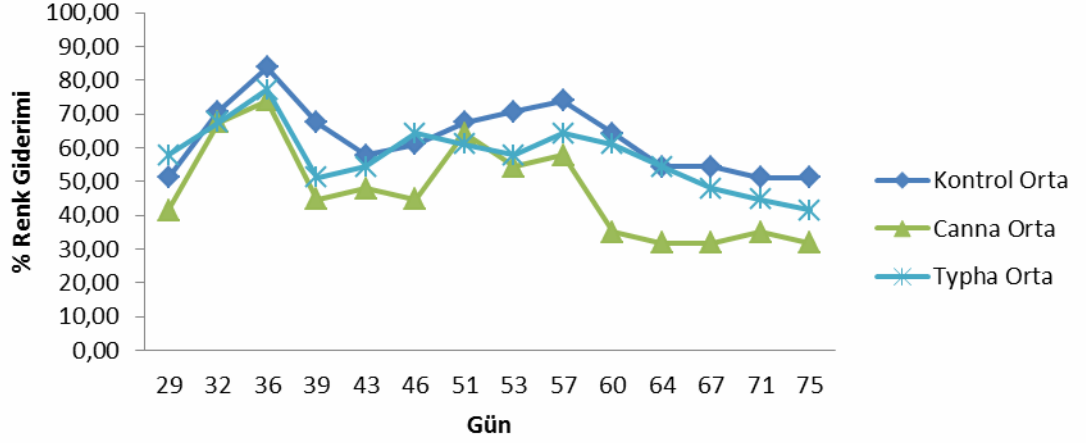
Şekil 4.28 Set 1’de alt musluklardan alınan numunelerdeki % renk giderimi

Çizelge 4.17 Set 1’de reaktörlerden alınan numuneler için Tukey HSD

Parametre	Reaktörler	P değeri*
RENK (Pt/Co)	G	R1 0,00*
		R2 0,00*
		R3 0,00*
	R1	G 0,00*
		R2 0,646
		R3 1
	R2	G 0,00*
		R1 0,646
		R3 0,653
	R3	G 0,00*
		R1 1
		R2 0,653

*Gruplar arası farklılık vardır ($p < \alpha$, $\alpha = 0,05$)

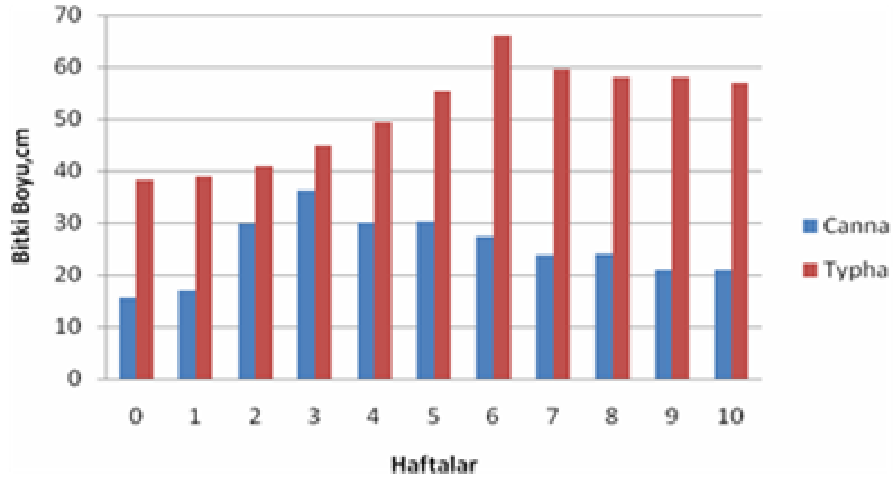
Orta katmanlardan alınan numunelerdeki %renk giderimi Kontrol, Canna ve Typha reaktörleri için sırasıyla; $62,83 \pm 10,02$; $47,27 \pm 14,27$ ve $57,49 \pm 9,50$ ’dir (Şekil 4.29). Alt ve orta katmanlardan alınan numunelerde sırasıyla %13, %24 ve %18 fark görülmektedir. Orta reaktörlerde daha düşük renk gideriminin görülmesinin nedeni, orta muslukların bitkilerin kök bölgesine çok yakın olmasından ötürü köklerden ortama askıda katı madde ilavesinden kaynaklandığı düşünülmektedir (Yalcuk, 2007).



Şekil 4.29 Set 1’de orta musluklardan alınan numunelerdeki % renk giderimi

4.1.1.8 Bitki gelişimi

Reaktörler Bölüm 3’de verilen doldurma hacimleri kadar seyreltilmiş sızıntı suyu ile doldurulduktan sonra *Canna indica* (38 kök/m²) ve *Typha angustifolia* (32 kök/m²) bitkileri reaktörlere 5’er adet dikilmiştir. Set 1 de sistem, 22 Temmuz 2012-4 Ekim 2013 tarihleri arasında toplam 75 gün çalışmış olup, bitkiler reaktörlere dikildikten sonra 2 hafta sisteme besleme yapılmadan ortama alışması beklenmiştir. Şekil 4.30’dan da görüldüğü gibi en hızlı büyüme dönemi bitkilerin sisteme dikildiği ilk 6 haftalık dönemdir, çünkü bitkiler ortama alışmış ve maksimum büyüme göstermiştir. 6. haftadan sonra da bitki metabolizmasının doygunluğa ulaşması nedeniyle yapısına fazla besin alamadığından bitki boylarında kısılma görülmüştür.



Şekil 4.30 Set 1’de bitkilerin haftalara göre boy ortalaması

Bitkilerin kök boyları, reaktörlere dikilmeden önce ve çalışmanın bitiminde ölçülmüştür. *Canna indica*’nın başlangıçtaki kök boyu ortalama 11 cm iken 10 hafta sonra örnek alınan bitkilerin ortalama kök boyu 13 cm olmuştur. *Typha angustifolia* bitkisinde ise başlangıçtaki kök boyu 6 cm iken çalışma periyodu sonrasında bitkilerdeki ortalama kök boyu 11 cm olmuştur. Köklerin bu aşamalardaki resimleri Şekil 4.31 ve 4.32’de verilmiştir.

Kök gelişimi sulak alan sistemlerinde oldukça önem taşımaktadır (Weiber ve ark. 2005). Difüzyon yada konvektif gaz taşınımı prosesleri ile oksijenin köklere taşınması rizosfer bölgesindeki mikroorganizmaların aerobik–anoksik arıtımın gerçekleşmesini sağlamaktadır. Bu da organik madde giderimi, nitrifikasyon–denitrifikasyon için önemli olmaktadır.



Şekil 4.31 Set 1’de *Typha angustifolia* bitkilerindeki kök gelişimi
(A) Başlangıç, (B) 10 hafta sonra

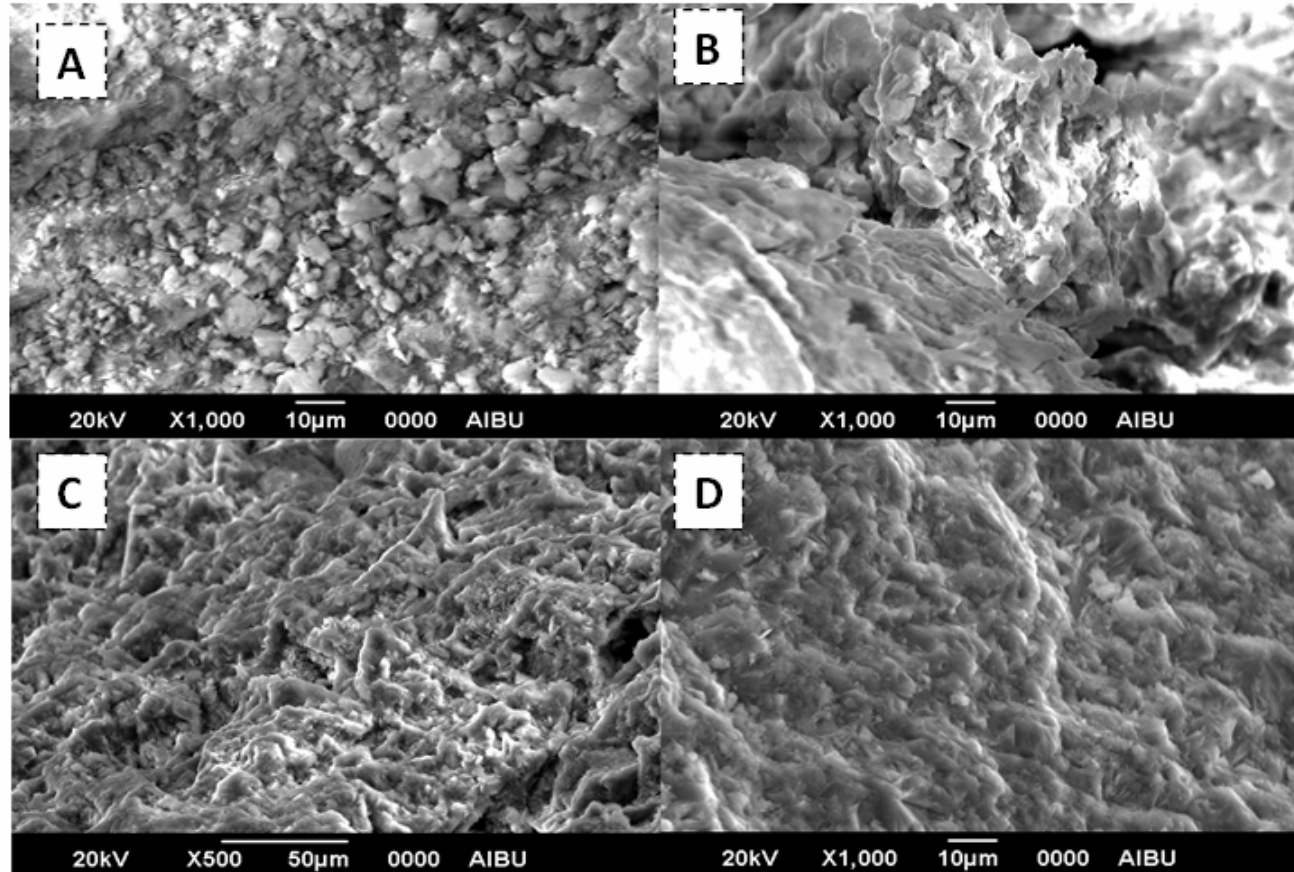


Şekil 4.32 Set 1’de *Canna indica* bitkilerindeki kök gelişimi (A) Başlangıç, (B) 10 hafta sonra

4.1.1.9 Taramalı elektron mikroskopisi (SEM)

75 gün sonunda sistemler kapatıldıktan sonra, biyofilm tabakasını gözleyebilmek amacıyla ara katman olan zeolitten örnek alınmış ve ölçümler yapılmıştır. Mikroorganizma gelişimi için oksijen gerekli olduğundan ve bitki kökleriyle oksijen en son bu katmana ulaştığından dolayı SEM görüntüleri zeolit katmanından alınmıştır. SEM görüntüleri JEOL JSM-6390LV model taramalı elektron mikroskopundan alınmıştır. Khehra ve arkadaşları (2006) mikrobiyal biofilm gelişimini gözlemlemek amacıyla SEM çalışmalarından yararlanmış ve ardışık anoksik-aerobik bioreaktör ile 100 mg/L C.I. Acid Red 88 boyası içeren sentetik atık sudan %98 KOİ giderimi gözlenmiştir.

Yapılan bu çalışmada, Şekil 4.33'de görüldüğü gibi A'daki SEM görüntüsü zeolitin herhangi bir işleme tabi tutulmadan önceki fotoğrafı olup, B, C ve D de ise atık su ile beslenen sistemin kapatıldıktan sonra malzeme üzerinde kaplanmış biyofilm tabakası izlenmiştir.



Şekil 4.33 (A) Zeolit dolgu malzemesinin taramalı elektron mikrografi X 1000 (B) Kontrol reaktörü zeolit katmanı X 1000
(C) Canna reaktörü zeolit katmanı X 500 (D) Typha reaktörü zeolit katmanı X 1000

4.2 SET 2

Bu sette yapay sulak alan sistemlerinde; dolgu malzemesi olarak ince çakıl, zeolit ve kum kullanılarak, REALKOM Tekstil Fabrikası'ndan alınan ticari Yellow 2G boyasıyla hazırlanan sentetik boya çözeltisi küçük dairesel sistemlerde arıtmaya çalışılmıştır. Bu set; bitkisiz (kontrol), bitkili (*Canna indica*, *Typha angustifolia*) olmak üzere 3 reaktör işletilmiştir. Sistemlere 0,5 l/sa'lık debi ile besleme yapılmış olup, 1/3 oranında seyreltilmiş sentetik boya çözeltisi kullanılmıştır. Reaktörde alıkonulma süresi 3,75 gün olup hidrolik yükleme hızı (HLR) 1.85 cm/gün olarak hesaplanmıştır. Bu sette de dikey akış koşullarının sağlanabilmesi için damlamalı besleme sistemi kullanılmıştır. Bu sistemler, 17 Haziran 2013-4 Ekim 2013 tarihleri arasında 79 gün laboratuvar ortamında çalıştırılmıştır ancak *Canna* ekili olan reaktör bitkinin 47. Günde ölmesi nedeniyle reaktörden örnek alınamamıştır.

4.2.1 Set 2'de elde edilen arıtım veriminin incelenmesi

%33.33 zeolit malzeme ile doldurulan dairesel reaktörler; dikey akış koşullarında işletilmiş olup *Canna indica*, *Typha angustifolia* ve kontrol reaktörlerinin ticari Yellow 2G ile hazırlanan sentetik atık suyu arıtım verimini incelenmesi amacıyla giriş-çıkış KOİ, PO₄-P, NH₄-N, NO₂-N, NO₃-N, Renk, Bulanıklık, pH, ORP, EC parametreleri ölçülerek izlenmiştir. Bu sette elde edilen sonuçlar Çizelge 4.18'de özetlenmiştir.

4.2.1.1 KOİ giderimi

Bu sette reaktörlere beslenen KOİ giriş konsantasyonu sürekli seyreltilerek 250 mg/l olup, %KOİ giderimi Kontrol, *Canna* ve *Typha* reaktörleri için sırasıyla; %57,91±12,87; % 61,10±9,58; %63,85±8,22'dir (Şekil 4.34).

Çizelge 4.18 Set 2'deki işletme parametreleri

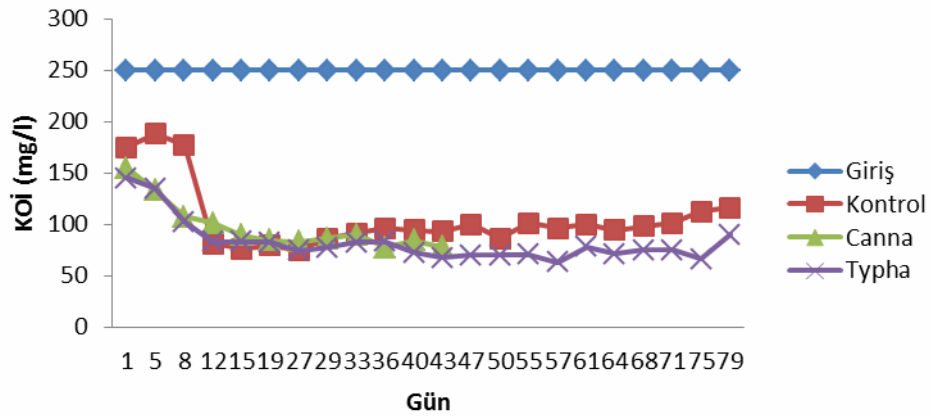
PARAMETRE	GİRİŞ	ÇIKIŞ		
		Kontrol	<i>Canna indica</i>	<i>Typha angustifolia</i>
KOI (mg/l) 1-79 gün	250,00	105,23	97,25	82,41
Min-Max	250	188-75	155-77	144,5-63
s.d	~	32,17	23,94	20,55
n	22	22	12	22
PO4-P (mg/l) 1-79 gün	2,05	0,31	0,25	0,23
Min-Max	2,05	0,86-0,18	0,78-0,16	0,76-0,12
s.d	~	0,14	0,17	0,13
n	22	22	12	22
NH4-N (mg/l) 1-79 gün	3,50	2,13	2,07	1,93
Min-Max	3,5	3,4-1,6	2,8-1,4	2,6-1,5
s.d	~	0,67	0,42	0,32
n	22	22	12	22
NO2-N (mg/l) 1-79 gün	0,11	0,08	0,06	0,05
Min-Max	0,11	0,10-0,07	0,08-0,04	0,08-0,04
s.d	~	0,01	0,01	0,01
n	22	22	12	22
NO3-N (mg/l) 1-79 gün	5,15	3,40	2,72	2,44
Min-Max	5,15	4,60-1,90	3,70-2,10	4,50-1
s.d	~	0,75	0,45	0,91
n	22	22	12	22
EC (µs/cm) 1-79 gün	490,00	495,73	675,08	611,86
Min-Max	490	560-355	754-512	713-475
s.d	~	58,56	82,85	78,87
n	22	22	12	22
pH 1-79 gün	8,21	8,05	7,89	7,94
Min-Max	8,21	8,44-6,77	8,29-7,29	8,32-7,51
s.d	~	0,35	0,29	0,25
n	22	22	12	22
ORP (mV) 1-79 gün	-55,60	-55,35	-48,85	-47,44
Min-Max	-55,60	(-18,9)-(-90,5)	(-20)-(-70,1)	(-18,5)-(-78,2)
s.d	~	16,08	14,77	16,38
n	22	22	12	22
Renk (Pt/Co) 1-79 gün	22900,00	2886,82	402,50	337,73
Min-Max	22900	4240-1910	1760-160	2620-100
s.d	~	694,46	449,04	578,38
n	22	22	12	22
Bulanklık(NTU) 1-79 gün	210,00	9,09	22,97	13,48
Min-Max	210,00	65,8-0,17	43,3-12,2	56,1-6,2
s.d	~	13,61	9,04	9,88
n	22	22	12	22

Giriş ve çıkış konsantrasyonlarında istatistiksel olarak anlamlı bir fark vardır (tek yönlü ANOVA; $F_{0,95}(3,74)=259.026$, $p < 0.05$) (Şekil 4.34). Literatürde yapılan çalışmalarda da benzer sonuçlar elde edilmiştir. Mbuligwe (2005)'nin 200 L tekstil boylarıyla hazırladığı 85.28 ± 6.5 mg/l KOİ konsantrasyonuna sahip sentetik atık suyla yaptığı çalışmada; Kontrol, bir çeşit hasırotu (cattail) ve tropikal bitki (cocoyam)'den oluşan reaktörlerdeki KOİ giderimini sırasıyla; %50.77, %68.24 $\pm$ 12.22, % 72.45 $\pm$ 10.56) olarak raporlanmıştır.

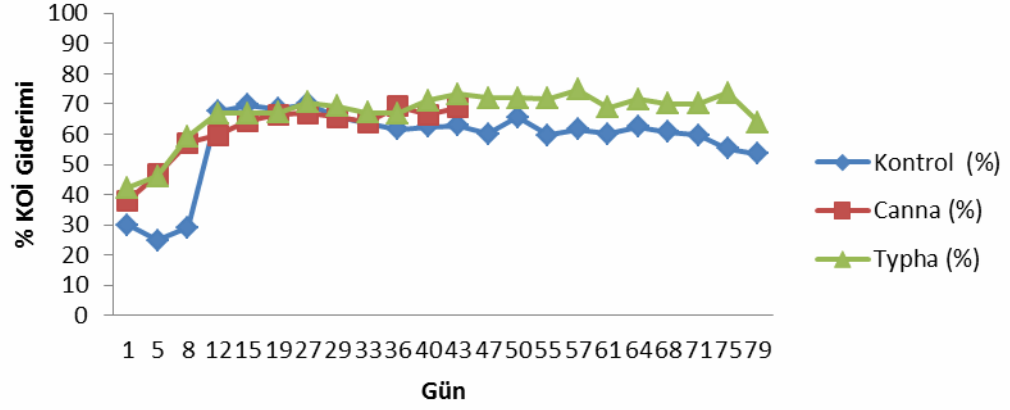
Çizelge 4.19 Set 2 için giriş ve çıkış reaktörlerindeki KOİ giderimi (2 yönlü Dunnett testi, G:giriş, R1:Kontrol, R2:Canna, R3:Typha)

Parametre	Reaktörler	P değeri*
KOİ	R1 G	0,00*
	R2 G	0,00*
	R3 G	0,00*

*Gruplar arası farklılık vardır ($p < \alpha$, $\alpha=0,05$)



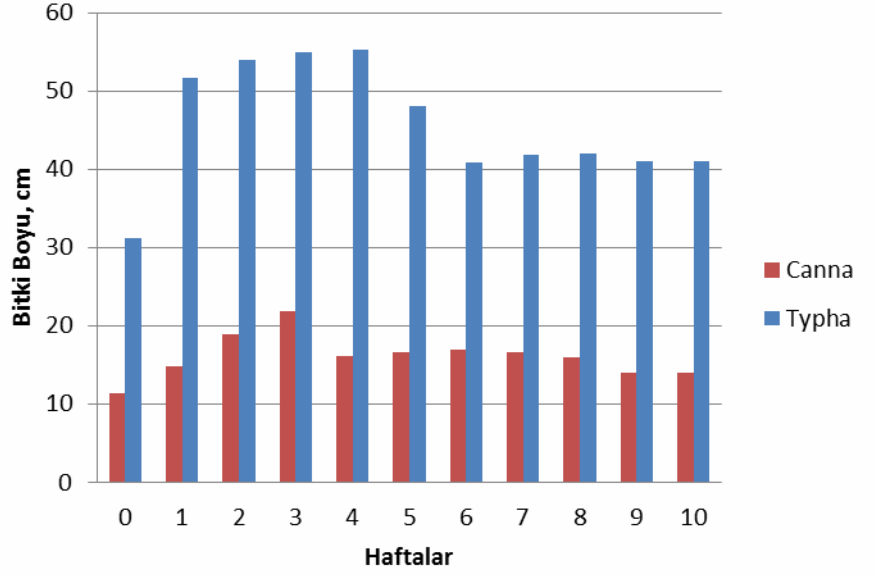
Şekil 4.34 Set 2'de KOİ değişimi



Şekil 4.35 Set 2’de %KOİ değişimi

Reaktörlerde arıtım verimi bitkisiz kontrol reaktöründe %70-25; Canna reaktöründe %70-38; Typha reaktörü için ise %75-42 aralığında elde edilmiştir (Şekil 4.35). Kontrol reaktöründe 8.günden itibaren KOİ gideriminde %38’lik bir artış görülmüştür (Şekil 4.35). Bunun sebebi olarak 10 günlük akümülayon periyoduyla birlikte toplam sürede muhtemel biyofilm tabakası oluşumundan kaynaklandığı düşünülebilir. Canna ve Typha reaktöründe ise 1-27. gün arasında sırasıyla %29 ve %28 giderim elde edilmiştir. Buna durum, bitkilerin ortama alışması ve ticari Yellow 2G boyasını hızlıca bünyelerinde parçalamasıyla açıklanabilir. Ticari Yellow 2G boyası yapısında azot bağları içermektedir ve suda çok çözünür(Şekil 3.10). Azot elementi bitkilerde vejetatif gelişmeyi ilerletirken generatif faaliyetlerinin yavaşlamasına ve ürün miktarının önemli düzeyde artmasına neden olur, yaprak sayısında artış, bitki boyunda uzamaya sebebiyet verir (Kaçar ve ark. 2002).

Şekil 4.36’ya göre de bitkilerin azo boyası türü olan Yellow 2G boyasını parçalaması ve büyümeleri için gerekli olan azotu temin etmesiyle bitkilerdeki ilk günlerde görülen yüksek giderim verimi açıklanabilir.



Şekil 4.36 Set 2’de kullanılan bitkilerin boylarındaki değişim, cm

Bitkili ve bitkisiz reaktörler arasında KOİ giderim verimi kıyaslandığında, 79. gün sonunda Kontrol ile Canna arasında %3’lük anlamlı olmayan bir fark varken, Kontrol ile Typha reaktörleri arasında %6’lık anlamlı bir fark vardır (Çizelge 4.20).

Çizelge 4.20 Set 2’de reaktörlerden alınan numuneler için Tukey HSD testi

Parametre	Reaktörler	P değeri*
KOİ	G	R1 0,00*
		R2 0,00*
		R3 0,00*
	R1	G 0,00*
		R2 0,752
		R3 0,006*
	R2	G 0,00*
		R1 0,752
		R3 0,258
	R3	G 0,00*
		R1 0,006*
		R2 0,258

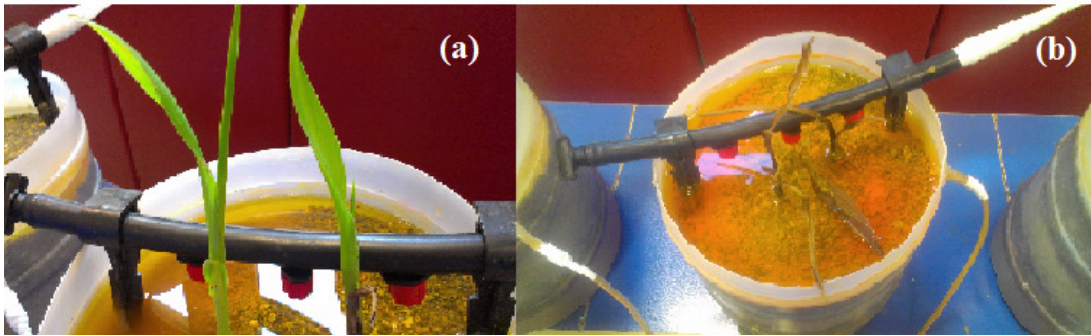
*Gruplar arası farklılık vardır ($p < \alpha$, $\alpha = 0,05$)

Typha reaktöründe 40. gün sonunda %83.2 KOİ giderim verimi elde edilmiştir (Şekil 4.35). Buna göre, Typha *angustifolia* bitkisinin bir azo boyası olan ticari Yellow 2G bitkisini daha kolay parçalayarak bünyesine aldığını göstermektedir.

43. günden sonra Canna reaktörü bitkinin ölümünden dolayı kapatılmış, Kontrol reaktöründe %60, Typha reaktöründe %70 KOİ giderimi gözlenmiştir. Typha *angustifolia* bitkisinin olduğu reaktör sisteminde KOİ giderimi kontrol reaktöründen ortalama %10 daha fazla olmuştur. Bitkinin fotosentez ile devamlı oksijen üretmesi ve oksijenin köklere taşınması sonucu bitki ekili reaktörde KOİ verimi genelde yüksek kalırken, kontrol reaktöründe verim daha düşük olarak gerçekleşmiştir. Typha bitkisinin KOİ gideriminde olumlu etkisi olduğu görülmektedir.

43.günden sonra Canna *indica* bitkisinin ölmesiyle bu reaktör sonlandırılmıştır (Şekil 4.37).

Çalışmanın başlarında, Canna bitkisindeki uzunluk, yaprak sayısındaki artış, bitkinin ortama ve sentetik atık suya adapte olduğunu göstermiştir. Typha reaktöründe Typha *angustifolia* ile aynı ortam şartlarına sahipken Canna bitkisinin ölmesi çeşitli sebeplere dayandırılabilir.



Şekil 4.37 Set 2 reaktörü Canna reaktörü

(a) çalışmanın 1. günü, (b) çalışmanın 43.günü

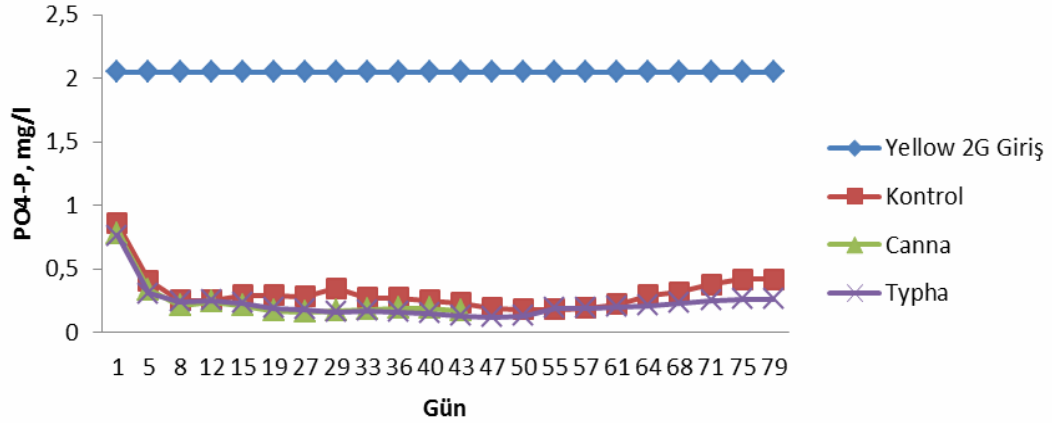
Ong ve ark. (2009) 50 mg/l Acid Orange 7 azo boyasını ekleyerek $383,8 \pm 13,7$ mg/l KOİ elde ettikleri giriş atık suyunda *Manchurian* hintpirincinin olduğu R-A reaktörü ve *P. australis* dikili R-B reaktöründe bitkiler üzerinde toksik belirtiler gözlemlenmiştir. Yapılan bu çalışmaya göre, yaprak anatomisinde değişiklikler, çalışmamızdaki gibi kloroz (sarılık) görülmüştür. R-A ve R-B reaktöründe dikili bitkilerin neredeyse tüm yaprakları sarımsı bir renge dönüşmüş ve yeni kök oluşmamıştır. Fakat ekstradan hava temini yapılan *P.australis*'in olduğu R-D reaktöründe toksik etki görülmemiştir. Yüksek KOİ konsantrasyonu, R-A ve R-B reaktörü için bitkiler üzerinde anatomik değişiklikler, gelişmeyi inhibe edici sebep veya bitki ölümü için bir sebep olmadığı söylenmektedir.

Ekstra havalandırılmayan reaktörlerde boyanın parçalanmasıyla oluşan ara ürünlerin toksik etkiye sebep olduğu düşünülmektedir. Ong ve arkadaşlarına göre havalandırılan reaktörlerde aromatik aminler parçalanırken, aromatik aminlerin havalandırılmayan reaktörlerde biriktiği ve reaktörün üst kısmına doğru azaldığı söylenebilmektedir. Çalışmamızdaki Canna bitkisinin 43. gün sonunda ölmesi, Typha reaktörüne göre Canna bitkisinin Yellow 2G boyasını daha çok parçalamasıyla meydana gelen aromatik aminlerden kaynaklandığı düşünülebilir. Ticari Yellow 2G boyasının arıtım öncesi ve arıtım sonrasında meydana gelen yapısal grafikler FTIR analizleri ile ileriki bölümde incelenmiştir (Bkz: 4.2.1.10).

Set 2'de reaktörlerdeki KOİ giderimlerine bakıldığında, 79 gün boyunca kirlilik giderimindeki değişim stabil olarak devam ettiğinden reaktörler 75. gün sonunda kapatılmıştır (Şekil 4.34, Şekil 4.35).

4.2.1.2 PO₄-P giderimi

Set 2’de sistemin çalıştırıldığı 79 gün boyunca giriş reaktöründe PO₄-P konsantrasyonu 2,05±0 mg/l olurken sırasıyla çıkış reaktörlerindeki PO₄-P konsantrasyonları; 0,31±0,14, 0,25±0,17 ve 0,23±0, 13’dür (Şekil 4.38).



Şekil 4.38 Set 2’deki PO₄-P değişimi

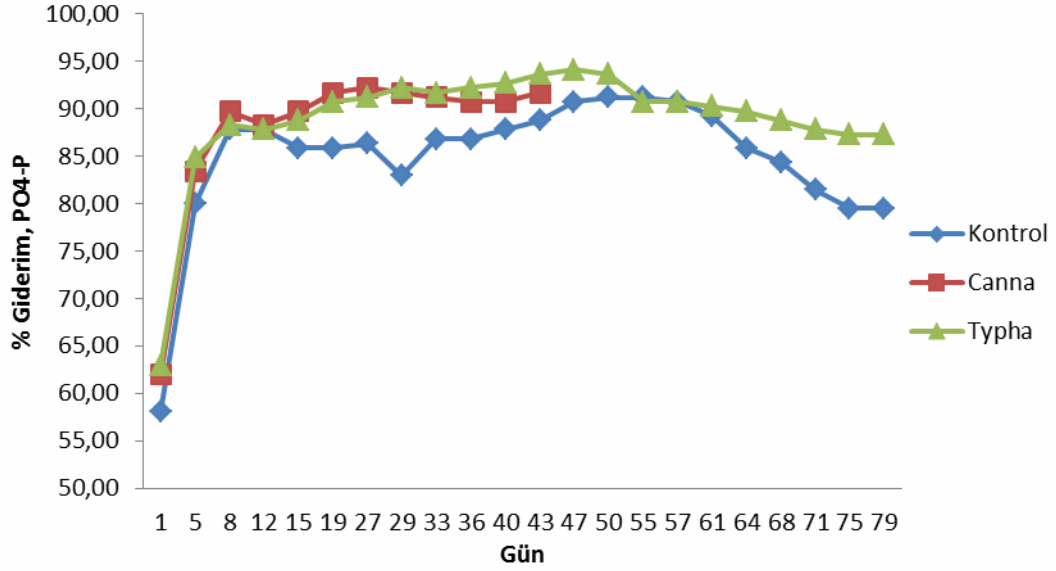
79 gün boyunca kontrol, Canna ve Typha reaktörlerinden alınan numunelerdeki %PO₄-P giderimi sırasıyla; %84,94, %87,76 ve %88,09’dur ve giriş ile çıkış reaktörlerinde anlamlı bir fark görülmüştür (tek yönlü ANOVA; $F_{0,95}(3,74)=1113,35$, $p < 0.05$) (Çizelge 4.21).

Çizelge 4.21 Set 2 için giriş ve çıkış reaktörlerin alt musluklarından alınan numunelerde PO₄-P giderimi (2 yönlü Dunnett testi, G:giriş, R1:Kontrol, R2:Canna, R3:Typha)

Parametre	Reaktörler	P değeri*
PO ₄ -P	R1 G	0,00*
	R2 G	0,00*
	R3 G	0,00*

*Gruplar arası farklılık vardır ($p < \alpha$, $\alpha=0,05$)

Bitkili ve kontrol reaktörlerinin alt katmanlarında yüzde $\text{PO}_4\text{-P}$ giderimlerinde, Set 1'dekine benzer şekilde sonuçlar birbirine çok yakındır (Şekil 4.39).



Şekil 4.39 Set 2'deki % $\text{PO}_4\text{-P}$ giderimi

Her 3 reaktöre de aynı yüklemeler yapılmış ve sonuçta $\text{PO}_4\text{-P}$ gideriminde bitkinin etkisinin olmadığı, sedimentasyon ve adsorpsiyon işlemiyle katmanlarda fosforun çöktürüldüğü düşünülmektedir (Çizelge 4.22).

Çizelge 4.22 Set 2'de reaktörlerden alınan numuneler için Tukey HSD

Parametre	Reaktörler	P değeri*
$\text{PO}_4\text{-P}$	G	R1 0,00*
		R2 0,00*
		R3 0,00*
	R1	G 0,00*
		R2 0,559
		R3 0,124
	R2	G 0,00*
		R1 0,559
		R3 0,942
	R3	G 0,00*
		R1 0,124
		R2 0,942

*Gruplar arası farklılık vardır ($p < \alpha$, $\alpha = 0,05$)

Reaktörlerin filtre üzerinden 13-18 cm arasında zeolit (klinoptilolit) katmanı bulunmaktadır. Zeolit bileşiminde yer alan Fe, Al ve Ca oksitleri çökme ve adsorpsiyona neden olarak P uzaklaştırılmasına katkıda bulunmaktadır (EK-4,5). Şekil 4.44'e bakıldığında tüm reaktörlerde alkaliye yakın şartlar mevcuttur. Dolayısıyla fosforun Mg ve Ca'a bağlanarak çökeldiği düşünülmektedir (Yalçuk, 2007). Ong ve ark. (2009) 50 mg/l Acid Orange 7 azo boyasını ekleyerek 6,7±0,3 mg/l T-P elde ettikleri giriş atık suyunda %37 giderim verimiyle Manchurian *hintpirinci*'nin olduğu R-A reaktöründe en yüksek giderim gözlemlemiştir. Ong ve ark. çalışmalarında, fosforun bitkiler yerine çok büyük bölümünün katmanlardaki dolgu malzemesinde depolandığını söylemiştir. Aynı zamanda T-P gideriminin, adsorpsiyon kapasitesinin doygunluğa ulaşması nedeniyle zamanla azalarak değiştiğini gözlemlemişlerdir.

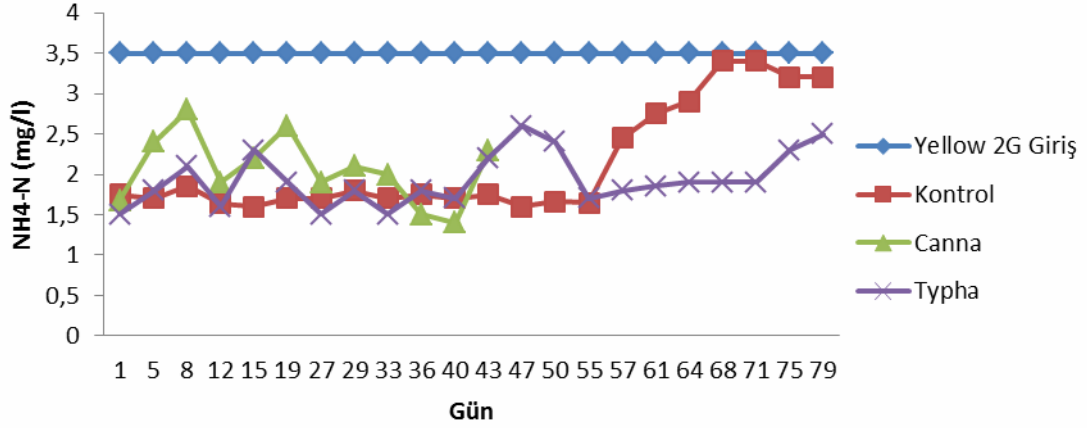
Çalışmamızda, 55. gün itibarıyla PO₄-P giderimi katmanların doygunluğa ulaşması ve çöktürülebilecek kadar fosforun çökmesi sebebiyle yüzde giderimde kontrol için %12, Typha için %13 azalma gözlemlenmiştir (Şekil 4.39).

4.2.1.3 Azot giderimi

A) NH₄-N giderimi

Yellow 2G ile hazırlanan sentetik atık sudaki ortalama NH₄-N konsantrasyonu 3,5 mg/l'dir. Sentetik atık suyla hazırlanan bu setteki reaktörlerde, filtre üzerinden 13-18. cm'ler arasında yüksek iyon değiştirici özelliğine sahip zeolit dolgu materyali kullanılmıştır. 1-79. günler arasında Kontrol, Canna ve Typha reaktörlerinde NH₄-N konsantrasyonu sırasıyla 2,1±0,67 mg/l, 2,1±0,42 mg/l ve 1,9±0,32 mg/l'dir (Şekil 4.40).

Gerek bitkili, gerekse Kontrol reaktöründe çıkış $\text{NH}_4\text{-N}$ değerleri girişe göre önemli derecede farklılık göstermiştir (tek yönlü ANOVA; $F_{0,95}(3,74)=61,97$, $p < 0.05$) (Çizelge 4.23).



Şekil 4.40 Set 2'deki $\text{NH}_4\text{-N}$ değişimi

Çizelge 4.23 Set 2 için giriş ve çıkış reaktörlerinden alınan numunelerde $\text{NH}_4\text{-N}$ giderimi (2 yönlü Dunnett testi, G:giriş, R1:Kontrol, R2:Canna, R3:Typha)

Parametre	Reaktörler	P değeri*
KOİ	R1 G	0,00*
	R2 G	0,00*
	R3 G	0,00*

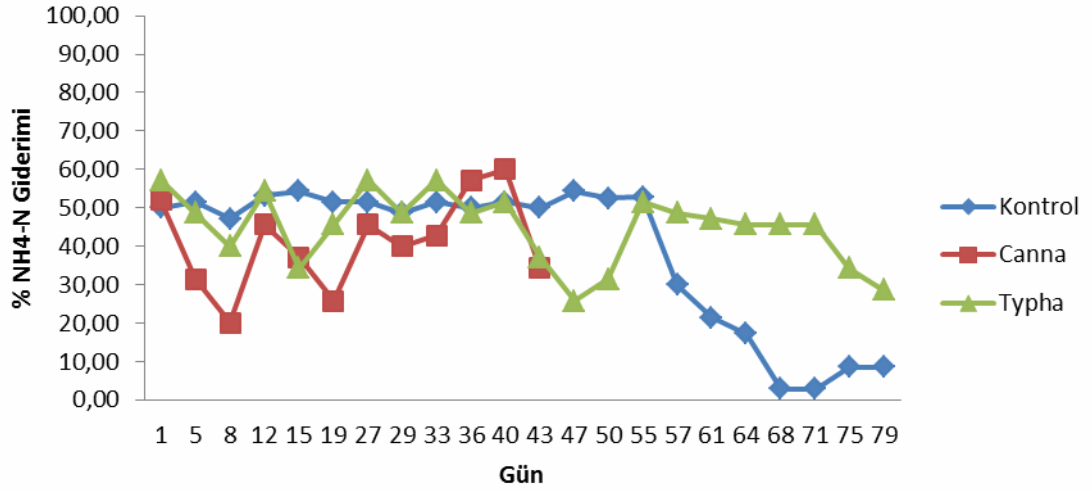
*Gruplar arası farklılık vardır ($p < \alpha$, $\alpha=0,05$)

Silindirik tanklarda bulunan zeolit tabakası kalınlığının her 3 reaktörde de 5 cm olması amonyak gideriminin tüm reaktörlerde benzer olmasını sağlamıştır. Bitkili ve Kontrol reaktörleri arasında anlamlı bir fark görülmemiştir (Çizelge 4.24). Kontrol, Canna ve Typha reaktörlerinde ortalama giderim; %39, %41 ve %44,74'dür. 43. güne kadar Canna ve Typha ekili reaktörlerde benzer değişimler gözlenmiştir (Şekil 4.41). 47. günden sonra Canna bitkisi öldüğünden dolayı bu reaktör tamamen kapatılmıştır.

Çizelge 4.24 Set 2’de reaktörlerin için Tukey HSD

Parametre	Reaktörler	P değeri*
KOİ	G	R1
		R2
		R3
	R1	G
		R2
		R3
	R2	G
		R1
		R3
	R3	G
		R1
		R2

*Gruplar arası farklılık vardır ($p < \alpha$, $\alpha = 0,05$)



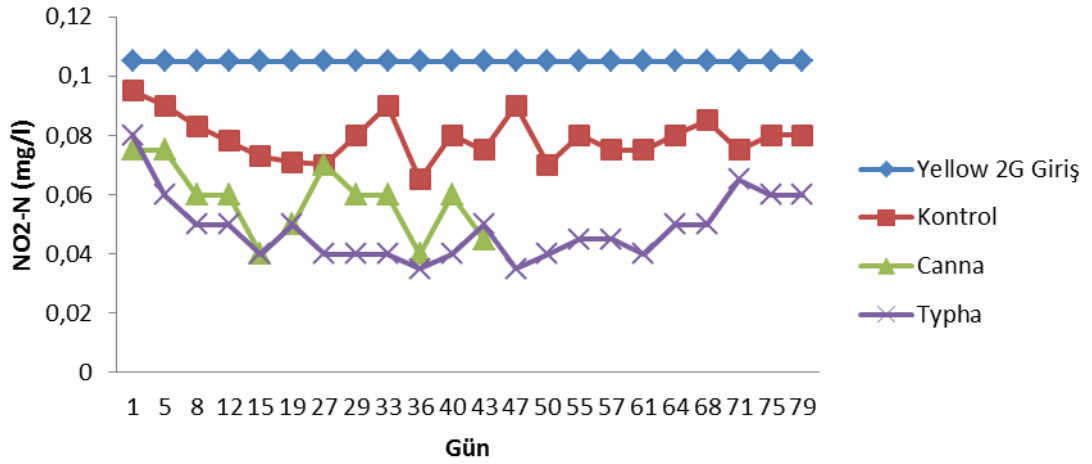
Şekil 4.41 Set 2’deki %NH₄- N değişimi

Bitkilerdeki aerenchma hava boşlukları yardımıyla yapraklardan köke oksijen taşımakta ve anoksik bir ortam meydana gelmektedir. Kontrol reaktöründe kesikli besleme sistemiyle oksijen transferi katmanlara yapılmaktadır. Kontrol reaktöründe oksijen taşıyan sistem olmadığı için giderim Typha’ya göre %6, Canna’ya göre ise %2 düşüktür. Kontrol reaktöründe 57. günden itibaren zeolit dolgu maddesi amonyuma doyduğu için amonyum artışı görülmüştür. Typha reaktöründe ise 47.

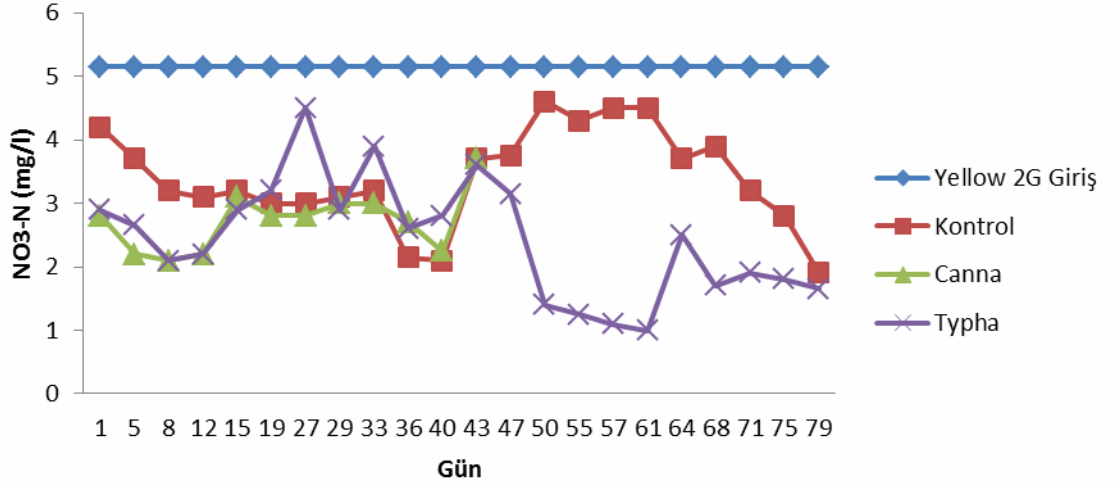
günden sonra nitrifikasyona bağı olarak amonyum giderimi artış göstermiştir. Nitrifikasyon bakterilerinin düşük üreme hızlarından dolayı işletmenin ilk döneminde etkili olmadığı düşünülmektedir.

B) NO₂-N ve NO₃-N değişimi

Sisteme ortalama çıkış konsantrasyonları Kontrol, Canna ve Typha için sırasıyla; 0,08±0,01 mg/l, 0,06±0,01 mg/l ve 0,05±0,01 mg/l olarak ölçülmüştür ve giriş ile çıkış numuneleri arasında anlamlı bir fark vardır (tek yönlü ANOVA; $F_{0,95}(3,74)=179,35$, $p < 0.05$) (Şekil 4.42). Ortalama çıkış NO₃-N değerleri sırasıyla Kontrol, Canna ve Typha reaktörleri için; 3,40±0,75 mg/l, 2,72±,45 mg/l ve 2,44±0,91mg/l olup (Şekil 4.43) giriş ve çıkış arasında önemli bir fark vardır (tek yönlü ANOVA; $F_{0,95}(3,74)=68,90$, $p < 0.05$) (Çizelge 4.25).



Şekil 4.42 Set 2'deki NO₂- N değişimi



Şekil 4.43 Set 2’deki NO₃- N değişimi

Çizelge 4.25 Set 2 için giriş ve çıkış reaktörlerinden alınan numunelerde NO₂-N ve NO₃-N giderimi (2 yönlü Dunnett testi, G:giriş, R1:Kontrol, R2:Canna, R3:Typha)

Parametre	Reaktörler	P değeri*	Parametre	Reaktörler	P değeri*
KOİ	R1 G	0,00*	PO4-P	R1 G	0,00*
	R2 G	0,00*		R2 G	0,00*
	R3 G	0,00*		R3 G	0,00*

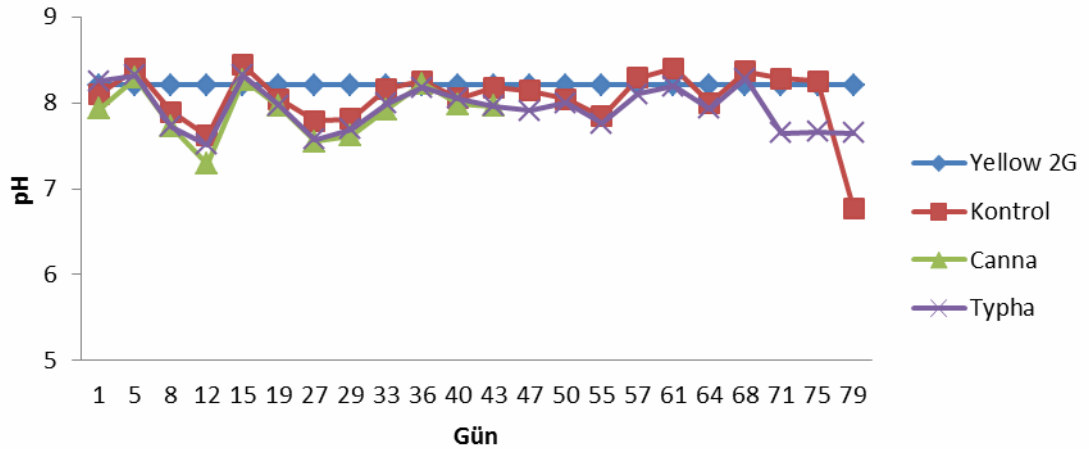
*Gruplar arası farklılık vardır (p<α, α=0,05)

Kontrol ve bitki ekili reaktörlerde çıkış NO₃-N konsantrasyonunun genelde giriş NO₃-N değerinden daha düşük olduğu görülmektedir. Bu durum denitrifikasyonun sistemlerde gerçekleştiğini göstermektedir. Canna ve Typha reaktörlerinde 12. günden itibaren NO₃-N artışı varken Kontrol reaktöründe 40. günden sonra NO₃-N artışı görülmektedir. Bunun sebebi olarak, bitkilerin hava kanalları ile kökleri vasıtasıyla oksijen iletimi yaparak nitrifikasyonu hızlandırmasına bağlayabiliriz. Kontrol reaktörü ile Typha reaktörü arasında NO₃-N gideriminde Çizelge 4.26’ya göre önemli bir fark olduğu görülmektedir. Buna göre, ölen Typha bitkisi artıklarının atık su içerisine karışarak bir karbon kaynağı gibi davranması sonucu

denitrifikasyonun gerçekleştiği ve NO₃-N miktarının düştüğü düşünülmektedir. pH değeri ise 8,5'un altında olduğundan buharlaşmanın amonyak uzaklaştırmada etkisinin ihmal edilebileceği düşünülmektedir (DeBusk, 1999) (Şekil 4.44).

Çizelge 4.26 Set 2’de reaktörlerden alınan numuneler için Tukey HSD

Parametre	Reaktörler	P değeri*	Parametre	Reaktörler	P değeri*
KOi	G	R1	PO ₄ -P	G	R1
		R2			R2
		R3			R3
	R1	G		R1	G
		R2			R2
		R3			R3
	R2	G		R2	G
		R1			R1
		R3			R3
	R3	G		R3	G
		R1			R1
		R2			R2

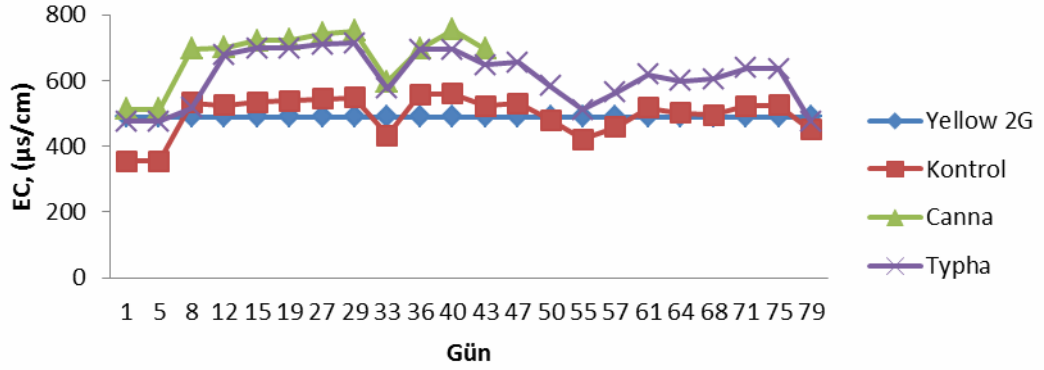


Şekil 4.44 Set 2’deki reaktörlerdeki pH değişimi

4.2.1.4 EC değişimi

Set 2’de 1-79. günler arasında ortalama giriş EC değeri 490±0 µs/cm olup, ortalama çıkış EC değerleri Kontrol, Canna ve Typha için sırasıyla; 495,73±58,56 µs/cm,

675,08±82,85 $\mu\text{s/cm}$ ve 611,86±78,87 $\mu\text{s/cm}$ olup değişim aralıkları da sırasıyla 560-355 $\mu\text{s/cm}$, 754-512 $\mu\text{s/cm}$ ve 713-475 $\mu\text{s/cm}$ olarak belirlenmiştir (tek yönlü ANOVA; $F_{0,95}(3,74)=34,69$, $p < 0.05$). Canna ve Typha bitkileri dikili reaktörlerde 8. Günden itibaren EC değerleri artış göstermiştir. Bu günden itibaren bitkili reaktörlerde ortama iyon salınımı olduğu ve böylece bitki ekili olan reaktörün genelde iyon alımı açısından daha etkin olduğunu göstermektedir (Şekil 4.45). Kontrol ve bitkili reaktörlerde EC parametresi yönünden anlamlı fark görülmektedir (Çizelge 4.27).



Şekil 4.45 Set 2’deki reaktörlerdeki EC değişimi

Stefanakis ve Tsihrintsiz (2012) yaptıkları çalışmada, Z2 filtresinde (zeolit içeren ve 2 gün alıkonma süresine sahip filtre) ve B1 filtresinde (boksit içeren ve 1 gün alıkonma süresine sahip filtre) pH değerinde artış gözlemleyerek filtre ve dikey akışlı yapay sulak alan sisteminin nötral veya asidik bölgede tutulduğunu ifade etmişlerdir. Yaptıkları çalışmaya göre, dolgu malzemeleri ve tutunmuş biyofilm arasındaki mümkün etkileşim tuzların akışkana girmesini sağlayarak sistem içerisinde EC’nin kendiliğinden artışını sağlamıştır.

Çizelge 4.27 Set 2’de reaktörlerden alınan numuneler için Tukey HSD

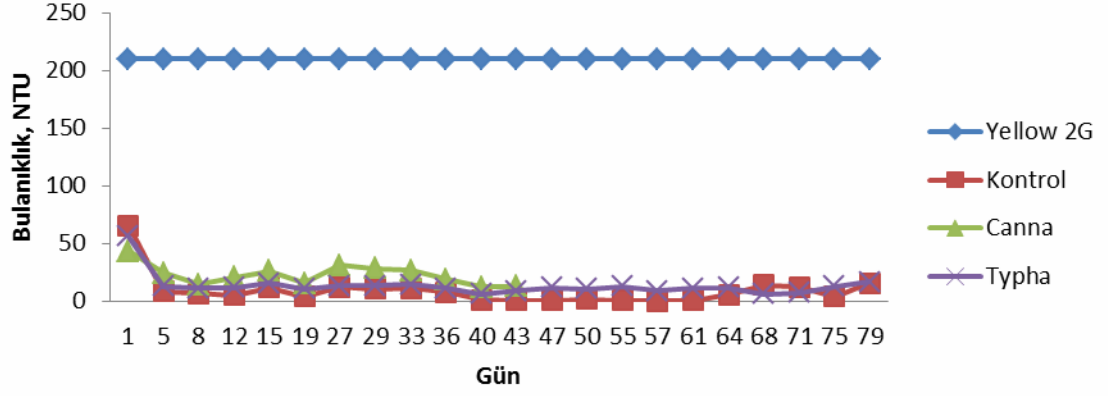
Parametre	Reaktörler	P değeri*
KOİ	G R1	0,00*
	R2	0,00*
	R3	0,00*
	R1 G	0,00*
	R2	0,752
	R3	0,006*
	R2 G	0,00*
	R1	0,752
	R3	0,258
	R3 G	0,00*
	R1	0,006*
	R2	0,258

*Gruplar arası farklılık vardır ($p < \alpha$, $\alpha=0,05$)

4.2.1.5 Bulanıklık giderimi

Set 2’de ticari Yellow 2G boyasıyla hazırlanan sentetik atık su numunesindeki giriş bulanıklık değeri 210 NTU olup, çıkış konsantrasyonu Kontrol için $9,1 \pm 13,61$ NTU, Canna için $23,0 \pm 9,04$ NTU ve Typha için $13,5 \pm 9,88$ NTU’dur (tek yönlü ANOVA; $F_{0,95}(3,74)=2198,91$, $p < 0.05$) (Şekil 4.46).

Canna bitkisi dikili reaktörde çıkış bulanıklık giderimi, Kontrol reaktöründen %6,6; Typha reaktöründen %4,5 farklıdır (Çizelge 4.28), (Şekil 4.47). 47. Günden itibaren Canna bitkisi öldüğünden bu reaktör kapatılmıştır. Bitkinin ölmesiyle birlikte kök kalıntıları, bitki artıkları reaktörün içerisinde dağılmış ve askıda katı madde miktarına katkı sağlamıştır. Typha bitkisinin gelişmiş kök yapısından ötürü bulanıklık giderimi artarken Kontrol reaktöründeki bulanıklık giderimi katmanlar arası adsorpsiyon ve sedimentasyonla açıklanabilir.

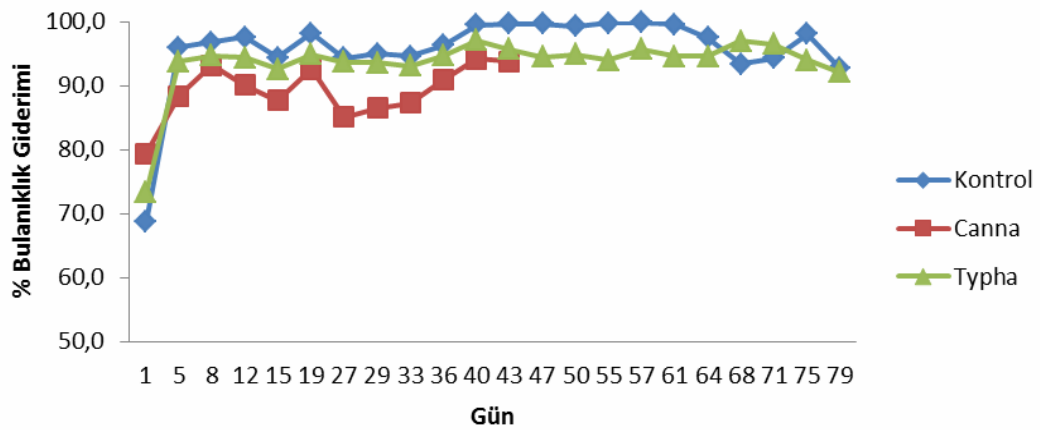


Şekil 4.46 Set 2’deki reaktörlerdeki bulanıklık konsantrasyonu değişimi

Çizelge 4.28 Set 2’de reaktörlerden alınan numuneler için Tukey HSD

Parametre	Reaktörler	P değeri*
BULANIKLIK	G	R1 0,00*
		R2 0,00*
		R3 0,00*
	R1	G 0,00*
		R2 0,001*
		R3 0,434
	R2	G 0,00*
		R1 0,001*
		R3 0,037*
	R3	G 0,00*
		R1 0,434
		R2 0,037*

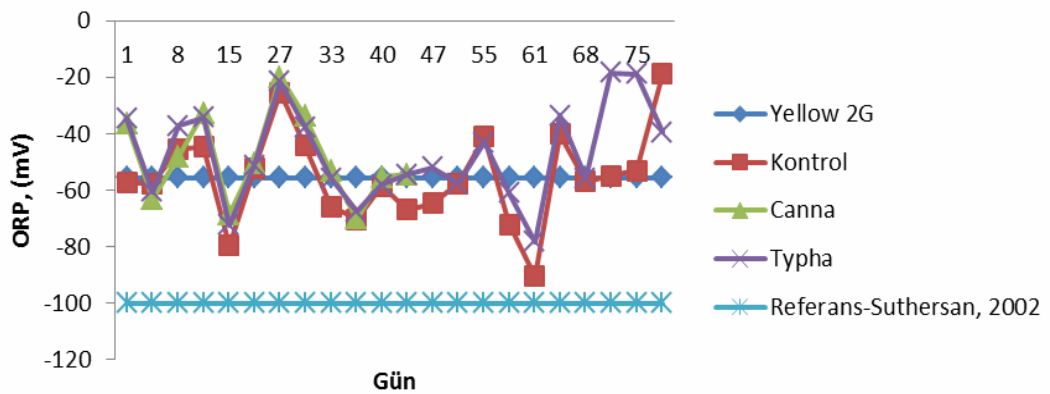
*Gruplar arası farklılık vardır ($p < \alpha$, $\alpha = 0,05$)



Şekil 4.47 Set 2’deki reaktörlerdeki %bulanıklık giderimi

4.2.1.6 ORP değişimi

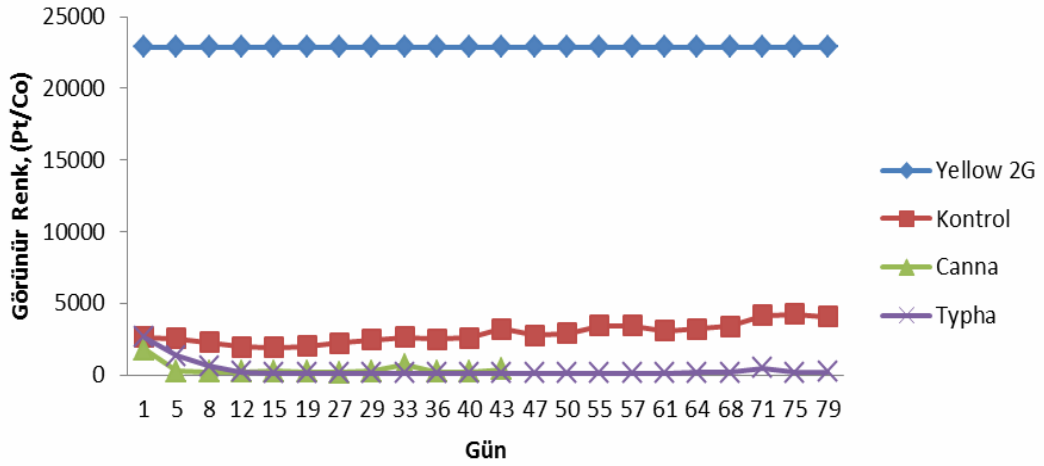
Ticari Yellow 2G boyası ile hazırlanan sentetik atık suyun giriş ORP'si -55,6 mV olarak görölmektedir. Çıkış redoks değerleri Kontrol, Canna ve Typha reaktörlerinde sırasıyla (-18,9 ile -90,5 mV), (-20 ile -70,1 mV) ve (-18,5 ile -78,2 mV) aralıklarında değişim göstermektedir (Şekil 4.48). Redoks potansiyeli 100 mV'dan büyük ise aerobik ortamı, -100 mV'dan düşük ise anaerobik ortamı ifade eder (Suthersan, 2002). Set 2'de reaktörlerde redoks değerleri negatif aralıkta olup anoksik olarak çalıştıkları söylenebilir. 79 gün boyunca Kontrol reaktöründe bitkililere göre düşük ORP değerleri görölmüş olup -55 ile -90 mV aralığında kalmıştır. Anoksik şartlar altında, atmosferik havanın bitkinin iç bölgelerine girişi, solunumda kullanılan rizom ve kök bölgelerindeki yeterli oksijen miktarıyla ifade edilir (Stottmeister ve ar. 2003). Anoksik ortamda artan ve azalan ORP değerlerine göre sistemde nitrifikasyon-denitrifikasyon olayları kolayca gözlenebilmektedir. Bitki kökleri için hesaplanan yüksek oksijen transfer hızında, lokal olarak yataklarda anoksik ve anaerobik şartlar meydana gelir (Davies ve ark. 2006).



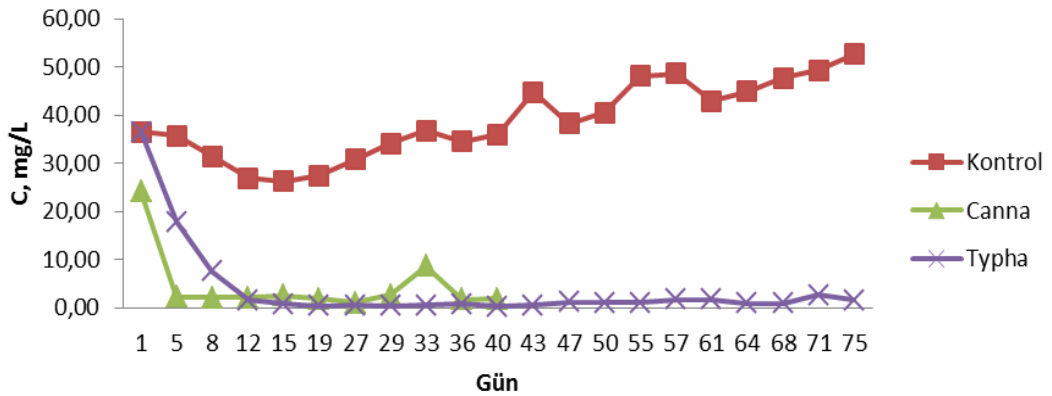
Şekil 4.48 Set 2'de sistemlerdeki ORP değişimi

4.2.1.7 Renk giderimi

Ticari Yellow 2G boyası ile hazırlanan sentetik atık sudaki giriş renk konsantrasyonu 22900 Pt/Co (678,62 mg/l) iken, çıkış renk konsantrasyonları Kontrol, Canna ve Typha için sırasıyla $2886,8 \pm 694,464$ Pt/Co ($38,77 \pm 7,79$ mg/l), $402,5 \pm 449,04$ Pt/Co ($4,64 \pm 6,46$ mg/l) ve $337,7 \pm 578,4$ Pt/Co ($3,86 \pm 8,23$ mg/l)'dır (Şekil 4.49). Giriş ve çıkış reaktörlerinde renk giderimi bakımından anlamlı bir fark görülmektedir (Çizelge 4.29) (Renk (Pt/Co) tek yönlü ANOVA; $F_{0,95}(3,74)=9446,49$, $p < 0.05$); (Renk (mg/l) tek yönlü ANOVA; $F_{0,95}(3,74)= 48675,2$, $p < 0.05$).



Şekil 4.49 Set 2'de sistemlerdeki renk giderimi (Pt/Co)



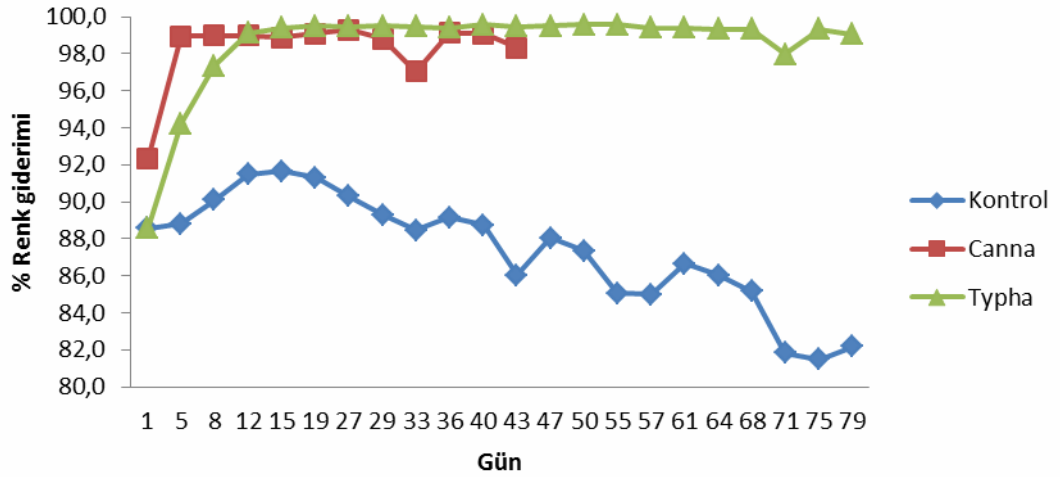
Şekil 4.50 Set 2'de sistemlerdeki renk giderimi (mg/l)

Çizelge 4.29 Set 2 için giriş ve çıkış reaktörlerinden alınan numunelerde renk giderimi (2 yönlü Dunnett testi, G:giriş, R1:Kontrol, R2:Canna, R3:Typha)

Parametre	Reaktörler	P değeri*	Parametre	Reaktörler	P değeri*
RENK (Pt/Co)	R1 G	0,00*	RENK (Abs)	R1 G	0,00*
	R2 G	0,00*		R2 G	0,00*
	R3 G	0,00*		R3 G	0,00*

*Gruplar arası farklılık vardır ($p < \alpha$, $\alpha=0,05$)

Pt/Co cinsinden yapılan ölçümlerde 79 gün sonunda Kontrol’de %87,39; Typha ve Canna reaktörlerinde ise %98 renk giderimi gözlenmiş olup bitkili reaktörler arasında anlamlı bir fark elde edilmemiştir (Şekil 4.51), (Çizelge 4.30). Mg/l cinsinden yapılan ölçümlerde ise Canna ve Typha reaktörlerinde %99 renk giderimi gözlenirken Kontrol reaktöründe %94 renk giderimi elde edilmiştir. Buna göre bitkili reaktörlerin renk giderimi yönünden Kontrol (bitkisiz) reaktöre göre daha etkili olduğu söylenebilir.



Şekil 4.51 Set 2’de sistemlerdeki %renk giderimi

Çizelge 4.30 Set 2’de reaktörlerden alınan numuneler için Tukey HSD

Parametre	Reaktörler	P değeri*	Parametre	Reaktörler	P değeri*
RENK (Pt/Co)	G	R1	RENK (Abs)	G	R1
		R2			R2
		R3			R3
	R1	G		R1	G
		R2			R2
		R3			R3
	R2	G		R2	G
		R1			R1
		R3			R3
	R3	G		R3	G
		R1			R1
		R2			R2

*Gruplar arası farklılık vardır ($p < \alpha$, $\alpha=0,05$)

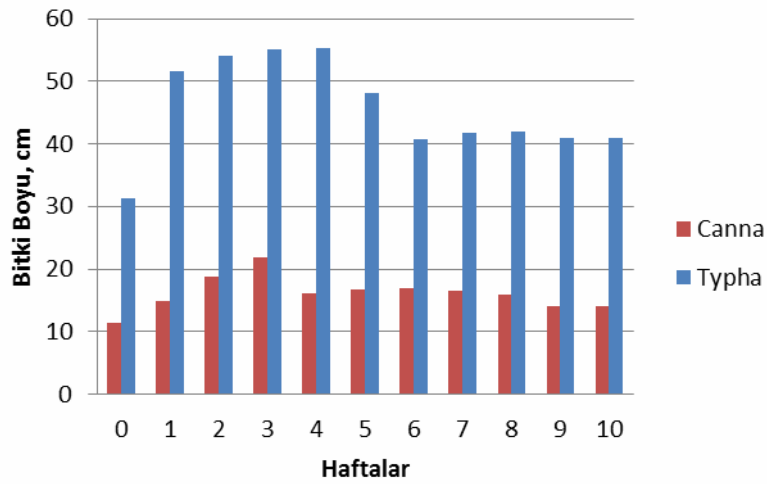
Mbuligwe (2005) yaptığı çalışmada, %72-77 oranında renk giderimi elde etmiştir. Kontrol, su kamışı ve tropikal bir bitkiyle kurduğu yapay sulak alan düzeneğinde arıtılmayan, boya konsantrasyonu yüksek atık suda ortalama renk konsantrasyonu 100,22 Pt/Co’dır. Çıkış renk konsantrasyonları, Kontrol için 83,4 Pt/Co, Su kamışı için 25,17 Pt/Co ve tropik bitki için 20 Pt/Co’dır. Ortalama olarak giderim verimi sırayla; %14,62, %72,16 ve %77,13’dür. Şekil 4.51’e bakıldığında, renk giderim değişiminde yapay sulak alan bitkilerinin güçlü bir etkisi olduğu açıkça söylenebilir. Bitkili sistemler bitkisizlere göre renk gideriminde istatistiksel olarak yüksek performans sergilemektedir ($p < 0,05$). Şekil 4.48’de ORP değişimine bakıldığında sistemin anoksik çalıştığı ve tüm ORP verilerinin -100 mV’dan düşük olduğu görülmektedir. Davies ve arkadaşları (2006) yaptıkları çalışmada, Acid Orange 7 (AO7) boyasının arıtıldığı sistemde %99 renk giderimini aerobik bölgede sağlandığını ifade etmiştir.

Çalışmanın 12. gününden itibaren Canna ve Typha reaktörlerinde renk giderimi sabit bir değişim gösterirken 15. günden itibaren Kontrol (bitkisiz) reaktöründe renk giderimi giderek azalmıştır. Bitkili sistemlerde Kontrol’e göre renk gideriminin fazla

miktarda gözlenmesinin nedeni bitki köklerinde yer alan enzimlerin boya parçalamasını kolaylaştırmasından kaynaklandığı düşünülmektedir. Aynı zamanda köklerden pompalanan oksijen ile aerobik-anaerobik ortamda boyanın biyolojik parçalanmasına imkân sağlamıştır. Bitkiler, atık suyun içerisinde boyayı adsorplayarak azo boyalarıyla mikroorganizmaların temasını artırmıştır (Zhou ve Xiang, 2013).

4.2.1.8 Bitki gelişimi

Typha angustifolia ve *Canna indica* her reaktörde 2'ser adet olmak üzere (64 kök/m²) reaktörlere dikilmiştir. Set 2'de bitkiler 17 Haziran 2013 tarihinde dikilmiş olup 4 Ekim 2013 tarihine kadar 79 gün bitki boyları haftalık olarak ölçülmüştür. Şekil 4.52'de bitkilerin bu ölçüm dönemlerinde haftalık ortalama olarak boy değişimleri verilmiştir. Grafikten de görüldüğü gibi en hızlı büyüme dönemi bitkilerin sisteme dikildiği ilk 3 haftalık dönemdir.



Şekil 4.52 Set 2'de bitkilerin haftalara göre boy ortalaması

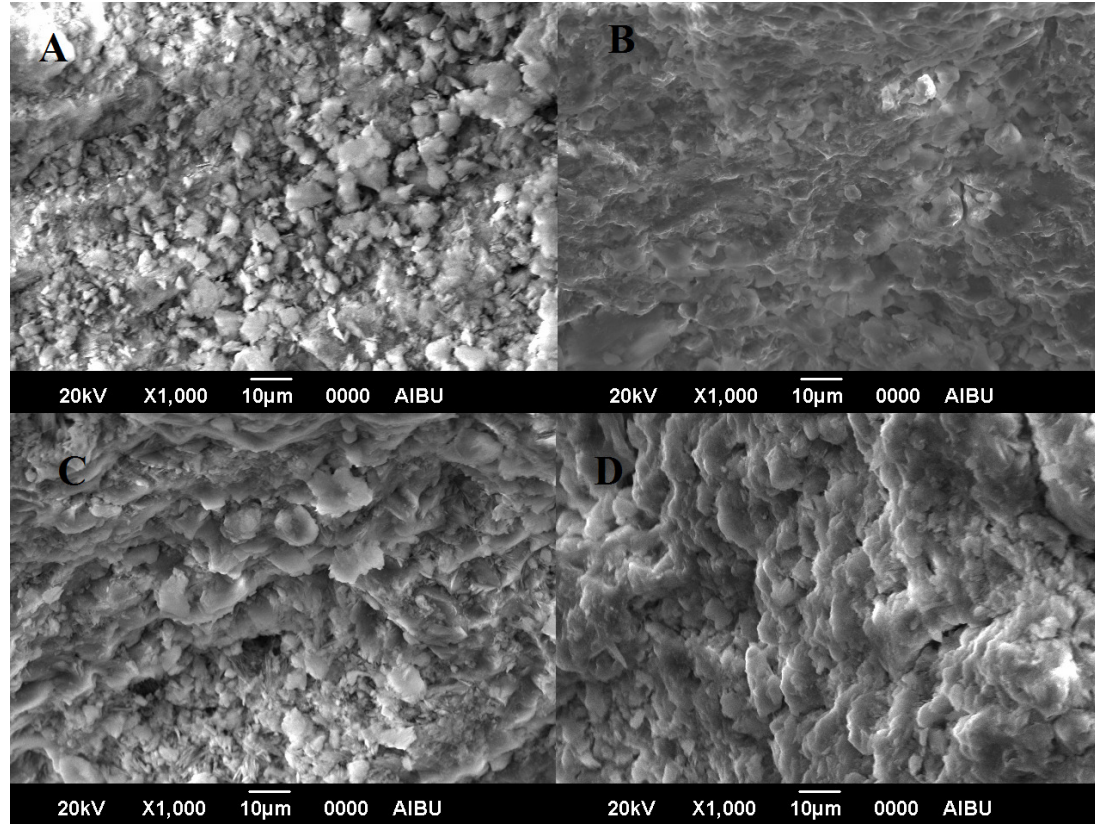
6. haftadan sonra büyüme durmuş ve bitki boyları kısmen sabit kalmıştır. Typha ve Canna bitkilerinden örnekler alınarak ortalama kök boyları reaktörlere ekilmeden önce ve sistemlerin kapatılmalarından sonra ölçülmüştür. Başlangıçta Canna *indica* ve Typha için kök boyu ortalama 5 cm iken 10 hafta sonra Canna için kök boyu 14 cm olurken Typha için 9 cm olmuştur. Köklerin başlangıç ve 10 hafta sonraki görüntüleri Şekil 4.53’de verilmiştir.



Şekil 4.53 Set 2’de bitkilerdeki kök gelişimi (A) Typha *angustifolia* başlangıç, (B) Typha *angustifolia* 10 hafta sonra, (C) Canna *indica* başlangıç, (D) Canna *indica* 10 hafta sonra

4.2.1.9 Taramalı elektron mikroskopisi (SEM)

79 gün sonunda sistemler kapatıldıktan sonra, biyofilm tabakasını gözleyebilmek amacıyla ara katman olan zeolitten örnek alınmış ve ölçümler yapılmıştır. Mikroorganizma gelişimi için oksijen gerekli olduğundan ve bitki kökleriyle oksijen en son bu katmana ulaştığından dolayı SEM görüntüleri zeolit katmanından alınmıştır. Taramalı elektron mikroskobu görüntüleri JEOL JSM-6390LV model taramalı elektron mikroskobundan alınmıştır. Kim ve ark. (2003) biyolojik ve kimyasal arıtma prosesini birlikte kullanarak tekstil boyama atık suyundan %98,5 renk ve %95,4 KOİ giderimi yapmış, SEM çalışmalarıyla ortamda tutunan mikrobiyal biofilm gelişimini gözlemişlerdir. Şekil 4.54'e göre zeolitin boş ve biyofilmle kaplanmış hali gösterilmektedir. Buna göre zeolit taneciklerinin boşlukları biyofilm tabakasıyla kaplanmış ve mikrobiyal gelişime bağlı bir yoğunluk meydana gelmiştir. Şekil 4.54 C ve D'de görüldüğü üzere, bitkinin reaktörlerdeki varlığı mikroorganizmaların gelişimi üzerine benzer etki göstermektedir.

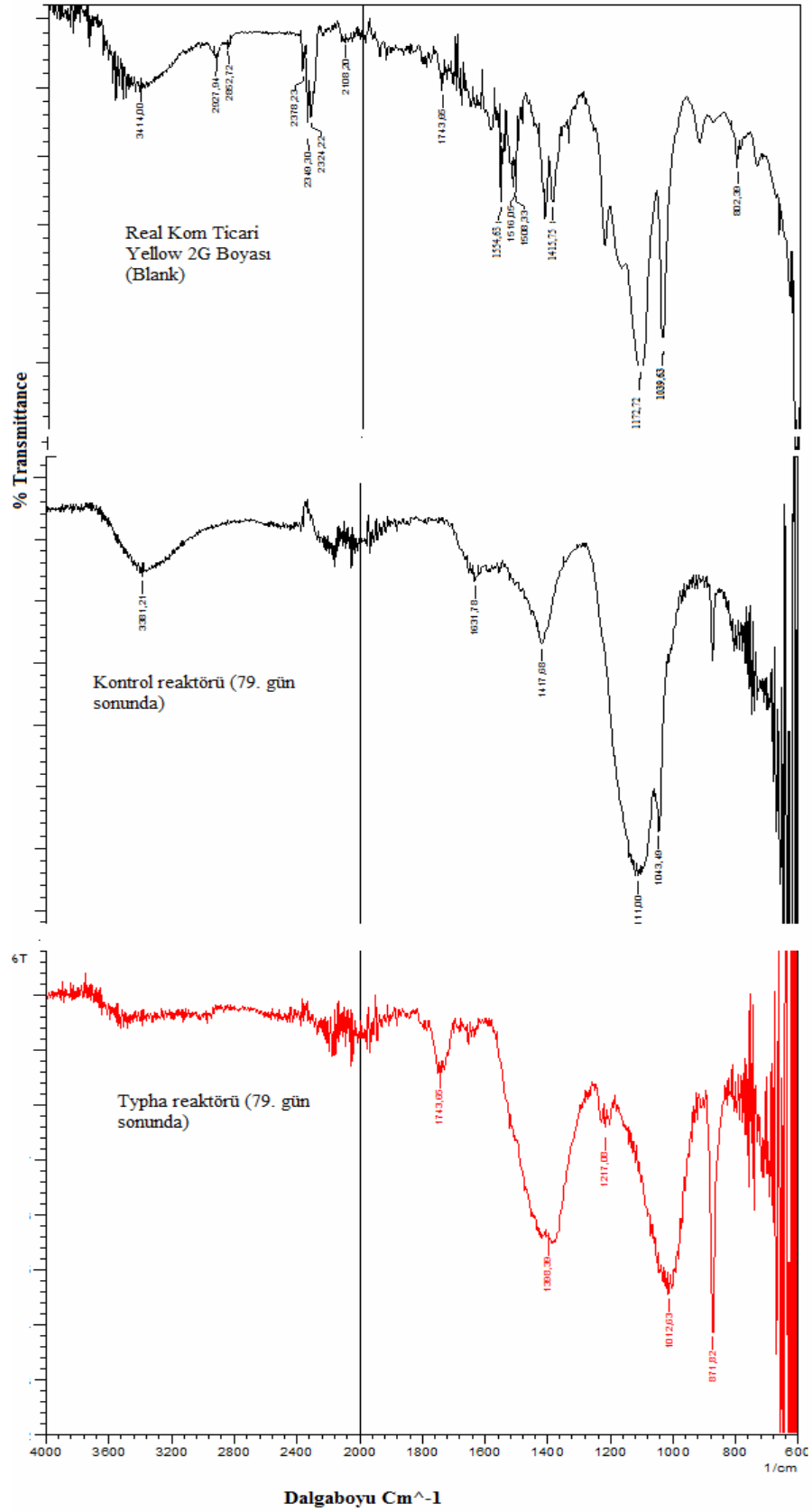


Şekil 4.54 (A) Zeolit dolgu malzemesinin taramalı elektron mikrografı X 1000
(B) Kontrol reaktörü zeolit katmanı X 1000 (C) Canna reaktörü (D) Typha reaktör

4.2.1.10 FTIR analizi

Düzce Realkom Tekstil Fabrikası'ndan temin edilen ticari Yellow 2G boyasının yapay sulak alan sistemiyle reaktörlerin çalışmaya başladığı gün ile sistemin kapatıldığı 79. Gün arasında, yapısındaki muhtemel değişimleri gözlemlemek amacıyla 400-4000 cm^{-1} aralığında FTIR analizi yapılmıştır. Şekil 4.55'de arıtmadan önce ticari Yellow 2G boyası ve arıtmadan sonra Kontrol ve Typha reaktörlerindeki değişim FTIR görüntüleriyle sunulmuştur. Canna reaktörü 47. günde kapatıldığından dolayı numune alınmamıştır.

Yapay sulak alanlarda arıtmadan önce ticari Yellow 2G'nin FTIR spektrumunda çeşitli bağlar gözlenmektedir. 1631 cm^{-1} de C=O gerilme titreşimi, 1554 cm^{-1} de N=N bağı titreşimi, 1415 cm^{-1} de O-H kırılma titreşimi ve 1172 cm^{-1} (sülfonat grubunun simetrik titreşimi IR'de Yellow 2G'nin karakteristik adsorpsiyonunu gösterir) ve bu bulgular Gao ve arkadaşlarının (2010) IR spektrum sonuçlarıyla uyumludur. Yapay sulak alan sisteminde arıtmadan sonra Yellow 2G boyası çözeltilisinin FTIR spektrumuna göre, 3381 cm^{-1} de görülen güçlü bant, hidroksil ve amin grubunun üst üste binen N-H ve O-H gerilme titreşimleridir.



Şekil 4.55 Proses öncesi ve proses sonrasında Yellow 2G FTIR analizi

4.3 SET 3

Çalışmanın bu aşamasında ticari Lava Dye Indigo Blue GLF boyası ile hazırlananentetik atık suyun arıtımında bitki etkisini incelemek amacıyla 2 farklı türde bitki yapay sulak alan sistemlerine uygulanarak verimleri karşılaştırılmıştır. Yapay sulak alan sistemlerinde yaygın olarak kullanılan *Typha angustifolia* ve *Canna* bitkileri 64 kök/m² olacak şekilde yerleştirilmiştir. Bitkilerin temel farklılıkları kök boyları ve yaprak gelişimi olurken her iki türün benzer özelliği rizomlardan büyümeleridir. Ayrıca bitkisiz kontrol reaktörü de işletilmiştir. Set 3’de kullanılan tüm reaktörler; ince çakıl, kum ve zeolitden oluşan dolgu malzemeleri ile doldurulmuştur. Sistemlere, 0,5 l/sa’lık debi ile besleme yapılmış olup, 1/3 oranında seyreltilmiş sentetik boya çözeltisi verilmiştir. Reaktörde alıkonulma süresi 3,75 gün olup HLR 1.85 cm/gün olarak hesaplanmıştır. Bu sette de dikey akış koşullarının sağlanabilmesi için damlatmalı besleme sistemi kullanılmıştır. Bu sistemler, 13 Aralık 2013-13 Mart 2014 tarihleri arasında 91 gün laboratuvar ortamında çalıştırılmıştır.

4.3.1 Set 3’de elde edilen arıtım veriminin incelenmesi

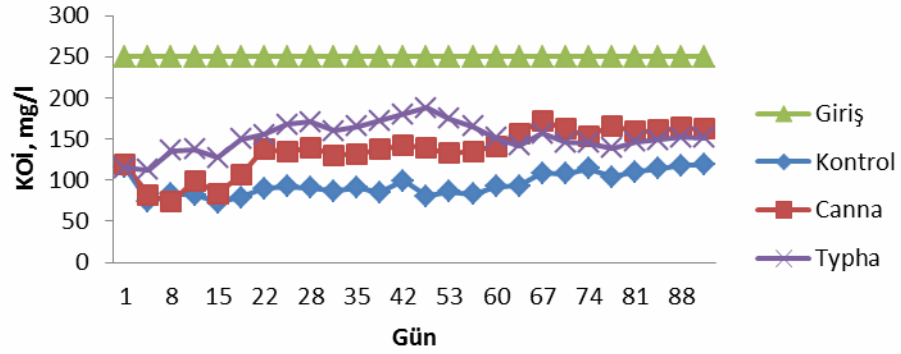
Yüzey altı akışlı sulak alanlarda; dikey akış koşullarında, *Canna indica*, *Typha angustifolia* ve kontrol reaktörlerinin ticari Lava Dye Indigo Blue GLF ile hazırlanan sentetik atık suyu arıtım performansını incelemek amacıyla giriş-çıkış KOİ, PO₄-P, NH₄-N, NO₂-N, NO₃-N, Renk, Bulanıklık, pH, ORP, EC parametreleri periyodik olarak ölçülmüştür. Bu sette elde edilen sonuçlar Çizelge 4.31’de özetlenmiştir.

Çizelge 4.31 Set 3'deki işletme parametreleri

PARAMETRE	GİRİŞ	ÇIKIŞ		
		Kontrol	<i>Canna indica</i>	<i>Typha angustifolia</i>
KOİ (mg/l) 1-91 gün	250,00	95,12	135,50	152,13
Min-Max	250	119-73	172-74	118-112,5
s.d	~	14,02	26,63	18,07
n	26	26	26	26
PO4-P (mg/l) 1-91 gün	17,00	1,38	2,02	2,19
Min-Max	17	5,2-0,13	6,1-0,48	4,5-0,9
s.d	~	1,39	1,21	0,99
n	26	26	26	26
NH4-N (mg/l) 1-91 gün	3,70	2,68	2,70	3,04
Min-Max	3,7	3,65-2,1	3,45-2,1	3,5-2,2
s.d	~	0,40	0,33	0,34
n	26	26	26	26
NO2-N (mg/l) 1-91 gün	2,10	0,18	0,44	0,37
Min-Max	2,1	0,32-0,09	0,63-0,11	0,49-0,1
s.d	~	0,07	0,18	0,11
n	26	26	26	26
NO3-N (mg/l) 1-91 gün	4,45	1,91	1,99	2,11
Min-Max	4,45	3,7-0,57	3,7-0,75	3,75-1,15
s.d	~	0,86	0,99	0,86
n	26	26	26	26
EC (µs/cm) 1-91 gün	455,00	517,31	538,80	658,50
Min-Max	455	602-452	649-470	801-510
s.d	~	45,83	51,63	82,77
n	26	26	26	26
pH 1-91 gün	7,95	8,19	7,91	7,73
Min-Max	7,95	8,6-7,9	8,57-7,52	8,21-7,25
s.d	~	0,17	0,24	0,23
n	26	26	26	26
ORP (mV) 1-91 gün	-35,70	-53,80	-38,57	-29,57
Min-Max	-35,70	(-40,5)-(-65,2)	(-20,5)-(-55,1)	(-11,2)-(-50,3)
s.d	~	7,92	9,38	9,59
n	26	26	26	26
Renk (Pt/Co) 1-91 gün	1240,00	239,23	661,92	811,92
Min-Max	1240	440-110	970-120	1020-420
s.d	~	104,25	287,44	144,57
n	26	26	26	26
Bulanklık(NTU) 1-91 gün	710,00	40,77	60,69	274,31
Min-Max	710,00	80-26	86-31	675-51
s.d	~	12,02	14,34	175,86
n	26	26	26	26

4.3.1.1 KOİ giderimi

Bu setteki reaktörlere KOİ giriş konsantrasyonu 250 mg/l olup, çıkış konsantrasyonları Kontrol, Canna ve Typha reaktörlerinde ortalama olarak sırasıyla; $95,12 \pm 14,02$ mg/l, $135,50 \pm 26,63$ mg/l, $152,13 \pm 18,07$ mg/l olarak gerçekleşmiştir (Şekil 4.56). Çalışmada elde edilen sonuçlara göre giriş ve çıkış konsantrasyonları arasında anlamlı bir fark vardır (tek yönlü ANOVA; $F_{0,95}(3,100)=350,535$, $p < 0.05$) (Çizelge 4.32).



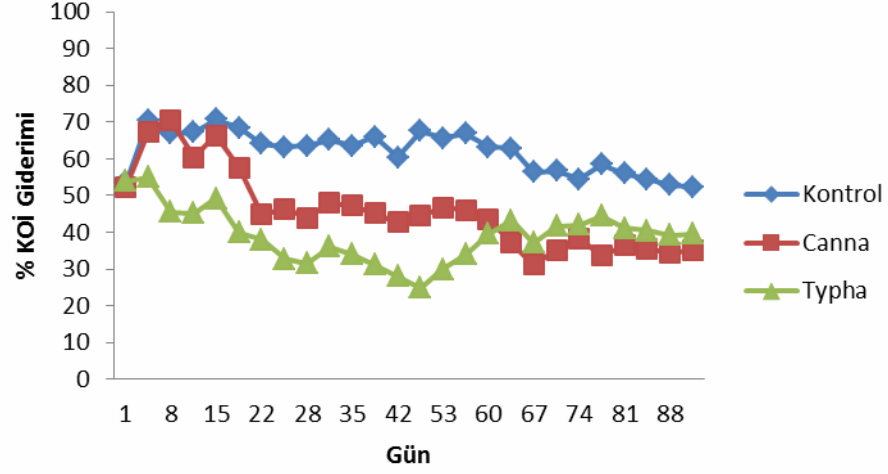
Şekil 4.56 Set 3’de KOİ değişimi

Çizelge 4.32 Set 3 için giriş ve çıkış reaktörlerindeki KOİ giderimi (2 yönlü Dunnett testi, G:giriş, R1:Kontrol, R2:Canna, R3:Typha)

Parametre	Reaktörler	P değeri*
KOİ	R1 G	0,00*
	R2 G	0,00*
	R3 G	0,00*

*Gruplar arası farklılık vardır ($p < \alpha$, $\alpha=0,05$)

91 günlük çalışmanın tamamı ele alındığında ortalama KOİ giderimi Kontrol, Canna, Typha reaktörlerinde sırasıyla %62, %46, %39 olarak elde edilmiştir (Şekil 4.57).



Şekil 4.57 Set 3’deki %KOİ değişimi

Çalışmanın 15. gününde kontrolle Canna arasında %4, kontrolle Typha arasında ise %21 fark vardır. 91. gün sonunda kontrol ile Canna arasında %18, kontrol ile Typha arasında ise %23 anlamlı bir fark vardır (Çizelge 4.33). Sonuçlara göre bitkili reaktörler KOİ gideriminde yetersiz kalmış, çalışmanın ilk haftasında Indigo boyasını bünyelerine alarak Canna için maksimum %70, Typha için ise %55 artırım gözlenmiştir.

Çizelge 4.33 Set 3’de reaktörlerden alınan numuneler için Tukey HSD testi

Parametre	Reaktörler	P değeri*
KOİ	G R1	0,00*
	R2	0,00*
	R3	0,00*
	R1 G	0,00*
	R2	0,00*
	R3	0,00*
	R2 G	0,00*
	R1	0,00*
	R3	0,006*
	R3 G	0,00*
	R1	0,00*
	R2	0,006*

Ticari bir tür olan ve bir çeşit vat boyası olan Indigo, yapısal olarak polar ve iyonik olmayan bir bileşiktir (Şekil 3.11). Azo, antraquinon ve indigo çekirdeğine sahip sentetik boyalar mikrobiyal parçalanmaya dirençli olduklarından konvansiyonel aerobik yöntemlerle ayrıştırılamamaktadır (Kulla, 1981). Tekstil endüstrisi atık sularında KOİ/BOİ₅ oranı 3-4 arasında değişmekte olup, bunun anlamı biyolojik olarak zor ayrışabilirliktir (Charmagne ve Coste, 1996). Ortamda kararlı bileşiklerin varlığı (Indigo boyası yapısında), KOİ gideriminde azalmaya neden olur (Yalçuk, 2011). Bitkiler, yapısal olarak polar ve iyonik bileşikleri bünyelerine alarak biyolojik olarak parçalayabilmektedirler. Buna göre, çalışmanın 8. gününde Canna reaktöründe kontrole göre %4'lük değişim bitkinin Indigo boyasını bünyesine alarak parçaladığını gösterir. Buna kanıt olarak da Şekil 4.58'e bakıldığında bitki kökleri tarafından boyanın yaprak uçlarına kadar taşındığı gösterilebilir.



Şekil 4.58 Set 3'de çalışmanın 8. gününde Canna bitkisindeki değişim

Typha reaktöründe ise maksimum giderim 5. günde %55 olup, Canna reaktörüne göre aralarında %15'lik anlamlı bir fark oluşmuştur (Çizelge 4.33). Bu durumda, Typha *angustifolia*'nın kök boyunun Canna'ya göre daha uzun olması ve dolayısıyla köklerinden sürekli atık oluşturmaları (litter) ile Typha'lı reaktörlerde KOİ giderimi, Canna'ya göre düşük olmuştur. Çünkü Canna'nın kök yapısı Typha'ya göre daha kısadır (Yalçuk, 2007).

Kontrol reaktöründe, 91 gün boyunca maksimum %70, minimum %52 KOİ giderimi görülmüştür. Mbuligwe (2005), yaptığı çalışmada bitkili reaktörlerin yapay sulak alan sistemlerinde önemli miktarda arıtım yaptığını vurgulamıştır (%50,77).

Bunun nedeni olarak da, yapay sulak alan sistemlerinin bir filtre ve çökeltme ünitesi olarak davranmasını ve tüm bunlara ek olarak biyolojik ve diğer fiziksel-kimyasal arıtım mekanizmalarının da katkı sağladığını göstermiştir (Kadlec ve Knight, 1996; Cooper ve ark. 1996; Crites ve Tchobanoglous, 1998).

Çalışmanın 25. gününde ilk güne göre, Typha reaktörü için KOİ giderimi %22; Canna için %15 azalma göstermiştir. Kontrol reaktöründe ise 91 gün boyunca KOİ giderimindeki değişiklik %52 ile %70 arasında değişmiştir ve kontrolde çalışmanın son haftalarında KOİ artışı stabil gitmiş, artma gözlenmemiştir. Buna göre, bitkili reaktörlerden ortama organik madde salınımı vardır. Meng ve ark. (2004), bitki ölülerinin heterotrofik bakteriyel aktiviteyi yürütmek amacıyla ortama çözünmüş madde sağladığını çalışmalarında ifade etmiştir. Crites ve Tchobanoglous (1998), ölen bitki köklerinin besin ve organiklere dönüşerek atık suya karıştığını, KOİ veya BOİ'ye ek olarak çıkış suyuna katıldığını ve bu durumun sistem verimini düşürdüğünü dile getirmiştir.

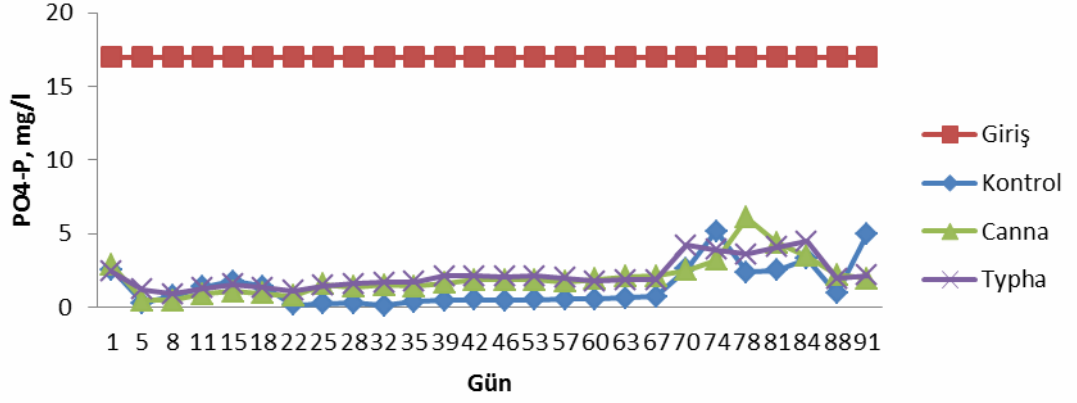
Çalışmada 63. Günden itibaren tüm reaktörlerde giderim performansı bir sonraki ölçümle %2 lik anlamlı olmayan bir farkla değişim gösterdiğinden 91. gün sonunda reaktörler sonlandırılmıştır (Şekil 4.57).

Vat boyalardan blue 4 ve green 1’de membran proseslerden ultrafiltrasyon ve nanofiltrasyonla %90 KOİ gideriminin sağlandığı ancak çok pahalı olduğu gözlenmiştir. Mikrofiltrasyonla ise %30 ve %70 renk giderimi saptanmıştır. Aktif karbon adsorbsiyonu ile Vat boyalarda %0 KOİ giderimi saptanmıştır (Charmange ve Coste, 1996). O₃ ile yapılan kimyasal oksidasyon işleminde %3-30 KOİ giderme verimi elde edilmiştir.

Sponza ve arkadaşları (2000) anaerobik ve granül çamur kültürlerinde 30, 60, 100 mg/l indigo boyası derişimlerinde 13 ve 20 günlük inkübasyonları yapılmış, maksimum %45 KOİ giderme verimi gözlenmiştir. Çalışmamızda ise, basit, kurulumu kolay, laboratuvar ölçekli yapay sulak alan düzenekleriyle %70’e kadar KOİ verimi sağlanabilmiştir.

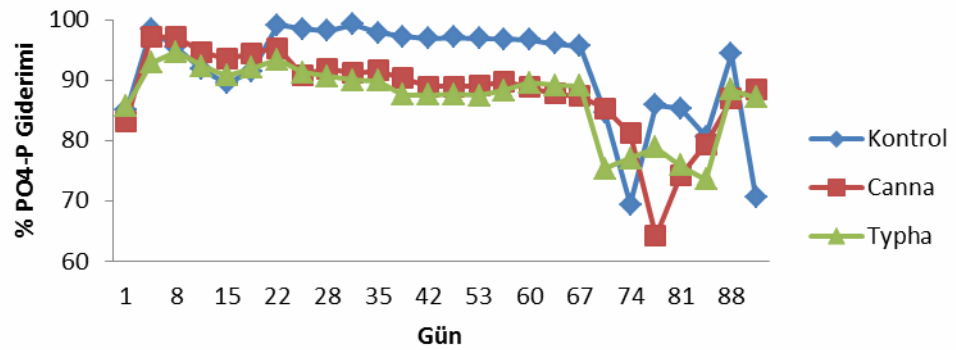
4.3.1.2 PO₄-P giderimi

Set 3’de sistemin çalıştırıldığı 91 gün boyunca giriş reaktöründe PO₄-P konsantrasyonu 17±0 mg/l olurken sırasıyla çıkış reaktörlerindeki PO₄-P konsantrasyonları; 1,38±1,39, 2,02±1,21 ve 2,19±0, 99’dur (Şekil 4.59). Tüm çalışma dikkate alındığında, kontrol reaktöründe daha yüksek ortofosfat gideriminin gerçekleştiği gözlenmiştir. Typha reaktöründe giderim yaklaşık %87,1±5,82, Canna reaktöründe %88,1±7,10 iken Kontrol reaktöründe bu oran %91,9±8,18’dir (Şekil 4.59). Giriş ile çıkış reaktörlerinde anlamlı bir fark görülmüştür (tek yönlü ANOVA; F_{0,95}(3,100)=1314,131, p < 0.05) (Çizelge 4.34).



Şekil 4.59 Set 3’de PO_4 -P değişimi

Yang ve arkadaşları (2001) yaptıkları bir çalışmada da yine PO_4 -P gideriminde kontrol reaktörünün arıtımda daha etkin olduğunu görmüşlerdir. Bitki atıkları ortama PO_4 -P’yi geri verdiklerinden arıtım verimi düşebilmektedir (Yalçuk, 2007). Her 3 reaktöre de aynı yüklemeler yapılmış ve sonuçta PO_4 -P gideriminde bitkinin etkisinin olmadığı, sedimentasyon ve adsorpsiyon işlemiyle katmanlarda fosforun çöktürüldüğü düşünülmektedir (Çizelge 4.35).



Şekil 4.60 Set 3’de % PO_4 -P değişimi

Çizelge 4.34 Set 3 için giriş ve çıkış reaktörlerinden alınan numunelerde PO₄-P giderimi (2 yönlü Dunnett testi, G:giriş, R1:Kontrol, R2:Canna, R3:Typha)

Parametre	Reaktörler	P değeri*
PO ₄ -P	R1 G	0,00*
	R2 G	0,00*
	R3 G	0,00*

*Gruplar arası farklılık vardır ($p < \alpha$, $\alpha=0,05$)

Çizelge 4.35 Set 3’de reaktörlerden alınan numuneler için Tukey HSD

Parametre	Reaktörler	P değeri*
PO ₄ -P	G	R1 0,00*
		R2 0,00*
		R3 0,00*
	R1	G 0,00*
		R2 0,146
		R3 0,039*
	R2	G 0,00*
		R1 0,146
		R3 0,942
	R3	G 0,00*
		R1 0,039*
		R2 0,942

*Gruplar arası farklılık vardır ($p < \alpha$, $\alpha=0,05$)

Reaktörlerin filtre üzerinden 13-18 cm arasında zeolit (klinoptilolit) katmanı bulunmaktadır. Zeolit bileşiminde yer alan Fe, Al ve Ca oksitleri çökme ve adsorpsiyona neden olarak P uzaklaştırılmasına katkıda bulunmaktadır (EK-10,11). Şekil 4.66’ya bakıldığında tüm reaktörlerde alkaliye yakın şartlar mevcuttur. Dolayısıyla fosforun Set 2’dekine benzer şekilde Mg ve Ca’a bağlanarak çökeldiği düşünülmektedir (Yalçuk, 2007). Aynı zamanda, sisteme her saat başı atık su beslemesi yapılmakta dolayısıyla ortamda sürekli akış hali mevcut olup stabil bir durum söz konusu değildir. Suda az miktarda çözünebilen ticari İndigo boyası sistemde katmanlar üzerinde çökelebilmekte, ortamdaki akış durumundan dolayı da zaman zaman karışıma uğramaktadır. 91 gün süren çalışma boyunca Kontrol reaktöründe, Typha reaktörü ile kıyaslandığında %4,8 anlamlı bir fark

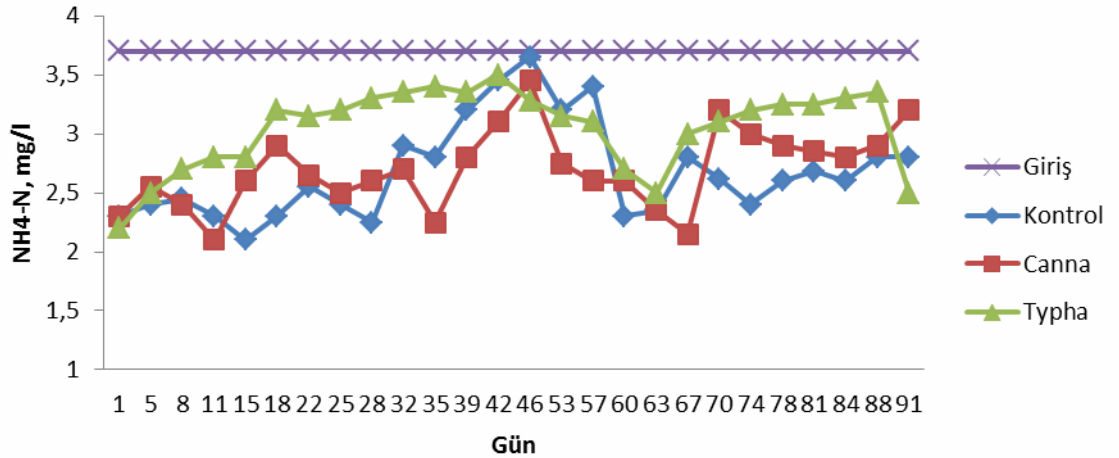
gözlemlenmiştir. Kontrol ile Canna reaktöründe ise anlamlı bir fark elde edilmemiştir.

Sonuçta, fosfor gideriminde bitki etkinliğinin düşük olduğu, çökeltme ve adsorpsiyon mekanizmalarının daha önemli olduğu görülmüştür.

4.3.1.3 Azot giderimi

A) NH₄-N giderimi

Ticari Indigo Blue GLF boyasıyla hazırlanan sentetik atık sudaki girişteki NH₄-N konsantrasyonu 3,7±0 mg/l'dir. 91 gün sonundaki Kontrol, Canna ve Typha çıkış reaktörlerindeki NH₄-N konsantrasyonu sırasıyla; 2,68±0,40 mg/l, 2,70±0,33 mg/l ve 3,04±0,34 mg/l'dir (Şekil 4.61) ve giriş ile çıkış konsantrasyonları arasında anlamlı bir fark vardır (tek yönlü ANOVA; F_{0,95}(3,100)=59,19, p < 0.05) (Çizelge 4.36).



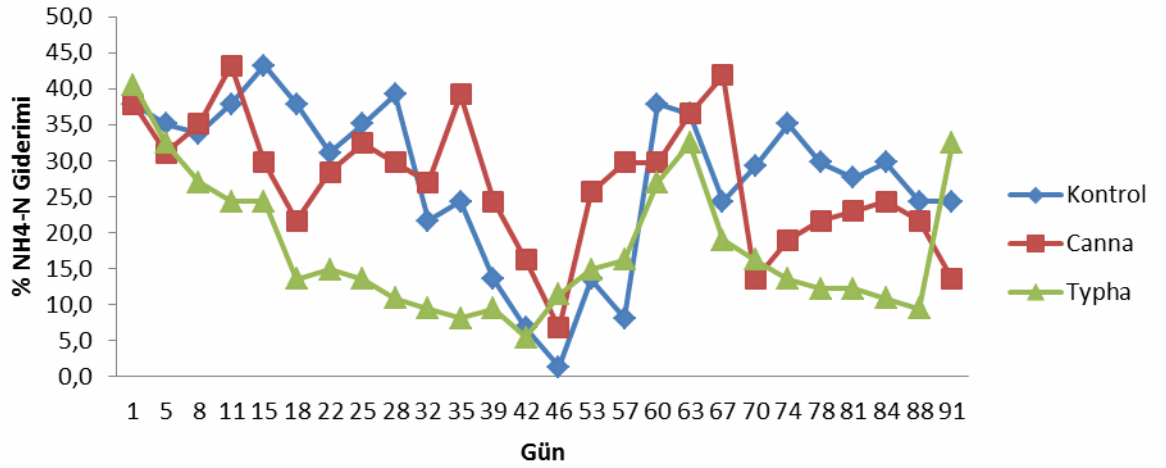
Şekil 4.61 Set 3'deki NH₄-N değişimi

Çizelge 4.36 Set 3 için giriş ve çıkış reaktörlerinden alınan numunelerde NH₄-N giderimi (2 yönlü Dunnett testi, G:giriş, R1:Kontrol, R2:Canna, R3:Typha)

Parametre	Reaktörler	P değeri*
NH ₄ -N	R1 G	0,00*
	R2 G	0,00*
	R3 G	0,00*

*Gruplar arası farklılık vardır (p<α, α=0,05)

Yüzde giderimler açısından incelendiğinde; Kontrol reaktöründe %27,7, Canna reaktöründe %27, Typha reaktöründe ise %17,7 oranında $\text{NH}_4\text{-N}$ giderimi elde edilmiştir. Kontrol reaktöründe Canna reaktörü ile benzer amonyum giderimi görülürken Typha reaktöründeki giderim en düşük olmuştur (Şekil 4.62). Bu da $\text{NH}_4\text{-N}$ gideriminde bitkilerin katkısının önemli olmadığını göstermektedir. 46. güne kadar her 3 reaktörde de amonyum giderimi azalırken nitrifikasyon bakterilerinin geç oluşmasına bağlı olarak $\text{NH}_4\text{-N}$ giderimi Kontrol için %12, Canna için %19 ve Typha reaktörü için %3,5 artmıştır (Şekil 4.62).



Şekil 4.62 Set 3'deki % $\text{NH}_4\text{-N}$ giderimi

Dolgu malzemesi olarak kullanılan zeolitin, amonyak gideriminde etkili olması beklenmektedir. 91 gün çalıştırılan sistemlerde, Kontrol ve Canna reaktöründe benzer $\text{NH}_4\text{-N}$ giderimi gerçekleşirken, Typha ile Kontrol ve Canna reaktörleri arasında %10 oranında anlamlı bir fark görülmüştür (Çizelge 4.37). 70. günden sonra ise her 3 reaktörde $\text{NH}_4\text{-N}$ gideriminde azalma görülmüştür. Typha bitkisinin saçak kök yapısı Canna'ya göre daha çok gelişmiş olması ve bu saçakların dolgu

malzemesi arasına girerek ortamdaki oksijen geçirgenliğini artırdığı bilinmesine karşın bu sette Typha ekili reaktörde amonyum giderimi daha düşük olmuştur. Bunun nedeni olarak, Typha'nın 91 gün boyunca Canna'ya göre kök ve boy uzunluğunun daha çok artmasına bağlı olarak suda çözünmeden kalan Indigo boyasının saçaklar arasında çökerek oksijenin alt katmanlara difüzyonunu engellediği düşünülmektedir.

Çizelge 4.37 Set 3'de reaktörlerin için Tukey HSD

Parametre	Reaktörler	P değeri*
KOİ	G	R1 0,00*
		R2 0,00*
		R3 0,00*
	R1	G 0,00*
		R2 0,00*
		R3 0,00*
	R2	G 0,00*
		R1 0,00*
		R3 0,006*
	R3	G 0,00*
		R1 0,00*
		R2 0,006*

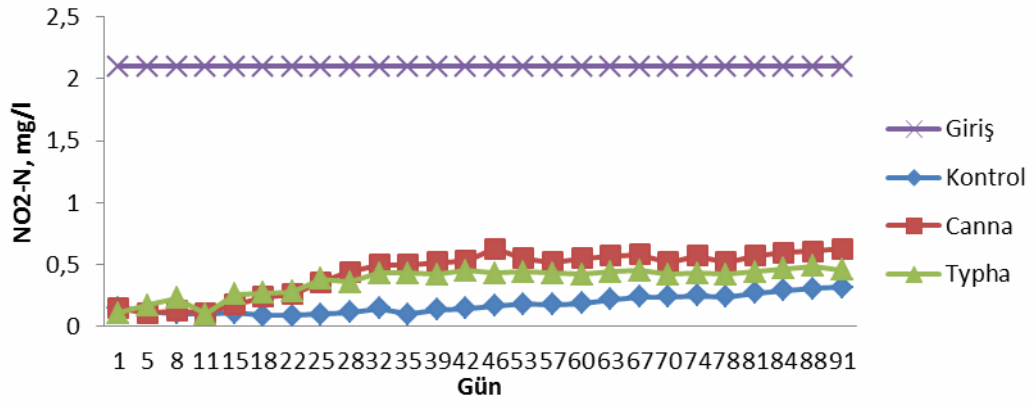
*Gruplar arası farklılık vardır ($p < \alpha$, $\alpha=0,05$)

B) NO₂-N ve NO₃-N değişimi

Indigo Blue GLF boyasıyla hazırlanan sentetik atık sudaki giriş NO₂-N konsantrasyonu 2,1 mg/l'dir. Her üç reaktörde de 15. Günden sonra NO₂-N konsantrasyonu artış göstermiş ama tüm çalışma periyodu boyunca giriş değerinden düşük olmuştur. NO₂-N konsantrasyonu Kontrol, Canna ve Typha reaktörleri için sırasıyla; 0,18±0,07 mg/l, 0,44±0,18 mg/l ve 0,37±0,11 mg/l'dir. Şekil 4.63'den de görüldüğü gibi NH₄-N konsantrasyonu Kontrol reaktöründe yüksek olmasına rağmen NO₂-N miktarı diğer setlere göre düşüktür. Bunun nedeni, Kontrolde bitkinin

olmamasından dolayı sisteme düşük miktarda oksijen girişi olmasından ve nitrifikasyonu sınırlandırmasıdır.

Giriş ile çıkış değerleri arasında ise, anlamlı bir fark olduğu çizelge 4 de ANOVA tablosunda görülmektedir (tek yönlü ANOVA; $F_{0,95}(3,100)=1640$, $p < 0.05$) (Çizelge 4.38). $\text{NO}_2\text{-N}$ konsantrasyonunun artması nitrifikasyonun gerçekleştiğini göstermektedir. Şekil 4.63’de $\text{NO}_2\text{-N}$ konsantrasyonunun özellikle 15. günden sonra artış gösterdiği görülmüştür. Bu durum bitkilerin köklerine ya da dolgu malzemesi üzerine tutunarak oluşan biofilm içinde nitrifikasyon bakterilerinin miktarının arttığına göstergesi olduğu düşünülmektedir.



Şekil 4.63 Set 3’de $\text{NO}_2\text{-N}$ değişimi

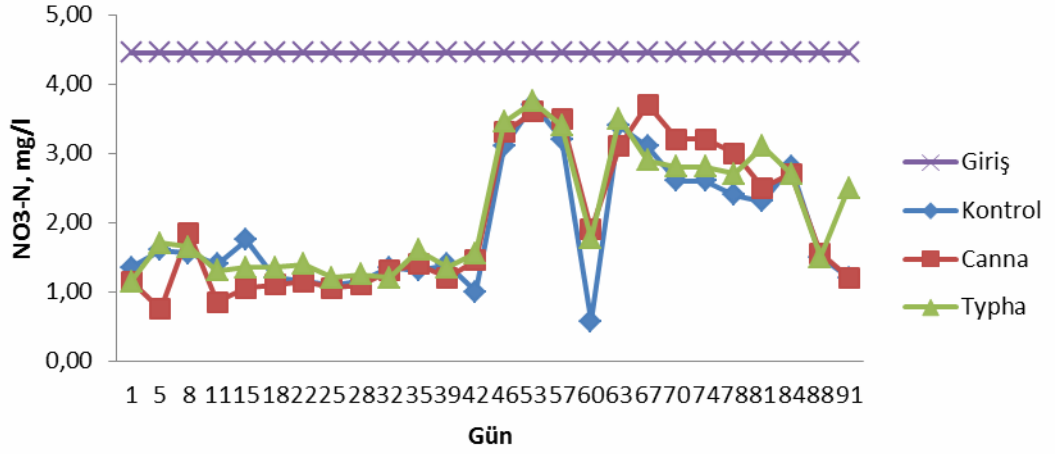
Bu sette hazırlanan sentetik atık sudaki giriş $\text{NO}_3\text{-N}$ konsantrasyonu ise, 4,45 mg/l’dir ve giriş ile çıkış reaktörleri arasında anlamlı bir fark vardır (tek yönlü ANOVA; $F_{0,95}(3,100) = 60,68$, $p < 0.05$) (Çizelge 4.38), (Şekil 4.64). İlk 46 gün boyunca $\text{NO}_3\text{-N}$ konsantrasyonu benzer değişim gösterirken 46. günden itibaren nitrifikasyon bakterilerinin gelişimine bağlı olarak $\text{NO}_3\text{-N}$ konsantrasyonunda artış görülmüş olup bu durum $\text{NH}_4\text{-N}$ verileri ile de doğrulanmıştır.

Özellikle 46. günden sonra bitki ekili sitemlerde nitrifikasyon prosesinin Kontrol reaktörüne göre daha etkin olduğu düşünülmektedir. 91 gün sonunda Kontrol, Canna ve Typha reaktörlerindeki $\text{NO}_3\text{-N}$ konsantrasyonu sırasıyla; $1,91\pm0,87$ mg/l, $1,99\pm0,99$ mg/l ve $2,11\pm0,86$ mg/l’dir (Şekil 4.64), (Çizelge 4.39).

Çizelge 4.38 Set 3 için giriş ve çıkış reaktörlerinden alınan numunelerde $\text{NO}_3\text{-N}$ giderimi (2 yönlü Dunnett testi, G:giriş, R1:Kontrol, R2:Canna, R3:Typha)

Parametre	Reaktörler	P değeri*
KOİ	R1 G	0,00*
	R2 G	0,00*
	R3 G	0,00*

*Gruplar arası farklılık vardır ($p<\alpha$, $\alpha=0,05$)



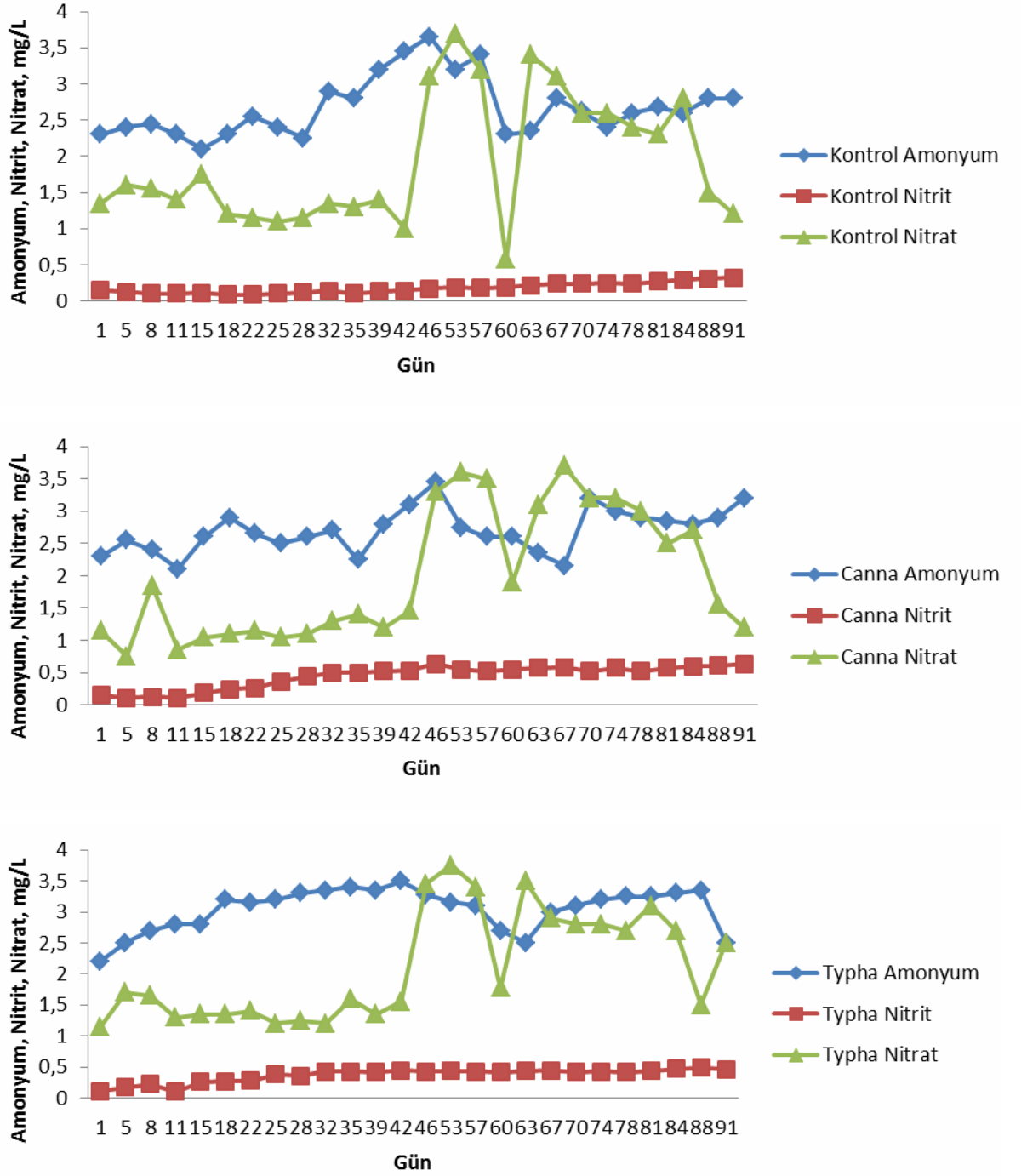
Şekil 4.64 Set 3’deki $\text{NO}_3\text{-N}$ konsantrasyonu

Çizelge 4.39 Set 3’de reaktörlerin için Tukey HSD

Parametre	Reaktörler	P değeri*	Parametre	Reaktörler	P değeri*
KOİ	G	R1 0,00*	PO4-P	G	R1 0,00*
		R2 0,00*			R2 0,00*
		R3 0,00*			R3 0,00*
	R1	G 0,00*		R1	G 0,00*
		R2 0,00*			R2 0,146
		R3 0,00*			R3 0,039*
	R2	G 0,00*		R2	G 0,00*
		R1 0,00*			R1 0,146
		R3 0,006*			R3 0,942
	R3	G 0,00*		R3	G 0,00*
		R1 0,00*			R1 0,039*
		R2 0,006*			R2 0,942

*Gruplar arası farklılık vardır ($p<\alpha$, $\alpha=0,05$)

Şekil 4.65’de $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$ ve $\text{NO}_3\text{-N}$ konsantrasyonlarının her 3 reaktör için de değişimi gösterilmiştir.



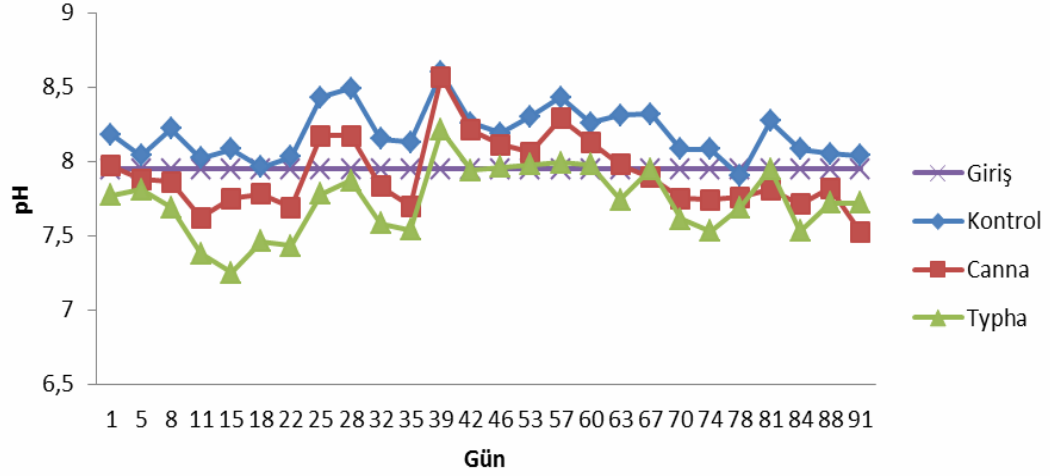
Şekil 4.65 Set 3’de reaktörlerdeki $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$ değişimi

Her 3 reaktör için de $\text{NO}_3\text{-N}$ konsantrasyonu $\text{NO}_2\text{-N}$ konsantrasyonundan her zaman çok yüksektir. Bu da $\text{NO}_2\text{-N}$ 'nin $\text{NO}_3\text{-N}$ 'e dönüşümünün bitki ekili olan reaktörlerde daha etkili olduğunu göstermektedir. Kontrol reaktöründe ise, kesikli beslemeye ait havalandırma ile sisteme giren oksijenin varlığına bağlı olarak bu dönüşümün gerçekleştiği düşünülmektedir.

Sentetik atık suyun giriş pH değeri ortalama 7,95'dir. Çıkış pH değerleri Kontrol reaktöründe 8,6-7,9; Canna reaktörü için 8,57-7,52 ve Typha reaktörü için 8,21-7,25'dir.

Çıkış pH değeri bitkili reaktörlerde düşmüş olup, Kontrol reaktöründe ortalama 8,19 olarak bulunmuştur. Özellikle kök bölgesi etrafında ortamda bulunan çözünmüş oksijenden dolayı düşen pH değeri nitrifikasyonun göstergesidir (Bezbaruah ve ark. 2004). Kontrol reaktöründe bitki olmadığından ortama bitki kökü gibi oksijen sağlayıcı bir kaynak bulunmamakta dolayısıyla pH değerinin yüksek kalmasına neden olmaktadır. $\text{NH}_4\text{-N}$ reaktörünün bu reaktörde yüksek olmasının nedeni zeolit dolgu malzemesini orta katmanında içermesi ve damlatmalı besleme sistemiyle sisteme oksijen girişinin sağlanmasıdır.

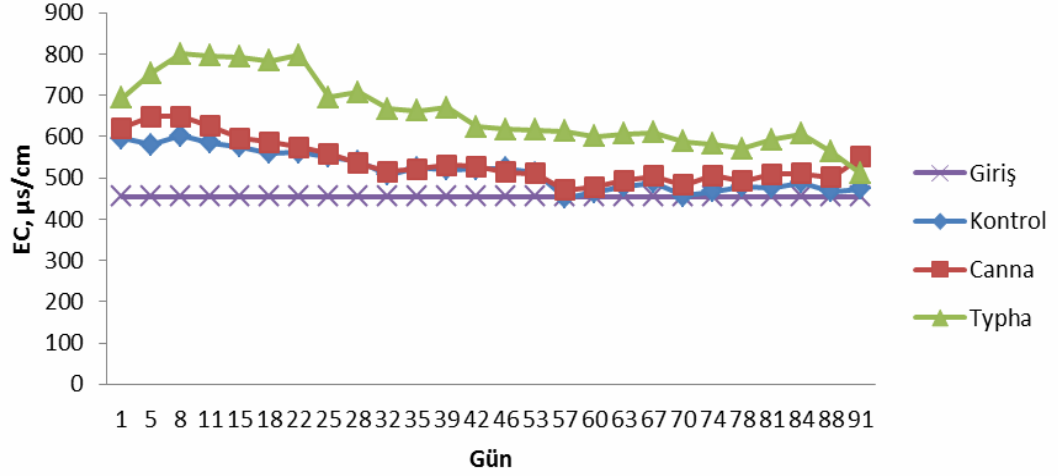
Şekil 4.66'dan da görüldüğü gibi reaktörlerdeki giriş pH değeri buharlaşma için gerekli olan 8,5 değerinin altında kalmıştır (DeBusk, 1990). Böylelikle buharlaşmanın etkisi bu sette de ihmal edilebilir düzeyde olduğu düşünülmektedir.



Şekil 4.66 Set 3’de pH değişimi

4.3.1.4 EC değişimi

Set 3’de EC değişimleri incelendiğinde girişte ortalama 455 $\mu\text{S}/\text{cm}$ iken, Kontrol, Canna ve Typha reaktörlerinde ortalama çıkış EC değerleri sırasıyla $517,31 \pm 45,83$ $\mu\text{S}/\text{cm}$; $538,80 \pm 51,63$ $\mu\text{S}/\text{cm}$ ve $658,50 \pm 82,77$ $\mu\text{S}/\text{cm}$ olarak gerçekleşmektedir (tek yönlü ANOVA; $F_{0,95}(3,100) = 62,44$, $p < 0.05$). 91 günlük çalışma periyodu boyunca her 3 reaktörde de çıkış EC değeri girişten yüksek olmuştur (Şekil 4.67). Özellikle bitkili reaktörlerde Kontrol (bitkisiz) reaktöre göre çıkıştaki EC değeri daha yüksek olup, ortama iyon salınımı daha fazladır.

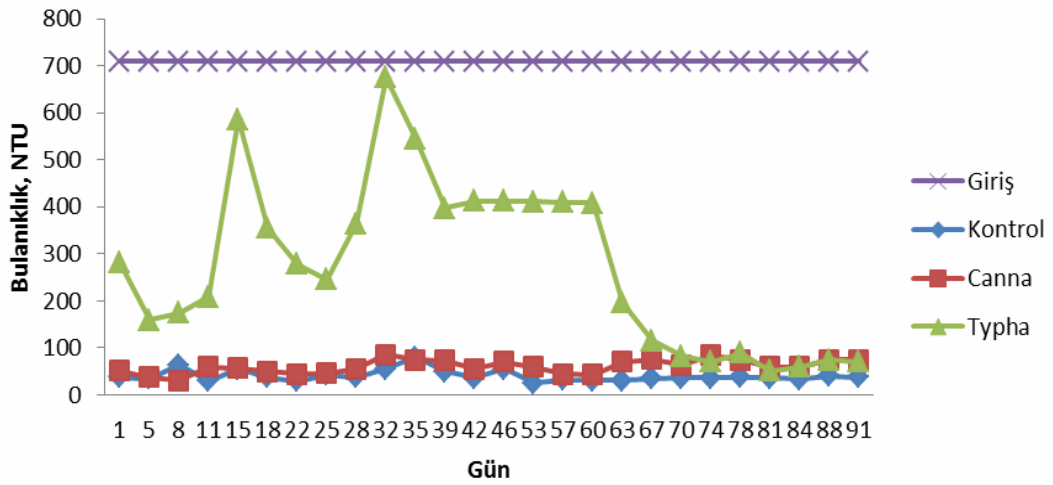


Şekil 4.67 Set 3’deki EC değişimi

Yalçuk (2011) %60 ve %40’lık peynir altı suyu tozu çözeltilerinin yapay sulak alan sistemleriyle arıtımı çalışmasında %70’lik çözeltideki ortalama giriş EC değeri $636,15 \pm 53,67 \mu\text{s/cm}$ ve çıkıştaki *Typha angustifolia* dikili CWPS1 reaktörüyle bitkisiz CWPS2 reaktöründeki EC değerleri sırasıyla $1465,36 \pm 294,52 \mu\text{s/cm}$ ve $1472,36 \pm 283,43 \mu\text{s/cm}$ ’dir. Çıkış EC değerleri tüm reaktörler için giriş EC değerinden büyüktür. Yalçuk, çalışmasının sonuçlarına göre bu durumun ortama iyon salınmasına neden olduğunu söylemiştir. Mashauri ve ark. (2000) evsel atık suyun arıtıldığı yapay sulak alan çalışmasında giriş EC değerinin çıkış EC değerinden daha düşük olduğunu ifade etmiştir. Bu durumu, bitki ölümlerine bağlı olarak besin elementlerinin suya salınımıyla katmanlardaki çözünmüş iyon miktarını artırmasına bağlamışlardır. Sistemden yüksek EC değerinin elde edilmesinin nedeni çıkıştaki yüksek iyon konsantrasyonudur. Bitkisiz Kontrol reaktöründeki artış, dolgu malzemelerinin zamanla desorpsiyonuyla katmanlara iyon salınımıyla açıklanabilir (Yalçuk ve ark. 2010).

4.3.1.5 Bulanıklık giderimi

Ticari Indigo Blue GLF boyası ile hazırlanan sentetik atık sudaki giriş bulanıklık konsantrasyonu 710 NTU olup çıkış konsantrasyonu Kontrol, Canna ve Typha reaktöründe sırayla (80-26 NTU), (86-31 NTU) ve (675-21 NTU) olarak değişmektedir (tek yönlü ANOVA; $F_{0,95}(3,100)=309,02$, $p < 0.05$), (Şekil 4.68).



Şekil 4.68 Set 3'deki bulanıklık değişimi

Deneyin başlangıcında adsorpsiyon ve çökelmeye bağlı olarak Kontrol ve Canna reaktörlerinde 100 NTU'nun altında bulanıklık gözlenmiştir. Canna reaktöründe dikili Canna *indica* bitkisi geniş kök yüzeyine sahip olmasıyla akış hızını azaltarak çökmeyi hızlandırmıştır (Brix ve ark. 1997).

Typha dikili reaktörde bulanıklık gideriminde Kontrol ile %35, Canna reaktörü ile ise %32 anlamlı bir fark vardır (Çizelge 4.40).

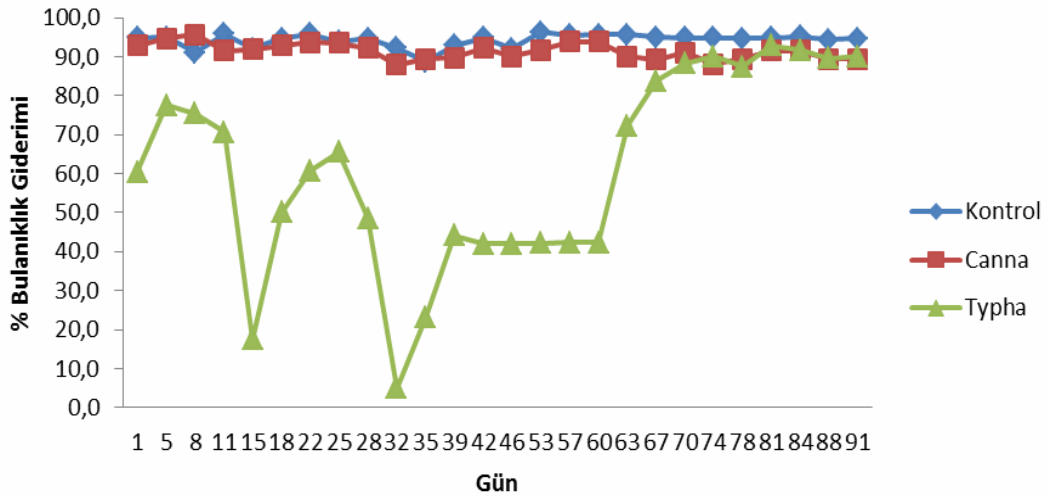
Typha bitkisinde kök büyümesi Canna bitkisine göre daha yüksek olmasına bağlı olarak askıda katı madde tutumu gerçekleşmekte dibe çöktükçe derinlik artmakta ve bulanıklık 15. ve 32. günlerde azalmaktadır. Fakat ticari Indigo Blue GLF boyası suda tamamen çözünemediği için sentetik atık su çözeltisinde çözünmeyerek uzun

Typha kökleri arasına girerek bulanıklığa katkı oluşturduğu düşünülmektedir (Şekil 4.69).

Çizelge 4.40 Set 3’de reaktörlerin için Tukey HSD

Parametre	Reaktörler	P değeri*
KOİ	G R1	0,00*
	R2	0,00*
	R3	0,00*
	R1 G	0,00*
	R2	0,00*
	R3	0,00*
	R2 G	0,00*
	R1	0,00*
	R3	0,006*
	R3 G	0,00*
	R1	0,00*
	R2	0,006*

*Gruplar arası farklılık vardır ($p < \alpha$, $\alpha = 0,05$)



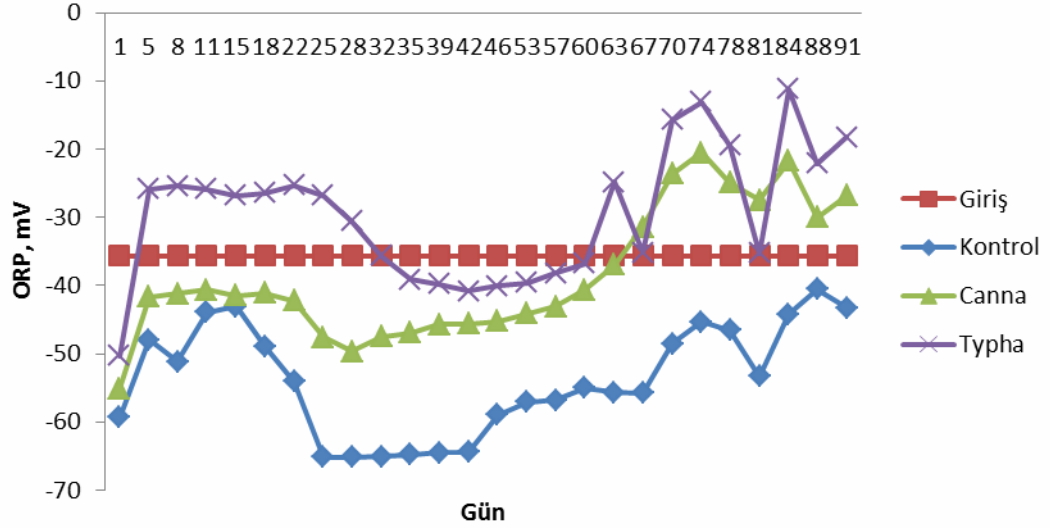
Şekil 4.69 Set 3’deki %bulanıklık giderimi

4.3.1.6 ORP değişimi

Yapay sulak alanlar için seçilen sucul makrofitlerde, kökler ve atmosfer arasında verimli gaz değişimi olmalıdır. Solunum için sadece oksijen temini olmaz aynı zamanda rizosferde yükseltgenme meydana gelir. Difüzyon ve taşınım akışla gaz

değişimi meydana gelmektedir (Armstrong ve ark. 1999, Grosse, 1989). Yapay sulak alan sistemlerinde, redoks potansiyeli (yükseltgenme-indirgenme) ve alternatif elektron alıcıları organik madde mineralizasyonundan sorumludur (Paredes ve ark. 2007). Redoks potansiyeli özel mikrobiyal prosesler için farklılık gösterir. Genel olarak, aerobik nitrifikasyona neden olmak için yüksek redoks potansiyeli yükseltgenmiş şartlar sunar (+250'den + 700 mV'a); düşük redoks potansiyeli, anaerobik parçalama ve sülfat indirgenmesine neden olmak için indirgenmiş şartlar sunar (+250'den – 400 mV'a) (Faulwetter ve ark. 2009).

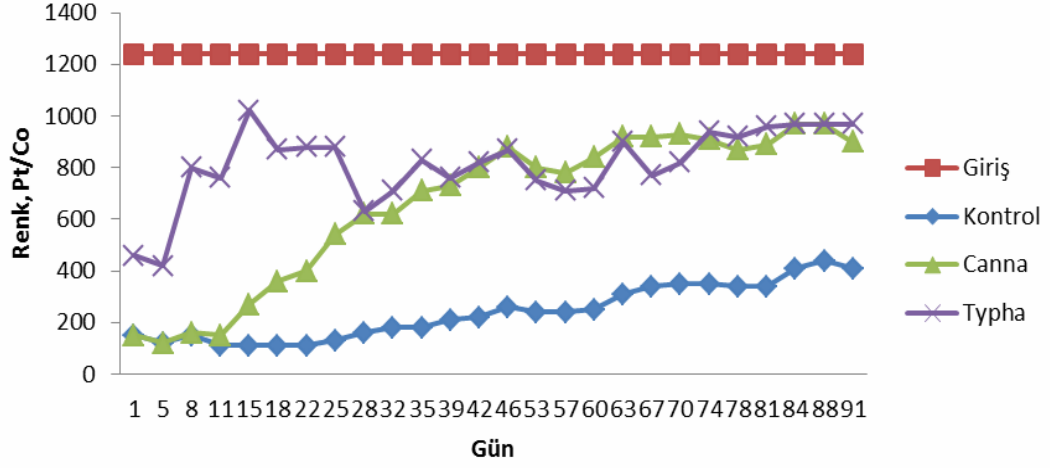
Ticari Indigo Blue GLF boyası ile hazırlanan sentetik atık sudaki giriş ORP değeri -35,7 mV olup, çıkış redoks değerleri Kontrol, Canna ve Typha için sırasıyla; (-65,2 ile -40,5 mV), (-50,5 ile -25,1 mV) ve (-55,3 ile -11,2 mV) aralıklarında değişim göstermektedir (Şekil 4.70). Redoks potansiyeli 100 mV'dan büyük ise aerobik ortamı, -100 mV'dan düşük ise anaerobik ortamı ifade eder (Suthersan, 2002). Set 3'de reaktörlerde redoks değerleri negatif aralıkta olup anoksik olarak çalıştıkları söylenebilir. 91 gün boyunca Kontrol reaktöründe bitkililere göre düşük ORP değerleri görülmüş olup -40 ile -65 mV aralığında kalmıştır. Anoksik ortamda artan ve azalan ORP değerlerine göre sistemde nitrifikasyon-denitrifikasyon olayları kolayca gözlenebilmektedir.



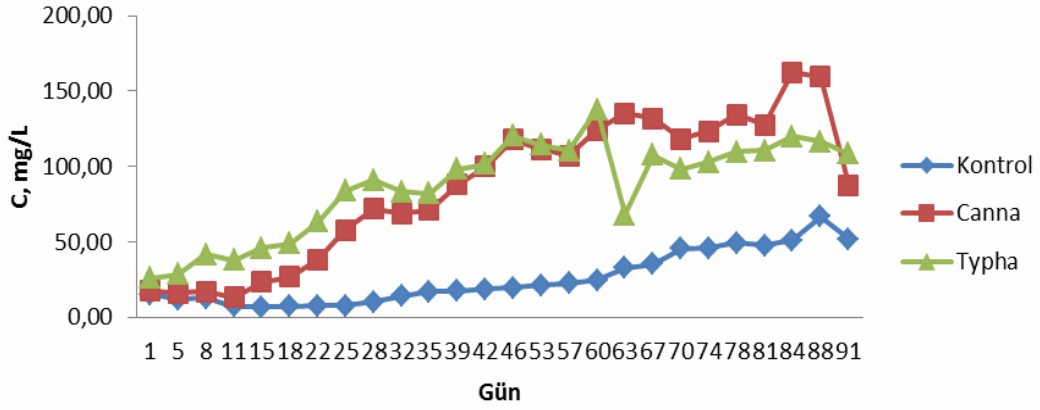
Şekil 4.70 Set 3’de ORP değişimi

4.3.1.7 Renk giderimi

Ticari Indigo Blue GLF boyası ile hazırlanan sentetik atık sudaki giriş renk konsantrasyonu 1240 Pt/Co (881,17 mg/l) iken, çıkış renk konsantrasyonları Kontrol, Canna ve Typha için sırasıyla $239,2 \pm 104,25$ Pt/Co ($25,60 \pm 17,33$ mg/l), $661,9 \pm 287,44$ Pt/Co ($86,50 \pm 46,83$ mg/l) ve $811,9 \pm 144,6$ Pt/Co ($86,78 \pm 31,25$ mg/l)’dır (Şekil 4.71). Giriş ve çıkış reaktörlerinde renk giderimi bakımından anlamlı bir fark görülmektedir (Çizelge 4.41) (Renk (Pt/Co) tek yönlü ANOVA; $F_{0,95}(3,100)=149,20$, $p < 0.05$); (Renk (mg/l) tek yönlü ANOVA; $F_{0,95}(3,100)=4807,62$, $p < 0.05$).



Şekil 4.71 Set 3’de sistemlerdeki renk giderimi (Pt/Co)



Şekil 4.72 Set 3’de sistemlerdeki renk giderimi (mg/l)

Çizelge 4.41 Set 3 için giriş ve çıkış reaktörlerinden alınan numunelerde renk giderimi (2 yönlü Dunnett testi, G:giriş, R1:Kontrol, R2:Canna, R3:Typha)

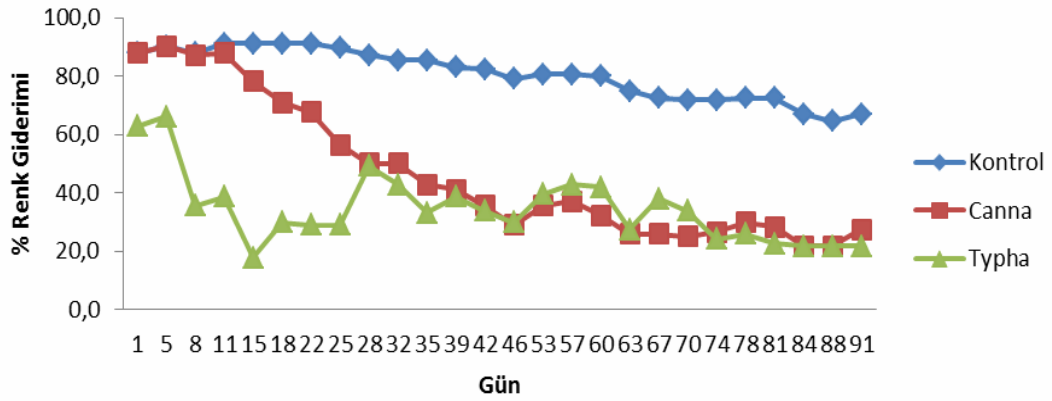
Parametre	Reaktörler	P değeri*	Parametre	Reaktörler	P değeri*
RENK (Pt/Co)	R1 G	0,00*	RENK (Abs)	R1 G	0,00*
	R2 G	0,00*		R2 G	0,00*
	R3 G	0,00*		R3 G	0,00*

91 gün sonunda, Pt/Co cinsinden yapılan renk ölçümleri Kontrol, Canna ve Typha için $80,7 \pm 8,41$, $46,6 \pm 23,18$ ve $34,5 \pm 11,66$ 'dır (Şekil 4.73). Kontrol ve Canna reaktörü arasında %34 fark varken Kontrol ile Typha reaktörü arasında %46,2 fark

görülmektedir. Buna göre, sistemde bitkili reaktörlere göre Kontrol (bitkisiz) reaktörünün daha iyi arıtım yaptığı görülmüştür (Çizelge 4.42).

Buna neden olarak Indigo boyasının suda az oranda çözünmesinden dolayı çökelerek bitki köklerinde tutulmasına ve kesikli beslemeli sistemde zamanla suyla karışmasıyla renk miktarını yükseltmesine bağlayabiliriz.

Mg/l cinsinden yapılan ölçümlerde ise Canna ve Typha reaktörlerinde %90 renk giderimi gözlenirken Kontrol reaktöründe %97 renk giderimi elde edilmiştir.



Şekil 4.73 Set 3’de sistemlerdeki %renk giderimi

Sponza ve arkadaşlarının yaptıkları çalışmada (2000), anaerobik çalışmalarında farklı iki kültürün 30, 60, 100 mg/l boya konsantrasyonlarıyla 13 ve 20 günlük çamur yaşlarında granül çamurla aklimasyonu sonucu %100 Indigo boyası renk giderimi elde edilmiştir.

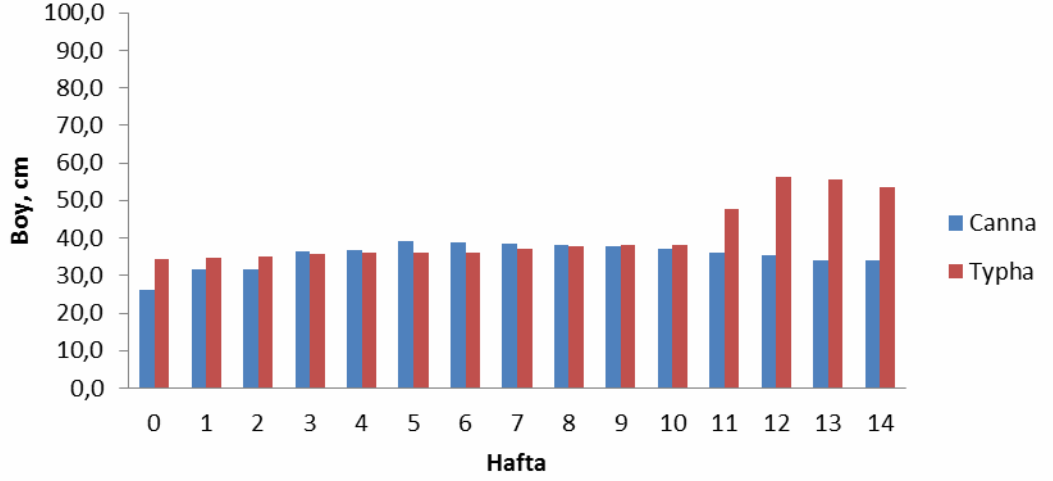
Çizelge 4.42 Set 3’de reaktörlerden alınan numuneler için Tukey HSD

Parametre	Reaktörler	P değeri*	Parametre	Reaktörler	P değeri*
RENK (Pt/Co)	G	R1	RENK (Abs)	G	R1
		R2			R2
		R3			R3
	R1	G		R1	G
		R2			R2
		R3			R3
	R2	G		R2	G
		R1			R1
		R3			R3
	R3	G		R3	G
		R1			R1
		R2			R2

*Gruplar arası farklılık vardır ($p < \alpha$, $\alpha = 0,05$)

4.3.1.8 Bitki gelişimi

Canna indica ve *Typha angustifolia* bitkisi her reaktörde 2’şer adet olmak üzere (64 kök/m²) reaktörlere dikilmiş olup 14 hafta boyunca çalıştırılmıştır. Bu sistemler, 13 Aralık 2013-13 Mart 2014 tarihleri arasında 91 gün laboratuvar ortamında çalıştırılmış ve bitki boyları haftalık olarak ölçülmüştür. Şekil 4.74’de, bitkilerin bu ölçüm dönemlerinde aylık ortalama olarak boy değişimini vermektedir. Grafikten de görüldüğü gibi bitkilerin en hızlı büyüme dönemi sisteme dikildiği ilk 5 ay olup *Typha* bitkisi son 4 haftada rizomlardan büyüyen yeni bitki filizleriyle boyca artış göstermiştir.



Şekil 4.74 Set 3’de bitkilerin aylara göre boy ortalaması

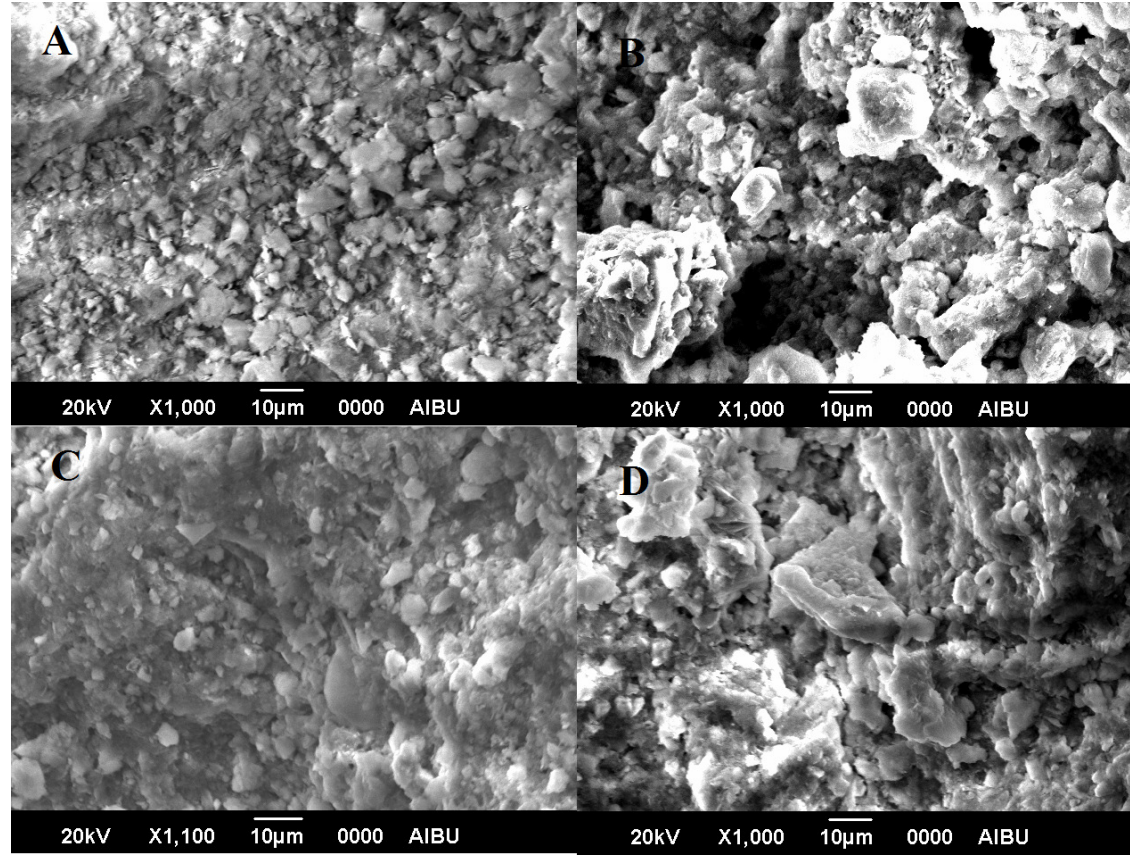
Typha ve Canna bitkisinden örnekler alınarak ortalama kök boyları reaktörlere ekilmeden önce ve sistemlerin kapatılmasından sonra ölçülmüştür. Başlangıçta Typha *angustifolia* ve Canna *indica* için kök boyu 5-6 cm iken 14 hafta sonra Typha’da 9,43 cm ve Canna reaktöründe 6,97 cm’e yükselmiştir. Köklerin başlangıç ve 14 hafta sonraki görüntüleri Şekil 4.75’de verilmiştir.



Şekil 4.75 Set 3’de bitkilerdeki kök gelişimi (A) *Typha angustifolia* başlangıç, (B) *Typha angustifolia* 14 hafta sonra (C) *Canna indica* başlangıç, (D) *Canna indica* 14 hafta sonra

4.3.1.9 Taramalı elektron mikroskopisi (SEM)

91 gün sonunda sistemler kapatıldıktan sonra, biyofilm tabakasını gözleyebilmek amacıyla ara katman olan zeolitten örnek alınmış ve ölçümler yapılmıştır. Mikroorganizma gelişimi için oksijen gerekli olduğundan ve bitki kökleriyle oksijen en son bu katmana ulaştığından dolayı SEM görüntüleri zeolit katmanından alınmıştır. Taramalı elektron mikroskobu görüntüleri JEOL JSM-6390LV model taramalı elektron mikroskobundan alınmıştır.



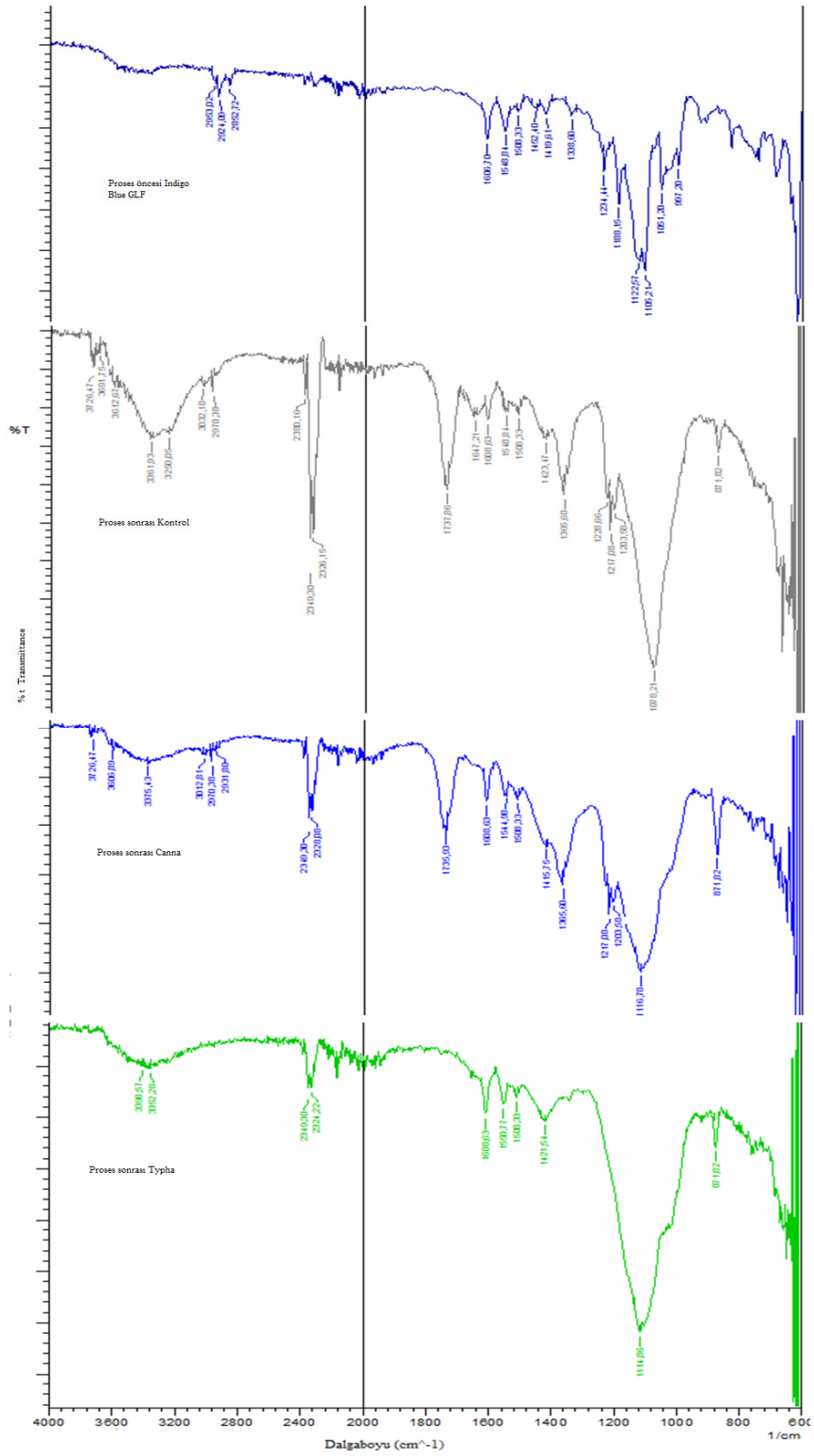
Şekil 4.76 (A) Zeolit dolgu malzemesinin taramalı elektron mikrografı X 1000 (B) Kontrol reaktörü zeolit katmanı X 1000
(C) Canna reaktörü zeolit katmanı X 1000 (D) Typha reaktörü zeolit katmanı X 1000

Şekil 4.76'e göre Kontrol reaktöründe daha yoğun mikrobiyal biofilm oluşumu gözlenmektedir. Bölüm 4.3.1.1'deki KOİ sonuçlarına göre Kontrol'de giderim veriminin bitkili sistemlere göre yüksek olması SEM görüntüleriyle desteklenmektedir.

4.3.1.10 FTIR analizi

Düzce Realkom Tekstil Fabrikası'ndan temin edilen ticari Indigo Blue GLF boyasıyla hazırlanan sentetik atık suyun 91. gün sonundaki yapay sulak alanlar kullanılarak arıtımının mümkün mekanizması $400-4000\text{ cm}^{-1}$ aralığında FTIR analizi kullanılarak incelenmiştir. Şekil 4.77'de arıtmadan önce ticari Indigo Blue GLF boyası ve arıtmadan sonra Kontrol, Canna ve Typha reaktörlerindeki değişim FTIR görüntüleriyle sunulmuştur.

91 gün sonunda yapay sulak alanlarda arıtım süreci tamamlandıktan sonra giriş ve çıkış İndigo Blue GLF boyasının FTIR spektrumunda değişiklikler gözlenmiştir. Kontrol'de $3391,63\text{ cm}^{-1}$ de, Canna'da $3375,40\text{ cm}^{-1}$ de ve Typha'da ise $3398,57\text{ cm}^{-1}$ de geniş N-H gerilmesi gözlenmiştir (Trujillo-Ortega ve ark. 2013). Kontrol grubundaki gerilme bitkili gruptakilere göre daha keskin gözlenmiştir (Şekil 4.77). Kontrol grubunda $2349,30\text{ cm}^{-1}$ de keskin bir amin gerilmesi gözlenmiştir. Canna ve Typha için $2349,30\text{ cm}^{-1}$ ve $2349,30\text{ cm}^{-1}$ de amin gerilmeleri gözlenmiştir.



Şekil 4.77 Proses öncesi ve proses sonrasında Indigo Blue GLF FTIR analizi

5. SONUÇ VE ÖNERİLER

Bu çalışmada farklı boyutlardaki silindirik dikey akışlı üstten kesikli beslemeli olarak işletilen yapay sulak alan sistemleri ile ham tekstil atık suyu ve tekstil boyası arıtımı incelenmiştir. Düzce REALKOM Tekstil Fabrikası'ndan alınan ham tekstil atık suyu yanında fabrikadan temin edilen ticari Yellow 2G ve Indigo Blue GLF boyalarıyla hazırlanan sentetik atık suda KOİ ve renk gideriminin yanı sıra, çeşitli organik maddelerin giderimi, fosfat, bulanıklık giderimleri de araştırılmıştır. Yapay sulak alanlar tekstil atık suyu arıtımında kullanılan diğer arıtma yöntemleri ile karşılaştırıldığında işletiminin kolaylığı ve maliyetinin düşük olmasından dolayı verimli olarak işletilebilen sistemlerdir. Yapay sulak alan sistemlerinde kirleticilerin gideriminde; filtre malzemesi, bitki, su ve mikrobiyal topluluk önemli olmaktadır. Tekstil atık suyunun sisteme kesikli olarak beslemenin arıtmayı daha verimli hale getirdiği görülmüştür (Kietlinska ve ark. 2005). Bu sayede oksijenin filtre yatağı içine nüfuz etmesi daha verimli organik madde ve renk giderimi gerçekleşmesini sağlamaktadır. Çalışmada atık su kesikli olarak beslenmiştir (5 dakika besleme, 55 dakika durgun koşullar). Sistemlerde ekili bitkilerin, mikrobiyal aktivite için ek bir yüzey alanı oluşturması, oksijen transferine ve askıda katı maddelerin tutulmasına yardımcı olması beklenmektedir. Bitki tipi olarak, *Typha angustifolia* ve *Canna indica* bitkileri seçilmiştir.

Bu tez kapsamında 3 set çalışılmış olup Set 1’de laboratuvar ortamında ham tekstil atık suyunun arıtımı kum, zeolit, pomza taşı ve çakıl dolgu malzemeleri içeren bitkili ve bitkisiz reaktörlerde incelenirken, Set 2’de daha küçük boyuttaki kum, zeolit ve çakıl taşından oluşan silindirik reaktörlerde ticari Yellow 2G boyası ile hazırlanan sentetik atık su sisteme beslenmiştir. Set 3’de kum, zeolit ve çakıl taşı dolgu malzemelerinden oluşan sisteme ticari Indigo Blue GLF boyasıyla hazırlanan sentetik atık suyun beslenerek arıtımı incelenmiştir.

Yapılan çalışmaya ve elde edilen sonuçlara göre, yapay sulak alanların ham tekstil atık suyu ve ticari Yellow 2G ve Indigo Blue GLF boyalarının arıtımında uygun sistemler olduğu görülmüştür. Bu çalışmada elde edilen sonuçlar aşağıda özetlenmiştir:

- Kullanılan ham tekstil atık suyunda mevcut organik madde, KOİ gideriminde biyofilm oluşumu, filtrasyon ve dolgu maddelerinde adsorpsiyon işlemi etkili olmuştur. Ayrıca ortamda biyolojik olarak parçalanamayan kararlı organik bileşiklerin bulunması KOİ giderimini düşürmüştür.
- Set 1’de her 3 reaktörde de KOİ giderimlerinin benzer olması, katmanlarda kullanılan dolgu maddelerinin benzer oranda olmasından kaynaklandığı düşünülmektedir (%11,11 zeolit, %22,22 pomza taşı).
- Set 1’de diğer çalışılan 2 sete göre yüksek alıkonma süresi ile (6 gün) reaksiyon için yeterli temas süresi sağlandığından organik madde özellikle KOİ gideriminde literatürle karşılaştırıldığında etkili olduğu görülmüştür.
- Set 3’deki organik olarak parçalanması zor olan Indigo Blue GLF boyası ve Set 1’deki ham tekstil atık suyu gideriminde Kontrol reaktörü bitkisiz sistemlere göre Set 3’de %23, Set 1’de %4 fazla arıtım göstermiştir.

- Özellikle Set 1 ve Set 3'deki yapay sulak alan sistemlerinde bitkili reaktörlerde yüksek KOİ gideriminin gerçekleşmemesinin diğer bir nedeninin de bitki köklerinden sürekli atık madde oluşması ve buna bağlı olarak ortamda organik madde miktarının artışı olduğu görülmüştür.
- Bitkilerin yapısal olarak polar ve iyonik bileşikleri bünyesine alabildiği ve biyolojik olarak parçalayabildiği görülmüştür. Buna göre ticari Yellow 2G boyası, ticari Indigo Blue GLF boyasına göre bitkili reaktörler tarafından %15-20 daha çok arıtılmıştır.
- KOİ giderimi bakımından rizomlarla büyüyen *Typha angustifolia* ve *Canna indica* bitkilerinin etkisi incelendiğinde, Set 3 harici önemli bir farklılık yaratmadığı görülmüştür. Set 3'de *Typha*, *Canna*'ya göre yaklaşık %6 daha çok arıtım göstermiş bunun sebebinin de *Typha*'nın kök boyunun *Canna*'ya göre daha uzun olmasından ve köklerinden sürekli atık (litter) oluşturmasından kaynaklanmaktadır.
- PO₄-P gideriminde her 3 set için de giderim %80'nin üzerinde gözlenmiş olup (p < 0,05) orto-fosfat gideriminde bitkinin etkisinin olmadığı görülmüştür. Sedimentasyon ve adsorpsiyon işlemiyle katmanlarda fosforun çöktürüldüğü düşünülmektedir.
- Set 1'de %11,11 zeolit ve %22,22 pomza taşından oluşmasıyla yüksek Al, Ca ve Fe içerdiklerinden, çökme ve adsorpsiyonla ortamdan P uzaklaştırılmasına katkıda bulunmaktadır. Sistemlerde alkaliye yakın şartlar oluştuğundan, fosforun alkali şartlarda Mg ve Ca'a bağlanarak çöktüğü düşünülmektedir.
- Set 1'de %75 civarında renk giderimi elde edilmiş olup, renk gideriminde bitkili reaktörlerin etkisinin olmadığı görülmüştür. Özellikle orta musluktan alınan numunelerde yaklaşık %24 daha az renk giderildiği görülmüş olup bu

durum kök bölgesinin orta katmana yakın bulunmasıyla askıda katı madde ilavesi yapmasından dolayı olabileceği düşünülmektedir.

- Set 2’de ticari Yellow 2G boyasının arıtımında bitkili reaktörlerde yaklaşık %98 renk giderimi ($p < 0,05$) gözlenmiştir.
- Yapılan bu çalışmada yapay sulak alanların özellikle KOİ ve renk gideriminde etkili olduğu görülmüştür (%75 KOİ, %98 renk).
- Ticari Indigo Blue GLF boyası suda az çözündüğünden ve kesikli beslemede sürekli karışan ortama partikül madde ve bitki köklerinden artık madde sağladığından dolayı zamanla renk ve bulanıklık giderimi verimi azalma göstermiştir (ortalama %46 renk (Pt/Co olarak)) ve %59 bulanıklık (Typha için).
- $\text{NH}_4\text{-N}$ gideriminde en önemli mekanizmanın dolgu malzemesi olarak kullanılan ve amonyak gideriminde etkili olan zeolit (klinoptilolit) ve pomza taşı ile iyon değişimi gerçekleştiği görülmüştür. Set 1’de hacimce %11,11 zeolit, %22,22 pomza; Set 2 ve Set 3’de %33,33 pomza ve %33,33 zeolit bulunmaktadır.
- *Typha angustifolia* ve *Canna indica* bitkileri ile çalışan tüm setlerde benzer $\text{NH}_4\text{-N}$ giderimleri elde edilmiştir. Sulak alan sistemlerinde, bitkilerin kökleriyle oksijen taşınması yanında kesikli dikey akışlı besleme ile (saatte 5 dakika) difüzyon yoluyla oksijen reaktörlerin alt katmanlarına kadar iletilmektedir. Bu durum Kontrol reaktöründe de yüksek KOİ giderim veriminin elde edilmesiyle de kanıtlanmaktadır.
- Giderim performansındaki farklılıklar dolgu malzemesinin fiziksel yapısına ve kimyasal bileşimine olduğu kadar anaerobik-anoksik ve aerobik yapısına da bağlıdır.

- Tüm sistemlerde ortama kontrolsüz oksijen girişı ve ekstra oksijen ilavesi olmadığından redoks potansiyeli -100 mV ile +100 mV arasında değişim göstermekte ve anoksik şartlar hâkim olmaktadır. Buna göre sistemde nitrifikasyonun yanında denitrifikasyon prosesinin de gerçekleştiği artan $\text{NH}_4\text{-N}$ giderimine ve azalan $\text{NO}_3\text{-N}$ giderimine bağlı olarak görölmektedir.
- Sistemlerde nitrifikasyonun gerçekleşmesi pH değerinin düşmesi ve oksitlenen azot konsantrasyonun ($\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$) artması ile belirlenmiştir. Çıkış pH değerlerinin giriş pH değerlerinden düşük olduğu gözlenmiştir.
- Kullanılan dolgu malzemelerinin biyokütlenin tutulması ve biofilm oluşumu için uygun bir ortam oluşturduğu görölmüştür.
- Çeşitli sulak alan bitkileri arasında arıtım performansı açısından farklılık olmamakla birlikte bitki seçiminde göz önüne alınması gereken kriterler, büyüme potansiyeli, dayanıklılık, bitkinin maliyeti ve bakım maliyeti verilebilir.
- Sonuçta, bu çalışma yapay sulak alan sistemlerinde simultane organik madde giderimi, nitrifikasyon-denitrifikasyonun gerçekleştiğini göstermiş ve aynı zamanda da yüksek renk giderimi sağlanmıştır.

İleride yapılabilecek çalışmalara öneri olarak, bir tekstil fabrikası yanına pilot ölçekli yapay sulak alan sistemi inşa edilerek yıllık olgunlaşma dönemiyle birlikte mevsimsel arıtma verimi izlenebilir. Ayrıca katmanlardaki biofilm tabakası içerisindeki mikroorganizma türleri tespit edilerek arıtmada rol oynayan baskın türler belirlenebilir. Bununla birlikte, yapay sulak alan sistemleri seri olarak başka reaktörlere değişik konfigürasyonlarda bağlanarak arıtımın iyileşmesi incelenebilir. Pomza taşı, zeolit, kum, çakıl taşı gibi dolgu malzemeleri yerine atık materyallerden oluşan dolgu malzemeleri kullanılarak, atık materyal değerlendirilmesi yapılabilir.

KAYNAKÇA

53. European Integrated Pollution Prevention and Control (IPPC) Bureau, (2002). Tekstil Sanayi için En Uygun Teknikler (BAT) Referans Dokümanı. <http://www.csb.gov.tr/db/ippc/icerikbelge/icerikbelge1130.pdf>

Ahmed, M., Idris, A., Adam, A. (2007). Combined anaerobic-aerobic system for treatment of textile wastewater. *Journal of Engineering Science and Technology*, 2(1), 55-69.

Ahn, D.-H., Chang, W.-S., and Yoon, T.-I. (1999). Dyestuff wastewater treatment using chemical oxidation, physical adsorption and fixed bed biofilm process. *Process Biochemistry*, (34), 429-439.

American Public Health Association (APHA). (2005). Standard methods for the examination of waste and wastewater. 21st ed. Washington (DC):APHA.

Andre, B.D.S., Francisco, J.C., Jules, B.V.L. (2007). Review paper on current technologies for decolourisation of textile wastewaters: perspectives for anaerobic biotechnology. *Bioresource Technology*, (98), 2369–2385.

Anonymous, (2003) Technical and Regulatory Guidance Document for Constructed Wetlands. The Interstate Technology and Regulatory Council Wetlands Team Online. Reports. Online at: www.afcee.brooks.af.mil/products/techtrans/download/WTLND-1.pdf Anonymous.

Armstrong, J., Afreen-Zobayed, F., Blyth, S., Armstrong, W. (1999). *Phragmites australis*: effects of shoot submergence on seedling growth and survival and radial oxygen loss from roots. *Aqua. Bot.*, (64), 275–289.

Arslan, T. (2010) Tekstil Atık Sularının Süperkritik Su Ortamında Gazlaştırılması, Yüksek Lisans Bitirme Tezi, Yıldız Teknik Üniversitesi, İstanbul.

ARUOBA, Ç., Ogun, M.T. (1999). Dünya Tekstil Ekonomisi, Anadolu'da Hızla Sanayileşen Kentler: Kahramanmaraş Örneği, Ankara: Türkiye Ekonomi Kurumu Yayını, 31-42.

Ayaz, S. (1998). Sahil Bölgelerinde Atıksuların Yapay Sulakalanlar İle Arıtılması, Doktora Tezi, İstanbul Üniversitesi, Deniz Bilimleri ve İşletmeciliği Enstitüsü, 146s.

Babu, B.R., Parande, A.K., Raghu, S., Prem Kumar, T. (2007). Textile Technology. An Overview of Wastes Produced During Cotton Textile Processing and Effluent Treatment Methods. *The Journal of Cotton Science*, (11), 110–122.

Başbuğ, M. (2008). Bentonit ve Ponza ile Sulu Çözeltilerden ve Tekstil Atıksuyundan Boya Adsorpsiyonunun İncelenmesi. Süleyman Demirel Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Yüksek Lisans Tezi, Isparta.

Başer, İ., İnanıcı, Y. (1990). Boyar Madde Kimyası, Marmara Üniversitesi, pp. 215, İstanbul.

Bezbaruah, A.N., Zhang, T. (2004). pH, redox and oxygen microprofiles in rhizosphere of Bulrush in a constructed wetland treating municipal wastewater. *Biotechnology and Bioengineering*, 88(1), 60-70.

Bhat, R.V., Mathur, P. (1998). Changing scenario of food colours in India. *Curr Sci*, (74), 198–202.

Birgül, A., Solmaz, A. (2007). Tekstil Endüstrisi Atık suları Üzerinde İleri Oksidasyon ve Kimyasal Arıtma Prosesleri Kullanılarak KOİ ve Renk Gideriminin Araştırılması. *Çevre Ekolojisi*, (62), 72-80.

Bisschops, I., Spanjers, H. (2003). Literature review on textile wastewater characterization. *Environmental Technology*, (24), 1399-1411.

Bonomo L, Pastorelli G, Zambon N.(1997). Advantages and limitations of duckweed-based wastewater treatment systems. *Water Science Technology*, (35), 236.

Brix, P.S., Schierup, H. (1990). Soil Oxygenation in constructed reed beds the role of Macrophyte and soil atmosphere interface oxygen transport, 53-66, In P.F. Cooper and B.C. Findlater (Eds), *Proceedings of the international conference on the use of constructed wetlands in water pollution control* Oxford, U.K., Pergamon Press.

Bulc, T.G., Ojstrsek, A. (2008). The use of constructed wetland for dye-rich textile wastewater treatment. *Journal of Hazardous Materials*, (155), 76-82.

Charmagne O., Caste C. (1996). Color Removal from Textile Plant Effluents, *American Dyestuff Reporter*, Degremont S.A., Cedex, France.

Chen, K.C., Huang, W.T., Wu, J.Y., Hwang, J.Y. (1999). Microbial decolorization of azo dyes by *Proteus mirabilis*. *J Ind Microbiol Biotechnology*, 23(1), 686-690.

Chung, K.T., Stevens, S.E.J. (1993). Degradation of azo dyes by environmental microorganisms and helminths. *Environmental Toxicology and Chemistry*, (12), 2121-2132.

Cing, S. (2001). *Tekstil Boyalarının Renginin Gideriminde Mikroorganizma Kullanımı*, (Yüksek Lisans Tezi), İnönü Üniversitesi Mühendislik Fakültesi, Malatya.

Conolly, R., Zhao, Y., Sun, G., Allen, S. (2003). Removal of ammoniacal-nitrogen from an artificial landfill leachate in downflow reed beds. *Process Biochem.* 38(7), 1003–1018.

Cook, S.M.F., Linden, D.R. (1997). Use of rhodamine WT to facilitate dilution and analysis of atrazine samples in short-term transport studies. *J EnvironQual*, (26), 1438–41.

Cooper, P.F., Job, G.D., Green, M.B., Shutes, R.B. (1996). *Reed beds and Constructed Wetlands for Wastewater Treatment*. WRc Swindon, Wiltshire, UK.

Coughlin, M., Kinkle, B., Bishop, P. (2002). Degradation of acidorange 7 in an aerobic biofilm. *Chemosphere*, 46 (1), 11–19.

Crites, R., Tchobanoglous, G. (1998). Small and Decentralised Wastewater Management Systems. McGraw-Hill, Boston.

Çevre ve Şehircilik Bakanlığı-TÜBİTAK KAMAG, (2010-2013). Boyarmadde İçeren Atıksular İçin Deşarj Renk Standardının Belirlenmesi ve Arıtım Teknolojilerinin Araştırılması. Proje No: 109G083, ANKARA.

Davies, L.C., Pedro, I.S., Novais, J.M., Martins-Dias, S. (2006). Aerobic degradation of acid orange 7 in a vertical-flow constructed wetland. *Water Research*, (40), 2055-2063.

Debusk, W. (1999). Wastewater treatment wetlands: Contaminant removal processes. University of Florida, www.edis.ifas.ufl.edu/SS293

Demir, A., Kanat, G., Debik, E., Ağaçcıoğlu, H. (2000). Endüstriyel Atıksularının Arıtım, Denetim ve Kontrolü (Seminer notları), Yıldız Teknik Üniversitesi Çevre Mühendisliği Bölümü, İstanbul.

DLWC, (1998). The Constructed Wetlands Manual. Department of Land and Water Conservation New South Wales, Sydney ISBN 071313296.

Doble M., Kumar, A. (2005). Biotreatment of Industrial Effluents. Elsevier Butterworth-Heinemann, Oxford,UK.

Dos Santos, A.B., Cervantes, F.J., Van Lier, J.B. (2007). Review paper on current technologies for decolourisation of textile wastewaters perspectives for anaerobic biotechnology. *Bioresearch Technology*, (98), 2369-2385.

El Nemr, A. (2012). Non-Conventional Textile Wastewater Treatment. *Pollution Science, Technology and Abatement*, Nova Publishers, New York, USA.

EPA Office of Compliance Sector Notebook Project: Profile of the textile industry. (September, 1997).EAA/310-R-97-009.

EPA, (1996). Manual, Best Management Practices for Pollution Prevention in the Textile Industry. US Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, EPA/625/R-96/004.

EPA, (1999). Free Water Surface Wetlands for Wastewater Treatment: A technologyAssessment. Washington. D. C.

EPA, (2000), Introduction to Phytoremediation (Environmental Protection Agency). EPA/600/r-99/107, Cincinnati, Ohio, U.S.A, p 72, <http://www.clu-in.org>

Farrell, S., Hillard, J., Mccurdy, M. (1999). Unassisted and Enhanced Remediation Studies for Onshore Oil Spills. Concept Development Louisiana Applied and Educational Oil Spill Research and Development Program, Osradp Tecnical Report Series 98-002.

Faulkner, S.P., Richardson, C.J. (1989). Physical and chemical characteristics of freshwater wetland soils. 41-71, in D. A. Hammer, ed. Constructed wetlands for wastewater treatment. Lewis Publishers, Inc., Chelsea, MI.

Faulwetter, J.L., Gagnon, V., Sundberg, C., Chazarenc, F., Burr, M.D., Brisson, J., Camper, A.K., Stein, O.R. (2009). Microbial processes influencing performance of treatment wetlands: a review. *Ecological Engineering*, (35), 987-1004.

Felde, K., Kunst, S. (1997), N and COD removal in vertical flow systems, *Water Science and Technology*, 35(5), 79-85.

Forgacs, E., Cserhati, T., Oros, G. (2004). Removal of synthetic dyes from wastewaters: a review. *Environment International*, (30), 953-971.

Gao, J.-F., Zhang, Q., Su, K., Wang, J.-H. (2010) Competitive biosorption of Yellow 2G and Reactive Brilliant Red K-2G onto inactive aerobic granules: Simultaneous determination of two dyes by first-order derivative spectrophotometry and isotherm studies, *Bioresource Technology*, (101), 5793-5801.

Garbisu, C., Alkorta, I. (2001). Phytoextraction: A Cost-Effective Plant-Based Technology for the Removal of Metals from the Environment, *Bioresource Technology*, (77), 229-236.

Gopal, B. (1999). Natural and Constructed Wetlands for Wastewater Treatment, Potentials and Problems. *Water Science Tech.*

Goyal, S., Sharma, G., Bhardwaj, K.K. (2009). Decolorization of Synthetic Dye (Methyl Red) Waste Water Using Constructed Wetlands Having Upflow and Downflow Loading Formate. *Rasayan J. Chem*, 2(2), 329-331.

Gray, S., Kinross, J., Read, P., Marland, A. (2000). The nutrient assimilative capacity of mearl as substrat in constructed wetland systems for waste water treatment. *Water Research*, 34 (8), 2183-2190.

Grosse, W. (1989). Thermoosmotic air transport in aquatic plants affecting growth activities and oxygen diffusion to wetland soils. In: Hammer, D.A. (Ed.), *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment. Municipal, Industrial and Agricultural*. Lewis Publishers, Chelsea, pp. 416-469.

Gupta, G.S., Shukla, S.P., Prasad, G., Singh, V.N. (1992). China clay as an adsorbent for dye house wastewaters. *Environ Technol*, (13), 925-36.

Hai, F.I., Yamamoto, K., Fukushi, K. (2007). Hybrid treatment systems for dye wastewater. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, (37), 315-377.

Halimoon, N., Goh Soo Yin, R. (2010). Removal of Heavy Metals from Textile Wastewater using Zeolite, *Environment Asia*, 124-130.

Hao, O.J., Kim, H., Chang, P.C. (2000). Decolorization of wastewater. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 30 (4), 449-505.

He, Y., Bishop, P.L. (1994). Effect of acid orange 7 on nitrification process. *J. Environ. Engineering*, 120 (1), 108–121.

Henry, J. (2000). An Overview of the Phytoremediation of Lead and Mercury. U.S. Epa, Office of Solid Waste and Emergency Response Technology Innovation Office. P:51.

Hossner, L. R., Loeppert, R. H., Newton, R. J., Szaniszlo, P. J. and Moses Attrep, Jr. (1998). Literature Review: Phytoaccumulation of Chromium, Uranium, and Plutonium in Plant Systems. Amarillo National Resource Center for Plutonium. Report: 3, Usa, 51 P.

Hunt, P.G., Poach, M.E. (2001). State of the art for animal wastewater treatment in constructed wetlands. *Water Science and Technology*, 44 (11–12), 19–25.

Ingersoll, T., Baker, L. (1998). Nitrate removal in wetland microcosms. *Water Research*, 32(3), 677-684.

Işık M., Sponza D.T. (2004). Simüle tekstil atıksuyunun anaerobik/aerobik arıtımı, *Ekoloji Dergisi*, 14(53), 1-8.

Işık M., Sponza D.T. (2005). Substrate removal kinetics in an upflow anaerobic sludge blanketreactor decolorising simulated textile wastewater. *Process Biochemistry*, (40), 1189–1198.

Işık, M., Sponza, D.T. (2004). Decolorization of azo dyes under batch anaerobic and sequentialanaerobic/aerobic conditions. *Journal of Environmental Science and Health, Part A-Toxic/Hazard. Substances and Environmental Engineering*, (39), 1107-1127.

ITRC, (2003). Tecnical and Regulatory GuidanceDocument for Constructed Wetlands, www.afcee.brooks.af.mil/products/techtrans/download/WTLND-1.pdf

Ivanov, K., Gruber, E., Schempp, W., Kirov, D. (1996). Possibilities of using zeolite as filler and carrier for dyestuffs in paper. *Das Papier*, (50), 456–60.

IWA, (2000). Constructed Wetlands for Pollution Control: Processes, Performance, Design and Operation. IWA Publications, London, UK, xii, p:156.

Jhee, E. M., Dandridge, K. L., Christy, A. M., Jr., Pollard, J. (1999). Selective Herbivory on Low-Zinc Phenotypes of the Hyperaccumulator *Thlaspi Caerulescens* Brassicacea. *Chemoecology*, (9), 93–95.

Kabadasil, I., Tünay, O., Orhon, D. (1999). Wastewater control and management in a leather tanning district. *Water Sci Technol*, 40(1), 261–7.

Kaçar, B., Katkat, A.V., Öztürk, Ş. (2002). Bitki Fizyolojisi, Uludağ Üniversitesi Güçlendirme Vakfı Yayın No:198, 975-564-133-5, Bursa.

Kadlec, R. H., ve Knight, R. L. (1996). Treatment Wetlands, Lewis Publishers. Boca Raton, Florida.

Kadlec, R.H., Reddy, K.R. (2001). Temperature Effects in Wetlands. *Water Environ. Res.*, 73(5), 543–557.

Kalliala, E. (1997). The ecology of textiles and textile services. Doctoral thesis, Tampere University of Technology, POB 537, Tampere, Finland, (ISBN 951-722-853-8).

Kalliala, E., Talvenmaa, P. (2000). Environmental profile of textile wet processing in Finland. *Journal of Cleaner Production*, (8), 143–154.

Kapdan İ.K., Alparlan S. (2004). Tekstil endüstrisi atıksularından anaerobik-aerobik ardışık reaktör sisteminde KOİ ve renk giderimi. ÇEVRE 2004 I. Ulusal Çevre Kongresi Cumhuriyet Üniversitesi, 217-223.

Kapdan İ.K., Oztekin R. (2003). Decolorization of textile dyestuff Reactive Orange 16 in fed-batch reactor under anaerobic condition. *Enzyme and Microbial Technology*, (33), 231–235.

Kapdan İ.K., Tekol M., Sengul F. (2003). Decolorization of simulated textile wastewater in an anaerobic-aerobic sequential treatment system. *Process Biochemistry*, (38), 1031-1037.

Karul, C., Soyupak, S., Tuncer, A., Mukhallatı, L., ve Çilesiz, A.F. (1995). A Comprehensive Evaluation of Possible Eutrofication Control Methods for Keban Dam Reservoir with Special Emphasis on Pre-dam Construction.

Khehra, M.S., Saini, H.S., Sharma, D. K., Chadha, B.S., Chimni, S.S. (2006). Biodegradation of azo dye C.I. Acid Red by an anoxic, aerobic sequential bioreactor. *Dyes and Pigments*, (70), 1-7.

Kietlinska, A., Renman, G. (2005). An evaluation of reactive filter media for treating landfill leachate. *Chemosphere*, (61), 933-940.

Kim, S.Y., Geary, P.M. (2001). The impact of biomass harvesting on phosphorus uptake by wetland plants. *Water Science Technology*, (44), 61–7.

Kim, S.Y., Park, C., Kim, T-K, Lee, J., Kim, S-W. (2003). COD reduction and decolorization of textile effluent using a combined process. *J. Biosci. Bioengineering*, 95(1), 102-5.

Knapp, J.S., Newby, P.S. (1995). The microbiological decolorization of an industrial effluent containing a diazo-linked chromophore. *Water Resource*, (29), 1807–1809.

Knight, R. L. (1997). Wildlife Habitat and Public Use Benefits of Treatment Wetlands. *Water Science and Technology*, (35): 35-43.

Kocaer, F.O., Alkan, U. (2002). Boyar Madde İçeren Tekstil Atıksularının Arıtım Alternatifleri. *Uludağ Üniversitesi Mühendislik-Mimarlık Fakültesi Dergisi*, 7(1), 47-55.

Koottatep, T., Polprasert, C., Koahn, N. T., Heinss, U., Montangero, A., Strauss, M., (2001). Septage Dewatering in Vertical-Flow Constructed Wetlands Located in the Tropics. *Water Science and Technology*, 44 (2-3), 181-8.

Korkusuz, A., Beklioğlu, M., Demirer, G. (2005). Comparison of the treatment performances of blast furnace slag- based and gravel- based vertical flow wetlands operated identically, for domestic wastewater treatment in Turkey, *Ecological Engineering*, 24, 187-200.

Kozub, D.D., Lier, S.K. (1999). Assessing denitrification rate limiting factors in a constructed wetland receiving landfill leachate. *Water Science and Technology*, 40(3), 75- 82.

Kök, R., Çoban, O. (2005). Türkiye Tekstil Endüstrisi ve Rekabet Gücü: AB Ülkeleriyle Karşılaştırmalı Bir Analiz Örneği, 1989-2001. *İktisat İşletme ve Finans*, 20(228), 68-81.

Kösesakal, T. (2011). Organik Kirleticilerin Bitkilerle Temizlenmesi: Alınma ve Parçalanma Mekanizmaları. *Marmara Üniversitesi Fen Bilimleri Dergisi*, 23 (3) , 123-139.

Kross, B.C., Nicholson, H.F., Ogilvie, L.K. (1996). Methods development study for measuring pesticide exposure to golf course workers using video imaging techniques. *Appl Occup Environ Hyg*, (11), 1346-51.

Kulla H.G. (1981). Aerobic Bacterial Degradation of Azo Dyes. *FEMS symp.*, (12), 387-399.

Larsen, E., Greenway, M. (2004). Quantification of biofilms in a sub-surface flow wetland and their role in nutrient removal. *Water Science and Technology*, 49(11-12): 115-122.

Lee, Y.H., Pavlostathis, S.G. (20024). Decolorization and toxicity of reactive anthraquinone textile dyes under methanogenic conditions. *Water Research*, (38), 1838-52.

Lin, S.H., Peng, C.F. (1994). Treatment of Textile Wastewater By Electrochemical Method. *Water Research*, (28), 277-82.

Lourenço, N.D., Novais, J.M., Pinheiro, H.M. (2001). Effect of some operational parameters on textile dye biodegradation in a sequential batch reactor. *Journal of Biotechnology*, (89), 163-174.

Manios, T, Stentiford, E.I., Millner, P.A. (2002). The removal of NH₃-N from primary treated wastewater in subsurface reed beds using different substrates. *Journal of Environmental Science and Health, Part A: Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering*, 37(3), 297-308.

Manu B., Chaudhari S. (2002). Anaerobic decolorisation of simulated textile wastewater containing azo dyes. *Bioresource Technology*, (82), 225-231.

Mashauri, D.A., Mulungu, D.M.M., Abdulhussein, B.S. (2000). Constructed wetland at the university of Dar Es Salam. *Water Research*, 34(4), 1135-1144.

Mayo, A.W., Mutamba, J. (2004). Effect of HRT on nitrogen removal in a coupled HRP and unplanted subsurface flow gravel bed constructed wetland. *Phys Chem Earth*. (29), 1253–1257.

Mbuligwe, S.E. (2005). Comparative treatment of dye-rich wastewater in engineered wetland systems (EWSs) vegetated with different plants. *Water Research*. (39), 271-280.

Meng, P., Pei, H., Hu, W., Shao, Y., Li, Z. (2014). How to increase microbial degradation in constructed wetlands: Influencing factors and improvement measures. *Bioresource Technology*, (157), 316-326.

Merz, K. (2000), Guidelines for using free water surface constructed wetlands to treat municipal sewage, www.epa.qld.gov.au/publications/p00424aa.pdf/Guidelines_for_using_free_water_surface_constructed_wetlands_to_treat_municipal_sewage.pdf

Mitsch, W. J., Gosselink, J. G. (1993). *Wetlands*, Van Nostrand Reinhold, ISBN 0 442 00805 8 New York.

Newman, J.M., Clausen, J.C., Neafsey, J.A. (1999). Seasonal performance of a wetland constructed to process dairy milkhouse wastewater in Connecticut, *Ecological Engineering* (14),181.

O'Neill, C., Lopez, A., Esteves, S., Hawkes, F.R., Hawkes, D.L., Wilcox, S. (2000). Azo-dye degradation in an anaerobic-aerobic treatment system operating on simulated textile effluent. *Applied Microbiology Biotechnology*, (53), 249-254.

OEMC, (2001). *Treating Wastewater with Constructed Wetlands*, Wetlands Project Final Report. Governor's Office of Energy Management and Conservation 225 E. 16th Avenue, Suite 650, Denver, CO 80203.

Ojstrsek, A., Fakin, D., Vrhovsek, D. (2007). Residual dyebath purification using a system of constructed wetland. *Dyes and Pigments*, (74), 503-507.

Ong, S.A, Uchiyama, K., Inadama, D., Yamagiwa, K. (2009). Simultaneous removal of color, organic compounds and nutrients in azo dye-containing wastewater using up-flow constructed wetland. *Journal of Hazardous Materials*, (165), 696-703.

Ong, S.A., Uchiyama, K., Inadama, D., Ishida, Y., Yamadiwa, K. (2010). Treatment of azo dye Acid Orange 7 containing wastewater using up-flow constructed wetland with and without supplementary aeration. *Bioresource Technology*, 101 (23): 9049-9057.

Osada, T., Haga, K. and Harada, Y. (1991). Removal of nitrogen and phosphorus from swine wastewater by the activated sludge units with the intermittent aeration process, *Water Research*, 25 (11), 1377-1388.

Özcan, A.S., Özcan, A. (2004). Adsorption of Acid Dyes from Aqueous Solutions onto Acid-Activated Bentonite. *Journal of Colloid and Interface Science*, (276), 39–46.

Pandey, A., Singh, P., Iyengar, L. (2007). Bacterial decolorization and degradation of azo dyes. *International Biodeterioration and Biodegradation*, (59), 73-84.

Panswad T.,Luangdilok W. (2000). Decolorization of reactive dyes with different molecular structures under different environmental conditions. *Water Research*, 34(17), 4177- 4184.

Paredes, D., Kuschik, P., Mbwette, T.S.A., Stange, F., Muller, R.A., Köser, H. (2007). New aspects of microbial nitrogen transformations in the context of wastewater treatment – a review. *Eng. Life Sci.* (7), 13–25.

Pearce, C.I., Lloyd, J.R., Guthrie, J.T. (2003). The removal of colour from textile wastewater using whole bacterial cells: a review. *Dyes Pigments*, (58), 179–196.

Pinar, A., Ugurlu, A. (2003). Ammonium removal from leachate by Turkish clinoptilolite: effect of competing ions, 9th International Waste Management and Landfill Symposium, Cagliari, Sardinia, Italy.

Piotrowska, A., Iamarino, G., Rao, M.A., Gianfreda, L. (2006). Short term effects of olive mill waste water on chemical and biochemical properties of a semiarid Mediterranean soil, *Soil Biology and Biochemistry*, (38), 600–610.

Pivetz, B. E. (2001). Phytoremediation of Contaminated Soil and Ground Water at Hazardous Waste Sites. U.S Environmental Protection Agency Epa, 540/S–01/500, 36 P.

Prochaska, C.A., Zouboulis, A.I. (2006). Removal of phosphates by pilot vertical-flow constructed wetland using a mixture of sand and dolomite as substrate. *Ecological Engineering*, (26), 293–303.

Rajaguru, P., Vidya, L., Baskarasethupathi, B., Kumar, P.A., Palanivel, M., Kalaiselvi, K. (2002). Genotoxicity evaluation of polluted ground water in human peripheral blood lymphocytes using the comet assay. *Mutation Research*, (517), 29-37.

Rauf M.A., Ashraf S.S. (2012). Survey of recent trends in biochemically assisted degradation of dyes. *Chemical Engineering Journal*, (209), 520-530.

Reddy, K.R., D'Angelo, E.M. (1997). Biogeochemical Indicators to Evaluate Pollutant Removal Efficiency in Constructed Wetlands. *Wat.Sci.Tech.*, 35(5), 1-10.

Rulkens, W. H., Tichy, R., Grotenhuis, J. T. C. (1998). Remediation of Polluted Soil and Sediment: Perspectives and Failures. *Water Sci. Technol.*(37), 27–35.

Sadowsky, M. J. (1999). Phytoremediation: Past Promises and Future Practises. Microbial Biosystems: New Frontiers, Proceedings of the 8th International Symposium on Microbial Ecology, Bell Cr, Brylinsky M, Johnson–Green P Ed, Atlantic Canada Society for Microbial Ecology, Halifax, Canada.

Saeed, T., Sun, G. (2013). A lab-scaled study of constructed wetlands with sugarcane bagasse and sand media for the treatment of textile wastewater. *Bioresource Technology*, (128), 438-447.

Sakadevan S, Bavor H. (1998). Phosphate adsorption characteristics of soils, slags and zeolite to be used as substrates in constructed wetland system. *Water Research*, (32), 393.

Samsunlu, A., (2008), Çevre Mühendisliği Kimyası. Birsen Yayınevi, 6. Baskı, İstanbul.

Sani, R.K., Banerjee, U.C. (1999). Decolorization of triphenylmethane dyes and textile and dyestuff effluent by *Kurthia* sp, *Enzyme and Microbial Technology*, (24), 433-437.

Santos A., Bisschops I.A.E., Cervantes F.J.,vd. (2004). Effect of different redox mediators during thermophilic azo dye reduction by anaerobic granular sludge and comparative study between mesophilic (30 °C) and thermophilic (55 °C) treatments for granular sludge and comparative study between mesophilic (30 °C) and thermophilic (55 °C) treatments for during thermophilic azo dye reduction by anaerobic granular sludge and comparative study between mesophilic (30 °C) and thermophilic decolourisation of textile wastewaters. *Chemosphere*, (55), 1149–1157.

Santos, A.B., Bisschops, I.A.E., Cervantes, F. J., Vd. (2005). The transformation and toxicity of anthraquinone dyes during thermophilic (55 °C) and mesophilic (30 °C) anaerobic treatments. *Journal of Biotechnology*, (115), 345–353.

Sawaittayothin,V., Polprasert,C. (2007). Nitrogen mass balance and microbial analysis of constructed wetlands treating municipal landfill leachate. *Bioresource Technology*, (98), 565- 570.

Scarpi, C., Ninci, F., Centini, M., Anselmi, C. (1998). High-performance liquid chromatography determination of direct and temporary dyes in natural hair colourings. *J Chromatogr*, (796), 319–25.

Scheeren, C., Paniz, J., Martins, A. (2002). Comparison of advanced processes on the oxidation of acid orange 7 dye. *J. Environ. Sci.Health*. 37 (7), 1253–1261.

Seidel, K. (1955). Die Flechtbinse *Scirpus lacustris*. In: Ökologie, Morphologie und Entwicklung, ihre Stellung bei den Volkern und ihre Wirtschaftliche Bedeutung. Schweizerbart sche Verlagsbuchndlung. Stuttgart, Germany, pp. 37–52.

Sevimli, M. (2000). Tekstil Endüstrisi Atık sularından Ozonlama ile Renk Giderimi ve Ozonlamanın Biyolojik Arıtılabilirliğe Etkisi. Doktora Tezi, İstanbul Teknik Üniversitesi.

Shukla, S.P., Gupta, G.S. (1992). Toxic effects of omega chrome red ME and its treatment by adsorption. *Ecotoxicol Environ Saf*, (24), 155–63.

Slampova, A., Smela, D., Vondrackova, A., Jancarova, I., Kuban, V. (2001) Determination of synthetic colorants in foodstuffs. *Chem Listy*, (95), 163–8.

Sokolowska-Gajda, J., Freeman, H.S., Reife, A. (1996). Synthetic dyes based on environmental considerations: 2. Iron complexed formazan dyes. *Dyes and Pigments*, (30),1–20.

Sponza D.,Işık M.,Atalay H. (2000). İndigo boyar maddelerinin anaerobik arıtılabilirliklerinin incelenmesi, DEÜ Mühendislik Fakültesi Fen Mühendislik Dergisi, 2(3), 23-34.

Stefanakis, A.I., Tsihrintzis, V.A. (2012). Use of zeolite and bauxite as filter media treating the effluent of Vertical Flow Constructed Wetlands. *Microporous and Mesoporous Materials*, (155), 106-116.

Stottmeister, U.,Wiebner, A., Kusch, P., Kappelmeyer, U., Kastner, M., Bederski, O., Müller, B.A., Moormann, H. (2003). Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment, *Biotechnology Advances*, (22), 93-117.

Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği, 31.12.2004, Sayı: 25687 (Kaynak: Çevre ve Şehircilik Bakanlığı).

Suthersan, S.S. (2002). Natural and Enhanced Remediation Systems, Acradis, Lewis Publisher, Washington, DC.

Suthersan, S.S. (1999). Phytoremediation Remediation Engineering: Design Concepts Book. S. S. Editor. Crc Press Llc. Boca Raton.

Şen S.,Demirer G.N. (2003). Anaerobic treatment of real textile wastewater with a fluidized bed reactor. *Water Research*, (37), 1868–1878.

Talarposhti A.M., Donnelly T.,Anderson G.K. (2001). Colour removal from a simulated dyewastewater using a two-phase anaerobic packed bed reactor, *Water Research*, 35(2), 425-432.

Tanner, C., Clayton, J., Upsdell, M. (1995). Effect of loading rate and planting on treatment of dairy farm waste waters in constructed wetlands-II. Removal of nitrogen and phosphorous. *Water Research*, 29, 27.

Tanner, C.C. (1996). Plants for constructed wetland treatment systems—a comparison of the growth and nutrient uptake of eight emergent species. *Ecological Engineering*, (7), 59–83.

Tee, H.C., Seng, C.E., Noor, M. D. A., Lim, P.E. (2009). Performance Comparison of Constructed Wetland with gravel and rice husk-based media for phenol and nitrogen removal. *Science of the Total Environment*, (407), 3563-3571.

Thable, T.S. (1984). Einbau und Abbau von Stickstoffverbindungen aus Abwasser in der Wurzelraumanlage Othfresen, Dissertation, Gesamthochschule Kassel, Universität Hessen.

Tong, A., Young, R.A. (1974). An investigation into the pretreatment and effect of an industrial waste water derived from the manufacture of azo dyes upon the activated-sludge process, *Water Pollut. Control*. (73), 584–588.

Tousignant, E. (1999). Guidance Manual for the Design, Construction, and Operations of Constructed Wetlands for Rural Applications in Ontario, Constructed Wetlands Guidance Manual Ontario Rural Applications.

Trujillo-Ortega, A., Martinez Delgadillo, S.A., Mendoza-Escamilla, V.X., May-Lozano, M., Barrera-Diaz, C. (2013) Modeling the Removal of Indigo Dye from Aqueous Media in a Sonoelectrochemical Flow Reactor, *Int. J. Electrochem. Science*, (8), 3876-3887.

Tsihrintzis, V.A., Akrotos, C.S., Gikas, G.D., Karamouzis, D., Angelakis, A.N. (2007). *Environ. Technology*, 28 (6), 621–628.

Tüfekci, N., Sivri, N., Töröz, İ. (2007), Pollutants of Textile Industry Wastewater and Assessment of its Discharge Limits by Water Quality Standards. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, (7), 97-103.

Tünay, O., Kabdasli, I., Ohron, D., Cansever, G. (1999). Use and minimalization of water in leather tanning processes. *Water Sci Technol*, 40(1), 237–44.

Tünay, O., Kabdaşlı I., Eremektar, G., Orhon, D. (1996). Color removal from textile wastewaters. *Water Sci. Technol.*, 34(11): 9-16.

TÜSIAD (Türk Sanayicileri ve İşadamları Derneği), (2002). Sektörel Durum Analizi: Sorunlar ve Çözüm Önerileri-2001-II, Tüsiad Yayını, Tüsiad-T/2002-05/320, İstanbul.

Ucar, S. (1995). Treatment of woven and knit fabric finishing mills effluent. *MSc. thesis*, Istanbul: Istanbul Technical University.

Food-Info (1999), <http://www.food-info.net/tr/e/e107.htm>

Büyük Çamlıca Fidanlığı, <http://www.buyukcamlicafidanligi.com/Cok-Yillik-Bitkiler/Canna-indica>

Sigmaaldrich, <http://www.sigmaaldrich.com/catalog/product/fluka/00298?lang=en®ion=TR>

Tekstiltime, <http://tekstiltime.blogcu.com/denim-kumasin-genel-ozellikleri/1460896>

Tekstilokulu, <http://www.tekstilokulu.net/smfforum/index.php?topic=118>

Sigmaaldrich, <http://www.sigmaaldrich.com/catalog/product/aldrich/229296?lang=en®ion=TR>

Uysal, Y., Taner, F. (2007). The Effect of Cadmium Ions on the Growth Rate of the Freshwater Macrophyte Duckweed *Lemna minor*. *Ekoloji*, 16 (62), 9-15.

Uzal N., Yılmaz L., Yetiş Ü. (Kasım 2005). İndigo boyama atıklarının ön arıtımı: Kimyasal çöktürme ve ön filtrasyon süreçlerinin karşılaştırması. 6. Ulusal Çevre Müh. Kongresi, 429-437.

Van der Zee FP, Villaverde S. (2005). Combined anaerobic-aerobic treatment of azo dyes - a short review of bioreactor studies. *Water Resource*, (39), 1425-1440.

Verhoeven, J. T. A., Meuleman, A. F. M. (1999). Wetlands for wastewater treatment: opportunities and limitations. *Ecological Engineering*, (12), 5–12.

Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P.F., Haberl, R., Perfler, R., ve Laber, J. (1998). Removal Mechanisms and Types of Constructed Wetlands, In: Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P.F., Green, M.B., Haberl, R. (Eds.), *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment in Europe*. Backhuys Pub, Leiden, pp. 18–66.

Vymazal, J. (1999). Nutrient Cycling and Retention in Natural and Constructed Wetlands. Backhuys, Leiden, The Netherlands, pp. 1–17.

Vymazal, J. (2007). Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Sci. Total Environment*, (380), 48–78.

Vymazal, J., Greenway, M., Tonderski, K., Brix, H., Mander, Ü. (2006). *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment*. Series in Ecological Studies, (190), Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg.

Weisburger, J.H. (2002). Comments on the history and importance of aromatic and heterocyclic amines in public health. *Mutation Research*, (506-507), 9–20.

Welham, A. (2000). The theory of dyeing (and the secret of life). *Journal of the Society of Dyers and Colourists*, (116), 140-143.

Wiebner, H., Kappelmeyer, U., Kusch, P., Kastner, M. (2005). Influence of the redox condition Dynamics of a laboratory-scale constructed wetland. *Water Research*, (39), 248-256.

Winter, M., Kickuth, R. (1989). Elimination of sulphur compounds from wastewater by the root zone process-I. Performance of a large-scale purification plant at a textile finishing industry. *Water Research*, (23), 535–546.

Wrobel, D., Boguta, A., Ion, R.M. (2001). Mixtures of synthetic organic dyes in a photoelectronic cell. *J Photochem Photobiol, A Chem*, (138), 7–22.

Wrong, P.K., Yuen, P.Y. (1996). Decolorization and biodegradation of methyl red by *Klebsiella pneumonia* RS-13. *Water Research*, (30), 1736-1744.

Yadav, A. K., Jena, S., Acharya, B.C., Mishra, B.K. (2012). Removal of azo dye in innovative constructed wetlands: Influence of iron scrap and sulfate reducing bacterial enrichment. *Ecological Engineering*, (49), 53-58.

Yalcuk, A. (2007). Katı Atık Depolama Alanlarından Oluşan Sızıntı Sularının Arıtımında Yapay Sulak Alanların Kullanımı. Doktora Tezi, Hacettepe Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Ankara.

Yalcuk, A., Ugurlu, A. (2009). Comparison of horizontal and vertical constructed wetland systems for landfill leachate treatment. *Bioresource Technology*, (100), 2521–2526.

Yalcuk, A., Pakdil, N.B., Turan, S.Y. (2010). Performance evaluation on the treatment of olive mill waste water in vertical subsurface flow constructed wetlands. *Desalination*, (262), 209-214.

Ye, J., Wang, L., Li, D., Han, W., Ye, C. (2012). Vertical oxygen distribution trend and oxygen source analysis for vertical-flow constructed wetlands treating domestic wastewater. *Ecological Engineering*, (41), 8–12.

Yılmaz, S. (2006). Türkiye’de Tekstil sanayinin 1980-2000 Yılları Arasındaki Durumu ve Mekânsal Dağılımı. *Yüksek Lisans Tezi*, Ankara: Ankara Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü.

Zaimoğlu, Z., Bozkurt, S. (2010). Yapay Sulak Alanlarda Atıksu Arıtımı. Nobel Kitapevi, Adana.

Zhou, X., Xiang, X. (2013). Effect of different plants on azo-dye wastewater biodecolorization, *Procedia Environmental Sciences*, (18), 540 – 546.

Zupancic, M., Vrhovsek, D., Bulc, T., Sajn, Slak A., In: Komac M, editor. (1999).
Up-oraba mokrise in rastlinskih cistilnih naprav pri ciscenju odpadnih voda, Ciscenje
odpadnih voda '99. Zbornik referatov, 87-98.

EKLER DİZİNİ

EK-A: SETLERDE KULLANILAN DOLGU MALZEMELERİ

EK-B: SETLERDE KULLANILAN ZAMANLAYICI

EK-C: HRT-HLR-OLR İÇİN ÖRNEK HESAPLAMA

EK-D: DENEYLERDE KULLANILAN ZEOLİTİN ANALİZ RAPORLARI

EK-E: DENEYLERDE KULLANILAN POMZA TAŞININ ANALİZ RAPORLARI

EK-F: REALKOM TEKSTİL FABRİKASINDA HAM ATIKSU İÇERİSİNDE KULLANILAN KİMYASAL LİSTESİ

EK-G: TİCARİ LAVA DYE İNDİGO BLUE GLF MSDS

EK-H: TİCARİ YELLOW 2G KONSANTRASYON-ABSORBANS EĞRİSİ

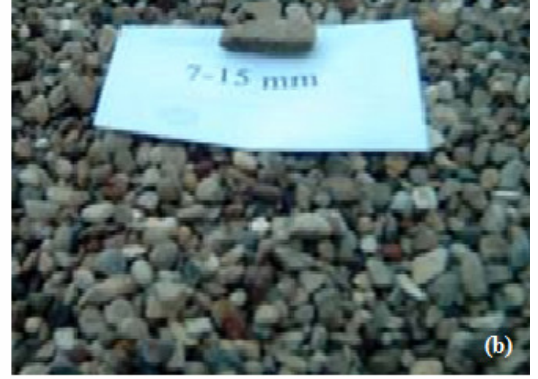
EK-I: TİCARİ İNDİGO BLUE GLF KONSANTRASYON-ABSORBANS EĞRİSİ

EK-J: SET 2 ZEOLİT EDS GRAFİKLERİ

EK-K: SET 3 ZEOLİT EDS GRAFİKLERİ

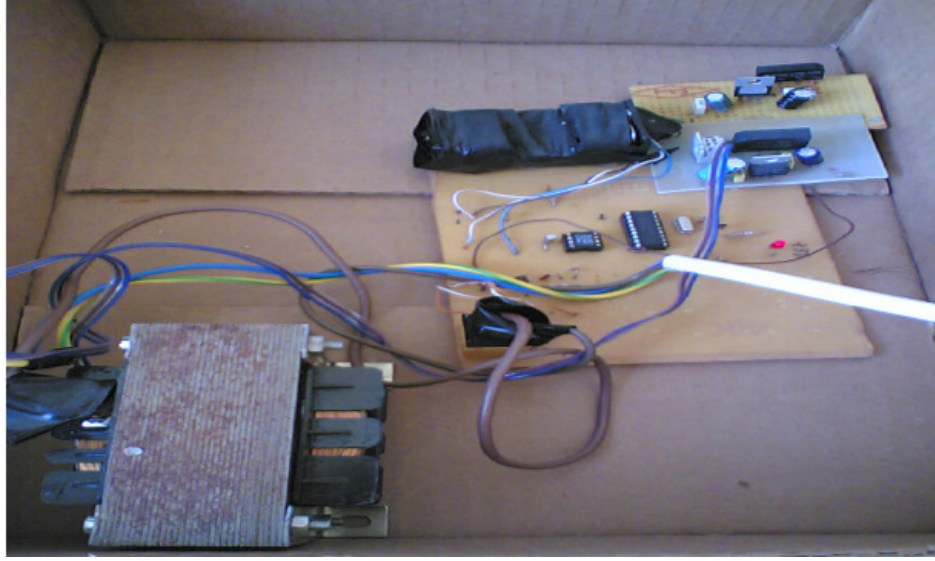
EK-L: DENEY KİTLERİ SERTİFİKALARI

EK-A Setlerde kullanılan dolgu malzemeleri



- a) 0-7 mm ince kum
- b) 7-15 mm ince çakıl taşı
- c) 0,8-2,0 mm zeolit
- d) 10-20 mm pomza taşı

EK-B: Setlerde kullanılan zamanlayıcı



EK-C: HRT-HLR-OLR için örnek hesaplama

A: Büyük boyutlu silindirik reaktörler

V (Doldurma hacmi): 15 L

Q (Debi): 2,4 L/gün

R: 0,2 m

$$HRT = V/Q = 15000/2400 \text{ ml/gün} \approx 6 \text{ gün}$$

$$A = \pi(R)^2 = \pi(0,2)^2 = 0,126 \approx 0,13 \text{ m}^2$$

$$HLR = Q/A = 2,4 \text{ l/gün} \times 1/0,13 \text{ m}^2 \times 1 \text{ m}^3/1000 \text{ l} \times 100 \text{ cm/1 m} = 1,85 \text{ cm/gün}$$

Set 1’de ortalama KOİ giriş konsantrasyonu 250 mg/l (ppm)

$$OLR = 250 \text{ mg/l} \times 2,4 \text{ L/gün} \times 1/15 \text{ L} \times 1\text{g}/10^3\text{g} \times 1 \text{ kg}/10^3 \text{ g} \times 10^3 \text{ L}/1\text{m}^3 = 0,04 \text{ kg/m}^3 \text{ gün}$$

A: Küçük boyutlu silindirik reaktörler

V (Doldurma hacmi): 4,5 L

Q (Debi): 1,2 L/gün

R: 0,1 m

$$HRT = V/Q = 4500/1200 \text{ ml/gün} \approx 3,75 \text{ gün}$$

$$A = \pi(R)^2 = \pi(0,1)^2 = 0,031 \text{ m}^2$$

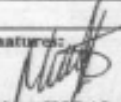
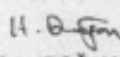
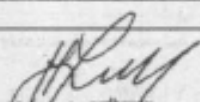
$$HLR = Q/A = 1,2 \text{ l/gün} \times 1/0,031 \text{ m}^2 \times 1 \text{ m}^3/1000 \text{ l} \times 100 \text{ cm/1 m} = 3,87 \text{ cm/gün}$$

Set 2 ve Set 3’de ortalama KOİ giriş konsantrasyonu 250 mg/l (ppm)

$$OLR = 250 \text{ mg/l} \times 1,2 \text{ L/gün} \times 1/4,5 \text{ L} \times 1\text{g}/10^3\text{g} \times 1 \text{ kg}/10^3 \text{ g} \times 10^3 \text{ L}/1\text{m}^3 = 0,067 \text{ kg/m}^3 \text{ gün}$$

EK-D: Deneylerde kullanılan zeolitin analiz raporu

Çizelge 1. Rota Madencilikten temin edilen zeolit

 TUBITAK		THE SCIENTIFIC AND TECHNICAL RESEARCH COUNCIL OF TURKEY MARMARA RESEARCH CENTER CHEMICAL AND ENVIRONMENTAL INSTITUTE P.K.21, 41470 GEBZE - KOCAELI Phone: (0262) 641 23 00 Fax: (0262) 641 23 09 http://www.mam.gov.tr		
Report no		: B.02.1.TBT.5.01.12.00/346 17300		
Chemical analysis of natural zeolite was realized by using ICP Spectrometer.				
As Elemental, %		As Compound, %		
Si = 30,27		SiO ₂ = 64,75		
Al = 5,9		Al ₂ O ₃ = 11,15		
Ca = 1,8		CaO = 2,52		
K = 1,54		K ₂ O = 1,86		
Fe = 0,75		Fe ₂ O ₃ = 1,07		
Mg = 0,60		MgO = 1,00		
Na = 0,32		Na ₂ O = 0,43		
Ti = 0,05		TiO ₂ = 0,08		
Sr = 0,05		SrO = 0,06		
Ba = 0,04		BaO = 0,045		
Moisture = 8,14 %				
Ignition of Loss = 8,49 %				
Notes:				
Authorized Signatures:				
 Murat KORAL Researcher		 Hacer DOĞAN Researcher		 Dr. Hayrettin YÜZER Senior Researcher
Complete or part of this report cannot be copied or published for advertisement or commercial purposes without written permission of the institute. Moreover, it cannot be used as a document of evidence in legal affairs. The marked (*) analysis not accredited.				
This report is prepared as one original and one copy and contains 4 pages.				
				Page 3/4

Çizelge 1. Set1,Set 2 ve Set 3’de kullanılan Klinoptilolit’in %Kimyasal Bileşimi (Yalçuk, 2007).

Bileşen	Gördes
SiO ₂	71.42
Al ₂ O ₃	11.31
Fe ₂ O ₃	1.10
CaO	1.73
MgO	0.50
Na ₂ O	0.82
K ₂ O	4.19
TiO ₂	0.08
P ₂ O ₅	0.02
Cr ₂ O ₃	-
MnO	0.02
a.k	6.13
Diğer	2.68

EK-E: Deneylerde kullanılan pomza taşının analiz raporu

Çizelge 1. REALKOM Tekstil Fabrikası'ndan alınan pomza taşı analiz raporu

TÜBİTAK MAMİ ÇEVRE ENSTİTÜSÜ		
Rapor No: 45924173/181.05.03-831/3398	Tarih: 05.04.2013	Sayfa No: 3/13
		
Foto 1. 138/246-1 no'lu "Ponza Taşı"		
		
Foto 2. 138/246-2 no'lu "Aritma çamuru"		
		
Foto 3. 138/246-3 no'lu "Ponza Taşı"		
Realkom Tekstil Ürünleri San. Paz. Dış. Tic. A.Ş. "Ponza taşı ve Aritma çamuru" örneklerinde EK-3 Test ve Analiz Raporu		
		

2. ÖRNEĞİN FİZİKO-KİMYASAL ANALİZLERİ

"Arıtma çamuru" örneğinde ön tanımlama amacı ile yapılan fiziko-kimyasal testler ve sonuçları Tablo 2'de gösterilmiştir.

Tablo 2. 138/246 no'lu örneğin fiziksel-kimyasal analizleri

Parametre	138/246-1	138/246-2	138/246-3	Analiz Metodu
Görünüm/Koku	Mavi-Beyaz/Hafif Kokulu	Yeşil/Kötü Kokulu	Mavi-Beyaz/Hafif Kokulu	
pH değeri (Sulu çözelti)	8,98	9,04	8,98	TS 8753 EN 12176
Su (nem) içeriği (% ağırlık)	39,50	47,60	35,38	TS 9546 EN 12980
Katı Madde içeriği (% ağırlık)	60,50	62,40	64,62	TS 9546 EN 12980
Organik madde miktarı (% ağırlık)	0,76	19,70	6,83	TS 8336
İnorganik madde miktarı (% ağırlık)	59,74	42,70	57,79	TS 8336
Üst ısı değeri (kcal/kg)*	NA	251	NA	ASTM D 5865
İşpişim kurumu (% ağırlık)*	NA	0,147	NA	ASTM 4239
Toplam organik karbon (mg/kg)	<1884 (%0,19)	30298 (%3,03)	<1884 (%0,19)	SM 5310 B

*105 °C'de kurutulmuş örnekte

Tablo 2'de verilen analiz sonuçlarına göre, "Ponza taşı" örneklerinin hafif bazik olduğu, yüksek inorganik içeriğe sahip olduğu ayrıca nem içeriği olduğu tespit edilmiştir. "Arıtma Çamuru" örneğinin hafif bazik, nemli, çok düşük kalorifik değerde olduğu, inorganik ve organik içeriğe sahip olduğu tespit edilmiştir. 92/69/EEC A.10 nolu alevlenebilirlik testinde ise, "ponza taşı" örneklerinde yanma olmamıştır. Arıtma çamuru örneğinde ise kızarma olurken yanma olmamıştır.

138/246-2 no'lu "arıtma çamuru" için gerekli içerik belirleme çalışmaları için termal gravimetrik analizler (SII TG/DTA 7200 EXSTAR marka TG/DTA cihazı) EN 11352-2 Standart Metoduna göre laboratuvarlarımızda yapılmıştır. Numunede yapılan termal analiz sonucunda;

- 150°C'ye kadar ki kaybın % 41,5 olduğu (nemden kaynaklandığı)
- 150-250 °C arasında ki kaybın % 9,8 olduğu (uçucu organiklerden ve nemden kaynaklandığı)
- 250-550 °C arasında ki kaybın % 4,3 olduğu (uçucu olmayan organiklerden kaynaklandığı)
- 550-850 °C aralığında ki % 5,6'lık kayıp olduğu (inorganik dekompozisyonundan kaynaklandığı)

gözlemlenmiştir.

3. ÖRNEĞİN ORGANİK İÇERİK ANALİZLERİ

"Ponza taşı" ve "Antma çamuru" örneklerindeki (138/246) organik madde içeriğinin belirlenmesi amacıyla hekzan ile ekstrakte edilmiş organik fazda ASTM E1252 metoduna uygun olarak yapılan FTIR analizi sonucunda numunenin organik bileşimindeki fonksiyonel gruplar belirlenmeye çalışılmıştır. Sonuçlar Tablo 3'te sunulmaktadır.

Tablo 3. 138/246 no'lu "Antma çamuru" örneğinin FTIR* analiz sonuçları

Numune Kodu	Frekans	Birim	Fonksiyonel Grup
138/246-1	Anlamlı bir spectra bulunamamıştır.		
138/246-2	3100-2900	cm ⁻¹	Halo-alkil sulfoksi veya alkoksi substituent gerilimi
	1270-1000	cm ⁻¹	Halo-alkil sulfoksi veya alkoksi substituent gerilimi
138/246-3	3100-2900	cm ⁻¹	Halo-alkil sulfoksi veya alkoksi substituent gerilimi
	1270-1000	cm ⁻¹	Halo-alkil sulfoksi veya alkoksi substituent gerilimi

* Perkin Elmer marka Spectrum One model FTIR Cihazı ile yapılmıştır.

"Ponza taşı" ve "Antma çamuru" örneklerinden alınan 1 gr'lık orijinal kısım, herhangi bir ön işlem yapılmadan head space şişesine konularak EPA 3810 Metoduna uygun olarak Headspace GC-MS Agilent 5975 MSD-7697 HS model GC-MS Cihazı (Kolon boyu: 60m, kolon çapı:0.25 mm, film kalınlığı: 0.25µm) ile uçucu organik analizi yapılmıştır. Head Space vial sıcaklığı 80 °C'dir. EI+ modu ile 18-650 gr/mol aralığında tarama yapılmıştır. Bu üç örnekte kayda değer uçucu organik içeriğe rastlanılmamıştır.

Bu analizler neticesinde 138/246-1, 138/246-2 ve 138/246-3 no'lu örneklerde **organik içeriğinin AYGEİ'e göre tehlikesiz olduğu sonucuna varılmıştır.**

4. ÖRNEĞİN İNORGANİK İÇERİK ANALİZLERİ

Örneklerin inorganik yapısının aydınlatılması için hem Rietveld metoduyla kantitatif faz (minerolojik) analizi gerçekleştirilmiştir hem de X-Işını Floresan (XRF) Spektrometre cihazı ile yapılan yarıkantitatif elemental analiz yapılmıştır. Antma çamuru (138/246-2) için Rietveld metoduyla elde edilen bulgular Tablo 4'de gösterilmiştir. Ancak Ponza taşı örnekleri için (138/246-1 ve 138/246-3) için Rietveld sonuçlarında girişim sebebiyle bir içerik bilgisi edinilememiştir.

Çizelge 2. Set1’de kullanılan Pomza taşının %Kimyasal Bileşimi (Erkoyun, 2005).

%SiO ₂	60-70 (Baziklerde 50-60)
%Al ₂ O ₃	12.0-14.0
%Fe ₂ O ₃	1.0-2.0
%CaO	1.0-2.0
%MgO	1.0-2.0
%Na ₂ O+K ₂ O	7.0-8.0
Renk: Asit pomzalarda beyaz, gri, sarı, pembe ve bu renklerin kirli tonlarında. Bazik pomzalarda kahverengi, siyah.	
Sertlik: ≈ 6	
Yoğunluk: Asit pomzalarda ≈ 1 , çoğunlukla 1'den küçük olup, suda yüzer özellikte. Bazik pomzalarda, $\approx 1,5$, çoğunlukla 1'den büyük	

**EK-F: REALKOM TEKSTİL FABRİKASINDA HAM ATIKSU İÇERİSİNDE
KULLANILAN KİMYASAL LİSTESİ**

KİMYASAL LİSTESİ	
1	POTASYUM PERMANGANAT
2	EKOPOL LK
3	ECOPİLL YNC
4	TALKASON P100 (KIRIK ÖNLEYİCİ)
5	LEGA FINIS MIR
6	ELAM 200
7	SPECIAL WHITE (DETERJAN)
8	STABİTEX LTF PLUS
9	ELAM RP
10	LEGA FINISH RE
11	LAKKAZ (6S)
12	PREMSOFT D6
13	PREM MAX 1807
14	DISPERSOL MAX
15	SOFTAN OZN
16	SOFTASIL Mic. 2015
17	SOFTANOL RLK
18	HİDROJEN PEROKSİT
19	ASETİK ASİT
20	SODA
21	SODYUM HİPOKLORİT
22	OKSALİK ASİT
23	SODYUM METABİSÜLFİT
24	RUCOFIN ELS
25	RUCOLASE CAE
26	RUCON CAT
27	RUCON RZF
28	PERMANGANAT AKTİVATÖRÜ(PER AKTİVATÖR)
29	188 RT HAŞIL ENZİM
30	ROTTA CLEAN APR(DETERJAN)
31	CERAT 936(SENTETİK HAŞIL)
32	EVO TOP U41(POLİ ÜRETAN)
33	216T(REÇİNE KATALİZÖRÜ)
34	EVO PRECT RCI 555
35	EVO PRECT CAT K-BC 590
36	LAVA FİX FF (FİKSATÖR)
37	LAVA WASH DLQ (SIVI SABUN)
38	EVO SOFT CELL 259(ROMA SİLİKON)
39	LAVA CELL NBP(TÜY ENZİMİ)
40	KRİSTAL SÜLFİT
41	EVO PRECT XL(444)
42	EVO SOFT PEN

43	LAVA WET MDF(İSLATICI)
44	LAVA SPERSE KMS
45	CLEAN POWER
46	LAVA FIN USİ
47	ROGE FİX C-PB
48	DEMİR3KLORÜR
49	KOSTİK
50	KÖPÜK KESİCİ
51	TH 814
52	RUCOLASE NGE
53	ROGEFIX MD
54	LAVA FIN CSH
55	LAVA FIN VA 53
56	RFF

EK-G TİCARİ LAVA DYE İNDİGO BLUE GLF MSDS

Güvenilirlik verileri dosyası 1907/2006 numaralı yönetmelğe
(AB) uygun olarak



Lava Dye Indigo Blue GLF

000000638412
Versiyon 2.0 / D / TR Revizyon tarihi: 31.03.2011
değiştirilmiş versiyon: 1.0 / 02.01.2003
oluşturulma tarihi: 02.01.2003

Sayfa 1/6

1) Madde/Preparat ve firma adı

Lava Dye Indigo Blue GLF

Kullanım :
Tekstil boyası

DyStar Colours Distribution GmbH
D - 51304 Leverkusen

Telefon No. 49(0)69/2109 - 3172
Telefaks No.: 49(0)69/2109 - 3000
MSDS@DyStar.com
Acil durum telefonu: 49(0)214/3099300

2) Olası tehlikeler

67/548/EEC yada 1999/45/EEC yönetmeliğine göre olası tehlikeli maddeler

Risk gruplandırması mevcut değildir.

3) Bileşim / İçindeki maddelere ilişkin veriler

Kimyasal tanımlama
oksazin-reaktif boya-Hazırlama

4) İlk yardım önlemleri

Genel önlemler: Kirlenen, ıslanan elbiseleri derhal çıkarınız.

Solunmasından sonra: Aerosollerin/Dumanların/Tozların solunumundan sonra: Kişiyi temiz havaya çıkarınız; nefes darlığı varsa tıbbi yardım gerekir.

Deriyle temasından sonra: Kirlenen elbiseleri derhal çıkarınız. Bol miktarda su, sabun ya da uygun diğer deriyi koruyucu maddelerle temizlik

Göze temasından sonra: Gözle temas halinde gözleri göz kapakları açık olarak yeterince uzun bir süre suyla yıkayınız. Daha sonra derhal bir (göz hastalıkları uzmanına) doktora danışınız.

Yutulmasından sonra: Ürünün yutulması halinde hemen ve tekrar tekrar su içiniz; gerektiği takdirde A-kömürle birlikte su içiniz. Rahatsızlık hissedildiğinde doktora danışılmalıdır.

5) Yangınla mücadele önlemleri

Uygun söndürücü: Su sisli, köpük, kuru söndürücü madde

Lava Dye Indigo Blue GLF

000000638412

Sayfa 2/6

Versiyon 2.0 / D / TR Revizyon tarihi: 31.03.2011

değiştirilmiş versiyon: 1.0 / 02.01.2003

oluşturulma tarihi: 02.01.2003

Güvenilirlik nedeniyle uygun olmayan söndürücü madde: CO2

Yangın mücadelelerinde özel koruyucu donanım: Yangınla mücadelede bağımsız bir hane girişi olan solunum maskesi gereklidir.

Diğer veriler: Yanık artıkları ve kontamine söndürme sıvısı yerel makamların talimatlarına göre imha edilmelidir

6) Kasti olmayarak açığa çıkması halindeki önlemler

Kişisel emniyet önlemleri: Toz oluşumundan ve toz birikiminden kaçınız.

Çevre koruma önlemleri: Kanalizasyona ya da sulara karışmamasını sağlayınız.

Temizleme/Alınım yöntemleri: Dökülen malzemeyi toz tutan bir süpürgeyle ya da uygun bir aspiratöre alınız. Isaretili, kapanabilen konteynerlere doldurunuz.

Ek önlemler: Diğer imha şekilleri için Bölüm 13'e bakınız.

7) Uygulama ve saklama

Güvenilirlik işlem için önlemler: Toz oluşumundan ve toz birikiminden kaçınız.
Konteynerleri kuru ve sıkıca kapalı tutunuz

Yanma ve patlamaya karşı koruyucu önlemler: Toz patlama potansiyeli olan kimyasal maddelerin kullanımı sırasında rutin önlemler alınmalıdır (BRD: VDI 2263. Diğer ülkeler: Ulusal yönergelerle uyulmalıdır).

Depo ve konteyner gereksinimi: Ürünü 50 °C üzerinde ısınmadan koruyunuz.

Depolama Sınıfı:11 Yanabilir Katı Maddeler

Depolama stabilitesi: Saklama süreci: 60 ay

8) Maruz kalma derecesinin sınırlandırılması ve kişisel korunma donanımı

İşyeriyle ilgili, kontrolü gereken sınır değerleri olan bilenseler :
uygulanamaz

Lava Dye Indigo Blue GLF

00000638412

Sayfa 3/6

Versiyon 2.0 / D / TR Revizyon tarihi: 31.03.2011

değiştirilmiş versiyon: 1.0 / 02.01.2003

oluşturulma tarihi: 02.01.2003

Genel koruyucu önlemler: Tozu solumayınız. Gözlerle ve deriyle temasından kaçınınız. Kirilenen, ıslanan elbiseleri derhal çıkarınız.
Tozların ve aerosollerin solunumundan mutlaka kaçınınız. (İyi emilim ya da uygun maskeler). Kronik solunum yolu hastalıkları olan kişiler reaktif boya tozu markalarıyla çalışmamalıdır. Reaktif boya-tozu markalarının uygulanmasıyla ilişkili olarak nefes darlığı ya da astım gibi şikayetler ortaya çıktığı takdirde hemen bir doktora başvurulmalıdır. Reaktif boya-tozu markalarıyla karıştırılmış bir duyarlılık halinde hemen reaktif boya tozlarıyla her türlü temastan kaçınılmalıdır.

Hijyen önlemleri: Besin maddelerinden ve içeceklerden uzak tutunuz.
Çalışma esnasında yemek yemeyiniz; içecek içmeyiniz; sigara içmeyiniz.
Molalardan önce ve çalışmanın bitiminde ellerinizi yıkayınız ve deri koruyucu merhem sürünüz.

Solunum koruma :	Partikül sıfırsız içeren toz maddesi.
El koruma:	Öm. PVC ya da nitril kauçuktan yapılmış uygun koruyucu Kontaminasyon durumunda koruyucu eldivenleri derhal değiştiriniz
Göz koruma :	Kenarları kapalı koruyucu gözlük
Vücut koruma:	Koruyucu elbise giyiniz.

9) Fiziksel ve kimyasal özellikler

Form :	Toz
Renk :	Mavi
Koku:	Kokusuz
Erime noktası	tespit edilmedi
Kaynama Noktası	tespit edilmedi
Alevlenme Noktası :	tespit edilmedi
Tutuşma sıcaklığı:	tespit edilmedi
Tutuşabilirlik :	tespit edilmedi
Alt patlama sınırı :	tespit edilmedi
Üst patlama sınırı :	tespit edilmedi
Duman Basıncı :	tespit edilmedi
Yoğunluk:	tespit edilmedi
Akım yoğunluğu:	460 - 820 kg/m3
Suda çözünürlük:	10 g/l (25 °C)

Lava Dye Indigo Blue GLF

000000638412

Sayfa 4/8

Versiyon 2.0 / D / TR Revizyon tarihi: 31.03.2011

değiştirilmiş versiyon: 1.0 / 02.01.2003

oluşturulma tarihi: 02.01.2003

pH - değeri :	4,0 - 6,0 (100 g/l)
n-oktanol / Su dağılım katsayısı (log P _{ow}) :	tespit edilmedi
Viskozite :	tespit edilmedi
Viskozite :	tespit edilmedi
Viskozite :	tespit edilmedi
Diğer veriler (fiz.-kim.)	gerekli değildir
Darbeye duyarlılık :	eye duyarlı değildir
Yanma sayısı :	Yayılma olmaksızın lokal yanma

10) Stabilite ve reaktivite

Termik bozulma	Uygun depolama ve kullanım halinde termik bozulma olmaz.
Tehlikeli reaksiyonlar: Toz patlaması olasılığı mevcuttur	
Tehlikeli degradasyon ürünleri: uygulanamaz	
Kaçınılması gereken koşullar: gerekli değildir	
Kaçınılması gereken maddeler: gerekli değildir	

11) Toksikoloji verileri

Akut oral toksisite:	LD50 > 2.000 mg/kg (Sığır)
Akut inhalatif toksisite	tespit edilmedi
Akut dermal toksisite	LD50 > 2.500 mg/kg (Tavşan)
Deride iriten etki:	İritan değildir (Tavşan)
Gözde iriten etki:	İritan değildir (Tavşan gözü)
Sensibilizasyon:	Duyarlastırıcı değildir (Kobay) Metot: Maksimizasyon testi Yüksek toz konsantrasyonları gözlerde ve solunum yollarında mukoza intansiyonlarına yol açabilir. Yüksek toz konsantrasyonlarına tekrarlanan biçimde maruz kalma halinde çok nadir olguda bazı reaktif boyalarda solunum sisteminde duyarlılık ortaya çıkabilir. Bu boyada su ana kadar bir duyarlılık gözlemlenmemiştir.

Lava Dye Indigo Blue GLF

000000638412

Sayfa 5/6

Versiyon 2.0 / D / TR Revizyon tarihi: 31.03.2011

değiştirilmiş versiyon: 1.0 / 02.01.2003

oluşturulma tarihi: 02.01.2003

Tekrarlanan dozda toksisite	tespit edilmedi
Mutajenite :	tespit edilmedi
Teratojenite :	gerekli değildir
Kanserojenite :	gerekli değildir
Uyarılar : Benzer bileşimdeki bir ürünün test sonucu	

12) Ekoloji verileri

Fiziko-kimyasal elimine edilebilirlik:	tespit edilmedi
Biyolojik degradasyon :	< 10 % bileşenlere göre tahmin edilmiştir
Biyolojik degradasyon :	Adapte edilmiş biyolojik tasfiye tesislerinde uygun biçimde hazırlanıldığında canlı çamurun degradasyon aktivitesinde bir bozuluk beklenmez.
çevresel bölgelerde davranış:	tespit edilmedi
Balık toksisitesi :	LC50 > 100 mg/l (96 sa, Brachydanio rerio)
Daphnia toksisitesi :	tespit edilmedi
Ağ toksisitesi :	tespit edilmedi
Bakteri toksisitesi :	IC50 > 100 mg/l (3 sa, Canlı çamur)
Organik karbon (DOC):	tespit edilmedi
Kimyasal oksijen gereksinimi (CSB) :	yaklaşık 920 mg/g
Biyokimyasal oksijen gereksinimi (BSB5) :	tespit edilmedi
Uyarılar: Benzer bileşimdeki bir ürünün test sonucu	
Ürün atık su AOX-değerinde maks. 2,1 % katkıda bulunabilir.& (DIN38409)	
Ürün atık anamlılık derecesindeki konsantrasyonlarda ağır metal içermez.	
Ürün ötrofiye katkıda bulunabilen serbestlenebilir azot içermez.	
Ürün fosfat ya da fosfor-organik bağ içermez	

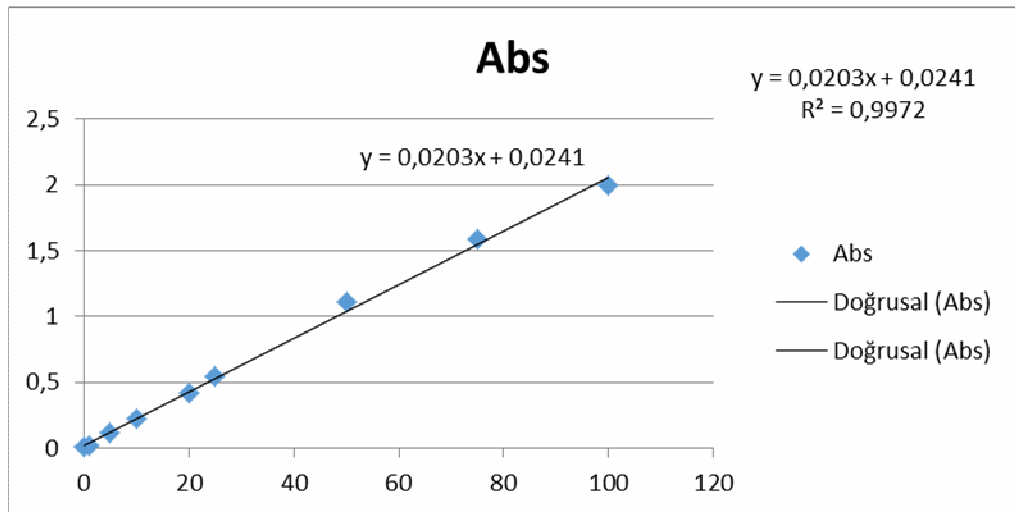
13) İmha önerileri

Ürün: Tekrar kullanım veya geri dönüşüm mümkün olmadığı takdirde yerel olarak geçerli tüzük ve kurallara göre örneğin uygun bir düzeyde dahilinde yakma yoluyla imha edilir.

EK-H: TİCARİ YELLOW 2G KONSANTRASYON-ABSORBANS EĞRİSİ

Ticari Yellow 2G için $\lambda_{\text{max}} = 390 \text{ nm}$ (1/200 seyreltme)

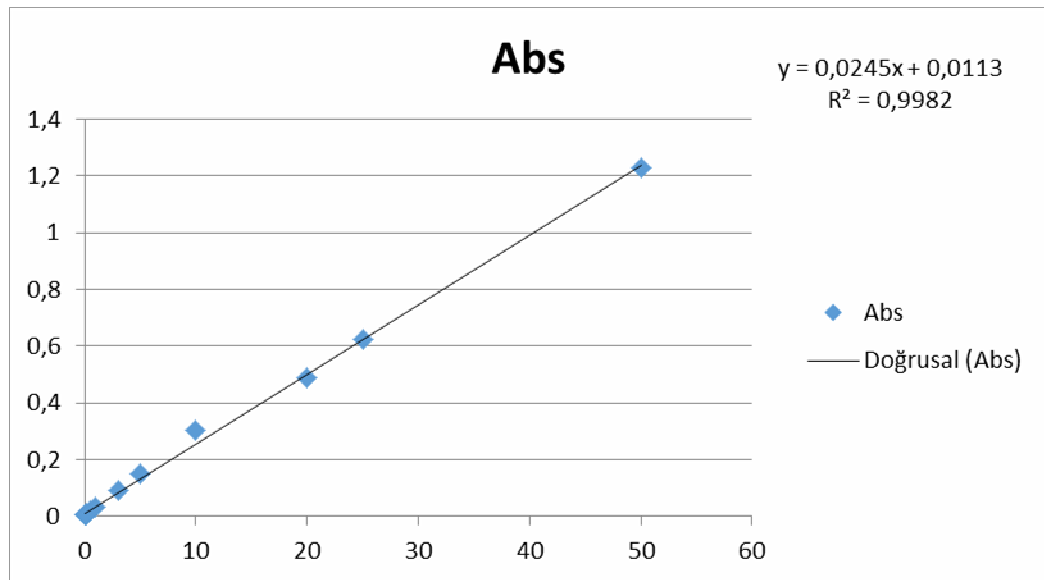
PPM	Abs
0	0,016
1	0,022
5	0,114
10	0,222
20	0,417
25	0,548
50	1,113
75	1,585
100	1,993



EK-I: TİCARİ İNDİGO BLUE GLF KONSANTRASYON-ABSORBANS EĞRİSİ

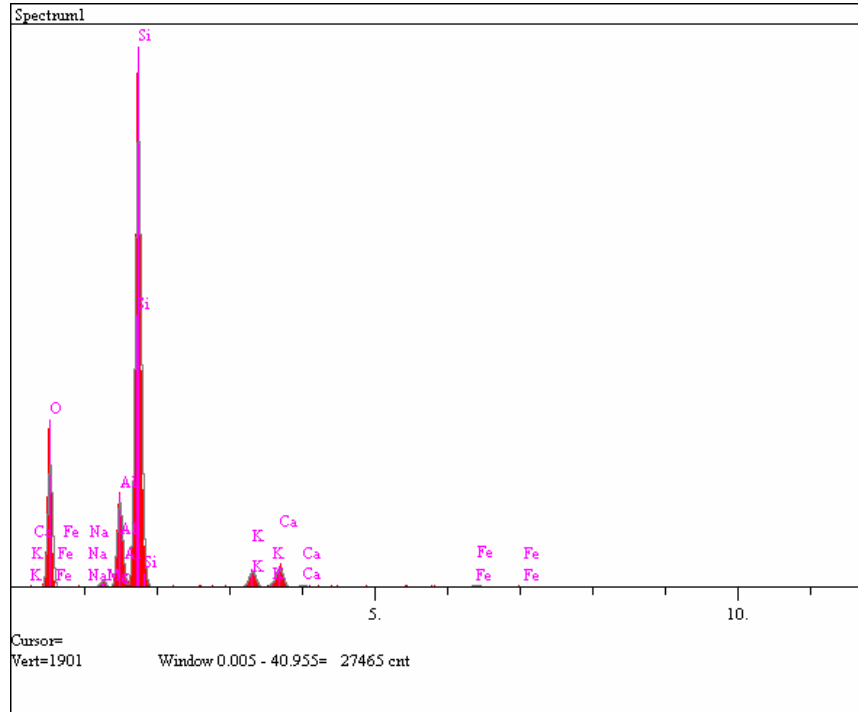
Ticari Indigo Blue GLF için λ_{max} = 613 nm (1/200 seyreltme)

PPM	Abs
0	0,004
0,01	0,004
0,05	0,004
0,1	0,006
0,15	0,008
0,2	0,009
0,5	0,019
1	0,034
3	0,09
5	0,151
10	0,302
20	0,491
25	0,624
50	1,229



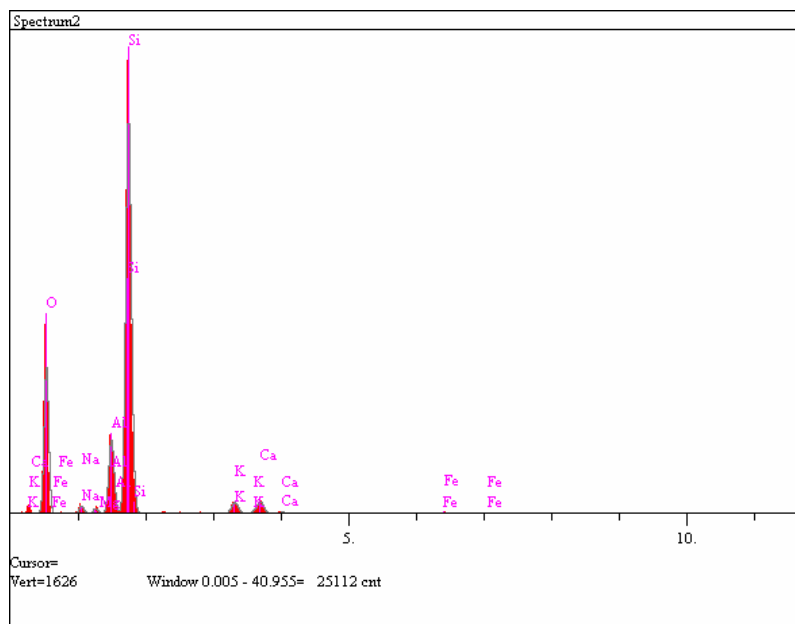
EK-J: SET 2 ZEOLİT EDS GRAFİKLERİ

Set 2 Zeolit Blank EDS



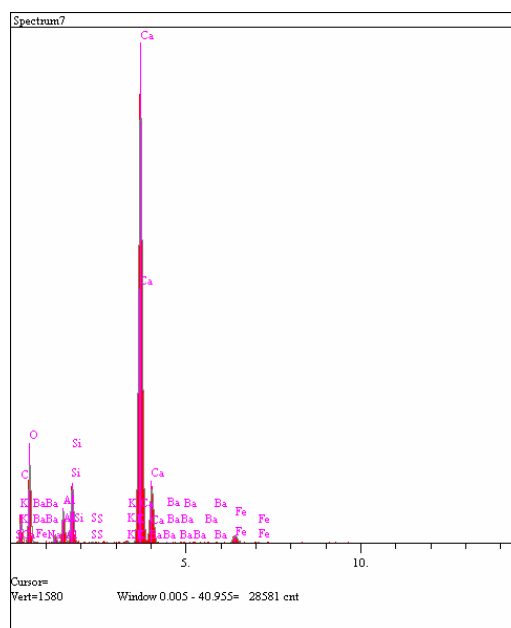
Elt.	Line	Intensity (c/s)	Error 2-sig	Conc	Units	
O	Ka	89.78	2.996	51.022	wt.%	
Na	Ka	0.53	0.230	0.090	wt.%	
Mg	Ka	5.59	0.748	0.630	wt.%	
Al	Ka	72.06	2.684	6.834	wt.%	
Si	Ka	398.73	6.314	36.758	wt.%	
K	Ka	16.56	1.287	1.837	wt.%	
Ca	Ka	20.04	1.415	2.247	wt.%	
Fe	Ka	2.98	0.546	0.583	wt.%	
				100.000	wt.%	Total

Set 2 Zeolit Kontrol Reaktörü EDS



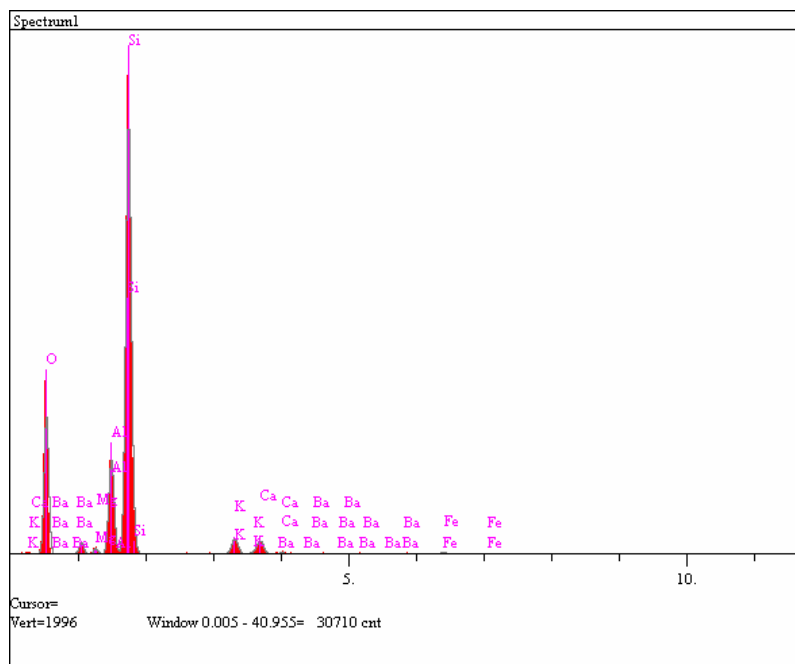
Elt.	Line	Intensity (c/s)	Error 2-sig	Conc	Units	
O	Ka	105.76	3.252	55.703	wt.%	
Na	Ka	6.06	0.778	1.083	wt.%	
Mg	Ka	4.41	0.664	0.532	wt.%	
Al	Ka	62.02	2.490	6.237	wt.%	
Si	Ka	347.97	5.899	33.400	wt.%	
K	Ka	11.46	1.071	1.301	wt.%	
Ca	Ka	12.77	1.130	1.462	wt.%	
Fe	Ka	1.40	0.374	0.281	wt.%	
				100.000	wt.%	Total

Set 2 Zeolit Canna Reaktörü EDS



Elt.	Line	Intensity (c/s)	Error 2-sig	Conc	Units	
C	Ka	16.82	1.297	11.434	wt.%	
O	Ka	51.83	2.276	47.655	wt.%	
Na	Ka	0.58	0.240	0.091	wt.%	
Mg	Ka	6.09	0.780	0.615	wt.%	
Al	Ka	24.65	1.570	2.025	wt.%	
Si	Ka	45.66	2.137	3.204	wt.%	
S	Ka	1.34	0.366	0.092	wt.%	
K	Ka	1.86	0.431	0.122	wt.%	
Ca	Ka	437.05	6.610	32.806	wt.%	
Fe	Ka	10.04	1.002	1.473	wt.%	
Ba	La	1.03	0.322	0.484	wt.%	
				100.000	wt.%	Total

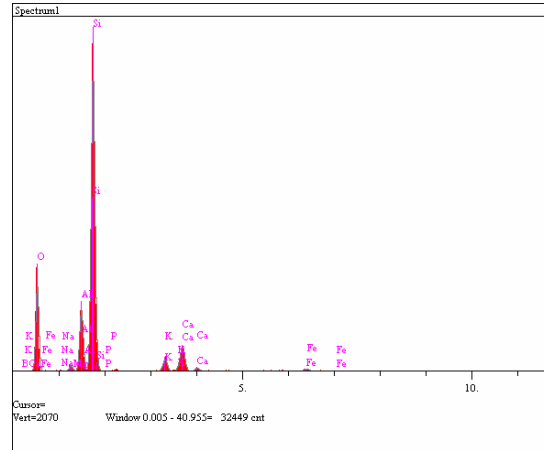
Set 2 Zeolit Typha Reaktörü EDS



Elt.	Line	Intensity (c/s)	Error 2-sig	Conc	Units	
N	Ka	0.18	0.136	0.293	wt.%	
O	Ka	112.57	3.355	51.701	wt.%	
Na	Ka	10.06	1.003	1.446	wt.%	
Mg	Ka	5.24	0.724	0.516	wt.%	
Al	Ka	88.72	2.978	7.325	wt.%	
Si	Ka	429.43	6.552	34.481	wt.%	
K	Ka	17.80	1.334	1.676	wt.%	
Ca	Ka	16.06	1.267	1.525	wt.%	
Fe	Ka	2.47	0.497	0.410	wt.%	
Ba	La	1.22	0.350	0.628	wt.%	
				100.000	wt.%	Total

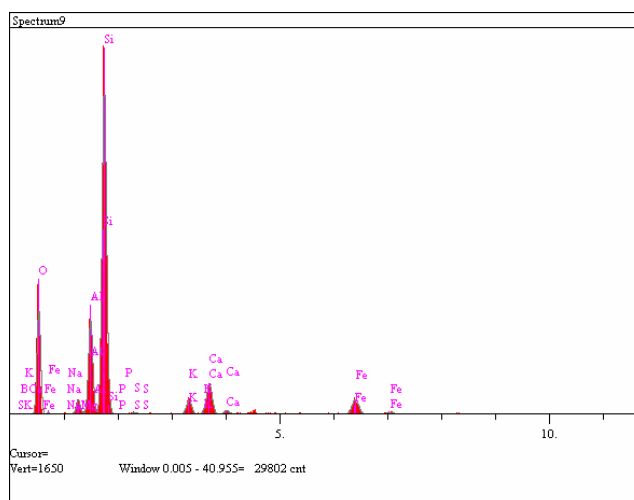
EK-K: SET 3 ZEOLİT EDS GRAFİKLERİ

SET 3 Zeolit Kontrol Reaktörü EDS



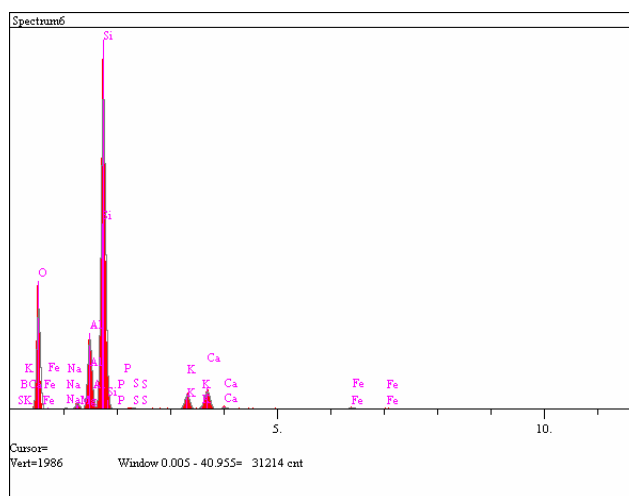
Elt.	Line	Intensity (c/s)	Error 2-sig	Conc	Units	
B	Ka	0.00	0.000	0.000	wt.%	
C	Ka	0.00	0.000	0.000	wt.%	
N	Ka	0.50	0.224	0.828	wt.%	
O	Ka	105.83	3.253	51.291	wt.%	
Na	Ka	1.09	0.331	0.151	wt.%	
Mg	Ka	7.63	0.873	0.702	wt.%	
Al	Ka	88.16	2.969	6.807	wt.%	
Si	Ka	449.34	6.703	33.460	wt.%	
P	Ka	0.00	0.000	0.000	wt.%	
K	Ka	21.45	1.465	1.878	wt.%	
Ca	Ka	46.32	2.152	4.121	wt.%	
Fe	Ka	4.88	0.699	0.763	wt.%	
				100.000	wt.%	Total

SET 3 Zeolit Cana Reaktörü EDS



Elt.	Line	Intensity (c/s)	Error 2-sig	Conc	Units	
B	Ka	0.00	0.000	0.000	wt.%	
C	Ka	0.24	0.156	0.669	wt.%	
N	Ka	0.10	0.098	0.169	wt.%	
O	Ka	94.95	3.081	48.447	wt.%	
Na	Ka	0.94	0.306	0.145	wt.%	
Mg	Ka	14.05	1.185	1.436	wt.%	
Al	Ka	99.00	3.146	8.570	wt.%	
Si	Ka	360.68	6.006	30.486	wt.%	
P	Ka	0.67	0.259	0.078	wt.%	
S	Ka	2.59	0.509	0.269	wt.%	
K	Ka	18.34	1.354	1.735	wt.%	
Ca	Ka	40.03	2.001	3.840	wt.%	
Fe	Ka	24.64	1.570	4.157	wt.%	
				100.000	wt.%	Total

SET 3 Zeolit Typha Reaktörü EDS



Elt.	Line	Intensity (c/s)	Error 2-sig	Conc	Units	
B	Ka	0.00	0.000	0.000	wt.%	
C	Ka	0.58	0.241	1.520	wt.%	
N	Ka	0.00	0.000	0.000	wt.%	
O	Ka	112.93	3.360	52.516	wt.%	
Na	Ka	1.36	0.369	0.191	wt.%	
Mg	Ka	7.74	0.880	0.722	wt.%	
Al	Ka	90.85	3.014	7.119	wt.%	
Si	Ka	427.85	6.541	32.476	wt.%	
P	Ka	0.08	0.091	0.009	wt.%	
S	Ka	2.27	0.476	0.220	wt.%	
K	Ka	22.44	1.498	1.998	wt.%	
Ca	Ka	29.08	1.705	2.627	wt.%	
Fe	Ka	3.79	0.616	0.601	wt.%	
				100.000	wt.%	Total

EK-L: DENEY KİTLERİ SERTİFİKALARI



UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY
WASHINGTON, D.C. 20460

Antoinette Ruschman
President
Cardinal Laboratories, Inc.
622 Buttermilk Pike
Covington, Kentucky 41017

DEC - 3 1999

OFFICE OF
WATER

Dear Ms. Ruschman:

We are pleased to inform you that in the judgement of the Analytical Methods Staff (AMS), Merck Method 14XXXCOD: "Chemical Oxygen Demand (COD) by Dichromate Oxidation and Photometry" [November 1999, Revision 1.0] (ATP case No. N99-0007) is an acceptable version of EPA-approved methods at 40 *Code of Federal Regulations* (CFR) Part 136 for determination of chemical oxygen demand (COD) by spectrophotometry [i.e., EPA Method 410.4: "Chemical Oxygen Demand (Colorimetric, Automated; Manual)"].

We appreciate Merck's continued interest in the development of environmental compliance monitoring methods and Cardinal Laboratories support of these efforts. If you have any questions regarding the review of the N99-0018 application, please contact Maria Gomez-Taylor (AMS) at 202/260-1639.

Sincerely,

William A. Telliard, Director
Analytical Methods Staff
Engineering and Analysis Division (4303)

cc: Maria Gomez-Taylor, USEPA, EAD
Khouane Ditthavong, USEPA, EAD
USEPA Regional Administrators (all Regions)
Quality Assurance Managers (all Regions)
ATP Coordinators (all Regions)
Water Management Division Directors (all Regions)



Printed on Recycled Paper



Certificate of quality

Qualitätszertifikat • Certificado de calidad

Applicability of Spectroquant® Test Kits for Self-Monitoring.

Eignung der Spectroquant® Testsätze zur Selbstüberwachung

Aptitud de los equipos de ensayo Spectroquant® para autovigilancia

The characteristic data of the procedure of the following test kit were determined in accordance with ISO 8466-1 and DIN 38402 A51 "Calibration of analysis methods" during the production control process.

Die Verfahrenskennzahlen für den unten genannten Testsatz wurden gemäß ISO 8466-1 und DIN 38402 A51 "Kalibrierung von Analyseverfahren" bei der Produktionsendkontrolle ermittelt.

Los datos característicos del procedimiento para el equipo de ensayo abajo citado se determinaron según ISO 8466-1 y DIN 38402 A51 "Calibración de procedimientos analíticos" durante el control final de producción.

Spectroquant® Phosphate Test, Cat. No. 114848

Spectroquant® Phosphat-Test, Art.-Nr. 114848

Spectroquant® Test Fosfatos, Art. Núm. 114848

	50 mm cell / KÜvette / cubeta	10 mm cell / KÜvette / cubeta
Measuring Range / Messbereich / intervalo de medida	0.010 – 1.000 mg/l PO ₄ -P	0.05 – 5.00 mg/l PO ₄ -P
Sensitivity: 0.010 A (absorbance) = Empfindlichkeit: 0.010 E (Extinktion) = Sensibilidad: 0.010 A (absorbancia) =	0.004 mg/l PO ₄ -P	0.02 mg/l PO ₄ -P
Lower Limit of Detection (LLD) Nachweisgrenze Límite de detección	0.0025 mg/l PO ₄ -P	0.010 mg/l PO ₄ -P
Method Detection Limit (MDL) Bestimmungsgrenze Límite de determinación	0.005 mg/l PO ₄ -P	0.02 mg/l PO ₄ -P
Confidence Interval (P = 95 %) (average value of lots) Vertrauensbereich (95 % Wahrscheinlichkeit) (Mittelwert aller Chargen) Intervalo de confianza (95 % de probabilidad) (valor medio de todos los lotes)	II	± 0.06 mg/l PO ₄ -P
Standard Deviation of the Method (average value of lots) Verfahrensstandardabweichung (Mittelwert aller Chargen) Desviación estándar del procedimiento (valor medio de todos los lotes)	II	± 0.029 mg/l PO ₄ -P
Variation Coefficient of the Method (average value of lots) Verfahrensvariationskoeffizient (Mittelwert aller Chargen) Coefficiente de variación del procedimiento (valor medio de todos los lotes)	II	± 1.2 %
Number of Lots for calculation Anzahl Produktionschargen zur Berechnung Número de lotes de producción para el cálculo	41	
Accuracy / Genauigkeit / Exactitud	± 0.016 mg/l PO ₄ -P	± 0.08 mg/l PO ₄ -P

II is not determined / wird nicht berechnet / no se determina

Merck KGaA, Darmstadt, 02.09.2013

Ralf Ott

Ralf Ott

Merck KGaA, 64271 Darmstadt, Germany

EMD Millipore Corporation, Billerica, USA



Certificate of quality

Qualitätszertifikat • Certificado de calidad

Applicability of Spectroquant® Test Kits for Self-Monitoring.

Eignung der Spectroquant® Testsätze zur Selbstüberwachung

Aptitud de los equipos de ensayo Spectroquant® para autovigilancia

The characteristic data of the procedure of the following test kit were determined in accordance with ISO 8466-1 and DIN 38402 A51 "Calibration of analysis methods" during the production control process.

Die Verfahrenskennzahlen für den unten genannten Testsatz wurden gemäß ISO 8466-1 und DIN 38402 A51 "Kalibrierung von Analyseverfahren" bei der Produktionsendkontrolle ermittelt.

Los datos característicos del procedimiento para el equipo de ensayo abajo citado se determinaron según ISO 8466-1 y DIN 38402 A51 "Calibración de procedimientos analíticos" durante el control final de producción.

Spectroquant® Ammonium Test, Cat. No. 100683

Spectroquant® Ammonium-Test, Art.-Nr. 100683

Spectroquant® Test Amonio, Art. Núm. 100683

	10 mm cell / KÜvette / cubeta	10 mm cell / KÜvette / cubeta
Measuring Range / Messbereich / Intervalo de medida	2.0 – 75.0 mg/l NH ₄ -N	5 – 150 mg/l NH ₄ -N
Sensitivity: 0.010 A (absorbance) = Empfindlichkeit: 0.010 E (Extinktion) = Sensibilidad: 0.010 A (absorbancia) =	0.3 mg/l NH ₄ -N	1 mg/l NH ₄ -N
Lower Limit of Detection (LLD) Nachweisgrenze Límite de detección	0.27 mg/l NH ₄ -N	0.5 mg/l NH ₄ -N
Method Detection Limit (MDL) Bestimmungsgrenze Límite de determinación	1.0 mg/l NH ₄ -N	2 mg/l NH ₄ -N
Confidence Interval (P = 95 %) (average value of lots) Vertrauensbereich (95 % Wahrscheinlichkeit) (Mittelwert aller Chargen) Intervalo de confianza (95 % de probabilidad) (valor medio de todos los lotes)	± 1.2 mg/l NH ₄ -N	± 2 mg/l NH ₄ -N
Standard Deviation of the Method (average value of lots) Verfahrensstandardabweichung (Mittelwert aller Chargen) Desviación estándar del procedimiento (valor medio de todos los lotes)	0.48 mg/l NH ₄ -N	1.0 mg/l NH ₄ -N
Variation Coefficient of the Method (average value of lots) Verfahrensvariationskoeffizient (Mittelwert aller Chargen) Coefficiente de variación del procedimiento (valor medio de todos los lotes)	± 1.2 %	± 1.2 %
Number of Lots for calculation Anzahl Produktionschargen zur Berechnung Número de lotes de producción para el cálculo	23	
Accuracy / Genauigkeit / Exactitud	± 1.7 mg/l NH ₄ -N	± 3 mg/l NH ₄ -N

Merck KGaA, Darmstadt, 02.09.2013

Ralf Olt

Ralf Olt

Merck KGaA, 64271 Darmstadt, Germany
EMD Millipore Corporation, Billerica, USA



Certificate of quality

Qualitätszertifikat • Certificado de calidad

Applicability of Spectroquant® Test Kits for Self-Monitoring.

Eignung der Spectroquant® Testsätze zur Selbstüberwachung

Aptitud de los equipos de ensayo Spectroquant® para autovigilancia

The characteristic data of the procedure of the following test kit were determined in accordance with ISO 8466-1 and DIN 38402 A51 "Calibration of analysis methods" during the production control process.

Die Verfahrenskennzahlen für den unten genannten Testsatz wurden gemäß ISO 8466-1 und DIN 38402 A51

"Kalibrierung von Analyseverfahren" bei der Produktionsendkontrolle ermittelt.

Los datos característicos del procedimiento para el equipo de ensayo abajo citado se determinaron según ISO 8466-1 y DIN 38402 A51 "Calibración de procedimientos analíticos" durante el control final de producción.

Spectroquant® Nitrate Test, Cat. No. 109713

Spectroquant® Nitrat-Test, Art.-Nr. 109713

Spectroquant® Test Nitratos, Art. Núm. 109713

	50 mm cell / KÜvette / cubeta	10 mm cell / KÜvette / cubeta
Measuring Range / Messbereich / Intervalo de medida	0.10 – 5.00 mg/l NO ₃ -N	1.0 – 25.0 mg/l NO ₃ -N
Sensitivity: 0.010 A (absorbance) = Empfindlichkeit: 0.010 E (Extinktion) = Sensibilidad: 0.010 A (absorbancia) =	0.04 mg/l NO ₃ -N	0.2 mg/l NO ₃ -N
Lower Limit of Detection (LLD) Nachweisgrenze Límite de detección	0.050 mg/l NO ₃ -N	0.14 mg/l NO ₃ -N
Method Detection Limit (MDL) Bestimmungsgrenze Límite de determinación	0.10 mg/l NO ₃ -N	0.3 mg/l NO ₃ -N
Confidence Interval (P = 95 %) (average value of lots) Vertrauensbereich (95 % Wahrscheinlichkeit) (Mittelwert aller Chargen) Intervalo de confianza (95 % de probabilidad) (valor medio de todos los lotes)	1	± 0.3 mg/l NO ₃ -N
Standard Deviation of the Method (average value of lots) Verfahrensstandardabweichung (Mittelwert aller Chargen) Desviación estándar del procedimiento (valor medio de todos los lotes)	1	± 0.10 mg/l NO ₃ -N
Variation Coefficient of the Method (average value of lots) Verfahrensvariationskoeffizient (Mittelwert aller Chargen) Coeficiente de variación del procedimiento (valor medio de todos los lotes)	1	± 0.82 %
Number of Lots for calculation Anzahl Produktionschargen zur Berechnung Número de lotes de producción para el cálculo	25	
Accuracy / Genauigkeit / Exactitud	± 0.12 mg/l NO ₃ -N	± 0.6 mg/l NO ₃ -N

1) is not determined / wird nicht berechnet / no se determina

Merck KGaA, Darmstadt, 02.09.2013

Ralf Olt

Ralf Olt

Merck KGaA, 64271 Darmstadt, Germany - EMD Millipore Corporation, Billerica, USA



Certificate of quality

Qualitätszertifikat • Certificado de calidad

Applicability of Spectroquant® Test Kits for Self-Monitoring.

Eignung der Spectroquant® Testsätze zur Selbstüberwachung

Aptitud de los equipos de ensayo Spectroquant® para autovigilancia

The characteristic data of the procedure of the following test kit were determined in accordance with ISO 8466-1 and DIN 38402 A51 "Calibration of analysis methods" during the production control process.

Die Verfahrenskennzahlen für den unten genannten Testsatz wurden gemäß ISO 8466-1 und DIN 38402 A51 "Kalibrierung von Analyseverfahren" bei der Produktionsendkontrolle ermittelt.

Los datos característicos del procedimiento para el equipo de ensayo abajo citado se determinaron según ISO 8466-1 y DIN 38402 A51 "Calibración de procedimientos analíticos" durante el control final de producción.

Spectroquant® Phosphate Cell Test, Cat. No. 114543

Spectroquant® Phosphat-Küvettest, Art.-Nr. 114543

Spectroquant® Test en cubetas Fosfatos, Art. Núm. 114543

Measuring Range / Messbereich / Intervalo de medida	0.05 – 5.00 mg/l PO ₄ -P
Sensitivity: 0.010 A (absorbance) = Empfindlichkeit: 0.010 E (Extinktion) = Sensibilidad: 0.010 A (absorbancia) =	0.02 mg/l PO ₄ -P
Lower Limit of Detection (LLD) Nachweisgrenze Límite de detección	0.008 mg/l PO ₄ -P
Method Detection Limit (MDL) Bestimmungsgrenze Límite de determinación	0.02 mg/l PO ₄ -P
Confidence Interval (P = 95 %) (average value of lots) Vertrauensbereich (95 % Wahrscheinlichkeit) (Mittelwert aller Chargen) Intervalo de confianza (95 % de probabilidad) (valor medio de todos los lotes)	± 0.05 mg/l PO ₄ -P
Standard Deviation of the Method (average value of lots) Verfahrensstandardabweichung (Mittelwert aller Chargen) Desviación estándar del procedimiento (valor medio de todos los lotes)	± 0.023 mg/l PO ₄ -P
Variation Coefficient of the Method (average value of lots) Verfahrensvariationskoeffizient (Mittelwert aller Chargen) Coeficiente de variación del procedimiento (valor medio de todos los lotes)	± 1.0 %
Number of Lots for calculation Anzahl Produktionschargen zur Berechnung Número de lotes de producción para el cálculo	44
Accuracy / Genauigkeit / Exactitud	± 0.05 mg/l PO ₄ -P

Merck KGaA, Darmstadt, 02.09.2013

Ralf Ott

Merck KGaA, 64271 Darmstadt, Germany
EMD Millipore Corporation, Billerica, USA



Certificate of quality

Qualitätszertifikat • Certificado de calidad

Applicability of Spectroquant® Test Kits for Self-Monitoring.

Eignung der Spectroquant® Testsätze zur Selbstüberwachung

Aptitud de los equipos de ensayo Spectroquant® para autovigilancia

The characteristic data of the procedure of the following test kit were determined in accordance with ISO 8466-1 and DIN 38402 A51 "Calibration of analysis methods" during the production control process.

Die Verfahrenskennzahlen für den unten genannten Testsatz wurden gemäß ISO 8466-1 und DIN 38402 A51 "Kalibrierung von Analyseverfahren" bei der Produktionsendkontrolle ermittelt.

Los datos característicos del procedimiento para el equipo de ensayo abajo citado se determinaron según ISO 8466-1 y DIN 38402 A51 "Calibración de procedimientos analíticos" durante el control final de producción.

Spectroquant® Nitrite Test, Cat. No. 114776

Spectroquant® Nitrit-Test, Art.-Nr. 114776

Spectroquant® Test Nitritos, Art. Núm. 114776

	50 mm cell / Küvette / cubeta	10 mm cell / Küvette / cubeta
Measuring Range / Messbereich / Intervalo de medida	0.002 – 0.200 mg/l NO ₂ -N	0.02 – 1.00 mg/l NO ₂ -N
Sensitivity: 0.010 A (absorbance) = Empfindlichkeit: 0.010 E (Extinktion) = Sensibilidad: 0.010 A (absorbancia) =	0.001 mg/l NO ₂ -N	0.004 mg/l NO ₂ -N
Lower Limit of Detection (LLD) Nachweisgrenze Límite de detección	0.0005 mg/l NO ₂ -N	0.002 mg/l NO ₂ -N
Method Detection Limit (MDL) Bestimmungsgrenze Límite de determinación	0.002 mg/l NO ₂ -N	0.01 mg/l NO ₂ -N
Confidence Interval (P = 95 %) (average value of lots) Vertrauensbereich (95 % Wahrscheinlichkeit) (Mittelwert aller Chargen) Intervalo de confianza (95 % de probabilidad) (valor medio de todos los lotes)	NI	± 0.02 mg/l NO ₂ -N
Standard Deviation of the Method (average value of lots) Verfahrensstandardabweichung (Mittelwert aller Chargen) Desviación estándar del procedimiento (valor medio de todos los lotes)	NI	± 0.008 mg/l NO ₂ -N
Variation Coefficient of the Method (average value of lots) Verfahrensvariationskoeffizient (Mittelwert aller Chargen) Coefficiente de variación del procedimiento (valor medio de todos los lotes)	NI	± 1.4 %
Number of Lots for calculation Anzahl Produktionschargen zur Berechnung Número de lotes de producción para el cálculo	48	
Accuracy / Genauigkeit / Exactitud	± 0.005 mg/l NO ₂ -N	± 0.03 mg/l NO ₂ -N

NI is not determined / wird nicht berechnet / no se determina

Merck KGaA, Darmstadt, 02.09.2013

Ralf Ott

Ralf Ott

Merck KGaA, 64271 Darmstadt, Germany
EMD Millipore Corporation, Billerica, USA

ÖZGEÇMİŞ

Adı Soyadı Gamze DOĞDU

Doğum Yeri İstanbul

Doğum Yılı 07.11.1989

Medeni Hali Bekâr

Eğitim ve Akademik Durumu:

2013 – 2014 Abant İzzet Baysal Üniversitesi
Çevre Mühendisliği Yüksek Lisans
Bolu, Türkiye

2009 - 2013 Bahçeşehir Üniversitesi, İstanbul
Enerji Sistemleri Mühendisliği (Çift Anadal),
GPA: 3.93/4.00

2007 - 2012 Bahçeşehir Üniversitesi, İstanbul
Çevre Mühendisliği
GPA: 3.94/4.00
(Mühendislik Fakültesi birincisi ve okul üçüncüsü)

2003 – 2007 Şehremini Lisesi
GPA: 93.97/100
İstanbul, Türkiye (Fen Bilimleri birincisi olarak mezun oldum.)

İş Tecrübesi:

2013-devam	Abant İzzet Baysal Üniversitesi, Mühendislik Mimarlık Fakültesi, Çevre Mühendisliği Anabilim dalı Araştırma Görevliliği
20.06-15.07.2011	AYGAZ A.Ş. Genel Müdürlüğü (Stajyer)
22.06–16.07.2010	İSKİ Ataköy İleri Biyolojik Arıtma Tesisi (Stajyer)

Projeler:

2005-2006	DOĞAL ASİRİN-ÜVEZ BİTKİSİ
2005-2006	GÜNEŞİŞİĞİ İLE FİBER OPTİK LENS SİSTEMİNİ KULLANARAK GÜN İÇERİSİNDE KARANLIK MEKÂNLARIN AYDINLATILMASI
2011-2012	DENEYSEL MİKROBİYAL YAKIT HÜCRESİ (MYH)’NİN KURULUMUNUN GELİŞTİRİLMESİ (LİSANS BİTİRME TEZİ)
2013-2014	2013.09.04.623 BAP PROJESİ Yapay sulak Alanlar İle Tekstil Atık suyu Arıtımı
2013-2014	2013.09.04.677 BAP PROJESİ TOZ HALİNDEKİ HAWAIIAN SPIRULINA PACIFICA İLE YELLOW 2G VE INDIGO TEKSTİL BOYALARININ BİYOSORPSİYON PROSESİYLE GİDERİMİ
2014-2015	2014.18.10.772 BAP PROJESİ Ham Tekstil Atık Suyunun Elma Fidanlarının Gelişimi Üzerine Etkisinin İncelenmesi.

Yüksek Lisans Tezi ile İlgili Yapılan Çalışmalar:

Çalışma bir uluslararası kongrede bildiri olarak sunulmuş ve şimdiye kadar 1 ulusal yayın olarak yayımlanmıştır.

Yalcuk, A., Doğdu, G. “Treatment of azo dye Acid Yellow 2G by using lab-scale vertical-flow intermittent feeding constructed wetlands”. 2nd International Conference on Environmental Science and Engineering (14-17 May 2014, Antalya).

Yalcuk, A., **Doğdu, G.** (2014). Treatment of azo dye Acid Yellow 2G by using lab-scale vertical-flow intermittent feeding constructed wetlands. Journal of Selçuk University Natural and Applied Science, 355-368.