HİBRİT YAPAY SULAK ALAN EKOSİSTEMLERİNDE BOYAR MADDE GİDERİMİ, BİYOELEKTRİK ÜRETİMİ VE DEPOLANABİLİRLİK POTANSİYELLERİNİN ARAŞTIRILMASI

Çağdaş SAZ

Doktora Tez

Biyoloji Anabilim Dalı

Ekoloji Bilim Dalı

Danışman: Prof. Dr. Cengiz TÜRE

Eskişehir

Eskişehir Teknik Üniversitesi

Lisansüstü Eğitim Enstitüsü

Mayıs 2022

Bu tez çalışması BAP Komisyonu tarafından kabul edilen 20DRP216 no.lu proje kapsamında desteklenmiştir.

25/05/2022

DANIŞMAN ONAYI

Danışmanlığını yürüttüğüm Doktora öğrencisi Çağdaş SAZ, HİBRİT YAPAY SULAK ALAN EKOSİSTEMLERİNDE BOYAR MADDE GİDERİMİ, BİYOELEKTRİK ÜRETİMİ VE DEPOLANABİLİRLİK POTANSİYELLERİNİN ARAŞTIRILMASI başlıklı tez çalışmasını tamamlamıştır. Hazırlamış olduğu tez tarafımca incelenmiş ve öğrencinin tez savunma sınavına alınması bilimsel ve etik açıdan uygun görülmüştür.

Tez Danışmanı

Prof. Dr. Cengiz TÜRE

ÖZET

HİBRİT YAPAY SULAK ALAN EKOSİSTEMLERİNDE BOYAR MADDE GİDERİMİ, BİYOELEKTRİK ÜRETİMİ VE DEPOLANABİLİRLİK POTANSİYELLERİNİN ARAŞTIRILMASI

Çağdaş SAZ

Biyoloji Anabilim Dalı

Ekoloji Bilim Dalı

Eskişehir Teknik Üniversitesi, Lisansüstü Eğitim Enstitüsü, Mayıs 2022

Danışman: Prof. Dr. Cengiz TÜRE

Doktora tez araştırmasında, farklı konfigürasyonlara sahip mezokozm ölçekli hibrit yapay sulak alan ekosistemlerin (HEM) farklı hidrolik bekletme süreleri altında (3, 4 ve 5 gün) azo boyar madde olarak asit turuncu 7 (AT) boyası içeren sentetik tekstil atık suyun giderimi ile eş zamanlı şekilde biyoelektrik üretimi ve depolanabilirlik potansiyelleri araştırılmıştır. Çalışma için doğal arazi şartları altında yatay-yatay, yatay-dikey, dikey-yatay ile dikey-dikey olmak üzere dört farklı konfigürasyondan oluşan mezokozm ölçekli yapay sulak alan ekosistemi kurulmuştur. Hibrit ekosistemlerde dolgu malzemesi olarak zeolit bazlı filtrasyon ortamı, bitki olarak ise Typha latifolia L. kullanılmıştır. HEM'ler üzerinde 92 gün boyunca gerçekleştirilen biyoremediasyon ile biyoelektrik üretim ve depolama potansiyeli deneyleri sonucunda, yatay-yatay konfigürasyona sahip ekosistemin (HEM 1) diğer ekosistemlere kıyasla daha yüksek arıtım ile biyoelektrik üretim ve depolanabilirlik verimliliğine sahip olduğu belirlenmiştir. HEM1' in ortalama AT7, kimyasal oksijen ihtiyacı, nitrat, amonyum ve toplam fosfor giderimi sırasıyla %98,94, %96,65, %98,65, %95,07 ve %98,27 olarak tespit edilmiştir. HEM 1' in 1000 Ω' luk dış direnç üzerinden ortalama 0,799 V biyoelektrik üretimi gerçekleştirdiği ve 92 günlük deney periyodu sonundaki depolama işleminin (1,2 volt 600 mAH AAA pil) 225 dakikada gerçekleştiği belirlenmiştir. Sonuçlar, hibrit ekosistem konfigürasyon çeşitliliğinin arıtım verimliliği ile biyoelektrik üretimi için yüksek verim sağladığını göstermektedir. Ayrıca, organik bileşiklerin biyolojik olarak parçalanmasından sorumlu ve anottan katoda doğru elektron akışını katalize olan mikrobiyal etkenlerin yatay-yatay

konfigürasyonda maksimum seviyede olduğu belirlenmiştir. Sonuç olarak, boyar madde gideriminin ile biyoelektrik üretimi ve depolaması amaçlanan çalışmalarda, arıtım verimliliği, biyoelektrik üretimini ve depolama potansiyelini en üst düzeye çıkarmak için yatay-yatay konfigürasyona sahip ekosistemin tercih edilmesi önerilmektedir.

Anahtar Sözcükler: Hibrit yapay sulak alan ekosistemi, boyar madde giderimi, biyoelektrik üretimi ve depolama

ABSTRACT

INVESTİGATİON OF DYESTUFF REMOVAL, BİOELECTRİC PRODUCTİON AND STORAGE POTENTİALS İN HYBRİD CONSTRUCTED WETLAND ECOSYSTEMS

Çağdaş SAZ

Department of Biology

Programme in Ecology

Eskişehir Technical University, Institute of Graduate Programs, May 2022

Supervisor: Prof. Dr. Cengiz TÜRE

In his doctoral thesis research, it was determined that the mesocosm scale hybrid constructed wetland ecosystems (HEMs) with different configurations, under different hydraulic retention times (3, 4, and 5 days), were used for the removal of synthetic textile wastewater containing acid orange 7 (AT) dye as an azo dye. In this study, bioelectricity production and storability potentials were investigated in a timely manner. For the study, a mesocosm scale constructed wetland ecosystem, consisting of four different configurations horizontal-horizontal, horizontal-vertical, vertical-horizontal, and vertical-vertical, was established under natural field conditions. In hybrid ecosystems, zeolite-based filtration media was used as a filling material and Typha latifolia L. was used as a plant. As a result of bioremediation and bioelectricity production and potential storage experiments carried out on HEMs for 92 days determined that the ecosystem with a horizontal-horizontal configuration (HEM 1) has higher treatment and bioelectricity production and storability efficiency compared to other ecosystems. The average AT7, chemical oxygen demand, nitrate, ammonium, and total phosphorus removal of HEM1 were determined as 98.94%, 96.65%, 98.65%, 95.07%, and 98.27%, respectively. It was determined that HEM 1 produced an average of 0.799 V bioelectricity over 1000 Ω external resistance and the storage process (1.2 volt 600 mAH AAA battery) at the end of the 92-day experiment period took 225 minutes. The results show that the diversity of hybrid ecosystem configurations provides high efficiency for bioelectricity production with treatment efficiency. In addition, it was determined that the microbial factors responsible for the biodegradation of organic compounds and catalyzing the electron flow

from the anode to the cathode were at the maximum level in the horizontal-horizontal configuration. As a result, it is recommended to choose an ecosystem with a horizontal-horizontal configuration in order to maximize the treatment efficiency, bioelectricity production, and storage potential in studies aimed at dye removal and bioelectricity production storage.

Keywords: Hybrid constructed wetland ecosystem, dye removal, bioelectricity generation and storage

TEŞEKKÜR

Eğitim hayatım ve tez sürecim boyunca engin bilgilerini, tecrübelerini, yardımlarını hiçbir zaman benden esirgemeyen, yönlendirmeleriyle çalışmamı bilimsel temeller ışığında şekillendiren ve her zaman yol gösteren değerli danışman hocam **Prof. Dr. Cengiz TÜRE**' ye sonsuz saygı ve minnetlerimi sunarım.

Tez çalışmamda kullandığım güç yönetim sistemi tasarımında desteklerini esirgemeyen **Prof. Dr. Engin TIRAŞ**, **Dr. Öğr. Üyesi Şükrü ARDALI** ve **Feyza SÖNMEZ**' e teşekkürlerimi sunarım.

Çalışmalarım sırasında bilgi ve desteklerini esirgemeyen **Doç. Dr. Onur Can TÜRKER** ve **Anıl YAKAR**' a teşekkürü bir borç bilirim.

Beni yetiştiren, çalışmalarım süresince gösterdikleri sabır ve destekleri için **anneme**, **babama**, **kardeşime** ile **Seven ADİLOĞLU**' na içtenlikle saygı ve teşekkürlerimi sunarım.

Doktora sürecimdeki desteklerinden dolayı **Yüksek Öğretim Kurumu (YÖK 100/2000 Öncelikli Alanlar Doktora Burs Programı Yenilenebilir Enerji Kaynakları ve Teknolojileri alanı)** ile **Türkiye Bilimsel ve Teknik Araştırma Kurumu' na (TÜBİTAK 2211-C Yurt İçi Öncelikli Alanlar Doktora Burs Programı Enerji Depolama Teknolojileri alanı)** teşekkürü bir borç bilirim.

Saygılarımla

Çağdaş SAZ

25/05/2022

ETİK İLKE VE KURALLARA UYGUNLUK BEYANNAMESİ

Bu tezin bana ait, özgün bir çalışma olduğunu; çalışmamın hazırlık, veri toplama, analiz ve bilgilerin sunumu olmak üzere tüm aşamalarında bilimsel etik ve kurallara uygun davrandığımı; bu çalışma kapsamında elde edilen tüm veri ve bilgiler için kaynak gösterdiğimi ve bu kaynaklara kaynakçada yer verdiğimi; bu çalışmanın Eskişehir Teknik Üniversitesi tarafından kullanılan "bilimsel intihal tespit programı"yla tarandığını ve hiçbir şekilde "intihal içermediğini" beyan ederim. Herhangi bir zamanda, çalışmamla ilgili yaptığım bu beyana aykırı bir durumun saptanması durumunda, ortaya çıkacak tüm ahlaki ve hukuki sonuçları kabul ettiğimi bildiririm.

Çağdaş SAZ

İÇİNDEKİLER

Sayfa

BAŞLIK SAYFASI ..... **İ**

JÜRİ VE ENSTİTÜ ONAYI ..... **İİ**

DANIŞMAN ONAYI ..... **İİİ**

ÖZET ..... **İV**

ABSTRACT ..... **Vİ**

TEŞEKKÜR ..... **Vİİİ**

ETİK İLKE VE KURALLARA UYGUNLUK BEYANNAMESİ ..... **İX**

İÇİNDEKİLER ..... **X**

TABLOLAR DİZİNİ ..... **Xİİİ**

GÖRSELLER DİZİNİ ..... **XİV**

SİMGELER VE KISALTMALAR DİZİNİ ..... **XXVİİ**

8. GİRİŞ **1**

2. MATERYAL VE METOT **15**

2.1. Araştırma Alanı **16**

2.2. Çalışma Alanının İklimsel Özellikleri **17**

2.2.1. Biyoiklimsel sentez **18**

2.3. Hibrit Yapay Sulak Alan Ekosistemlerinin Kurulumu ve Çalışma Prensibi **19**

2.4. Ekosistemlerin Kültür Periyotları **27**

2.4.1. Ön kültür periyodu **27**

2.4.2. Kültür periyodu **27**

2.4.3. Azo boyar madde (AT7) içeren atık suların hazırlanması **29**

2.5. Su Analizleri **30**

2.5.1. Fiziko-kimyasal parametrelerin analizleri **30**

2.5.2. Amonyum (NH_4^+) ve nitrat (NO_3^-) analizleri **31**

2.5.3. Kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) analizi **31**

2.5.4. Toplam fosfor (TF) analizi **32**

2.5.5. Boyar madde (AT7) analizi 32
2.6. Bitki Analizleri 32
2.6.1. Bitki boyları ve nispi gelişim oranları (NGO) 33
2.6.2. Bitkilerin fotosentetik pigment analizi 33
2.6.3. Bitki biyokütle analizi 33
2.7. Sediment Örneklerinin Analizleri 34
2.7.1. pH (Toprak reaksiyonu), EC ve RP analizleri 34
2.7.2. Azot analizi 34
2.7.3. SEM görüntüleme 35
2.7.4. Sediment enzim aktivitelerinin belirlenmesi 35
2.7.4.1. Dehidrogenaz enzim aktivitesinin belirlenmesi 35
2.7.4.2. Üreaz enzim aktivitesinin belirlenmesi 36
2.7.4.3. Fosfataz enzim aktivitesinin belirlenmesi 36
2.8. Ekosistemlerin Mikrobiyal Çeşitliliklerinin Belirlenmesi 36
2.9. Ekosistemlerin Tahmini Karbon Stokları ve Enerji Bütçelerinin Hesaplanması 37
2.10. Biyoelektrik Analizleri 37
2.10.1. Biyoelektrik üretiminin izlenmesi ve ölçümü 37
2.10.2. Biyoelektrik depolanması 38
2.11. Deney Sonuçlarının Değerlendirilmesi 39
2.12. Analizlerde Kullanılan Hesaplamalar 39
2.13. Araştırmalar Sırasında Kullanılan Cihazlar 40

3. BULGULAR 42

3.1. Araştırma Alanının İklimsel Özellikleri 43
3.2. Su analizleri 44
3.2.1. Fiziko-kimyasal parametrelerin izlenmesi 44
3.2.1.1. pH (-log[H^+]) 44
3.2.1.2. Elektriksel iletkenlik (EC) (µS/cm) 49
3.2.1.3. Redoks potansiyeli (RP) (mV) 54
3.2.1.4. Çözünmüş oksijen (ÇO) (mg/L) 58
3.2.1.5. Sıcaklık (t) (°C) 62
3.2.2. Amonyum (NH_4^+) ve nitrat (NO_3^-) miktarlarının izlenmesi 66

3.2.2.1. Amonyum (NH_4^+) izlenmesi *66*
3.2.2.2. Nitrat (NO_3^-) izlenmesi *76*
3.2.3. Kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) izlenmesi **86**
3.2.4. Toplam fosfor (TF) izlenmesi **97**
3.2.5. Boyar madde (AT 7) izlenmesi **106**
3.3. Bitki Analizleri **117**
3.3.1. Bitki boyları ve nispi gelişim oranları (NGO) izlenmesi **117**
3.3.2. Bitkilerin fotosentetik pigment konsantrasyonları izlenmesi **119**
3.3.3. Bitki biyokütlelerinin izlenmesi **121**
3.4. Sediment Örneklerinin Analizleri **122**
3.4.1. pH (Toprak reaksiyonu), elektriksel iletkenlik ve redoks potansiyellerinin izlenmesi **122**
3.4.2. Toplam azot miktarının izlenmesi **123**
3.4.3. SEM görüntüleme **124**
3.4.4. Sediment enzim aktivitelerinin izlenmesi **130**
3.4.4.1. Dehidrogenaz enzim aktivitelerinin izlenmesi *130*
3.4.4.2. Üreaz enzim aktivitelerinin izlenmesi *131*
3.4.4.3. Fosfotaz aktivitelerinin izlenmesi *132*
3.5. Ekosistemlerin Bakteri Çeşitlilikleri **134**
3.6. Ekosistemlerin Tahmini Karbon Stokları ve Enerji Bütçeleri **139**
3.7. Biyoelektrik İzleme **140**
3.7.1. Biyoelektrik üretiminin izlenmesi **140**
3.7.2. Biyoelektrik depolanması ve kullanımı **174**
4. SONUÇ, TARTIŞMA VE ÖNERİLER **176**
KAYNAKÇA **203**
ÖZGEÇMİŞ

TABLOLAR DİZİNİ

Sayfa

Tablo 2.1. Azo boyar maddenin (Asit Turuncu 7) karakteristiği 30
Tablo 3.1. Hibrit yapay sulak alan ekosistemlerindeki bitkilerin hayatta kalan birey sayısı (H), ölü birey sayısı (Ö) ve hayatta kalma oranları (%) 42
Tablo 3.2. Araştırma alanının biyoiklim katları 44
Tablo 3.3. Ekosistemlerdeki T. latifolia bitkilerinin ortalama uzunlukları (cm) 117
Tablo 3.4. Hibrit ekosistem modüllerinin 92 günlük deney periyodu sonundaki pH, elektriksel iletkenlik ve redoks potansiyeli değerleri (A1: 1. Anot katmanı; A2: 2. Anot katmanı; K; Katot katmanı) 123
Tablo 3.5. Hibrit ekosistem modüllerindeki dolgu malzemelerinin 92 günlük deney periyodu sonundaki azot içerikleri (% N) 124
Tablo 3.6. Ekosistemlerden hasat edilen T. latifolia biyokütlelerinden tahmini biyogaz ile metan üretimleri, enerji potansiyelleri ile elektrik enerjisi verimleri ve karbon stok miktarları 139

GÖRSELLER DİZİNİ

Sayfa

Görsel 2.1. ESTÜ Fen Fakültesi ve araştırmanın gerçekleştirildiği alan uydu görünümü 17
Görsel 2.2. Araştırmanın gerçekleştiği doğal şartlar altındaki alan 17
Görsel 2.3. Yüzey altı yatay akışlı yapay sulak alan ekosistem modüllerinin (YEM) kurulduğu yatay düzenekler 20
Görsel 2.4. Yüzey altı dikey akışlı yapay sulak alan ekosistem modüllerinin (DEM) kurulduğu dikey düzenekler 20
Görsel 2.5. Farklı konfigürasyonlara sahip mezokozm ölçekli hibrit yapay sulak alan ekosistemleri (HEM) 21
Görsel 2.6. T. angustifolia L. bitkilerinin toplandığı Balıkdamı göleti 22
Görsel 2.7. T. latifolia L. bitkilerinin toplandığı ESTÜ 2 Eylül Kampüsü içerisindeki sulak alan 23
Görsel 2.8. Yapay sulak alan ekosistemlerinin kurulum şeması (a) Yüzey Altı Dikey Akışlı Yapay Sulak Alan Ekosistem modülü (DEM); (b) Yüzey Altı Yatay Akışlı Yapay Sulak Alan Ekosistem modülü (YEM); I1. 1. Çıkış suyu vanası; I2: II. Çıkış suyu vanası; A1: I. Anot; A2: II. Anot; K1: I. Katot; K2: II. Katot; R1 ve R2: Dış direnç (1000 Ω) CY: Cam yünü 24
Görsel 2.9. Mezokozm ölçekli yatay hibrit yapay sulak alan ekosistemlerinin kurulum aşaması 25
Görsel 2.10. Mezokozm ölçekli dikey hibrit yapay sulak alan ekosistemlerinin kurulum aşaması 25
Görsel 2.11. Kurulumu tamamlanmış mezokozm ölçekli hibrit yapay sulak alan ekosistemleri 26
Görsel 2.12. Hibrit Yapay Sulak Alan Ekosistemlerinin (HEM) konfigürasyonları ve hibrit biyoelektrik bağlantı şeması 27
Görsel 2.13. Hibrit Yapay Sulak Alan Ekosistemlerinin T. angustifolia L. bitkisi ile bitkilendirimesi 28

Görsel 2.14. Hibrit yapay sulak alan ekosistemlerinin Typha latifolia L. (Typhaceae) bitkisi ile bitkilendirimesi 29
Görsel 2.15. Hibrit yapay sulak alan ekosistemlerinin kültür periyodu sonu 29
Görsel 3.1. Walter yöntemine göre Eskişehir ilinin iklim diyagramı (a. İstasyon adı, b. İstasyonun deniz seviyesinden yüksekliği (m), c. Sıcaklık ve yağış verilerinin kaç yıllık gözlemlerin ortalaması olduğu olduğu, d. Yıllık toplam yağış miktarı (mm), e. Yıllık ortalama sıcaklık (°C), f. En soğuk ayın minimum sıcaklık ortalaması (°C), g. En sıcak ayın maksimum sıcaklık ortalaması (°C), h: Yağışlı dönem, ı: Kurak dönem, i: Ortalama minimum sıcaklığı (ay ortalaması) 0°C'nin altında olan aylar, j: Mutlak minimum sıcaklığın (ay ortalaması) 0°C'nin altında olan aylar..... 43
Görsel 3.2. 3 günlük HBS sonunda HEM' lerin her bir örneklem noktasından alınan giriş ve çıkış suyu numunelerinin günlük ve ortalama pH değişimi (-log[H^+])..... 45
Görsel 3.3. 4 günlük HBS sonunda HEM' lerin her bir örneklem noktasından alınan giriş ve çıkış suyu numunelerinin günlük ve ortalama pH değişimi (-log[H^+])..... 47
Görsel 3.4. 5 günlük HBS sonunda HEM' lerin her bir örneklem noktasından alınan giriş ve çıkış suyu numunelerinin günlük ve ortalama pH değişimi (-log[H^+])..... 48
Görsel 3.5. 3 günlük HBS sonunda HEM' lerin her bir örneklem noktasından alınan giriş ve çıkış suyu numunelerinin günlük ve ortalama EC değişimi (µS/cm)..... 50
Görsel 3.6. 4 günlük HBS sonunda HEM' lerin her bir örneklem noktasından alınan giriş ve çıkış suyu numunelerinin günlük ve ortalama EC değişimi (µS/cm)..... 52
Görsel 3.7. 5 günlük HBS sonunda HEM' lerin her bir örneklem noktasından alınan giriş ve çıkış suyu numunelerinin günlük ve ortalama EC değişimi (µS/cm)..... 53
Görsel 3.8. 3 günlük HBS sonunda HEM' lerin her bir örneklem noktasından alınan giriş ve çıkış suyu numunelerinin günlük ve ortalama redoks potansiyeli değişimi (mV)..... 55

Görsel 3.9. 4 günlük HBS sonunda HEM' lerin her bir örneklem noktasından alınan giriş ve çıkış suyu numunelerinin günlük ve ortalama redoks potansiyeli değişimi (mV)..... 56
Görsel 3.10. 5 günlük HBS sonunda HEM' lerin her bir örneklem noktasından alınan giriş ve çıkış suyu numunelerinin günlük ve ortalama redoks potansiyeli değişimi (mV)..... 57
Görsel 3.11. 3 günlük HBS sonunda HEM' lerin her bir örneklem noktasından alınan giriş ve çıkış suyu numunelerinin günlük ve ortalama çözünmüş oksijen değişimi (mg/L)..... 59
Görsel 3.12. 4 günlük HBS sonunda HEM' lerin her bir örneklem noktasından alınan giriş ve çıkış suyu numunelerinin günlük ve ortalama çözünmüş oksijen değişimi (mg/L)..... 60
Görsel 3.13. 5 günlük HBS sonunda HEM' lerin her bir örneklem noktasından alınan giriş ve çıkış suyu numunelerinin günlük ve ortalama çözünmüş oksijen değişimi (mg/L)..... 61
Görsel 3.14. 3 günlük HBS sonunda HEM' lerin her bir örneklem noktasından alınan giriş ve çıkış suyu numunelerinin günlük ve ortalama sıcaklık değişimi (°C)..... 63
Görsel 3.15. 4 günlük HBS sonunda HEM' lerin her bir örneklem noktasından alınan giriş ve çıkış suyu numunelerinin günlük ve ortalama sıcaklık değişimi (°C)..... 64
Görsel 3.16. 5 günlük HBS sonunda HEM' lerin her bir örneklem noktasından alınan giriş ve çıkış suyu numunelerinin günlük ve ortalama sıcaklık değişimi (°C)..... 66
Görsel 3.17. 3 günlük HBS sonunda HEM' lerin her bir örneklem noktasından alınan giriş ve çıkış suyu numunelerinin günlük ve ortalama amonyum konsantrasyonu değişimi (mg/L) 67
Görsel 3.18. 3 günlük HBS sonunda HEM' lerin her bir örneklem noktasından alınan çıkış suyu numunelerinin giriş suyu numunelerine göre ortalama amonyum giderim verimlilikleri değişimi (%) 68
Görsel 3.19. 3 günlük HBS sonunda HEM' lerin ortalama amonyum giderim verimlilikleri değişimi (%)..... 69

Görsel 3.20. 4 günlük HBS sonunda HEM' lerin her bir örneklem noktasından alınan giriş ve çıkış suyu numunelerinin günlük ve ortalama amonyum konsantrasyonu değişimi (mg/L) 70
Görsel 3.21. 4 günlük HBS sonunda HEM' lerin her bir örneklem noktasından alınan çıkış suyu numunelerinin giriş suyu numunelerine göre ortalama amonyum giderim verimlilikleri değişimi (%) 71
Görsel 3.22. 4 günlük HBS sonunda HEM' lerin ortalama amonyum giderim verimlilikleri değişimi (%)..... 72
Görsel 3.23. 5 günlük HBS sonunda HEM' lerin her bir örneklem noktasından alınan giriş ve çıkış suyu numunelerinin günlük ve ortalama amonyum konsantrasyonu değişimi (mg/L) 73
Görsel 3.24. 5 günlük HBS sonunda HEM' lerin her bir örneklem noktasından alınan çıkış suyu numunelerinin giriş suyu numunelerine göre ortalama amonyum giderim verimlilikleri değişimi (%) 74
Görsel 3.25. 3 günlük HBS sonunda HEM' lerin ortalama amonyum giderim verimlilikleri değişimi (%)..... 75
Görsel 3.26. HBS' ye göre HEM' lerin ortalama amonyum giderim verimliliklerinin karşılaştırılması (%)..... 76
Görsel 3.27. 3 günlük HBS sonunda HEM' lerin her bir örneklem noktasından alınan giriş ve çıkış suyu numunelerinin günlük ve ortalama nitrat konsantrasyonu değişimi (mg/L) 77
Görsel 3.28. 3 günlük HBS sonunda HEM' lerin her bir örneklem noktasından alınan çıkış suyu numunelerinin giriş suyu numunelerine göre ortalama nitrat giderim verimlilikleri değişimi (%)..... 78
Görsel 3.29. 3 günlük HBS sonunda HEM' lerin ortalama nitrat giderim verimlilikleri değişimi (%)..... 79
Görsel 3.30. 4 günlük HBS sonunda HEM' lerin her bir örneklem noktasından alınan giriş ve çıkış suyu numunelerinin günlük ve ortalama nitrat konsantrasyonu değişimi (mg/L) 80
Görsel 3.31. 4 günlük HBS sonunda HEM' lerin her bir örneklem noktasından alınan çıkış suyu numunelerinin giriş suyu numunelerine göre ortalama nitrat giderim verimlilikleri değişimi (%)..... 81

Görsel 3.32. 4 günlük HBS sonunda HEM' lerin ortalama nitrat giderim verimlilikleri değişimi (%) 82
Görsel 3.33. 5 günlük HBS sonunda HEM' lerin her bir örneklem noktasından alınan giriş ve çıkış suyu numunelerinin günlük ve ortalama nitrat konsantrasyonu değişimi (mg/L) 83
Görsel 3.34. 5 günlük HBS sonunda HEM' lerin her bir örneklem noktasından alınan çıkış suyu numunelerinin giriş suyu numunelerine göre ortalama nitrat giderim verimlilikleri değişimi (%) 84
Görsel 3.35. 5 günlük HBS sonunda HEM' lerin ortalama nitrat giderim verimlilikleri değişimi (%) 85
Görsel 3.36. HBS' ye göre HEM' lerin ortalama nitrat giderim verimliliklerinin karşılaştırılması (%) 85
Görsel 3.37. 3 günlük HBS sonunda HEM' lerin her bir örneklem noktasından alınan giriş ve çıkış suyu numunelerinin günlük ve ortalama kimyasal oksijen ihtiyacı konsantrasyonu değişimi (mg/L) 87
Görsel 3.38. 3 günlük HBS sonunda HEM' lerin her bir örneklem noktasından alınan çıkış suyu numunelerinin giriş suyu numunelerine göre ortalama kimyasal oksijen ihtiyacı giderim verimlilikleri değişimi (%) 88
Görsel 3.39. 3 günlük HBS sonunda HEM' lerin ortalama kimyasal oksijen ihtiyacı giderim verimlilikleri değişimi (%) 89
Görsel 3.40. 4 günlük HBS sonunda HEM' lerin her bir örneklem noktasından alınan giriş ve çıkış suyu numunelerinin günlük ve ortalama kimyasal oksijen ihtiyacı konsantrasyonu değişimi (mg/L) 90
Görsel 3.41. 4 günlük HBS sonunda HEM' lerin her bir örneklem noktasından alınan çıkış suyu numunelerinin giriş suyu numunelerine göre ortalama kimyasal oksijen ihtiyacı giderim verimlilikleri değişimi (%) 91
Görsel 3.42. 4 günlük HBS sonunda HEM' lerin ortalama kimyasal oksijen ihtiyacı giderim verimlilikleri değişimi (%) 92
Görsel 3.43. 5 günlük HBS sonunda HEM' lerin her bir örneklem noktasından alınan giriş ve çıkış suyu numunelerinin günlük ve ortalama kimyasal oksijen ihtiyacı konsantrasyonu değişimi (mg/L) 93

Görsel 3.44. 5 günlük HBS sonunda HEM' lerin her bir örneklem noktasından alınan çıkış suyu numunelerinin giriş suyu numunelerine göre ortalama kimyasal oksijen ihtiyacı giderim verimlilikleri değişimi (%) 94
Görsel 3.45. 5 günlük HBS sonunda HEM' lerin ortalama kimyasal oksijen ihtiyacı giderim verimlilikleri değişimi (%) 95
Görsel 3.46. HBS' ye göre HEM' lerin ortalama kimyasal oksijen ihtiyacı giderim verimliliklerinin karşılaştırılması (%) 96
Görsel 3.47. 3 günlük HBS sonunda HEM' lerin her bir örneklem noktasından alınan giriş ve çıkış suyu numunelerinin günlük ve ortalama toplam fosfor konsantrasyonu değişimi (mg/L) 98
Görsel 3.48. 3 günlük HBS sonunda HEM' lerin her bir örneklem noktasından alınan çıkış suyu numunelerinin giriş suyu numunelerine göre ortalama toplam fosfor giderim verimlilikleri değişimi (%) 98
Görsel 3.49. 3 günlük HBS sonunda HEM' lerin ortalama toplam fosfor giderim verimlilikleri değişimi (%) 99
Görsel 3.50. 4 günlük HBS sonunda HEM' lerin her bir örneklem noktasından alınan giriş ve çıkış suyu numunelerinin günlük ve ortalama toplam fosfor konsantrasyonu değişimi (mg/L) 101
Görsel 3.51. 4 günlük HBS sonunda HEM' lerin her bir örneklem noktasından alınan çıkış suyu numunelerinin giriş suyu numunelerine göre ortalama toplam fosfor giderim verimlilikleri değişimi (%) 101
Görsel 3.52. 4 günlük HBS sonunda HEM' lerin ortalama toplam fosfor giderim verimlilikleri değişimi (%) 102
Görsel 3.53. 5 günlük HBS sonunda HEM' lerin her bir örneklem noktasından alınan giriş ve çıkış suyu numunelerinin günlük ve ortalama toplam fosfor konsantrasyonu değişimi (mg/L) 103
Görsel 3.54. 5 günlük HBS sonunda HEM' lerin her bir örneklem noktasından alınan çıkış suyu numunelerinin giriş suyu numunelerine göre ortalama toplam fosfor giderim verimlilikleri değişimi (%) 104
Görsel 3.55. 5 günlük HBS sonunda HEM' lerin ortalama toplam fosfor giderim verimlilikleri değişimi (%) 105
Görsel 3.56. HBS' ye göre HEM' lerin ortalama toplam fosfor giderim verimliliklerinin karşılaştırılması (%) 105

Görsel 3.57. 3 günlük HBS sonunda HEM' lerin her bir örneklem noktasından alınan giriş ve çıkış suyu numunelerinin günlük ve ortalama asit turuncu 7 konsantrasyonu değişimi (mg/L) 107
Görsel 3.58. 3 günlük HBS sonunda HEM' lerin her bir örneklem noktasından alınan çıkış suyu numunelerinin giriş suyu numunelerine göre ortalama asit turuncu 7 giderim verimlilikleri değişimi (%) 108
Görsel 3.59. 3 günlük HBS sonunda HEM' lerin ortalama asit turuncu 7 giderim verimlilikleri değişimi (%)..... 108
Görsel 3.60. 4 günlük HBS sonunda HEM' lerin her bir örneklem noktasından alınan giriş ve çıkış suyu numunelerinin günlük ve ortalama asit turuncu 7 konsantrasyonu değişimi (mg/L) 110
Görsel 3.61. 4 günlük HBS sonunda HEM' lerin her bir örneklem noktasından alınan çıkış suyu numunelerinin giriş suyu numunelerine göre ortalama asit turuncu 7 giderim verimlilikleri değişimi (%) 111
Görsel 3.62. 4 günlük HBS sonunda HEM' lerin ortalama asit turuncu 7 giderim verimlilikleri değişimi (%)..... 111
Görsel 3.63. 5 günlük HBS sonunda HEM' lerin her bir örneklem noktasından alınan giriş ve çıkış suyu numunelerinin günlük ve ortalama asit turuncu 7 konsantrasyonu değişimi (mg/L) 113
Görsel 3.64. 5 günlük HBS sonunda HEM' lerin her bir örneklem noktasından alınan çıkış suyu numunelerinin giriş suyu numunelerine göre ortalama asit turuncu 7 giderim verimlilikleri değişimi (%) 114
Görsel 3.65. 5 günlük HBS sonunda HEM' lerin ortalama asit turuncu 7 giderim verimlilikleri değişimi (%)..... 114
Görsel 3.66. HBS' ye göre HEM' lerin ortalama asit turuncu 7 giderim verimliliklerinin karşılaştırılması (%)..... 115
Görsel 3.67. Ekosistemlerdeki T. latifolia bitkilerinin araştırma süresince uzunluk değişimleri (cm)..... 118
Görsel 3.68. Ekosistemlerdeki T. latifolia bitkilerinin nispi gelişim oranları (NGO) 119
Görsel 3.69. Ekosistemlerdeki T. latifolia bitkilerinin ortalama klorofil a konsantrasyonları 120

Görsel 3.70. Ekosistemlerdeki T. latifolia bitkilerinin ortalama klorofil b konsantrasyonları 120
Görsel 3.71. Hibrit yapay sulak alan ekosistemlerinden 92 günlük çalışma periyodu sonunda hasat edilen T. latifolia bitkilerine ait biyokütle değerleri (g/m2) 121
Görsel 3.72. Anot elektrotu olarak kullanılan karbon keçenin çalışmaya başlamadan önce farklı büyütmelerdeki SEM görüntüleri (×250, ×300, ×3.0k ve ×5.0k) 124
Görsel 3.73. Çalışma sonunda anot elektrot yüzeyindeki bakterilerin ve biyofilm tabakasının farklı büyütmelerde SEM görüntüleri (×2.0k, ×2,5k, ×3.0k, ×4.0k ve ×6.0k) 125
Görsel 3.74. Zeolit bazlı filtrasyon ortamının çalışmaya başlamadan önce farklı büyütmelerdeki SEM görüntüleri (×40, ×500 ve ×5.0k) 126
Görsel 3.75. YEM 1 ve YEM 3 ekosistem modüllerinden çalışma sonunda toplanan zeolit bazlı filtrasyon ortamının katmanlara göre farklı büyütmelerdeki SEM görüntüleri (a. A1 katmanı; b. A2 katmanı; c. K katmanı (×40, ×500 ve ×5.0k)) 127
Görsel 3.76. YEM 2 ekosistem modülünün çalışma sonunda toplanan zeolit bazlı filtrasyon ortamının katmanlara göre farklı büyütmelerdeki SEM görüntüleri (a. A1 katmanı; b. A2 katmanı; c. K katmanı (×40, ×500 ve ×5.0k)) 127
Görsel 3.77. DEM 1 ekosistem modülünün çalışma sonunda toplanan zeolit bazlı filtrasyon ortamının katmanlara göre farklı büyütmelerdeki SEM görüntüleri (a. A1 katmanı; b. A2 katmanı; c. K katmanı (×40, ×500 ve ×5.0k)) 128
Görsel 3.78. DEM 2 ve DEM 3 ekosistem modüllerinden çalışma sonunda toplanan zeolit bazlı filtrasyon ortamının katmanlara göre farklı büyütmelerdeki SEM görüntüleri (a. A1 katmanı; b. A2 katmanı; c. K katmanı (×40, ×500 ve ×5.0k)) 128
Görsel 3.79. YEM 4 ekosistem modülünün çalışma sonunda toplanan zeolit bazlı filtrasyon ortamının katmanlara göre farklı büyütmelerdeki SEM görüntüleri (a. A1 katmanı; b. A2 katmanı; c. K katmanı (×40, ×500 ve ×5.0k))) 129

Görsel 3.80. YEM 2 ekosistem modülünün çalışma sonunda toplanan zeolit bazlı filtrasyon ortamının katmanlara göre farklı büyütmelerdeki SEM görüntüleri (a. A1 katmanı; b. A2 katmanı; c. K katmanı (×40, ×500 ve ×5.0k)) 129
Görsel 3.81. Hibrit ekosistem modüllerinin çalışma periyodundaki dehidrogenaz enzim aktivitelerindeki değişim 130
Görsel 3.82. Hibrit ekosistem modüllerinin çalışma periyodundaki üreaz enzim aktivitelerindeki değişim 132
Görsel 3.83. Hibrit ekosistem modüllerinin çalışma periyodundaki fosfotaz enzim aktivitelerindeki değişim 133
Görsel 3.84. Ekosistem modülleri içerisinde bulunan mikroorganizmaların sınıf seviyesindeki bulunma oranları ve çeşitliliği 135
Görsel 3.85. Ekosistem modülleri içerisinde bulunan mikroorganizmaların familya seviyesindeki bulunma oranları ve çeşitliliği 137
Görsel 3.86. Ekosistem modülleri içerisinde bulunan mikroorganizmaların genus seviyesindeki bulunma oranları ve çeşitliliği 138
Görsel 3.87. 3 günlük HBS periyodundaki ekosistem modüllerinin A1-K ve A2-K elektrotları arasındaki biyoelektrik üretim değerlerinin günlük (volt) değişimi 142
Görsel 3.88. 3 günlük HBS'de hibrit ekosistemlerin A1 -K ve A2-K elektrotlarının birbirine seri şekilde bağlanması sonucunda oluşan ortalama biyoelektrik üretim değerlerinin (volt) günlük değişimi 143
Görsel 3.89. Ekosistem modüllerinin 3 günlük HBS sonunda A1-K, A2-K ve ortalama biyoelektrik üretim değerleri (volt) 143
Görsel 3.90. Hibrit ekosistemlerin 3 günlük HBS sonunda A1-K, A2-K ve ortalama biyoelektrik üretim değerleri (volt) 144
Görsel 3.91. 4 günlük HBS periyodundaki ekosistem modüllerinin A1-K ve A2-K elektrotları arasındaki biyoelektrik üretim değerlerinin günlük (volt) değişimi 145
Görsel 3.92. 4 günlük HBS'de hibrit ekosistemlerin A1 -K ve A2-K elektrotlarının birbirine seri şekilde bağlanması sonucunda oluşan ortalama biyoelektrik üretim değerlerinin (volt) günlük değişimi 146

Görsel 3.93. Ekosistem modüllerinin 4 günlük HBS sonunda A1-K, A2-K ve ortalama biyoelektrik üretim değerleri (volt)..... 147
Görsel 3.94. Hibrit ekosistemlerin 4 günlük HBS sonunda A1-K, A2-K ve ortalama biyoelektrik üretim değerleri (volt)..... 147
Görsel 3.95. 5 günlük HBS periyodundaki ekosistem modüllerinin A1-K ve A2-K elektrotları arasındaki biyoelektrik üretim değerlerinin günlük (volt) değişimi..... 148
Görsel 3.96. 5 günlük HBS'de hibrit ekosistemlerin A1 -K ve A2-K elektrotlarının birbirine seri şekilde bağlanması sonucunda oluşan ortalama biyoelektrik üretim değerlerinin (volt) günlük değişimi..... 149
Görsel 3.97. Ekosistem modüllerinin 5 günlük HBS sonunda A1-K, A2-K ve ortalama biyoelektrik üretim değerleri (volt)..... 150
Görsel 3.98. Hibrit ekosistemlerin 5 günlük HBS sonunda A1-K, A2-K ve ortalama biyoelektrik üretim değerleri (volt)) 151
Görsel 3.99. 92 günlük araştırma periyodunda hibrit ekosistemlerin ortalama biyoelektrik üretim değerleri (volt)..... 152
Görsel 3.100. 3 günlük HBS periyodundaki her bir ekosistem modülünün A1-K, A2-K elektrotları ve ekosistem ortalaması arasındaki akım yoğunluğu değerlerinin günlük (mA/S) değişimi 153
Görsel 3.101. 3 günlük HBS' de hibrit ekosistemlerin A1-K ve A2-K elektrotlarının birbirine seri şekilde bağlanması ve ekosistem ortalaması arasındaki günlük akım yoğunluğu değerlerinin (mA/S) değişimi..... 154
Görsel 3.102. Hibrit ekosistemlerin 3 günlük HBS sonunda A1-K, A2-K ve ortalama akım yoğunluğu değerleri (mA/S) 154
Görsel 3.103. 4 günlük HBS periyodundaki her bir ekosistem modülünün A1-K, A2-K elektrotları ve ekosistem ortalaması arasındaki akım yoğunluğu değerlerinin günlük (mA/S) değişimi 155
Görsel 3.104. 4 günlük HBS' de hibrit ekosistemlerin A1-K ve A2-K elektrotlarının birbirine seri şekilde bağlanması ve ekosistem ortalaması arasındaki günlük akım yoğunluğu değerlerinin (mA/S) değişimi..... 156

Görsel 3.105. Hibrit ekosistemlerin 4 günlük HBS sonunda A1-K, A2-K ve ortalama akım yoğunluğu değerleri (mA/S) 157
Görsel 3.106. 5 günlük HBS periyodundaki her bir ekosistem modülünün A1-K, A2-K elektrotları ve ekosistem ortalaması arasındaki akım yoğunluğu değerlerinin günlük (mA/S) değişimi 158
Görsel 3.107. 5 günlük HBS' de hibrit ekosistemlerin A1-K ve A2-K elektrotlarının birbirine seri şekilde bağlanması ve ekosistem ortalaması arasındaki günlük akım yoğunluğu değerlerinin (mA/S) değişimi..... 159
Görsel 3.108. Hibrit ekosistemlerin 5 günlük HBS sonunda A1-K, A2-K ve ortalama akım yoğunluğu değerleri (mA/S) 159
Görsel 3.109. Hibrit ekosistemlerin farklı hidrolik bekletme sürelerindeki ortalama akım yoğunluğu değerleri (mA/S) 160
Görsel 3.110. 3 günlük HBS periyodundaki her bir ekosistem modülünün A1-K, A2-K elektrotları ve ekosistem ortalaması arasındaki güç yoğunluğu değerlerinin günlük (mW/S) değişimi 161
Görsel 3.111. 3 günlük HBS' de hibrit ekosistemlerin A1-K ve A2-K elektrotlarının birbirine seri şekilde bağlanması ve ekosistem ortalaması arasındaki günlük güç yoğunluğu değerlerinin (mW/S) değişimi..... 162
Görsel 3.112. 3 günlük HBSA' de hibrit ekosistemlerin 3 günlük HBS sonunda A1-K, A2-K ve ortalama güç yoğunluğu değerleri (mW/S)..... 162
Görsel 3.113. 4 günlük HBS periyodundaki her bir ekosistem modülünün A1-K, A2-K elektrotları ve ekosistem ortalaması arasındaki güç yoğunluğu değerlerinin günlük (mW/S) değişimi 163
Görsel 3.114. 4 günlük HBS' de hibrit ekosistemlerin A1-K ve A2-K elektrotlarının birbirine seri şekilde bağlanması ve ekosistem ortalaması arasındaki günlük güç yoğunluğu değerlerinin (mW/S) değişimi..... 164
Görsel 3.115. Hibrit ekosistemlerin 4 günlük HBS sonunda A1-K, A2-K ve ortalama güç yoğunluğu değerleri (mW/S)..... 165

Görsel 3.116. 5 günlük HBS periyodundaki her bir ekosistem modülünün A1-K, A2-K elektrotları ve ekosistem ortalaması arasındaki güç yoğunluğu değerlerinin günlük (mW/S) değişimi 166
Görsel 3.117. 4 günlük HBS'de hibrit ekosistemlerin A1-K ve A2-K elektrotlarının birbirine seri şekilde bağlanması ve ekosistem ortalaması arasındaki günlük güç yoğunluğu değerlerinin (mW/S) değişimi 167
Görsel 3.118. Hibrit ekosistemlerin 5 günlük HBS sonunda A1-K, A2-K ve ortalama güç yoğunluğu değerleri (mW/S) 168
Görsel 3.119. Hibrit ekosistem modüllerinin hidrolik bekletme sürelerine göre güç yoğunluklarındaki değişim 168
Görsel 3.120. 3 günlük HBS periyodundaki her bir ekosistem modülünün 1.1, 1.2 ve B.Ö örneklem noktalarındaki kolumbik verimliliklerin (%) değişimi 169
Görsel 3.121. 3 günlük HBS'de hibrit ekosistemlerin 1.1, 1.2 ve B.Ö örneklem noktalarındaki kolumbik verimliliklerin (%) değişimi 169
Görsel 3.122. 3 günlük HBS'de 1.ST ile 2.ST' nin kolumbik verimlilikleri (%) 170
Görsel 3.123. 4 günlük HBS periyodundaki her bir ekosistem modülünün 1.1, 1.2 ve B.Ö örneklem noktalarındaki kolumbik verimliliklerin (%) değişimi 171
Görsel 3.124. 4 günlük HBS'de hibrit ekosistemlerin 1.1, 1.2 ve B.Ö örneklem noktalarındaki kolumbik verimliliklerin (%) değişimi 171
Görsel 3.125. 4 günlük HBS'de 1.ST ile 2.ST' nin kolumbik verimlilikleri (%) 172
Görsel 3.126. 5 günlük HBS periyodundaki her bir ekosistem modülünün 1.1, 1.2 ve B.Ö örneklem noktalarındaki kolumbik verimliliklerin (%) değişimi 172
Görsel 3.127. 5 günlük hibrit ekosistemlerin 1.1, 1.2 ve B.Ö örneklem noktalarındaki kolumbik verimliliklerin (%) değişimi 173
Görsel 3.128. 5 günlük HBS'de 1.ST ile 2.ST' nin kolumbik verimlilikleri (%) 173
Görsel 3.129. Hibrit ekosistem modüllerinin hidrolik bekletme sürelerine göre kolumbik verimliliklerindeki değişim (%) 174
Görsel 3.130. Güç yönetim sistemi çizimi 175
Görsel 3.131. Hibrit ekosistemlerin pil depolama süreleri 176

Görsel 3.132. Ekosistemlerden depolanan biyoelektrik ile çalıştırılan dijital termometre 176

SİMGELER VE KISALTMALAR DİZİNİ

ESTÜ	:	Eskişehir Teknik Üniversitesi
Y	:	Horizontal
D	:	Vertikal
HEM	:	Hibrit Yapay Sulak Alan Ekosistem Modülü
AT7	:	Asit Turuncu 7
HBS	:	Hidrolik Bekletme Süresi
HYH	:	Hidrolik Yükleme Hızı
EC	:	Elektriksel İletkenlik
RP	:	Redoks Potansiyeli
ÇO	:	Çözünmüş Oksijen
t	:	Sıcaklık
KOİ	:	Kimyasal Oksijen İhtiyacı
NH_4^+	:	Amonyum
NO_3^-	:	Nitrat
TP	:	Toplam Fosfor
SEM	:	Taramalı Elektron Mikroskobu
YEM	:	Yüzey Altı Yatay Akışlı Yapay Sulak Alan Ekosistem Modülü
DEM	:	Yüzey Altı Dikey Akışlı Yapay Sulak Alan Ekosistem Modülü
A1	:	1. Anot
A2	:	2. Anot
V1	:	1. Çıkış Vanası
V2	:	2. Çıkış Vanası
K	:	Katot
Ca	:	Kalsiyum
Mg	:	Magnezyum
Na	:	Sodyum
K	:	Potasyum
N	:	Azot

P	:	Fosfor
C_6H_5COONa	:	Sodyum Benzoat
CH_3COONa	:	Sodyum Asetat
NH_4NO3	:	Amonyum Nitrat
NaCl	:	Sodyum Klorür
$MgCl_2 \cdot 6H_2O$	:	Magnezyum Klorür Heksahidrat
K_2HPO_4		Dipotasyum Fosfat
$C_{16}H_{11}N_2NaO_4S$		Asit Turuncu 7
RGR		Nispi Gelişim Oranı
CO_2	:	Karbondioksit
°C	:	Santigrat
TTC	:	Trifenil Tetrazolium Klorit
µg	:	Mikrogram
M	:	Molar
$KNaC_4H_4O_6.4H_2O$	:	Potassium Sodium Tartrate
NaOH	:	Sodyum Hidroksit
DNA	:	Deoksiribo Nükleik Asit
PCR	:	Polimeraz Zincir Reaksiyonu
N	:	Normal
m^2	:	Metrekare
m^3	:	Metreküp
MJ	:	Megajoule
kWh	:	Kilowatt
Ω	:	Ohm
I	:	Akım
P	:	Güç
V	:	Volt
mAH	:	Miliamper
GYS	:	Güç Yönetim Sistemi

8. GİRİŞ

İnsanlar, gıda güvenliklerini sağlayabilmek için tarım devrimini, 17. ile 18. yüzyıllarda ekonomik gelişme ve modernleşme amacıyla sanayi devrimini, kesintisiz karşılıklı bağlantı amacıyla ise küreselleşme gibi gelişmeler aracılığıyla zaman içinde öğrendiklerini geliştirmeye ve değiştirmeye başlamışlardır (Elavarasan ve ark., 2022). Bu gelişmeler, insanoğlunun doğadan hızla uzaklaşmasına neden olurken dünyadaki doğal kaynakların sömürülmesine, insan popülasyonun ve refah seviyesinin ise artmasına sebep olmuştur. İnsanoğlunun taleplerini karşılayabilmek için gezegenin dönüştürülmesi kısa vadede rasyonel görünmesine (Gardiner, 2006; Bonnedahl ve ark., 2022) rağmen uzun vadede insanlığın kendi varlığını ve refahını tehlikeye attığı bir gerçektir (IPCC, 2018; WWF, 2020, Bonnedahl ve ark., 2022). Öyle ki, gelişmeler ve insan faaliyetleri doğal kaynaklar üzerinde talep artışına neden olurken doğal döngülerde bir dengesizlik oluşmasına, küresel iklim değişikliği (Elavarasan ve ark., 2022) başta olmak üzere biyoçeşitlilik kaybı, su, hava ve toprak kirliliği, kaynakların tükenmesi ve aşırı arazi kullanımı gibi ekolojik zorlukların ortaya çıkmasına neden olmuştur (Barnosky ve ark., 2011; IPCC, 2014; Ceballos ve ark., 2015; Bonnedahl ve ark., 2022). Bu ekolojik zorluklar, dünyanın yaşam destek sistemlerini büyük bir hızla tehlikeye sürüklemektedir (Rockstrom ve ark., 2009; Geissdoerfer ve ark., 2017).

Bu gelişmeler sırasında ekosistemin sürdürülebilirliğinin de sağlanması amacıyla dünyanın dört bir yanındaki hükümetler, akademisyenler ve endüstri pratisyenleri sürdürülebilir kalkınmanın sağlanabilmesi için ortak çaba sarf etmektedir (Elavarasan ve ark., 2022; Ogunmakinde ve ark., 2022). Bu kapsamda, BM İnsan Çevresi Konferansında (Stockholm Konferansı) (Birleşmiş Milletler, 1972; Sachs, 2015), uluslararası seviyede gezegene saygı gösterilmesi çağrısında bulunulmuştur (Geissdoerfer ve ark., 2017). Bu çağrı ile ekosistemin iyileştirilmesi için kalıcı bir yaklaşım olan sürdürülebilir gelişmeler takip edilmeye başlamıştır. BM Genel Kurulu 2015 yılındaki toplantısında ise, BM üyesi 193 ülkenin katılımı ile belirlenerek "Dünyamızı Dönüştürmek: Sürdürülebilir Kalkınma için 2030 Gündemi" başlığında 17 maddeden oluşan, ekonomik, sosyal ve çevresel boyutları kapsayan (Wang ve ark., 2021a; b) ve Sürdürülebilir Kalkınma Hedefleri (SKH) olarak tanımlanan bir dizi önceliği kabul ederek uygulamaya karar vermişlerdir (Birleşmiş Milletler, 2017; Ogunmakinde ve ark., 2022). 17 SKH, temel insan haklarını, insan ihtiyaçlarını ve doğayı korumaya yönelik bir yaklaşımı ele almaktadır. SKH 4 (nitelikli eğitim), SKH 5 (toplumsal cinsiyet eşitliği) ve SKH 10 (eşitsizliklerin

azaltılması) dışındaki tüm hedefler ise doğrudan veya dolaylı olarak çevresel sürdürülebilirlik ile ilişkilidir (Wang ve ark., 2021a).

Çevresel sürdürülebilirlik ile ilgili SKH' lerine ulaşma stratejilerinden birinin Döngüsel Ekonomi (DE) modeli olduğu düşünülmektedir (Döngüsel ekonomi aksiyon planı, 2012; Wang ve ark., 2021a). DE modeli, malzeme ve enerji döngülerini yavaşlatarak, daraltarak ya da kapatarak kaynak, girdi ve atık emisyonu ile enerji sızıntısının en aza indirildiği rejeneratif bir sistem olarak tanımlanmaktadır (Geissdoerfer ve ark., 2017; Govindan ve Soleimani, 2017). Ayrıca DE modeli, doğal kaynakların kullanımı ve tüketimi tehlikeye atılmadan atıkların azaltımı amacıyla bir çözüm önerisi olarak ileri sürülmüştür (Frig ve Sorsa, 2020; Oskam ve ark., 2021; Ajwani-Ramchandani ve ark., 2021). Bir DE modelinde, ürünler ile malzemeler maksimum değer ve işlevsellikte kullanılmaktadır (Ajwani-Ramchandani ve ark., 2021). Bu durum, DE modelinde atık kavramının yer almadığının ve atıkların kaynak olarak başka sistemlerde değerlendirildiği simbiyotik atık yönetim ilişkilerinden oluştuğunu da göstermektedir (Sauvé ve ark., 2016; Wang ve ark., 2021a). SKH doğrultusunda birçok hükümet DE modelini ulusal kalkınma hedeflerine dâhil etme sözü vermiştir. Örneğin Avrupa Birliği döngüsel bir ekonomi eylem planı oluştururken Uruguay, Ekvator, Kolombiya, Peru ve Şili belirli yol haritaları oluşturmuştur. Amerika Birleşik Devletleri, Avustralya ve Çin gibi ülkeler ise döngüsel ekonomi girişimleri ve politikaları oluşturmuştur (Ogunmakinde ve ark., 2022).

SKH'leri, enerji verimli yeşil ekonomileri, insan refahını, çevresel sürdürülebilirliği, sağlıklı yaşam tarzlarını ve inovasyon desteğiyle sürdürülebilir üretim ve tüketimi teşvik etmektedir (Fukuda-Parr, 2016). Sürdürülebilirliğin üç temel yapı taşından biri olan çevre, doğal kaynakların sürdürülebilir kullanımını ve yönetimini ele alan SKH' lerin yarısından fazlasında yer almaktadır (BM Çevre Programı, 2019a; b; Cai ve ark., 2021). Özellikle yeterli miktarda ve kalitede tatlı su kaynakları büyük önem taşımaktadır (Niva ve ark., 2020; Cai ve ark., 2021). SKH 6'nın oluşturulma amacı (Herkes için su ve sanitasyonun mevcudiyetinin ve sürdürülebilir yönetiminin sağlanması), yalnızca küresel siyasi programda sürdürülebilir su güvenliği sorunlarına yönelik artan endişeler değil (BM, 2018; Cai ve ark., 2021), aynı zamanda SDG 6 ile diğer SKH' ler arasındaki karşılıklı bağlantılar ve bağımlılıklar nedeniyle bunların 2030 Gündemi üzerindeki karşılık gelen etkilerinin de dile getirilmek istenmesidir (Taka ve

ark., 2021; Cai ve ark., 2021). Su riski, çok boyutlu ve çok yönlü bir kavramdır (Liu ve Zhao, 2020). Su sorunları, suya erişilebilirlik, su kalitesi, mevcudiyeti, yönetişimi, doğal afetler (sel ve kuraklık) ve iklim değişikliği gibi kritik konuları kapsamaktadır (Bonnafous ve ark., 2017; Cai ve ark., 2021). Bugüne kadar devam eden çalışmalar, büyük ölçüde su risk değerlendirmesi için belirli bir su sorununa odaklanmıştır (Cai ve ark., 2021). Schaefer ve ark. (2019) ise su krizi riskine holistik bir yaklaşım sergileyerek, fiziksel su risklerini (su stresi, mevsimsel değişkenlik ve kuraklık şiddeti) dikkate almış ve su risklerini artırarak (dış bağımlılık oranı, yönetişim ve düzenleme ve altyapı) bir tedarik zinciri-su risk endeksi oluşturmuştur. SKH 6'ya sekiz hedef eşlik etmektedir; hedeflerden 6.1-6.6 arasındakiler sonuç odaklı kuruluyken ve 6a-6b hedefleri uygulama araçlarına atıfta bulunmaktadır (Requejo-Castro ve ark., 2020). Bu altı sonuca dayalı hedef, suya erişilebilirlik (hedef 6.1 ve 6.2), su kalitesi (hedef 6.3 ve 6.6), su mevcudiyeti (hedef 6.4 ve 6.6) ve su yönetişimi (hedef 6.5) dahil olmak üzere geniş bir su riski yelpazesini içermektedir (Cai ve ark., 2021).

Mevcut çevre sorunları ve iklim değişikliği yorumlanırken, temel nedenlerin kirli enerji kullanımı, endüstri kaynaklı kirlilikler ve toplumsal davranışlar olduğu düşünülmektedir. Çünkü, fosil yakıtlar gibi kirletici, yenilenemez enerji kaynaklarının kullanımı tarih boyunca ekosistemi derinden etkilemiştir. Bu durumun önüne geçebilmek adına ilk olarak SKH' nın 7. maddesi, yani "Herkese Uygun Fiyatlı ve Temiz Enerji" sağlanmasının çok önemli olduğu ve fosil enerji kaynaklarından temiz yenilenebilir enerji kaynak ve teknolojilerine geçişin sağlanmasının kilit bir rol üstlendiği belirtilmektedir (Bhardwaj ve ark., 2019). Ancak, bu hedefe ulaşmadaki en büyük zorlukların artan nüfus ile sanayileşmenin etkisiyle modern ve yenilenebilir enerji kaynakları açısından artan enerji talebinin karşılanamayabileceği ve temiz enerji kaynaklarının payının arttırılmasının uzun bir süreç alacağı olarak görülmektedir (Elavarasan ve ark., 2022). SKH' lerine ulaşma stratejilerinden biri olan DE modelinde, farklı aktörler (örneğin kaynaklar) arasındaki kritik bağlantıların değerlendirilmesi hayati önem taşımaktadır (Wang ve ark., 2021a). Özellikle, SDG 7'nin diğer hedefler üzerinde bir etki oluşturabileceği belirtilmektedir (Pradhan ve ark., 2017; Bennich ve ark., 2020; Castor ve ark., 2020; Elavarasan ve ark., 2022). Bu nedenle, SDG 7, diğer SDG' lerdeki ilerlemeyi yönlendirebilecek veya teşvik edebilecek en temel hedef olarak görülmektedir. Başta, su (SKH 6), enerji (SKH 7) ve iklim (SKH 13) önemli bağ oluşturan kombinasyonlar olarak belirlenmektedir (Wang ve ark., 2021a). Bu nedenle, SKH 7'ye yapılacak her katkının,

enerji politikalarını, su güvenliğini ve iklimi de önemli ölçüde etkileyeceği düşünülmektedir (Kørnøv ve ark., 2020; Elavarasan ve ark., 2021; Elavarasan ve ark., 2022).

Su ve enerji, insan refahı ve sürdürülebilir kalkınma için temel ve yakından ilişkili yaşam destek gereksinimleridir (Okonkwo ve ark., 2021; Li ve ark., 2022). BM' nin, bilim insanlarının ve aktivistlerin tüm uyarı ve çabalarına rağmen dünya nüfusundaki hızlı artışı devam ederken beraberinde üretim hızı ile sanayileşmeyi de arttırmaktadır (WHO, 2012; Sachs, 2015; Okonkwo ve ark., 2021). Bu gelişmeler, su kaynakları ile enerji kaynaklarına olan talebin ve kaynaklar üzerindeki stresin artmasına neden olmaktadır (Pérez-Lombard ve ark., 2008). Fosil yakıt stoklarının, yenilenemez doğasının varlığı (Ouyang ve ark., 2022) ile fosil yakıtların kullanımının su ve hava kirliliği başta olmak üzere birçok çevre sorunu oluşturduğu bilinmektedir (Gul ve Ahmad, 2019). Su ise organizmaların gelişiminde temel rol oynayan doğal bir kaynak olarak görülmektedir (Masindi ve ark., 2018; Nguegang ve ark., 2022). Temiz su ile fosil yakıt kaynaklı enerji tüketimi arasında güçlü bağ (Mavhungu ve ark., 2019) incelendiğinde, 2025 yılına kadar 1,5 milyar ton petrol eş değeri enerjiye ihtiyaç duyulacağı (Eliasson, 2015) ve küresel boyuttaki enerji talebinin 2010 yılına kıyasla yaklaşık %36 fazlalaşacağı düşünülürken, mevcut uygulamaların devam etmesi halinde küresel su arzı ve talebi arasındaki farkın 2030 yılına kadar %40 oranında açılacağı hatta neredeyse dünya nüfusunun %50'sinin bu durumdan hızla etkileneceği ileri sürülmektedir (Eliasson, 2015; Mavhungu ve ark., 2019; Gupta ve ark., 2021).

Günümüzde insanoğlunun ihtiyaçlarının karşılanabilmesi için kimya, tarım, ilaç, tekstil gibi farklı sektörlerin hızlı ve seri üretim yapması gerekmektedir (Dil ve ark., 2016; Singh ve ark., 2020; Sharma ve ark., 2021). Bu durum, çeşitli endüstrilerde yoğun oranda kimyasal maddelerin kullanım oranlarında artışa neden olurken, ortaya çıkan atıkların su ekosistemlerine karışma potansiyeli de yükseltmektedir (Andleeb ve ark., 2010; Jayapal ve ark., 2018; Kong ve ark., 2019). Özellikle tekstil endüstrisinde, yüksek miktarda su ve sekiz binden fazla kimyasal kullandığından, yer altı ve yerüstü su rezervuarlarının ana kirleticilerinden biri olduğu kabul edilmektedir (Saravanan ve ark., 2015, 2016; Sharma ve ark., 2021). Araştırmalar tekstil endüstrisinin yaklaşık 8000 kg kumaş üretimi için her gün yaklaşık 1,6 milyon litre su kullandığını göstermektedir (Khandare ve Govindwar, 2015). Tekstil endüstrisi, faaliyetleri sırasında çok büyük miktarda su tüketilmesi ve bu

nedenle büyük miktarda boyar maddeler, ağır metaller, tuzlar, emülgatörler, dispersiyon ve tesviye maddeleri ürünleri içeren büyük miktarda atık su üretmektedirler (Noroozi ve ark., 2007; Sharma ve ark., 2021). Dünya Bankası raporu, su kirliliğinin yaklaşık %17-20'sinin tekstil endüstrilerindeki boyama işlemleri sırasında oluştuğunu belirtmektedir (Saini, 2017). Bu arıtılmamış tekstil boyası içeren atık sular, yüksek derecede toksik, mutajenik ve kanserojen bileşimleri nedeniyle canlı organizmalar için doğrudan tehlike arz etmektedir (Lellis ve ark., 2019; Patel ve ark., 2021).

Tekstil endüstrisinde yaygın olarak sentetik boyalar tercih edilirken, bu boyalar boyama, baskı ve diğer birkaç boyama amacı için de kullanılmaktadır (Raj ve ark., 2018; Singh ve ark., 2021). Sentetik boyalar arasında azo boyalar en yaygın kullanılan (kâğıt, baskı, gıda, kozmetik ve tekstil) ve çok yönlü olan boya sınıfını oluşturmaktadır. Azo boyalar, aromatik halkalarla ilişkili -N=N- (azo bağları) kovalent bağları taşıyan, doğası gereği inatçı olan ve küresel olarak yıllık boya üretiminin %50'den fazlasına katkıda bulunan ticari sentetik boyalardır (Oon ve ark., 2020; Saket ve ark., 2022). Sentez kolaylığı ve maliyet etkinliği, stabiliteleri ve doğal boyalara kıyasla içlerinde bulunan renk çeşitliliği nedeniyle üretilen tekstil boyar maddelerinin çoğunluğunu oluşturmaktadırlar (Tee ve ark., 2015). Azo boyaların su ekosistemlerine deşarjları, güneş ışınlarının içeri girmesini engelleyerek alglerin ve sucul organizmaların fotosentez sürecini etkilerken ortamdaki oksijeni de tüketerek flora ve fauna üzerinde olumsuz etkilerin ortaya çıkmasına neden olmaktadır (Tee ve ark., 2015; Fang ve ark., 2015; Mittal ve ark., 2022). Ayrıca, azo bağının metabolik bölünmesi, mutajenik ve kanserojen etkisi olduğu bilinen aromatik aminler gibi toksik yan ürünlerin oluşmasına yol açmaktadır (Ayed ve ark., 2010; Tee ve ark., 2015; Mittal ve ark., 2022). Bu nedenle, azo boyalar içeren endüstriyel atık suların ve bunların bozunma ürünlerinin arıtılması, çevreye nihai deşarjlarından önce çok önemlidir (Tee ve ark., 2015). Azo bağları, kromoforik fonksiyonel grubu nedeniyle renkten de sorumludur ve karmaşık aromatik halkaları ile kovalent azo bağları bu boyaları oldukça kararlı hale getirmektedir. Ancak, azo boyaların yok edilmesi, boyanın refrakter yapısı nedeniyle oldukça zordur (Oon ve ark., 2020; Mittal ve ark., 2022). Azo boyalar, anaerobik koşullar altında azo bağlarının kırılması nedeniyle kolayca renksizleştirilebilirler. Anaerobik koşullar altında azo boya indirgemesinin ana dezavantajı, daha fazla bozulmaya direnen aromatik aminlerin üretilmesidir (Van der Zee ve ark., 2001). Ancak aromatik aminlerin kalıntıları aerobik olarak mineralize edilebilmektedir. Bu nedenle, birçok bilim insanı azo boyaların tam

bozunması için sıralı anaerobik-aerobik sistemleri tercih etmektedir (Ong ve ark., 2005; Lourenco ve ark., 2006; Li ve ark., 2010).

Çalışmada model molekül olarak seçilen azo boyası türü Asit Turuncu 7 (AT7) ya da Turuncu II (C.I. 15510 ve CAS 663-96-5) olarak da bilinen suda çözünebilen toksik etkisi yüksek, tekstil endüstrisinde yaygın colarak kullanılan, mürekkeplerde, plastiklerde ve deride daha az oranda kullanılan reaktif olmayan turuncu renkli asit azo boyadır (Davies ve ark., 2006; Ong ve ark., 2010). AT7'nin sentetik orijini ve esas olarak ter, sabun, su, ışık veya oksitleyici ajanlara maruz kaldığında solmaya direnecek şekilde tasarlanmış karmaşık aromatik moleküler yapısı nedeniyle çıkarılması oldukça zordur. Bu durum AT7'nin çok kararlı ve kolayca biyolojik olarak parçalanamaz özellik kazanmasına neden olmaktadır (Bumpus, 1995; Davies ve ark., 2006). AT7 bozunması meydana geldiğinde, iki aromatik amin, sülfanilik asit (SA) ve 1-amino-2-naftol (1-amn-2-naph) ortama salınmaktadır. Sülfonil grubu bir ksenobiyotik yapısal element olduğundan ve güçlü yüklü anyonik kısım, bileşiğin bakteriyel membranlardan nüfuz etmesini engellediğinden SA'nın bozunması zordur (Perei ve ark., 2001). Tekstil işleme sırasında, atık sulardaki AT7 konsantrasyonunun 10-80 mg/L aralığında değişkenlik gösterdiği rapor edilmiştir (Coughlin ve ark., 2002). Azo bağının bölünmesi görünür sorunu ortadan kaldırsa da aromatik aminler sorunu devam etmektedir (Manu ve Chaudhari, 2002; Carias ve ark., 2008; Ong ve ark., 2010; Sonwani ve ark., 2021). Ara ürünlerin bozunmayan doğası nedeniyle, atık sudaki KOİ konsantrasyonu da artmaktadır. Aerobik biyolojik bozunma bu ara ürünleri mineralize edebildiğinden, kombine anaerobik-aerobik işlemin rengi verimli bir şekilde giderebilmesi ve aynı zamanda organik maddeyi tamamen bozabileceği düşünülmektedir (Fu ve ark., 2001; Ong ve ark.., 2005; Mohan ve ark., 2007; Ong ve ark.., 2010).

Boya içeren atık suların arıtılması için birçok proses mevcuttur (Tee ve ark., 2015). Koagülasyon-flokülasyon (Moghaddam ve ark., 2010; Martorell ve ark., 2012), absorpsiyon (Yan ve ark., 2018; Sivalingam ve Sen, 2019), ileri oksidasyon prosesleri (Guimarães ve ark., 2012), fotodegradasyon (Li ve ark., 2012) ve ozon arıtma (Muthukumar ve ark., 2004) gibi boyaların atık sulardan uzaklaştırılması için çeşitli fiziko-kimyasal prosesler kullanılmıştır (Tee ve ark., 2015; Oon ve ark., 2020). Yüksek boya giderimi elde edilebilmesine rağmen, fiziko-kimyasal proseslerin dezavantajları arasında önemli miktarda kimyasal kullanımı, yüksek maliyet ve büyük miktarda çamur

üretimi gösterilmektedir (Tee ve ark., 2015; Oon ve ark., 2020). Ancak hem su hem de enerjinin sürdürülebilirliği nedeniyle mevcut ve gelecekteki zorlukları çözmek için düşük enerji maliyetli, ikincil atık üretmeyen, ekonomik ve ekolojik atık su arıtma teknolojilerinin kullanılması acil bir ihtiyaç olarak karşımıza çıkmaktadır (Ebrahimi ve ark., 2021). Bu kapsamda, biyolojik prosesler uygun maliyetli, çevre dostu oldukları ve büyük miktarlarda çamur üretmedikleri için bir alternatif olarak görünmektedir (Tee ve ark., 2015; Baddam ve ark., 2016; Vymazal, 2019). Atıkların azaltılması ve değerli ürünlerin üretimi için entegre teknolojilerin kullanımı sürdürülebilir kalkınmanın odak noktasında bulunmaktadır (Saz ve ark., 2018; Wang ve ark., 2019; Yang ve ark., 2019; Srivastava ve ark., 2020a). Tüm değerlendirmeler ışığında, günümüz dünyasında görülen azo boya içerikli atık suların temizlenmesine çözüm getirebilecek ekoloji-ekonomi-enerji-mühendislik (4E) perspektifinde alternatif teknolojilerin araştırılması büyük önem taşımaktadır (Friedrichs, 2010; Sulukan ve ar., 2017).

Geleneksel atık su arıtma tesisleri, amaçlarına ulaşmak için mekanik ekipman ve büyük miktarda enerji girdisi gerektiren entegre sistemler kullanmaktadır ki bu sistemlerin birçoğu çevre dostu yeşil uygulamalar değildir (Vymazal, 2011; Elmekawy ve ark., 2013; Doherty ve ark., 2015a; 2015b; 2015c; Shiau ve Chang, 2022). Ayrıca, tesislerde kullanılan ya da kullanılacak araç ve gereçlerin üretimi de düşünüldüğünde çevrenin kirletilmesindeki etki katlanarak artmaktadır (Hadad ve ark., 2006; Vymazal, 2019). Bu bağlamda, bahsedilen sorunları oluşturmayacak alternatif, etkin enerji kullanabilen, düşük işletme ve bakım maliyetine sahip çevre dostu yeşil teknolojilerin kullanılması gerekmektedir (Vymazal, 2014; Torrijos ve ark., 2016; Yang ve ark., 2018; Vymazal, 2019; Gholipour ve ark., 2020; Ji ve ark., 2021). Bu kapsamda evselden sanayiye, kentselden tarımsala kadar olan atık suların yanı sıra yağmur suları, sızıntı suları ve maden drenaj sularının arıtılmasında kullanılan doğal sulak alan ekosistemlerinin fiziksel, kimyasal ve biyolojik süreçlerin işleyişine dayanan insan yapımı yeşil teknolojiye sahip çevre dostu mühendislik ürünü olan yapay sulak alan (YSA) ekosistemlerinin tasarımı ve kullanımı ön plana çıkmaktadır (Türker ve ark., 2014; Doherty ve ark., 2015c; Turker ve ark., 2017; Türker ve Yakar, 2017; Yakar ve ark., 2018; Saz ve ark., 2018; Vymazal ve ark., 2021). Saha düzeyinde atık su arıtma için kullanılmakta olan YSA' ların, güzel ve iyi bir arazi entegrasyonun yanı sıra düşük enerji gereksinimleri, kolay işletilmesi ve düşük bakım maliyetinden dolayı dünya çapında kullanımı da gün geçtikçe artmaktadır (Ghrabi ve ark., 2011; Türker ve ark., 2014; Fang

ve ark., 2015; Turker ve ark., 2017; Yakar ve ark., 2018; Saz ve ark., 2018; Vymazal ve ark., 2021). Genellikle YSA' lar; atık sulardan kirleticilerin uzaklaştırılması için doğal sulak alan bitki örtüsünü (makrofitler), substratı (toprak, kum, çakıl) ve mikrofaunayı kullanan yapay sığ bir havzadır. (Ong ve ark., 2010; Tee ve ark., 2015; Vymazal, 2019). Genel olarak bir YSA' da bulunan aerobik, anoksik ve anaerobik şartlar sulak alanın farklı derinliklerinde görülmektedir (Baddam ve ark., 2016; Vymazal, 2019; Mittal ve ark., 2022; Saket ve ark., 2022). Genellikle YSA ekosistem yatağının alt kısmı anaerobiktir ve yukarıya doğru çıkıldığında ise anaerobikten aerobiğe doğru zon değişimi görülmektedir (Sgroi ve ark., 2018). YSA yatağında görülen bu değişim yatak içerisinde farklı ilişkileri de beraberinde getirmektedir (Vymazal, 2013). Örneğin, YSA'nın anerobik bölgesi amonyum ve organik atıklar gibi kirleticilerin uzaklaştırılmasını sınırlarken, aerobik bölge ise nitrat gibi kirleticilerin uzaklaştırılmasını baskılamaktadır (Vymazal, 2013; Srivastava ve ark., 2020a; 2020b). Sulak alan ekosistemlerindeki anaerobik/anoksik/aerobik şartların gözlemlenebilmesi günümüzde YSA'ların, tekstil atık sularından mineralizasyon ve boyaların uzaklaştırılması amacıyla yaygın olarak kullanılmasını sağlamaktadır (Ong ve ark., 2010; Hussein ve Scholz, 2017; Sharma ve Malaviya, 2022). Azo boyalar, anaerobik koşullar altında azo bağlarının bölünmesi yoluyla kolayca renksizleştirilirken, aerobik şartlar ise parçalanma sonrası ortaya çıkan aromatik aminlerin toksik etkisinin azalmasında rol oynamaktadır.

YSA'lar akış şekline göre, yüzey akışlı ve yüzey altı akışlı olmak üzere iki ana kategoride sınıflandırılabilmektedir (Sehar ve ark., 2016; Dell'Osbel ve ark., 2020; Parde ve ark., 2021). Yüzey altı akışlı YSA' lar, akış yoluna bağlı olarak, dikey ve yatay olarak sınıflandırılabilmektedir (Dell'Osbel ve ark., 2020; Parde ve ark., 2021). Yatay akışlı ekosistemlerde atık su, YSA'nın yatağında yatay olarak akmaktadır. Ortalama bir yatay akışlı YSA ekosistemi için arazi alan gereksinimi 5–10 m^2/PE (PE-Nüfus Eşdeğeri) olarak hesaplanmıştır (DBT, 2019; Parde ve ark., 2021). Atık su, aerobik ve anaerobik koşullara maruz kalmaktadır. Yatay YSA'da aerobik durum kök bölgesinde meydana gelmekte ve organik madde anaerobik koşullar tarafından bozunmaktadır (DBT, 2019). Yatay YSA başlıca, biyokimyasal oksijen ihtiyacı (BOİ), KOİ, amonyak azotu, fosfat, toplam askıda katı (TSS) gibi kirleticilerin gideriminde etkilidir (Steer ve ark., 2002; Solano ve ark., 2004; Parde ve ark., 2021). Yatay YSA, endüstriyel atıklar, tarımsal atıklar, maden atıkları gibi farklı atık su türlerini arıtmak için de kullanılabilmektedir. Yatay YSA, dikey akışla oluşturulmuş sulak alandan daha fazla arazi alanına ihtiyaç

duymakta, ancak daha iyi nitrifikasyon sağlamaktadır (Calheiros ve ark., 2007; Saeed ve ark., 2012; Sudarsan ve diğerleri, 2018).

Dikey akışlı sulak alan ekosistemi, atık suyun sulak alanın tepesinden daldırıldığı ve alttan boşaltıldığı bir tasarımdır. Atık su, yatağın içinden dikey olarak akmaktadır (Tilley ve ark., 2014). Dikey akışlı sulak alan ekosistemleri aerobik koşullar sunmaktadır, bu nedenle nitrifikasyon, BOİ, KOİ ve diğer kirletici giderimlerinde yüksek verimlilik sağlayabilmektedirler (Hussein ve Scholz, 2017; Parde ve ark., 2021). Dikey akışlı sulak alan için arazi alanı gereksinimi 1–3 m^2/PE' dir ve bu alan yatay YSA için gerekli alandan daha azdır, ancak dikey YSA yatay YSA' dan daha fazla bakım gerektirmektedir (DBT, 2019; Parde ve ark., 2021).

Dikey ve yatay akışlı YSA' ların avantajları ve dezavantajları (oksijen transfer kapasitesi, arıtılmış suyun hacmi, atıkların devridaimi gibi) göz önüne alınarak çeşitli gıda, tekstil gibi endüstrilerden gelen atık suları arıtmak için birleşik bir sulak alan ekosistemi geliştirilmiştir (Parde ve ark., 2021; Sharma ve Malaviya, 2022). Hibrit yapılı yapay sulak alan ekosistemi adı verilen bu tasarım, yatay ve dikey YSA ekosistemlerinin bir kombinasyonu anlamına gelen çok aşamalı bir işleme sahip ekosistemdir (Vymazal, 2019; Dell'Osbel ve ark., 2020; Parde ve ark., 2021). Hibrit yapılı sulak alanların temizleme verimliliği, başka bir tür yapılı sulak alanla karşılaştırıldığında daha fazladır. Atık suyun özelliklerine, aerobik veya anaerobik ortam koşullaraına göre farklı YSA türleri farklı giderim verimlerine sahiptir. Hibrit YSA ekosistemleri farklı kombinasyonlarda düzenlenebilmektedir (Saeed ve ark., 2012; Vymazal, 2013; Vymazal ve Kröpfelová 2015; Yazdania ve Golestanib, 2019). Hibrit YSA ekosistemleri, çeşitli atık su türlerinin arıtımında bildirilen uygulamalarla dünyanın birçok ülkesinde işletilmektedir (Tee ve ark., 2015; Ji ve ark., 2020; Ma ve ark., 2022).

Mevcut enerji üreten teknolojilerin çoğu çevre dostu olmamakla birlikte insanlar, bitkiler ve diğer makro ve mikroorganizmalar dahil yaşayan organizmalar için tehlike arz etmektedir (Kothari ve ark., 2011). Bu nedenle, sürdürülebilir bir artış sağlayacak, enerji talebi ve arzını dengeleyebilecek, karbon içermeyen ve küçük ekolojik ayak izine sahip alternatif enerji kaynaklarından biri olan "Yeşil enerji" teknolojilerine karşı ilgi son yıllarda giderek artmaktadır (Omer, 2008; Logan, 2005; 2008; 2009; Wang ve ark., 2016). Günümüzde bitki bazlı biyoyakıtlar, etanol için yosun yetiştirebilen foto-biyoreaktörler, yakıt hücreleri, güneş ve rüzgâr enerjileri dünyanın farklı bölgelerinde yeşil enerji

kaynağı olarak kullanılmaktadır (Saba ve ark., 2019). Yakın gelecekte oluşabilecek enerji sıkıntısını gidermek amacıyla uygulanabilecek ve su-enerji-iklim bağlantısı açısından değerlendirildiğinde en umut verici teknolojilerin başında Ekolojik Yakıt Hücresi (EYH) sistemleri gelmektedir. EYH sistemleri, elektroaktif bakterilerin parçalama reaksiyonu ile ortamdaki kimyasal enerjiyi, aracısız olarak doğrudan biyoelektrik enerjisine dönüştürebilen ve eş zamanlı olarak atık suyu arıtma potansiyeline sahip biyoelektrokimyasal sistemlerdir (Logan, 2005; Cheng ve ark., 2006a; 2006b; Solanki ve ark., 2013; Zhai ve Dong, 2022; Nawaz ve ark., 2022). Bu sistemlerin diğer enerji üretim sistemleri ile kıyaslandığında en büyük avantajı EYH' lerinin karbohidrat (Rabaey ve ark., 2013), protein (Heilmann ve Logan, 2006), atık su (Min ve ark., 2005; Logan, 2005; Rodrigo ve ark., 2007) ve hatta güneş ışığı (He ve ark., 2009) gibi çevresel yakıtları kullanabilmesidir. Bu teknoloji atık su arıtımı konusunda potansiyel enerji nötr veya enerji pozitif bir platform oluşturduğu için umut verici seçenek olarak görülmektedir (Logan, 2008; Logan ve Rabaey, 2012; Vijay ve ark., 2022). Çünkü teknolojide, dönüşüm reaksiyonu termal işlemlere başvurmadan gerçekleşmekte ve organik maddeye bağlı kimyasal enerjinin elektrik enerjisine doğrudan dönüştürülmesi sağlanmaktadır (Logan ve ark., 2006; Singh ve ark., 2021; Boas ve ark., 2022). EYH' nin eş zamanlı olarak hem atık su arıtma ve hem de biyoelektrik üretme potansiyeline sahip olması (Logan ve ark., 2006; Villaseñor ve ark., 2013; Singh ve ark., 2021; Boas ve ark., 2022; Li ve ark., 2022) karbon salınımı olmaksızın yenilenebilir enerji kaynaklarından elektrik enerjisi üretiminde çok tercih edilen yöntem olmasına sebep olmuştur. Tipik bir EYH; anot ile katot bölgeleri, bu bölgeleri ayıran proton seçici geçirgen zar (PEM) ve anot ile katodu birbirine bağlayan bir dış direnç olmak üzere dört bileşenden meydana gelmektedir (Logan, 2009; Boas ve ark., 2022; Li ve ark., 2022). Anot, organik substrat ile doldurulmuş anaerobik bir bölmede tutulmakta, elektron transfer etme yeteneğinde olan elektrojenik bakteriler tarafından organik maddenin parçalanması sırasında ve zıt yükü nedeniyle bir elektron toplayıcı görevi almaktadır (Lovley, 2008; Lefebvre ve ark., 2011; Nawaz ve ark., 2022; Vijay ve ark., 2022). Ayrıca anot üzerindeki bakteriler, oksijensiz ortamda biyofilm tabakası oluşturarak organik maddenin oksidasyonundan elektron, proton, CO_2 ve biyokütle üretimini sağlamaktadırlar (Logan ve ark., 2005; Ahn ve Logan, 2010; Khandaker ve ark., 2021; Dwivedi ve ark., 2022). Katot ise yeterli oksijen sağlayacak şekilde aerobik koşullarda bulunmakta ve yüksek redoks potansiyeline sahip, elektron alıcısı olarak görev almaktadır. Substrat bozunduğunda, anot odasında

elektronlar ve protonlar üretilmektedir (Logan ve ark., 2006; Khandaker ve ark., 2021; Boas ve ark., 2022). Elektronlar, ekzoelektrojenik bakterilerin (elektroaktif bakteriler) yardımıyla anot üzerinde birikmekte ve dış direnç üzerinden katoda aktarılmaktadır (Lu ve ark., 2015; 2020; 2022). Protonlar akışkan olan ortam yoluyla katoda geçerek, anot bölmesinden katot bölmesine taşımaktadır (Liu ve ark., 2014). Bu protonlar (H^+) katot yüzeyindeki elektronlar ile birleşerek elektrik üretmektedir. Üretilen elektrik, elektron, protonlar ve oksijen (elektron alıcısı) varlığında katot üzerinde bir indirgeme reaksiyonu meydana geldiğinde harici bir elektrik devresi yardımıyla ölçülebilmektedir (Logan ve ark., 2006). Buna ek olarak sistem içerisinde konsantrasyonlara bağlı olarak anyon ve katyonlar EYH' lerin şarj dengesini elde etmesi için de kullanılabilmektedir (Kim ve ark., 2007; 2019).

EYH' lerinin pratik uygulamaları ve ticarileştirilmesini genişletmek amacıyla, son yıllarda EYH' ne dayalı birçok entegre süreç önerilmiştir (Villaseñor ve ark., 2013; Wang ve Ren, 2013; Liu ve ark., 2014; Li ve ark., 2014; Doherty ve ark., 2015a; 2015b; Corbella ve ark., 2015; Fang ve ark., 2015; Oon ve ark., 2016; Xu ve ark., 2016a; 2018; 2019; Mittal ve ark., 2022; Cheng ve ark., 2022a). Bunlar arasında, YSA ve EYH arasındaki sinerji ile çalışan yapay sulak ekosistemine ekolojik yakıt hücresi (YSA-EYH) entegrasyonunun sağlanması sonucunda oluşan mühendislik ürünü tasarımlar da yer almaktadır. Tasarımların arıtım verimliliğini arttırma ve ekstra enerji/biyoelektrik üretimi yeteneğine sahip olması, geleneksel YSA' ların güncellenmesi gerektiğini düşündürmektedir. Atık su arıtımı sırasında biyoelektrik üretim yeteneklerinden dolayı YSA-EYH ekosistemleri "Elektro-sulak alan (ESA), elektroaktif yapay sulak alan" olarak da adlandırılabilmektedir (Yang ve ark., 2016; Zhang ve ark., 2017a; Yang ve ark., 2019; Wang ve ark., 2021a; Xu ve ark., 2021). YSA ve EYH' nin her ikisinde de indirgenme ve oksidasyon proseslerinin ortaya çıkışına benzer aerobik ve anaerobik zonlara sahip olması, YSA' nın anaerobik ve aerobik bölgelerinin tabakalı redoks gradyanı, sırasıyla EYH' nin anot oksidasyonu ve katot indirgeme işlemleri için ideal olması entegrasyonun temelini oluşturmaktadır (Liu ve ark., 2014; Corbella ve ark., 2015; Saz ve ark., 2018; Yakar ve ark., 2018; Saeed ve Miah, 2021; Cheng ve ark., 2022b; Mittal ve ark., 2022;). Anaerobik reaksiyonlar, YSA ekosistemlerinin birincil işlemidir ve reaksiyon hızı, aerobik işleme kıyasla daha yavaştır; elektrotu YSA' ya yerleştirilmesi sonucunda anot bir elektron alıcısı olarak çalışabilmekte ve anaerobik arıtma hızına pozitif etki edebilmektedir (Song ve ark., 2018; Wen ve ark., 2021). Bu ekonomik, hassas ve yenilikçi

entegre sistem, atık su arıtma sürecinin sürdürülebilirliğini arttırmak için pratik bir yaklaşım ortaya koymaktadır (Morris ve ark., 2009; Fang ve ark., 2013; Fang ve ark., 2015; Türker ve Yakar, 2017; Xu ve ark., 2018). YSA-EYH entegre sistemleri günümüzde, dikey (Yakar ve ark., 2018), yatay (Villaseñor ve ark., 2013) ve kombine (yatay akış-dikey yukarı akış; yukarı akış-kademeli aşağı akış) (Türker ve Yakar, 2017; Srivastava ve ark., 2020b) atık su arıtma ve biyoelektrik üretimi için akış rejimi geliştirilmiştir. YSA-EYH sistemleri günümüzde, besin maddeleri (Srivastava ve ark., 2020b), boyalar (Fang ve ark., 2016; 2017; Oon ve ark., 2018; 2020), ağır metal (Srivastava ve ark., 2020b), antibiyotik (Li ve ark., 2018), madencilik atıkları (Türker ve Yakar, 2017) ve petrol (Yang ve ark., 2016) gibi farklı kirleticilerin arıtılması ve eş zamanlı biyoelektrik üretimini teşvik edici 4E perspektifini en iyi şekilde yansıtan inovatif yeşil teknoloji ürünü olarak gösterilmektedir.

Bitkilerle entegre olan HEM teknolojileri iki temel prensip üzerine kurulmuştur; yaşayan bitkilerin rizosferinde organik bileşiklerin birikmesi (Timmers ve ark., 2012; Villaseñor ve ark., 2013; Liu ve ark., 2013) ve HEM'lerin organik bileşikten elektrik üretebilen elektrojenik mikroorganizmaların yeteneğidir (Doherty, 2015c). HEM ekosistemlerinde biyoelektrik üretimi, sulak alan bitkilerinin rizosfer etkileriyle arttırılabilmektedir (Villaseñor ve ark., 2013; Liu ve ark., 2013; Saz ve ark., 2018). Ayrıca, atık sudaki kirleticiler de iki birimin sinerjik etkilerinden dolayı etkili bir şekilde uzaklaştırılabilmektedir (Yadav ve ark., 2012a; Fang ve ark., 2013). Ekosistemlerde bulunan bitkiler birçok arıtım mekanizması ve sistemin sürdürülebilirliği ile doğrudan bağlantılıdır (Garcia-LIedo ve ark., 2011; Turker ve ark., 2017; Yakar ve ark., 2018; Saz ve ark., 2018). Sulak alanlarda doğal yayılış gösteren bitkiler (*Typha*, *Pharagmites*, *Juncus*, *Carex*, *Lemna* türleri gibi), üretken olup çeşitli besinleri (makro ve mikro) bünyelerine alma eğilimindedirler (Dordio ve ark., 2010; Turker ve ark., 2017; Yakar ve ark., 2018; Saz ve ark., 2018). Birçok sucul bitkinin sedimentteki anaerobik bölgeye oksijen transferini gerçekleştirmesi bu bölgedeki ağır metallerin yükseltgenmelerine ve çökelmelerine olanak sağlamaktadır (Galletti ve ark., 2010; Türker ve ark., 2018; Saz ve ark., 2018). Su arıtımının yanında biyoelektrik üretimi amaçlanırken, hibrit HEM'lerin kullanılması ile hem arıtım sürecinin kısalması ve arıtım performansının yükselmesi hem de daha yüksek biyoelektrik üretim potansiyeline ulaşılması olasıdır. Bu bağlamda, literatürde henüz çok yaygınlaşmamış bu alandaki çalışmaların gerçekleştirilmesi atık yönetim stratejileri için öncül olacak ve sonuçları bireysel, kentsel, endüstriyel atık

suların hızlı şekilde temizlenmesinin yanı sıra kaynak olarak da değerlendirilmesini yaygınlaştırarak en azından peyzaj aydınlatılmasında fosil yakıtlara olan bağlılığın azalabileceği düşüncesini ortaya çıkarmaktadır. Böylece küresel düzeyde oluşabilecek enerji sıkıntısına bağlı olarak çevre aydınlatma problemlerine karşı erkenden önlem alınması yenilenebilir enerji odaklı inovatif teknolojiler yardımıyla sağlanabilecektir.

HEM' ler madde ve enerji döngüleri gerçekleşmesi, sediment, bitki, mikroorganizmaların varlığı nedenleriyle ekosistem olarak değerlendirilmelidir. Bu kapsamda Literatür incelendiğinde bu özelliklere sahip ekosistemlerin daha çok atık arıtım stratejilerine yeni bir bakış açısı kazandırmak ve biyoelektrik üretiminin geliştirilmesine yönelik olduğu görülmektedir. Ancak bu ekosistemlerden üretilen biyoelektriğin depolanabilirliği veya kullanılabilirliği ile ilgili bir çalışma literatürde mevcut değildir. Bunun yanında elektrojenik arıtma sistemini kullanan diğer sistemlerde (sediment yakıt hücresi, bentik yakıt hücresi, kâğıt tabanlı yakıt hücresi) ise bu türden çalışmalar az da olsa bulunmakta olup, elde edilen elektrik enerjisinin nasıl depolanabileceğini göstermektedir (Donovan ve ark., 2008; 2011; 2013; Zhang ve ark., 2011; Karra ve ark., 2014; Xu ve ark., 2016b; Alipanahi ve ark., 2019; Walter ve ark., 2020). Genel olarak elektrojenik arıtma sistemleri düşük güç üretme ve düşük çıkış potansiyelleri nedeniyle kısıtlanmaktadır (Dumas ve ark., 2007; Nielsen ve ark., 2007; 2008). Bu kapsamda da araştırmacılar gücü arttırmak için daha büyük elektrotlar ile farklı elektrot malzemeler kullanarak elde edilen akımı arttırmaya yönelik çalışmalar yapmışlardır (Dewan ve ark., 2008; Lefebvre ve ark., 2009; Aelterman ve ark., 2009; Logan, 2010; Hays ve ark., 2011; Gao ve ark., 2013; Gebresemati ve ark., 2017; Zhang ve ark., 2017b; Gajda ve ark., 2018; Liu ve ark., 2020). Fakat yine de hücre çıkış potansiyellerini çok fazla değiştirememişler hatta maliyet artışına sebep olmuşlardır. Ancak, şimdiye kadar YSA ekosistemlerinden üretilen biyoelektriğin depolanılabilirliği konusunda herhangi bir çalışma bulunmadığı görülmekte olup, atık suların yerinde değerlendirilerek enerji kaynağı olarak kullanılması stratejisine yönelik çalışmalara ihtiyaç vardır. Böylece fosil yakıtlara gerek kalmadan elektrik enerjisi üretilebilecek ve alternatif yeşil enerji kaynağı olarak geliştirilmesine katkı sağlanabilecektir (Prasad and Tripathi, 2020).

Tüm bu açılardan bakıldığında, yüzey sulara deşarj olmaları durumunda ciddi çevresel kirliliğe doğası gereği neden olan azo boyaların temizlenmesi hibrit yapılı sulak

alanların kullanımı hakkında esasen çok az bilgi bulunmakla birlikte, hibrit ekosistemleri kullanılarak boyanın uzaklaştırılması ve eş zamanlı şekilde biyoelektrik üretilmesi hakkında sınırlı bilgi mevcuttur (Ong ve ark., 2009; Yadav ve ark., 2012a; b; Tee ve ark., 2015; Oon ve ark., 2020). Ancak, hibrit ekosistemlerin konfigürasyon çeşitliliğinin, hidrolik bekletme sürelerinin ve azo boyar madde içeren atık suların kısa sürede yüksek verimde arıtımında, biyoelektrik verimliliğinin arttırılmasında ve üretilen biyoelektriğin depolanabilirliğine yönelik literatürde hiçbir bilgi bulunmamaktadır. Bu noktada, bu doktora tezinde hibrit ekosistemler kullanılmasının literatürde özgün bir yapıya sahip olarak yenilikçi bir yaklaşım sergileyeceği daha etkin çözümler sunacağı düşünülmektedir. Ayrıca, azo boya içeren atık suları kaynak olarak kullanarak ekosistemleri üzerinden üretilen biyoelektriğin güç yönetim sistemi ile entegrasyonu sonucunda depolanabilirliğinin gerçekleştirilmesi küresel düzeyde oluşabilecek temiz su ve enerji sıkıntısına karşı erkenden önlem alınmasını sağlayabilecek yenilenebilir enerji teknolojisinin eko-teknolojik açıdan oluşmasına yol açacaktır.

Mevcut doktora tezi araştırması ile;

- Farklı konfigürasyonlar, mevsimsel değişimler, hidrolik bekletme süreleri ve yükleme oranları ile hibrit ekosistemlerinin boyar madde içerikli atık su giderimi ile eş zamanlı şekilde biyoelektrik üretim performansları arasındaki ilişkilerin ortaya çıkarılması,
- Boyar madde içerikli atık su giderimi ve biyoelektrik üretimi sırasında hibrit ekosistemlerdeki konfigürasyon farklılıklarının mikrobiyal çeşitliliğe olası etkilerinin araştırılması,
- Hibrit ekosistemlerin sediment enzim aktiviteleri ile boyar madde içerikli atık su giderimi ve biyoelektrik üretim kapasiteleri arasındaki olası ilişkilerinin ortaya çıkarılması,
- Hibrit ekosistemlerdeki bitkilerin gelişimi ile boyar madde içerikli atık su giderimi ve biyoelektrik üretimi/depolanması arasındaki ilişkilerin belirlenmesi,

Hibrit ekosistemlerden üretilen biyoelektriğin bir güç yönetim sistemine aktarılmasıyla ekosistem farklılıklarının biyoelektrik depolanabilirlik performanslarına etkisinin belirlenmesi hedeflenmektedir.

2. MATERYAL VE METOT

Doktora tezinin deneysel çalışmaları için Eskişehir Teknik Üniversitesi (ESTÜ) Yunus Emre Kampüsü Fen Fakültesi Biyoloji Bölümü'nde doğal şartlar altında horizontal (Y) ve vertikal (D) düzeneklerden oluşan dört farklı konfigürasyona sahip (Y-Y, Y-D, D-D, D-Y) mezokozm ölçekli hibrit yapay sulak alan ekosistem modülleri (HEM) kurulmuştur. Hibrit ekosistemler üzerinde boyar madde giderimi ile biyoelektrik üretimi ve depolama çalışmalarından oluşan iki aşamalı araştırma süreci gerçekleştirilmiştir. Ağustos 2020 tarihinde ekosistemlerin kurulumunun tamamlanmasının ardından 5 gün sürecek ön kültür periyodu başlamıştır. Ön kültür periyodunun tamamlanmasının ardından 39° 15′ 51″ K / 31° 35′ 52″ D koordinatlarında Eskişehir' in Sivrihisar ilçesinde bulunan Balıkdamı sulak alanı çevresinden toplanan ve rizom durumuna getirilen *Typha angustifolia L.* (*Typhaceae*) bitkileri zaman kaybetmeden dikkatli bir şekilde ekosistemlere entegre edilmiştir. Bitkilendirme işleminin tamamlanması ile ekosistemler 15 gün süre ile kültür periyoduna alınmıştır. Ancak, kültür periyodunun 14. gününde sebebi anlaşılamamış bir şekilde aniden ekosistemlerdeki *T. angustifolia L.* bitkilerinin ölmesi sonucunda ESTÜ 2 Eylül Kampüsü içerisinde yer alan sulak alandan (39°48'59"N / 30°31'54"E) *Typha latifolia L.* (*Typhaceae*) bitkileri temin edilerek rizom durumuna getirilmiştir. Ekosistemlerde bulunan ölmüş *T. angustifolia L.* bitkileri rizom durumundaki *T. latifolia L.* bitkileri ile değiştirilerek ekosistemler yeniden 15 günlük bir kültür periyoduna alınmıştır.

Ekosistemlerin kültür periyotları devam ederken azo boyar madde (Asit turuncu 7 (AT7)) içeren sentetik tekstil atık suyun istenen değerlerde hazırlanabilmesi amacıyla çeşitli analizler gerçekleştirilmiş ve ekosistemler için uygun doz tespit edilmiştir. Aynı zamanda, ekosistemlerde AT7 içeren sentetik tekstil atık sularının transferini sağlayacak tesisatlar kurularak çalışma simülasyonları başarılı bir şekilde gerçekleştirilmiştir. Ön kültür ile kültür periyotlarının tamamlanmasının ardından farklı hidrolik bekletme sürelerinin (HBS) olduğu (3 gün, 4 gün, 5 gün) 92 günlük biyoremediasyon deneylerinin gerçekleştiği aşama başlatılmıştır. Toplam 92 günlük biyoremediasyon aşamasının, ilk 30 günü 3 günlük, sonraki 32 günü 4 günlük ve son 30 günü ise 5 günlük HBS' lerde gerçekleştirilmiştir.

Deneysel periyot boyunca AT7 içeren sentetik tekstil atık su, her konfigürasyonun birinci ekosistem modülüne yükseklik farkından yararlanılarak, ikinci ekosistem

modüllerine ise zamanlayıcı ile kontrol edilen güneş enerjili pompa yardımıyla verilmiştir. HEM' ler 3, 4 ve 5 günlük HBS' lerde 416,67 mL/saat, 312,5 mL/saat ve 208,34 mL/saat hidrolik yükleme hızları (HYH) altında çalıştırılmıştır. Tüm HBS' lerinde ekosistemlerden her gün aynı saatte olmak koşuluyla 1 kez su örneklemesi yapılmıştır. Ayrıca, ekosistemlerin biyoelektrik değerleri günde 3 kez (8 saatte bir) multimetre ile ölçülerek dikkatli bir şekilde kayıt altına alınmıştır. Ekosistemlerin örneklem noktalarından alınan su örneklerinin fiziko-kimyasal parametreleri (pH, elektriksel iletkenlik (EC), redoks potansiyeli (RP), çözünmüş oksijen (ÇO) ve sıcaklık), kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ), amonyum (NH_4^+), nitrat (NO_3^-), toplam fosfor (TP) ve azo boyar madde (AT7) konsantrasyonları ölçülmüştür. Ayrıca ekosistemlerden sediment örneklemesi gerçekleştirilerek pH (Toprak reaksiyonu), EC ve RP, taramalı elektron mikroskobu (SEM) yardımıyla dolgu malzemelerinin yüzey yapıları ve biyo-anot yüzeyindeki mikroorganizmaların görüntülenmesi, sediment enzim aktiviteleri (dehidrogenaz, üreaz ve fosfotaz) ile fotosentetik pigmentlerinin belirlenmesi (klorofil a ve klorofil b) amacıyla bitki örneklemesi yapılmıştır. Ayrıca, bitkilerin nispi gelişme oranlarının sayısal değerlere dönüştürülmesi amacıyla dört günde bir bitki boyları ölçülmüştür. Ek olarak, deney periyodunun sonlanmasının ardından ekosistemlerin biyoelektrik depolama potansiyellerinin belirlenmesi amacıyla üretilen biyoelektriğin güç yönetim sistemi (GYS) aracılığıyla pillere depolanması sağlanmıştır. Bu işlemin ardından ekosistemlerdeki bitki ve dolgu malzemeleri toplanarak diğer analizler (biyokütle ve mikrobiyal analiz gibi) gerçekleştirilmiştir.

2.1. Araştırma Alanı

Çalışmanın deneysel aşaması, ESTÜ Fen Fakültesi Dekanlığından gerekli izinler alınarak ESTÜ Fen Fakültesi Biyoloji Bölümünde bulunan bahçe (39°47' N / 30°29'E) içerisinde doğal iklim koşullarında gerçekleştirilmiştir (Görsel 2.1 ve Görsel 2.2). HEM' lerin kurulacağı alan seçilirken; (1) ekosistemlere verilecek olan suyun sorunsuz olarak hazırlanarak depolanabilmesi, (2) çıkış suyu örneklerinin hızlı şekilde analiz edilebilmeleri ile (3) biyoelektrik değerlerinin sürekli gözlemlenebilmesi için laboratuvara olan uzaklık ve (5) güvenlik koşulları göz önünde bulundurulmuştur.



Görsel 2.1. *ESTÜ Fen Fakültesi ve araştırmanın gerçekleştirildiği alan uydu görünümü*



Görsel 2.2. *Araştırmanın gerçekleştiği doğal şartlar altındaki alan*

2.2. Çalışma Alanının İklimsel Özellikleri

Çalışmanın gerçekleştirildiği alanı içeren Eskişehir ilinin detaylı iklim verileri T.C. Çevre, Şehircilik ve İklim Değişikliği Bakanlığı Meteoroloji Genel Müdürlüğü'nden 2021 yılında alınmıştır.

2.2.1. Biyoiklimsel sentez

Eskişehir' in iklim katları ile kuraklık derecesi Emberger (1952) tarafından önerilen formül kullanılarak belirlenmiştir (Yakar, 2021).

$$Q = (2000 \times P) / (M+m+546,4) \times (M-m) \quad (1)$$

Q: Yağış-Sıcaklık benzerliği; P: Yağış miktarı (yıllık); M: En sıcak ayın maksimum sıcaklık ortalaması (°C); m: En soğuk ayın minimum sıcaklık ortalaması (°C)

Q ve P değerlerine göre iklim katları.

Q > 98; P > 1000 mm ise; Akdeniz İklimi (Yağışlı)

Q = 63-98; P = 600-800 mm ise; Akdeniz İklimi (Az Yağışlı)

Q = 32-63; P = 400-600 mm ise; Akdeniz İklimi (Yarı Kurak)

Q = 20-32; P = 300-400 mm ise; Akdeniz İklimi (Kurak)

Q < 20; P < 300 mm ise; Akdeniz İklimi (Çok Kurak) olarak tanımlanmaktadır.

Donlu geçen dönemler "m" ile belirtilirken, Akdeniz biyoiklim tiplerinde bu değerin 0'ın altında ya da üstünde olmasına göre belirlenmektedir.

m > 0 °C ise;

3 °C < m < 0 °C Akdeniz İklimi (Serin)

4,5 °C < m < 3 °C Akdeniz İklimi (Yumuşak)

10 °C < m < 7 °C Akdeniz İklimi (Sıcak)

m > 10 °C Akdeniz İklimi (Çok Sıcak)

m < 0 °C ise;

-3 °C < m < 0 °C Soğuk Kış

-7 °C < m < -3 °C Çok Soğuk Kış

-10 °C < m < -7 °C Son Derece Soğuk Kış

m > -10 °C Buzlu Kış

Kurak devre ise;

$$S=[PE/M] \quad (2)$$

formülü ile belirlenmektedir.

Burada; PE: Yaz yağışı ortalamasını; M: En sıcak aya ait maksimum sıcaklık ortalamasını temsil etmektedir.

S değerinin hesaplanması sonucunda istasyon konusunda karar verilmektedir. S' ye göre;

$S > 7$ ise Akdeniz değildir,

$5 < S < 7$ ise Yarı Akdeniz,

$S < 5$ ise Akdeniz olarak tanımlanmaktadır.

2.3. Hibrit Yapay Sulak Alan Ekosistemlerinin Kurulumu ve Çalışma Prensibi

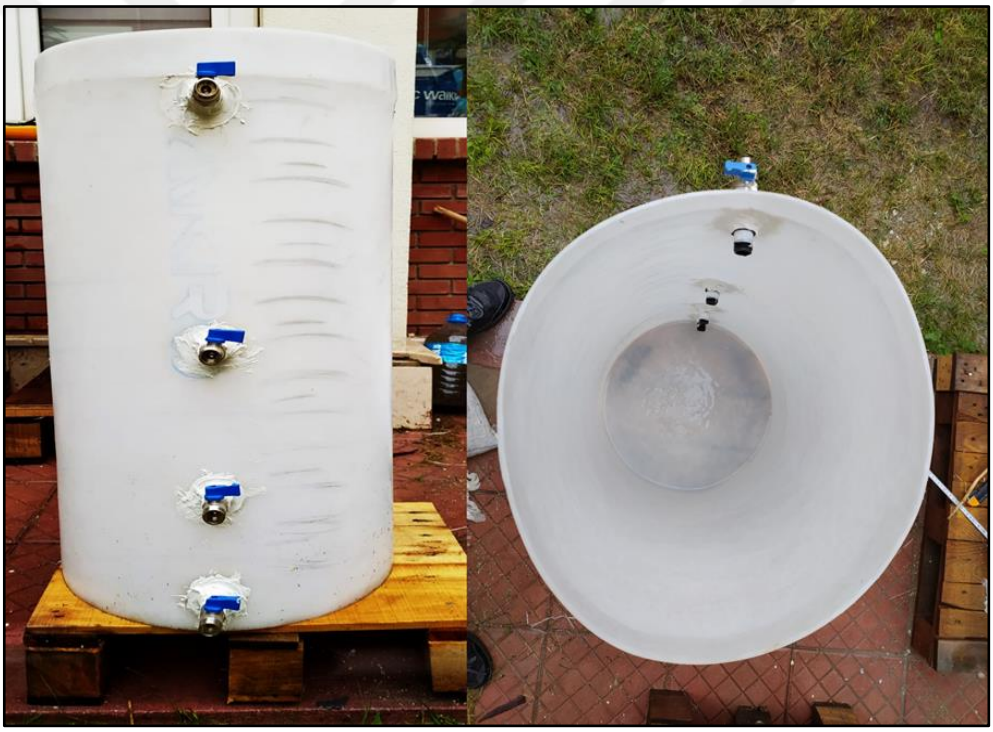
Tez çalışması kapsamında kurulan farklı konfigürasyonlara sahip mezokozm ölçekli HEM' ler için dört adet yatay ve dört adet dikey 100 L' lik polietilen düzenekler hacim olarak özdeş (94 L) olacak şekilde hazırlanmıştır.

Yüzey altı yatay akışlı yapay sulak alan ekosistem modülleri (YEM) için 63 cm uzunluğunda, 50 cm genişliğinde ve 30 cm derinlikte 94 L hacimli dikdörtgenler prizması şeklinde düzenekler (Görsel 2.3); yüzey altı yatay akışlı dikey yapay sulak alan ekosistem modülleri (DEM) için ise 75 cm yüksekliğinde ve 40 cm çapında 94 L hacimli silindirik düzenekler (Görsel 2.4) hazırlanmıştır.

YEM ve DEM' ler kullanılarak dört farklı konfigürasyona sahip HEM' ler oluşturulmuş ve isimlendirilmiştir. Bunlar şu şekildedir: HEM 1: YEM 1 + YEM 2; HEM 2: YEM 3 + DEM 1; HEM 3: DEM 1 + YEM 4; HEM 4: DEM 3 + DEM 4 (Görsel 2.5).



Görsel 2.3. *Yüzey altı yatay akışlı yapay sulak alan ekosistem modüllerinin (YEM) kurulduğu yatay düzenekler*



Görsel 2.4. *Yüzey altı dikey akışlı yapay sulak alan ekosistem modüllerinin (DEM) kurulduğu dikey düzenekler*



Görsel 2.5. *Farklı konfigürasyonlara sahip mezokozm ölçekli hibrit yapay sulak alan ekosistemleri (HEM)*

YEM ve DEM' lerin kurulumunda dolgu malzemesi olarak zeolit bazlı filtrasyon ortamı Manisa ilinin Gördes ilçesinde bulunan bir madencilik şirketinden (Esen Zeolit) temin edilerek kullanılmıştır. Zeolit bazlı filtrasyon ortamının tercih edilmesinin sebebi, organik bileşiklerin biyodegradasyonu ile elektronların katalizinin daha verimli olması için enzimatik üretimi destekleyerek atık su arıtma ve biyoelektrik üretim performanslarını maksimum düzeye çıkardığının Yakar ve arkadaşları (2018) tarafından tespit edilmiş olmasıdır.

Saz ve arkadaşları (2018) yaptıkları çalışma ile *T. angustifolia L.* ve *T. latifolia L.* bitki türlerinin sulak alanlarda doğal yayılış göstermeleri, kolay temin edilebilmeleri (Demirörs 2006; Wen ve ark. 2010; Turker ve ark., 2017; Yakar ve ark., 2018; Saz ve ark., 2018), mikrobiyal çeşitlilik için diğer sulak alan bitki taksonlarının kök bölgelerinde daha geniş ortam oluşturarak yüksek atık su giderim verimliliği ile biyoelektrik üretim potansiyeline sahip olduğu tespit etmişlerdir. Bu nedenlerle ekosistemler ilk olarak 39° 15′ 51″ K / 31° 35′ 52″ D koordinatlarında Eskişehir' in Sivrihisar ilçesinin yaklaşık 40 km güneyinde bulunan Balıkdamı sulak alanında doğal yayılış gösteren ve yapay sulak alan ekosistemleri için popüler sulak alan makrofitlerinden olan *T. angustifolia L.* ile bitkilendirilmiştir. Ancak ekosistemlerdeki bitkilerin nedeni anlaşılamayan bir şekilde kültür periyodunun 14. gününde aniden ölmeleri sebebiyle çalışmanın devamlılığının sağlıklı şekilde devam edebilmesi için ölen *T. angustifolia L.* bitkileri ESTÜ 2 Eylül Kampüsü içerisinde yer alan sulak alandan (39°48'59"N/30°31'54"E) temin edilen *T.*

latifolia L. bitkileri ile değiştirilmiştir. Ekosistemlere bitkiler rizom durumunda ve 12 rizom / m^2 bitki yoğunluğunda olacak şekilde entegre edilmiştir. Zeolit bazlı filtrasyon ortamı ve bitkilere ek olarak ekosistemlerin kurulumunda filtrasyonun sağlanması, sivrisinek oluşumunun ve kötü kokunun önlemesi amacıyla 5-8 cm büyüklüğünde çakıllar, vanaların tıkanmasını önlemek amacıyla 1-3 cm çapında çakıllar ile anot ve katot katmanlarını ayırmak amacıyla ise geçirgen yapıya sahip 0,01 cm kalınlığında cam yünü kullanılmıştır. Ekosistemlerden biyoelektrik üretiminin sağlanabilmesi için uzun ömürlü ve insan sağlığına zararsız olan karbon keçe, biyo-anotlar (10 cm × 5,5 cm × 3,4 cm) ve biyo-katot (20 cm × 16 cm × 0,8 cm) olarak tercih edilmiştir (Oon ve ark., 2015; Wu ve ark., 2015; Di ve ark., 2020; Huang ve ark., 2021). Biyoelektrik ölçümü ve depolamasını gerçekleştirmek amacıyla her bir biyoelektrot (anotlar ve katot) 0,5 mm kalınlığındaki titanyum kablo ile bağlanmıştır (Lu ve ark., 2015; Zhou ve ark., 2018; Wang ve ark., 2019). Ekosistemlerin biyoelektrik ölçümü ise 1000 Ω' luk harici direnç üzerinden multimetre aracılığıyla gerçekleştirilmiştir (Lu ve ark., 2015; Saz ve ark., 2018; Yakar ve ark., 2018).



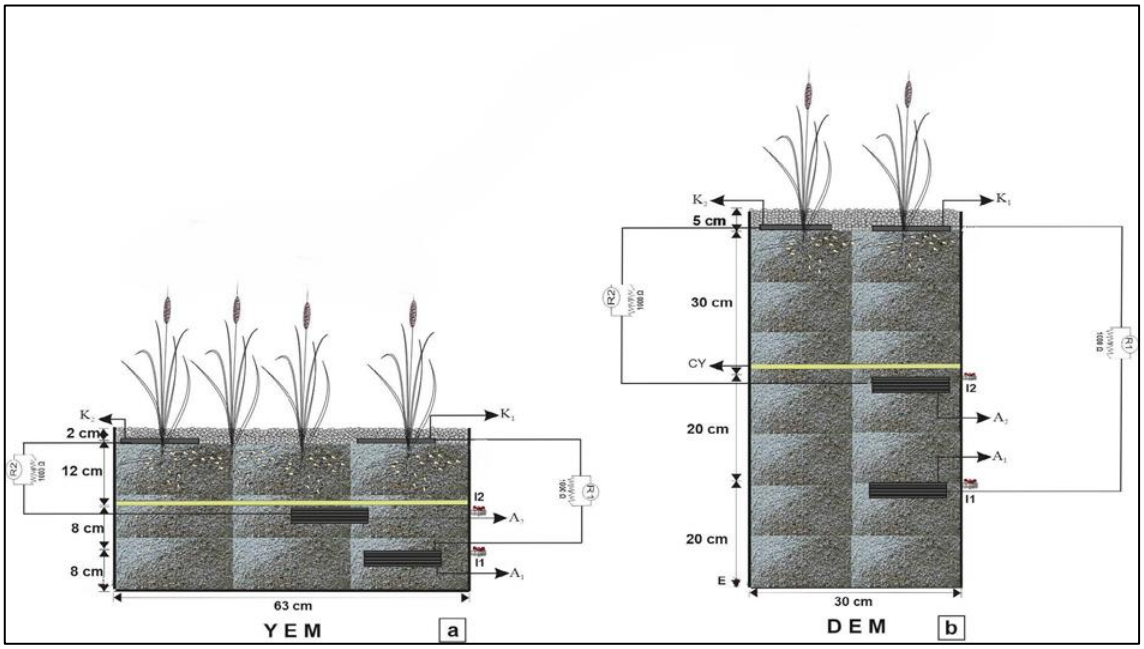
Görsel 2.6. *T. angustifolia L. bitkilerinin toplandığı Balıkdamı göleti*



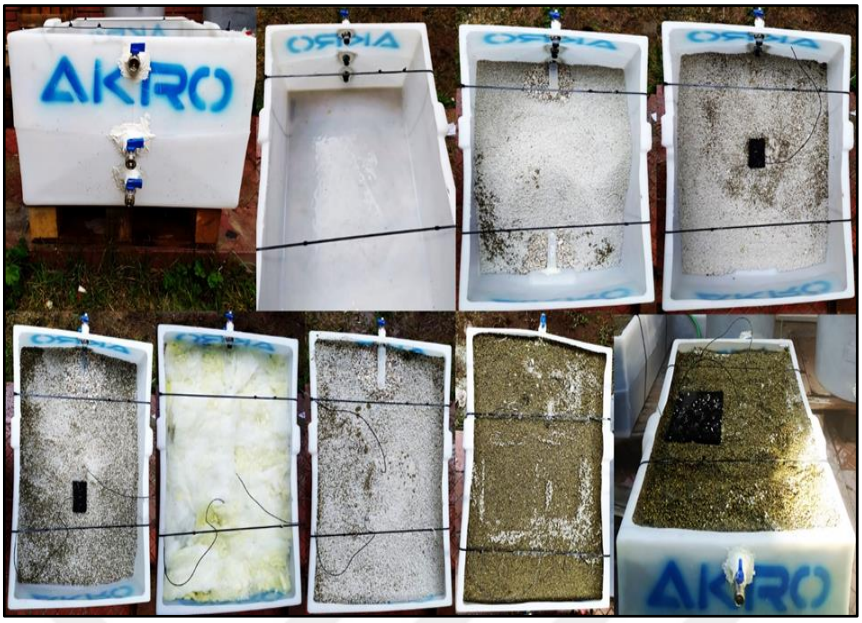
Görsel 2.7. *T. latifolia L. bitkilerinin toplandığı ESTÜ 2 Eylül Kampüsü içerisindeki sulak alan*

Ekosistemlerin kurulumunda kullanılan malzemelerin temini, düzeneklerin hazırlanması ve konfigürasyonların oluşturulmasının ardından kurulum aşamasına geçilmiştir. YEM ve DEM düzenekleri, arıtım performansı ve biyoelektrik üretimi için orantısal olarak benzer olacak şekilde aşağıdan yukarıya doğru üç katmandan (anot, katot ve çakıl tabakaları) oluşturulmuştur. YEM' lerin tasarımı aşağıdan yukarıya doğru şu şekildedir: Zeminden 8 cm yükseklikte 1. anot (A1) ve 1. çıkış vanası (1.1), zeminden 16 cm yükseklikte 2. anot (A2) ve 2. çıkış vanası (1.2), bitki kök gelişiminin gerçekleşeceği, bitki rizomlarının desteklenmesi, filtrasyonun daha sağlıklı sağlanması ve biyo-katotun yerleştirilmesi amacıyla zeminden 28 cm yükseklikte katot katmanı ve katot elektrotu (K) ile katot katmanının üzerinde 2 cm yüksekliğinde çakıl tabakasından oluşturulmuştur (Şekil 2.6 ve Şekil 2.8). DEM' lerin tasarımı ise, YEM ile orantısal olacak şekilde aşağıdan yukarıya doğru şu şekildedir: Zeminden 20 cm yükseklikte 1. anot (A1) ve 1. çıkış vanası (1.1), zeminden 40 cm yükseklikte 2. anot (A2) ve 2. çıkış vanası (1.2), 70

cm yükseklikte katot katmanı ve katot elektrotu (K) ile katot katmanının üzerinde 5 cm yüksekliğinde çakıl tabakasından oluşturulmuştur (Şekil 2.7 ve Şekil 2.8). Her bir ekosistem modülünün A2 ve katot katmanları geçirgen yapıda 0,01 cm kalınlığındaki cam yünü ile birbirinden ayrılmıştır. Ek olarak, HEM' lerde kullanılan biyo-anotlar, ekosistemlerin kurulum sürecinden 45 gün önce endüstriyel atık su tesisinden temin edilen çamur içerisinde kurulumun gerçekleşeceği süreye kadar bekletilmiştir.



Görsel 2.8. *Yapay sulak alan ekosistemlerinin kurulum şeması (a) Yüzey Altı Dikey Akışlı Yapay Sulak Alan Ekosistem modülü (DEM); (b) Yüzey Altı Yatay Akışlı Yapay Sulak Alan Ekosistem modülü (YEM); I1. 1. Çıkış suyu vanası; I2: II. Çıkış suyu vanası; A1: I. Anot; A2: II. Anot; K1: I. Katot; K2: II. Katot; R1 ve R2: Dış direnç (1000 Ω) CY: Cam yünü*



Görsel 2.9. *Mezokozm ölçekli yatay hibrit yapay sulak alan ekosistemlerinin kurulum aşaması*



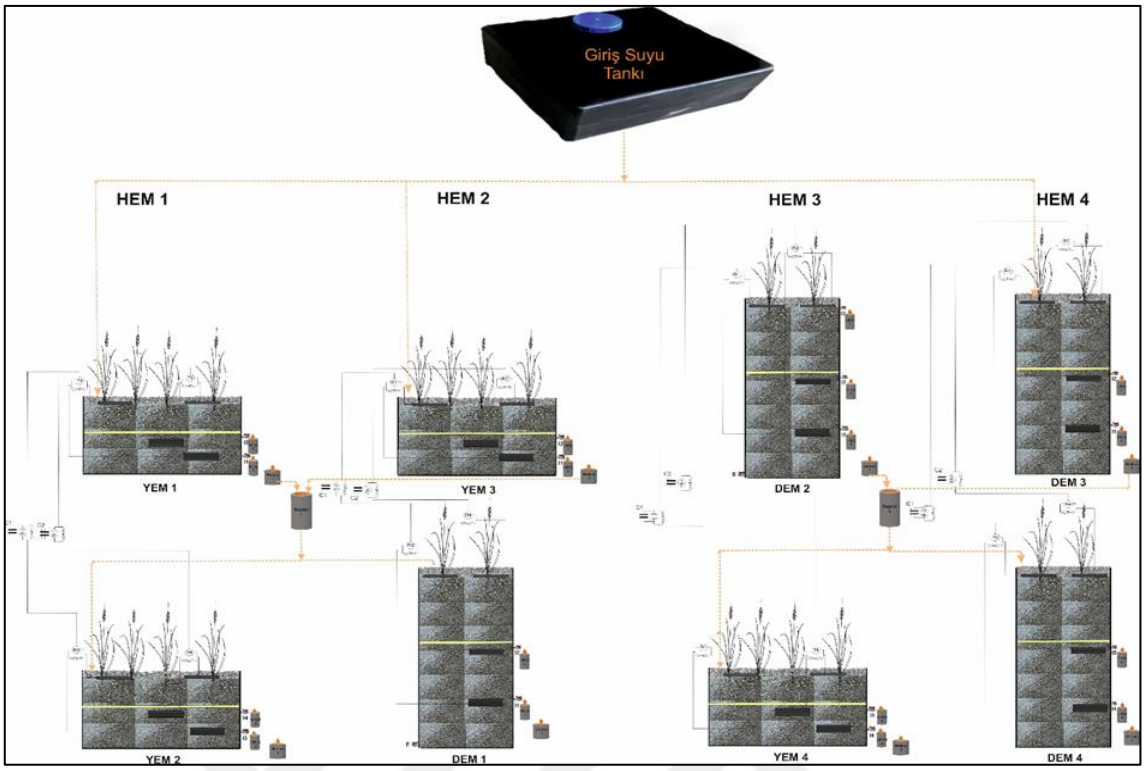
Görsel 2.10. *Mezokozm ölçekli dikey hibrit yapay sulak alan ekosistemlerinin kurulum aşaması*



Görsel 2.11. *Kurulumu tamamlanmış mezokozm ölçekli hibrit yapay sulak alan ekosistemleri*

Ekosistemlerinin kurulumunun ardından AT7 içeren sentetik tekstil atık suyun ekosistemlere dağıtımını sağlayacak su tesisatı kurulmuştur. HEM' lerin çalışma prensibi şu şekildedir: HEM' lere verilecek AT7 içeren sentetik tekstil atık su hazırlanarak 100 L' lik su kapasitesine sahip su tankında muhafaza edilmiş ve HEM' lerin birinci ekosistem modüllerine (YEM 1, YEM 3, DEM 2 ve DEM 3) herhangi bir enerji harcanmadan (yükseklik farkından yararlanılarak) transfer edilmiştir. HEM' lerin birinci ekosistem modüllerinin 1.1 noktalarından HBS sürelerine göre damlayarak biriken sular ise ikinci ekosistem modüllere verilmek üzere depolanmıştır. Depolanan sular yatay olanlar (YEM 1 ve YEM 3) 1. septik tank (1.ST) adı verilen polietilen depoda, dikey olanlar (DEM 2 ve DEM 3) ise 2. septik tank (2.ST) adı verilen polietilen depoda karıştırılarak ikinci ekosistem modüllerine (YEM 2, DEM 1, YEM 4 ve DEM 4) güneş enerjili bir pompa yardımıyla transfer edilmiştir. Bu aşamada tüm ekosistem modüllerinin çıkış vanalarından HBS sürelerine bağlı (3, 4 ve 5 gün) sürekli olarak su çıkışı (416,67 mL/saat, 312,5 mL/saat ve 208,34 mL/saat) gerçekleşirken, ekosistemlere aynı miktarda su girişi sağlanmıştır.

HEM' lerin biyoelektrik ölçümleri ise her bir ekosistem modülünün ayrı ayrı biyoelektrik potansiyelinin (volt) ölçülmesi (A1-K ve A2-K) ve HEM' lerin elektrotlarının birbirine seri şekilde bağlanması ile belirlenecektir.



Görsel 2.12. *Hibrit Yapay Sulak Alan Ekosistemlerinin (HEM) konfigürasyonları ve hibrit biyoelektrik bağlantı şeması*

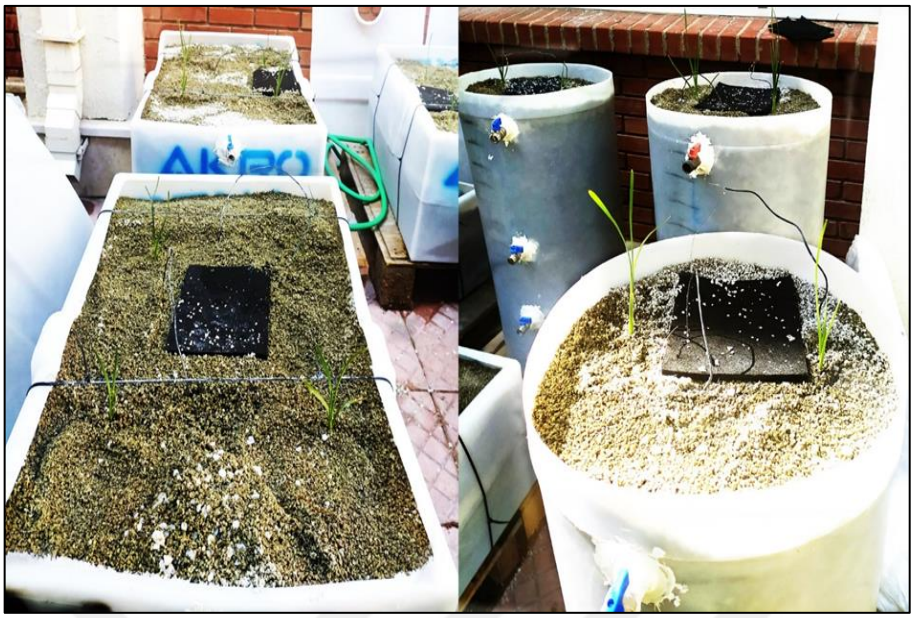
2.4. Ekosistemlerin Kültür Periyotları

2.4.1. Ön kültür periyodu

Bitkilendirme işlemi gerçekleştirilmemiş HEM' lerin ön kültür periyodu 5 gün sürmüştür. Bu sürede HEM' lere her gün endüstriyel atık su tesisinden temin edilen çamurlu ikincil arıtım suyu verilmiştir. Bu aşama ile HEM' lerdeki mikrobiyal çeşitliliğin zenginleştirilmesi ve mikroorganizmaların hızlı bir şekilde çoğalmaları amaçlanmıştır. Bu işlemde kullanılan çamurlu suyun içerisinde; temel mineraller (Ca, Mg, Na, K, N, P gibi), biyoelektriğin üretimine, kimyasal oksijen ihtiyacı giderimine yardımcı aktif mikroorganizmalar ve bitkilerin gelişimi için gerekli çeşitli mikro elementlerin bulunduğu düşünülmektedir (Yakar ve ark., 2018; Saz ve ark., 2018).

2.4.2. Kültür periyodu

Ön kültür periyodunun tamamlanmasının ardından 15 gün süreli kültür periyoduna geçilmiştir. Ekosistemlere kültür periyodu kapsamında Saz ve ark. (2018) tarafından atık su arıtımı ve biyoelektrik üretiminin maksimum olduğu tespit edilen *T. angustifolia L.*, 39° 15′ 51″ K / 31° 35′ 52″ D koordinatlarındaki Balıkdamı sulak alanından temin edilmiş olan yeni sürgün halindeki bitkiler ekosistemlere entegre edilmiştir (Görsel 2.13)



Görsel 2.13. *Hibrit Yapay Sulak Alan Ekosistemlerinin T. angustifolia L. bitkisi ile bitkilendirimesi*

Bitkilendirme işlemi sonrasında Maine ve ark. (2009)' tarafından önerilen yöntemden yararlanılarak ekosistemlerdeki bitkilerin büyümelerini ve mikrobiyal çeşitliliğin artışının teşvik edilmesi amacıyla endüstriyel atık su tesisinden temin edilerek 3:1 oranında Hoagland solüsyonu ile seyreltilerek hazırlanan su ile beslenmiştir. Ancak kültür periyodunun 14. gününde sebebi anlaşılamayan bir şekilde *T. angustifolia L.* bitkilerinin ölmesi sonucunda ESTÜ 2 Eylül Kampüsü içerisinde yer alan sulak alandan (39°48'59"N/30°31'54"E) yine Saz ve ark. (2018) tarafından *T. angustifolia L.* bitkisi ile benzer özellikler taşıyan *T. latifolia L.* bitkileri hızlı bir şekilde temin edilmiştir. Bitkiler temin edildikten sonra rizom durumuna getirilerek ekosistemlere 12 rizom/m^{2}' lik bir bitki yoğunluğunda entegre edilerek yeniden 15 günlük kültür periyoduna yeniden başlanmıştır (Turker ve ark., 2017; Yakar ve ark., 2018; Saz ve ark., 2018) (Görsel 2.14). Bu süreçte ekosistemlerin su seviyesi katot elektrotunun altında olacak şekilde ayarlanmış ve buharlaşma nedeniyle gerçekleşen su kaybı 3:1 oranında seyreltilen su ile tamamlanmıştır. Kültür periyodu ile ekosistemlere entegre edilen bitki rizomlarının ekosistemlere hızlı uyum sağlamaları ve ekosistemlerdeki mikrobiyal çeşitliliği oluşturan mikroorganimaların hızlı çoğalması amaçlanmıştır (Turker ve ark., 2017; Yakar ve ark., 2018; Saz ve ark., 2018).



Görsel 2.14. *Hibrit yapay sulak alan ekosistemlerinin Typha latifolia L. (Typhaceae) bitkisi ile bitkilendirimesi*



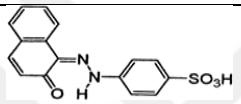
Görsel 2.15. *Hibrit yapay sulak alan ekosistemlerinin kültür periyodu sonu*

2.4.3. Azo boyar madde (AT7) içeren atık suların hazırlanması

Ekosistemlerin ön kültür ve kültür periyotları devam ederken literatür araştırması dikkatli şekilde yeniden gözden geçirilmiş ve AT7 içeren sentetik tekstil suyun HEM' lere uygun konsantrasyonu tespit edilmiştir (Oon ve ark., 2018; Song ve ark., 2018; Yadav ve ark., 2018; Sonwani ve ark., 2021). Çoğu endüstriyel atık suda azo boyar madde konsantrasyonları 200 mg/L'nin üstünde bulunmaktadır (Pandey ve ark., 2007; Oon ve ark., 2018). Bu nedenle ikinci ekosistem modüllerinin giriş suyundaki boyar madde oranı

200 mg/L olacak şekilde planlanmıştır. HEM' ler için AT7 içeren sentetik tekstil atık suyu hazırlanırken Oon ve ark. (2020)' nın kullanmış olduğu protokol göz önünde bulundurularak modifiye edilmiştir. AT7 içeren sentetik tekstil atık suyunun ana bileşiminde, C_6H_5COONa (107,1 mg/L), CH_3COONa (204,9 mg/L), NH_4NO_3 (176,1 mg/L), NaCl (7,0 mg/L), $MgCl_2 \cdot 6H_2O$ (3,4 mg/L), K_2HPO_4 (36,7 mg/L)ve $C_{16}H_{11}N_2NaO_4S$ (300 mg/L) bulunmaktadır. AT7' nin detayları ve karakteristik özellikleri Tablo 2.l' de görülmektedir.

Tablo 2.1. *Azo boyar maddenin (Asit Turuncu 7) karakteristiği*

Azo Boya	Azo Boya Yapısı	Azo Bağı	Elektron Salma Grubu	Elektron Çekici Grubu	Dalga Boyu (λ)	Kimyasal Formülü	Moleküler Ağırlığı (g/mol)
Asit Turuncu 7 (AT7)		1	1	1	493	$C_{16}H_{11}N_2NaO_4S$	350,32

Çalışmada kullanılan AT7 içeren modifiye sentetik tekstil atık su ESTÜ Fen Fakültesi Bitki Ekolojisi laboratuvarında hazırlanmış ve araştırmada ana su kaynağı olarak kullanılmıştır. Ekosistemlere verilen AT7 içeren sentetik tekstil atık su siyaha boyanmış 100 L' lik polietilen bir tankta saklanmıştır. Tankın içinde bulunan su gün içinde belli aralıklarla karıştırılarak suyun homojen kalması sağlanmıştır.

2.5. Su Analizleri

Tez çalışmasındaki su analizleri kapsamında giriş suyu numuneleri (10 adet), ekosistem modüllerinin çıkış vanalarından alınan anlık (1472 adet) ve biriken suları (920 adet) ile septik tanklardaki (184 adet) suların fiziko-kimyasal parametreleri, amonyum (NH_4^+) ve nitrat (NO_3^-), KOİ, toplam fosfor (TP) ve boyar madde (AT7) konsantrasyonlarının belirlenmesine yönelik analizler yapılmıştır.

2.5.1. Fiziko-kimyasal parametrelerin analizleri

Her bir ekosistem modülü ile hibrit ekosistem modüllerinin su kalitesine olan etkilerinin değerlendirilmesi amacıyla giriş suyu örneklerinin, ekosistemlerin çıkış vanalarından çıkan anlık ve biriken suları ile septik tanklardaki suların her gün alınan su numunelerinin fiziko-kimyasal su parametreleri (pH, EC, sıcaklık, RP ve ÇO) arazi şartlarında taşınabilir HACH HQ40D çoklu ölçüm cihazı ile her gün belirlenmiştir

(American Public Health Association, 1998; Turker ve ark., 2017; Yakar ve ark., 2018; Saz ve ark., 2018). Bu kapsamda, her bir parametre için 10 adet giriş, 1472 adet anlık çıkış, 920 adet biriken ve 184 adet septik tanktaki çıkış sularından olmak üzere toplamda 12.930 adet su numunesinin ölçümleri gerçekleştirilerek değerlendirilmiştir. Böylelikle her bir ekosistem modülü ve hibrit ekosistemlerin su kaliteleri hakkında değerlendirmeler yapılmıştır.

2.5.2. Amonyum (NH_4^+) ve nitrat (NO_3^-) analizleri

Her bir ekosistem modülü ile hibrit ekosistemlerden örneklenen giriş ve çıkış suyu numunelerinin NH_4^+ ve NO_3^- konsantrasyonları ESTÜ Bitki Ekolojisi laboratuvarına getirilerek Whatman kâğıdı yardımıyla süzülmüş ve arazi şartlarında taşınabilir HACH HQ40D çoklu ölçüm cihazına bağlanan amonyum elektrotu (INTELLICAL ISE amonyum elektrodu, 2406549) ve nitrat elektrotu (INTELLICAL ISE Nitrat elektrodu, 2984790) ile her gün belirlenmiştir (APHA, 1998; Turker ve ark., 2017; Yakar ve ark., 2018; Saz ve ark., 2018). Bu kapsamda, her bir parametre için 1293 adet olmak üzere toplamda 2586 adet su numunesinin NH_4^+ ve NO_3^- konsantrasyonları ölçülerek belirlenmiş, kayıt altına alınmış ve giderim performansları hesaplanmıştır. Böylelikle her bir ekosistem modülü ve hibrit ekosistemlerin NH_4^+ ve NO_3^- giderim performansları hakkında değerlendirmeler yapılmıştır.

2.5.3. Kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) analizi

Ekosistem modülleri ile hibrit ekosistemlerin giriş ve çıkış suyu KOİ konsantrasyonlarını belirlemesi amacıyla giriş ve çıkış su örnekleri Whatman kâğıdı ile süzüldükten sonra Su Analiz Metotları Tebliğine uygun olarak (2012) analizleri yapılarak kayıt altına alınmıştır. Bu kapsamda, iki günde bir olmak kaydıyla toplamda 1206 adet su numunesinin KOİ konsantrasyonları belirlenmiştir. Bu ölçümler ile her bir ekosistem modülü ve hibrit ekosistemlerin KOİ giderim performansları hakkında değerlendirmeler yapılmıştır. KOİ analizi genellikle su numunesi alındığı anda gerçekleştirilmeye çalışılmıştır. Ancak, anlık ölçümün mümkün olmadığı durumlarda numunelerin sağlıklı şekilde saklanması amacıyla numunelerin pH değerleri H_2SO_4 ile 2'ye düşürülmüş ve numuneler -20 °C sıcaklık altında saklanmıştır. Bu saklama işlemi gerekli görüldüğü takdirde 1 aya kadar devam edebilmektedir.

2.5.4. Toplam fosfor (TF) analizi

Her bir ekosistem modülü ile hibrit ekosistem modüllerinin giriş ve çıkış su örneklerinin yedi günde bir olmak koşuluyla TF konsantrasyonlarını belirlenmesi HACH LANGE TP TNT, 1,0-100 mg/L PO_4 kiti kullanılmıştır. İlk olarak su numuneleri Whatman kâğıdı ile süzülmüştür. Süzme işleminin ardından 1 ml örnek kite ilave edilmiş ve HACH LANGE DRG 200 marka termoreaktörde 105 °C sıcaklıkta 30 dakika yakma işlemi uygulanmıştır. TF konsantrasyon okumaları kitlerle uyumlu HACH DR/890 kolorimetre ile gerçekleştirilmiştir (APHA, 1998; Turker ve ark., 2017; Yakar ve ark., 2018; Saz ve ark., 2018). Tez çalışması kapsamında toplamda 400 adet su numunesinin TP konsantrasyonu ölçülmüş olup ekosistemlerin TF giderim performansları hesaplanmıştır. Analizler genellikle su numunesi alındığı anda gerçekleştirilmeye çalışılmıştır. Ancak, anlık ölçümün mümkün olmadığı durumlarda numunelerin sağlıklı şekilde saklanması amacıyla su numunelerinin pH değerleri H_2SO_4 ile 2'ye düşürülmüş ve numuneler -20 °C sıcaklık altında saklanmıştır. Bu saklama işlemi gerekli görüldüğü takdirde 1 aya kadar devam edebilmektedir.

2.5.5. Boyar madde (AT7) analizi

Her bir ekosistem modülü ile hibrit ekosistem modüllerinin giriş ve çıkış su örneklerinin AT7 konsantrasyonunu belirlemesi için örneklem noktalarından her gün alınan su numuneleri Whatman kâğıdı ile süzüldükten spektrofotometrik ölçümleri, Mikroplate Spektrofotometre (Biotek Epoch 2) cihazı ile 493 nm dalga boyunda absorbans değerleri ölçülerek kayıt altına alınmış ve konsantrasyonları hesaplanmıştır (Fernando ve ark., 2014; Tee ve ark., 2015; Oon ve ark., 2020). 92 günlük çalışma kapsamında, toplamda 12.930 adet su numunesinin AT7 konsantrasyonu belirlenmiş olup değerlendirilmiştir. Böylelikle her bir ekosistem modülü ve hibrit ekosistemlerin AT7 giderim performansları hakkında değerlendirmeler yapılmıştır.

2.6. Bitki Analizleri

92 günlük tez çalışmasının bitki analizleri kapsamında ekosistemlerden alınan her bir ekosistem modülündeki bitkilerin boylarının ölçümü, fotosentetik pigment analizleri (klorofil a ve klorofil b), deney sonu yaş ve kuru biyokütlelerinin belirlenmesi için gerekli ölçümler yapılmıştır.

2.6.1. Bitki boyları ve nispi gelişim oranları (NGO)

Her bir ekosistem modülünde bulunan bitkilerin sentetik tekstil suyu giderimi ve biyoelektrik üretim performansına etkisinin belirlenmesi amacıyla bitkilerin boy ve gelişim oranlarının sayısal olarak ifade edilmesi gerekmektedir. Bu kapsamda, HBS değişim günleri 0. gün olarak kabul edilerek her dört günde bir (birim zaman) olacak şekilde şerit metre yardımı ile bitkilerin boyları ölçülerek ve kayıt edilmiştir. Kayıt edilen değerlere göre ekosistem modüllerinde bulunan bitkilerin nispi gelişim oranları hesaplanmıştır (Türker ve ark., 2016; Turker ve ark., 2017; Yakar ve ark., 2018; Saz ve ark., 2018).

2.6.2. Bitkilerin fotosentetik pigment analizi

Ekosistem modüllerinde bulunan *T. latifolia L.* bitkilerinden dört günlük periyotlarla alınan taze yaprak örneklerinin fotosentetik pigment analizleri (klorofil a ve klorofil b) Wellburn (1994) metoduna uygun olarak gerçekleştirilmiştir. Analiz sonucunda bitkilerin klorofil a ve klorofil b konsantrasyonları belirlenmiştir. Wellburn metoduna göre, 2,5 g sağlıklı yaş bitki örneği sıvı azot ile toz haline getirilerek eppendorf tüpe alınmıştır. Eppendorf tüpe alınan örneğin üzerine 5 ml aseton çözeltisi (%80) eklenerek 1500 G hızda 15 dakika santrifüj işlemi gerçekleştirilmiştir. Ardından örneğin süpernatant kısmı metoda uygun dalga boylarında UV spektrofotometre kullanılarak ölçülmüştür. Spektrofotometrede belirlenen bitkilerin fotosentetik pigment konsantrasyonlarına ait absorbans değerleri Porra ve ark. (1989) ile Holm (1954) tarafından önerilen formüller kullanılarak hesaplanmıştır. Fotosentetik pigment analizi kapsamında 92 günlük deney süresi boyunca her bir ekosistemden 25 adet olmak üzere toplamda 200 adet bitki örneğinin analizi gerçekleştirilmiştir.

2.6.3. Bitki biyokütle analizi

92 günlük tez çalışması sonunda yapay sulak alan ekosistem modüllerinden hasat edilen *T. latifolia L.* bitkileri laboratuvar ortamında yıkanıp fazla suyu alındıktan sonra yer altı ve yer üstü organlar olmak üzere ayrılmıştır. Ayrılan organların yaş biyokütleleri analitik terazi kullanılarak belirlenmiş ve kayıt altına alınmıştır. Yaş biyokütlenin belirlenmesinin ardından bitkilerin kuru biyokütlelerinin belirlenmesi amacıyla örnekler 65 °C sıcaklıkta 48 saat süresince etüvde bekletilmiştir. Sonrasında örnekler analitik terazi yardımıyla tartılmış ve değerler kayıt altına alınmıştır (Türker, 2015; Türker ve ark., 2017; Yakar ve ark., 2018; Saz ve ark., 2018).

2.7. Sediment Örneklerinin Analizleri

92 günlük tez çalışmasının sediment örneklerinin analizleri kapsamında her bir ekosistem modülünden deney sonunda alınan sedimentlerin pH (Toprak reaksiyonu), elektriksel iletkenlik (EC) ve redoks potansiyeli (RP) analizi, SEM görüntülemeleri ile dört günde bir örneklemi yapılan sedimentlerin enzim aktiviteleri (dehidrogenaz, üreaz ve fosfotaz) belirlenmiştir.

2.7.1. pH (Toprak reaksiyonu), EC ve RP analizleri

Her bir yapay sulak alan ekosistem modüllerindeki sediment örneklerinin pH değerleri 1/2,5 Oranında Sediment/Su Yöntemine uygun olarak tespit edilmiştir. Analiz, saf su ilave edilmesi ile sediment çözeltisine nüfuz eden H^+ iyonlarını pH değerini ölçebilmen cihaz aracılığıyla belirlenmesi temeline dayanmaktadır. Yönteme uygun hazırlanan numunelerden elde edilen sudan sediment örneklerinin pH, EC ve RP değerleri HACH HQ40D çoklu ölçüm cihazına pH, EC ve RP problarının entegre edilmesiyle gerçekleştirilmiştir.

2.7.2. Azot analizi

Ekosistemlerdeki dolgu malzemelerinin azot analizleri, deney başlangıcı ve sonunda katmanlara göre (A1, A2 ve katot) örneklenerek Eskişehir Teknik Üniversitesi Biyoloji Bölümü Bitki Ekolojisi laboratuvarındaki Kjeltec tam otomatik azot analiz cihazı yardımıyla Semi-Micro Kjeldal yöntemi uygulanarak tespit edilmiştir (Nielsen, 2003). Bu analizde, sediment örneğindeki azotun farklı işlemler uygulanarak çözeltiye geçmesi ve asit ile titre edilme işleminde harcanan asit miktarından yararlanılarak azot miktarının belirlenmesi prensibine dayanmaktadır. Yöntem de hava kurusu ile kurutulan sediment örnekleri 0,5 mm' lik eleklerden geçirilmiştir. Elenen örnekler hassas terazi yardımıyla 0,5 ila 1 g arasında tartılmış ve miktarları kayıt altına alınmıştır. Tartılan örnekler Kjeldahl tüplerine aktarılmıştır. Tüplerin her birine katalizör olarak görev yapacak 2 adet azot tableti (Cu_2SO_4 + K_2SO_4) ilave edilmiş ve üzerine konsantre H_2SO_4 (12 ml) eklenmiştir. Kjeldahl tüpleri, yakma ünitesinde 2 saat yakıldıktan sonra oda sıcaklığına gelmeleri beklenmiştir. Oda sıcaklığına gelen tüplerin Kjeltec tam otomatik azot analiz cihazında ölçümleri gerçekleştirilerek sediment örneklerindeki yüzde azot değerleri belirlenmiştir. Bu işlemde kör (şahit) olarak boş tüpler kullanılmıştır.

2.7.3. SEM görüntüleme

Her bir ekosistem modülündeki zeolit bazlı dolgu malzemelerinin deney öncesi ile sonrasında zeolit bazlı dolgu malzemesinin yüzey morfolojileri, iç gözenek ve mikro yapılarının belirlenmesi ile ekosistem modüllerinde anot olarak kullanılan karbon keçe örneklerinden deney öncesi ve sonrasında örnek alınarak yüzey morfolojileri ve bakterilerin oluşumunun görüntülenmesi SEM görüntüleme Anadolu Üniversitesi Bitki, İlaç ve Bilimsel Araştırmalar Uygulama ve Araştırma Merkezi' nde (AÜBİBAM) bulunan HITACHI TM 3030 Plus Masaüstü Tip Taramalı Elektron Mikroskobu kullanılarak gerçekleştirilmiştir. Bu kapsamda, zeolit bazlı dolgu malzemesi içeren ekosistemlerin her katmanından örnekler alınarak oda sıcaklığında kurutulmuştur. Kuru örneklerin SEM görüntüleme gerçekleştirilmiştir.

2.7.4. Sediment enzim aktivitelerinin belirlenmesi

Zhang ve arkadaşları 2010 yılında gerçekleştirdikleri çalışma ile dehidrogenaz, üreaz ve fosfotaz enzim aktivitelerinin sulak alanlarda gerçekleşen biyojeokimyasal döngüler (karbon, azot ve fosfor) ile ilişkili olduğunu belirtmiştir. Bu nedenle, her bir ekosistem modülünden özdeş derinliklerden sediment örnekleri dört günde bir alınmıştır. Bu kapsamda, üç enzim aktivitesi için her bir ekosistemden 25 adet olmak üzere toplamda 200 adet sediment örneğinin enzim aktiviteleri belirlenmiştir. Sediment enzim aktivitesi analizlerine başlamadan önce ekosistem modüllerinden alınan örnekler elenmiş ve porselen havanlarda toz haline getirildikten sonra dehidrogenaz enzim aktivitesi için 4 °C, üreaz ve fosfotaz enzim aktiviteleri için -20°C' de saklanmıştır.

2.7.4.1. Dehidrogenaz enzim aktivitesinin belirlenmesi

Dört günlük periyotlar ile ekosistem modüllerinden toplanan sediment örneklerinin dehidrogenaz enzim aktiviteleri Tabatabai ve ark. (1994) tarafından önerilen protokole uygun olarak belirlenmiş ve μg trifenil tetrazolium klorit toprak s^{-1} olarak hesaplanmıştır. Protokole göre, 1 g yaş zeolit deney tüpüne tartılarak üzerine 1 ml %0,5 trifenil tetrazolium klorit (TTC) ile saf su eklenmiş ve inkübe edilmiştir (37 °C' de 24 saat). İnkübasyon işlemi sonrasında deney tüpüne etil alkol ilave edilerek oda sıcaklığında karanlık bir ortamda 1 saat beklenmiş ve süzme işlemi yapılmıştır. Süzülen numunenin spektrofotometrik ölçümü 485 nm dalga boyunda gerçekleştirilmiştir.

2.7.4.2. Üreaz enzim aktivitesinin belirlenmesi

Dört günlük periyotlar ile ekosistem modüllerinden toplanan sediment örneklerinin üreaz enzim aktiviteleri Klose ve Talatabai (2000) tarafından önerilen protokol kullanılarak belirlenmiş ve μg NH_4^+ toprak 24 s^{-1} cinsinden hesaplanmıştır. Protokole göre, sırasıyla 10 ml %10 üre, 0,5 ml tolüen ve 10 ml fosfat tamponu (pH 6,7) toprak üzerine eklenmiş ve inkübe edilmiştir (37 °C'de 48 saat). İnkübasyon işleminin bitmesiyle birlikte 1M 20 ml potasyum klorür eklenmiş ve 30 dakika çalkalama işlemi gerçekleştirilmiştir. İşlemin tamamlanmasıyla örnekler süzülmüş ve 1 ml örnek deney tüpüne transfer edilmiştir. Deney tüpüne sırasıyla 9 ml saf su, 1 ml potasyum sodyum tartarat ($KNaC_4H_4O_6.4H_2O$), 0,8 ml Nessler reaktifi, 4 ml 1 M sodyum hidroksit (NaOH) çözeltisi ilave edilerek son hacim 25 ml' ye saf su ile tamamlanmıştır. Oluşturulan karışımın spektrofotometrik ölçümü 460 nm dalga boyunda gerçekleştirilerek gerekli hesaplamalar yapılmıştır.

2.7.4.3. Fosfataz enzim aktivitesinin belirlenmesi

Dört günlük periyotlar ile ekosistem modüllerinden toplanan sediment örneklerinin fosfotaz enzim aktiviteleri Schinner ve von Mersi (1990) tarafından önerilen protokol kullanılarak belirlenmiş ve p-nitrofenol g^{-1} toprak s^{-1} olarak hesaplamalar gerçekleştirilmiştir. Protokole göre, 1g toprak örneği üzerine 0,25 ml tolüen, 4 ml asetat tamponu (pH 5,8) ve 0,25 ml 0,115 M p-nitrofenol fosfat eklenerek hazırlanan karışım 37 °C'de 1 saat inkübe edilmiştir. İnkübasyon işleminin bitmesiyle birlikte karışıma 4 ml 4M NaOH eklenerek reaksiyon sona erdirilmiştir. Oluşturulan karışımın spektrofotometrik ölçümü 400 nm dalga boyunda gerçekleştirilerek gerekli hesaplamalar yapılmıştır.

2.8. Ekosistemlerin Mikrobiyal Çeşitliliklerinin Belirlenmesi

Her bir ekosistem modülünün ve HEM' in mikrobiyal çeşitliliğinin belirlenmesi amacıyla çalışma bitiminde ekosistemlerde bulunan A1 ile A2 elektrotlarının etrafındaki ve katot katmanından özdeş oranlarda sediment örneği alınarak bir kap içerisinde karıştırılmıştır. Elde edilen karışım mikrobiyal profilin çıkarılması amacıyla Ankara' da bulunan BMLabosis laboratuvarına 16S Mikrobiyal Tanı (DNA izolasyon + PCR + Dizi Analizi + Biyoinformatik Analiz) analizi yapılmak üzere gönderilmiş ve hizmet alımı karşılığında istenen analiz gerçekleştirilmiştir.

Ek olarak, her bir ekosistem modülündeki A1 ve A2 anotlarının üzerinde elektroaktif bakterilerin oluşturduğu biyofilmin gözlenmesi amacıyla ilgili elektrotlardan örnekler alınarak AÜBİBAM' da bulunan HITACHI TM 3030 Plus Masaüstü Tip Taramalı Elektron Mikroskobu ile görüntüleme gerçekleştirilmiştir.

2.9. Ekosistemlerin Tahmini Karbon Stokları ve Enerji Bütçelerinin Hesaplanması

Ekosistemlerin tahmini karbon stoğu miktarı (t/ha) Hükümetlerarası İklim Değişikliği Paneli' nin (IPCC, 2006; Saz, 2017) yayınlamış olduğu rapora uygun olarak birim alanda ve birim hacimdeki toplam biyokütle üzerinden hesaplanmıştır.

Buswell (1952) ve Kaltwasser (1980), çalışmalarında uygun anaerobik koşullar sağlandığı takdirde hidroliz, asidogenez, asetik asit- asetogenez ve metan basamaklarını gerçekleştirilerek %30- %60 arasında organik materyalden biyogaz elde edilebildiğini göstermiştir. Bu araştırmalar doğrultusunda, ekosistem modüllerinden deney sonunda hasat edilen ve yaş/kuru biyokütleleri hesaplanan bitkilerin birim alan hacimdeki metan, biyogaz miktarları ve enerji potansiyelleri hesaplanmıştır.

1 N m^3 biyogazın yakılması sonucunda 39,75 MJ enerji açığa çıktığı eşitlik uygulanılarak ekosistemlerden üretilen metan miktarı belirlenmiştir (Cheng ve ark. 2002). Biyogazın kullanılması sonucunda 1 kWh elektrik enerji 3,6 MJ' lük enerjiye denk geldiği düşünülmektedir (Filimonau ve ark. 2011).

2.10. Biyoelektrik Analizleri

2.10.1. Biyoelektrik üretiminin izlenmesi ve ölçümü

Her ekosistem modülünün ve HEM' lerin biyoelektrik üretim potansiyeli, her gün aynı zaman dilimlerinde olmak koşuluyla günde üç defa Fluke 287 TRUE RMS dijital multimetre ile ölçülmüştür (Zhao ve ark., 2013; Valipour ve ark., 2016; Turker ve ark., 2017; Yakar ve ark., 2018; Saz ve ark., 2018; Türker, 2018; Türker ve Baran, 2018; Türker ve ar., 2019).

Ekosistem modüllerinin biyoelektrik ölçümleri sırasıyla A1-K ve A2-K elektrotlarına bağlı olan 1000 Ω' luk dış direnç üzerinden, HEM' lerin biyoelektrik ölçümleri ise ilgili HEM' in 1. ile 2. ekosistem modüllerinin A1-K elektrot grubunun birbirine seri bağlanması işlemi sonrasında 1000 Ω' luk dış direnci üzerinden, son olarak ise ilgili HEM' in 1. ile 2.ekosistem modüllerinin A2-K elektrot grubunun birbirine seri bağlanması işlemi sonrasında 1000 Ω' luk dış direnci üzerinden gerçekleştirilmiştir.

Her bir ekosistem ile HEM' lerde oluşan akım (I), Ohm Kanuna göre hesaplanmış ve ekosistemin gücü (P) belirlenmiştir. Her bir ekosistem ile HEM' lerin güç ve akım yoğunluğu da her bir anodun yüzey alanına (m^2) bölünmesiyle hesaplanmış ve ekosistemlerin biyoelektrik üretim kapasiteleri belirlenmiştir (Oon ve ark., 2016; Turker ve ark., 2017; Yakar ve ark., 2018; Saz ve ark., 2018; Türker, 2018; Türker ve Baran, 2018; Türker ve ar., 2019).

Deney periyodunun son gününde her ekosistem modülünün ve HEM' lerin polarizasyon eğrileri, 15 dakikalık periyotlarda 1Ω' dan 580000Ω' a kadar değişen dış dirençler aracılığıyla belirlenmiştir (Logan ve ark., 2006; Turker ve ark., 2017; Yakar ve ark., 2018; Saz ve ark., 2018).

Ayrıca her ekosistem modülünün ve HEM' in organik atıkları hangi oranda biyoelektriğe dönüştürdüğünün belirlenmesi amacıyla Koulombik Verimlilik hesaplamaları gerçekleştirilmiştir (Fang ve ark., 2015; Turker ve ark., 2017; Yakar ve ark., 2018; Saz ve ark., 2018).

2.10.2. Biyoelektrik depolanması

HEM' ler üzerinde gerçekleştirilen biyoremediasyon deneyinin tamamlanması ile HEM' lerden üretilen biyoelektrik enerjisinin depolanma çalışması gerçekleştirilmiştir. Literatürde üretilen biyoelektriğin depolanamasına yönelik çeşitli çalışmalar mevcuttur (Zhang ve ark., 2011; Donovan ve ark., 2011; Abazarian ve ar., 2016; Azari ve ar., 2017; Kim ve ark., 2019; Lu ve ark., 2020; Prasad ve Tripathi, 2020). Bu çalışmalar kapsamında öncelikle Proteus 8 Proffessional programı ile çeşitli sarım sayılarında bobinler, diyotlar ve transistörler aracılığıyla birçok güç yönetim sistemi oluşturulmuş ve simülasyonları gerçekleştirilmiştir. Ardından oluşturulan GYS opsiyonlarının HEM' lere entegre edilerek performansları incelenmiştir. Bu incelemeler sonucunda en verimli çalışan GYS tespit edilerek 4 adet özdeş GYS hazırlanmıştır. Bu işlemler sırasında depolama işleminin gerçekleşmesi amacıyla çeşitli kapasitörler ve piller de incelenerek en verimli depolama cihazı (1,2 V 400 mAH AAA pil) da tespit edilmiştir. HEM' ler üzerinde gerçekleştirilen biyoremediasyon çalışmalarının sonlanmasının ardından HEM' lere GYS' ler ve piller bağlanarak biyoelektrik depolama işlemleri gerçekleştirilmiştir.

2.11. Deney Sonuçlarının Değerlendirilmesi

Çalışmadan elde edilen verilerin istatistiksel açıdan değerlendirilmesi amacıyla, istatistiksel yazılım paket programı olan SPSS 25.0 sürümü kullanılmıştır. Veriler arasındaki ilişkiler $p<0,05$ istatistiksel anlam düzeyine göre gerçekleştirilmiştir. Çalışmadan elde edilen verilerin normalliği Shapiro-Wilks testi, ekosistemlerin giriş ile her bir çıkış suları arasındaki ve ekosistemlerin giderim verimlikleri ile biyoelektrik üretimleri arasındaki istatiksel ilişkiler tek yönlü ANOVA testi ile belirlenmiştir.

2.12. Analizlerde Kullanılan Hesaplamalar

Her bir ekosistem modülü ile HEM' lerin KOİ, NH_4^+, NO_3^-, TP, OP ve azo boyar madde giderim verimlilikleri belirlenirken aşağıdaki formülden yararlanılmıştır.

- Giderim Verimliliği (%) = [(Ci - Ce) / Ci] x 100 (3)

Ci: Giriş suyunun KOİ, NH_4^+, NO_3^-, TP, OP ve azo boyar madde konsantrasyonudur (mg/L); Ce: Çıkış suyunun KOİ, NH_4^+, NO_3^-, TP, OP ve azo boyar madde konsantrasyonudur (mg/L).

Ekosistemlerden elde edilen biyoelektrik verileri hesaplamalarında aşağıdaki formüllerden yararlanılmıştır.

Akım (I), Ohm yasasına göre belirlenmiştir.

- $I = V / R$ (4)

V: Ölçülen biyoelektrik değeri (volt); R (Ω): Harici dirence karşılık gelmektedir.

Güç (P), aşağıdaki formülle göre belirlenmiştir:

- $P = I \times V$ (5)

V: Ölçülen biyoelektrik değeri (volt); I: Hesaplanan akım değerini ifade etmektedir.

Akım ve güç yoğunluğu hesaplanırken aşağıdaki formüllerden yararlanılmıştır (Liu ve ark. 2014; Oon ve ark., 2015; Turker ve ark., 2017; Yakar ve ark., 2018; Saz ve ark., 2018).

- Akım yoğunluğu = I/S (6)
- Güç yoğunluğu = P/S (7)

S: Anot yüzey alanını ifade etmektedir.

Kolumbic verimliliği (KV) hesaplanırken aşağıdaki formülden yararlanılmıştır (Doherty ve ark., 2015a; b; Turker ve ark., 2017; Yakar ve ark., 2018; Saz ve ark., 2018)

- $KV(\%) = MxI/FxqxnΔKOİ$ (8)

Formülde;

M: O_2'nin molekül kütlesi (g O_2/mol O_2); I: Akım; F: Faraday sabiti (C/mol); q: akış oranı (L/s); n: O_2 mol başına verilen elektronların sayısı (mol e^-/mol O_2); ΔKOİ: Giriş ve çıkış örnekleme noktası arasındaki KOİ değişimini (mg/L) ifade etmektedir (Oon ve ark. 2016, Turker ve ark., 2017; Yakar ve ark., 2018; Saz ve ark., 2018).

Bitkilerin nispi gelişme oranları (RGR) hesaplanırken aşağıdaki formülden yararlanılmıştır (Peltzer ve Köchy, 2001)

$RGR = [(\log H_t - \log H_0)/\Delta_t]$ (9)

Formülde,

H_t: t zamanındaki bitki boyu (cm); H_0: başlangıçtaki bitki boyu (cm); t: geçen zaman (gün)

Tahmini karbon stoğu hesaplanırken aşağıdaki formülden yararlanılmıştır (IPCC 2006).

$Cp = DMp \times CF \times 0.001$

Cp: Alandaki karbon stoğu (t C ha^{-1}); DMp: Alandaki toplam kuru biyomas (t/ha); CF: Karbon fraksiyonu (IPCC Karbon Fraksiyonu varsayılan değeri 0,47 tC t^{-1}).

2.13. Araştırmalar Sırasında Kullanılan Cihazlar

- Amonyum Elektrotu
  - ✓ INTELLICAL ISE ammonium electrode, 2406549 (HACH HQ40D)
- Arazi şartlarında taşınabilir çoklu ölçüm cihazı
  - ✓ HACH HQ40D
- Bitki Öğütme Değirmeni
  - ✓ Knifetec 1095 Sample Mill
- Çalkalama Cihazları
  - ✓ Gerhardt Laboshake
  - ✓ Heidolph Unimax 2010

- Dijital Reaktör
  - ✓ HACH DRB 200
- Elekler ve Elek Sarsma Cihazı
  - ✓ Retsch Elek Seti (0,5-2,0 mm)
  - ✓ Retsch AS 200 Elek Sarsma
- Isıtıcı tabla ve manyetik karıştırıcı
  - ✓ Stuart SD 300
  - ✓ Velp Scientifica Arex 2
- İnkübatör
  - ✓ Nüve EN 120
- Mikroskop ve Spektrofotometreler
  - ✓ Stereo Mikroskop (Leica MZ 12.5)
  - ✓ HITACHI TM 3030 Plus Masaüstü Tip Taramalı Elektron Mikroskobu
- Multimetre
  - ✓ Fluke 287 TRUE RMS
- Nitrat Elektrotu
  - ✓ (INTELLICAL ISE Nitrate electrode, 2984790 (HACH HQ40D)
- Portatif Kalorimetre
  - ✓ HACH DR/890
- Saf Su Cihazı
  - ✓ Nüve NS 108
- Sterilizatör
  - ✓ Nüve FN 500
- Tam Otomatik Azot Analiz (Kjeldahl) Cihazı
  - ✓ Foss Kjeltec 2300
  - ✓ Foss Digester 2020 (Yakma ünitesi)
- Teraziler
  - ✓ OHAUS Analytical Plus (Analitik Terazi)
  - ✓ OHAUS Adventurer Pro (Hassas terazi)
  - ✓ Scaltec SPO 51 (Hassas terazi)
- Ultra Saf Su Cihazı
  - ✓ Millipore ELIX Synthesis A10

3. BULGULAR

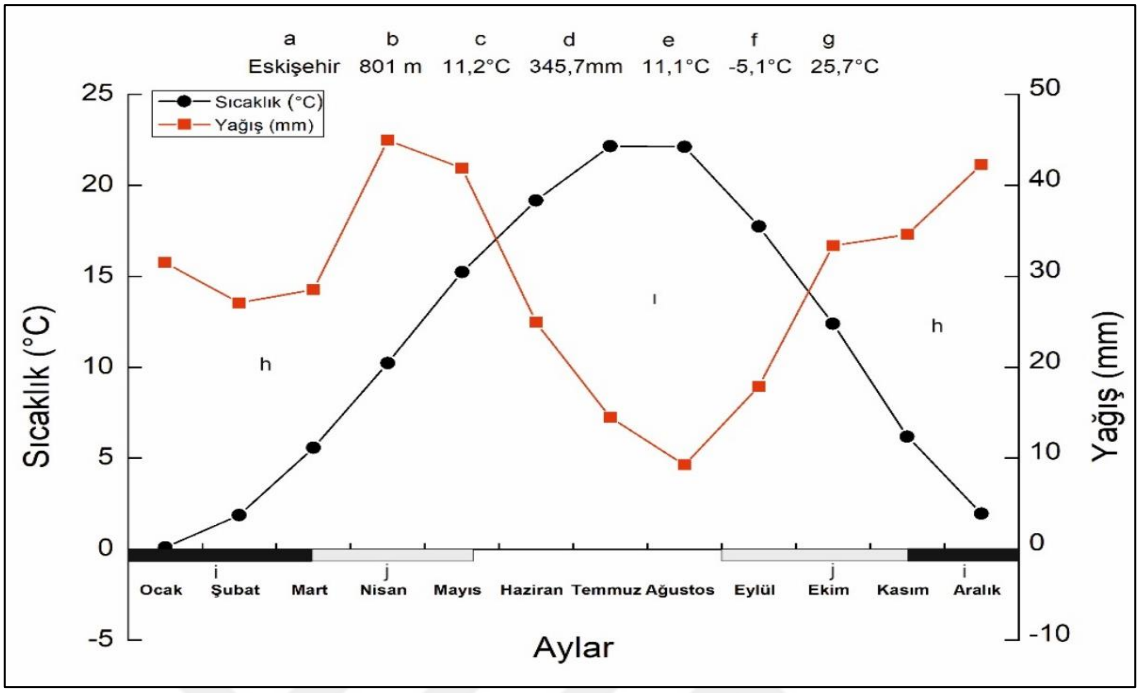
Dört farklı konfigürasyonda kurulan Hibrit yapay sulak alan ekosistemlerinde (HEM) üzerinde gerçekleştirilen farklı hidrolik bekletme sürelerinin (HBS) olduğu (3 gün, 4 gün, 5 gün) biyoremediasyon ile biyoelektrik üretimi ve depolama potansiyellerinin araştırıldığı doktora tez çalışmasının kültür periyodu aşamasında HEM' lerde bulunan bitkilerin sağlık durumları ve hayatta kalma oranları günlük olarak kontrol edilmiştir (Tablo 3.1).

Tablo 3.1. *Hibrit yapay sulak alan ekosistemlerindeki bitkilerin hayatta kalan birey sayısı (H), ölü birey sayısı (Ö) ve hayatta kalma oranları (%)*

Hibrit Yapay Sulak Alan Ekosistemleri	**Ekosistem Modülleri**	***Typha angustifolia* (H - Ö)**	**Hayatta Kalma Oranı (%)**	***Typha latifolia* (H - Ö)**	**Hayatta Kalma Oranı (%)**
HEM 1	YEM 1	0 - 4	0	4 - 0	100
	YEM 2	0 - 4	0	4 - 0	100
HEM 2	YEM 3	0 - 4	0	4 - 0	100
	DEM 1	0 - 4	0	4 - 0	100
HEM 3	DEM 2	0 - 4	0	4 - 0	100
	YEM 4	0 - 4	0	4 - 0	100
HEM 4	DEM 3	0 - 4	0	4 - 0	100
	DEM 4	0 - 4	0	4 - 0	100

Kültür periyodunun sona ermesi ile birlikte 92 gün (30 gün 3, 32 gün 4 ve 30 gün 5 günlük HBS) sürecek biyoremediasyon aşamasına geçilmiştir ve kültür periyodunda HEM' ler *T. angustifolia* bitkileri ile bitkilendirilmiştir. Ancak 14 gün sonra nedeni anlaşılamayan bir sebepten dolayı tüm ekosistemlerdeki *T. angustifolia* bitkileri aniden ölmüştür. Bunun üzerine zaman kaybetmeden en yakın sulak alandan *T. latifolia* bitkileri temin edilerek 15 günlük kültür periyodu yeniden başlatılmıştır. *T. angustifolia* bitkilerinde 14 günlük sürede hiçbir sorun ile karşılaşılmaması ancak 1 günde aniden hepsinin ölmesinin nedeni belirlenememiştir. Çünkü, 2017 yılında doğal şartlar altında aynı noktada (39°47' N / 30°29'E) gerçekleştirilen yüksek lisans tezinde *T. angustifolia* bitkileri sağlıklı şekilde büyütülebilmiştir (Turker ve ark., 2017; Yakar ve ark., 2018; Saz ve ark., 2018). *T. latifolia* bitkilerinin kültür periyodundaki hayatta kalma oranları ise %100 olarak belirlenmiştir. Bu sonuç, *T. latifolia* bitkilerinin iklimsel ve operasyonel koşullara karşı yüksek adaptasyon yeteneğine sahip olduğunu göstermektedir.

3.1. Araştırma Alanının İklimsel Özellikleri



Görsel 3.1. *Walter yöntemine göre Eskişehir ilinin iklim diyagramı (a. İstasyon adı, b. İstasyonun deniz seviyesinden yüksekliği (m), c. Sıcaklık ve yağış verilerinin kaç yıllık gözlemlerin ortalaması olduğu olduğu, d. Yıllık toplam yağış miktarı (mm), e. Yıllık ortalama sıcaklık (°C), f. En soğuk ayın minimum sıcaklık ortalaması (°C), g. En sıcak ayın maksimum sıcaklık ortalaması (°C), h: Yağışlı dönem, ı: Kurak dönem, i: Ortalama minimum sıcaklığı (ay ortalaması) 0°C'nin altında olan aylar, j: Mutlak minimum sıcaklığın (ay ortalaması) 0°C'nin altında olan aylar*

801 m rakımlı Eskişehir' in Meteoroloji Genel Müdürlüğünden alınan 30 yıllık iklim verileri doğrultusunda Walter yöntemine (1960) göre iklim diyagramı çizilmiştir (Görsel 3.1). İklim diyagramına göre, Eskişehir ilindeki ortalama sıcaklığın 11,1 ℃ ve toplam yağış miktarının 345,7 mm olduğu görülmektedir. Mayıs ayı sonlarından Ekim ayı ortalarına kadar yağışsız kurak bir dönem, Ekim ayı ortalarından Mayıs ayı sonlarına kadar ise düşen yağış miktarı sıcaklıktan fazla olduğundan kuraklığın söz konusu olmadığı yağışlı bir dönem görülmektedir. Ayrıca, Kasım ayı ortalarından (Aralık, Ocak, Şubat, Mart) Mart ayı ortalarına kadar don görülen aylar, Mart ayı ortalarından (Nisan, Mayıs) Mayıs ayı ortalarına kadar ve Eylül ayından (Eylül, Ekim, Kasım) Kasım ayı ortalarına kadar ise don görülme ihtimali görülen aylar olarak karşımıza çıkmaktadır. Ortalama olarak en yüksek sıcaklık 22,2 ℃ ile Temmuz ayında, ortalama en düşük sıcaklık ise 0,1℃ ile Ocak ayında görülmektedir. Aylık olarak en yüksek sıcaklık Ağustos ayında (25,7 ℃), en düşük sıcaklık ise Ocak ayında (-5,1℃) görülmektedir. Eskişehir'in yağış miktarları incelendiğinde ise en yüksek yağışın 45 mm ile Nisan ayında, en düşük yağı miktarının ise 9,3 mm ile Ağustos ayında düştüğü ifade edilmektedir.

3.1.1. Biyoiklimsel sentez

Araştırmanın gerçekleştirildiği alanın Emberger (1965)' ye göre (Yakar, 2021) belirlenmiş iklim katları Tablo 3.2' deki gibidir .

Tablo 3.2. *Araştırma alanının biyoiklim katları*

İstasyon	Yükseklik (m)	P	PE	M	m	S	Q	Biyoiklim katı
Eskişehir	792	345,7	16,45	25,7	-5,1	0,64	39,6	Yarı Kurak Akdeniz İklimi

Tablo 3.2'ye göre, Eskişehir "Yarı Kurak Akdeniz İklimi" biyoiklim katında bulunmaktadır (Q=39,6). Eskişehir' in en soğuk ayının (Ocak ayı) minimum sıcaklık ortalamasını gösteren m değeri -5,1 ℃ ile kış mevsimini "Çok Soğuk Geçiren Akdeniz İklimi" olarak tanımlanmaktadır. S değerinin hesaplanması sonucunda ise (0,64) "Akdenizli" olarak ifade edilmektedir.

Şekil 3.1' de görüldüğü gibi farklı konfigürasyonlara sahip HEM'ler üzerinde gerçekleştirilen azo boyar madde içeren sentetik tekstil atık suyunun arıtımı, biyoelektrik üretimi ve depolaması çalışmaları kurak ve yağışlı dönemlerde gerçekleştirilmiştir. Bu durum her iki dönemdeki verimliliklerin belirlenmesi ve karşılaştırılması açısından oldukça önemlidir.

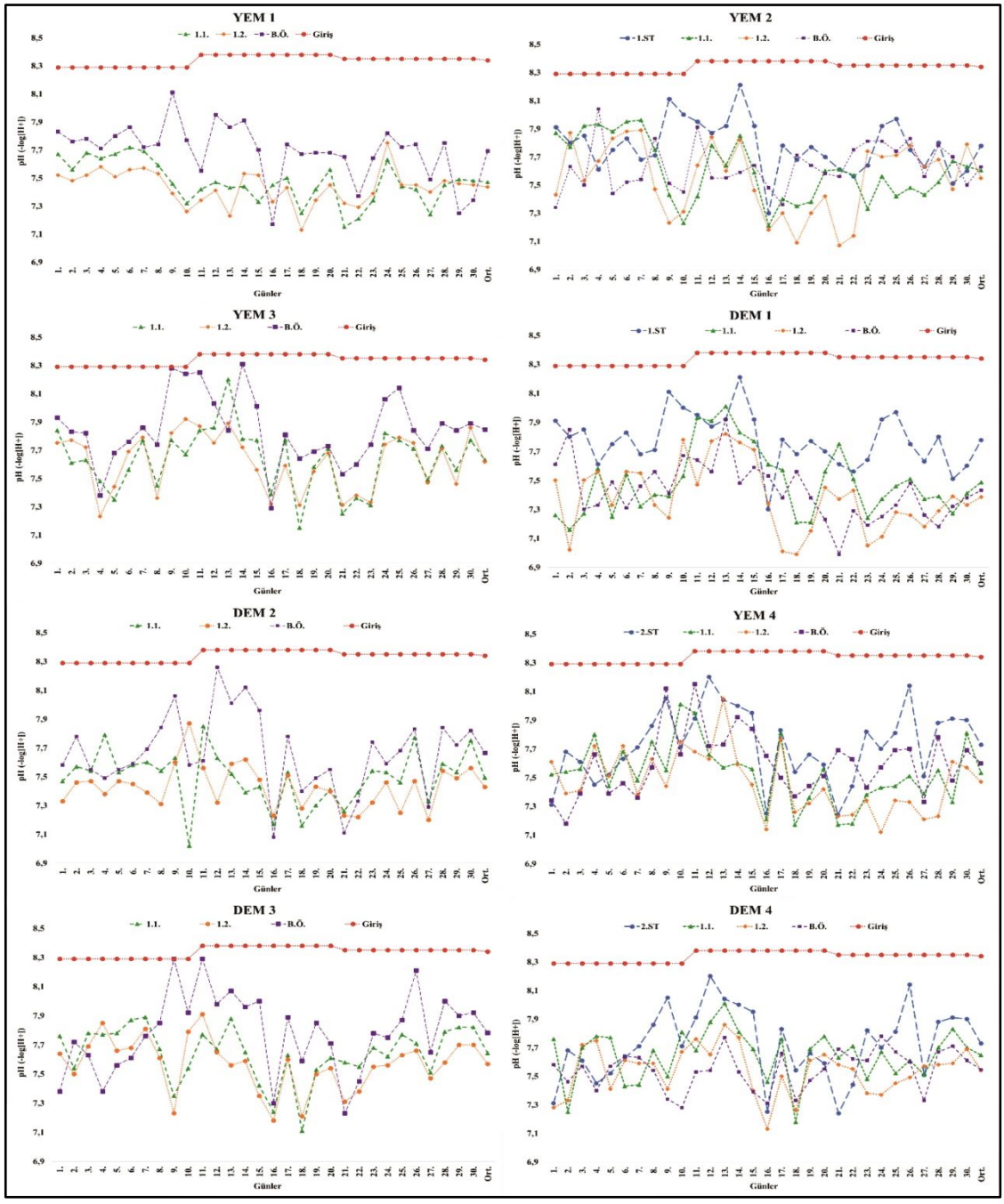
3.2. Su analizleri

3.2.1. Fiziko-kimyasal parametrelerin izlenmesi

Her bir ekosistem modülünün giriş suyu, iki farklı örneklem noktasından alınan anlık çıkış suyu numuneleri, 1.1 örneklem noktasından HBS süresine bağlı akış sağlanarak elde edilen biriken su numuneleri ile farklı konfigürasyonlardaki HEM'lere ait ilk ekosistem modüllerinin (YEM 1 ve YEM 3; DEM 2 ve DEM 3) biriken sularının karışımı ile elde edilerek septik tanklarda (1. ST ve 2. ST) toplanan çıkış suyu numunelerinin fiziko-kimyasal su parametreleri (pH, EC, RP, ÇO ve sıcaklık) ölçülerek düzenli olarak kayıt edilmiştir.

3.2.1.1. pH (-log[H^+])

3 günlük HBS sonunda HEM' lerin her bir örneklem noktasından alınan giriş ve çıkış suyu numunelerinin günlük ve ortalama pH değişimi Görsel 3.2' de görülmektedir.



Görsel 3.2. *3 günlük HBS sonunda HEM' lerin her bir örneklem noktasından alınan giriş ve çıkış suyu numunelerinin günlük ve ortalama pH değişimi (-log[H⁺])*

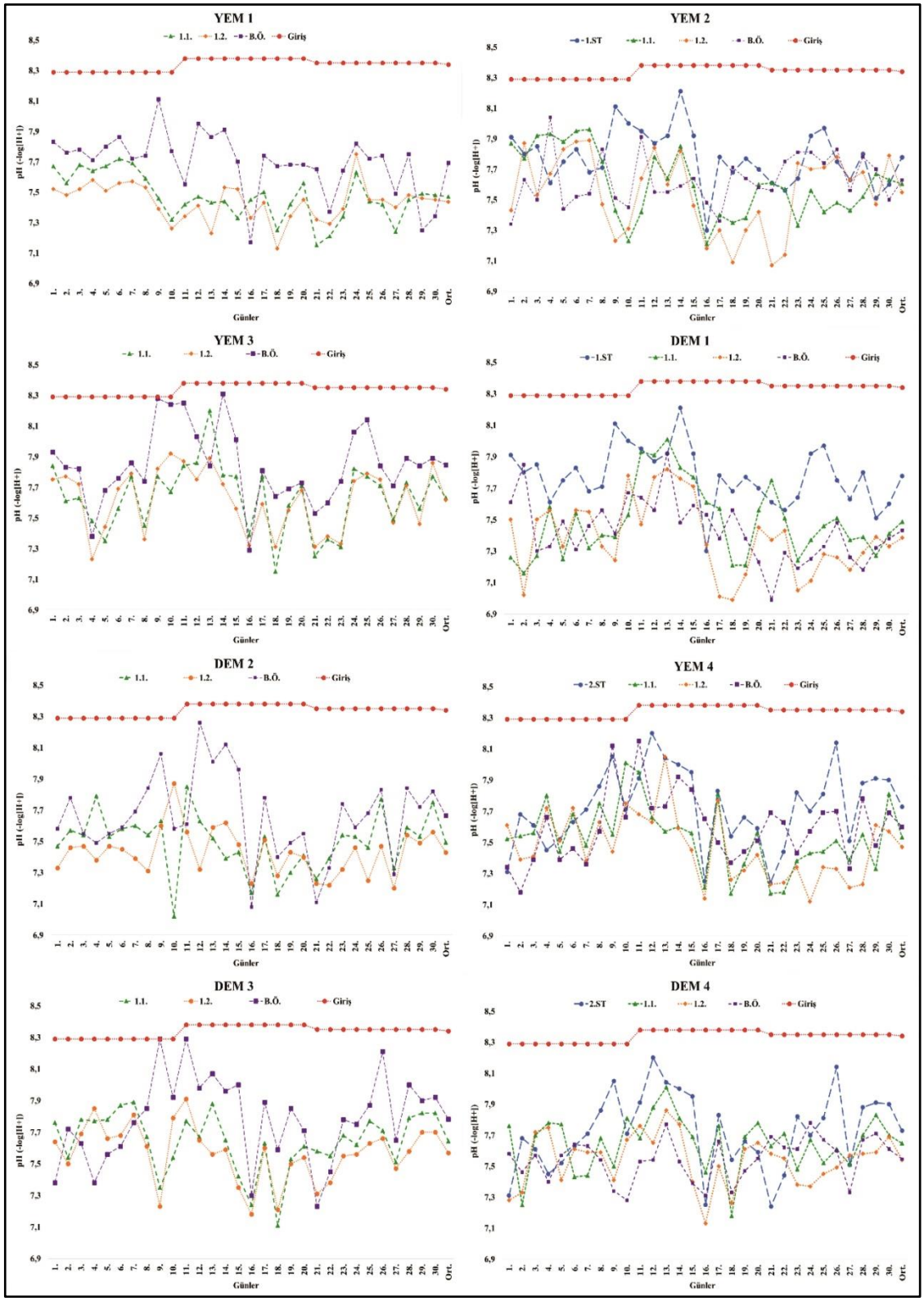
Görsele göre HEM' lerin tüm çıkış suyu pH değerlerinin giriş suyu pH değerinden düşük olduğu, birinci septik tankta (1. ST) biriken suyun pH değerinin ikinci septik tankta (2. ST) biriken suyun pH değerinden yüksek olduğu ve HEM' lerin birinci ekosistem modüllerinden yatay olanların (YEM 2 ve YEM 4) dikeylere (DEM 1 ve DEM 3) göre pH değerlerinin daha yüksek olduğu tespit edilmiştir (Görsel 3.2). Giriş suyu ve HEM' lerin birinci ekosistem modüllerinin çıkış sularının pH değerinin alkali değerde olduğu,

ikinci ekosistem modüllerinin çıkış sularının ise nötre yakın bir değerde olduğu görülmektedir. Ayrıca, HEM' lerin birinci örneklem noktalarının (1.1) pH değerlerinin ikinci örneklem noktalarının (1.2) pH değerlerinden yüksek olduğu da görülmektedir.

3 günlük HBS sonunda elde edilen sonuçlara one-way ANOVA analizi uygulandığında giriş suyu ile septik tankları, giriş suyu ile HEM' lerin her bir örneklem noktası, septik tankları ile ikinci ekosistem modüllerinin tüm örneklem noktaları arasında anlamlı farklılıklar olduğu belirlenmiştir ($p<0,05$). Ancak, her bir ekosistemin kendi örneklem noktaları arasında anlamlı fark olmadığı belirlenmiştir ($p>0,05$). Sonuçlar, 3 günlük HBS sonunda ekosistem çeşitliliğinin (YEM ve DEM) pH değerlerini önemli ölçüde etkilediğini de ortaya çıkarmıştır ($p<0,05$).

4 günlük HBS sonunda HEM' lerin her bir örneklem noktasından alınan giriş ve çıkış suyu numunelerinin günlük ve ortalama pH değişimi Görsel 3.3' de görülmektedir. Görsele göre HEM' lerin çıkış suyu pH değerlerinin giriş suyu pH değerinden düşük olduğu, 1. ST' de biriken suyun pH değerinin 2. ST' de biriken suyun pH değerinden yüksek olduğu ve birinci ekosistem modüllerinden yatayların (YEM 2 ve YEM 4) dikeylere (DEM 1 ve DEM 3) göre pH değerlerinin daha yüksek olduğu tespit edilmiştir (Görsel 3.3). Ayrıca HEM' lerin 1.1 örneklem noktalarının çıkış suyu pH değerlerinin 1.2 örneklem noktalarından alınan çıkış suyu değerlerinden yüksek olduğu, biriken örneklem değerlerinin ise 1.1 ve 1.2 örneklem noktalarından yüksek olduğu da görülmektedir (Görsel 3.3).

4 günlük HBS sonunda sonuçları one-way ANOVA analizi ile değerlendirildiğinde giriş suyu ile septik tankları, giriş suyu ile HEM'lerin her bir örneklem noktası ve son olarak septik tanklar ile ikinci ekosistem modüllerinin tüm örneklem noktaları arasında anlamlı farklılıklar olduğu belirlenmiştir ($p<0,05$). Ancak, her bir ekosistemin kendi örneklem noktaları arasında anlamlı fark olmadığı belirlenmiştir ($p>0,05$). Sonuçlar, 4 günlük HBS sonunda ekosistem çeşitliliğinin (YEM ve DEM) pH değerlerini önemli ölçüde etkilediğini de ortaya çıkarmıştır ($p<0,05$).



Görsel 3.3. *4 günlük HBS sonunda HEM' lerin her bir örneklem noktasından alınan giriş ve çıkış suyu numunelerinin günlük ve ortalama pH değişimi (-log[H⁺])*



Görsel 3.4. *5 günlük HBS sonunda HEM' lerin her bir örneklem noktasından alınan giriş ve çıkış suyu numunelerinin günlük ve ortalama pH değişimi (-log[H⁺])*

5 günlük HBS sonunda HEM' lerin her bir örneklem noktasından alınan giriş ve çıkış suyu numunelerinin günlük ve ortalama pH değişimi Görsel 3.4' de görülmektedir.

Görsel 3.4 incelendiğinde, HEM' lerin çıkış suyu pH değerlerinin giriş suyu pH değerinden düşük olduğu, birinci septik tankta biriken suyun pH değerinin ikinci septik

biriken suyun pH değerinden yüksek olduğu ve HEM' lerin birinci ekosistem modüllerinden yatayların (YEM 2 ve YEM 4) dikeylere (DEM 1 ve DEM 3) göre pH değerlerinin daha yüksek olduğu belirlenmiştir (Görsel 3.4). Ayrıca HEM' lerin birinci örneklem noktalarının (örneklem 1.1) çıkış suyu pH değerlerinin ikinci örneklem noktalarından (örneklem 1.2) alınan çıkış suyu değerlerinden yüksek olduğu, biriken örneklem değerlerinin ise birinci ve ikinci örneklem noktalarından yüksek olduğu da görülmektedir (Görsel 3.4).

5 günlük HBS sonunda sonuçlara one-way ANOVA analizi uygulandığında giriş suyu ile septik tankları, giriş suyu ile HEM'lerin her bir örneklem noktası ve son olarak septik tankları ile HEM' lerin ikinci ekosistem modüllerinin tüm örneklem noktaları arasında anlamlı farklılıklar olduğu belirlenmiştir ($p<0,05$). Ancak, her bir ekosistemin kendi örneklem noktaları arasında anlamlı fark olmadığı belirlenmiştir ($p>0,05$). Sonuçlar, 5 günlük HBS sonunda ekosistem çeşitliliğinin (YEM ve DEM) pH değerlerini önemli ölçüde etkilediğini de ortaya çıkarmıştır ($p<0,05$).

Ekosistemlerin 3, 4 ve 5 günlük HBS'lere ait sonuçları değerlendirildiğinde HBS süresinin ve ekosistem çeşitliliğinin pH değerleri üzerinde anlamlı etkiye sahip olduğu belirlenmiştir ($p<0,05$).

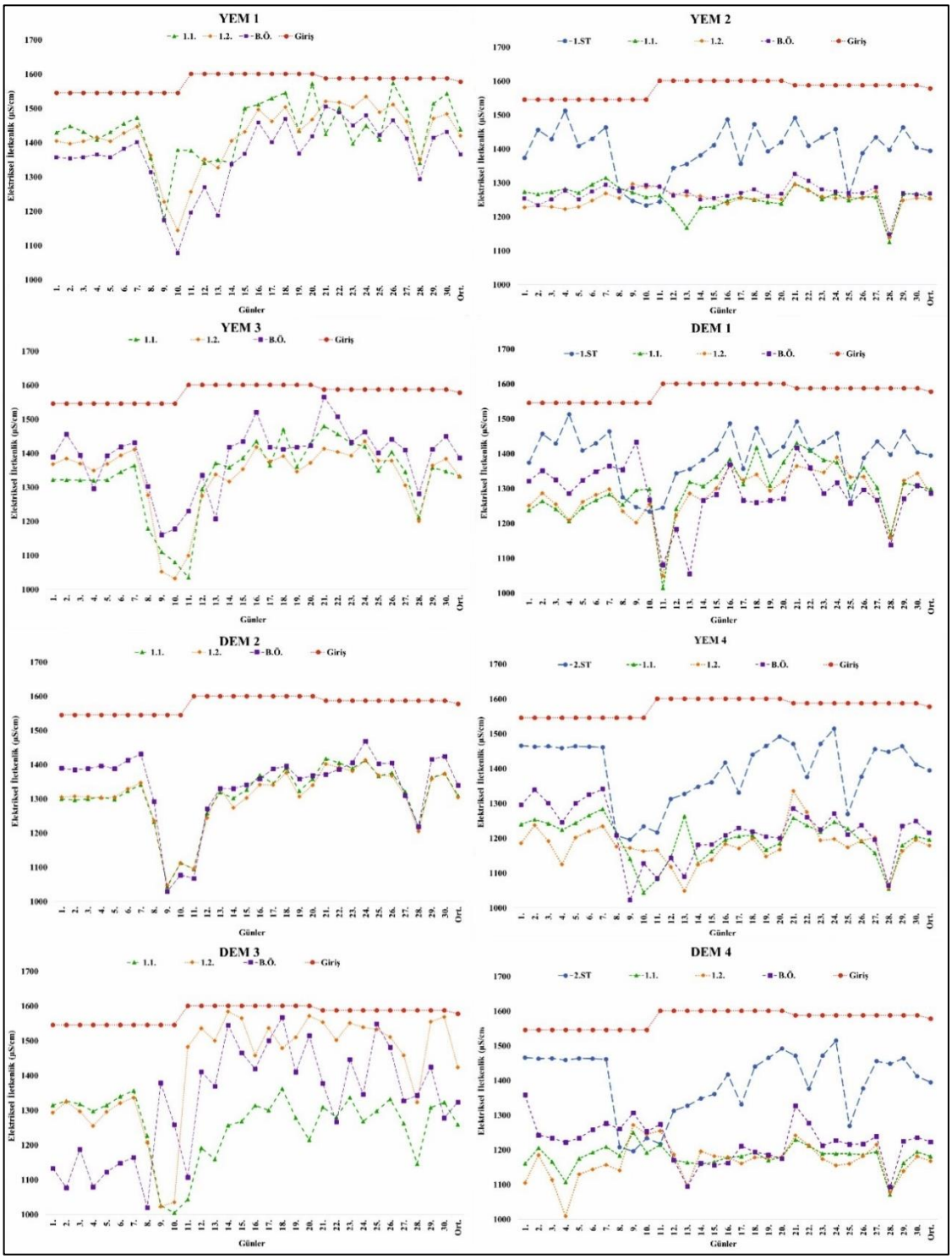
3.2.1.2. Elektriksel iletkenlik (EC) (µS/cm)

Görsel 3.5'de, 3 günlük HBS süresince HEM' lerin giriş suyu ve örneklem noktalarından günlük alınan çıkış suyu numunelerinin elektriksel iletkenlik (µS/cm) değerlerinin değişimleri ve 30 günlük periyodun ortalama değerleri görülmektedir.

Görsel 3.5 incelendiğinde, 3 günlük HBS süresince giriş suyu EC değerlerinin HEM' lerin birinci ve ikinci ekosistem modüllerinden alınan çıkış suyu numunelerinin EC değerinden yüksek olduğu, ikinci septik tankta (2.ST) biriken suyun EC değerinin birinci septik tankta (1.ST) biriken suyun EC değerinden yüksek olduğu, HEM' lerin ikinci ekosistem modüllerinden dikey olanların (DEM 1 ve DEM 3) yatay olanlardan (YEM 2 ve YEM 4) yüksek EC değerlerine sahip olduğu ve septik tanklarda biriken suların EC değerlerinin ikinci ekosistem modüllerin EC değerlerinden genellikle yüksek olduğu görülmektedir.

3 günlük HBS sonunda elde edilen verilere göre, giriş suyu ile HEM'lerin her bir örneklem noktası arasında anlamlı farklılıklar olduğu tespit edilememiştir ($p>0,05$).

Ancak HEM'lerin örneklem noktaları arasında ve ekosistem çeşitliliğinin (YEM ve DEM) EC değerlerini önemli ölçüde etkilemediği belirlenmiştir (p>0,05).



Görsel 3.5. *3 günlük HBS sonunda HEM' lerin her bir örneklem noktasından alınan giriş ve çıkış suyu numunelerinin günlük ve ortalama EC değişimi (µS/cm)*

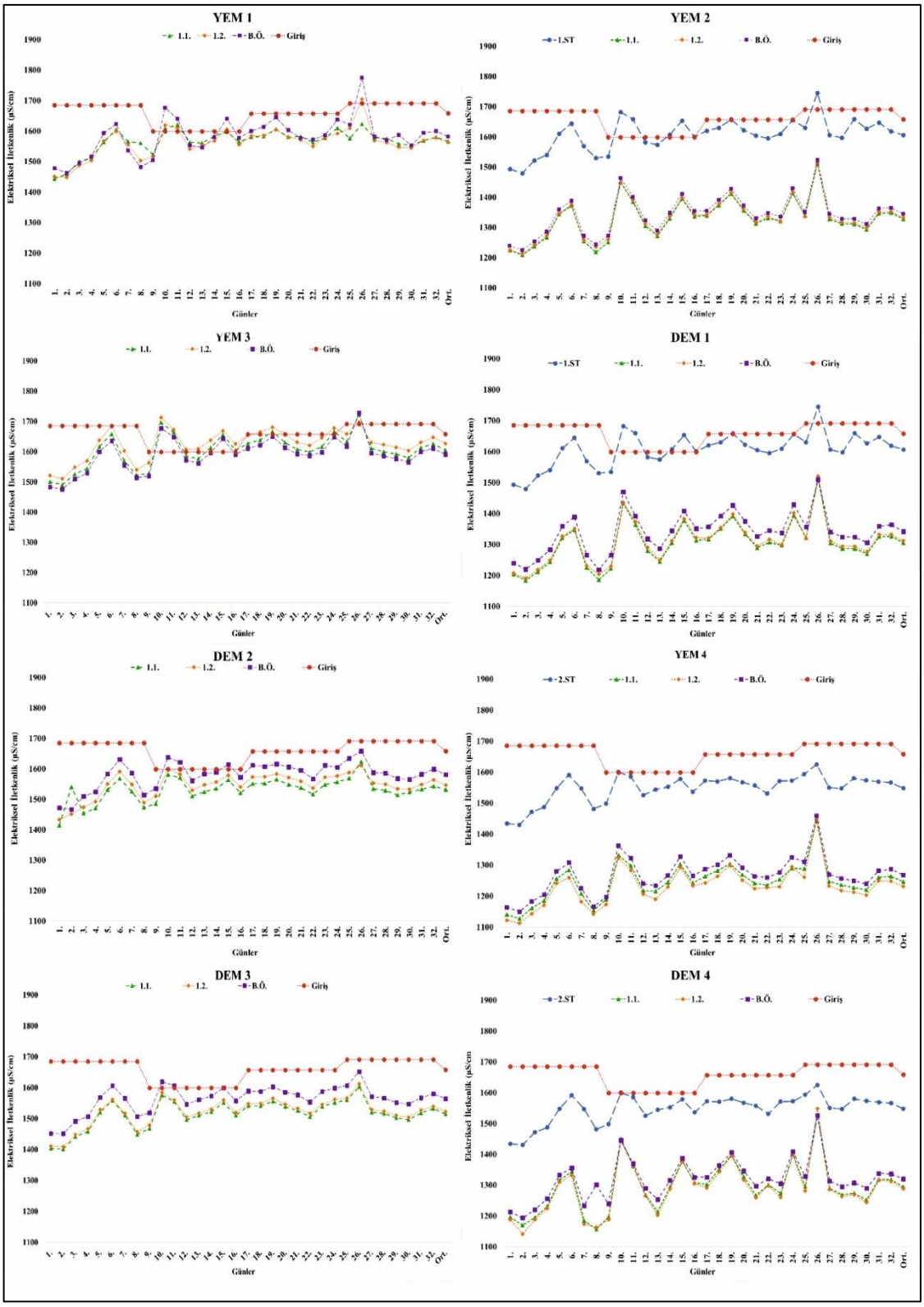
4 günlük HBS sonunda HEM' lerin her bir örneklem noktasından alınan giriş ve çıkış suyu numunelerinin günlük ve ortalama pH değişimi Görsel 3.6' de görülmektedir.

Görsel 3.6. incelendiğinde, HEM' lerin giriş suyu EC değerlerinin HEM'lerin ikinci ekosistem modüllerinin EC değerlerinden yüksek olduğu görülmektedir. Buna karşın, birinci ekosistem modüllerinden yatay olanların (YEM 1 ve YEM 3) çıkış suyu EC değerlerinin dalgalı seyir izlemesi nedeniyle zaman zaman giriş suyu EC değerlerinden yüksek olduğu belirlenmiştir. HEM'lerin birinci ekosistem modüllerinden dikey olanların EC değerleri ise 4 günlük HBS boyunca giriş suyu değerlerinden düşük değerlerde seyrettiği belirlenmiştir. Birinci ekosistem modüllerinden yatay olanların EC değerlerinin dalgalı seyir izlemesi 1.ST'nin EC değerlerinin de dalgalı seyretmesine sebep olmuştur. Bu nedenle zaman zaman 1.ST'nin EC değerlerinin giriş suyu değerlerinden yüksek olduğu görülmektedir. 2. ST değerleri ile giriş suyu EC değerleri karşılaştırıldığında ise giriş suyu değerlerinin yüksek olduğu belirlenmiştir.

Birinci ekosistem modüllerinden yatay olanları EC değerlerindeki dalgalanmalar örneklem noktalarına ve biriken su değerlerine de yansımaktadır. Buna karşılık, birinci ekosistem modüllerinden dikey olanların HBS boyunca biriken su numunelerinin (B.Ö) diğer çıkış sularından yüksek EC değerliğinde olduğu görülmektedir.

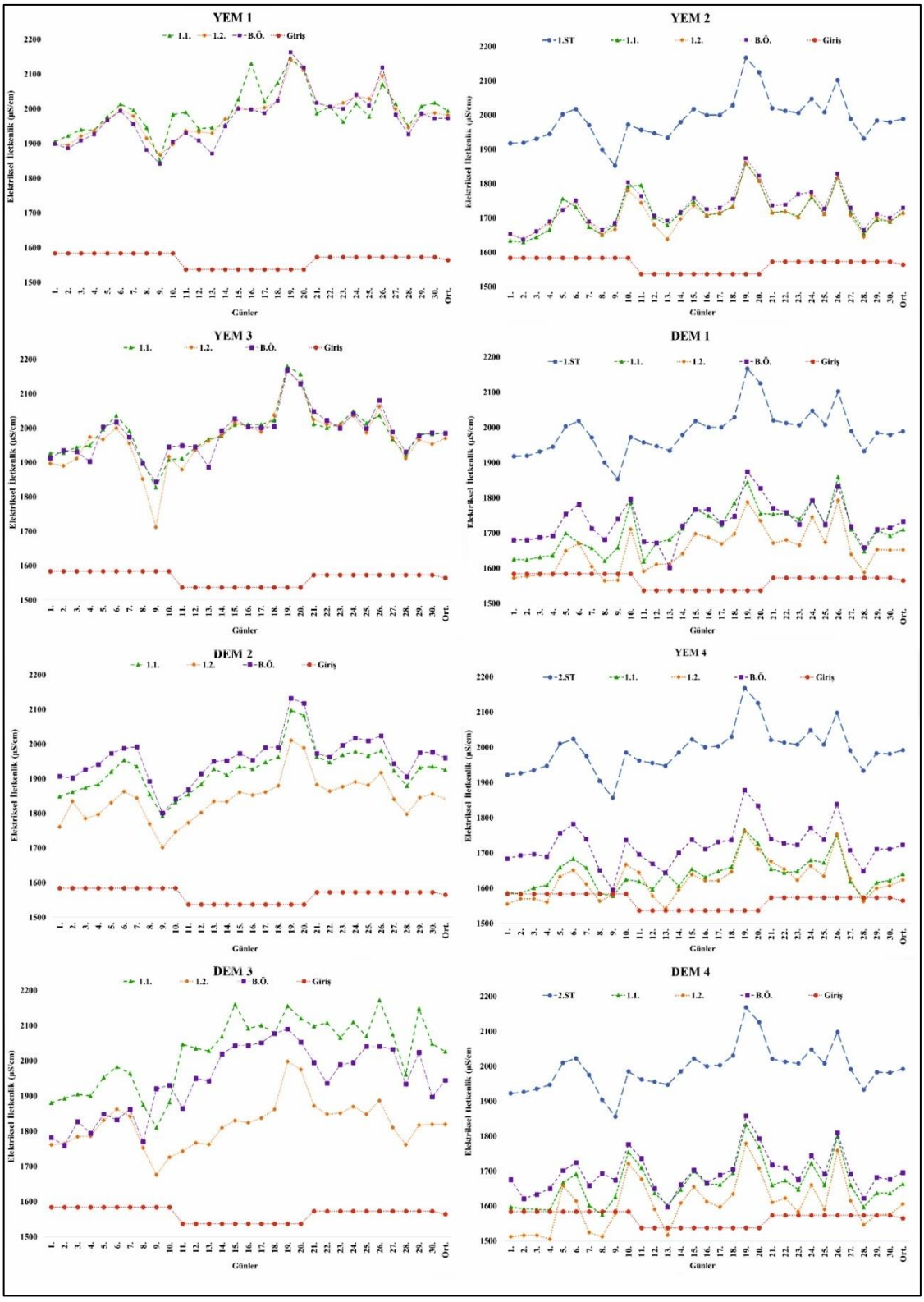
1.ST ile 2.ST'nin EC değerleri kıyaslandığında ise 1.STnin yüksek EC değerlerinde seyrettiği belirlenmiştir. İkinci ekosistem modüllerinden de birinci dikey ekosistem modüllerinde olduğu gibi biriken su numunelerinin (B.Ö) diğer çıkış sularından yüksek EC değerliğine sahip olduğu belirlenmiştir.

Elde edilen verilerin one-way ANOVA ile istatistiksel analizi gerçekleştirildiğinde giriş suyu ile HEM'lerin her bir örneklem noktası arasında ve HEM'lerin örneklem noktaları arasında önemli bir farklılıklar tespit edilememiştir ($p>0,05$). Aynı zamanda, EC değerlerinin ekosistem çeşitliliğinden önemli ölçüde etkilemediği de tespit edilmiştir ($p>0,05$).



Görsel 3.6. *4 günlük HBS sonunda HEM' lerin her bir örneklem noktasından alınan giriş ve çıkış suyu numunelerinin günlük ve ortalama EC değişimi (µS/cm)*

5 günlük HBS sonunda HEM' lerin her bir örneklem noktasından alınan giriş ve çıkış suyu numunelerinin günlük ve ortalama pH değişimi Görsel 3.7' de görülmektedir.



Görsel 3.7. *5 günlük HBS sonunda HEM' lerin her bir örneklem noktasından alınan giriş ve çıkış suyu numunelerinin günlük ve ortalama EC değişimi (µS/cm)*

Görsel incelendiğinde, giriş suyu EC değerlerinin çıkış suyu ve septik tanklardaki suların değerliklerinden düşük olduğu görülmektedir. Ayrıca, septik tanklardaki suların

ise deney süresince tüm örneklem noktalarının çıkış sularının EC değerlerinden yüksek olduğu da görülmektedir. Buna karşılık birinci ekosistem modüllerinin septik tanklarının EC değerlerinin birbirine yakın seyrettiği belirlenmiştir. Bu durum one-way ANOVA istatistik programında incelendiğinde birinci ekosistemlerdeki çeşitliliğin önemli derecede bir fark oluşturmadığını göstermektedir ($p>0,05$). İkinci ekosistem modüllerinde genellikle B.Ö çıkış suyu numunelerinin diğer örneklem noktalarından yüksek olduğu da Görsel 3.7' de görülmektedir.

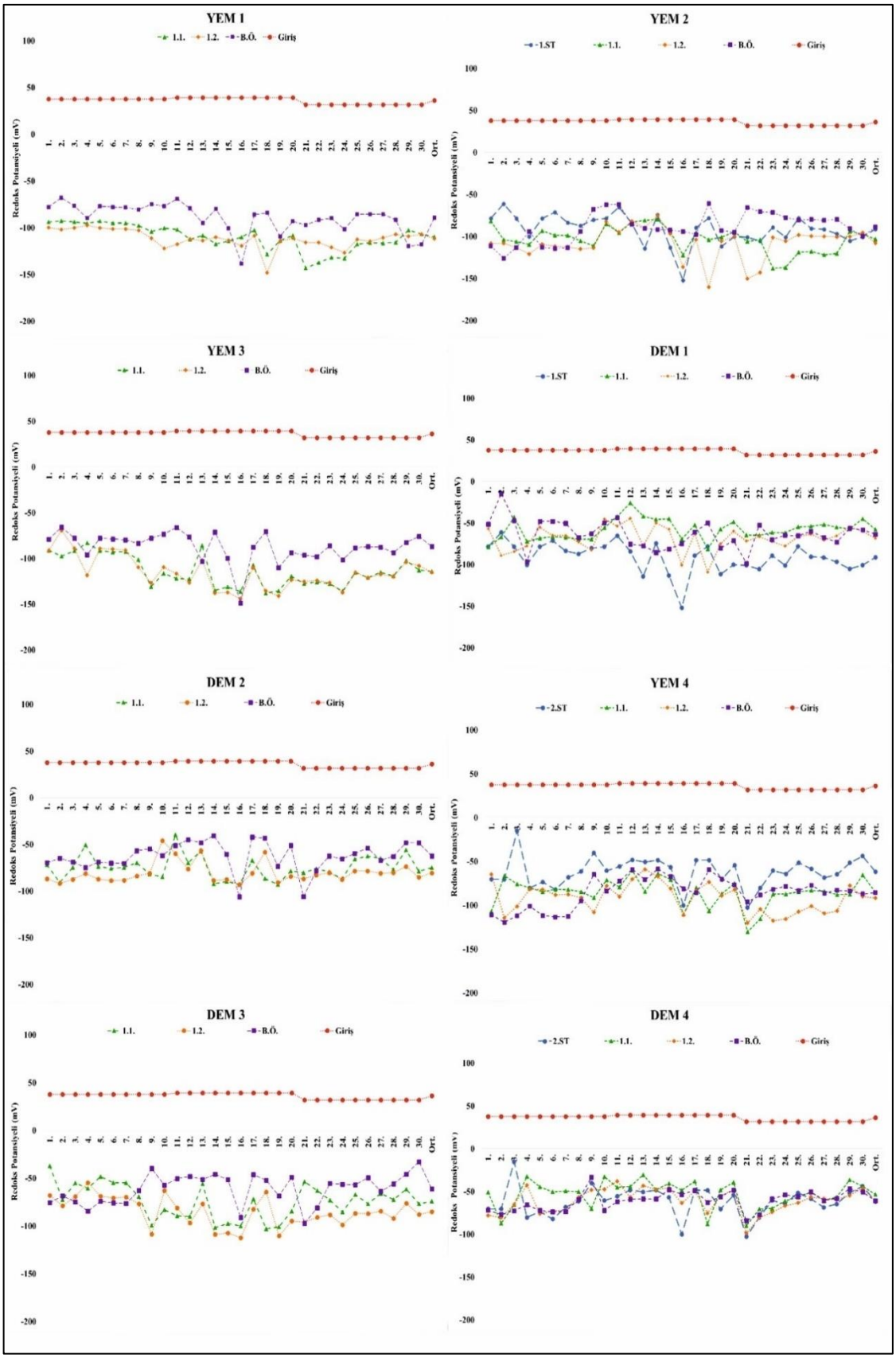
5 günlük HBS' ye ait EC değerleri one-way ANOVA istatistik programı ile incelendiğinde yalnızca giriş suyu ile birinci ekosistem modüllerinin çıkış noktaları ve septik tanklar ile ikinci ekosistem modüllerinin çıkış suları arasında anlamlı farklılıklar olduğu tespit edilmiştir ($p<0,05$).

3.2.1.3. Redoks potansiyeli (RP) (mV)

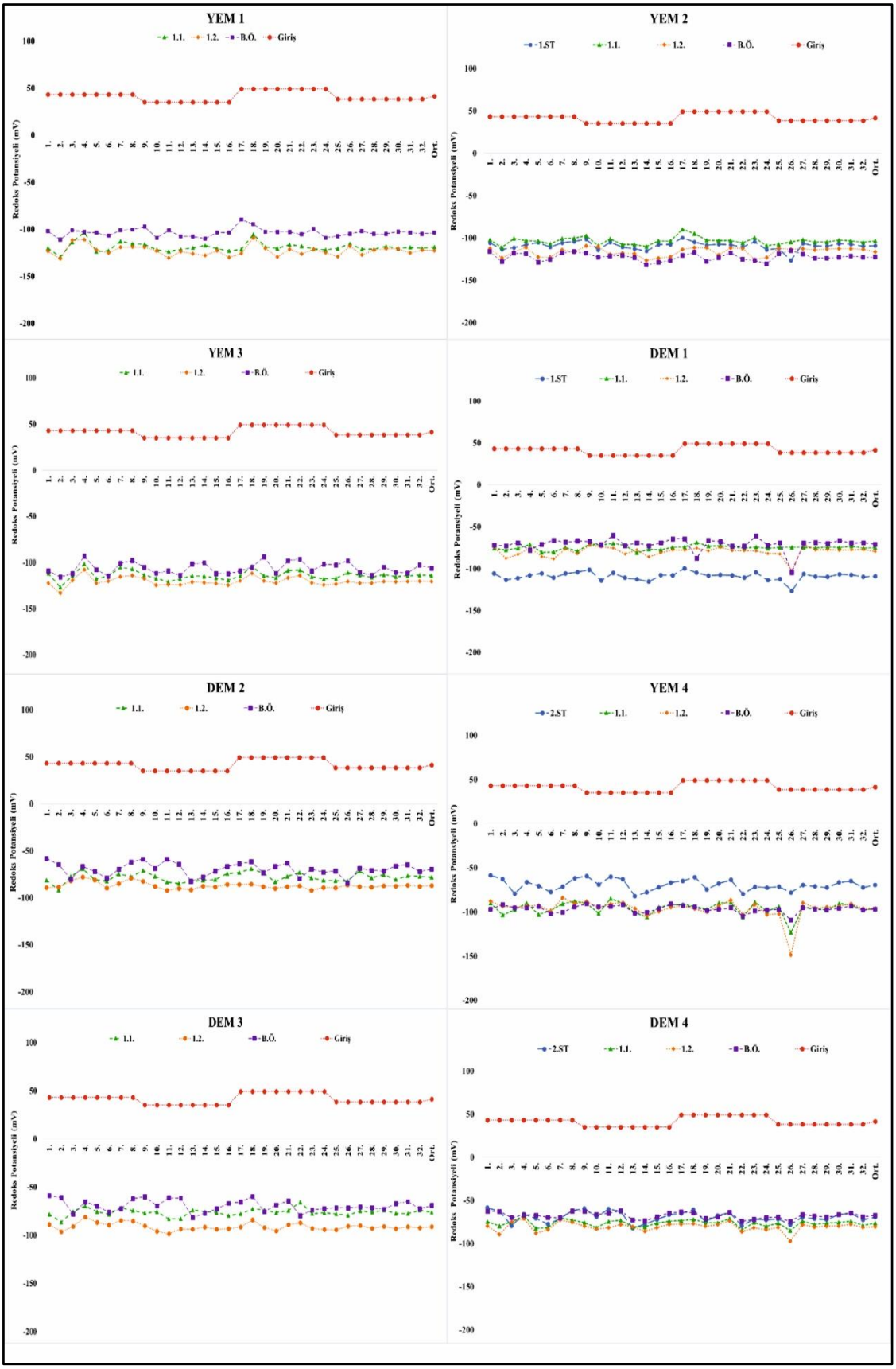
3, 4 ve 5 günlük HBS'ye sahip ekosistemlerin redoks potansiyeli (RP) ölçümleri incelendiğinde, tüm bekletme sürelerinde HEM' lerin giriş suyu RP değerlerinin çıkış suyu RP değerinden yüksek olduğu görülmektedir. Ayrıca, 1. ST'de biriken çıkış sularının RP değerinin 2. ST' deki çıkış suyu RP değerinden düşük olduğu görülmektedir (Görsel 3.8, Görsel 3.9 ve Görsel 3.10). İkinci ekosistem modülleri incelendiğinde ise yatay olanların dikey olanlara göre RP değerlerinin daha düşük olduğu tespit edilmiştir (Görsel 3.8, Görsel 3.9 ve Görsel 3.10). Bu durum yatay modüllerin dikey modüllere göre anaerobik ortam oluşturma yeteneklerinin hâkim olduğunun bir göstergesi olarak yorumlanabilmektedir.

3, 4 ve 5 günlük HBS'ler boyunca kayıt altına alınan verilere one-way ANOVA istatistiksel analizi uygulandığında HEM' lerin giriş suları ile septik tanklar ve tüm örneklem noktalarının çıkış suları arasında anlamlı farklılıklar olduğu görülmektedir ($p<0,05$). Buna karşılık septik tanklardaki suların RP değerlikleri ile ikinci ekosistem modüllerinin ORP değerleri arasında anlamlı farklılıklar görülmemektedir ($p>0,05$).

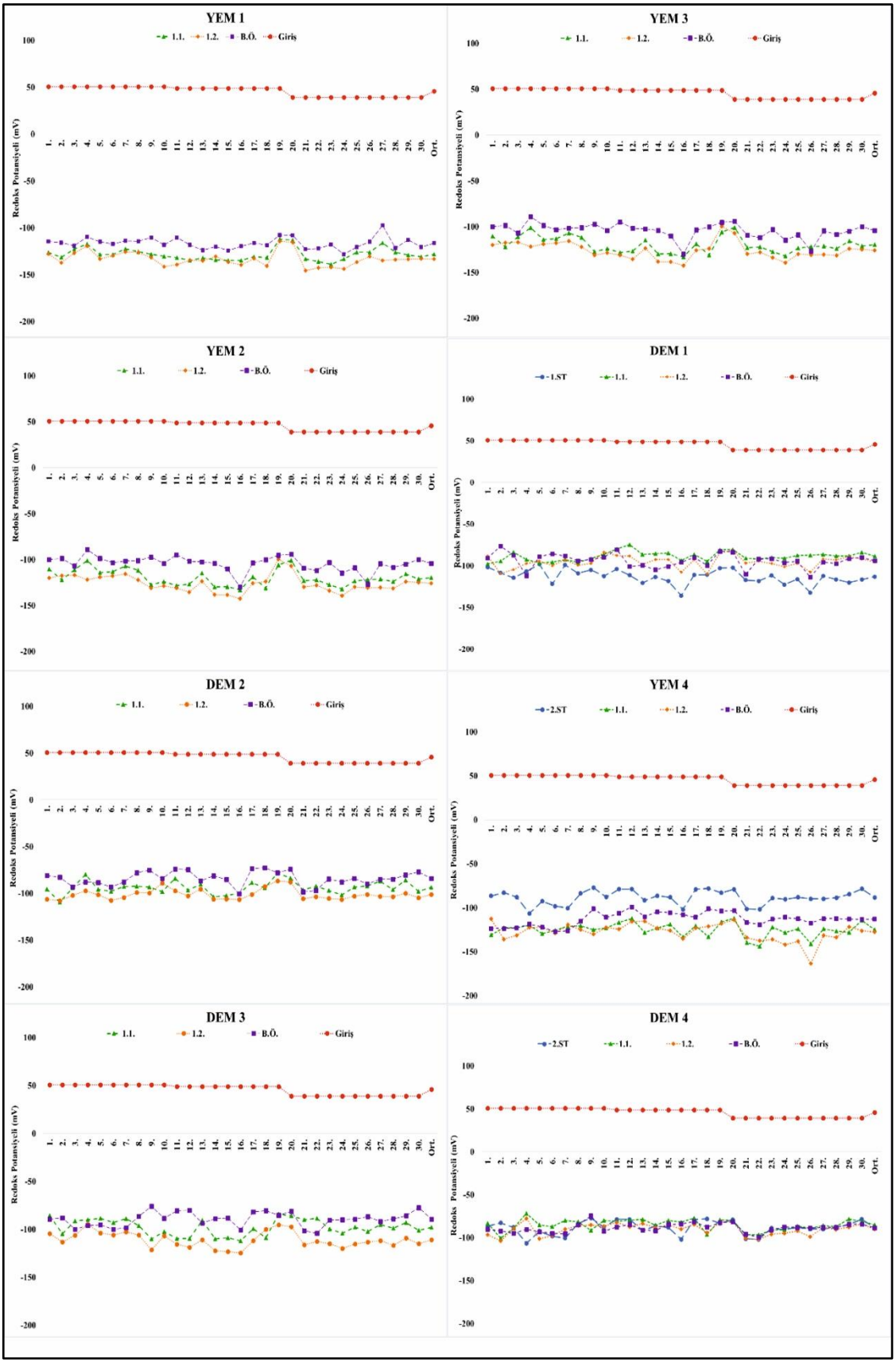
92 günlük veriler incelediğinde ve one-way ANOVA istatistiksel analizi yapıldığında ise ekosistem çeşitliliğinin RP değerlerine göre farklılık gösterdiği ve bu farklılığın anlamlı bir düzeyde olduğu belirlenmiştir ($p<0,05$).



Görsel 3.8. *3 günlük HBS sonunda HEM' lerin her bir örneklem noktasından alınan giriş ve çıkış suyu numunelerinin günlük ve ortalama redoks potansiyeli değişimi (mV)*



Görsel 3.9. *4 günlük HBS sonunda HEM' lerin her bir örneklem noktasından alınan giriş ve çıkış suyu numunelerinin günlük ve ortalama redoks potansiyeli değişimi (mV)*



Görsel 3.10. *5 günlük HBS sonunda HEM' lerin her bir örneklem noktasından alınan giriş ve çıkış suyu numunelerinin günlük ve ortalama redoks potansiyeli değişimi (mV)*

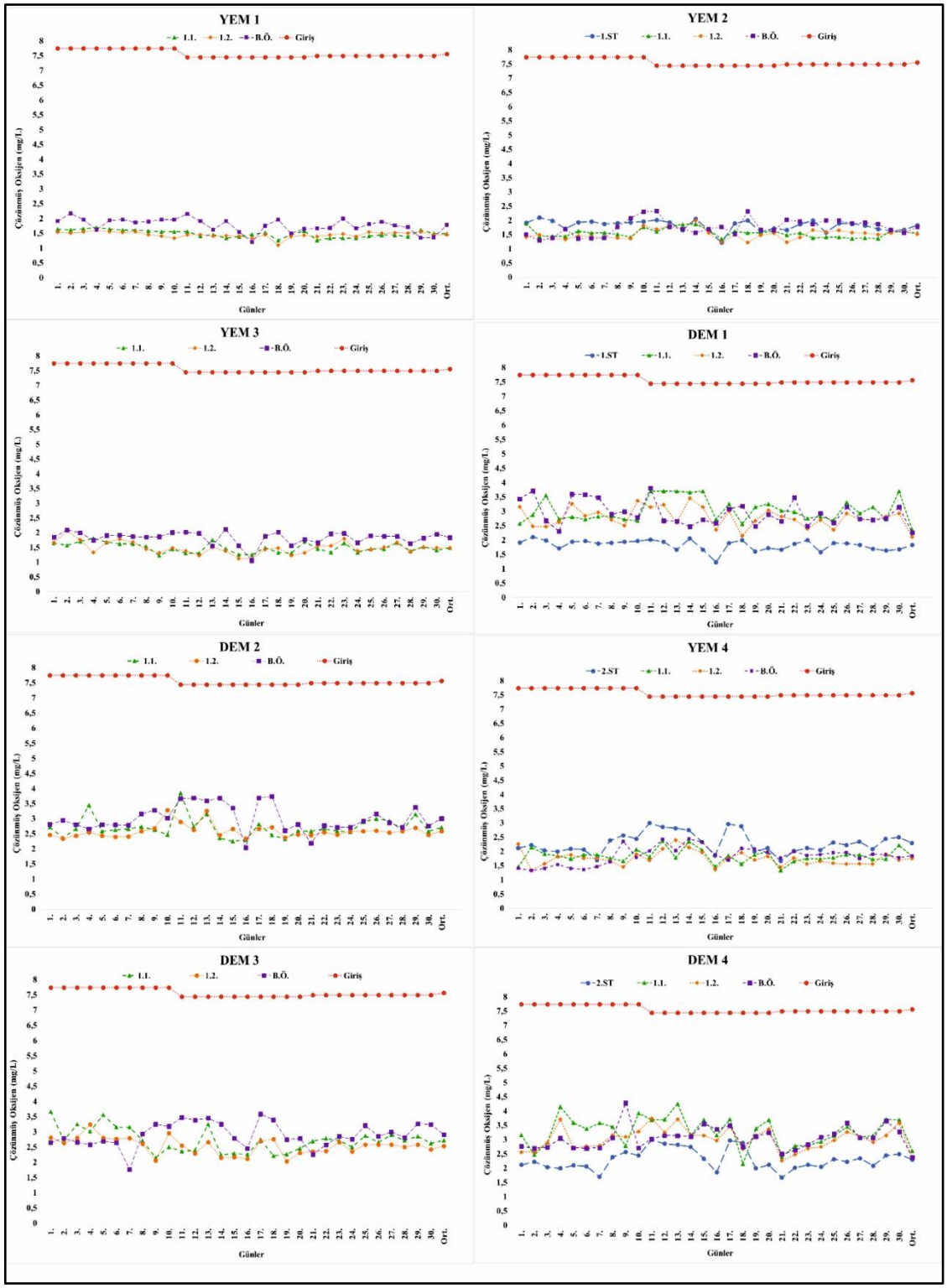
3.2.1.4. Çözünmüş oksijen (ÇO) (mg/L)

3 günlük HBS boyunca HEM'lerin giriş suyu ve örneklem noktalarının çıkış suyu numunelerine ait Ç.O değerlerinin günlük değişimleri ve ortalamaları görsel 3.11' de görülmektedir.

30 gün süren 3 günlük HBS süreci sonunda kaydedilen veriler incelendiğinde giriş sularına ait ÇO değerlerinin septik tanklardaki ve tüm örneklem noktalarından alınan çıkış sularının Ç.O değerlerinden yüksek olduğu görülmektedir.

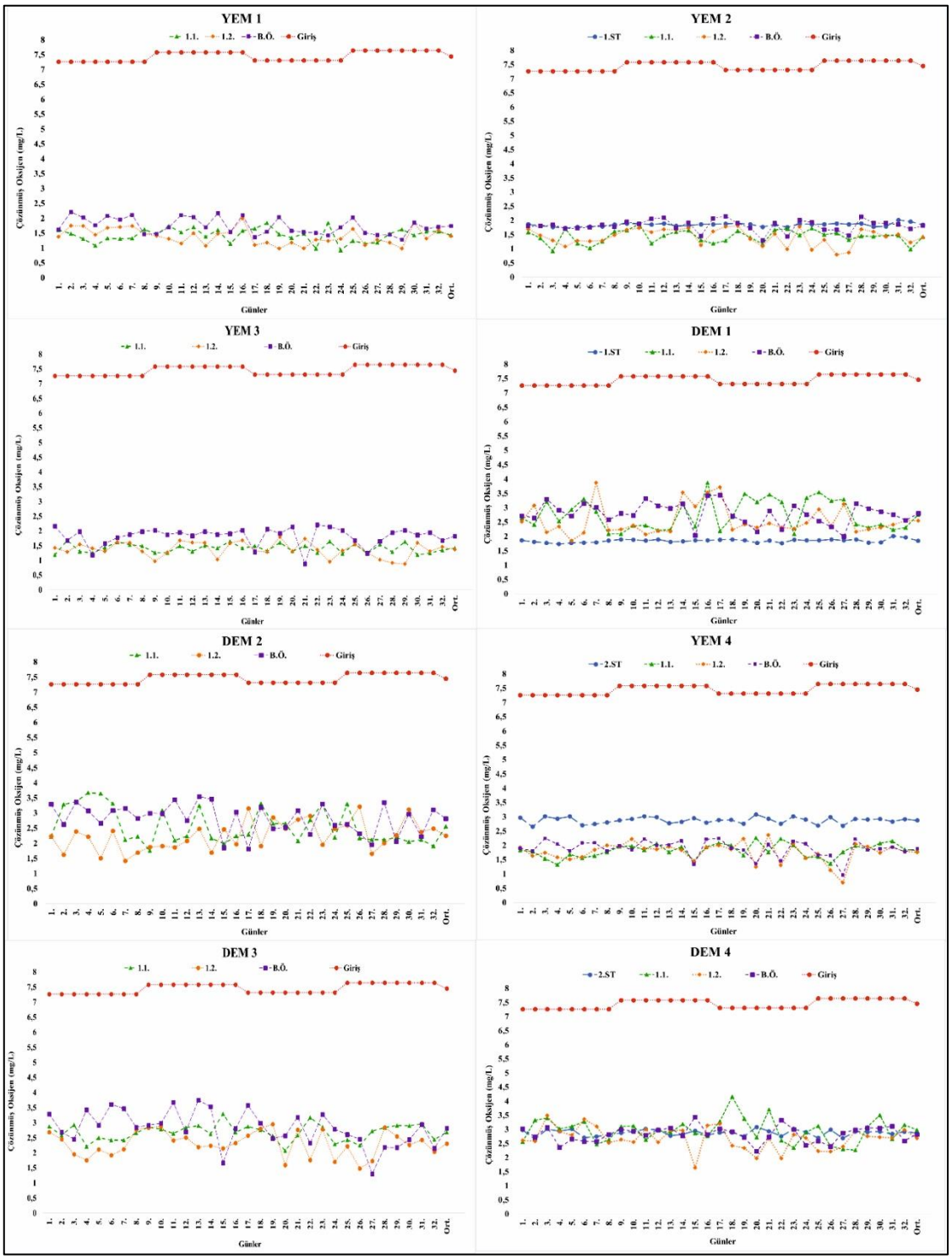
HEM'lerin birinci ekosistem modüllerinin yatay olanlarının ve dikey olanlarının Ç.O değerleri incelendiğinde ise yatay ekosistemlerin çıkış sularının değerliklerinin dikey ekosistemlerin Ç.O değerliklerinden düşük olduğu görülmektedir. Bu farklılık nedeniyle 2.ST değerlerinin 1. ST' ye ait Ç.O değerlerinden yüksek olması da beklenen bir sonuç olarak karşımıza çıkmaktadır. Birinci ekosistem modüllerinde görülen farklılıklar ikinci ekosistem modüllerinde de devam etmektedir. Ancak, 1. ST deki suya ait Ç.O değerlerinin DEM 1' in örneklem noktalarından alınan çıkış sularının Ç.O değerlerinden düşük olduğu belirlenmiştir. 2. ST' nin Ç.O değerlerinin ise YEM 4' ün çıkış suyu değerlerinden yüksek, DEM 4' ün çıkış suyu değerlerinden ise düşük olduğu görülmektedir. 3 günlük HBS' ye ait veriler incelendiğinde yatay ekosistemlerin Ç.O seviyelerinin dikey ekosistemlere göre düşük seyrettiği ve bu nedenle de yatayların dikeylere göre daha anaerobik bir ortam sağladığı düşünülmektedir.

3 günlük HBS' ye ait kayıt altına alınan verilerin istatistiksel olarak farklılıklarının tespiti one-way ANOVA istatistiksel analizi ile belirlenmiştir. Buna göre, giriş suları ile septik tanklar ve çıkış suları arasında anlamlı farklılıklar tespit edilmiştir ($p<0,05$). Buna karşılık ekosistemlerin 1.1 ve 1.2 noktaları arasında anlamlı bir fark belirlenememiştir ($p>0,05$) ancak yatay ekosistemlerin örneklem noktaları ile dikey ekosistemlerin örneklem noktaları arasında anlamlı ($p<0,05$) farklılıkların belirlenmesi ekosistem çeşitliliğinin Ç.O değerleri üzerinde etkili olduğunun bir göstergesidir.



Görsel 3.11. *3 günlük HBS sonunda HEM' lerin her bir örneklem noktasından alınan giriş ve çıkış suyu numunelerinin günlük ve ortalama çözünmüş oksijen değişimi (mg/L)*

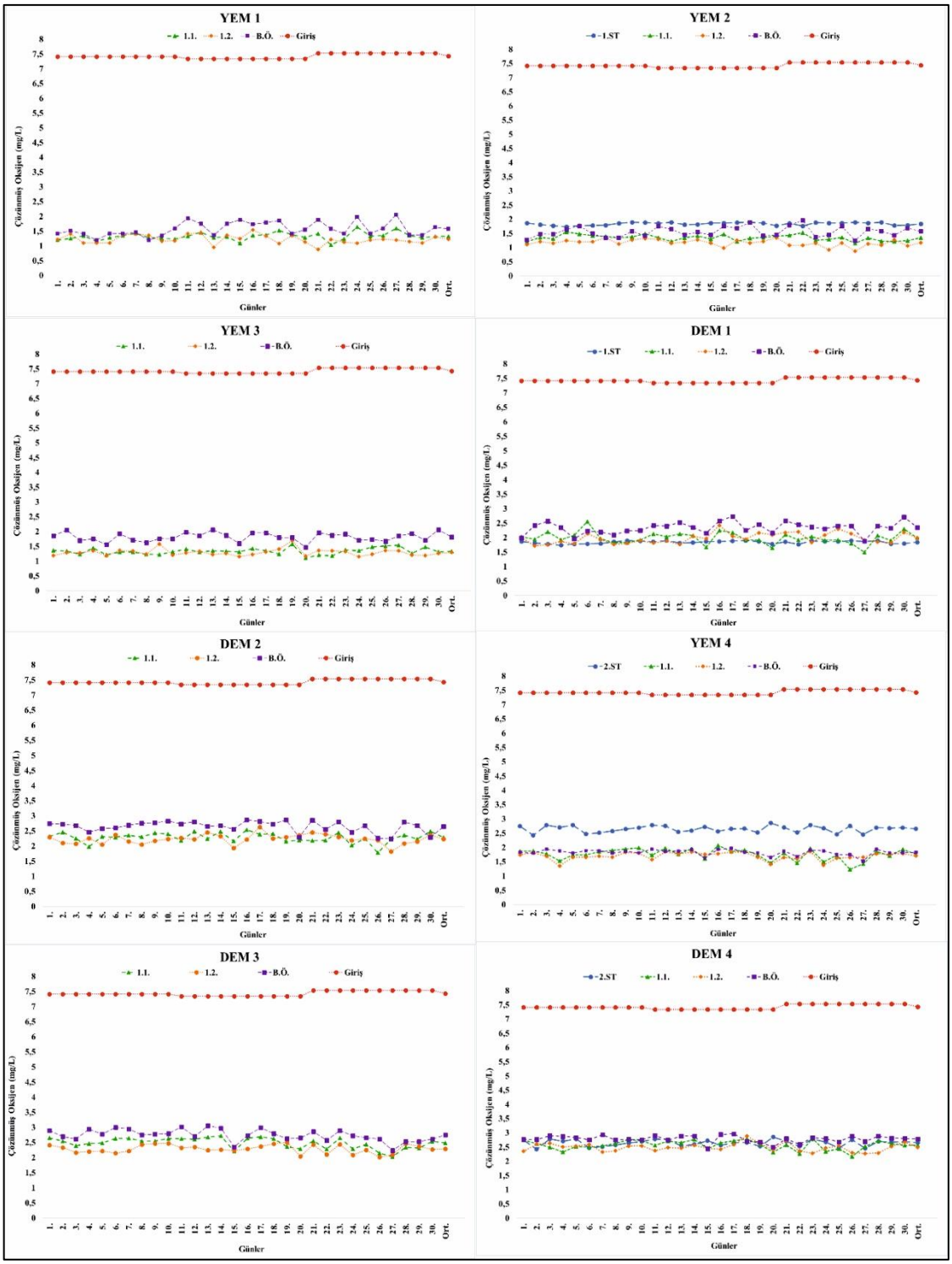
Görsel 3.12, 4 günlük HBS'de HEM'lerin giriş suyu ve örneklem noktalarının çıkış suyu numunelerine ait Ç.O değerlerinin günlük değişimleri ve ortalamalarını göstermektedir.



Görsel 3.12. *4 günlük HBS sonunda HEM' lerin her bir örneklem noktasından alınan giriş ve çıkış suyu numunelerinin günlük ve ortalama çözünmüş oksijen değişimi (mg/L)*

4 günlük HBS' ye ait Ç.O verileri 3 günlük HBS' ye ait veriler karşılaştırıldığında sayısal ve istatistiksel büyük benzerlikler göstermektedir. Bununla birlikte ekosistem farklılıkları nedeniyle anaerobik-aerobik zon farklılıklarının da belirginleşmeye başladığının bir göstergesidir. Özellikle septik tankların Ç.O değerleri arasında anlamlı

farklılıkların ($p<0,05$) tespit edilmesi ve ikinci ekosistem modüllerinin yatay olanların septik tanklarındaki suların Ç.O değerlerinden düşük, dikey olanların ise yüksek olması bu düşünceyi destekler niteliktedir.



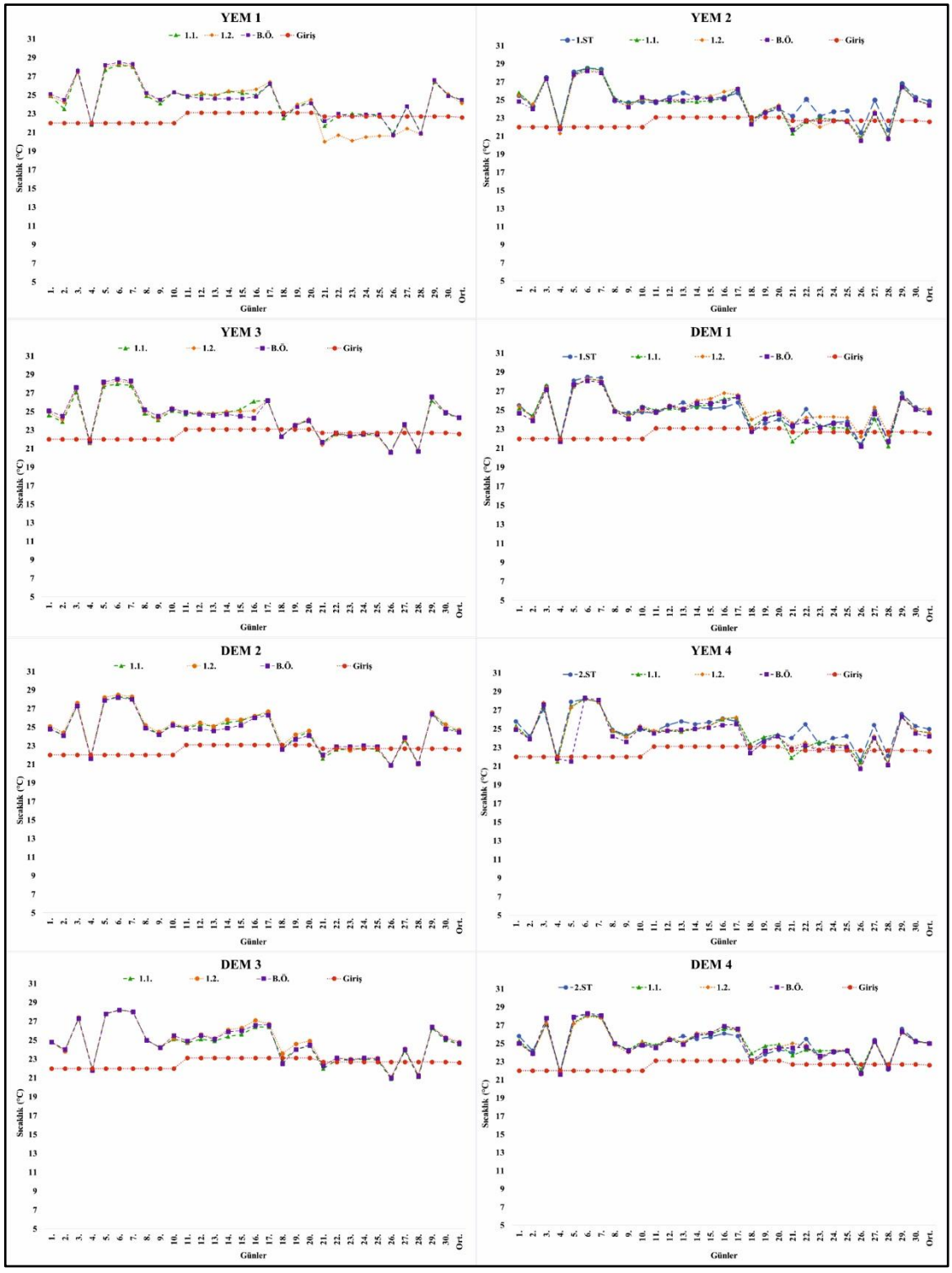
Görsel 3.13. *5 günlük HBS sonunda HEM' lerin her bir örneklem noktasından alınan giriş ve çıkış suyu numunelerinin günlük ve ortalama çözünmüş oksijen değişimi (mg/L)*

5 günlük HBS' de gerçekleştirilen giriş suyu ve örneklem noktalarının çıkış suyu numunelerinden ölçülen Ç.O değerlerinin günlük değişimleri ve ortalamaları Görsel 3.13' de görülmektedir. Görsel 3.13 incelendiğinde, ilk olarak giriş suyu değerleri ile çıkış suları ve septik tanklar arasındaki farklılık dikkat çekmektedir. Bu durum one-way ANOVA analizi ile de belirlenmiştir ($p<0,05$). Bu durum haricinde, septik tankların Ç.O değerlikleri arasındaki farklılık ve özellikle YEM 2-DEM 1 ile YEM 4-DEM 4' ün çıkış suyu örneklerinin septik tankların Ç.O değerliklerine göre durumları göze çarpmaktadır. Yatay ekosistemlerden çıkan su örneklerinin Ç.O değerliklerinde giriş sularının Ç.O değerliklerine kıyasla bir düşüş gerçekleşmesi yatay ekosistemlerin anaerobik zon oluşumunu teşvik ettiğinin bir göstergesi olarak kabul edilebilir. Ancak, her bir ekosistemin 1.1. ve 1.2 örneklem noktaları arasında istatistiksel olarak anlamlı farklılıkların tespit edilmemesi ($p<0,05$) çıkış noktaları arasında kalan mesafenin zon değişimi için yetersiz olduğunu göstermektedir.

92 günlük deney periyodunun Ç.O değerleri incelendiğinde, HEM' lerin giriş suyu ÇO değerlerinin çıkış suyu ÇO değerinden yüksek olduğu, 1. Septik tankta biriken suların 2. Septik tankta biriken suların ÇO değerinden düşük olması ve ikinci ekosistem modüllerinde de septik tanklara benzer bir değişim olması yatay ekosistem modüllerinin dikey modüllere göre anaerobik ortam oluşturduğunun bir göstergesi olarak kabul edilebilir. Ayrıca ÇO değerlerinin ORP değerlerine paralel değişimler göstermesi ve iki değer birlikte değerlendirildiğinde yatay sistemler ile dikey sistemler arasındaki aerobik-anaerobik zon farklarının oluştuğunun bir göstergesi olarak kabul edilmektedir.

3.2.1.5. Sıcaklık (t) (°C)

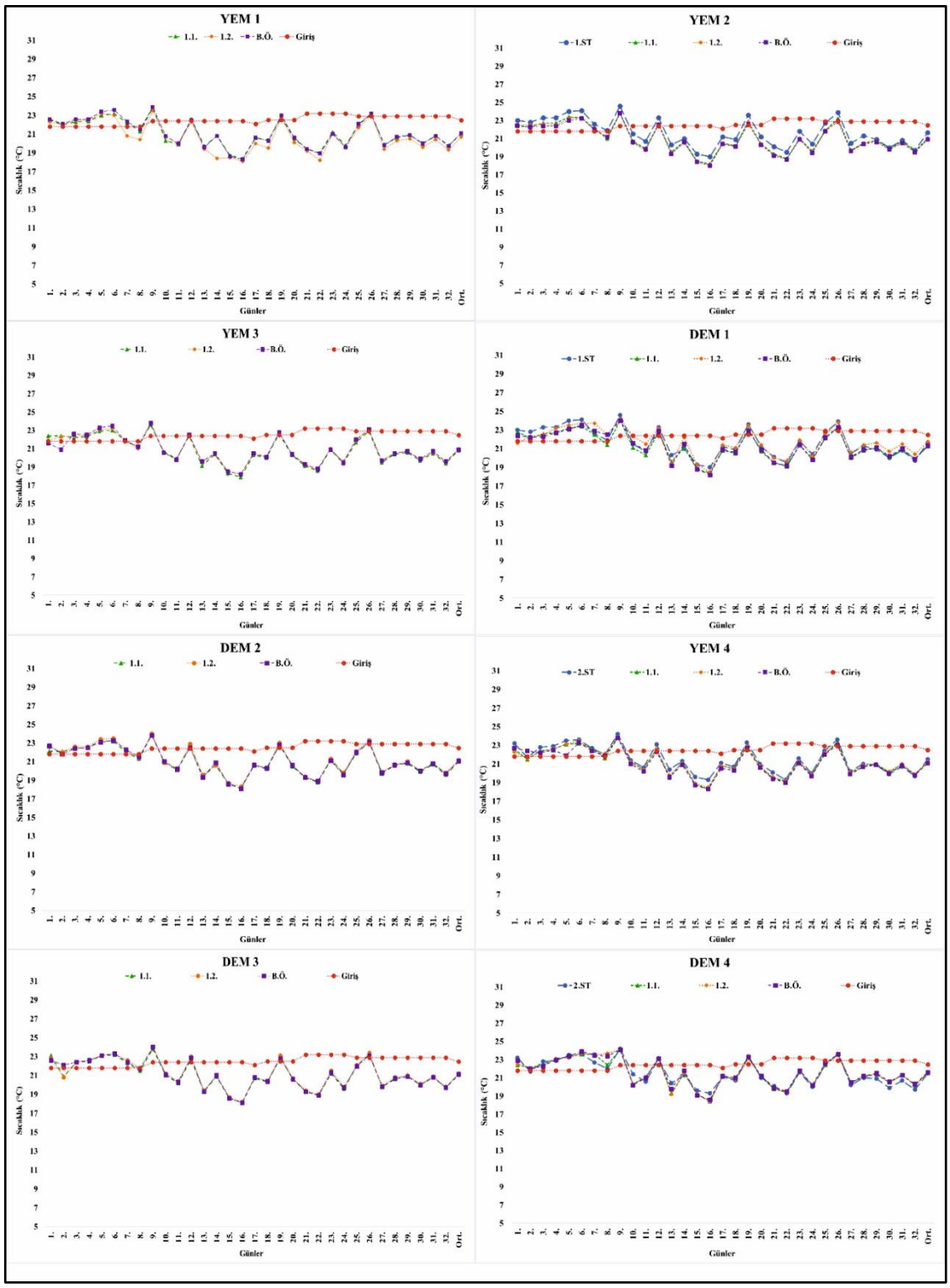
Görsel 3.14, 3 günlük HBS süresinde HEM' lerin giriş ve çıkış suları sıcaklık değerlerini göstermektedir. Görsel incelendiğinde; çıkış suyu değerlerinin sıcaklıklarının giriş suyu değerinden yüksek olduğu ancak çıkış suyu sıcaklıklarının değişken bir trend izlediği görülmektedir. 3 günlük verilerin one-way ANOVA istatistiksel analizi gerçekleştirildiğinde giriş suları, septik tanklar, biriken suların ve farklı örneklem noktalarından alınan suların sıcaklık değerleri arasında anlamlı bir farklılık olmadığı belirlenmiştir ($p>0,05$).



Görsel 3.14. *3 günlük HBS sonunda HEM' lerin her bir örneklem noktasından alınan giriş ve çıkış suyu numunelerinin günlük ve ortalama sıcaklık değişimi (°C)*

Görsel 3.15, 4 günlük HBS süresinde HEM' lerin giriş ve çıkış suları sıcaklık değerlerini göstermektedir. Görsel incelendiğinde; çıkış suyu değerlerinin sıcaklıklarının giriş suyu değerinden yüksek olduğu ancak çıkış suyu sıcaklıklarının değişken bir trend izlediği görülmektedir. 4 günlük HBS süresinde giriş ve çıkış sularının sıcaklık değerleri

incelendiğinde, mevsim sıcaklığına bağlı şekilde değerlerde bir düşüş gerçekleştiği düşünülmektedir.



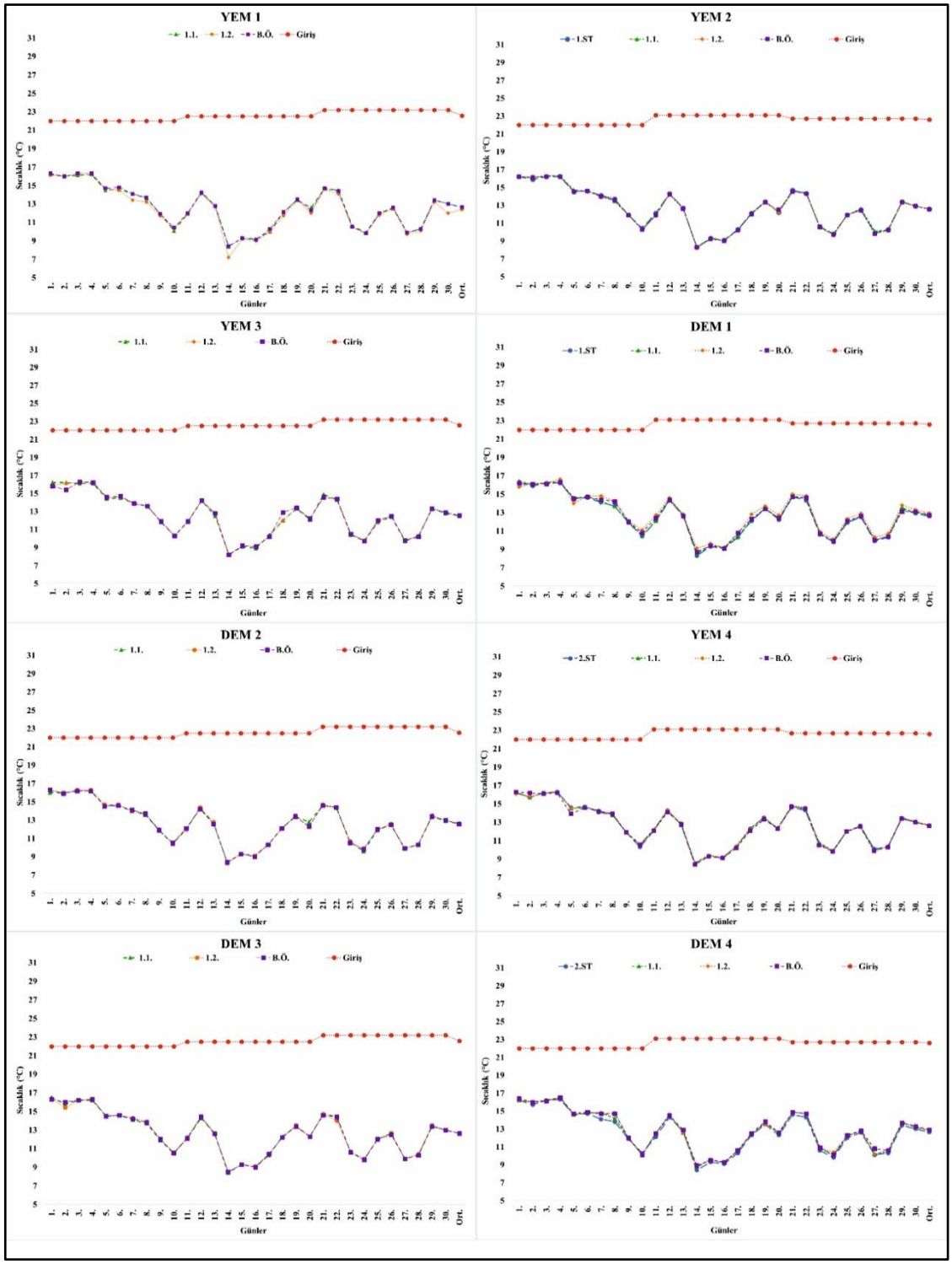
Görsel 3.15. *4 günlük HBS sonunda HEM' lerin her bir örneklem noktasından alınan giriş ve çıkış suyu numunelerinin günlük ve ortalama sıcaklık değişimi (°C)*

4 günlük verilerin one-way ANOVA istatistiksel analizi gerçekleştirildiğinde giriş suları, septik tanklar, biriken suların ve farklı örneklem noktalarından alınan suların sıcaklık değerleri arasında anlamlı bir farklılık olmadığı belirlenmiştir ($p>0,05$).

Görsel 3.16, 5 günlük HBS süresinde HEM' lerin giriş ve çıkış suları sıcaklık değerlerini göstermektedir. Görsel incelendiğinde; çıkış suyu değerlerinin sıcaklıklarının giriş suyu değerinden yüksek olduğu ancak çıkış suyu sıcaklıklarının değişken bir trend izlediği görülmektedir. Ancak, 5 günlük HBS' ye ait giriş suyu değerlerinin çıkış suyu değerlerinden yüksek olduğu görülmektedir. Bu durum, mevsimsel sıcaklık değerleri dikkate alındığında doğal şartlar altında gerçekleştirilen çalışma için beklenen bir sonuçtur.

Kayıt altına alınan 5 günlük HBS' ye ait verilerin one-way ANOVA istatistiksel analizi gerçekleştirildiğinde giriş suları, septik tanklar, biriken suların ve farklı örneklem noktalarından alınan suların sıcaklık değerleri arasında anlamlı bir farklılık olmadığı belirlenmiştir ($p>0,05$). Bu durum 3 ve 4 günlük verilerin istatistiksel analizleri ile de benzerlik göstermektedir.

HEM' lere ait su sıcaklık değerleri genel anlamda araştırma alanının doğal sıcaklık değerleriyle ilgili bir değişiklik göstermekte ve ekosistem çeşitliliğinin çıkış sularının sıcaklıkları üzerinde anlamlı farklılığın olmadığını ifade etmektedir. Su numunelerinin her gün aynı saat diliminde alınmış olması ekosistemlerdeki su sıcaklıklarına iklimsel ve zamansal farklılıkların etkisinin de görülmesi açısından önem taşımaktadır. Su sıcaklık değerlerinin 5 günlük HBS'nin sonuna doğru gözle görülür şekilde düşmesi ve yıllık sıcaklık değerleri ile paralellik göstermesi bu durumu açıklayabilmektedir. Ayrıca, araştırmanın 92 gün gibi uzun bir periyotta tamamlanması Eskişehir' in mevsimsel özellikleri de dikkate alındığında ekosistemlerin uygulanabilirlik durumlarının da araştırılmasına olanak sağlamıştır. Araştırma sürecindeki sıcaklık farkları, doktora tez çalışmasının odaklandığı boyar madde giderimi performansının ve biyoelektrik üretim/depolama potansiyellerinin araştırılması açısından da büyük önem arz etmektedir.

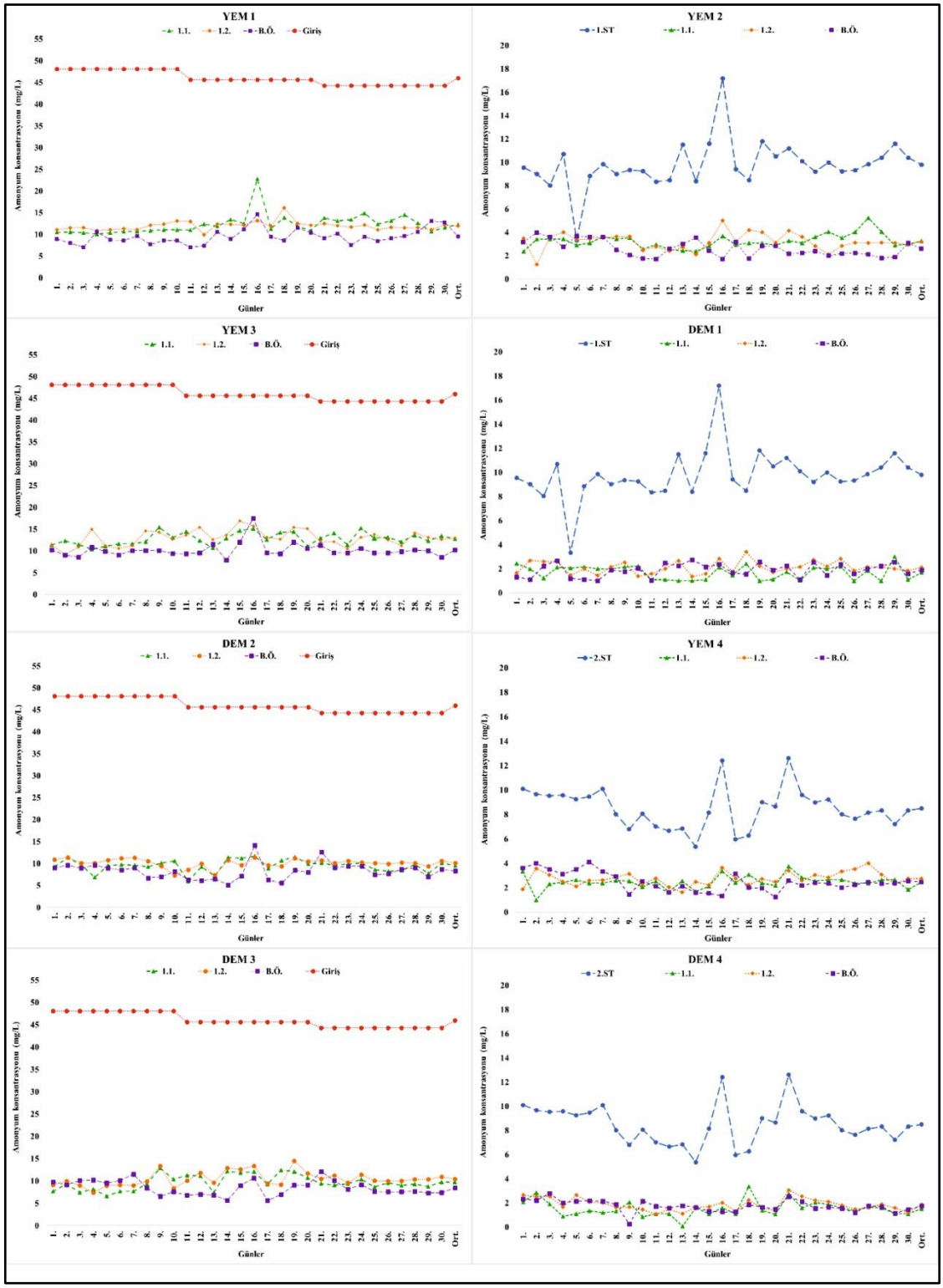


Görsel 3.16. *5 günlük HBS sonunda HEM' lerin her bir örneklem noktasından alınan giriş ve çıkış suyu numunelerinin günlük ve ortalama sıcaklık değişimi (°C)*

3.2.2. Amonyum (NH_4^+) ve nitrat (NO_3^-) miktarlarının izlenmesi

3.2.2.1. Amonyum (NH_4^+) izlenmesi

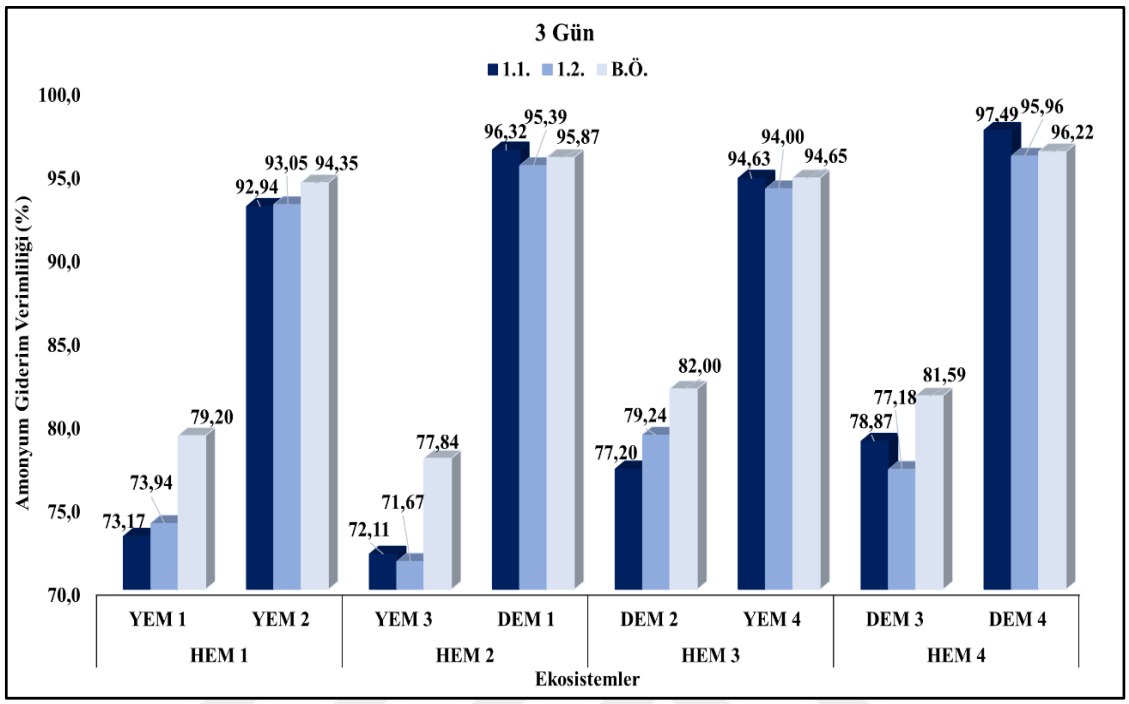
3 günlük HBS periyodundaki HEM' lerin giriş ve örneklem noktalarından alınan su örneklerinin amonyum (NH_4^+) konsantrasyonları Görsel 3.17' da sunulmuştur.



Görsel 3.17. *3 günlük HBS sonunda HEM' lerin her bir örneklem noktasından alınan giriş ve çıkış suyu numunelerinin günlük ve ortalama amonyum konsantrasyonu değişimi (mg/L)*

3 günlük HBS periyodunda 30 gün süresince HEM'lere NH_4^+ konsantrasyon aralığı 44,3-48,1 mg/ L aralığında değişen AT7 içeren sentetik tekstil atık suları verilerek ekosistem modüllerinin NH_4^+ giderim performansları araştırılmıştır. 30 günlük süreç

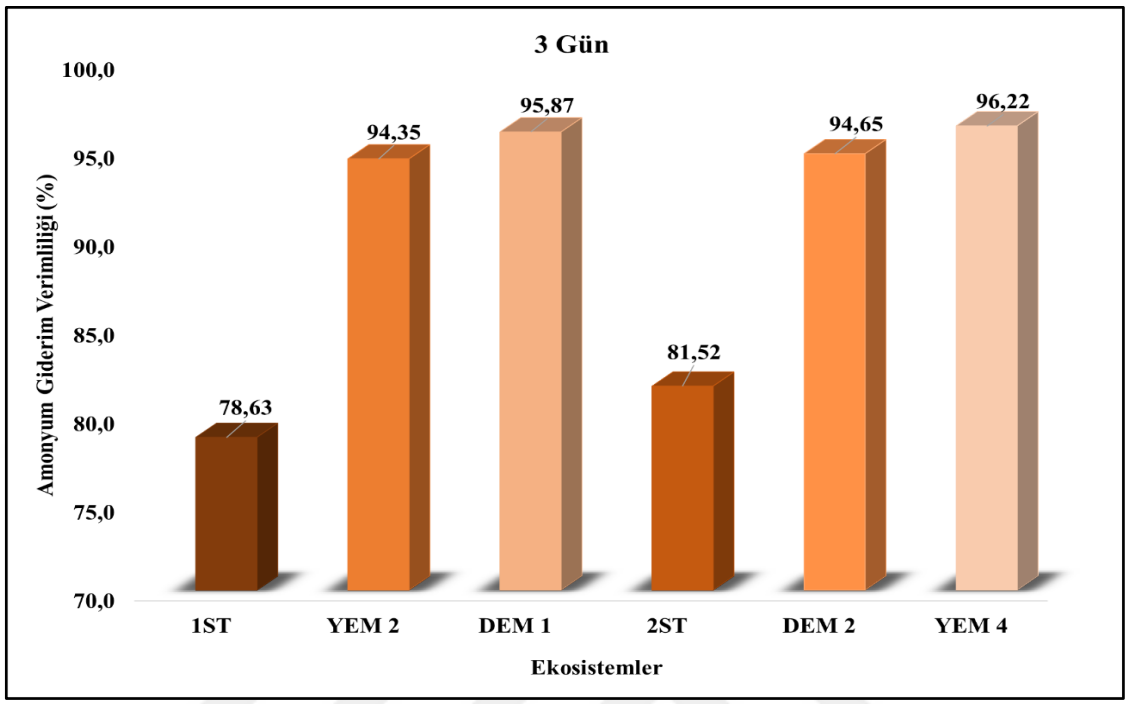
içerisinde yatay ve dikey ekosistem modüllerinin belirgin oranlarda NH_4^+ giderimi sağladığı tespit edilmiştir ($p<0,05$).



Görsel 3.18. *3 günlük HBS sonunda HEM' lerin her bir örneklem noktasından alınan çıkış suyu numunelerinin giriş suyu numunelerine göre ortalama amonyum giderim verimlilikleri değişimi (%)*

Dikey ekosistem modüllerinin yatay ekosistem modüllerinden daha yüksek NH_4^+ giderim verimliliğine sahip olduğu Görsel 3.18' de ifade edilmektedir. Görsel 3.18' de görüldüğü üzere ekosistem çeşidine göre birinci ekosistem modüllerinin biriken örneklerinin toplandığı 1. ve 2. Septik tanklardaki NH_4^+ giderim verimlilikleri sırasıyla %78,63 ve %81,52 olarak hesaplanmıştır. Birinci ekosistem modüllerinin farklı örneklem noktaları incelendiğinde ise B.Ö örnekleminde diğer örneklem noktalarına göre daha yüksek giderim verimliliğine ulaşıldığı görülmektedir. İkinci ekosistem modüllerinin giderim verimlilikleri incelendiğinde birinci ekosistem modülleri ile benzer bir durum tespit edilmiştir. Bu duruma göre, ikinci ekosistemlerde en yüksek giderim verimliliği dikey ekosistemlerde gerçekleşmiştir. HEM' lerin genel NH_4^+ giderim verimlilikleri incelendiğinde sırasıyla %94,35, %95,87, %94,65 ve %96,22 değerlerine ulaşılmıştır. Elde edilen sonuçlar, tüm hibrit ekosistemlerin AT7 içeren atık sulardan NH_4^+ giderim yeteneğine sahip olduklarını göstermektedir. Ancak, 3 günlük HBS boyunca dikey-dikey ekosistemlerden oluşan HEM 4' ün NH_4^+ gideriminde diğer ekosistemlerden daha yüksek verime sahip olduğu (%96,22) unutulmamalıdır. HEM 4 ekosistemi ile diğer ekosistemlerin giderim verimlilikleri arasında anlamlı farklılıkların görülmesi de

($p<0,05$) HEM 4 ekosisteminin NH_4^+ giderimi açısından ön planda olduğunun göstergesidir.

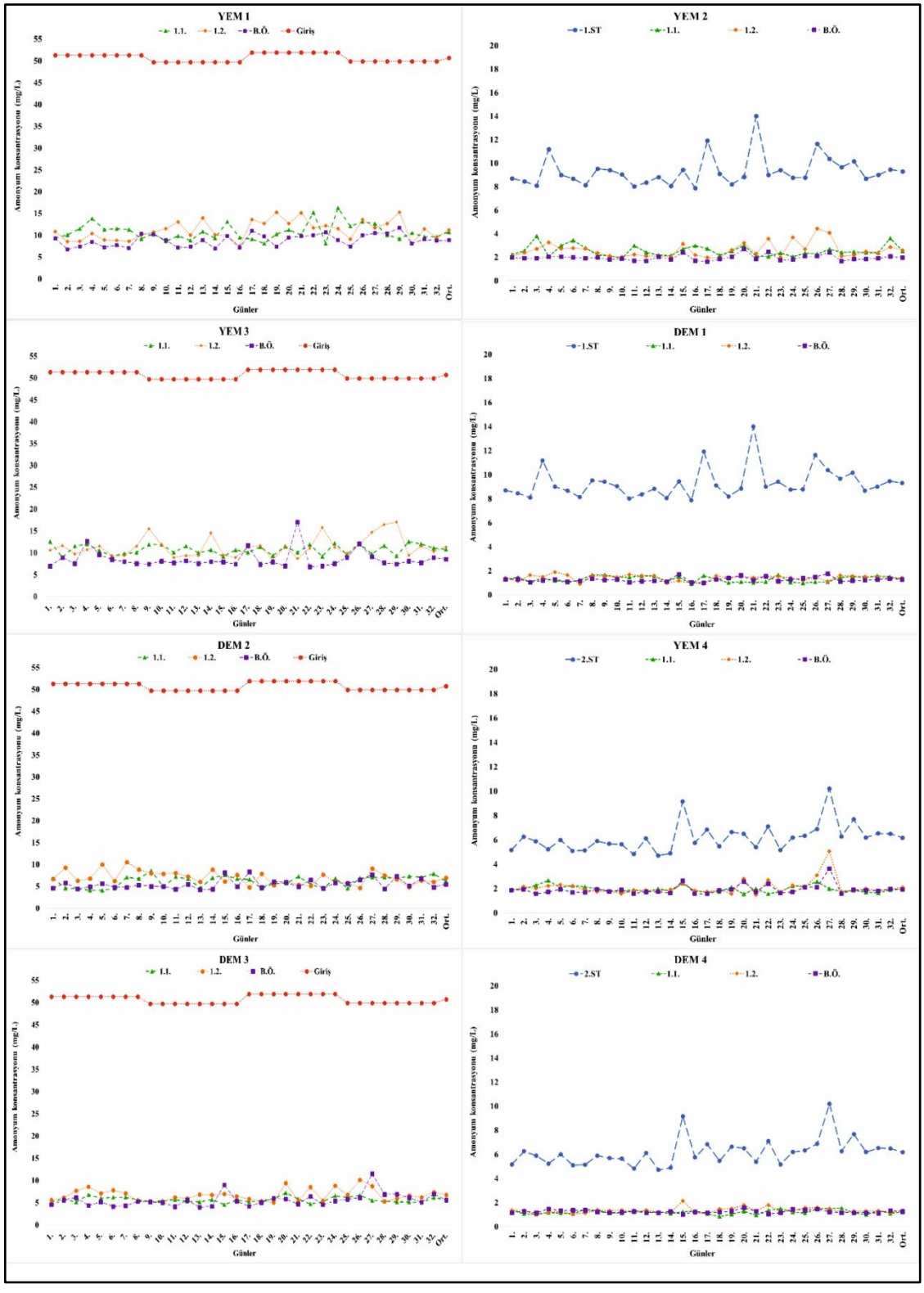


Görsel 3.19. *3 günlük HBS sonunda HEM' lerin ortalama amonyum giderim verimlilikleri değişimi (%)*

30 günlük periyotta ekosistemlerin her bir örneklem noktasındaki NH_4^+ giderim verimliliklerinin ile Ç.O değerleri ile ilişkilendirilebilmesi de bir diğer önemli husus olarak karşımıza çıkmaktadır. Öyle ki, literatürdeki NH_4^+'ün gideriminin oksijen varlığında gerçekleştiği bilgisi (Vymazal, 2007; Oon ve ark. 2015; Oon ve ark. 2016) ile bulgular örtüşmektedir.

4 günlük HBS periyodundaki HEM' lerin giriş ve örneklem noktalarından alınan su örneklerinden günlük ve ortalama amonyum (NH_4^+) konsantrasyonları Görsel 3.20' de, ekosistemlerin çıkış noktalarının ayrıntılı giderim verimlikleri Görsel 3.21' de ve HEM' lerin ortalama amonyum giderim verimlilikleri değişimi ise Görsel 3.22' de sunulmuştur.

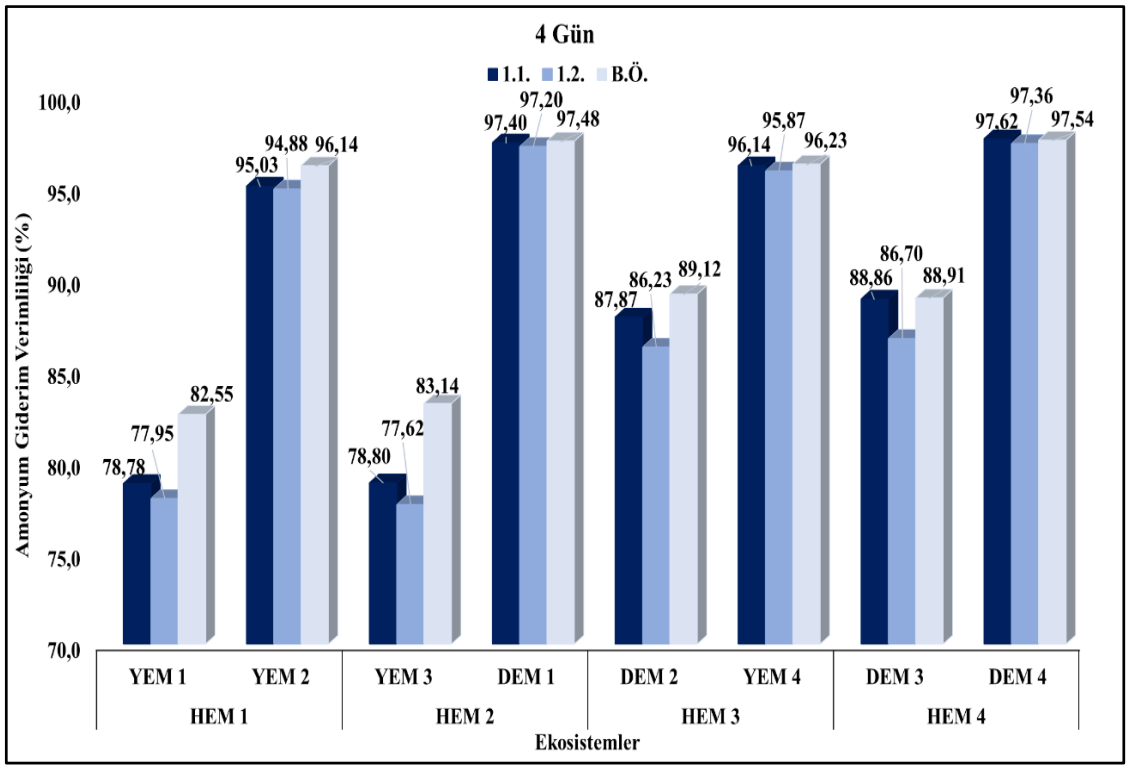
4 günlük HBS' de 32 gün boyunca HEM'lere verilen giriş suyunun NH_4^+ konsantrasyon aralığı 49,7-51,3 mg/ L aralığında değiştiği ölçülürken 32 günlük süreçteki ortalama NH_4^+ konsantrasyonu 50,7 mg/L olarak hesaplanmıştır. 32 günlük süreçte ortalama 50,7 mg/L NH_4^+ konsantrasyonu içeren AT7 içeren sentetik tekstil atık suları ekosistemlere verilerek her bir modülün, hibrit ekosistemlerin ve örneklem noktalarının NH_4^+ giderim performansları araştırılmıştır.



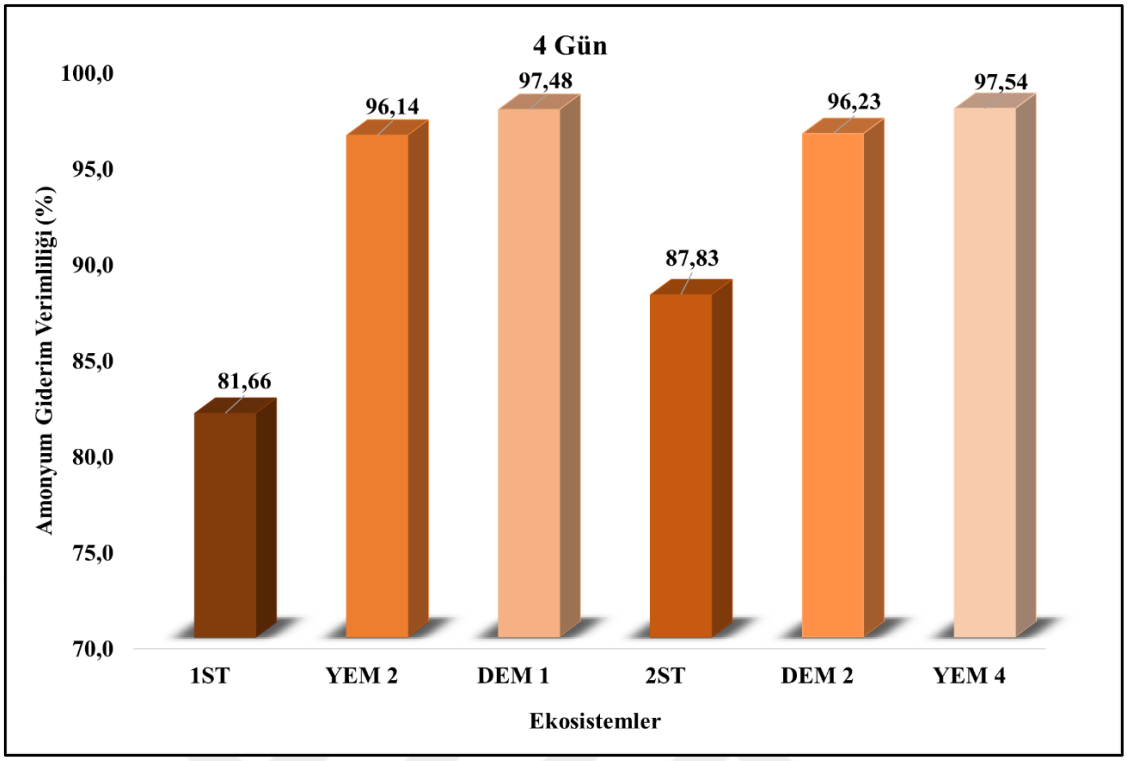
Görsel 3.20. *4 günlük HBS sonunda HEM' lerin her bir örneklem noktasından alınan giriş ve çıkış suyu numunelerinin günlük ve ortalama amonyum konsantrasyonu değişimi (mg/L)*

Çalışmanın bu bölümünde de 3 günlük HBS' de olduğu gibi NH_4^+ gideriminde yatay ve dikey ekosistem modülleri arasında belirgin farklılıklar tespit edilmiştir

($p<0,05$). HEM'lerin birinci ekosistem modüllerindeki yatay ve dikey ekosistemler NH_4^+ giderimi verimlikleri karşılaştırıldığında dikey ekosistem modüllerinin yatay ekosistem modüllerine oranla daha başarılı olduğu belirlenmiştir. Bu durum 1. ST'deki NH_4^+ giderim verimliliğinin 81,66, 2.ST'deki verimliliğin ise %87,83 olarak hesaplanması ile de görselleştirilmiştir. Birinci ekosistem modülleri NH_4^+ giderimi üzerinde etkili olduğu ve ekosistem çeşitliliğinin giderimde önemli rol oynadığı görülmektedir ($p<0,05$). Ek olarak, birinci ekosistem modüllerinin farklı örneklem noktaları incelendiğinde B.Ö örnekleminde diğer örneklem noktalarına göre daha yüksek giderim verimliliğine ulaşıldığı da görülmektedir (görsel 3.21). Birinci ekosistemlerin B.Ö örnekleminde gerçekleşen giderimi sırasıyla 1.1. ve 1.2 örneklem noktaları takip etmektedir. Öyle ki, yatay ekosistemlerdeki B.Ö ve 1.2 örneklem noktalarının giderim verimlilikleri arasında belirgin farklılıklar mevcuttur ($p<0,05$). İkinci ekosistemler incelendiğinde ise yine dikey ekosistem modüllerinin yatay ekosistem modüllerine oranla daha yüksek performans sergilediği belirlenmiştir. Ancak ikinci ekosistem modüllerindeki çeşitliliğinin NH_4^+ gideriminde anlamlı farklılıklar oluşturmadığı one-way ANOVA istatistiksel analizi ile de tespit edilmiştir ($p>0,05$). Ayrıca, İkinci ekosistem modüllerinin B.Ö örnekleminin diğer örneklem noktalarından yüksek giderim verimliliğine ulaştığı da belirlenmiştir.



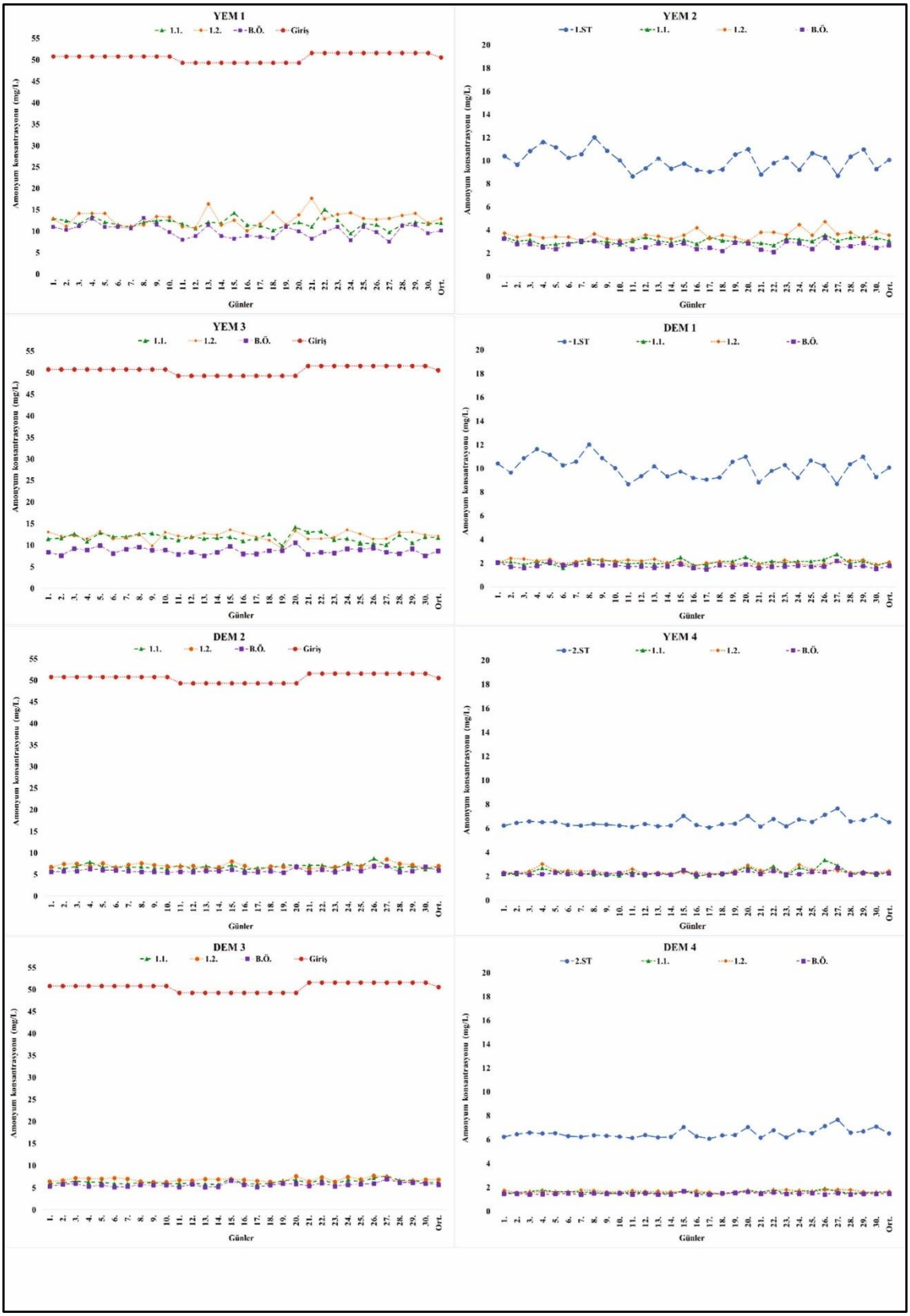
Görsel 3.21. *4 günlük HBS sonunda HEM' lerin her bir örneklem noktasından alınan çıkış suyu numunelerinin giriş suyu numunelerine göre ortalama amonyum giderim verimlilikleri değişimi (%)*



Görsel 3.22. *4 günlük HBS sonunda HEM' lerin ortalama amonyum giderim verimlilikleri değişimi (%)*

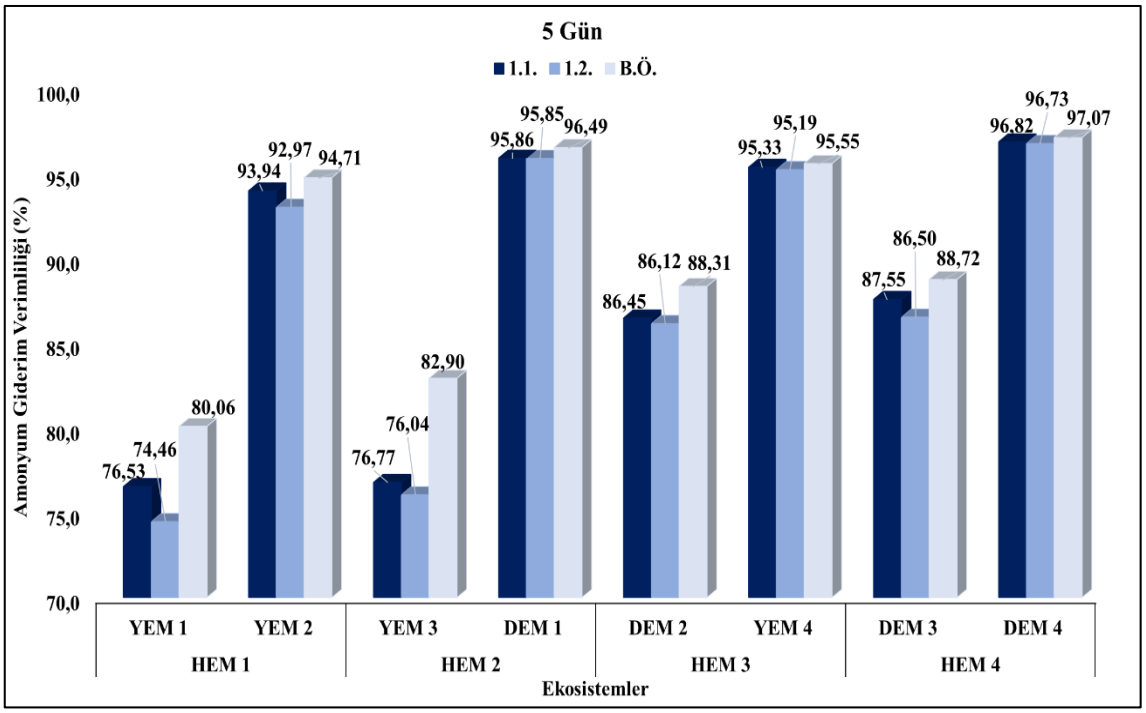
Hibrit ekosistemlerin giderim verimlilikleri incelendiğinde ekosistemlerin giderim verimliliklerini sırasıyla %96,14, %97,48, %96,23 ve %97,54 olarak hesaplanmıştır. Bu durum 3 günlük HBS' de olduğu gibi 4 günlük HBS' de de dikey-dikey olarak kurulan HEM 4 ekosisteminin NH_4^+ gideriminde diğer ekosistemlere oranla daha verimli çalıştığını göstermektedir. Ek olarak, sonuçlar örneklem noktalarının Ç.O değerleri ile ilişkilendirilebileceğini de göstermektedir.

5 günlük HBS periyodundaki HEM' lerin giriş ve örneklem noktalarından alınan su örneklerinden günlük ve ortalama amonyum (NH_4^+) konsantrasyonları Görsel 3.23' de, ekosistemlerin çıkış noktalarının ayrıntılı giderim verimlikleri Görsel 3.24' de ve HEM' lerin ortalama amonyum giderim verimlilikleri değişimi ise Görsel 3.25' de sunulmuştur. 5 günlük HBS' de 30 gün boyunca HEM'lere verilen giriş suyunun NH_4^+ konsantrasyon aralığı 49,3-51,6 mg/ L aralığında değiştiği ölçülürken 32 günlük süreçteki ortalama ise konsantrasyon 50,57 mg/L olarak hesaplanmıştır.



Görsel 3.23. *5 günlük HBS sonunda HEM' lerin her bir örneklem noktasından alınan giriş ve çıkış suyu numunelerinin günlük ve ortalama amonyum konsantrasyonu değişimi (mg/L)*

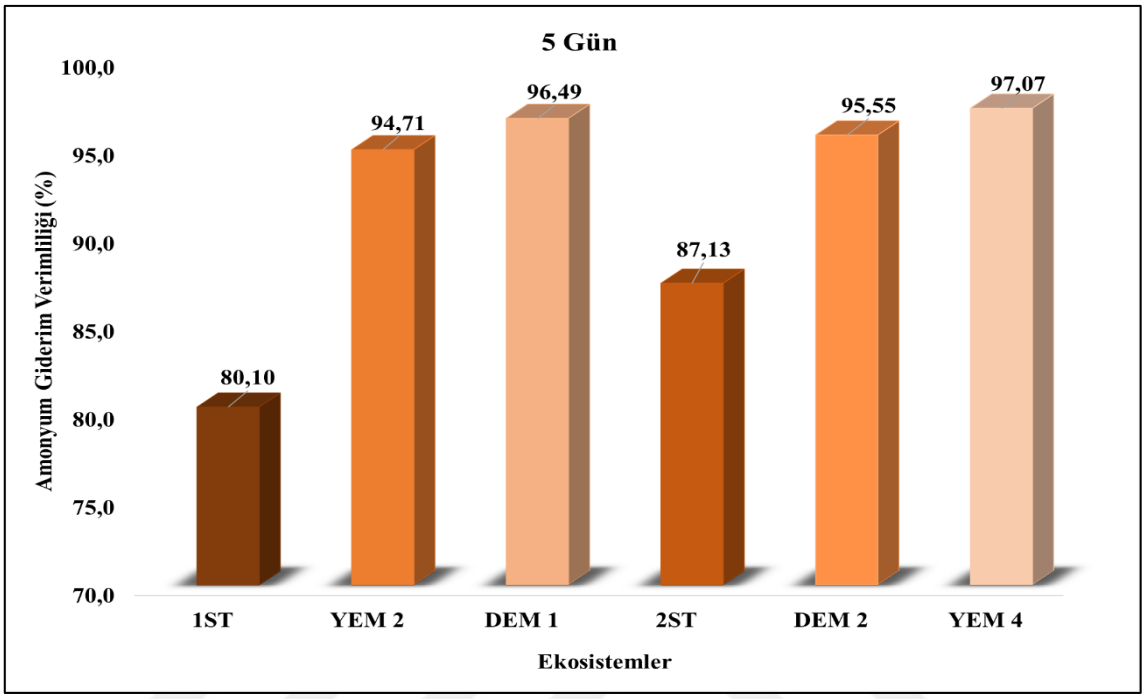
Çalışmanın 5 günlük HBS bölümünde de diğer HBS' lerde olduğu gibi NH_4^+ gideriminde yatay ve dikey ekosistem modülleri arasında belirgin farklılıklar tespit edilmiş ($p<0,05$) ve HEM'lerin birinci ekosistem modüllerindeki dikey ekosistemlerin yatay ekosistemlerden daha yüksek giderim performansı sergilediği belirlenmiştir. Bu durum 1. ST'deki NH_4^+ konsantrasyon miktarları sırasıyla 10,06 mg/L ve 6,51 mg/L olarak ölçülmüştür. Bu giderim verimliliklerine karşılık gelen NH_4^+ giderim verimlilikleri ise 80,10, 2.ST'deki verimliliğin ise %87,13 olarak hesaplanmış ve Görsel 3.24 ve Görsel 3.25'de görselleştirilmiştir.



Görsel 3.24. *5 günlük HBS sonunda HEM' lerin her bir örneklem noktasından alınan çıkış suyu numunelerinin giriş suyu numunelerine göre ortalama amonyum giderim verimlilikleri değişimi (%)*

5 günlük HBS'de de birinci ekosistem modülleri NH_4^+ giderimi üzerinde etkili olduğu ve ekosistem çeşitliliğinin giderimde önemli rol oynadığı görülmektedir ($p<0,05$). Ek olarak, birinci ekosistem modüllerinin farklı örneklem noktaları incelendiğinde B.Ö örnekleminde diğer örneklem noktalarına göre daha yüksek giderim verimliliğine ulaşıldığı da görülmektedir (görsel 3.21). Birinci ekosistemlerin B.Ö örnekleminde gerçekleşen giderimi sırasıyla 1.1. ve 1.2 örneklem noktaları takip etmektedir. Bu durum yatay ekosistemlerin örneklem noktalarının giderim verimlilikleri arasında belirgin farklılıkların oluşması ile de görülmektedir ($p<0,05$). İkinci ekosistemler incelendiğinde ise yine dikey ekosistem modüllerinin yatay ekosistem modüllerine oranla daha yüksek

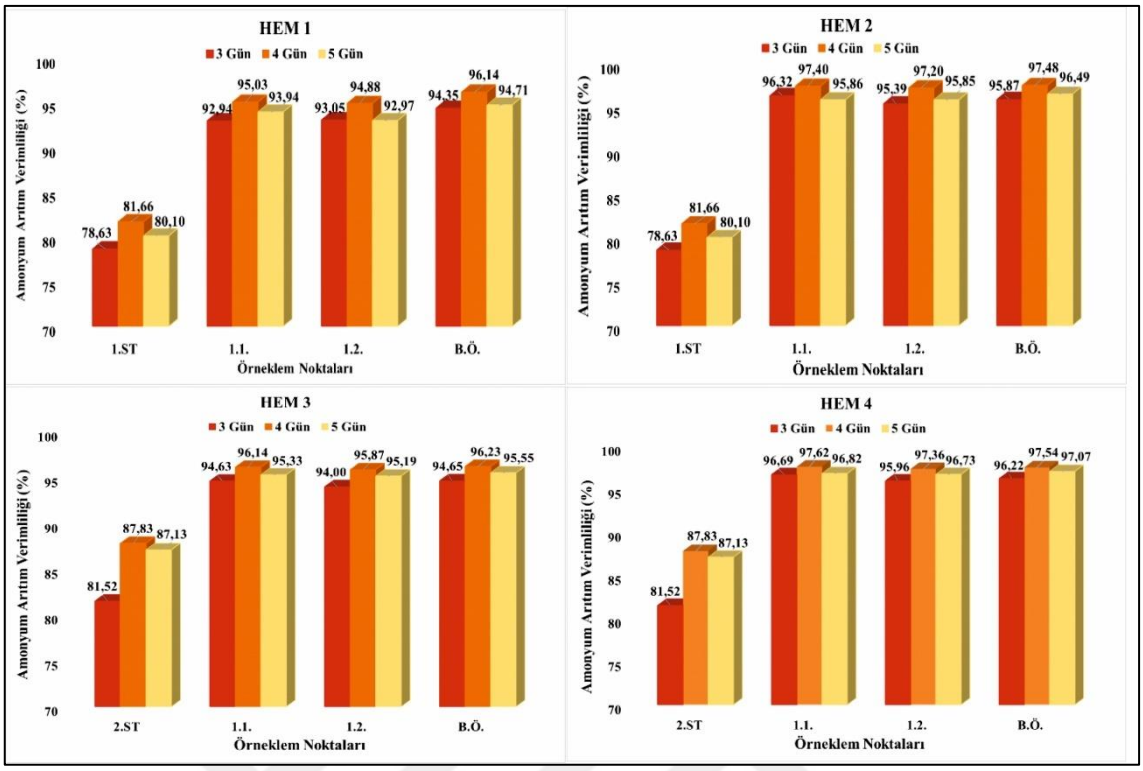
performans sergilediği belirlenmiştir. Birinci ekosistem modüllerindeki anlamlı farklılıklara rağmen ikinci ekosistem modüllerinin giderim verimlilikleri arasında belirgin farklılıklar görülmemektedir (p>0,05).



Görsel 3.25. *3 günlük HBS sonunda HEM' lerin ortalama amonyum giderim verimlilikleri değişimi (%)*

Hibrit ekosistemlerin giderim verimlilikleri incelendiğinde ekosistemlerin giderim verimliliklerini sırasıyla %94,71, %96,49, %95,55 ve %97,87 olarak hesaplanmıştır. Bu durum diğer HBS' lerde de görüldüğü üzere dikey-dikey kuruluma sahip HEM 4 ekosisteminin diğer ekosistemlere oranla NH_4^+ gideriminde daha verimli çalıştığını göstermektedir. Üstelik HEM 2 ve HEM 4 arasında belirgin farklılıkların tespit edilmesi (p<0,05) ekosistem çeşitliliğinin NH_4^+ gideriminde önemli bir role sahip olduğunun göstergesi olarak karşımıza çıkmaktadır.

92 günlük araştırma periyodunda ekosistem çeşitliliğine ve HBS sürelerine bağlı NH_4^+ giderim verimlilikleri incelenmiş ve ekosistemlerin giderim verimlilikleri Görsel 3.26' da görselleştirilmiştir. Görsel 3.26 incelendiğinde görüleceği üzere tüm HBS'lerinde birinci ekosistem modüllerinden dikey olanların yatay olanlara nazaran daha yüksek NH_4^+ giderim performansı sergilediği ve buna ilaveten 4 günlük HBS' deki giderim verimliliğinin 3 ve 5 günlük HBS' lere göre daha yüksek olduğu da görülmektedir.



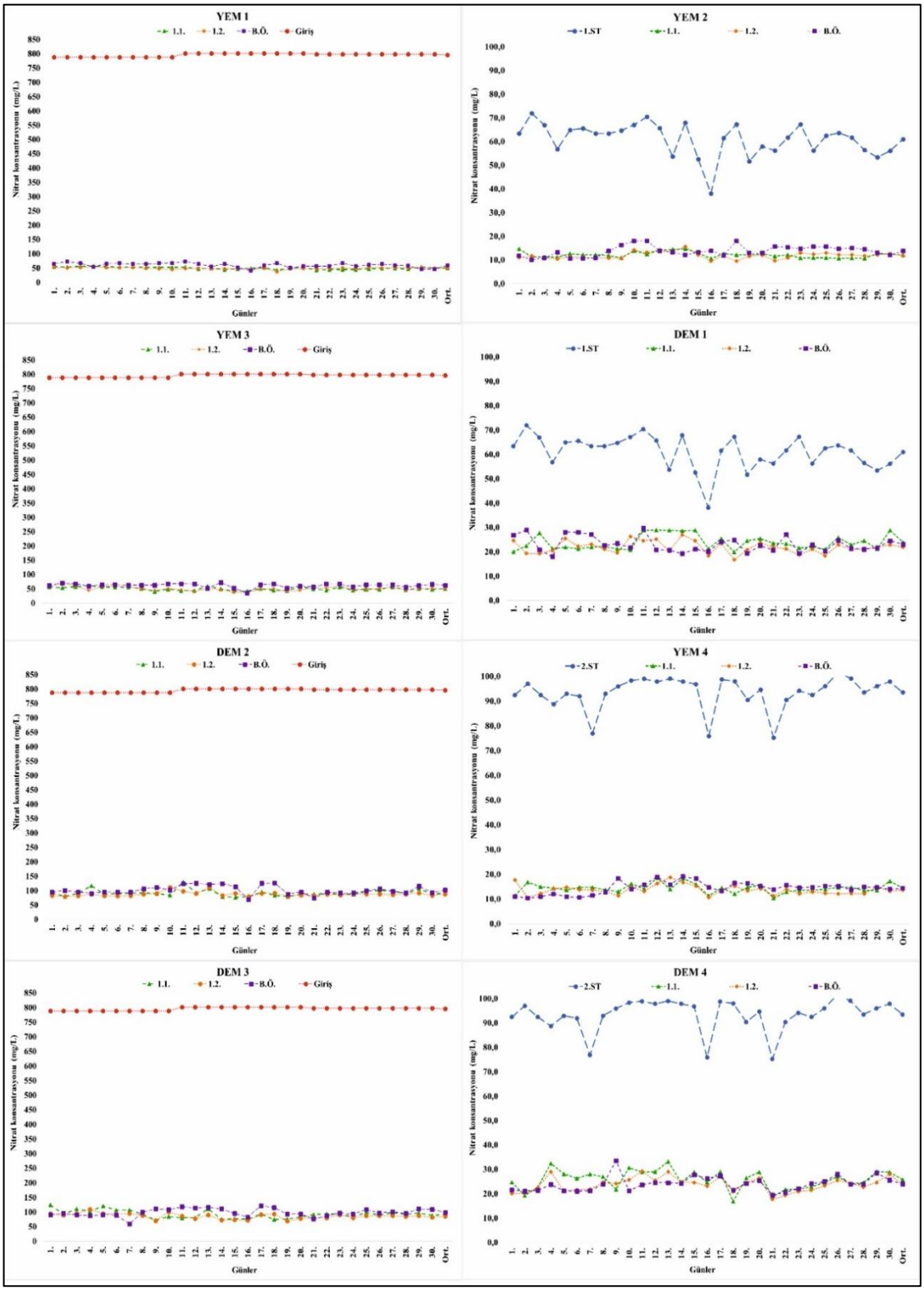
Görsel 3.26. *HBS' ye göre HEM' lerin ortalama amonyum giderim verimliliklerinin karşılaştırılması (%)*

92 günlük araştırma periyodunda ekosistem çeşitliliğine ve HBS sürelerine bağlı NH_4^+ giderim verimlilikleri incelenmiş ve ekosistemlerin giderim verimlilikleri Görsel 3.26' da görselleştirilmiştir. Görsel 3.26 incelendiğinde görüleceği üzere tüm HBS'lerinde birinci ekosistem modüllerinden dikey olanların yatay olanlara nazaran daha yüksek NH_4^+ giderim performansı sergilediği ve buna ilaveten 4 günlük HBS' deki giderim verimliliğinin 3 ve 5 günlük HBS' lere göre daha yüksek olduğu da görülmektedir. İkinci ekosistem modülleri incelendiğinde de birinci ekosistem modülleri ile benzer sonuçlarla karşılaşılmaktadır. HEM'lerin farklı HBS'lerdeki giderim performansları karşılaştırıldığında sırasıyla 4 gün, 5 gün ve 3 günlük sürelerde giderim gerçekleştiği de görülmektedir. NH_4^+'ün giderimini ekosistemlerdeki aerobik ve anaerobik zonların oluşumu ile iklimsel verilerin etkilediği düşünüldüğünde dikey ekosistem modüllerindeki NH_4^+ giderimin yüksek olması beklenen bir sonuçtur.

3.2.2.2. Nitrat (NO_3^-) izlenmesi

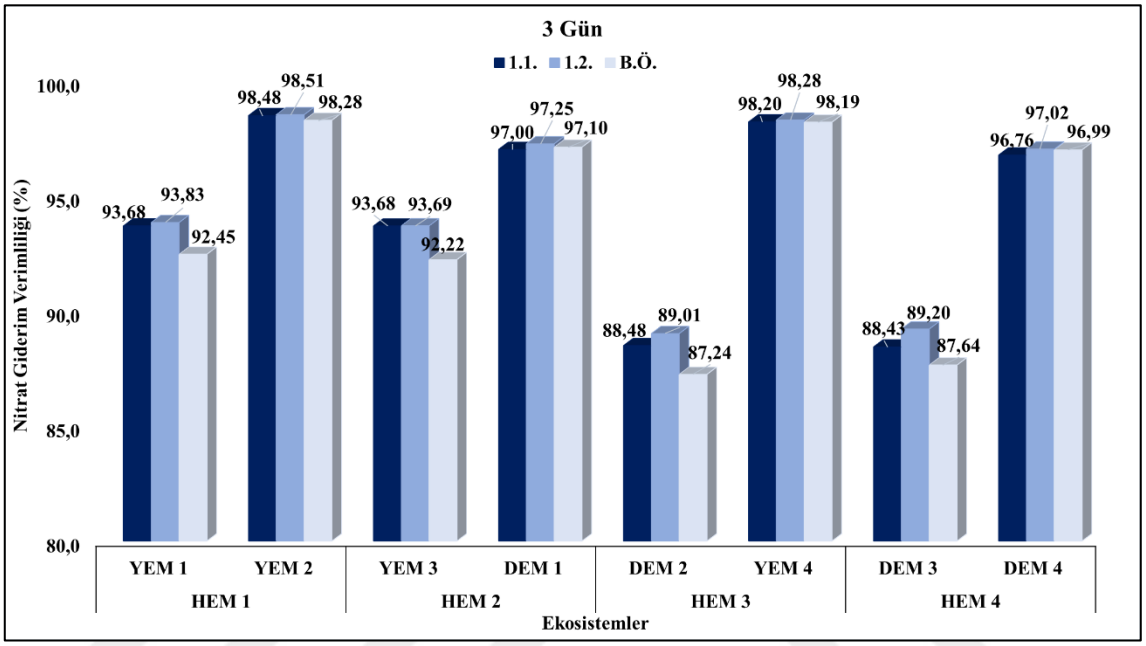
3 günlük HBS periyodundaki HEM' lerin giriş ve örneklem noktalarından alınan su örneklerinden günlük ve ortalama amonyum (NO_3^-) konsantrasyonlarının değişimi Görsel 3.27' de, ekosistemlerin çıkış noktalarının ayrıntılı giderim verimlikleri Görsel

3.28’ de ve HEM’ lerin ortalama NO_3^- giderim verimlilikleri değişimi ise Görsel 3.29’ de sunulmuştur.



Görsel 3.27. *3 günlük HBS sonunda HEM’ lerin her bir örneklem noktasından alınan giriş ve çıkış suyu numunelerinin günlük ve ortalama nitrat konsantrasyonu değişimi (mg/L)*

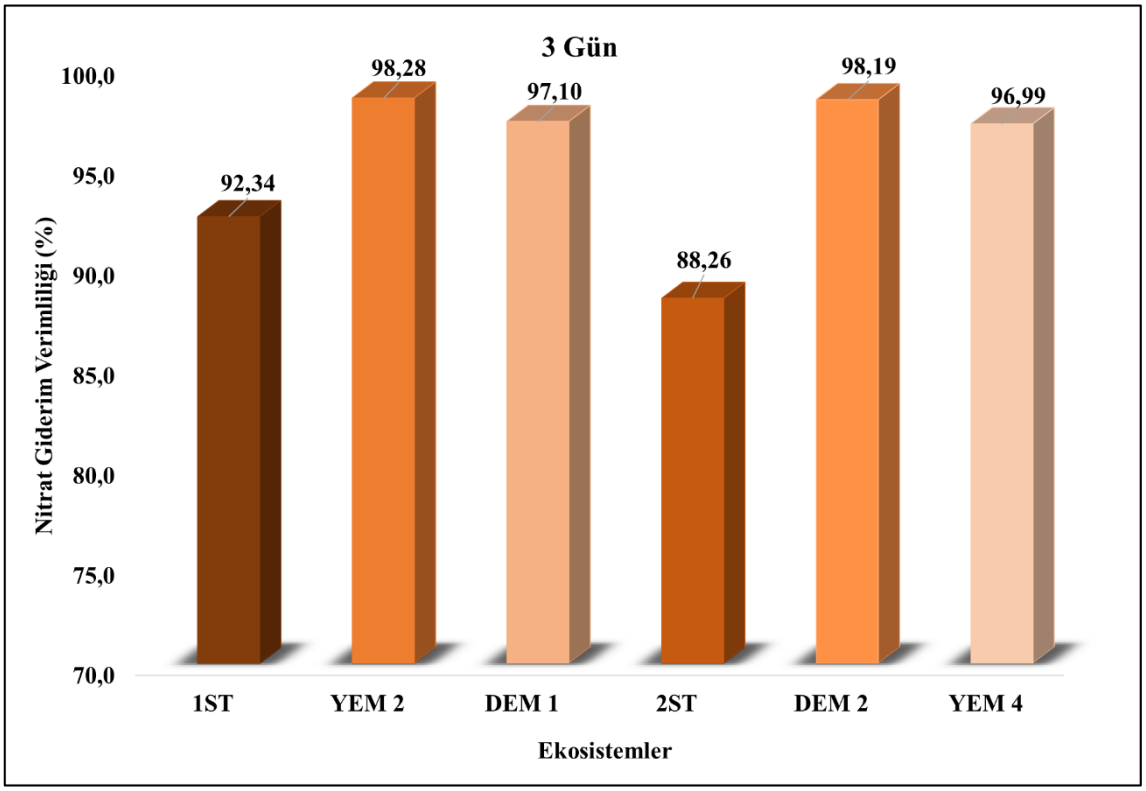
3 günlük HBS' de 30 gün boyunca HEM'lere verilen giriş suyunun NO_3^- konsantrasyon aralığı 788-801 mg/ L aralığında değiştiği ölçülürken 30 günlük süreçteki ortalama NO_3^- konsantrasyonu 795,67 mg/L olarak hesaplanmıştır. 30 günlük süreçte her bir modülün, hibrit ekosistemlerin ve örneklem noktalarının NO_3^- giderim performansları araştırılmıştır.



Görsel 3.28. *3 günlük HBS sonunda HEM' lerin her bir örneklem noktasından alınan çıkış suyu numunelerinin giriş suyu numunelerine göre ortalama nitrat giderim verimlilikleri değişimi (%)*

3 günlük HBS' ye ait NO_3^- konanstrasyonları ve giderim oranları incelendiğinde, yatay ve dikey ekosistem modülleri arasında belirgin farklılıklar tespit edilmiştir ($p<0,05$). HEM'lerin birinci ekosistem modüllerindeki yatay ve dikey ekosistemler NO_3^- giderimi verimlikleri karşılaştırıldığında yatay ekosistem modüllerinin dikey ekosistem modüllerine oranla daha başarılı olduğu belirlenmiştir. Bu durum, 1. ve 2. ST' deki su numunelerinin konsantrasyonları sırasıyla 60,95 mg/L ve 93,44 mg/L olarak ölçülmüştür. Ek olarak, 1. ST'deki NO_3^- giderim verimliliğinin %92,34, 2.ST'deki verimliliğin ise %88,26 olarak hesaplanması ile de görselleştirilmiştir. Birinci ekosistem modülleri NO_3^- giderimi üzerinde etkili olduğu ve ekosistem çeşitliliğinin giderimde önemli rol oynadığı görülmektedir ($p<0,05$). Ek olarak, birinci ekosistem modüllerinin farklı örneklem noktaları incelendiğinde 1.2 örnekleminde diğer örneklem noktalarına göre daha yüksek giderim verimliliğine ulaşıldığı da görülmektedir (Görsel 3.28). Birinci ekosistemlerin 1.2 örnekleminde gerçekleşen giderimi sırasıyla 1.1. ve 1.2 örneklem noktaları takip etmektedir. Ancak, birinci ekosistemler arasında belirgin farklılıklar tespit edilmesine

(p<0,05) rağmen, her bir ekosistemin örneklem noktaları arasında belirgin farklılık olmadığı da belirleniştir (p>0,05). İkinci ekosistemler incelendiğinde ise yine yatay ekosistem modüllerinin dikey ekosistem modüllerine oranla daha yüksek giderim performansı sergilediği belirlenmiştir. Ayrıca, ikinci ekosistem modüllerindeki çeşitliliğinin NO_3^- gideriminde belirgin farklılıklar oluşturduğu da tespit edilmiştir (p<0,05).

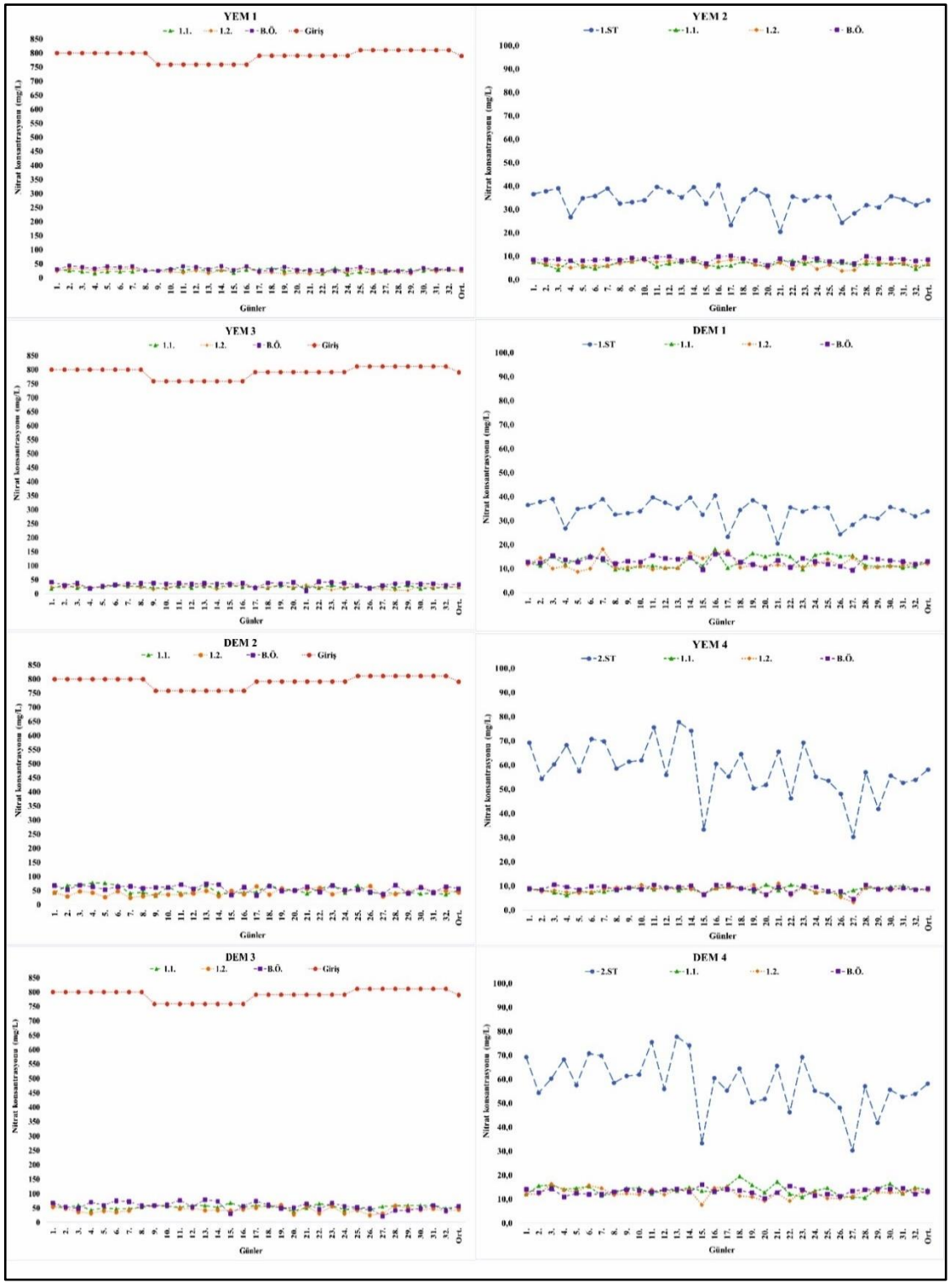


Görsel 3.29. *3 günlük HBS sonunda HEM' lerin ortalama nitrat giderim verimlilikleri değişimi (%)*

Hibrit ekosistemlerin giderim verimlilikleri incelendiğinde ekosistemlerin giderim verimliliklerini sırasıyla %98,28, %97,10, %98,19 ve %96,99 olarak hesaplanmıştır. Bu durum 3 günlük HBS' de yatay-yatay olarak kurulan HEM 2 ekosisteminin NO_3^- gideriminde diğer ekosistemlere oranla daha verimli çalıştığını göstermektedir. Ek olarak, sonuçlar örneklem noktalarının Ç.O değerleri ile ilişkilendirilebileceğini de göstermektedir.

4 günlük HBS periyodundaki HEM' lerin giriş ve örneklem noktalarından alınan su örneklerinden günlük ve ortalama amonyum (NO_3^-) konsantrasyonları Görsel 3.30' de, ekosistemlerin çıkış noktalarının ayrıntılı giderim verimlikleri Görsel 3.31' de ve HEM' lerin ortalama amonyum giderim verimlilikleri değişimi ise Görsel 3.32' de sunulmuştur.

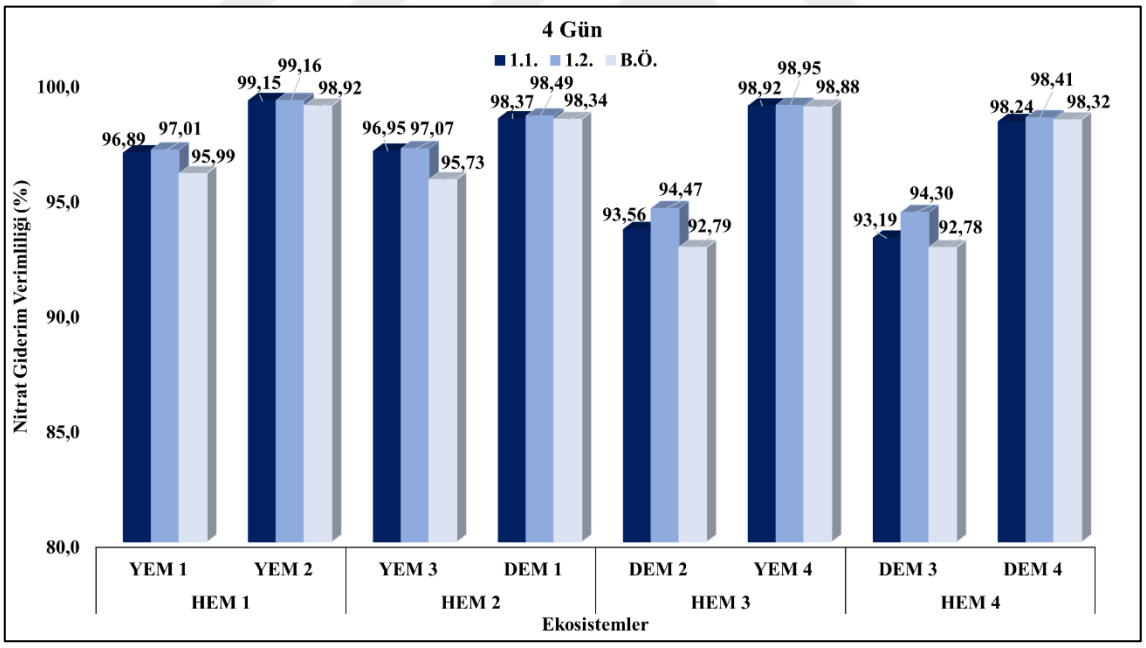
4 günlük HBS' de 32 gün boyunca HEM'lere verilen giriş suyunun NO_3^- konsantrasyon aralığı 759-811 mg/ L aralığında değiştiği ölçülürken 32 günlük süreçteki ortalama ise konsantrasyon 790,25 mg/L olarak hesaplanmıştır.



Görsel 3.30. *4 günlük HBS sonunda HEM' lerin her bir örneklem noktasından alınan giriş ve çıkış suyu numunelerinin günlük ve ortalama nitrat konsantrasyonu değişimi (mg/L)*

Çalışmanın 4 günlük HBS bölümünde de 3 günlük HBS' de olduğu gibi NO_3^- gideriminde yatay ve dikey ekosistem modülleri arasında belirgin farklılıklar tespit edilmiş ($p<0,05$) ve HEM'lerin birinci ekosistem modüllerindeki dikey ekosistemlerin dikey ekosistemlerden daha yüksek giderim performansı sergilediği belirlenmiştir. Bu durum 1. ST' deki NO_3^- konsantrasyon miktarları sırasıyla 33,87 mg/L ve 58,11 mg/L olarak ölçülmesiyle de gösterilmektedir. Bu giderim verimliliklerine karşılık gelen NO_3^- giderim verimlilikleri ise 95,71, 2.ST'deki verimliliğin ise %92,63 olarak hesaplanmış ve Görsel 3.31 ve Görsel 3.32'de görselleştirilmiştir.

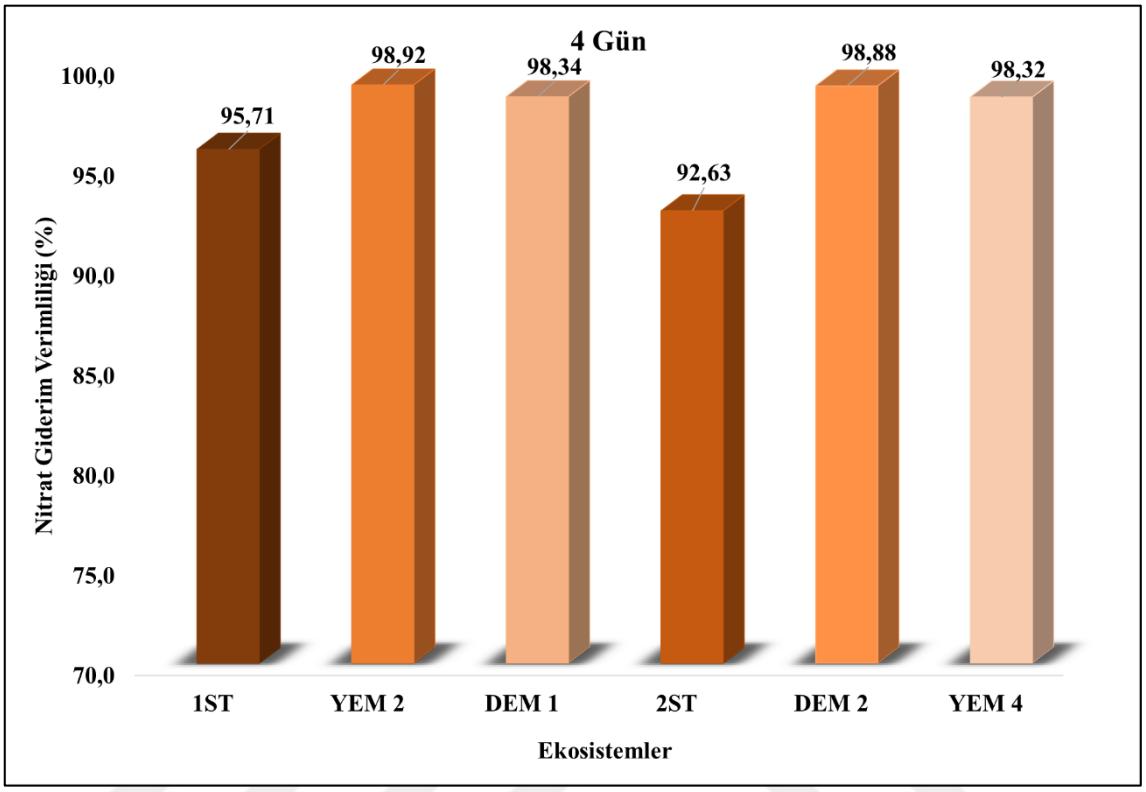
4 günlük HBS'de de birinci ekosistem modülleri NO_3^- giderimi üzerinde etkili olduğu ve ekosistem çeşitliliğinin giderimde önemli rol oynadığı görülmektedir ($p<0,05$). Ek olarak, birinci ekosistem modüllerinin farklı örneklem noktaları incelendiğinde 1.2 örnekleminde diğer örneklem noktalarına göre daha yüksek giderim verimliliğine ulaşıldığı da görülmektedir (Görsel 3.31). Birinci ekosistemlerin 1.2 örnekleminde gerçekleşen giderimi sırasıyla 1.1. ve B.Ö örneklem noktaları takip etmektedir.



Görsel 3.31. *4 günlük HBS sonunda HEM' lerin her bir örneklem noktasından alınan çıkış suyu numunelerinin giriş suyu numunelerine göre ortalama nitrat giderim verimlilikleri değişimi (%)*

İkinci ekosistemler incelendiğinde ise yine yatay ekosistem modüllerinin dikey ekosistem modüllerine oranla daha yüksek performans sergilediği belirlenmiştir. Ancak, birinci ekosistem modüllerindeki anlamlı farklılıklara rağmen ikinci ekosistem

modüllerinin NO_3^- giderim verimlilikleri arasında belirgin farklılıklar görülmemektedir ($p>0,05$).



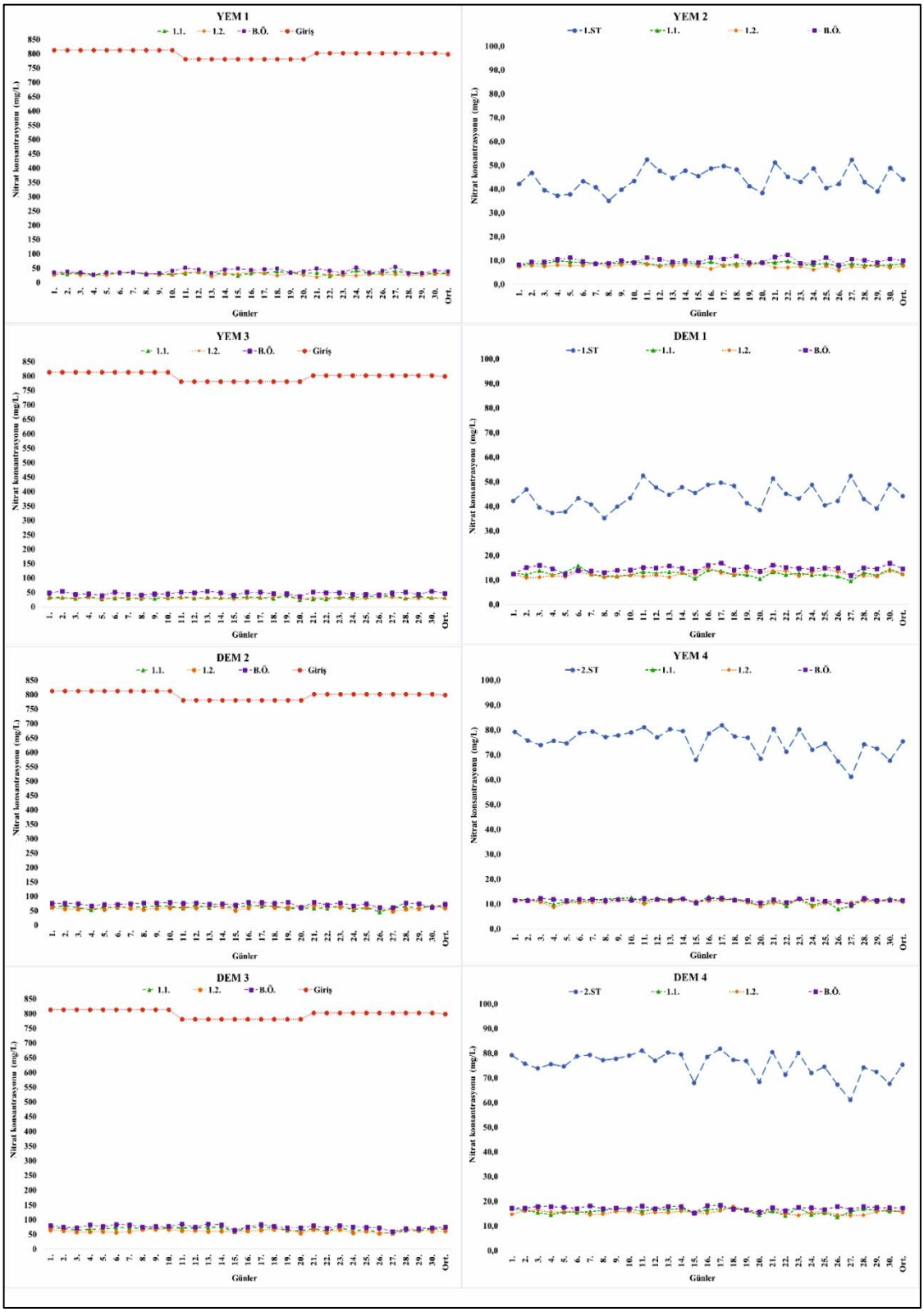
Görsel 3.32. *4 günlük HBS sonunda HEM' lerin ortalama nitrat giderim verimlilikleri değişimi (%)*

Hibrit ekosistemlerin giderim verimlilikleri incelendiğinde ekosistemlerin NO_3^- konsantrasyonları sırasıyla 8,49 mg/L, 13,10 mg/L, 8,85 mg/L ve 13,26 mg/L olarak ölçülmüştür. Ekosistemlerin giderim verimlilikleri ise sırasıyla %98,92, %98,34, %98,88 ve %98,32 olarak hesaplanmıştır. Bu durum yatay-yatay kuruluma sahip HEM 2 ekosisteminin diğer ekosistemlere oranla NO_3^- gideriminde daha verimli çalıştığını göstermektedir.

5 günlük HBS periyodundaki HEM' lerin giriş ve örneklem noktalarından alınan su örneklerinden günlük ve ortalama amonyum (NO_3^-) konsantrasyonları Görsel 3.33' de, ekosistemlerin çıkış noktalarının ayrıntılı giderim verimlikleri Görsel 3.34' de ve HEM' lerin ortalama amonyum giderim verimlilikleri değişimi ise Görsel 3.35' de sunulmuştur.

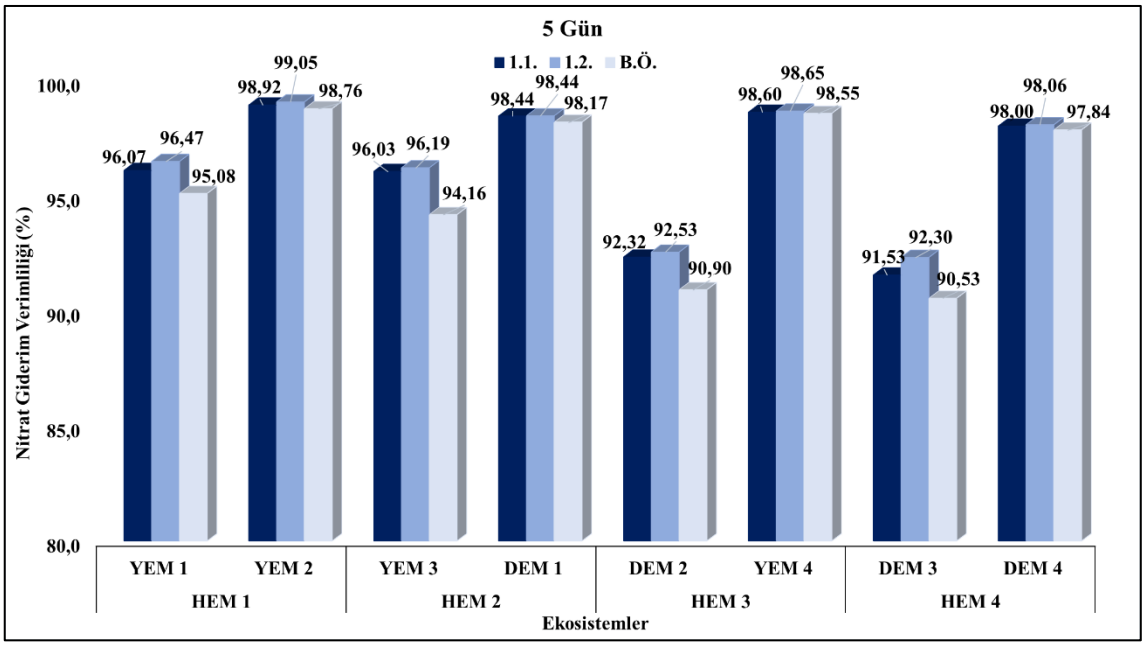
5 günlük HBS periyodunda 30 gün süresince HEM'lere NO_3^- konsantrasyon aralığı 781-813 mg/ L aralığında değişen AT7 içeren sentetik tekstil atık suları verilerek ekosistem modüllerinin NO_3^- giderim performansları araştırılmıştır. 30 günlük süreç

içerisinde yatay ve dikey ekosistem modüllerinin belirgin oranlarda NO_3^- giderimi sağladığı tespit edilmiştir ($p<0,05$).



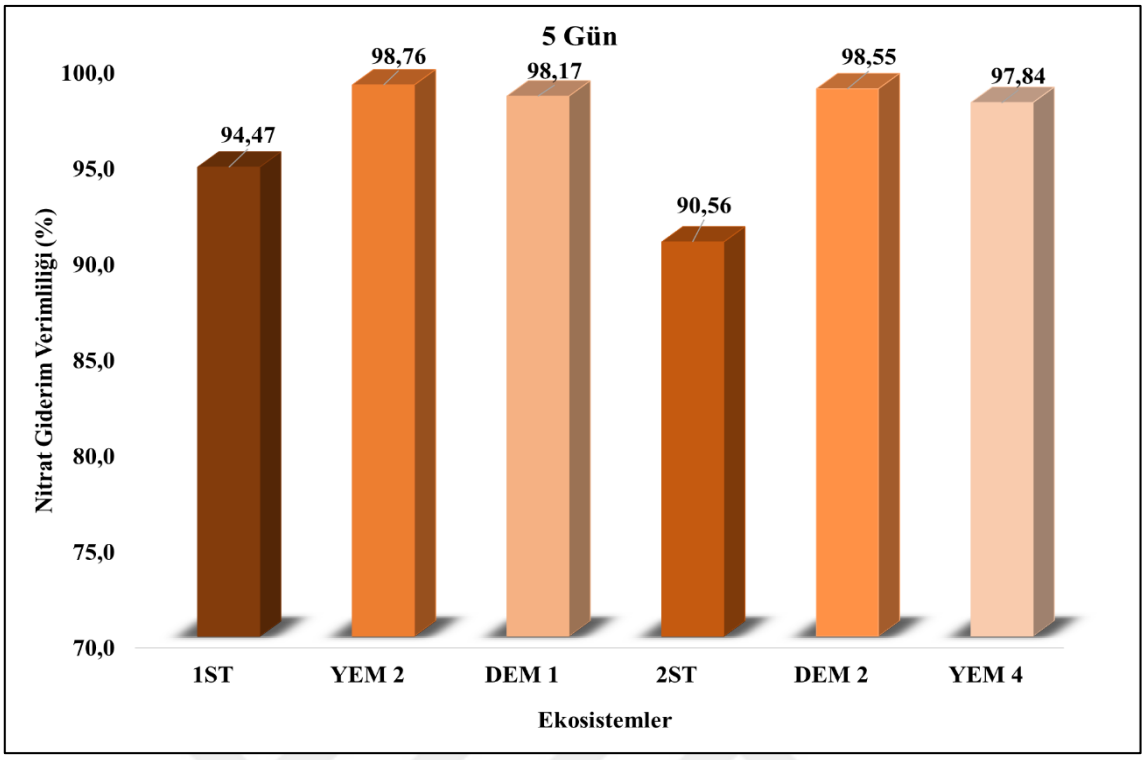
Görsel 3.33. *5 günlük HBS sonunda HEM' lerin her bir örneklem noktasından alınan giriş ve çıkış suyu numunelerinin günlük ve ortalama nitrat konsantrasyonu değişimi (mg/L)*

Yatay ekosistem modüllerinin dikey ekosistem modüllerinden daha yüksek NO_3^- giderim verimliliğine sahip olduğu Görsel 3.34 ve Görsel 3.35' de görselleştirilmiştir. Görsel 3.35' de görüldüğü üzere ekosistem çeşidine göre birinci ekosistem modüllerinin biriken örneklerinin toplandığı 1. ve 2. Septik tanklardaki NO_3^- giderim verimlilikleri sırasıyla %94,47 (48,9 mg/L) ve %90,56 (67,6 mg/L) olarak hesaplanmıştır. Birinci ekosistem modüllerinin farklı örneklem noktaları incelendiğinde ise B.Ö örnekleminde diğer örneklem noktalarına göre daha yüksek giderim verimliliğine ulaşıldığı görülmektedir.

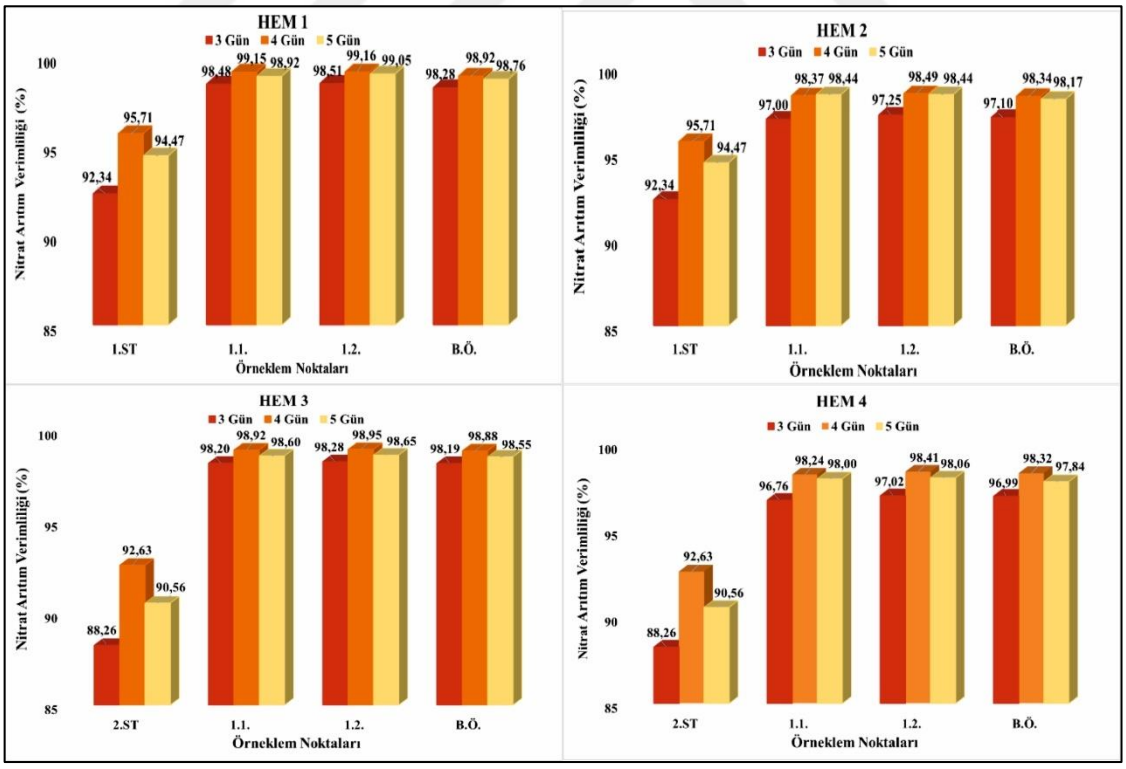


Görsel 3.34. *5 günlük HBS sonunda HEM' lerin her bir örneklem noktasından alınan çıkış suyu numunelerinin giriş suyu numunelerine göre ortalama nitrat giderim verimlilikleri değişimi (%)*

İkinci ekosistem modüllerinin giderim verimlilikleri incelendiğinde birinci ekosistem modülleri ile benzer bir durum tespit edilmiştir. Bu duruma göre, ikinci ekosistemlerde en yüksek giderim verimliliği yatay ekosistemlerde gerçekleşmiştir. HEM' lerin 5 günlük HBS'deki NO_3^- konsantrasyonları 9,92 mg/L, 14,58 mg/L, 11,55 mg/L ve 17,25 mg/L olarak ölçülmüştür. HEM'lerin NO_3^- giderim verimlilikleri ise sırasıyla %98,76, %98,17, %98,55 ve %97,84 olarak hesaplanmıştır. Elde edilen sonuçlar, tüm hibrit ekosistemlerin AT7 içeren atık sulardan NO_3^- giderim yeteneğine sahip olduklarını göstermektedir. Ancak, 5 günlük HBS boyunca yatay-yatay ekosistemlerden oluşan HEM 2' nin NO_3^- gideriminde diğer ekosistemlerden biraz daha yüksek verime sahip olduğu (%98,76) unutulmamalıdır. Ancak, HEM ekosistemlerinin NO_3^- giderim verimlilikleri arasında belirgin farklılıklar görülmemektedir ($p>0,05$).



Görsel 3.35. *5 günlük HBS sonunda HEM' lerin ortalama nitrat giderim verimlilikleri değişimi (%)*



Görsel 3.36. *HBS' ye göre HEM' lerin ortalama nitrat giderim verimliliklerinin karşılaştırılması (%)*

30 günlük periyotta ekosistemlerin her bir örneklem noktasındaki NO_3^- giderim verimliliklerinin ile Ç.O değerleri ile ilişkilendirilebilmesi de bir diğer önemli husus

olarak karşımıza çıkmaktadır. Elde edilen veriler ışığında ekosistemlerdeki anaerobik bölgelerin denitrifikasyon oranını etkilediği ve giriş suyundaki NO_3^- konsantrasyonunun büyük bir bölümünün giderildiği belirlenmiştir.

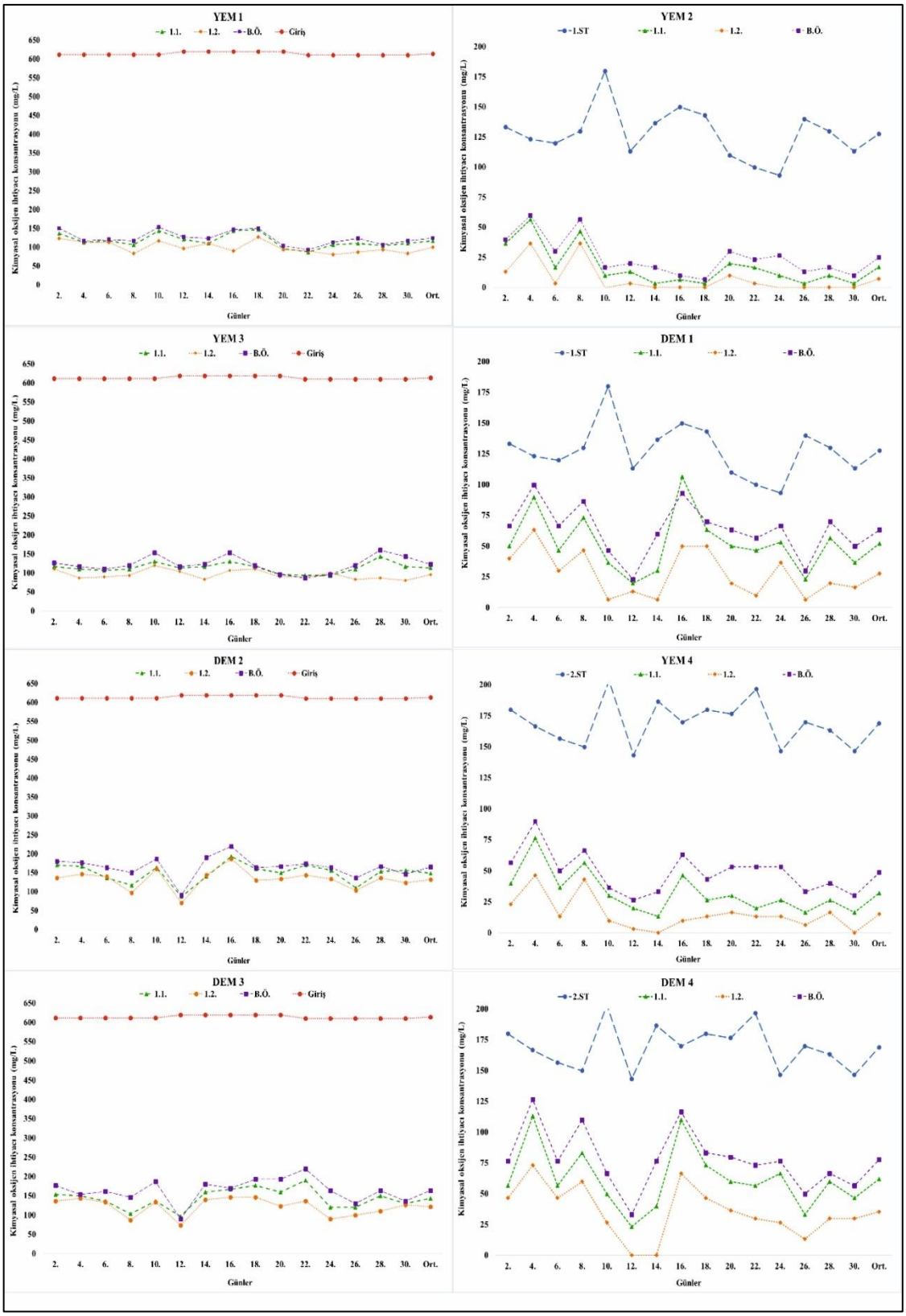
92 günlük araştırma periyodunda ekosistem çeşitliliğine ve HBS sürelerine bağlı NO_3^- giderim verimlilikleri incelenmiş ve ekosistemlerin giderim verimlilikleri Görsel 3.36' da görselleştirilmiştir. Görsel 3.36 incelendiğinde görüleceği üzere tüm HBS'lerinde birinci ekosistem modüllerinden yatay olanların dikey olanlara göre daha yüksek NO_3^- giderim performansı sergilediği ve buna ilaveten 4 günlük HBS' deki giderim verimliliğinin 3 ve 5 günlük HBS' lere göre daha yüksek olduğu da görülmektedir. Bu durum da araştırma alanının iklimsel verilerinin de NO_3^- giderim performansı üzerinde etkisi olabileceği düşünüldüğünde beklenen bir sonuçtur.

3.2.3. Kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) izlenmesi

3 günlük HBS periyodundaki HEM' lerin giriş ve örneklem noktalarından alınan su örneklerinin kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) ölçümlerinden elde edilen günlük konsantrasyonlarının değişimleri ve ortalama konsantrasyonları Görsel 3.37' de, ekosistemlerin çıkış noktalarının ayrıntılı KOİ giderim verimlikleri Görsel 3.38' de ve HEM' lerin ortalama KOİ giderim verimliliklerinin değişimi ise Görsel 3.39' da görselleştirilmiştir.

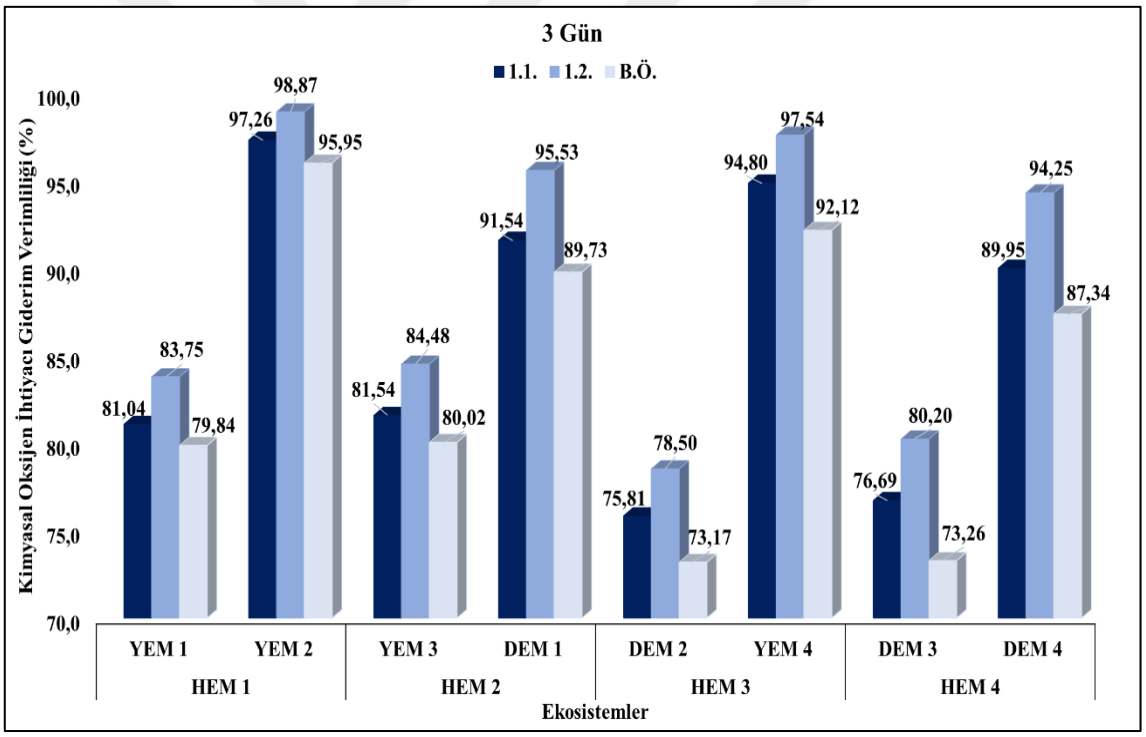
30 gün süren 3 günlük HBS periyodunda HEM'lere KOİ konsantrasyon aralığı 610-619 mg/ L aralığında değişen AT7 içeren sentetik tekstil atık suları verilerek ekosistem çeşitliliğinin KOİ giderim performansları üzerindeki etkisi araştırılmıştır. 30 günlük süreç içerisinde yatay ve dikey ekosistem modüllerinin KOİ giderim verimlilikleri arasında belirgin farklılıklar tespit edilmiştir ($p<0,05$).

Yatay ekosistem modüllerinin dikey ekosistem modüllerinden daha düşük KOİ konsantrasyonuna sahip olduğu ve dolayısıyla yüksek giderim verimliliği sergilediği Görsel 3.38 ve Görsel 3.39' da görülmektedir. Görsel 3.39' de görüldüğü üzere ekosistem çeşidine göre birinci ekosistem modüllerinin biriken örneklerinin toplandığı 1. ve 2. Septik tanklardaki KOİ giderim verimlilikleri sırasıyla %79,22 (127,44 mg/L) ve %72,48 (168,78 mg/L) olarak hesaplanmıştır. Birinci ekosistem modüllerinin farklı örneklem noktaları incelendiğinde ise 1.2 örneklem noktalarının diğer örneklem noktalarına göre daha yüksek giderim verimliliğine sahip olduğu görülmektedir.



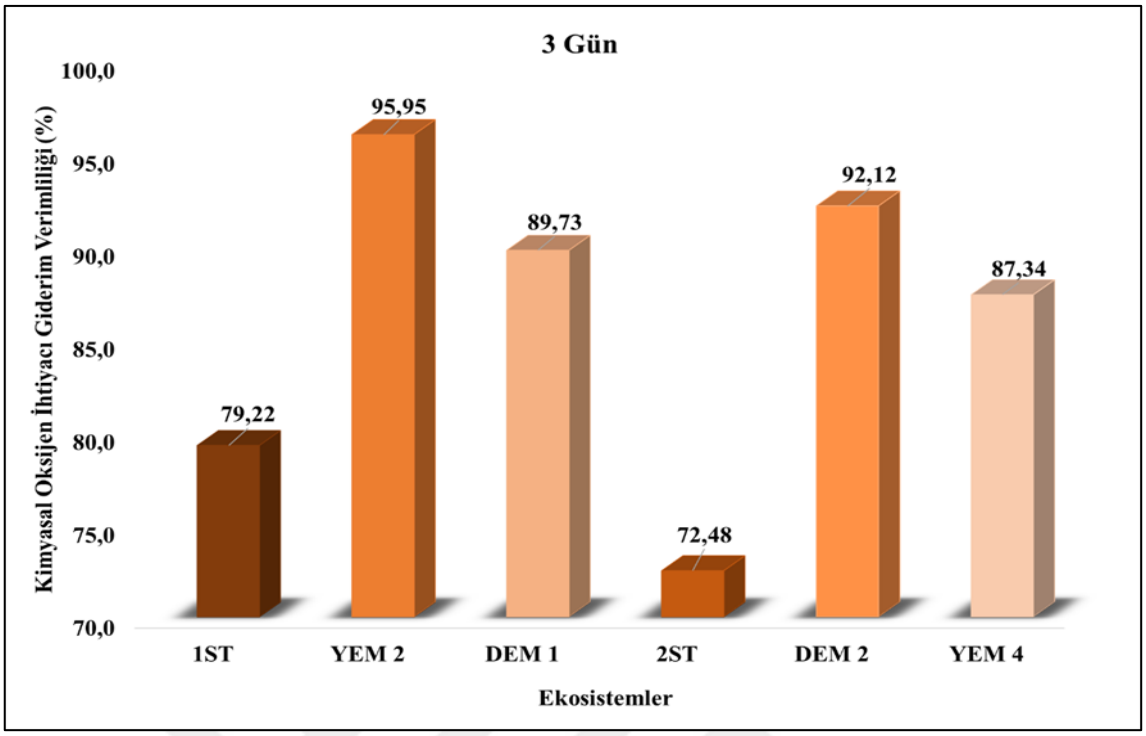
Görsel 3.37. *3 günlük HBS sonunda HEM' lerin her bir örneklem noktasından alınan giriş ve çıkış suyu numunelerinin günlük ve ortalama kimyasal oksijen ihtiyacı konsantrasyonu değişimi (mg/L)*

İkinci ekosistem modüllerinin KOİ giderim verimlilikleri incelendiğinde birinci ekosistem modülleri ile benzer bir durum tespit edilmiştir. Bu duruma göre, ikinci ekosistemlerde en yüksek giderim verimliliği yatay ekosistemlerde gerçekleşmiştir. HEM' lerin 3 günlük HBS'deki KOİ konsantrasyonları 27,78 mg/L, 63 mg/L, 48,33 mg/L ve 77,67 mg/L olarak ölçülmüştür. Buna karşılık HEM'lerin KOİ giderim verimlilikleri ise sırasıyla %95,95, %89,73, %92,12 ve %87,34 olarak hesaplanmıştır. Elde edilen sonuçlar, tüm hibrit ekosistemlerin AT7 içeren atık sulardan KOİ giderim yeteneğine sahip olduklarını göstermektedir. Ancak, 3 günlük HBS boyunca yatay-yatay ekosistemlerden oluşan HEM 2' nin KOİ gideriminde diğer ekosistemlerden daha yüksek KOİ giderim verimliliğine sahip olduğu (%95,95) unutulmamalıdır. Ayrıca, ekosistem çeşitlerinin KOİ giderim performansları arasında anlamlı farklılıklar olduğu one-way ANOVA analizi ile de belirlenmiştir ($p<0,05$).



Görsel 3.38. *3 günlük HBS sonunda HEM' lerin her bir örneklem noktasından alınan çıkış suyu numunelerinin giriş suyu numunelerine göre ortalama kimyasal oksijen ihtiyacı giderim verimlilikleri değişimi (%)*

30 günlük periyotta ekosistemlerin her bir örneklem noktasındaki KOİ giderim verimliliklerinin farklılıklar göstermektedir (Görsel 3.38).

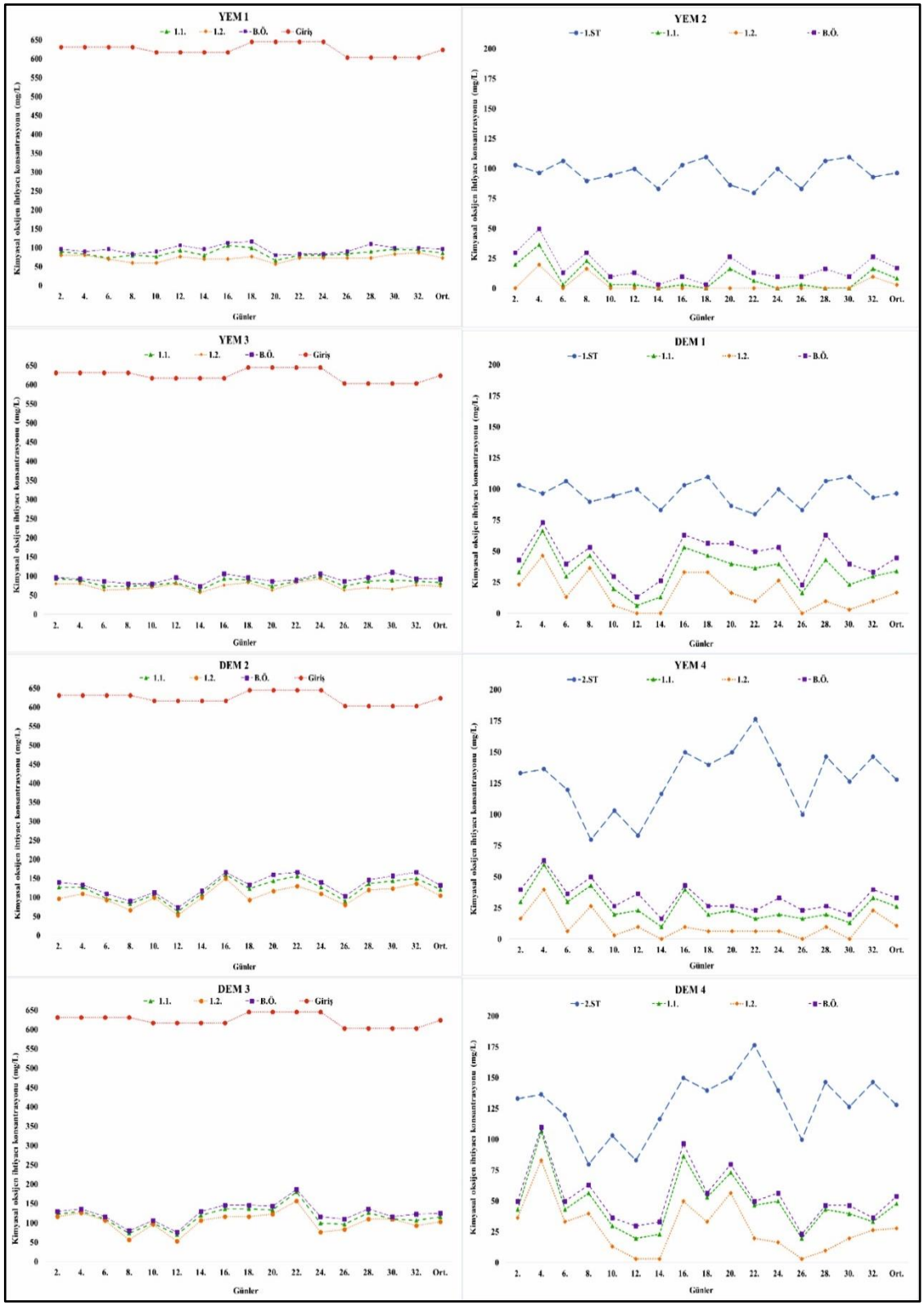


Görsel 3.39. *3 günlük HBS sonunda HEM' lerin ortalama kimyasal oksijen ihtiyacı giderim verimlilikleri değişimi (%)*

4 günlük HBS periyodundaki HEM' lerin giriş ve örneklem noktalarından alınan su örneklerinin kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) ölçümlerinden elde edilen günlük konsantrasyonlarının değişimleri ve ortalama konsantrasyonları Görsel 3.40' da, ekosistemlerin çıkış noktalarının ayrıntılı KOİ giderim verimlikleri Görsel 3.41' de ve HEM' lerin ortalama KOİ giderim verimliliklerinin değişimi ise Görsel 3.42' de görselleştirilmiştir.

4 günlük HBS' de 32 gün boyunca HEM'lere verilen giriş suyunun KOİ konsantrasyon aralığı 603-645 mg/ L aralığında değiştiği ölçülürken 32 günlük süreçteki ortalama KOİ konsantrasyonu 624 mg/L olarak hesaplanmıştır. 32 günlük süreçte her bir modülün, hibrit ekosistemlerin ve örneklem noktalarının KOİ giderim performansları araştırılmıştır.

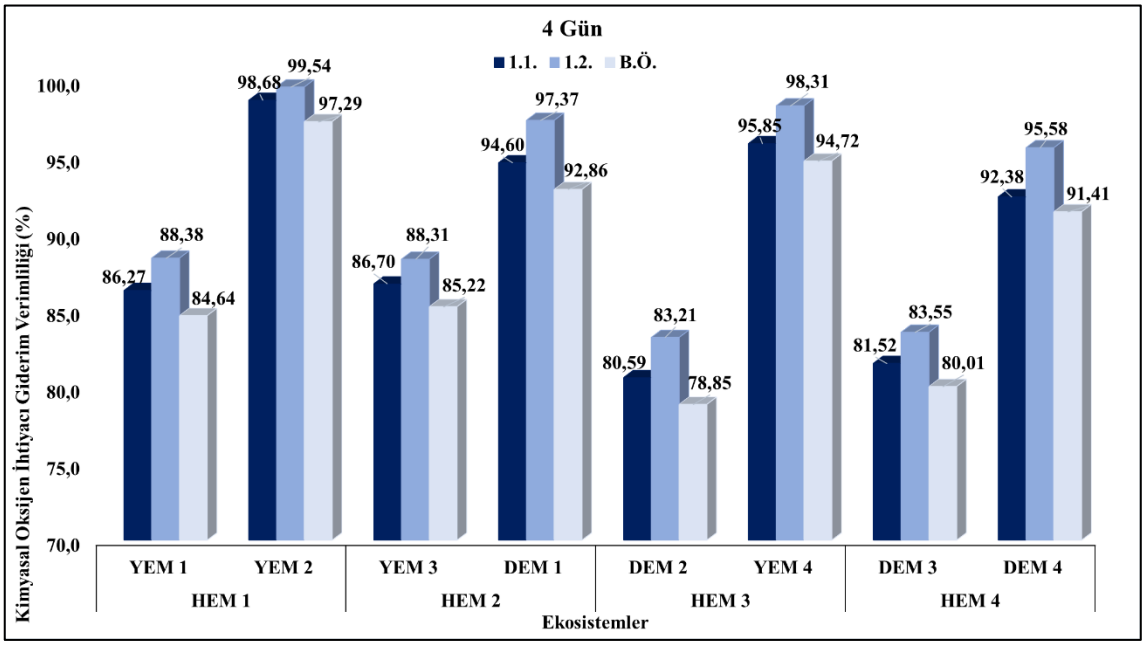
4 günlük HBS' ye ait KOİ konanstrasyonları ve giderim oranları incelendiğinde, yatay ve dikey ekosistem modülleri arasında belirgin farklılıklar tespit edilmiştir ($p<0,05$). HEM'lerin birinci ekosistem modüllerindeki yatay ve dikey ekosistemler KOİ giderimi verimlikleri karşılaştırıldığında yatay ekosistem modüllerinin dikey ekosistem modüllerine oranla daha başarılı giderim performansı sergilediği belirlenmiştir. Bu durum, 1. ve 2. ST' deki su numunelerinin ortalama konsantrasyonlarına da yansımıştır.



Görsel 3.40. *4 günlük HBS sonunda HEM' lerin her bir örneklem noktasından alınan giriş ve çıkış suyu numunelerinin günlük ve ortalama kimyasal oksijen ihtiyacı konsantrasyonu değişimi (mg/L)*

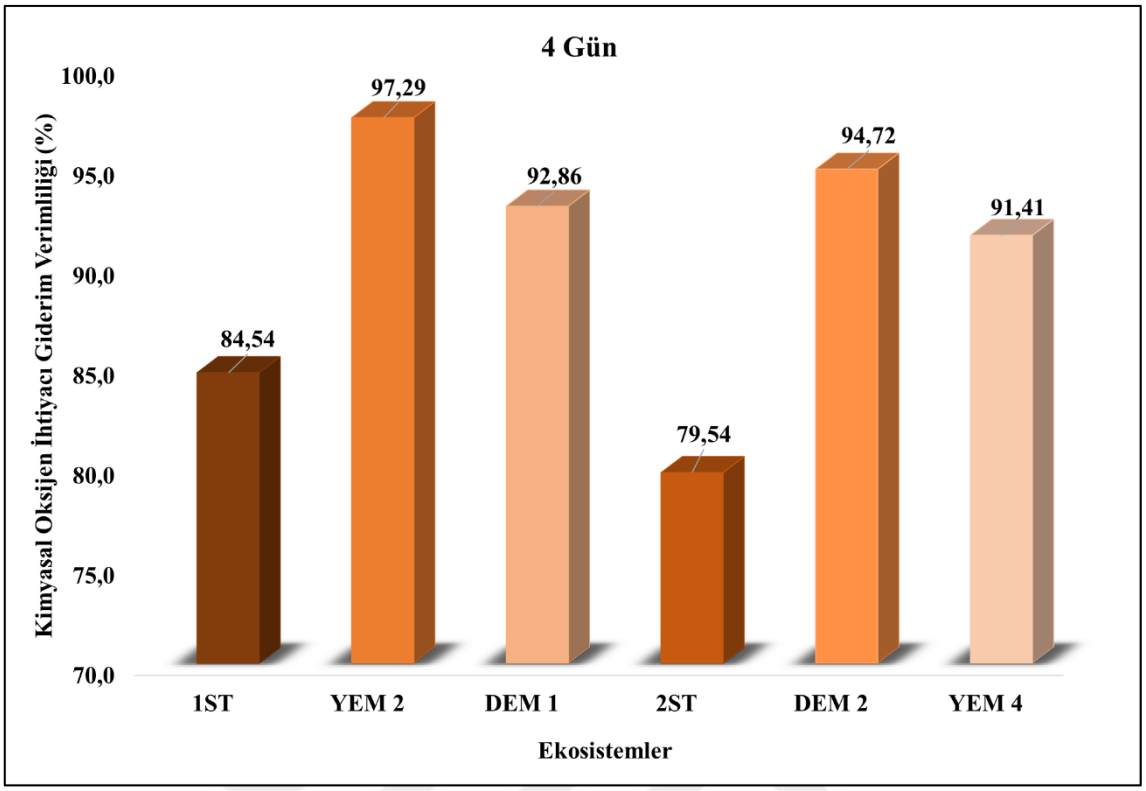
1.ST' nin ortalama KOİ konsantrasyonu 96,42 mg/L ve 2.ST'nin ortalama konsantrasyonu ise 127,79 mg/L olarak ölçülmüştür. Bu değerler ışığında, 1. ST'deki

ortalama KOİ giderim verimliliğini %84,54, 2.ST'deki verimliliğin ise %79,54 olarak hesaplanmıştır. Birinci ekosistem modülleri KOİ giderimi üzerinde etkili olduğu ve ekosistem çeşitliliğinin giderimde önemli rol oynadığı görülmektedir ($p<0,05$). Ek olarak, birinci ekosistem modüllerinin farklı örneklem noktaları incelendiğinde 1.2 örnekleminde diğer örneklem noktalarına göre daha yüksek giderim verimliliğine ulaşıldığı da görülmektedir (Görsel 3.41).



Görsel 3.41. *4 günlük HBS sonunda HEM' lerin her bir örneklem noktasından alınan çıkış suyu numunelerinin giriş suyu numunelerine göre ortalama kimyasal oksijen ihtiyacı giderim verimlilikleri değişimi (%)*

Birinci ekosistemlerin 1.2 örnekleminde gerçekleşen giderimi sırasıyla 1.1. ve B.Ö örneklem noktaları takip etmektedir. Bu durum HEM'lerin ikinci ekosistem modülleri içinde geçerlidir. HEM' lerin dikey olarak kurulan ekosistemlerindeki örneklem noktaları arasında belirgin farklılıklar tespit edilmesine ($p<0,05$) rağmen, yatay ekosistemlerin yalnızca 1.2 ve B.Ö örneklemleri arasında önemli farklılıklar belirlenmiştir ($p<0,05$). İkinci ekosistemler incelendiğinde ise yine yatay ekosistem modüllerinin dikey ekosistem modüllerine oranla daha yüksek giderim performansı sergilediği de belirlenmiştir. Ayrıca, ikinci ekosistem modüllerindeki çeşitliliğinin KOİ gideriminde de belirgin farklılıklar oluşturduğu tespit edilmiştir ($p<0,05$).



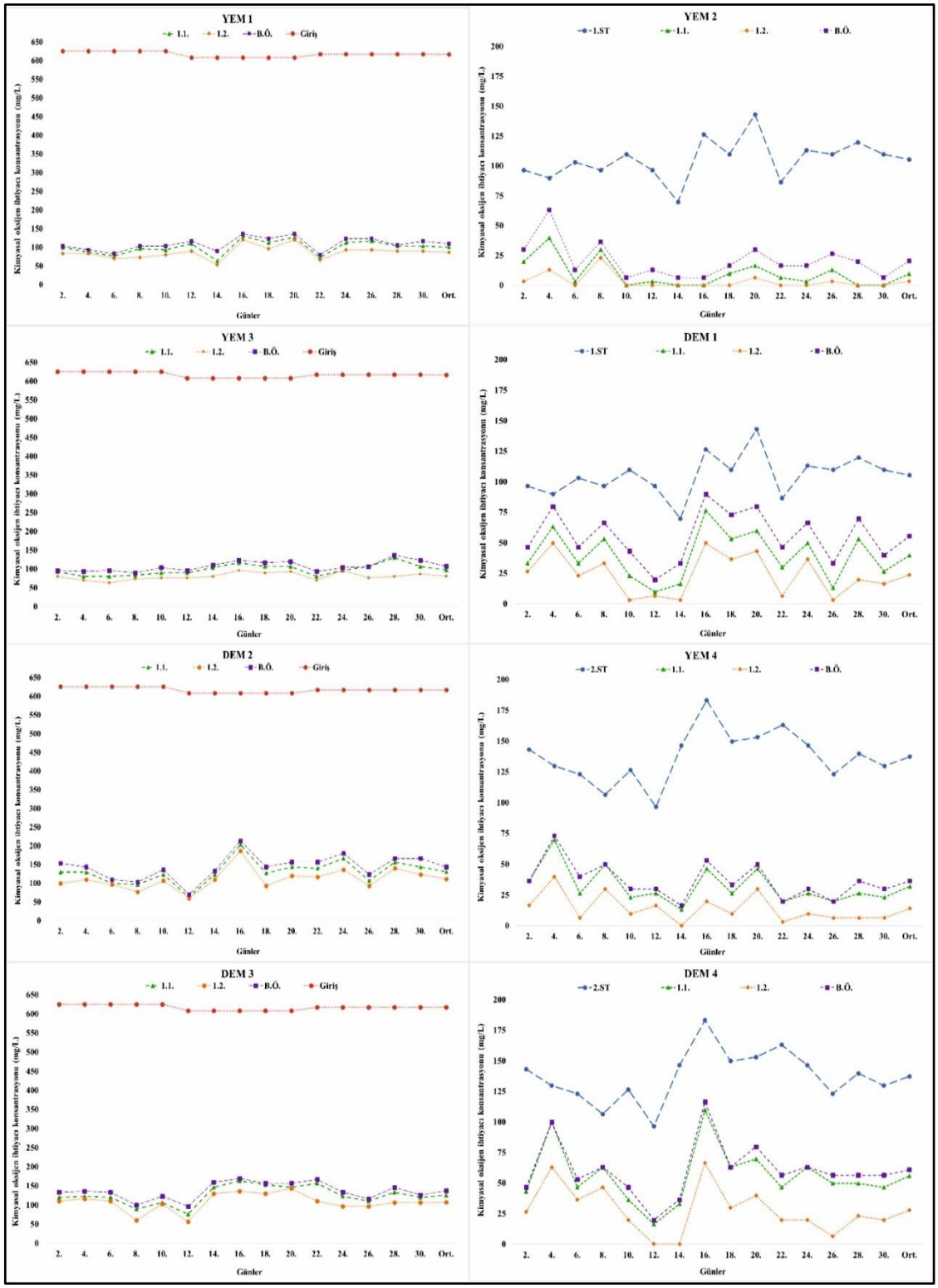
Görsel 3.42. *4 günlük HBS sonunda HEM' lerin ortalama kimyasal oksijen ihtiyacı giderim verimlilikleri değişimi (%)*

Hibrit ekosistemlerin giderim verimlilikleri incelendiğinde ekosistemlerin giderim verimliliklerini sırasıyla %97,29, %92,86, %94,72 ve %91,41 olarak hesaplanmıştır. Bu durum 4 günlük HBS' de yatay-yatay olarak kurulan HEM 2 ekosisteminin KOİ gideriminde diğer ekosistemlere oranla daha verimli çalıştığını göstermektedir.

5 günlük HBS periyodundaki HEM' lerin giriş ve örneklem noktalarından alınan su örneklerinden günlük ve ortalama kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) konsantrasyonları Görsel 3.43' de, ekosistemlerin çıkış noktalarının ayrıntılı giderim verimlikleri Görsel 3.44' de ve HEM' lerin ortalama amonyum giderim verimlilikleri değişimi ise Görsel 3.45' de verilmiştir. 5 günlük HBS' de 30 gün boyunca HEM'lere verilen giriş suyunun KOİ konsantrasyon aralığı 608-625 mg/ L aralığında değiştiği ölçülürken 30 günlük süreçteki ortalama ise konsantrasyon 616,67 mg/L olarak hesaplanmıştır.

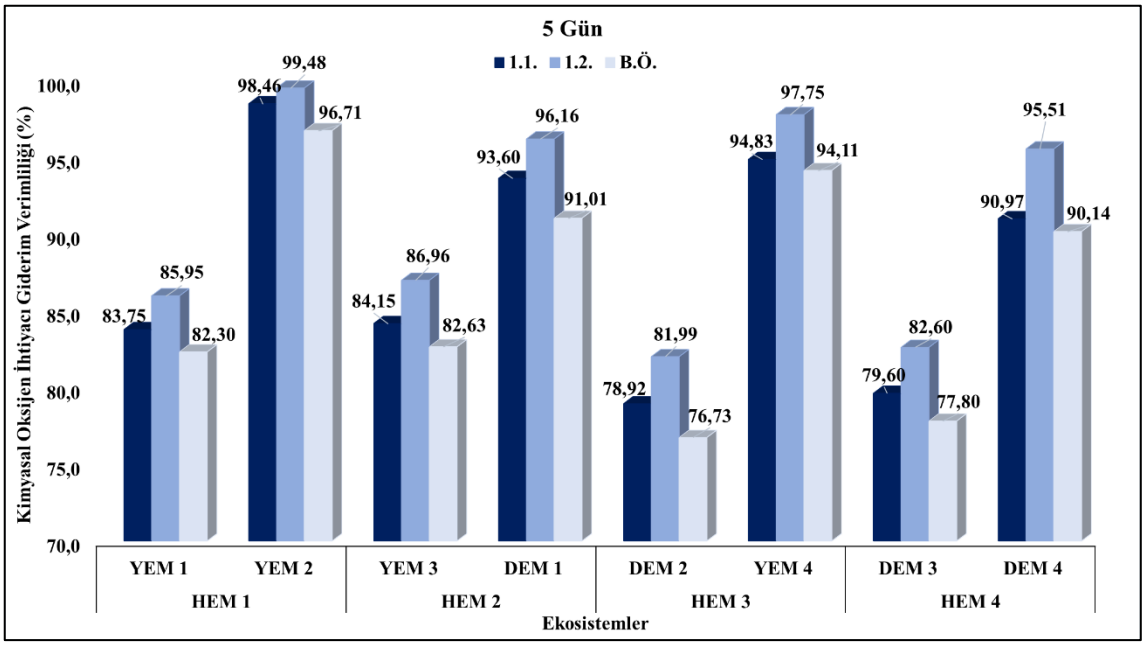
Çalışmanın 5 günlük HBS bölümünde de 3 ve 4 günlük HBS' lerde olduğu gibi KOİ gideriminde yatay ve dikey ekosistem modülleri arasında belirgin farklılıklar tespit edilmiş ($p<0,05$) ve HEM'lerin birinci ekosistem modüllerindeki yatay ekosistemlerin dikey ekosistemlerden daha yüksek KOİ giderim performansı sergilediği belirlenmiştir. Bu durum 1. ST ve 2. ST' deki ortalama KOİ konsantrasyon miktarları sırasıyla 105,22

mg/L ve 137,22 mg/L olarak ölçülmesiyle de gösterilmektedir. Bu konsantrasyonlara karşılık gelen ortalama KOİ giderim verimlilikleri ise sırasıyla %82,93 ve %77,73 olarak hesaplanmış ve Görsel 3.44 ile Görsel 3.45'de görselleştirilmiştir.



Görsel 3.43. *5 günlük HBS sonunda HEM' lerin her bir örneklem noktasından alınan giriş ve çıkış suyu numunelerinin günlük ve ortalama kimyasal oksijen ihtiyacı konsantrasyonu değişimi (mg/L)*

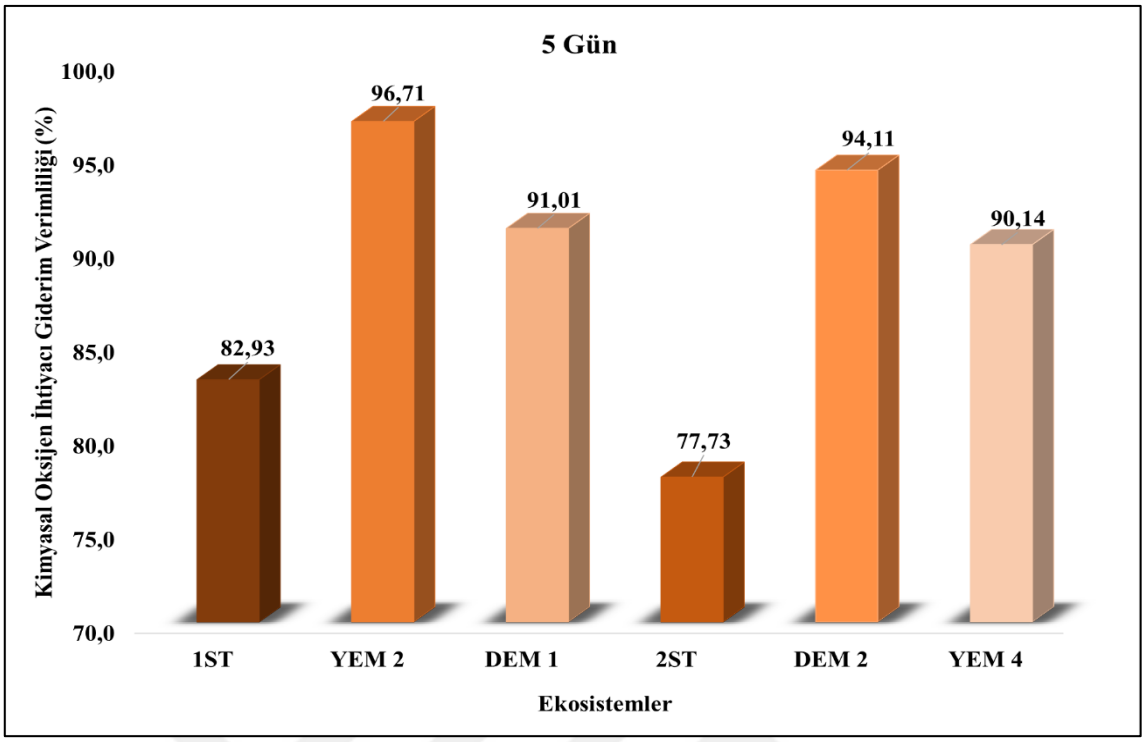
5 günlük HBS'de de birinci ekosistem modülleri KOİ giderimi üzerinde etkili olduğu ve ekosistem çeşitliliğinin giderimde önemli rol oynadığı görülmektedir ($p<0,05$). Ek olarak, birinci ekosistem modüllerinin farklı örneklem noktaları incelendiğinde 1.2 örnekleminde diğer örneklem noktalarına göre daha yüksek giderim verimliliğine ulaşıldığı da görülmektedir (Görsel 3.44). Birinci ekosistemlerin 1.2 örnekleminde gerçekleşen giderimi 3 ve 4 günlük HBS' lerde olduğu gibi sırasıyla 1.1. ve B.Ö örneklem noktaları takip etmektedir.



Görsel 3.44. *5 günlük HBS sonunda HEM' lerin her bir örneklem noktasından alınan çıkış suyu numunelerinin giriş suyu numunelerine göre ortalama kimyasal oksijen ihtiyacı giderim verimlilikleri değişimi (%)*

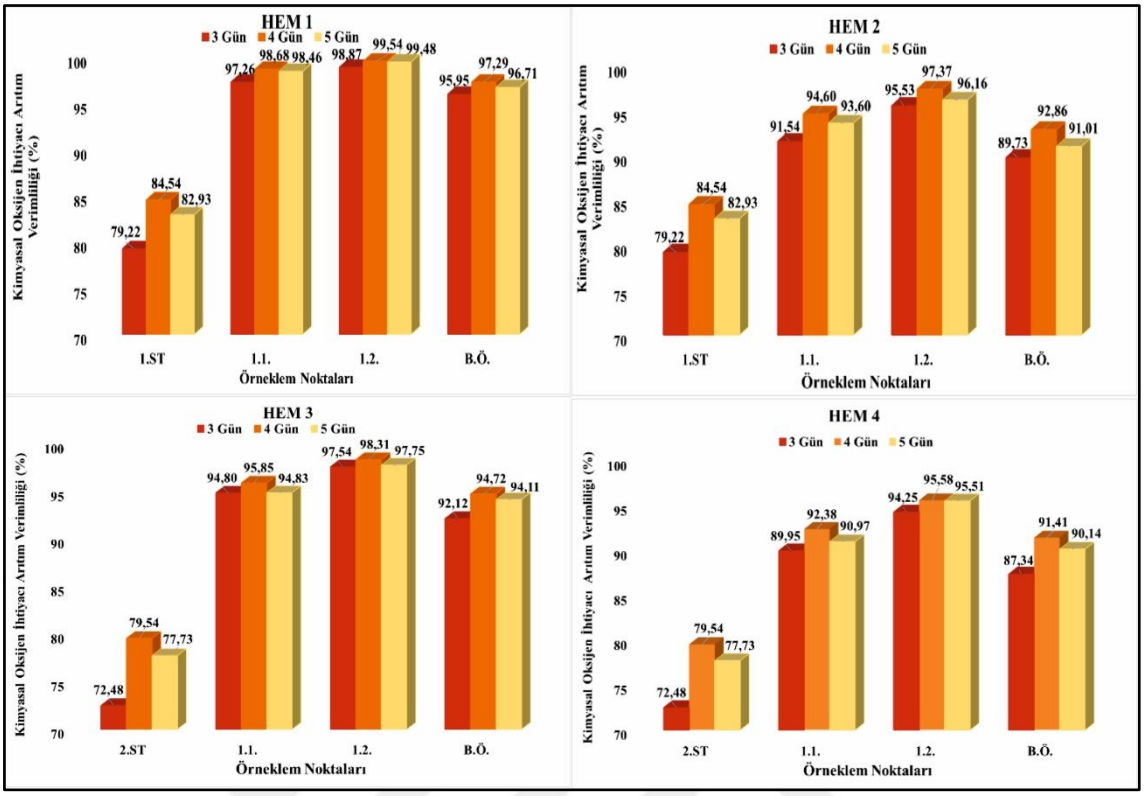
İkinci ekosistemler incelendiğinde ise yine yatay ekosistem modüllerinin dikey ekosistem modüllerine oranla daha yüksek performans sergilediği belirlenmiştir. Dahası, birinci ekosistem modüllerinde olduğu gibi ikinci ekosistem modüllerindeki ekosistem çeşitliliğinin KOİ giderim verimlilikleri üzerinde belirgin farklılıklar olduğu da görülmektedir ($p<0,05$).

Hibrit ekosistemlerin giderim verimlilikleri incelendiğinde ise ekosistemlerin ortalama KOİ konsantrasyonları sırasıyla 20,33 mg/L, 55,44 mg/L, 36,33 mg/L ve 60,78 mg/L olarak ölçülmüştür. Ekosistemlerin ortalama KOİ giderim verimlilikleri ise sırasıyla %96,71, %91,01, %94,11 ve %90,14 olarak hesaplanmıştır. Bu durum yatay-yatay kuruluma sahip HEM 2 ekosisteminin diğer ekosistemlere oranla KOİ gideriminde daha verimli çalıştığını göstermektedir.



Görsel 3.45. *5 günlük HBS sonunda HEM' lerin ortalama kimyasal oksijen ihtiyacı giderim verimlilikleri değişimi (%)*

92 günlük araştırma periyodunda ekosistem çeşitliliğine ve HBS sürelerine bağlı KOİ giderim verimlilikleri incelenmiş ve ekosistemlerin giderim verimlilikleri Görsel 3.46' da görselleştirilmiştir. Görsel 3.46 incelendiğinde görüleceği üzere tüm HBS'lerinde birinci ekosistem modüllerinden yatay olanların dikey olanlara göre daha yüksek KOİ giderim performansı sergilediği ve buna ilaveten 4 günlük HBS' deki giderim verimliliğinin 3 ve 5 günlük HBS' lere göre daha yüksek olduğu da görülmektedir. HEM'lerin ikinci ekosistem modüllerinde de aynı durum geçerlidir. Tüm HBS' lerde HEM 1' in KOİ giderim verimliliğinin diğer ekosistemlerden yüksek olduğu görülmektedir. Bu durum da araştırma alanının iklimsel verilerinin de KOİ giderim performansı üzerinde etkisi olabileceği düşünüldüğünde beklenen bir sonuçtur. 92 günlük araştırma periyodunun HEM'ler için ortalama KOİ giderim verimlilik oranları hesaplandığında sırasıyla %96,65, %91,20, %93,65 ve %89,63 oranlarına ulaşılmaktadır. Bu verilerden de anlaşılacağı üzere, HEM 1 ekosistemini sırasıyla HEM 3, HEM 2 ve HEM 4 ekosistemleri takip etmektedir.

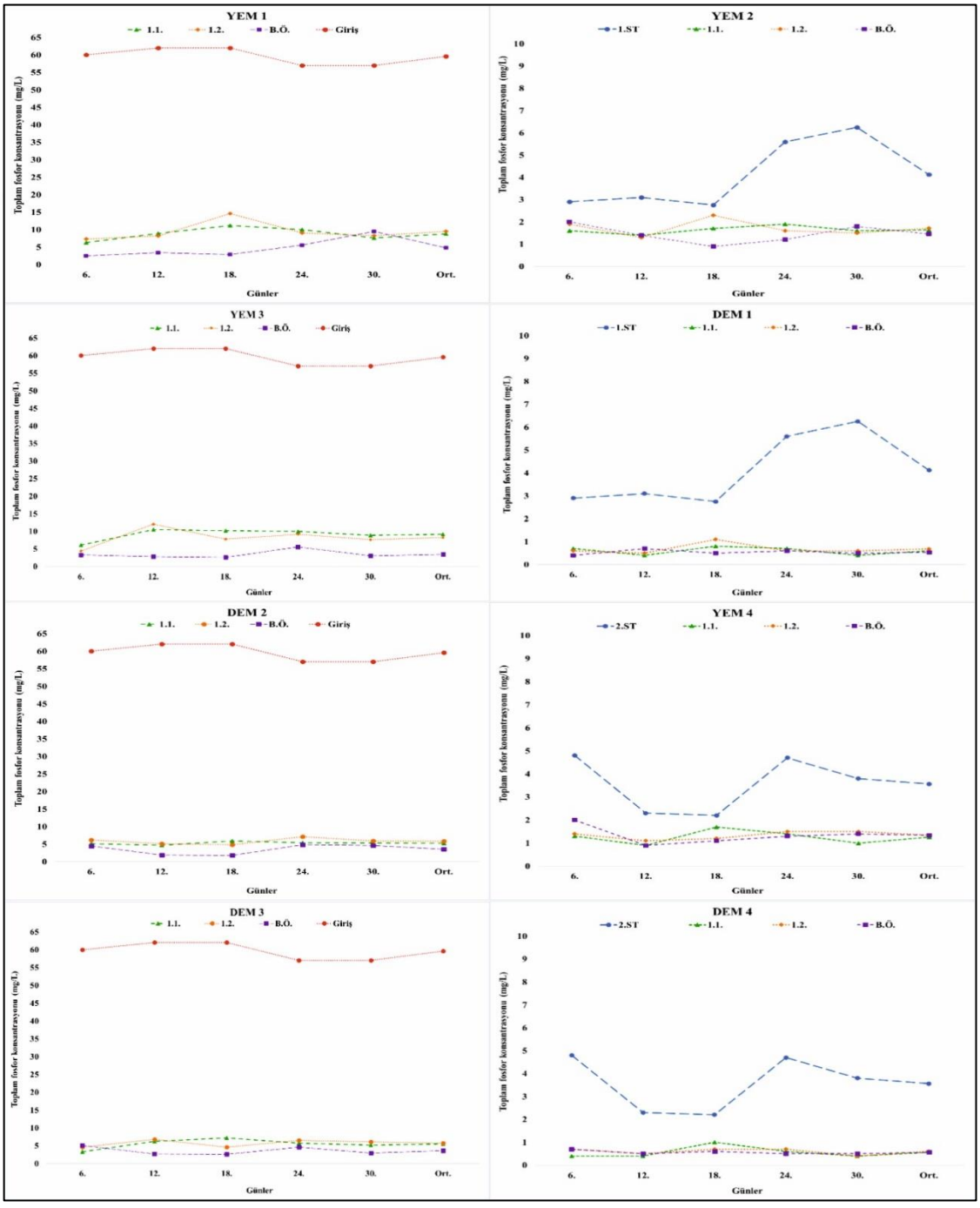


Görsel 3.46. *HBS' ye göre HEM' lerin ortalama kimyasal oksijen ihtiyacı giderim verimliliklerinin karşılaştırılması (%)*

KOİ gideriminde iklimsel verilere ek olarak ekosistem yataklarının uzunluğu ve derinliğinin, üretilen biyoelektrik miktarına bağlı elektriksel alanın, bitkilerin toprak altı biyokütleleri ve mikroorganizma çeşitliliğinin de düşünülmektedir. Örneğin, giriş suları ekosistemlere daima örneklem noktalarının zıt yönünden HBS süresine uygun olarak verilmiştir. Yatay ekosistemlerin yatak uzunlukları 63 cm, dikey ekosistemlerin yatak uzunlukları ise 75 cm' dir. Bu noktada dikey ekosistemlerin avantajlı olduğu görülmektedir. Ancak holistik bakış açısıyla yatay ekosistemlerde üretilen biyoelektriğin ve toprak alı biyokütlelerinin etkisi sebebiyle yatay ekosistemler avantajlı duruma geçmektedir. Ekosistemlerin örneklem noktalarının yüzeye olan uzaklıkları Görsel 2.8' de görülmektedir. Yatay ve dikey ekosistemlerin örneklem noktalarının orantısal olarak eşitliği göz önüne alındığında yatay ve dikey ekosistemlerde benzer sonuçların oluşması muhtemeldir. Bu düşüncelere ek olarak B.Ö örneklem noktasının 1.1. örneklem noktasından HBS'ye uygun şekilde damla damla biriktiği de düşünüldüğünde süre-arıtım verimliliği ilişkisi çerçevesinde beklenen bir sonuç ortaya çıkmaktadır.

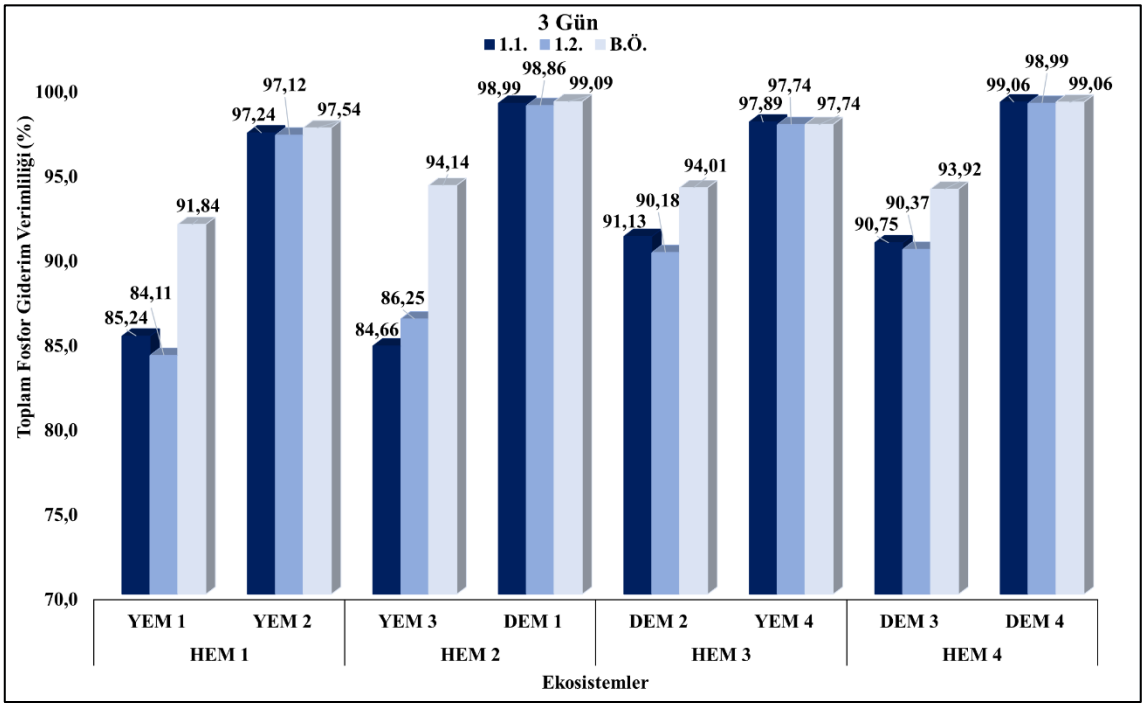
3.2.4. Toplam fosfor (TF) izlenmesi

3 günlük HBS periyodundaki HEM' lerin giriş ve örneklem noktalarından alınan su örneklerinin toplam fosfor (TF) ölçümlerinden elde edilen günlük konsantrasyonlarının değişimleri ve ortalama konsantrasyonları Görsel 3.47' de, ekosistemlerin çıkış noktalarının ayrıntılı TF giderim verimlikleri Görsel 3.48' de ve HEM' lerin ortalama TF giderim verimliliklerinin değişimi ise Görsel 3.49' da gösterilmektedir.



Görsel 3.47. *3 günlük HBS sonunda HEM' lerin her bir örneklem noktasından alınan giriş ve çıkış suyu numunelerinin günlük ve ortalama toplam fosfor konsantrasyonu değişimi (mg/L)*

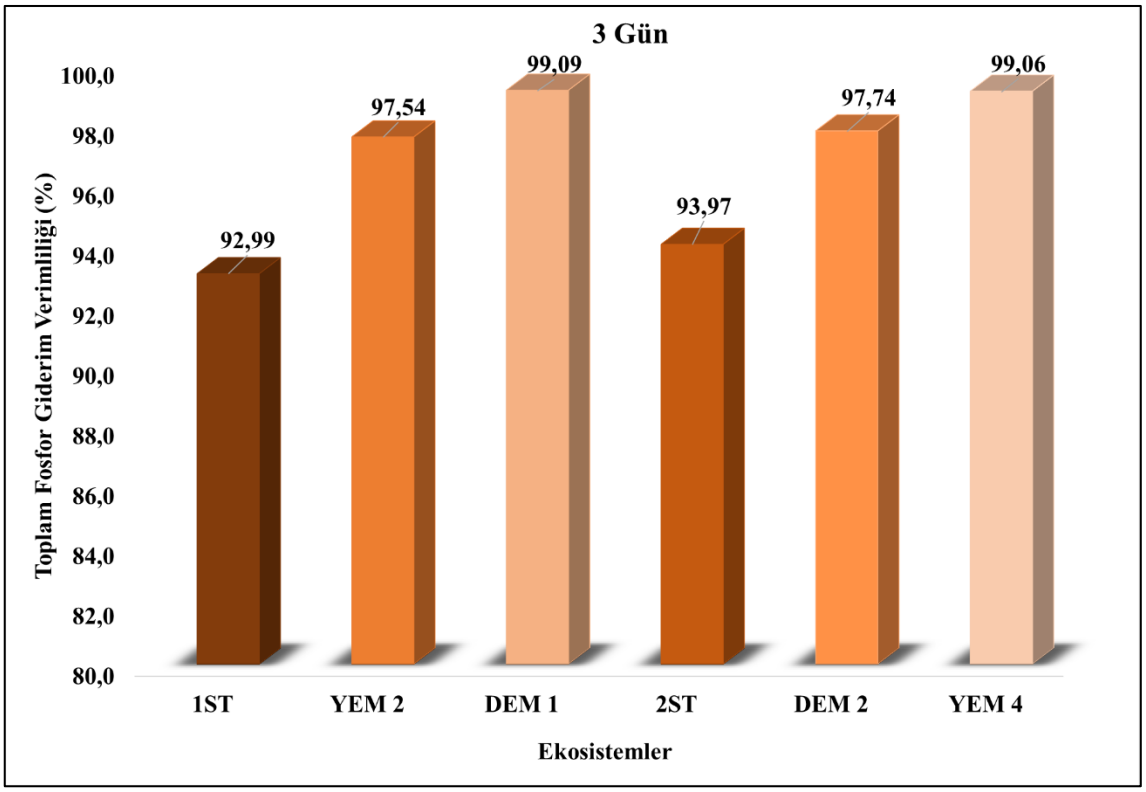
3 günlük HBS' de 30 gün boyunca HEM'lere verilen giriş suyunun TF konsantrasyon aralığı 57-62 mg/ L aralığında değiştiği ölçülürken 30 günlük süreçteki ortalama TF konsantrasyonu 59,6 mg/L olarak hesaplanmıştır. 30 günlük süreçte her bir modülün, hibrit ekosistemlerin ve örneklem noktalarının TF giderim performansları araştırılmıştır.



Görsel 3.48. *3 günlük HBS sonunda HEM' lerin her bir örneklem noktasından alınan çıkış suyu numunelerinin giriş suyu numunelerine göre ortalama toplam fosfor giderim verimlilikleri değişimi (%)*

3 günlük HBS' ye ait TF konanstrasyonları ve giderim oranları incelendiğinde, yatay ve dikey ekosistem modülleri arasında belirgin farklılıklar tespit edilememiştir ($p>0,05$). HEM'lerin birinci ekosistem modüllerindeki yatay ve dikey ekosistemler TF giderimi verimlikleri karşılaştırıldığında yatay ekosistem modüllerinin dikey ekosistem modüllerine oranla daha başarısız giderim performansı sergilediği belirlenmiştir. Bu durum, 1. ve 2. ST' deki su numunelerinin ortalama konsantrasyonlarına da yansımıştır. 1.ST' nin ortalama TF konsantrasyonu 4,12 mg/L ve 2.ST'nin ortalama konsantrasyonu ise 3,56 mg/L olarak ölçülmüştür. Bu değerler ışığında, 1. ST'deki ortalama TF giderim verimliliğini %92,99, 2.ST'deki verimliliğin ise %93,97 olarak hesaplanmıştır. Birinci ekosistem modülleri TF giderimi üzerinde etkili olduğu ve ekosistem çeşitliliğinin giderimde önemli rol oynadığı görülmektedir ($p<0,05$). Birinci ekosistem modüllerinin

farklı örneklem noktaları incelendiğinde B.Ö örnekleminde diğer örneklem noktalarına göre daha yüksek giderim verimliliğine ulaşıldığı da görülmektedir (Görsel 3.49). Birinci ekosistemlerin B.Ö örnekleminde gerçekleşen giderimi sırasıyla 1.1. ve 1.2 örneklem noktaları takip etmektedir. İkinci ekosistemler incelendiğinde ise yine dikey ekosistem modüllerinin yatay ekosistem modüllerine oranla daha yüksek giderim performansı sergilediği de belirlenmiştir. Ekosistemlerin giriş fosfor konsantrasyonları ile tüm hibrit ekosistemlerin son çıkış noktaları arasında istatistiksel olarak anlamlı farklılıklar tespit edilmiştir ($p < 0,05$).

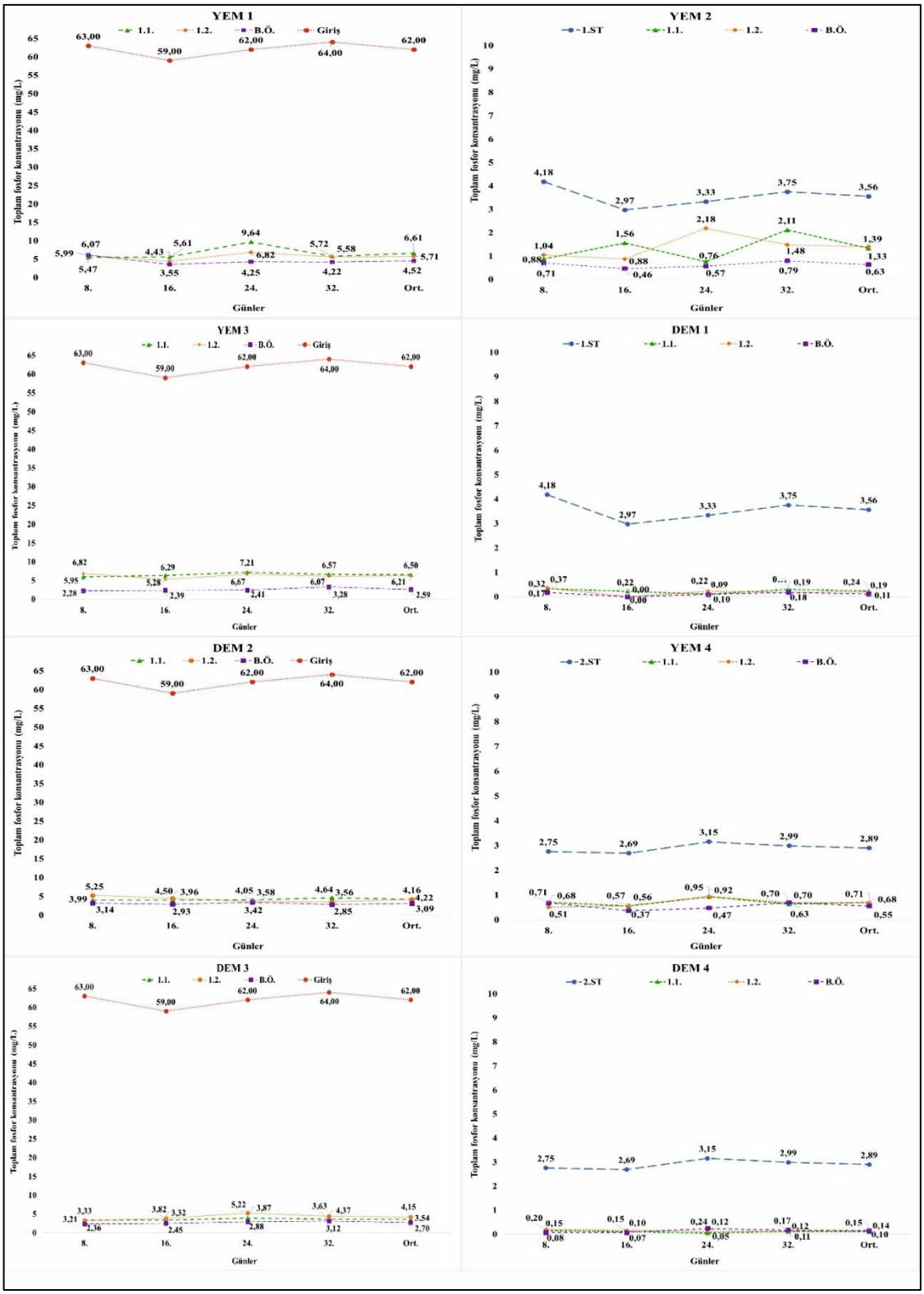


Görsel 3.49. *3 günlük HBS sonunda HEM' lerin ortalama toplam fosfor giderim verimlilikleri değişimi (%)*

Hibrit ekosistemlerin giderim verimlilikleri incelendiğinde ekosistemlerin giderim verimliliklerini sırasıyla %97,54, %99,09, %97,74 ve %99,06 olarak hesaplanmıştır. Bu durum 3 günlük HBS' de yatay-dikey olarak kurulan HEM 2 ekosisteminin TF gideriminde diğer ekosistemlere oranla daha verimli çalıştığını göstermektedir.

4 günlük HBS periyodundaki HEM' lerin giriş ve örneklem noktalarından alınan su örneklerinden günlük ve toplam fosfor (TF) konsantrasyonları Görsel 3.50' de, ekosistemlerin çıkış noktalarının ayrıntılı giderim verimlikleri Görsel 3.51' de ve HEM' lerin ortalama amonyum giderim verimlilikleri değişimi ise Görsel 3.52' de verilmiştir. 4

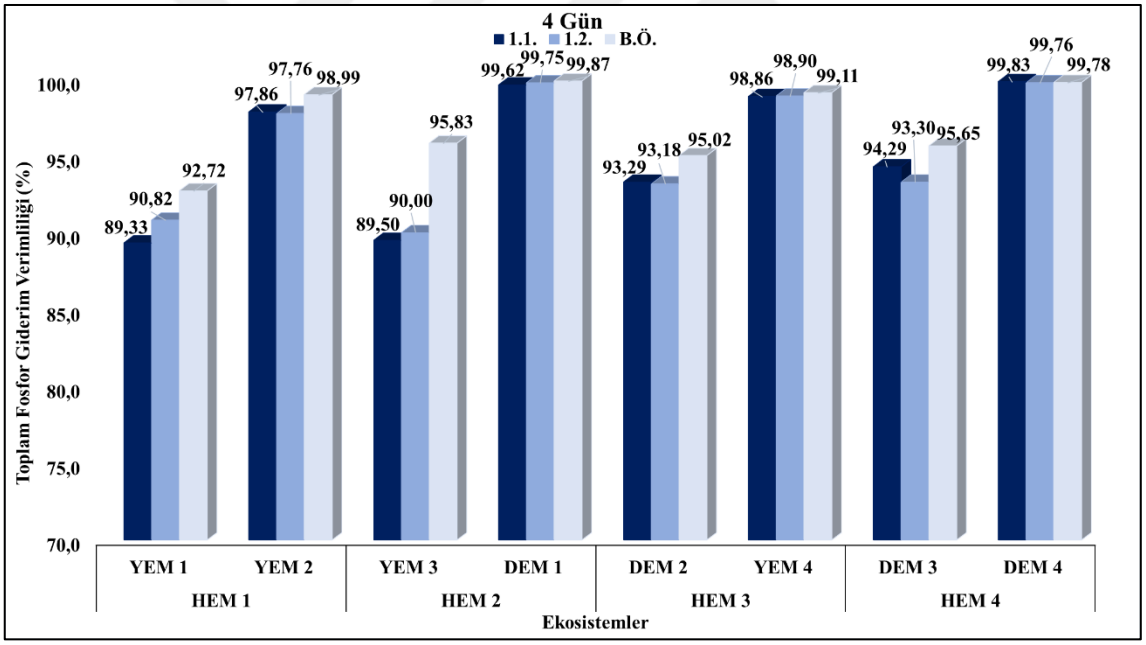
günlük HBS' de 32 gün boyunca HEM'lere verilen giriş suyunun TF konsantrasyon aralığı 59-64 mg/ L aralığında değiştiği ölçülürken 32 günlük süreçteki ortalama ise konsantrasyon 62 mg/L olarak hesaplanmıştır.



Görsel 3.50. *4 günlük HBS sonunda HEM' lerin her bir örneklem noktasından alınan giriş ve çıkış suyu numunelerinin günlük ve ortalama toplam fosfor konsantrasyonu değişimi (mg/L)*

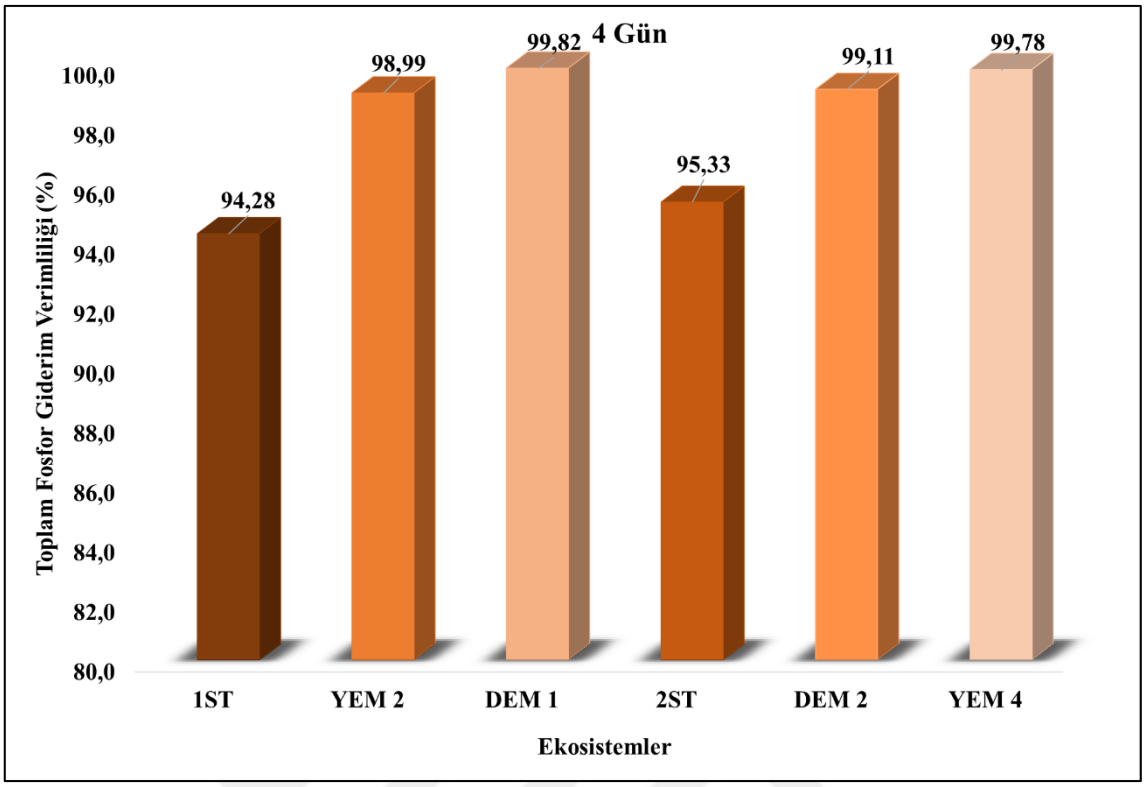
Çalışmanın 4 günlük HBS bölümünde de TF gideriminde yatay ve dikey ekosistem modülleri arasında belirgin farklılıklar tespit edilmemiştir (p>0,05) ve ancak HEM'lerin birinci ekosistem modüllerindeki dikey ekosistemlerin yatay ekosistemlerden daha yüksek TF giderim performansı sergilediği belirlenmiştir. Bu durum 1. ST ve 2. ST' deki ortalama TF konsantrasyon miktarları sırasıyla 3,56 mg/L ve 2,89 mg/L olarak ölçülmesiyle de gösterilmektedir. Bu konsantrasyonlara karşılık gelen ortalama TF giderim verimlilikleri ise sırasıyla %94,28 ve %95,33 olarak hesaplanmış ve Görsel 3.51 ile Görsel 3.52'de görselleştirilmiştir.

Birinci ekosistem modüllerinin farklı örneklem noktaları incelendiğinde B.Ö örnekleminde diğer örneklem noktalarına göre daha yüksek giderim verimliliğine ulaşıldığı da görülmektedir (Görsel 3.51).



Görsel 3.51. *4 günlük HBS sonunda HEM' lerin her bir örneklem noktasından alınan çıkış suyu numunelerinin giriş suyu numunelerine göre ortalama toplam fosfor giderim verimlilikleri değişimi (%)*

İkinci ekosistemler incelendiğinde ise yine dikey ekosistem modüllerinin yatay ekosistem modüllerine oranla daha yüksek performans sergilediği belirlenmiştir. Dahası, birinci ekosistem modüllerinde olduğu gibi ikinci ekosistem modüllerindeki ekosistem çeşitliliğinin TF giderim verimlilikleri üzerinde belirgin farklılıklar olduğu da görülmemektedir (p>0,05).

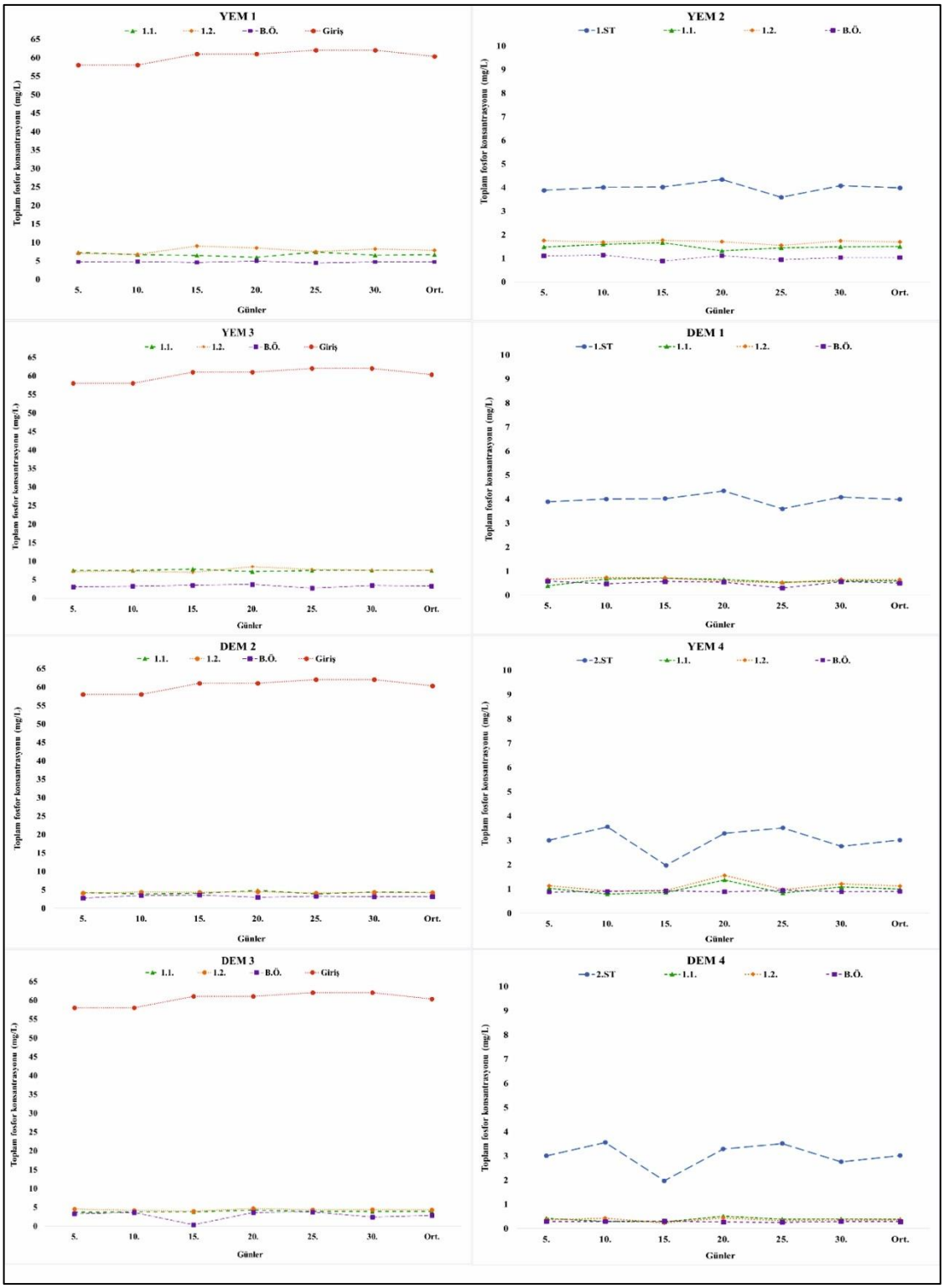


Görsel 3.52. *4 günlük HBS sonunda HEM' lerin ortalama toplam fosfor giderim verimlilikleri değişimi (%)*

Hibrit ekosistemlerin giderim verimlilikleri incelendiğinde ise ekosistemlerin ortalama TF konsantrasyonları sırasıyla 0,63 mg/L, 0,11 mg/L, 0,55 mg/L ve 0,14 mg/L olarak ölçülmüştür. Ekosistemlerin ortalama TF giderim verimlilikleri ise sırasıyla %98,99, %99,82, %99,11 ve %99,78 olarak hesaplanmıştır. Bu durum yatay-dikey kuruluma sahip HEM 2 ekosisteminin diğer ekosistemlere oranla TF gideriminde daha verimli çalıştığını göstermektedir.

5 günlük HBS periyodundaki HEM' lerin giriş ve örneklem noktalarından alınan su örneklerinin toplam fosfor (TF) ölçümlerinden elde edilen günlük konsantrasyonlarının değişimleri ve ortalama konsantrasyonları Görsel 3.53' de, ekosistemlerin çıkış noktalarının ayrıntılı TF giderim verimlikleri Görsel 3.54' de ve HEM' lerin ortalama TF giderim verimliliklerinin değişimi ise Görsel 3.55' de görselleştirilmiştir.

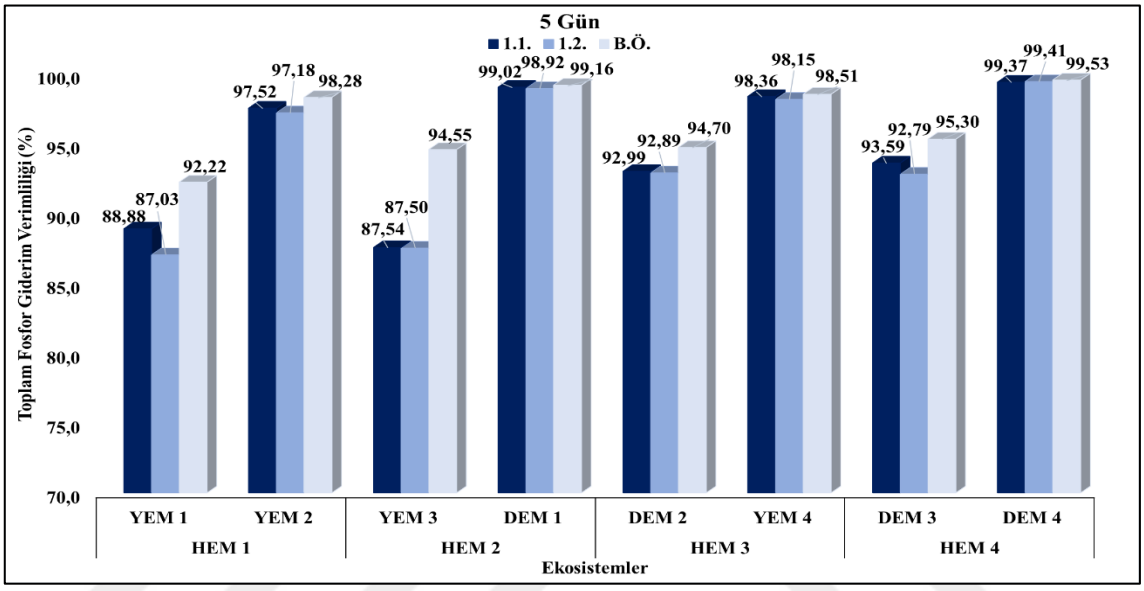
30 gün süren 5 günlük HBS periyodunda HEM'lere TF konsantrasyon aralığı 58-62 mg/ L aralığında değişen ve 30 günlük ortalama konsantrasyonu 60,33 mg/L olan AT7 içeren sentetik tekstil atık suları verilerek ekosistem çeşitliliğinin TF giderim performansları üzerindeki etkisi araştırılmıştır.



Görsel 3.53. *5 günlük HBS sonunda HEM' lerin her bir örneklem noktasından alınan giriş ve çıkış suyu numunelerinin günlük ve ortalama toplam fosfor konsantrasyonu değişimi (mg/L)*

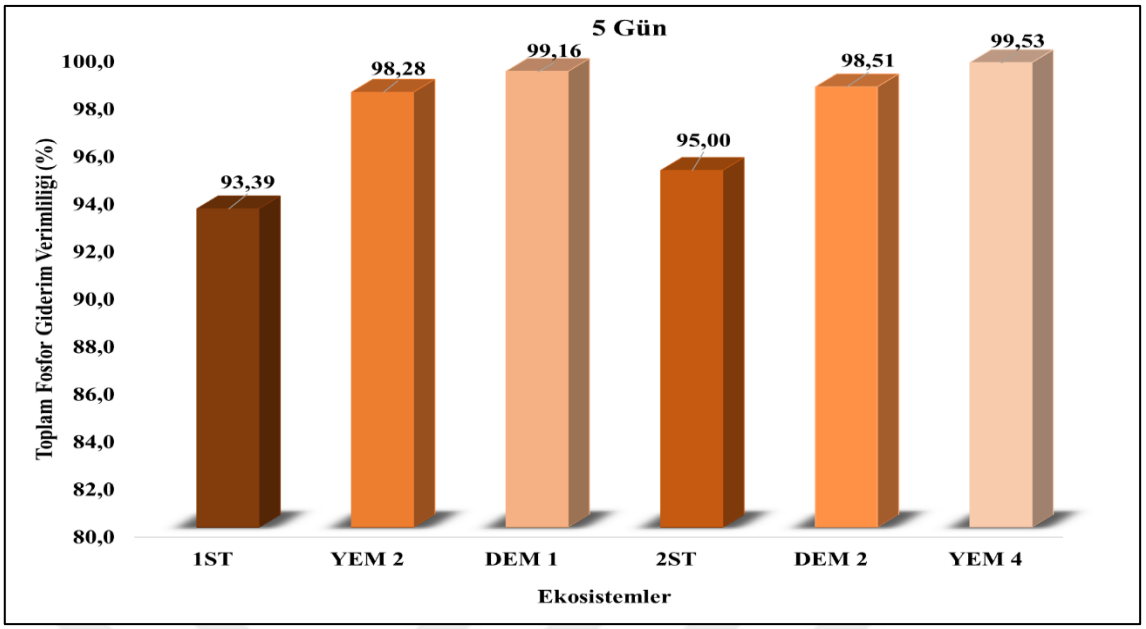
Yatay ekosistem modüllerinin dikey ekosistem modüllerinden daha düşük TF konsantrasyonuna sahip olduğu ve dolayısıyla dikey ekosistemlerin daha yüksek giderim verimliliği sergilediği Görsel 3.54 ve Görsel 3.55' de görülmektedir. Görsel 3.55' de

görüldüğü üzere ekosistem çeşidine göre birinci ekosistem modüllerinin biriken örneklerinin toplandığı 1. ve 2. Septik tanklardaki TF giderim verimlilikleri sırasıyla %93,39 (3,99 mg/L) ve %95,00 (3,01 mg/L) olarak hesaplanmıştır. Birinci ekosistem modüllerinin farklı örneklem noktaları incelendiğinde ise B.Ö örneklem noktalarının diğer örneklem noktalarına göre daha yüksek giderim verimliliğine sahip olduğu görülmektedir.



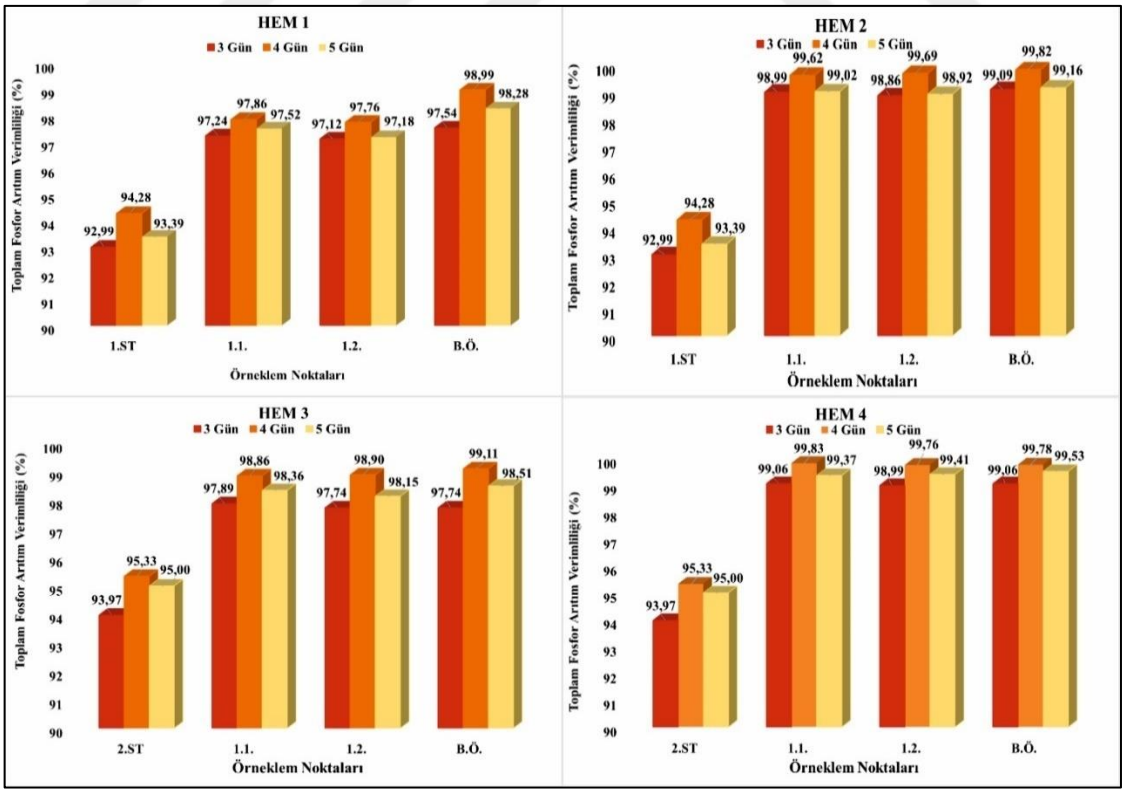
Görsel 3.54. *5 günlük HBS sonunda HEM' lerin her bir örneklem noktasından alınan çıkış suyu numunelerinin giriş suyu numunelerine göre ortalama toplam fosfor giderim verimlilikleri değişimi (%)*

İkinci ekosistem modüllerinin TF giderim verimlilikleri incelendiğinde birinci ekosistem modülleri ile benzer bir durum tespit edilmiştir. Bu duruma göre, ikinci ekosistemlerde en yüksek giderim verimliliği dikey ekosistemlerde gerçekleşmiştir. HEM' lerin 5 günlük HBS'deki TF konsantrasyonları 1,03 mg/L, 0,51 mg/L, 0,9 mg/L ve 0,29 mg/L olarak ölçülmüştür. Buna karşılık HEM'lerin TF giderim verimlilikleri ise sırasıyla %98,28, %99,16, %98,51 ve %99,53 olarak hesaplanmıştır. Elde edilen sonuçlar, tüm hibrit ekosistemlerin AT7 içeren atık sulardan TF giderim yeteneğine sahip olduklarını göstermektedir. Ancak, 5 günlük HBS boyunca dikey-dikey ekosistemlerden oluşan HEM 4' ün TF gideriminde diğer ekosistemlerden daha yüksek TF giderim verimliliğine sahip olduğu (%99,53) unutulmamalıdır. Ayrıca, ekosistem çeşitlerinin TF giderim performansları arasında anlamlı farklılıklar göstermediği one-way ANOVA analizi ile de belirlenmiştir ($p>0,05$).



Görsel 3.55. *5 günlük HBS sonunda HEM' lerin ortalama toplam fosfor giderim verimlilikleri değişimi (%)*

92 günlük araştırma periyodunda ekosistem çeşitliliğine ve HBS sürelerine bağlı TF giderim verimlilikleri incelenmiş ve ekosistemlerin giderim verimlilikleri Görsel 3.56'da gösterilmektedir.



Görsel 3.56. *HBS' ye göre HEM' lerin ortalama toplam fosfor giderim verimliliklerinin karşılaştırılması (%)*

Görsel 3.56 incelendiğinde görüleceği üzere tüm HBS'lerinde birinci ekosistem modüllerinden dikey olanların yatay olanlara nazaran daha yüksek TF giderim performansı sergilediği ve buna ilaveten 4 günlük HBS' deki giderim verimliliğinin 3 ve 5 günlük HBS' lere göre daha yüksek olduğu da görülmektedir. İkinci ekosistem modülleri incelendiğinde de birinci ekosistem modülleri ile benzer sonuçlarla karşılaşılmaktadır. HEM'lerin farklı HBS'lerdeki giderim performansları karşılaştırıldığında sırasıyla 4 gün, 5 gün ve 3 günlük sürelerde giderim gerçekleştiği de görülmektedir. Bu bağlamda AT7 içeren sentetik tekstil atık sularının giriş fosfor konsantrasyonları ile tüm ekosistemlerin çıkış konsantrasyonları arasında anlamlı farklılıklar belirlenmiştir ($p < 0,05$). Ancak, hibrit ekosistem çeşitliliğinin TF gideriminde belirgin şekilde etkili olmadığı ($p > 0,05$) belirlenmiştir.

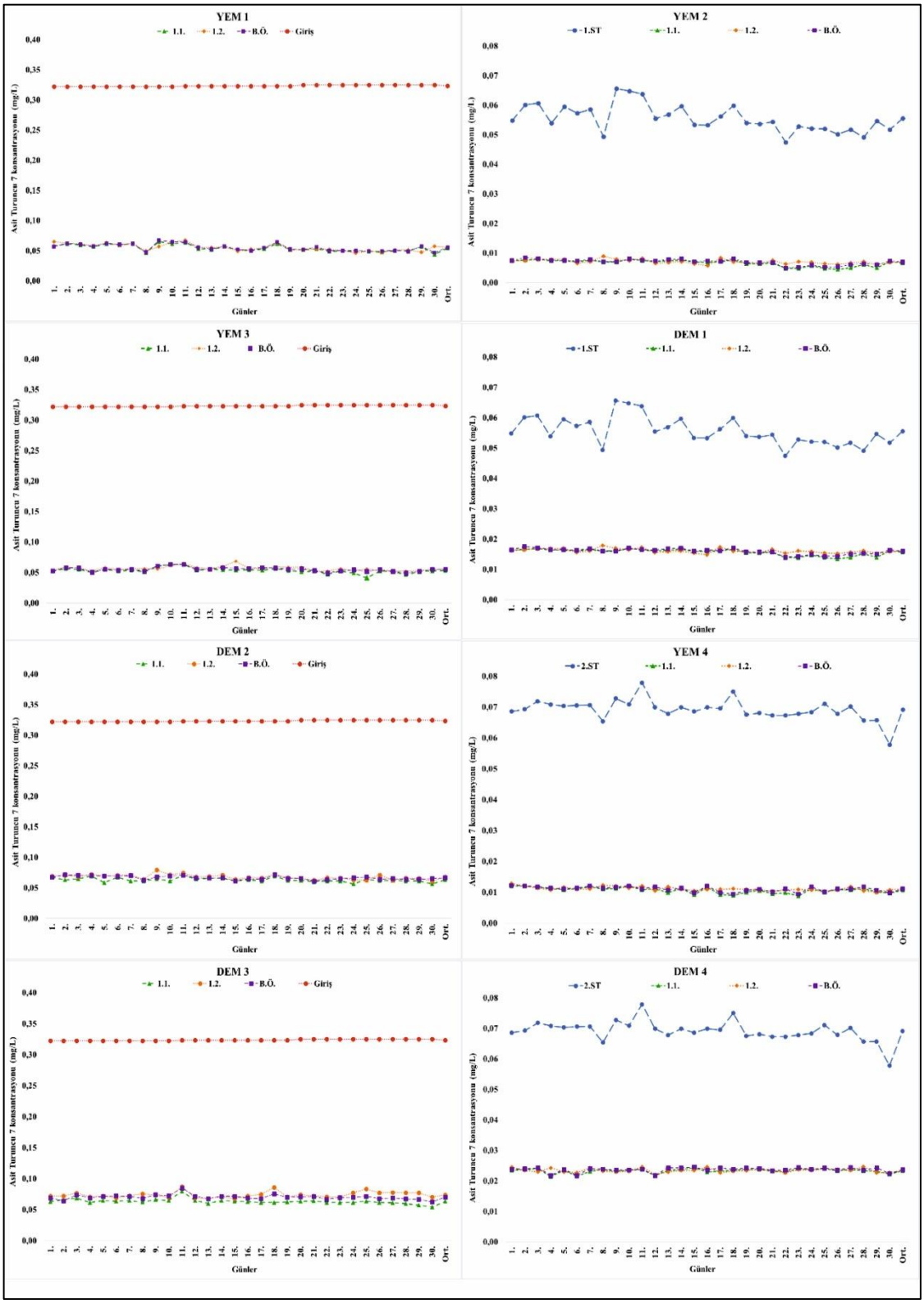
3.2.5. Boyar madde (AT 7) izlenmesi

3 günlük HBS periyodundaki HEM' lerin giriş ve örneklem noktalarından alınan su örneklerinin boyar madde (AT7) ölçümlerinden elde edilen günlük konsantrasyonlarının değişimleri ve ortalama konsantrasyonları Görsel 3.57' de, ekosistemlerin çıkış noktalarının ayrıntılı AT 7 giderim verimlikleri Görsel 3.58' de ve HEM' lerin ortalama AT7 giderim verimliliklerinin değişimi ise Görsel 3.59' da görselleştirilmiştir.

30 gün süren 3 günlük HBS periyodunda HEM'lere boyar madde olarak konsantrasyon aralığı 0,322-0,325 mg/ L arasında değişen ve 30 günlük ortalaması 0,323 mg/L olan AT7 içeren sentetik tekstil atık suları verilerek ekosistem çeşitliliğinin AT7 giderim performansları üzerindeki etkisi araştırılmıştır. 30 günlük süreç içerisinde yatay ve dikey ekosistem modüllerinin AT7 giderim verimlilikleri arasında belirgin farklılıklar tespit edilmiştir ($p<0,05$).

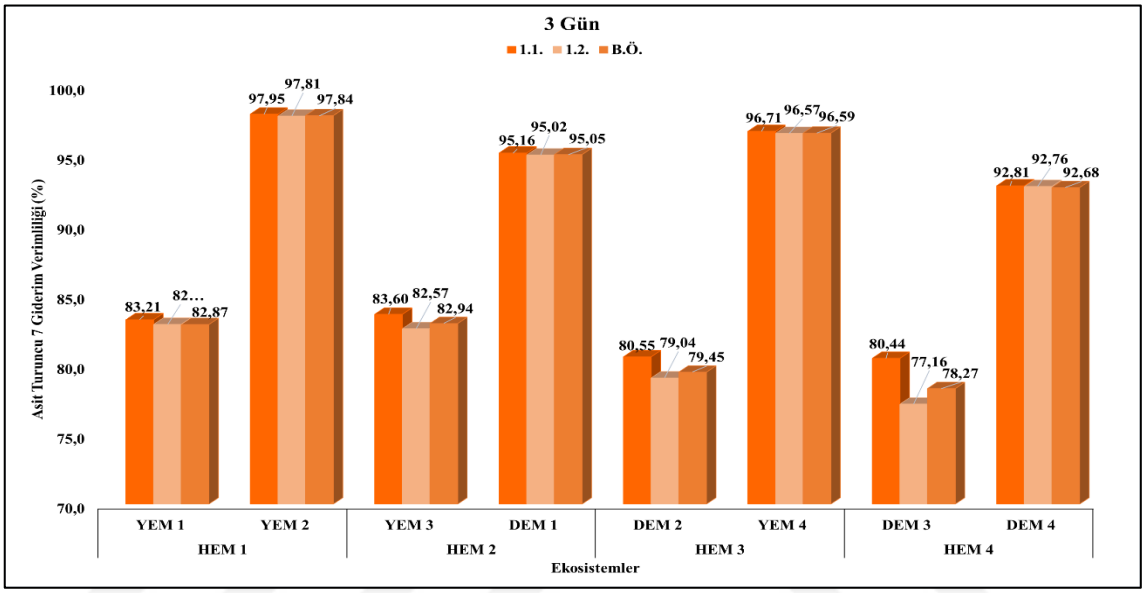
Yatay ekosistem modüllerinin dikey ekosistem modüllerinden daha düşük AT7 konsantrasyonuna sahip olduğu ve dolayısıyla yüksek giderim verimliliği sergilediği Görsel 3.58 ve Görsel 3.59' da görülmektedir. Görsel 3.59' da görüldüğü üzere ekosistem çeşidine göre birinci ekosistem modüllerinin biriken örneklerinin toplandığı 1. ve 2. Septik tanklardaki AT7 giderim verimlilikleri sırasıyla %82,82 (0,056 mg/L) ve %78,62 (0,069 mg/L) olarak hesaplanmıştır. Birinci ekosistem modüllerinin farklı örneklem noktaları incelendiğinde ise 1.1 örneklem noktalarının diğer örneklem noktalarına göre daha yüksek giderim verimliliğine sahip olduğu görülmektedir (Görsel 3.58). Ancak,

birinci ekosistem modüllerinin her bir örneklem noktaları arasında AT7 giderimi açısından anlamlı farklılıklar tespit edilmemiştir ($p>0,05$).

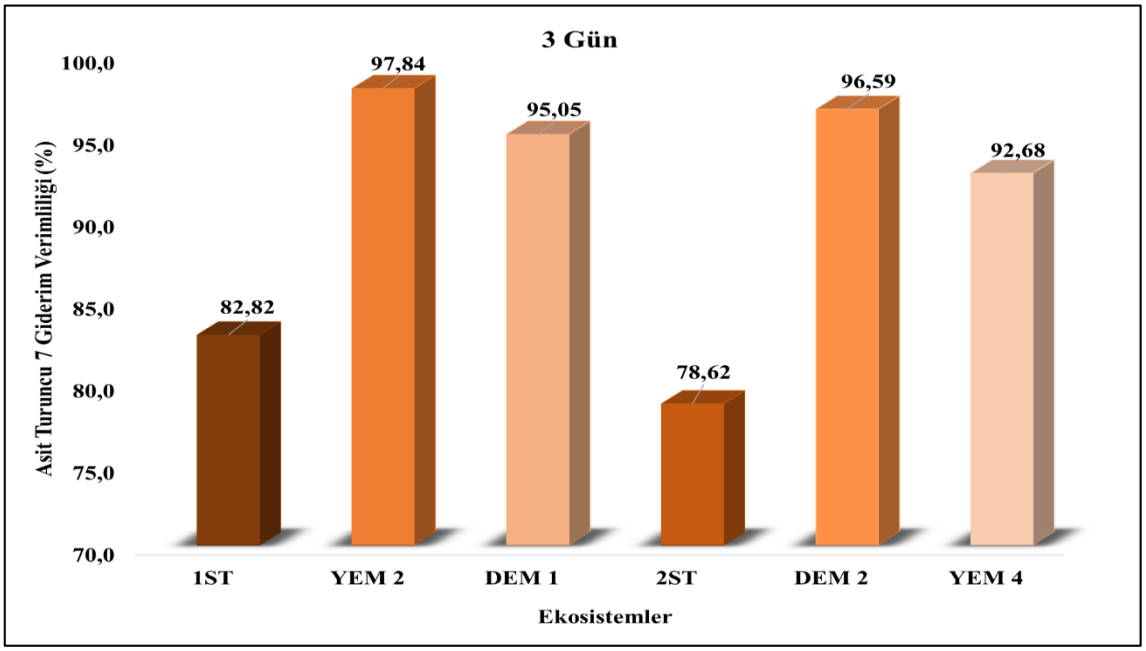


Görsel 3.57. *3 günlük HBS sonunda HEM' lerin her bir örneklem noktasından alınan giriş ve çıkış suyu numunelerinin günlük ve ortalama asit turuncu 7 konsantrasyonu değişimi (mg/L)*

İkinci ekosistem modüllerinin AT7 giderim verimlilikleri incelendiğinde birinci ekosistem modülleri ile benzer bir durum tespit edilmiştir. Bu duruma göre, ikinci ekosistemlerde en yüksek giderim verimliliği yatay ekosistemlerde gerçekleşmiştir. HEM' lerin 3 günlük HBS'deki AT7 konsantrasyonları 0,007 mg/L, 0,016 mg/L, 0,011 mg/L ve 0,024 mg/L olarak ölçülmüştür. Buna karşılık HEM'lerin AT7 giderim verimlilikleri ise sırasıyla %97,84, %85,05, %96,59 ve %92,68 olarak hesaplanmıştır.



Görsel 3.58. *3 günlük HBS sonunda HEM' lerin her bir örneklem noktasından alınan çıkış suyu numunelerinin giriş suyu numunelerine göre ortalama asit turuncu 7 giderim verimlilikleri değişimi (%)*



Görsel 3.59. *3 günlük HBS sonunda HEM' lerin ortalama asit turuncu 7 giderim verimlilikleri değişimi (%)*

Elde edilen sonuçlar, tüm hibrit ekosistemlerin AT7 içeren atık sulardan AT7 giderim yeteneğine sahip olduklarını göstermektedir. Ancak, 3 günlük HBS boyunca yatay-yatay ekosistemlerden oluşan HEM 1' in AT7 gideriminde diğer ekosistemlerden daha yüksek AT7 giderim verimliliğine sahip olduğu (%97,84) unutulmamalıdır.

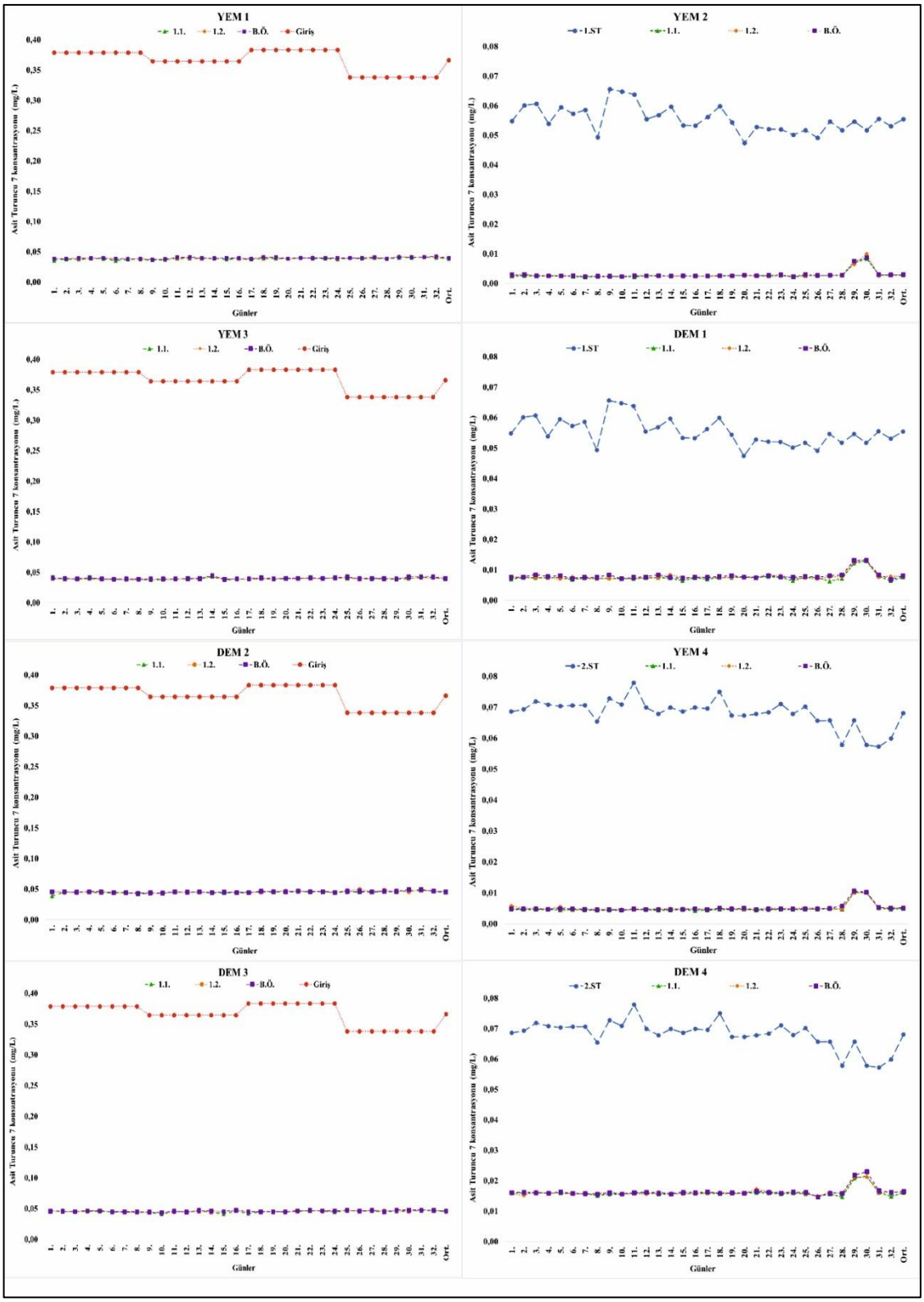
Ayrıca, ekosistem çeşitliliğinin AT7 giderim performansları açısından anlamlı farklılıklar oluşturduğu one-way ANOVA analizi ile de belirlenmiştir ($p<0,05$). Ek olarak, giriş suyu AT7 konsantrasyon değerleri ile birinci ekosistemlerin tüm çıkış noktaları arasında istatistiksel olarak anlamlı farklılıklar tespit edilmiştir ($p <0,05$).

4 günlük HBS periyodundaki HEM' lerin giriş ve örneklem noktalarından alınan su örneklerinin boyar madde (AT7) ölçümlerinden elde edilen günlük konsantrasyonlarının değişimleri ve ortalama konsantrasyonları Görsel 3.60' da ekosistemlerin çıkış noktalarının ayrıntılı AT7 giderim verimlikleri Görsel 3.61' de ve HEM' lerin ortalama AT7 giderim verimliliklerinin değişimi ise Görsel 3.62' de gösterilmiştir.

4 günlük HBS' de 32 gün boyunca HEM'lere verilen giriş suyunun AT7 konsantrasyon aralığı 0,338-0,383 mg/ L aralığında değiştiği ölçülürken 32 günlük süreçteki ortalama AT7 konsantrasyonu 0,366 mg/L olarak hesaplanmıştır. 32 günlük süreçte her bir modülün, hibrit ekosistemlerin ve örneklem noktalarının AT7 giderim performansları araştırılmıştır.

4 günlük HBS' ye ait AT7 konsantrasyonları ve giderim oranları incelendiğinde, yatay ve dikey ekosistem modülleri arasında belirgin farklılıklar tespit edilmiştir ($p<0,05$). HEM'lerin birinci ekosistem modüllerindeki yatay ve dikey ekosistemler AT7 giderimi verimlikleri karşılaştırıldığında yatay ekosistem modüllerinin dikey ekosistem modüllerine oranla daha başarılı giderim performansı sergilediği belirlenmiştir. Bu durum, 1. ve 2. ST' deki su numunelerinin ortalama konsantrasyonlarına da yansımıştır. 1.ST' nin ortalama AT7 konsantrasyonu 0,055 mg/L ve 2.ST'nin ortalama konsantrasyonu ise 0,066 mg/L olarak ölçülmüştür. Bu değerler ışığında, 1. ST'deki ortalama AT7 giderim verimliliğini %84,84, 2.ST'deki verimliliğin ise %81,4 olarak hesaplanmıştır.

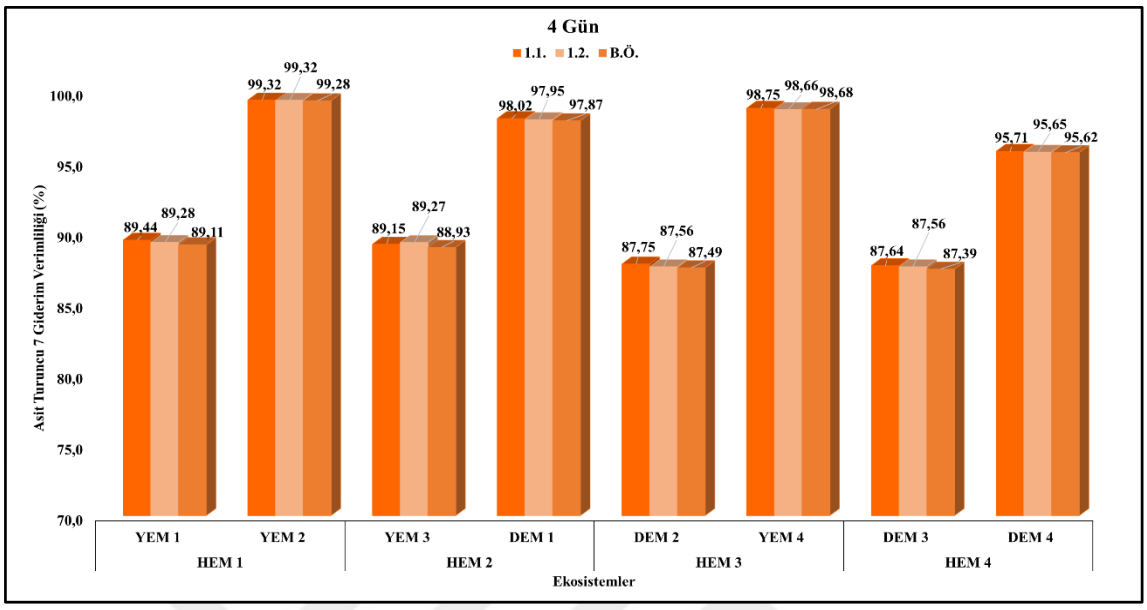
Birinci ekosistem modüllerinin farklı örneklem noktaları incelendiğinde 1.1 örnekleminde diğer örneklem noktalarına göre daha yüksek giderim verimliliğine ulaşıldığı da görülmektedir (Görsel 3.61).



Görsel 3.60. *4 günlük HBS sonunda HEM' lerin her bir örneklem noktasından alınan giriş ve çıkış suyu numunelerinin günlük ve ortalama asit turuncu 7 konsantrasyonu değişimi (mg/L)*

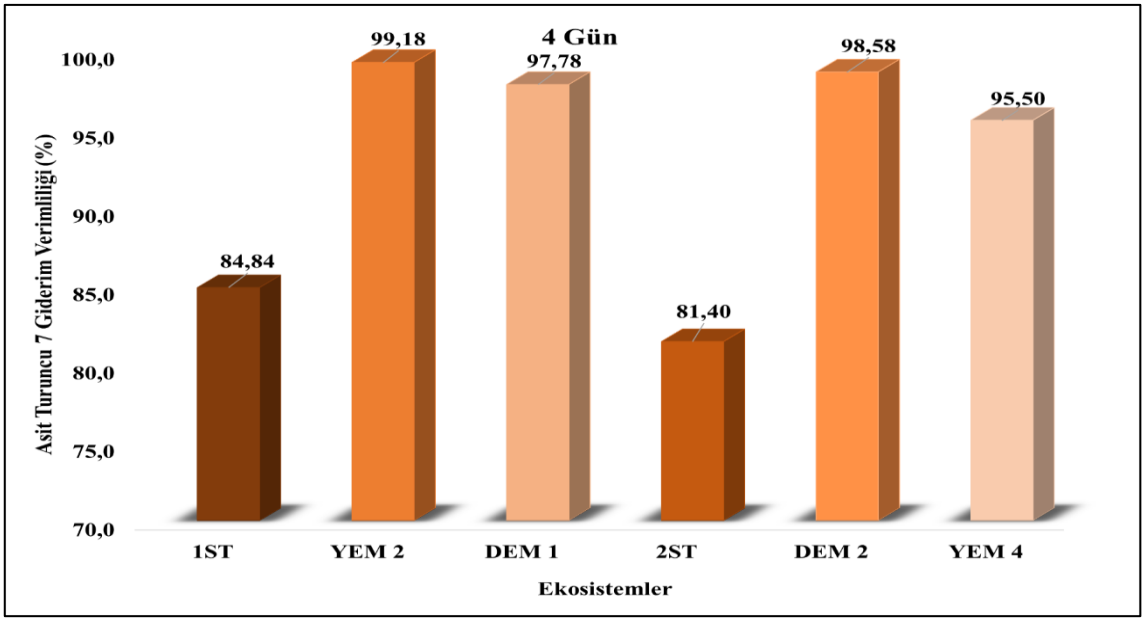
Birinci ekosistemlerin 1.1 örnekleminde gerçekleşen giderimi sırasıyla 1.2. ve B.Ö örneklem noktaları takip etmektedir. Bu durum HEM'lerin ikinci ekosistem modülleri

içinde geçerlidir. HEM' lerin dikey olarak kurulan ekosistemlerindeki örneklem noktaları arasında belirgin farklılıklar tespit edilmiştir ($p<0,05$).



Görsel 3.61. *4 günlük HBS sonunda HEM' lerin her bir örneklem noktasından alınan çıkış suyu numunelerinin giriş suyu numunelerine göre ortalama asit turuncu 7 giderim verimlilikleri değişimi (%)*

İkinci ekosistemler incelendiğinde ise yine yatay ekosistem modüllerinin dikey ekosistem modüllerine oranla daha yüksek giderim performansı sergilediği de belirlenmiştir. Ayrıca, ikinci ekosistem modüllerindeki çeşitliliğinin AT7 gideriminde de belirgin farklılıklar oluşturduğu tespit edilmiştir ($p<0,05$).



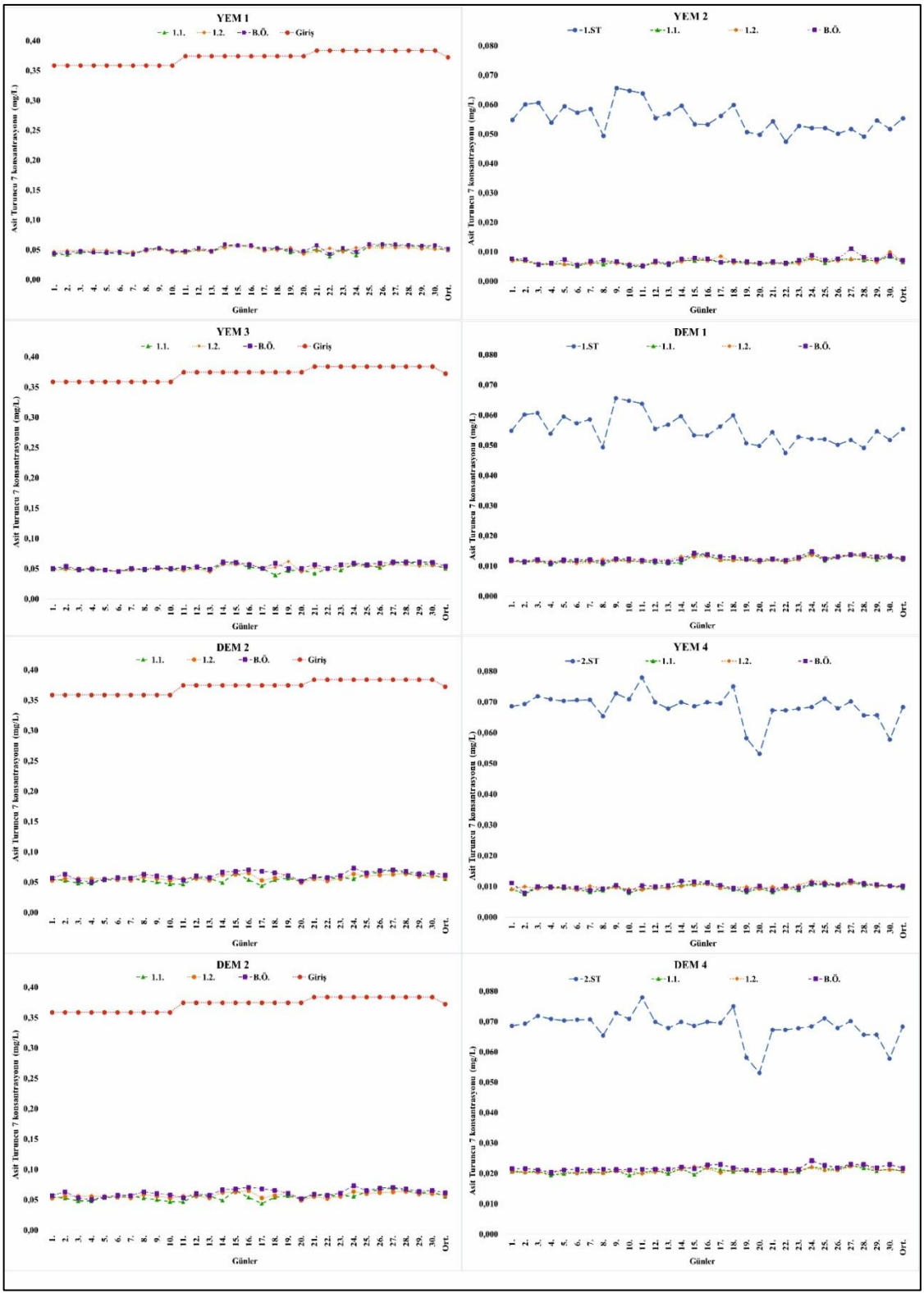
Görsel 3.62. *4 günlük HBS sonunda HEM' lerin ortalama asit turuncu 7 giderim verimlilikleri değişimi (%)*

Hibrit ekosistemlerin giderim verimlilikleri incelendiğinde ekosistemlerin giderim verimliliklerini sırasıyla %99,18 (0,003 mg/L), %97,78 (0,008 mg/L), %98,58 (0,005 mg/L) ve %95,5 (0,016 mg/L) olarak hesaplanmıştır. Bu durum 4 günlük HBS' de yatay-yatay olarak kurulan HEM 1 ekosisteminin AT7 gideriminde diğer ekosistemlere oranla daha verimli çalıştığını göstermektedir. Ayrıca, ekosistem çeşitliliğinin AT7 giderim performansları açısından anlamlı farklılıklar oluşturduğu one-way ANOVA analizi ile de belirlenmiştir ($p<0,05$). Ek olarak, giriş suyu AT7 konsantrasyon değerleri ile ekosistemlerin tüm çıkış noktaları arasında istatistiksel olarak anlamlı farklılıklar tespit edilmiştir ($p <0,05$).

5 günlük HBS periyodundaki HEM' lerin giriş ve örneklem noktalarından alınan su örneklerinin boyar madde (AT7) ölçümlerinden elde edilen günlük konsantrasyonlarının değişimleri ve ortalama konsantrasyonları Görsel 3.63' de, ekosistemlerin çıkış noktalarının ayrıntılı giderim verimlikleri Görsel 3.64' de ve HEM' lerin ortalama amonyum giderim verimlilikleri değişimi ise Görsel 3.65' de verilmiştir. 5 günlük HBS' de 30 gün boyunca HEM'lere verilen giriş suyunun AT7 konsantrasyonunun 0,359-0,384 mg/ L aralığında değiştiği ölçülürken 30 günlük süreçteki ortalama ise konsantrasyon 0,372 mg/L olarak hesaplanmıştır.

Çalışmanın 5 günlük HBS bölümünde de 3 ve 4 günlük HBS' lerde olduğu gibi AT7 gideriminde yatay ve dikey ekosistem modülleri arasında belirgin farklılıklar tespit edilmiş ($p<0,05$) ve HEM'lerin birinci ekosistem modüllerindeki yatay ekosistemlerin dikey ekosistemlerden daha yüksek AT7 giderim performansı sergilediği belirlenmiştir. Bu durum 1. ST ve 2. ST' deki ortalama AT7 konsantrasyon miktarları sırasıyla 0,055 mg/L ve 0,068 mg/L olarak ölçülmesiyle de gösterilmektedir. Bu konsantrasyonlara karşılık gelen ortalama AT7 giderim verimlilikleri ise sırasıyla %85,12 ve %81,63 olarak hesaplanmış ve Görsel 3.64 ile Görsel 3.65'de verilmiştir.

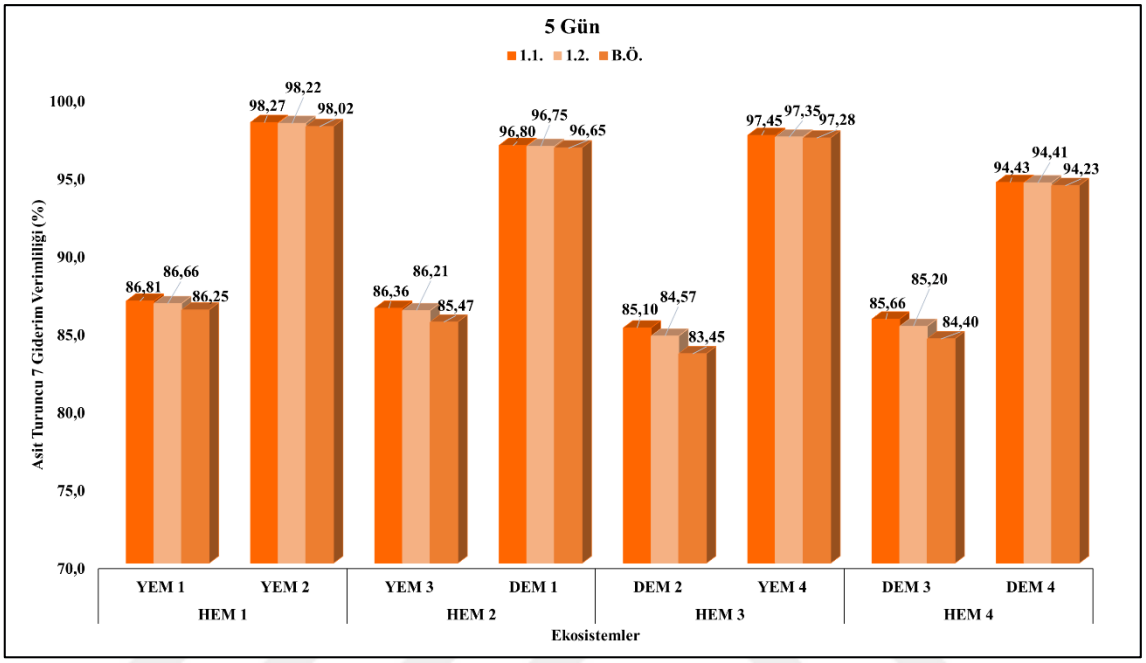
5 günlük HBS'de de birinci ekosistem modülleri AT7 giderimi üzerinde etkili olduğu ve ekosistem çeşitliliğinin giderimde önemli rol oynadığı görülmektedir ($p<0,05$). Ek olarak, birinci ekosistem modüllerinin farklı örneklem noktaları incelendiğinde 1.1 örnekleminde diğer örneklem noktalarına göre daha yüksek giderim verimliliğine ulaşıldığı da görülmektedir (Görsel 3.64).



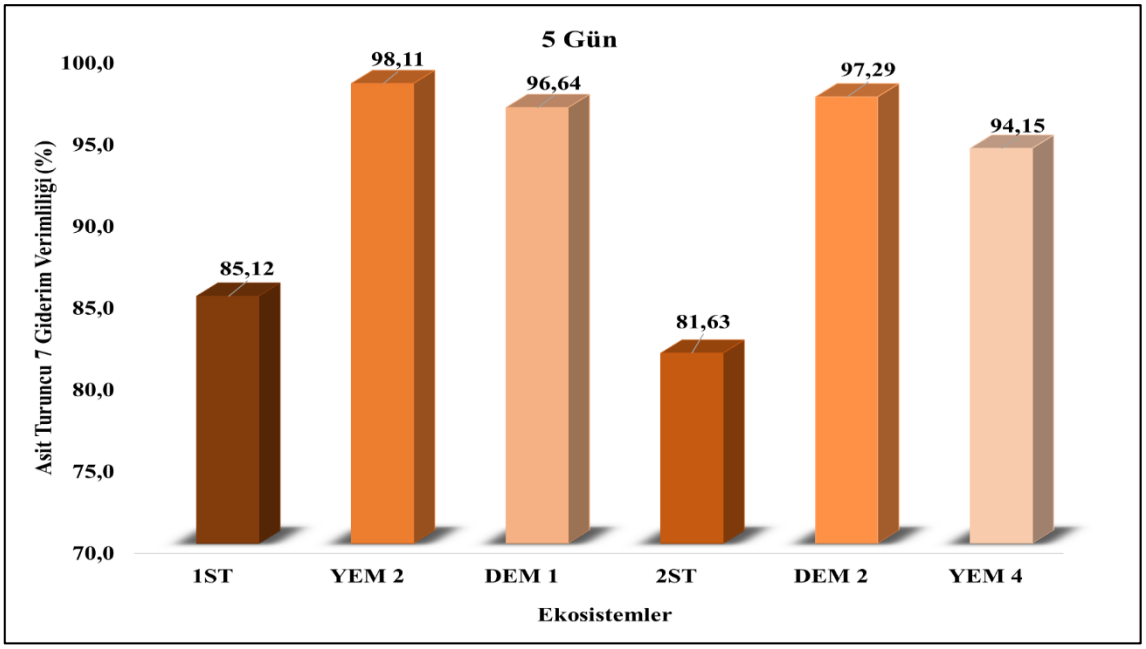
Görsel 3.63. *5 günlük HBS sonunda HEM' lerin her bir örneklem noktasından alınan giriş ve çıkış suyu numunelerinin günlük ve ortalama asit turuncu 7 konsantrasyonu değişimi (mg/L)*

Birinci ekosistemlerin 1.1 örnekleminde gerçekleşen giderimi 3 ve 4 günlük HBS' lerde olduğu gibi sırasıyla 1.2 ve B.Ö örneklem noktaları takip etmektedir. Ancak, birinci

ekosistem modüllerinin her bir örneklem noktaları arasında AT7 giderimi açısından anlamlı farklılıklar tespit edilmemişken (p>0,05) giriş suyu konsantrasyonları ile birinci ekosistemlerin çıkış noktalarından ölçümü alınan numuneler arasında belirgin farklılıklar tespit edilmiştir (p<0,05)



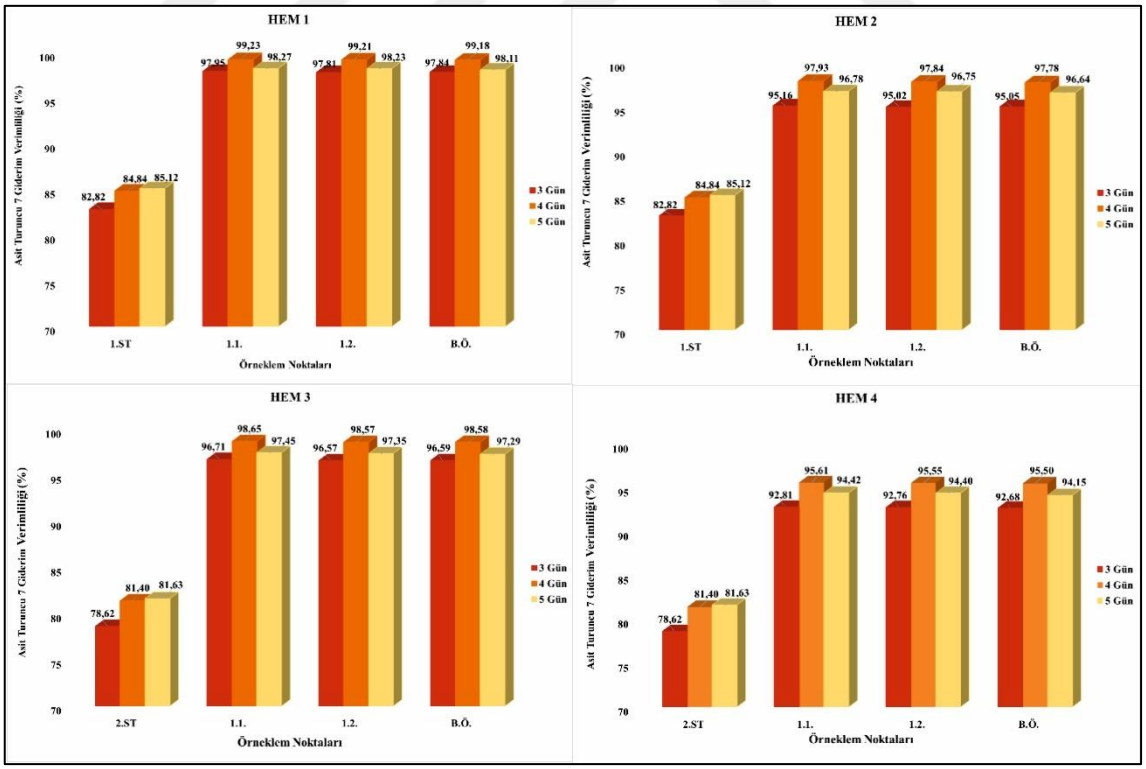
Görsel 3.64. *5 günlük HBS sonunda HEM' lerin her bir örneklem noktasından alınan çıkış suyu numunelerinin giriş suyu numunelerine göre ortalama asit turuncu 7 giderim verimlilikleri değişimi (%)*



Görsel 3.65. *5 günlük HBS sonunda HEM' lerin ortalama asit turuncu 7 giderim verimlilikleri değişimi (%)*

İkinci ekosistemler incelendiğinde ise yine yatay ekosistem modüllerinin dikey ekosistem modüllerine oranla daha yüksek performans sergilediği belirlenmiştir. Dahası, birinci ekosistem modüllerinde olduğu gibi ikinci ekosistem modüllerindeki ekosistem çeşitliliğinin AT7 giderim verimlilikleri üzerinde belirgin farklılıklar olduğu da görülmektedir ($p<0,05$). Bu farklılık özellikle YEM 1 ve DEM 4 ekosistemleri arasında belirgindir. Ancak, ikinci ekosistem modüllerinin her bir örneklem noktaları arasında AT7 giderimi açısından anlamlı farklılıklar tespit edilmemişken ($p>0,05$) giriş suyu konsantrasyonları ile ikinci ekosistemlerin çıkış noktalarından ölçümü alınan numuneler arasında belirgin farklılıklar tespit edilmiştir ($p<0,05$)

Hibrit ekosistemlerin giderim verimlilikleri incelendiğinde ise ekosistemlerin ortalama AT7 konsantrasyonları sırasıyla 0,007 mg/L, 0,013 mg/L, 0,010 mg/L ve 0,022 mg/L olarak ölçülmüştür. Ekosistemlerin ortalama AT7 giderim verimlilikleri ise sırasıyla %98,11, %96,64, %97,29 ve %94,15 olarak hesaplanmıştır. Bu durum yatay-yatay kuruluma sahip HEM 1 ekosisteminin diğer ekosistemlere oranla AT7 gideriminde daha verimli çalıştığını göstermektedir.



Görsel 3.66. *HBS' ye göre HEM' lerin ortalama asit turuncu 7 giderim verimliliklerinin karşılaştırılması (%)*

92 günlük araştırma periyodunda ekosistem çeşitliliğine ve HBS sürelerine bağlı AT7 giderim verimlilikleri incelenmiş ve ekosistemlerin giderim verimlilikleri Görsel 3.66' da görselleştirilmiştir. Görsel 3.66 incelendiğinde görüleceği üzere tüm HBS'lerinde birinci ekosistem modüllerinden yatay olanların dikey olanlara göre daha yüksek AT7 giderim performansı sergilediği ve buna ilaveten 4 günlük HBS' deki giderim verimliliğinin 3 ve 5 günlük HBS' lere göre daha yüksek olduğu da görülmektedir. 92 günlük araştırma periyodunun birinci ekosistem modüllerinin ortalama AT7 giderim verimlilik oranları hesaplandığında sırasıyla %84,26 ve %80,55 oranlarına ulaşılmaktadır. HEM'lerin ikinci ekosistem modüllerinde de aynı durum geçerlidir.

Tüm HBS' lerde HEM 1' in AT7 giderim verimliliğinin diğer ekosistemlerden yüksek olduğu görülmektedir. Bu durum da araştırma alanının iklimsel verilerinin de AT7 giderim performansı üzerinde etkisi olabileceği düşünüldüğünde beklenen bir sonuçtur. 92 günlük araştırma periyodunun HEM'ler için ortalama AT7 giderim verimlilik oranları hesaplandığında sırasıyla %98,38, %96,49, %97,48 ve %94,11 oranlarına ulaşılmaktadır. Bu verilerden de anlaşılacağı üzere, HEM 1 ekosistemini sırasıyla HEM 3, HEM 2 ve HEM 4 ekosistemleri takip etmektedir. Ek olarak, 92 günlük araştırma periyodunda ekosistem çeşitliliği ile AT7 giderim verimlilikleri arasında anlamlı farklılıklar tespit edilmiştir ($p<0,05$).

AT7 gideriminde iklimsel verilere ek olarak ekosistem yataklarının uzunluğu ve derinliğinin, üretilen biyoelektrik miktarına bağlı elektriksel alanın, bitkilerin toprak altı biyokütleleri ve mikroorganizma çeşitliliğinin de düşünülmektedir. Örneğin, giriş suları ekosistemlere daima örneklem noktalarının zıt yönünden HBS süresine uygun olarak verilmiştir. Yatay ekosistemlerin yatak uzunlukları 63 cm, dikey ekosistemlerin yatak uzunlukları ise 75 cm' dir. Bu noktada dikey ekosistemlerin avantajlı olduğu görülmektedir. Ancak holistik bakış açısıyla yatay ekosistemlerde üretilen biyoelektriğin ve toprak alı biyokütlelerinin etkisi sebebiyle yatay ekosistemler avantajlı duruma geçmektedir. Ekosistemlerin örneklem noktalarının yüzeye olan uzaklıkları Görsel 2.8' de görülmektedir. Yatay ve dikey ekosistemlerin örneklem noktalarının orantısal olarak eşitliği göz önüne alındığında yatay ve dikey ekosistemlerde benzer sonuçların oluşması muhtemeldir. Bu düşüncelere ek olarak B.Ö örneklem noktasının 1.1. örneklem noktasından HBS'ye uygun şekilde damla damla biriktiği de düşünüldüğünde süre-arıtım verimliliği ilişkisi çerçevesinde beklenen bir sonuç ortaya çıkmaktadır.

3.3. Bitki Analizleri

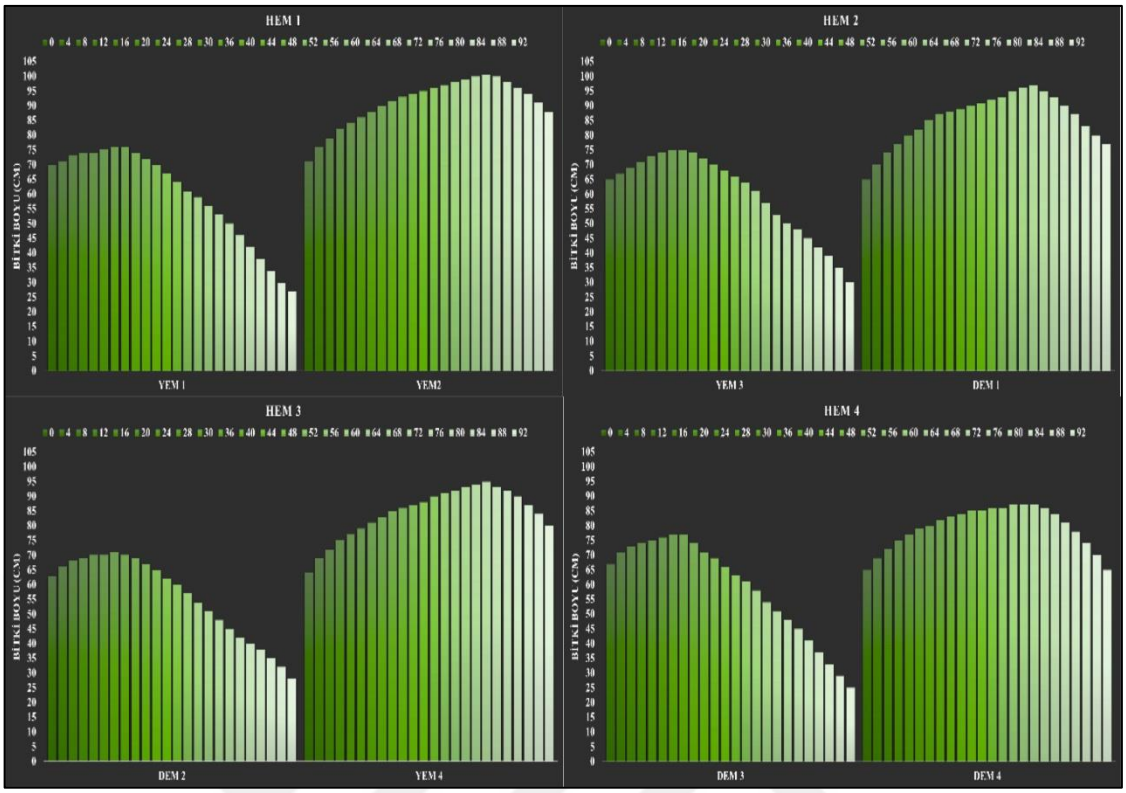
3.3.1. Bitki boyları ve nispi gelişim oranları (NGO) izlenmesi

Çalışma periyodu içerisinde HEM' lere ait *T. latifolia* bitkilerinin her bir ekosistem ve hibrit ekosistemler için ortalama boy uzunluklarına (cm) ait veriler Tablo 3.3'de verilmiştir. Buna göre, hibrit ekosistemler için ortalama *T. latifolia* bitki boyları sırasıyla 75,4 cm, 71,2 cm, 86,4 cm ve 68,7 cm olarak hesaplanmıştır. Verilerden de anlaşılacağı üzere en yüksek değerin HEM 1 ekosisteminde olduğu görülmektedir. Her bir ekosistem modülündeki ortalama bitki boyları ise sırasıyla 59,7 cm, 91,1 cm, 57,2 cm, 85,1 cm, 55,8 cm, 84,5 cm, 58,9 cm ve 79,4 cm olarak hesaplanmıştır. Birinci ekosistem modüllerini kıyaslandığında yatay ekosistem modüllerinin dikey ekosistem modüllerinden daha yüksek değerlere ulaştığı görülmektedir. Ancak, aralarında istatiksel olarak anlamlı farklılıklar mevcut değildir ($p>0,05$). Hibrit ekosistemlerin ikinci modülleri incelendiğinde ise YEM 2 ekosistemindeki bitkilerin ortalama boy uzunluğunun diğer ekosistemlerden yüksek olduğu görülmektedir. İkinci ekosistemlerin bitki boyları arasında yalnızca YEM 2 ve DEM 4 ekosistemlerindeki bitkiler arasında anlamlı fark tespit edilmiştir ($p<0,05$).

Tablo 3.3. *Ekosistemlerdeki T. latifolia bitkilerinin ortalama uzunlukları (cm)*

Ekosistemler	HEM 1		HEM 2		HEM 3		HEM 4	
	YEM 1	YEM 2	YEM 3	DEM 1	DEM 2	YEM 4	DEM 3	DEM 4
Bitki Boyu (cm)	59,7± 16,9	91,1± 7,9	57,2± 15,2	85,1± 8,4	55,8± 14,6	84,5± 8,4	58,3± 17,8	79,1± 7,5
Ortalama Bitki Boyu (cm)	75,4±12,4		71,2±11,8		70,1±11,5		68,7±12,7	

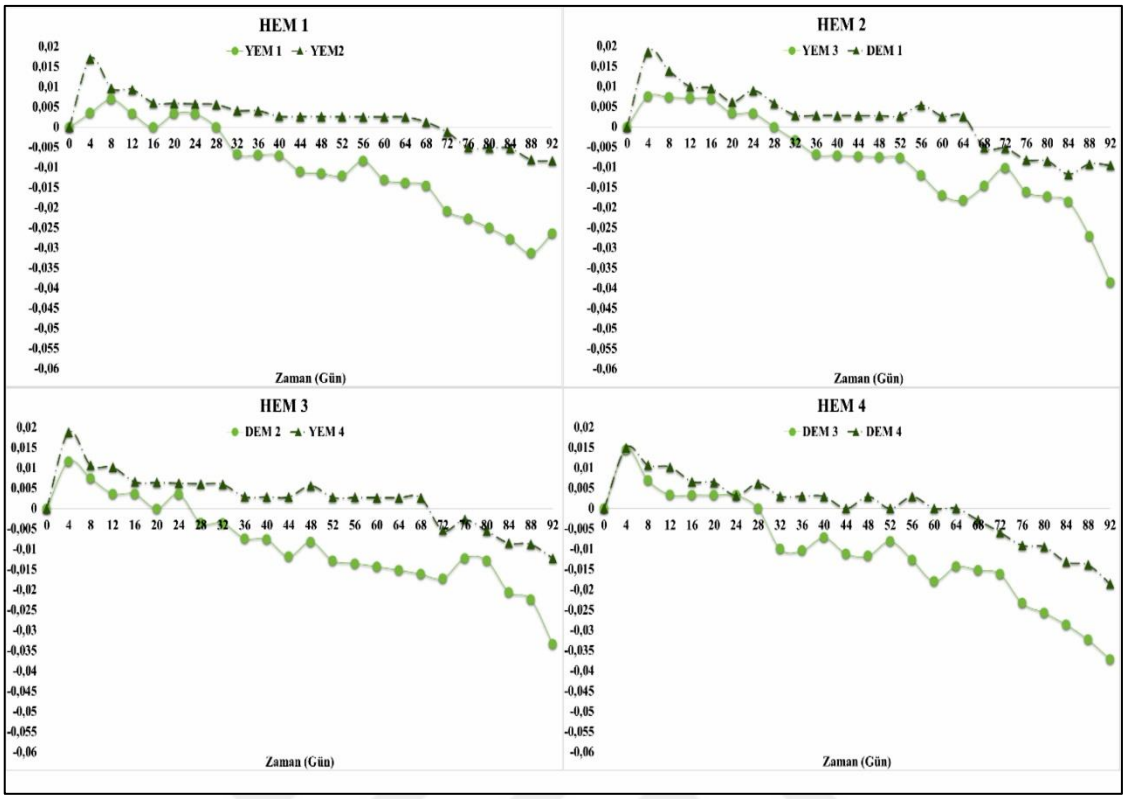
Ekosistemlerdeki *T. latifolia* bitkilerinin 92 günlük araştırma periyodundaki boy uzunluklarının değişimleri Görsel 3.67' de gösterilmiştir. Görsel 3.67 ve Tablo 3.3' den de anlaşılacağı üzere birinci ekosistemlerin yüksek konsantrasyonda AT7 içeren sentetik atık suya maruz kalmaları bitkilerin vejetatif büyümelerinde olumsuz etkiye neden olmuştur.



Görsel 3.67. *Ekosistemlerdeki T. latifolia bitkilerinin araştırma süresince uzunluk değişimleri (cm)*

İkinci ekosistemlerin bitki boylarının birinci ekosistemlerden fazla olmasının nedeni ise ikinci ekosistem modüllerine giren sulardaki AT7 konsantrasyonlarının giriş suyuna göre düşük olması olduğu düşünülmektedir. İkinci ekosistem modüllerindeki bitkilerin boy uzunlukları 68. günden itibaren iklimsel verilerden de anlaşılacağı üzere hava sıcaklıklarındaki düşüş olduğu düşünülmektedir. Birinci ekosistemlerdeki bitkilerin yüksek konsantrasyonlarda AT7 ve NO_3^-'a maruz kalmaları sonucunda bitkilerin yapraklarında aşırı miktarda sararma olduğu gözlemlenmiştir. İkinci ekosistemlerde bu sararmalar oldukça az hatta YEM 2 ekosistem modülünde neredeyse yok denecek kadar az görülmesi de bu durumu destekler niteliktedir.

Hibrit ekosistemlerdeki bitkilerin nispi gelişme oranları (NGO) Görsel 3.68'de verilmektedir. Araştırma periyodu boyunca YEM 1, YEM 2 ve DEM 3 ekosistem modüllerinde 32.güne kadar pozitif değerler görülürken 32.günden itibaren değerlerin negatife döndüğü ve artarak 92.güne ulaştığı belirlenmiştir. Bu durum DEM 2' de ise 28.gün itibariyle görülmeye başlanmıştır.

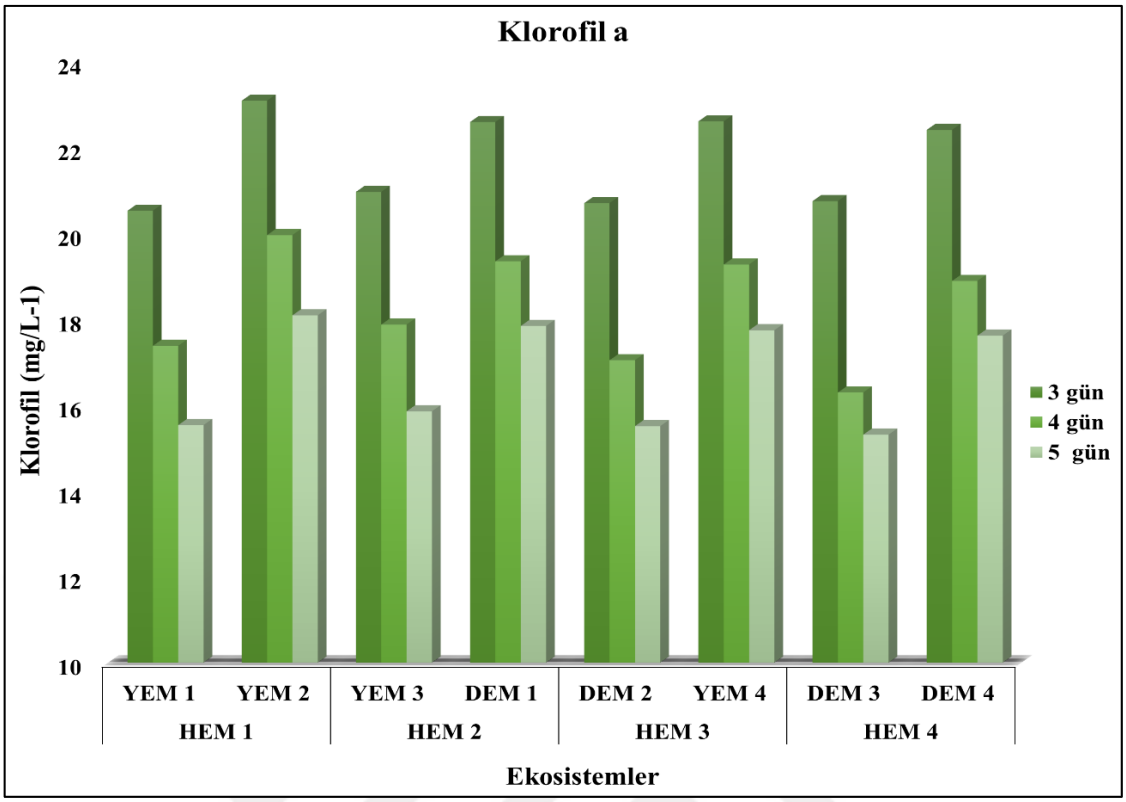


Görsel 3.68. *Ekosistemlerdeki T. latifolia bitkilerinin nispi gelişim oranları (NGO)*

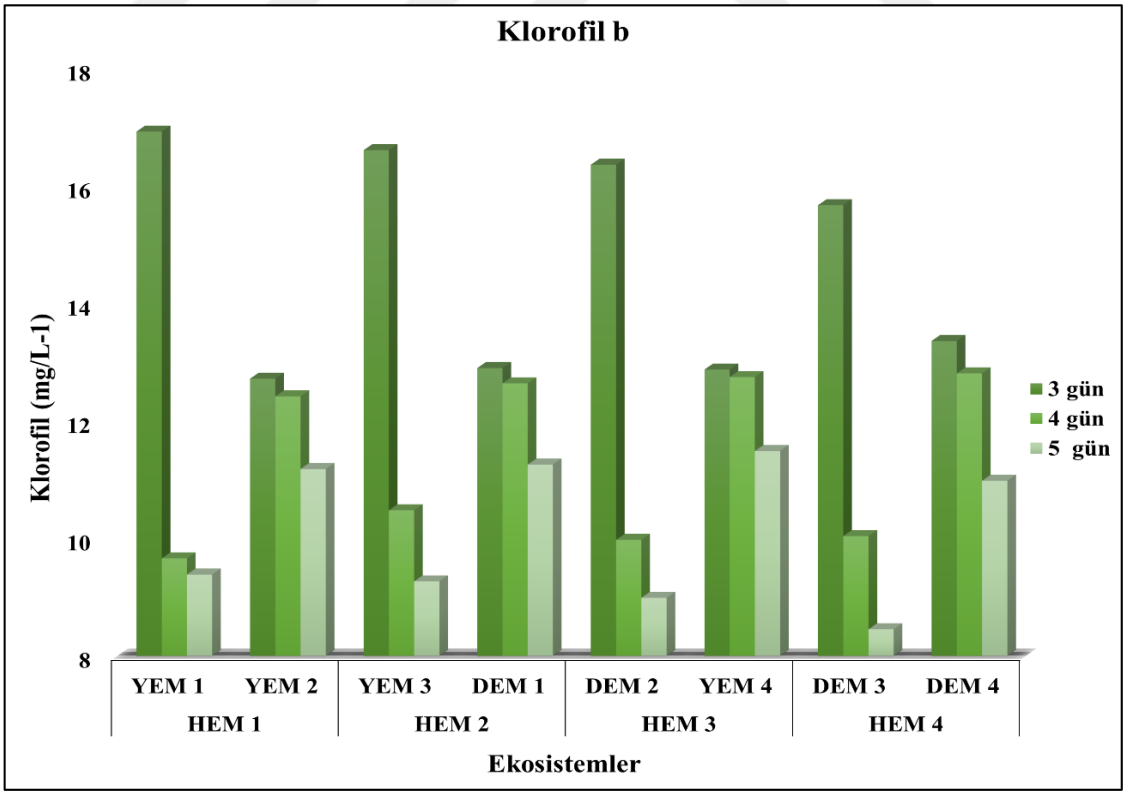
İkinci ekosistem modülleri incelendiğinde ise YEM 2 ve YEM 4'de 72. Güne kadar pozitif değerler gözlemlenirken 72.gün itibari ile değerlerin negatife döndüğü belirlenmiştir. Aynı durum DEM 1 ve DEM 4 ekosistem modüllerinde 68. Gün itibariyle gözlemlenmeye başlamıştır. Ekosistemlerdeki en yüksek NGO'larına genellikle 4.gün ulaşıldığı görülmüştür. Bu durum YEM 1 ekosisteminde 8.gün gerçekleşmiştir.

3.3.2. Bitkilerin fotosentetik pigment konsantrasyonları izlenmesi

92 günlük çalışma süresince HBS' lere göre hibrit ekosistemlerin her bir modülünde bulunan *T. latifolia* bitkilerinin olgun yapraklarından alınan örneklerinin klorofil a ve klorofil b konsantrasyonları Görsel 3.69 ile Görsel 3.70' de verilmiştir. Görsel 3.69'da da görüldüğü üzere klorofil a değerlerinin ikinci ekosistem modüllerinde birinci ekosistem modüllerinden daha yüksek değerlere ulaştığı belirlenmiştir. Klorofil b konsantrasyonlarının ise birinci ekosistem modüllerinde ikinci ekosistem modüllerine göre daha yüksek değerlere ulaştığı belirlenmiştir. Klorofil a ve b değerlerinin 3 günlük HBS' de 4 ve 5 günlük HBS değerlerine göre daha yüksek hesaplandığı belirlenirken 5 günlük HBS' de en düşük değerlere ulaştığı belirlenmiştir



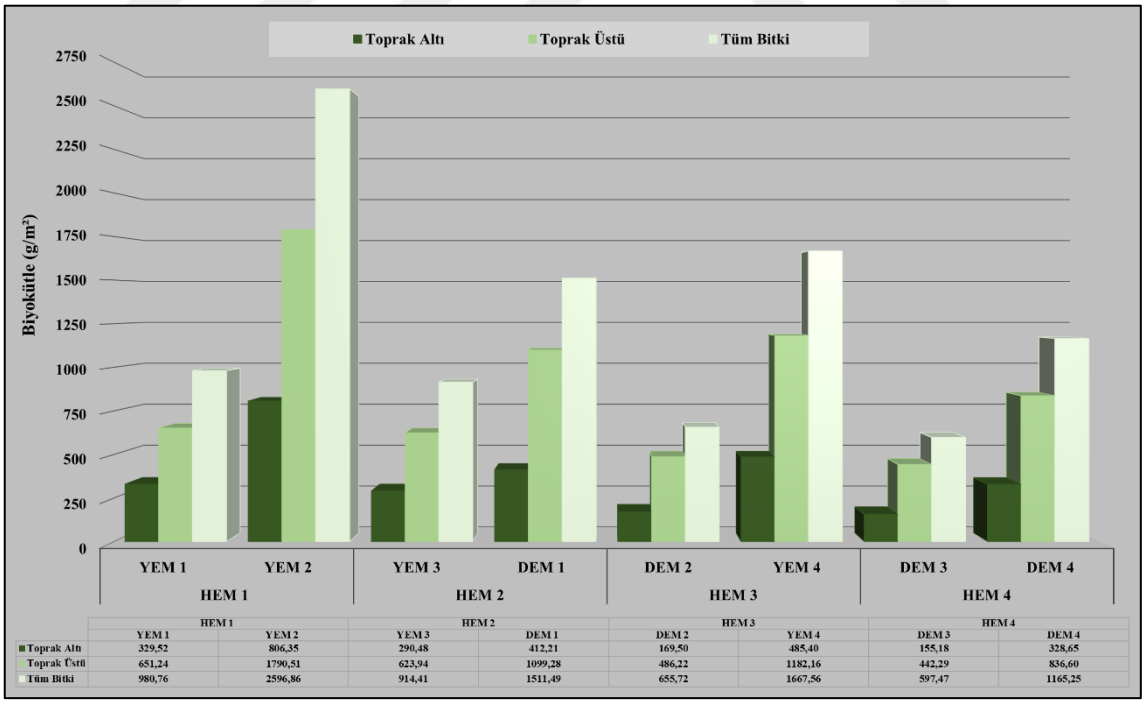
Görsel 3.69. *Ekosistemlerdeki T. latifolia bitkilerinin ortalama klorofil a konsantrasyonları*



Görsel 3.70. *Ekosistemlerdeki T. latifolia bitkilerinin ortalama klorofil b konsantrasyonları*

3.3.3. Bitki biyokütlelerinin izlenmesi

92 günlük çalışma periyodunun ve biyoelektrik depolama işlemlerinin sona ermesinin ardından ekosistemlerden hasat edilen *T. latifolia* bitkileri dikkatli bir şekilde toprak altı ve toprak üstü olarak ayrılarak biyokütleleri (g/m2) belirlenmiştir. Ekosistemlere ait toprak altı, toprak üstü ve tüm bitki olarak biyokütlelerin g/m2 birimindeki hesaplamaları ve grafik haline dönüştürülmüş görseli Görsel 3.71'deki gibidir. Görselde d görüldüğü üzere ekosistemlerin tüm bitki biyokütleleri incelendiğinde YEM 2 ekosistem modülünün (2596,86 g/m2) diğer ekosistem modüllerinden çok daha fazla biyokütle ürettiği görülmektedir. YEM 2 ekosistem modülünü sırasıyla YEM 4 (1667,56 g/m2), DEM 1 (1511,49 g/m2), DEM 4 (1165,25 g/m2), YEM 1 (980,76 g/m2), YEM 3 (914,41 g/m2), DEM 2 (655,72 g/m2) ve DEM 3 (597,47 g/m2) ekosistem modülleri takip etmektedir. Bu sıralamadan da anlaşılacağı üzere ikinci ekosistem modülleri birinci ekosistem modüllerinden daha fazla biyokütle üretmiştir. Birinci ekosistem modülleri kendi aralarında değerlendirildiğinde yatay ekosistemlerin dikey ekosistemlere göre daha fazla biyokütle ürettiği görülmektedir. Bu durumlar ve sıralamalar toprak altı ve toprak üstü biyokütleleri ile de benzemektedir.



	HEM 1		HEM 2		HEM 3		HEM 4	
	YEM 1	YEM 2	YEM 3	DEM 1	DEM 2	YEM 4	DEM 3	DEM 4
Toprak Altı	329,52	806,35	290,48	412,21	169,50	485,40	155,18	328,65
Toprak Üstü	651,24	1790,51	623,94	1099,28	486,22	1182,16	442,29	836,60
Tüm Bitki	980,76	2596,86	914,41	1511,49	655,72	1667,56	597,47	1165,25

Görsel 3.71. *Hibrit yapay sulak alan ekosistemlerinden 92 günlük çalışma periyodu sonunda hasat edilen T. latifolia bitkilerine ait biyokütle değerleri (g/m2)*

Hibrit ekosistem modüllerinin ortalama tüm bitki biyokütleleri hesaplandığında ise HEM 1 (1788,81 g/m2), HEM 2 (1212,95 g/m2), HEM 3 (1161,64 g/m2) ve HEM 4

(881,36 g/m2) sıralaması oluşmaktadır. Hibrit ekosistemlerin ortalama toprak altı ve toprak üstü biyokütleleri de tüm bitki biyokütleleri ile benzer durum göstermektedir.

3.4. Sediment Örneklerinin Analizleri

3.4.1. pH (Toprak reaksiyonu), elektriksel iletkenlik ve redoks potansiyellerinin izlenmesi

Her bir hibrit ekosistem modülünden katmanlara (A1, A2 ve K) göre toplanan sediment numunelerinin pH, elektriksel iletkenlik ve redoks potansiyel değerleri Tablo 3.3' de verilmiştir.

Tablo 3.3' de pH değerlerine bakıldığında, A1 katmanında en yüksek pH değerinin DEM 3, en düşük pH değerinin ise YEM 4 ekosistem modüllerinde olduğu, A2 katmanında en yüksek pH değerinin YEM 1, en düşük pH değerinin ise DEM 4 ekosistem modüllerinde olduğu ve K katmanında en yüksek pH değerinin YEM 1, en düşük pH değerinin ise DEM 3 ekosistem modüllerinde olduğu görülmektedir. Genel profile bakıldığında ise en yüksek pH değerinin DEM 3 ekosistem modülünün A1 katmanında, en düşük değerin ise YEM 4 ekosistem modülündeki A1 katmanında olduğu görülmektedir.

Ekosistem modüllerinin elektriksel iletkenlikleri incelendiğinde 1390 µS cm-1 değeri ile DEM 3' ün K katmanında, en düşük değerin ise 941 µS cm-1 ile DEM 3'ün A2 katmanında ölçüldüğü görülmektedir. Katmanlar detaylı şekilde incelenecek olursa, K katmanında en yüksek değerin DEM 3, en düşük değerin ise YEM 4 ekosistem modülünde; A2 katmanında en yüksek değerin DEM 1, en düşük değerin ise DEM 3 ekosistem modülünde, A1 katmanına bakıldığında ise DEM 1' in en yüksek, YEM 2' nin en düşük elektriksel iletkenlik değerlerine sahip olduğu görülmektedir.

Redoks potansiyelleri incelendiğinde 99,1 mV değeri ile DEM 4' ün K katmanında, en düşük değerin ise 55,7 mV ile YEM 1'in A1 katmanında ölçüldüğü görülmektedir. Katmanlar detaylı şekilde incelenecek olursa, K katmanında en yüksek değerin DEM 4, en düşük değerin ise YEM 1 ekosistem modülünde; A2 katmanında en yüksek değerin DEM 4, en düşük değerin ise YEM 1 ekosistem modülünde, A1 katmanına bakıldığında ise DEM 4' ün en yüksek, YEM 1' in en düşük redoks potansiyeli değerlerine sahip olduğu görülmektedir.

Tablo 3.4. *Hibrit ekosistem modüllerinin 92 günlük deney periyodu sonundaki pH, elektriksel iletkenlik ve redoks potansiyeli değerleri (A1: 1. Anot katmanı; A2: 2. Anot katmanı; K; Katot katmanı)*

Ekosistemler		Katmanlar	pH (-log[H^+])	Elektriksel İletkenlik (µS/cm)	Redoks Potansiyeli (mV)
HEM 1	YEM 1	A 1	8,41	1041	55,7
		A 2	8,5	1128	60,8
		K	8,59	1181	63,2
	YEM 2	A 1	8,43	958	66,2
		A 2	8,34	1043	67,9
		K	8,28	1001	69,9
HEM 2	YEM 3	A 1	8,24	1109	64,9
		A 2	8,37	1095	68,5
		K	8,52	1116	72,4
	DEM 1	A 1	8,22	1232	68,5
		A 2	8,17	1144	73,2
		K	8,46	1053	83,4
HEM 3	DEM 2	A 1	8,53	1079	87,1
		A 2	8,3	981	90,8
		K	8,01	1322	93,2
	YEM 4	A 1	7,78	1193	88,9
		A 2	8,21	948	87,3
		K	8,38	987	89,3
HEM 4	DEM 3	A 1	8,61	1041	91,8
		A 2	8,34	941	95,2
		K	7,9	1390	95,7
	DEM 4	A 1	8,15	1188	97,3
		A 2	7,95	1020	99
		K	7,95	1270	99,1

3.4.2. Toplam azot miktarının izlenmesi

92 günlük çalışma periyodunun ve biyoelektrik depolama işlemlerinin sona ermesinin ardından ekosistemlerden toplanan dolgu malzemelerinin azot içerikleri tablo 3.4' de verilmiştir. Ekosistem modüllerinin % N miktarları incelendiğinde 19,072 değeri ile DEM 3' ün A2 katmanında, en düşük değerin ise 8,2644 ile YEM 2'nin A2 katmanında ölçüldüğü görülmektedir. Katmanlar detaylı şekilde incelenecek olursa, K katmanında en

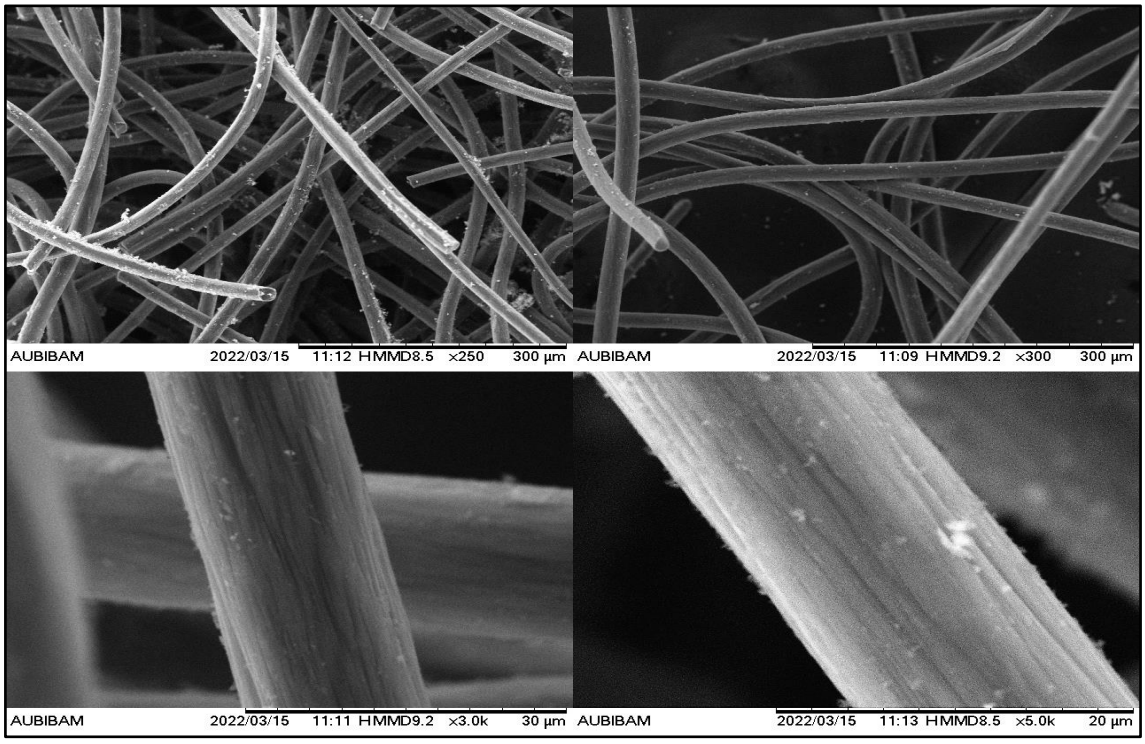
yüksek değerin DEM 3 (17,668), en düşük değerin ise YEM 2 ekosistem modülünde (11,5488); A2 katmanında en yüksek değerin DEM 3 (19,072), en düşük değerin ise YEM 2 ekosistem modülünde (8,2644), A1 katmanına bakıldığında ise DEM 3' ün en yüksek (18,854), YEM 2' nin en düşük (9,4786) % N değerlerine sahip olduğu görülmektedir.

Tablo 3.5. *Hibrit ekosistem modüllerindeki dolgu malzemelerinin 92 günlük deney periyodu sonundaki azot içerikleri (% N)*

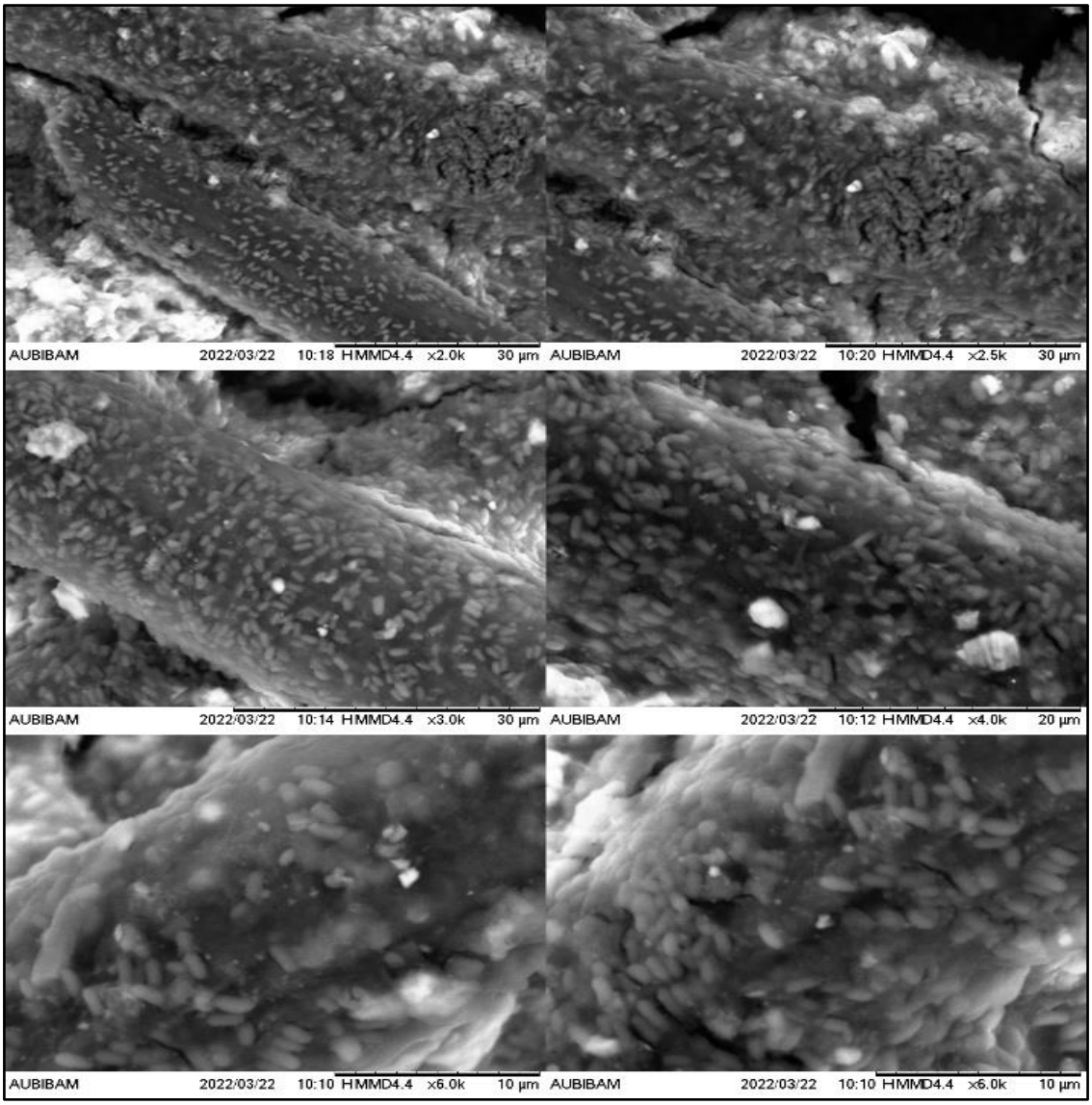
	HEM 1			**HEM 2**			**HEM 3**			**HEM 4**		
	YEM 1		**YEM 2**	**YEM 3**		**DEM 1**	**DEM 2**		**YEM 4**	**DEM 3**		**DEM 4**
	A1	**A2**	**K**	**A1**	**A2**	**K**	**A1**	**A2**	**K**	**A1**	**A2**	**K**
Azot Miktarı (%)	13,7	14,1	13,8	9,5	8,3	11,5	15,2	16,5	15,6	10,6	9,0	11,7

3.4.3. SEM görüntüleme

Hibrit ekosistem modülleri kurulmadan önce temin edilerek çalışmada anot ile katot elektrotu olarak kullanılan karbon keçelerin yüzeyinde bakteri ve biyofilm tabakası olmadığını gösteren SEM görüntülemeleri Görsel 3.72' de gösterilmiştir.



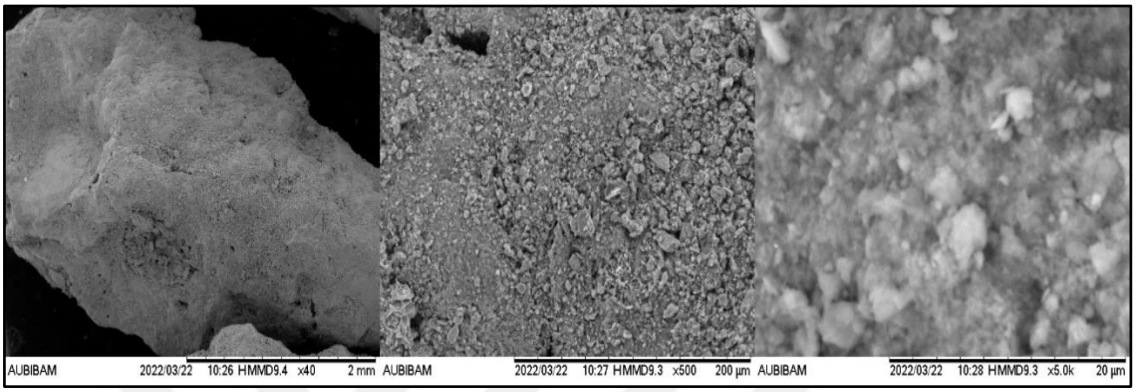
Görsel 3.72. *Anot elektrotu olarak kullanılan karbon keçenin çalışmaya başlamadan önce farklı büyütmelerdeki SEM görüntüleri (×250, ×300, ×3.0k ve ×5.0k)*



Görsel 3.73. *Çalışma sonunda anot elektrot yüzeyindeki bakterilerin ve biyofilm tabakasının farklı büyütmelerde SEM görüntüleri (×2.0k, ×2,5k, ×3.0k, ×4.0k ve ×6.0k)*

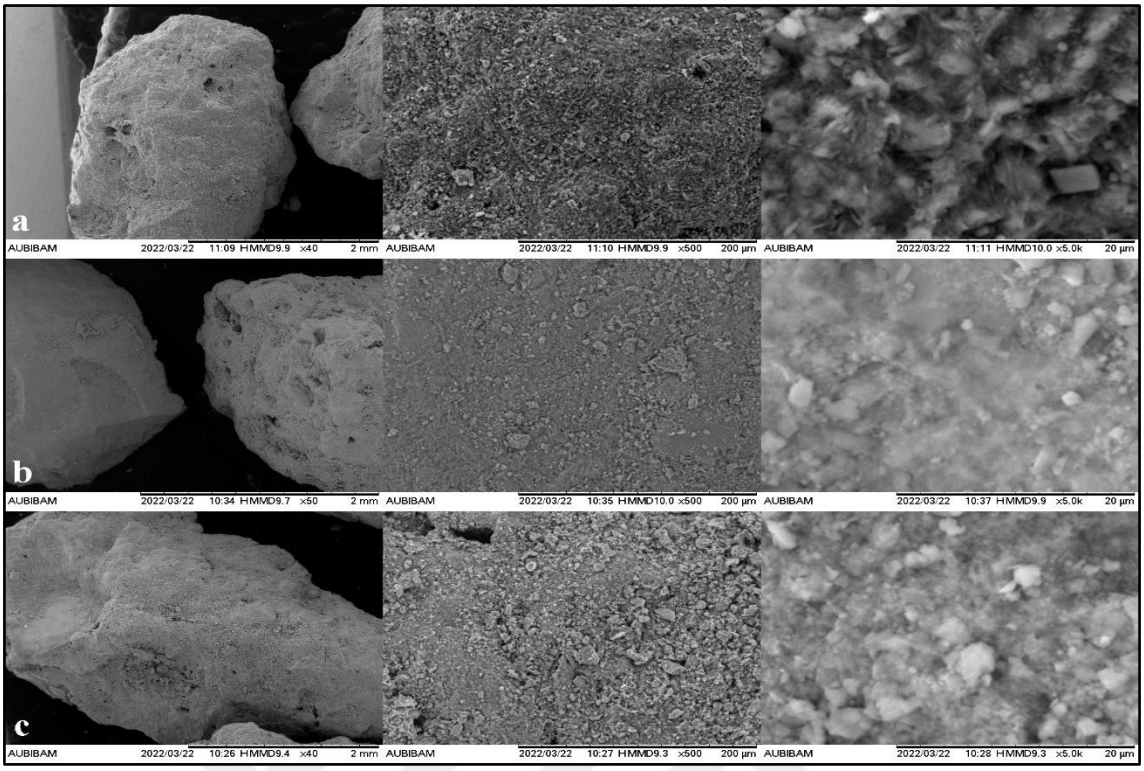
Hibrit ekosistem modülleri üzerinde 92 gün boyunca devam eden biyoremediasyon ve biyoelektrik üretimi çalışması sonrasında ekosistemlerde anot elektrotu olarak kullanılan karbon keçelerin yüzeyindeki bakteri ve biyofilm tabakasını gösteren farklı büyütmelerdeki SEM görüntüleri Görsel 3.73' de gösterilmiştir. Çalışma öncesi ve sonrası görüntüler arasındaki fark net bir şekilde görülmektedir. Özellikle Görsel 3.73' deki ×6.0k büyütmelerdeki görüntüler oluşan biyofilm tabakalarını temsil etmektedir. Görsel 3.73' de ×6.0k büyütmeler dışında kalan görüntülemelerde ise anot elektrotu yüzeyindeki bakteriler net bir şekilde görülmektedir. Biyofilm tabakaları ve anot yüzeyine tutunmuş halde bulunan olan bakterilerin biyoelektrik üretimi üzerinde etkili olduğu düşünülmektedir.

Hibrit ekosistem modülleri kurulmadan önce Manisa ilinin Gördes ilçesinde bulunan ESEN Zeolit ’ten temin edilen 1-3 mm boyutundaki zeolit bazlı filtrasyon ortamının çalışmaya başlamadan önceki durumunu gösteren farklı büyütmelerde çekilmiş SEM görüntüleri Görsel 3.74’deki gibidir. Ekosistemlerin kurulumu öncesinde zeolit yüzeyinin genellikle düz ve hafif pürüzlü yapıya sahip olduğu görüntülenmiştir.

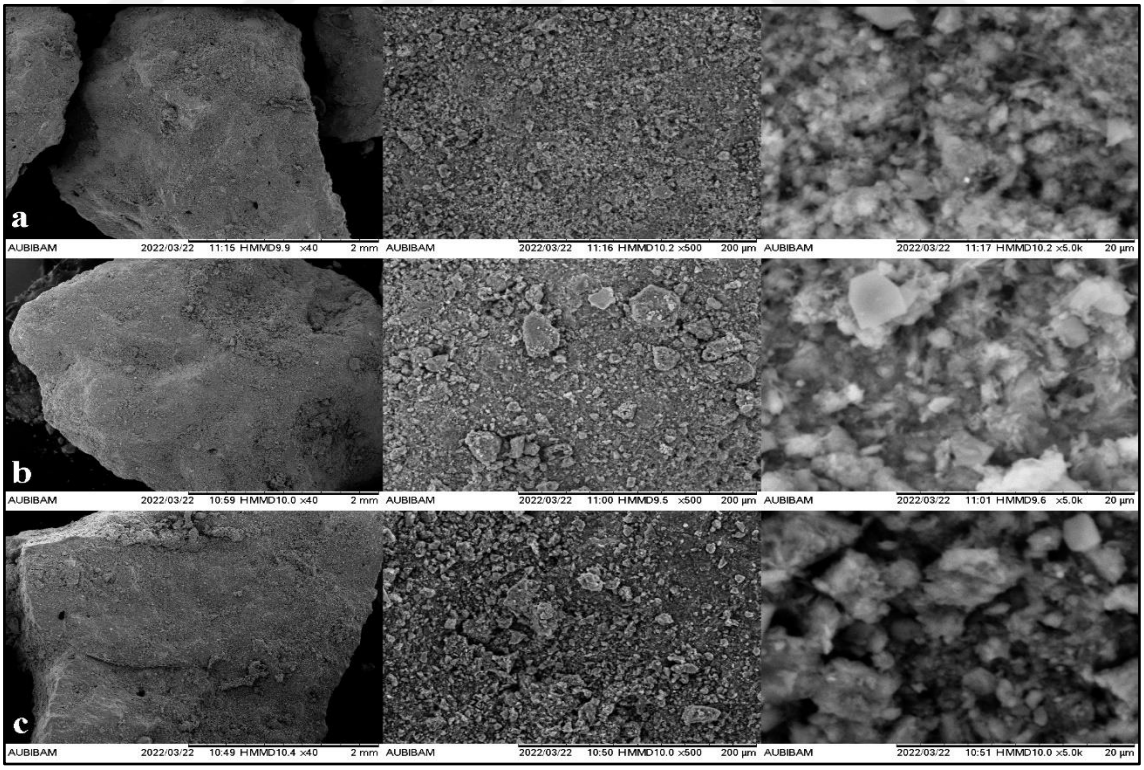


Görsel 3.74. *Zeolit bazlı filtrasyon ortamının çalışmaya başlamadan önce farklı büyütmelerdeki SEM görüntüleri (×40, ×500 ve ×5.0k)*

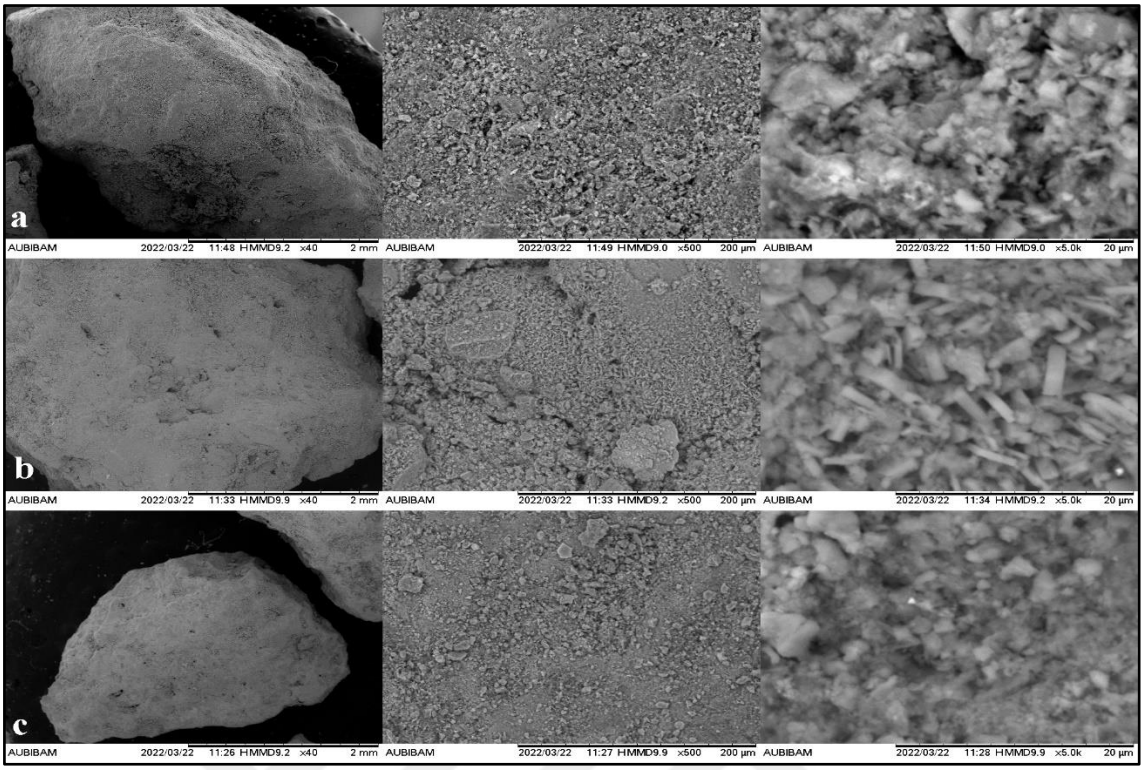
Hibrit ekosistem modülleri üzerinde 92 gün boyunca devam eden biyoremediasyon ve biyoelektrik üretimi çalışması sonrasında toplanan zeolit bazlı filtrasyon ortamının her bir ekosistem modülünden ve katmanlarından alınan örneklerin farklı büyütmelerdeki (×40, ×500 ve ×5.0k) SEM görüntüleri Görsel 3.75, Görsel 3.76, Görsel 3.77, Görsel 3.78, Görsel 3.79 ve Görsel 3.80’ de verilmiştir. İlgili görsellerde de görüldüğü üzere çalışma sonrasında zeolit bazlı filtrasyon ortamı çıkıntılı ve daha gözenekli amorf bir yapıya geçiş yapmıştır. Bu durum, Rouquerol ve ark. (1994) ile Yakar (2021) doktora tezinde de belirtildiği üzere Uluslararası Temel ve Uygulamalı Kimya Birliği (IUPAC 2001) sınıflandırmasında zeolit yüzeyi 2 nm’ den küçük mikro gözenekli olarak ifade edilmiştir. Bu değişikliğin AT7 içerikli sentetik tekstil atık suyunun giderimi sırasında zeolit yüzeyinde tutunması sonucunda çıkıntıların ve gözeneklerin oluşarak yüzeyde girintili çıkıntılı bir yapı kazandığı düşünülmektedir.



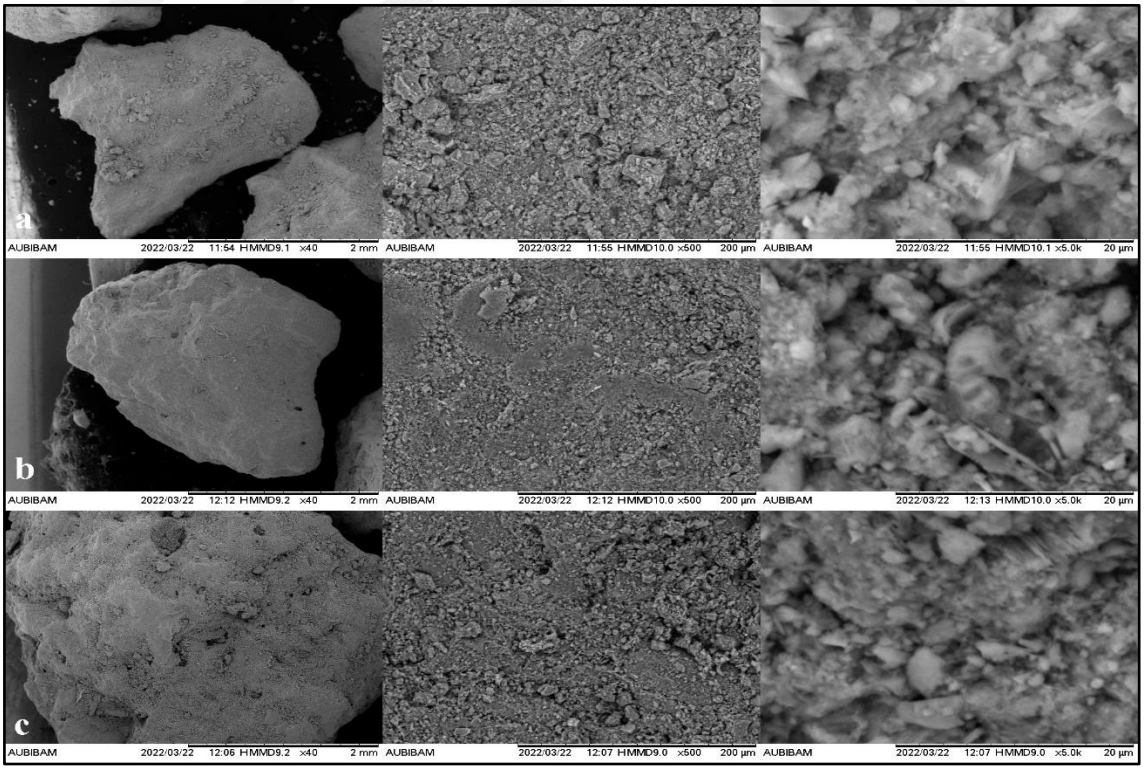
Görsel 3.75. *YEM 1 ve YEM 3 ekosistem modüllerinden çalışma sonunda toplanan zeolit bazlı filtrasyon ortamının katmanlara göre farklı büyütmelerdeki SEM görüntüleri (a. A1 katmanı; b. A2 katmanı; c. K katmanı (×40, ×500 ve ×5.0k))*



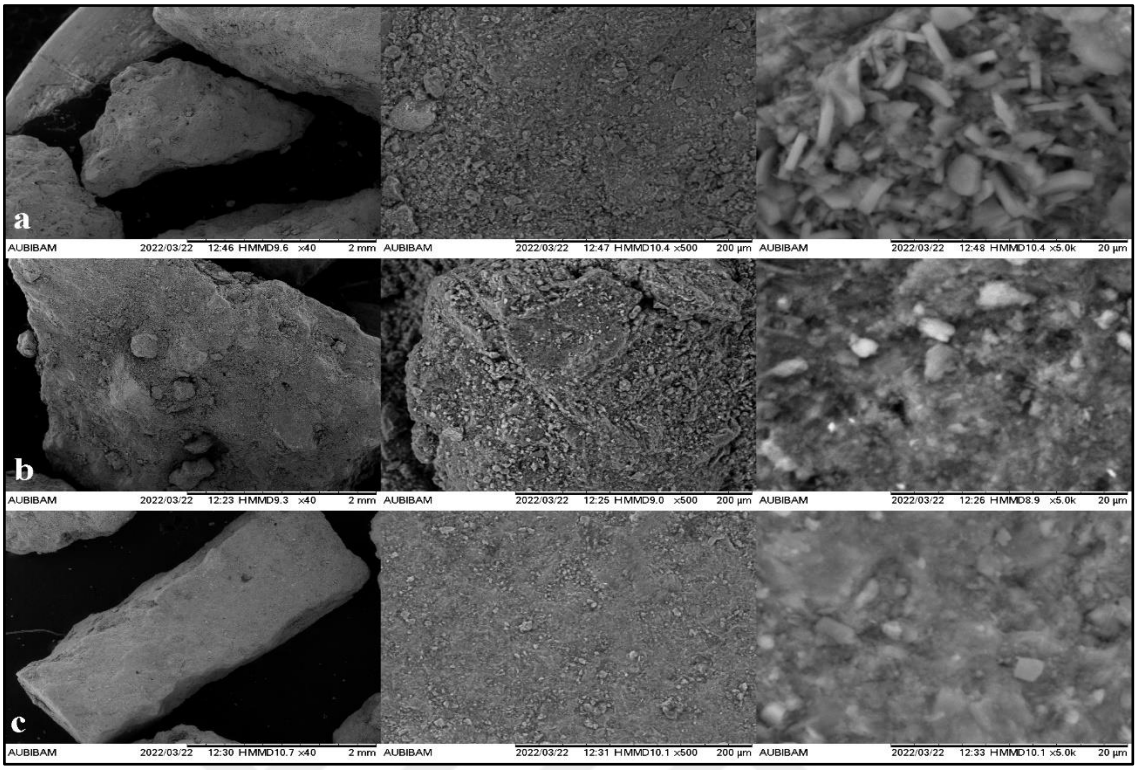
Görsel 3.76. *YEM 2 ekosistem modülünün çalışma sonunda toplanan zeolit bazlı filtrasyon ortamının katmanlara göre farklı büyütmelerdeki SEM görüntüleri (a. A1 katmanı; b. A2 katmanı; c. K katmanı (×40, ×500 ve ×5.0k))*



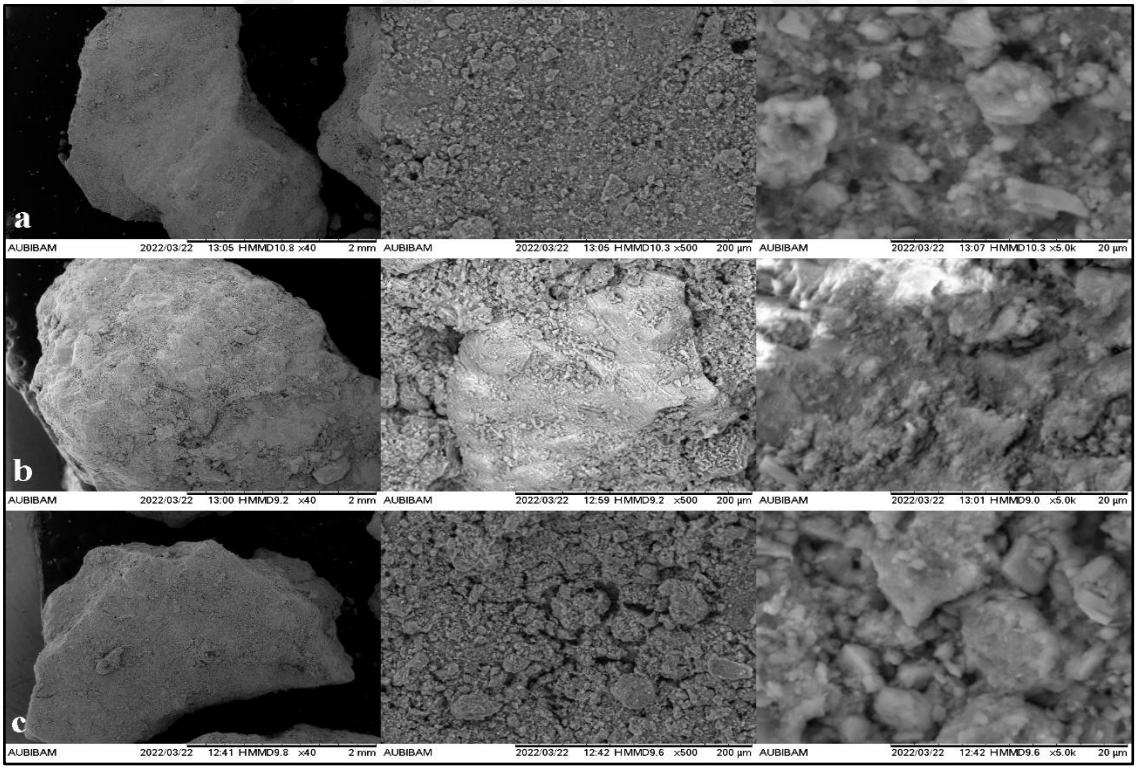
Görsel 3.77. *DEM 1 ekosistem modülünün çalışma sonunda toplanan zeolit bazlı filtrasyon ortamının katmanlara göre farklı büyütmelerdeki SEM görüntüleri (a. A1 katmanı; b. A2 katmanı; c. K katmanı (×40, ×500 ve ×5.0k))*



Görsel 3.78. *DEM 2 ve DEM 3 ekosistem modüllerinden çalışma sonunda toplanan zeolit bazlı filtrasyon ortamının katmanlara göre farklı büyütmelerdeki SEM görüntüleri (a. A1 katmanı; b. A2 katmanı; c. K katmanı (×40, ×500 ve ×5.0k))*



Görsel 3.79. *YEM 4 ekosistem modülünün çalışma sonunda toplanan zeolit bazlı filtrasyon ortamının katmanlara göre farklı büyütmelerdeki SEM görüntüleri (a. A1 katmanı; b. A2 katmanı; c. K katmanı (×40, ×500 ve ×5.0k)))*

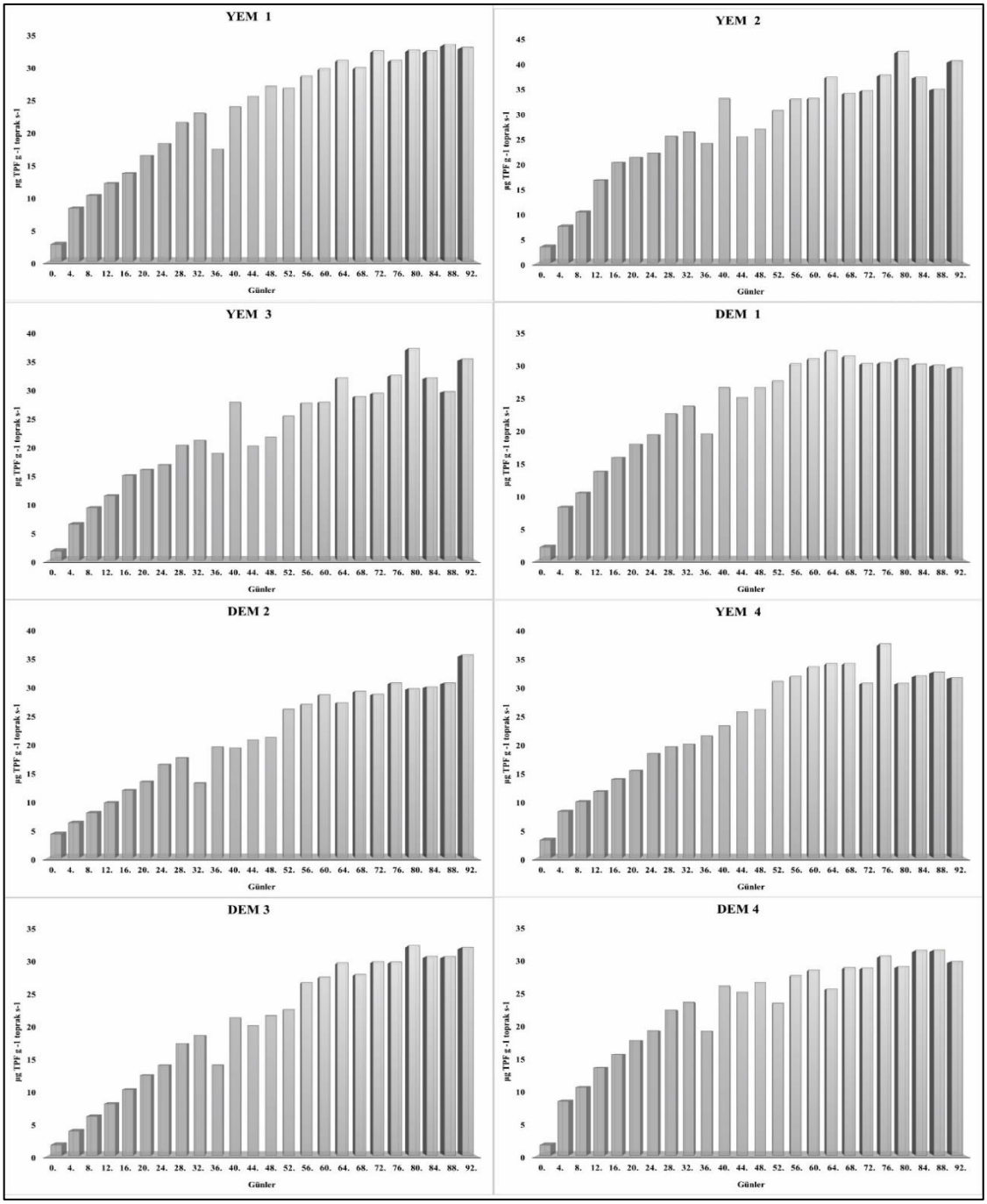


Görsel 3.80. *YEM 2 ekosistem modülünün çalışma sonunda toplanan zeolit bazlı filtrasyon ortamının katmanlara göre farklı büyütmelerdeki SEM görüntüleri (a. A1 katmanı; b. A2 katmanı; c. K katmanı (×40, ×500 ve ×5.0k))*

3.4.4. Sediment enzim aktivitelerinin izlenmesi

3.4.4.1. Dehidrogenaz enzim aktivitelerinin izlenmesi

Dördüncü 92 günlük araştırma periyodu boyunca hibrit yapay sulak alan ekosistem modüllerinin her dört günde bir örneklenerek analizleri gerçekleştirilen dolgu malzemelerinin dehidrogenaz enzim aktiviteleri μg TPF g^{-1} toprak s^{-1} cinsinden hesaplanmış ve Görsel 3.81'de verilmiştir.



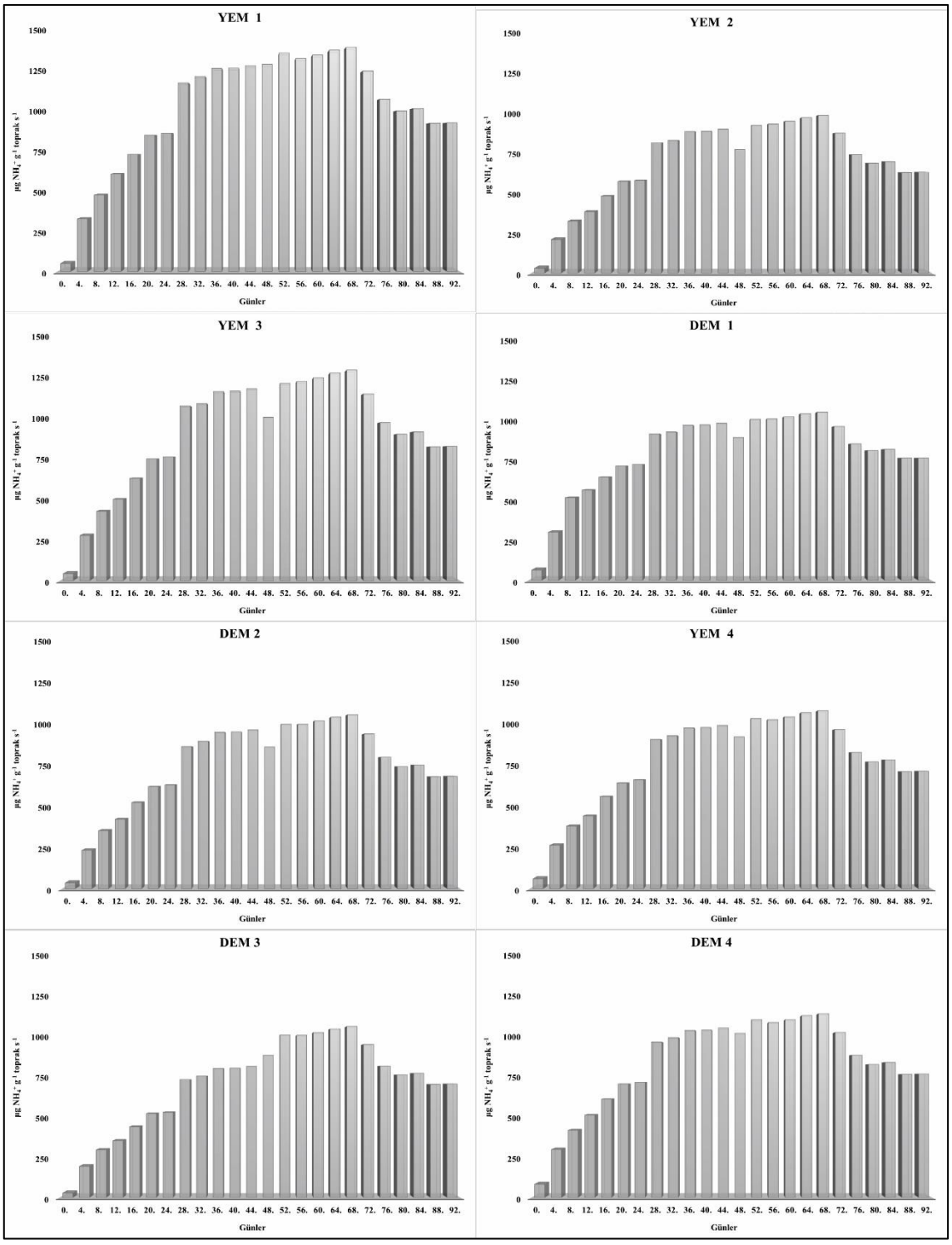
Görsel 3.81. *Hibrit ekosistem modüllerinin çalışma periyodundaki dehidrogenaz enzim aktivitelerindeki değişim*

Veriler incelendiğinde, başlangıçtan 92. güne doğru tüm ekosistem modüllerinin dehidrogenaz enzim aktivitelerinde bir artış gözlenmiştir. Birinci ekosistemlerdeki ortalama değerler sırasıyla 23,677±9,151 µg TPF g^{-1} toprak s^{-1} , 22,936±9,554 µg TPF g^{-1} toprak s^{-1} , 21,285±9,18 µg TPF g^{-1} toprak s^{-1} ve 20,571±9,799 µg TPF g^{-1} toprak s^{-1} olarak hesaplanmaktadır. Bu değerlere göre birinci ekosistem modüllerindeki sıralama YEM 1, YEM 3, DEM 2 ve DEM 3 olarak gerçekleşmektedir. İkinci ekosistem modülleri incelendiğinde ise sıralamanın YEM 2 (27,756±10,56 µg TPF g^{-1} toprak s^{-1}), YEM 4 (24,324±9,862 µg TPF g^{-1} toprak s^{-1}), DEM 1 (23,816±8,565 µg TPF g^{-1} toprak s^{-1}), ve DEM 4 (22,963±8,098 µg TPF g^{-1} toprak s^{-1}) olduğu görülmektedir. Hibrit ekosistem modüllerinin ortalama değerleri incelendiğinde ise HEM 1 (26,708 µg TPF g^{-1} toprak s^{-1}), HEM 2(24,312 µg TPF g^{-1} toprak s^{-1}), HEM 3 (23,634 µg TPF g^{-1} toprak s^{-1}) ve HEM 4 (22,641 µg TPF g^{-1} toprak s^{-1}) sıralaması oluşmaktadır. Ancak, ekosistem modüllerinin dehidrogenaz enzim aktiviteleri arasında belirgin farklılıklar tespit edilememiştir ($p>0,05$).

3.4.4.2. Üreaz enzim aktivitelerinin izlenmesi

92 günlük araştırma periyodu boyunca hibrit yapay sulak alan ekosistem modüllerinin her dört günde bir örneklenerek analizleri gerçekleştirilen üreaz enzim aktiviteleri µg NH_4^+ g^{-1} toprak s^{-1} cinsinden hesaplanmış ve Görsel 3.82'de verilmiştir.

Veriler incelendiğinde, ekosistem modüllerinin üreaz enzim aktiviteleri başlangıçtan 68. güne kadar bir artış sonrasında ise düşüş gerçekleştiği görülmektedir. Birinci ekosistemlerdeki ortalama değerler sırasıyla 1023,63 µg NH_4^+ g^{-1} toprak s^{-1}, 920,6 µg NH_4^+ g^{-1} toprak s^{-1}, 756,96 µg NH_4^+ g^{-1} toprak s^{-1} ve 714,35 µg NH_4^+ g^{-1} toprak s^{-1} olarak hesaplanmaktadır. Bu değerlere göre birinci ekosistem modüllerindeki sıralama YEM 1, YEM 3, DEM 2 ve DEM 3 olarak gerçekleşmektedir. İkinci ekosistem modülleri incelendiğinde ise sıralamanın DEM 4 (844,88 µg NH_4^+ g^{-1} toprak s^{-1}), DEM 1 (813,1 µg NH_4^+ g^{-1} toprak s^{-1}), YEM 4 (785,92 µg NH_4^+ g^{-1} toprak s^{-1}), ve YEM 2 (702,06 µg NH_4^+ g^{-1} toprak s^{-1}) olduğu görülmektedir. Hibrit ekosistem modüllerinin ortalama değerleri incelendiğinde ise HEM 1 (862,84 µg NH_4^+ g^{-1} toprak s^{-1}), HEM 2 (866,85 µg NH_4^+ g^{-1} toprak s^{-1}), HEM 3 (771,44 µg NH_4^+ g^{-1} toprak s^{-1}) ve HEM 4 (779,61 µg NH_4^+ g^{-1} toprak s^{-1}) sıralaması oluşmaktadır. Ancak, ekosistem modüllerinin üreaz enzim aktiviteleri arasında belirgin farklılıklar tespit edilememiştir ($p>0,05$).

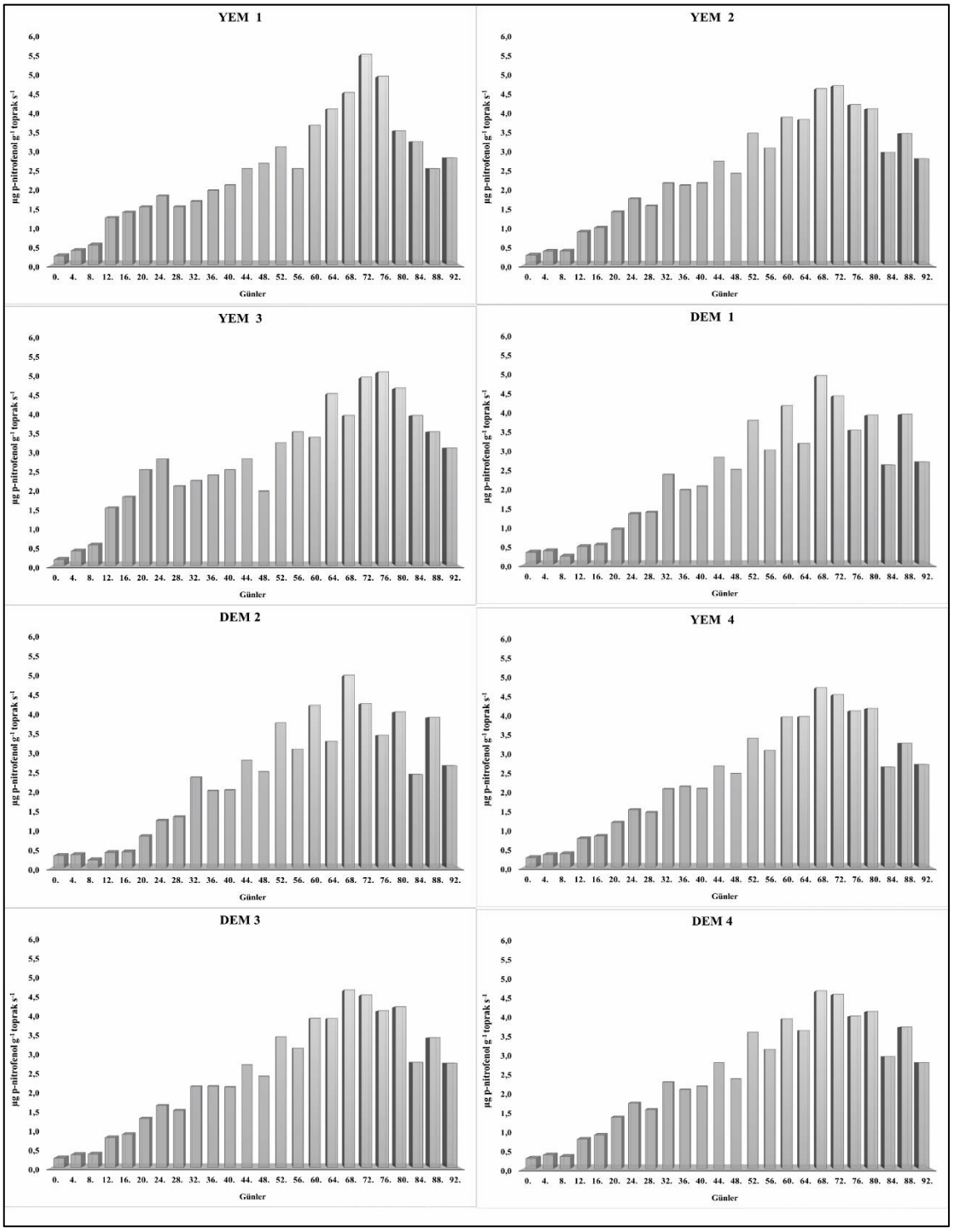


Görsel 3.82. *Hibrit ekosistem modüllerinin çalışma periyodundaki üreaz enzim aktivitelerindeki değişim*

3.4.4.3. Fosfotaz aktivitelerinin izlenmesi

Dördüncü 92 günlük araştırma periyodu boyunca hibrit yapay sulak alan ekosistem modüllerinin her dört günde bir örneklenerek analizleri gerçekleştirilen fosfotaz enzim

aktiviteleri µg p-nitrophenol g^{-1} toprak s^{-1} cinsinden hesaplanmış ve Görsel 3.83'de verilmiştir.



Görsel 3.83. *Hibrit ekosistem modüllerinin çalışma periyodundaki fosfotaz enzim aktivitelerindeki değişim*

Veriler incelendiğinde, ekosistem modüllerinin fosfotaz enzim aktiviteleri önce bir artış sonrasında ise azalış meydana gelmiştir. Birinci ekosistemlerdeki ortalama değerler

sırasıyla 2,52±1,42 µg p-nitrophenol g^{-1} toprak s^{-1}, 2,84±1,38 µg p-nitrophenol g^{-1} toprak s^{-1}, 2,39±1,48 µg p-nitrophenol g^{-1} toprak s^{-1} ve 2,5±1,4 µg p-nitrophenol g^{-1} toprak s^{-1} olarak hesaplanmaktadır. Bu değerlere göre birinci ekosistem modüllerindeki sıralama YEM 3, YEM 1, DEM 3 ve DEM 2 olarak gerçekleşmektedir. İkinci ekosistem modülleri incelendiğinde ise sıralamanın DEM 4 (2,53±1,4 µg p-nitrophenol g^{-1} toprak s^{-1}), YEM 2 (2,53±1,31 µg p-nitrophenol g^{-1} toprak s^{-1}), YEM 4 (2,46±1,41 µg p-nitrophenol g^{-1} toprak s^{-1}), ve DEM 1 (2,42±1,43 µg p-nitrophenol g^{-1} toprak s^{-1}) olduğu görülmektedir. Hibrit ekosistem modüllerinin ortalama değerleri incelendiğinde ise HEM 1 (2,52±1,4 µg p-nitrophenol g^{-1} toprak s^{-1}), HEM 2 (2,62±1,44 µg p-nitrophenol g^{-1} toprak s^{-1}), HEM 3 (2,42±1,45 µg p-nitrophenol g^{-1} toprak s^{-1}) ve HEM 4 (2,51±1,4 µg p-nitrophenol g^{-1} toprak s^{-1}) sıralaması oluşmaktadır. Ancak, ekosistem modüllerinin fosfotaz enzim aktiviteleri arasında belirgin farklılıklar tespit edilememiştir ($p>0,05$)..

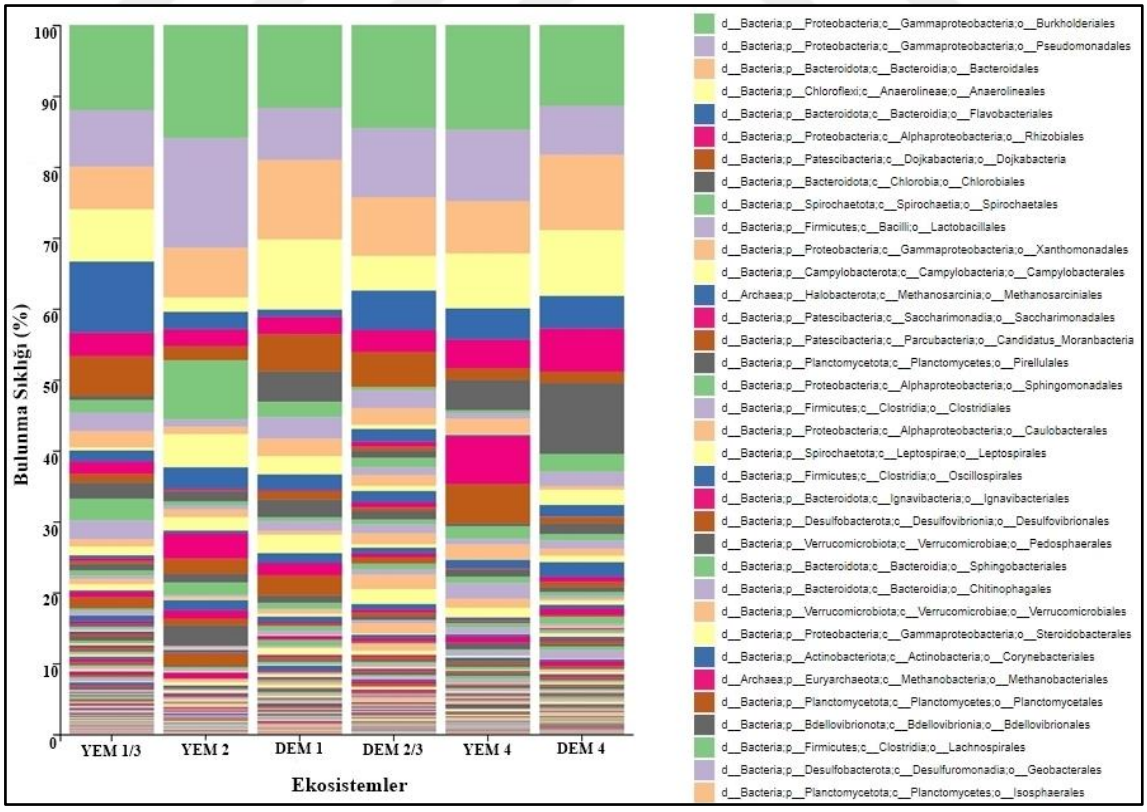
3.5. Ekosistemlerin Bakteri Çeşitlilikleri

HEM' leri oluşturan her bir ekosistem modülünün bakteri kompozisyonlarının tespit edilmesi amacıyla gerçekleştirilen analiz sonucunda ekosistemlerdeki bakteri çeşitliliğinin çok yüksek olduğu gözlemlenmiştir. Ekosistemlerdeki bakteri çeşitliliği sınıf, familya ve cins seviyelerinde görselleştirilmiş (Görsel 3.84, Görsel 3.85 ve Görsel 3.86). Analizde YEM 1 ve YEM 3 ile DEM 2 ve DEM 3 ekosistem modülleri tekrar niteliğinde olduğu için her ekosistemden örnek alınan katmanlar (A1, A2 ve katot) özdeş miktarlarda alınmıştır.

Ekosistem modüllerindeki bakteriler ordo seviyesinde incelendiğinde ekosistemler arasında büyük farklılık olduğu görülmektedir (Görsel 3.84). Her ekosistem modülünde en yüksek bulunma sıklığına sahip 10 sınıf ve oranları şu şekildedir:

- YEM 1/3: Burkholderiales (%12,028), Flavobacteriales (%10,014), Pseudomonadales (%7,958), Anaerolineales (%7,387), Bacteroidales (%5,986), Dojkabacteria (%5,612), Rhizobiales (%3,314) Sphingomonadales (%3,074) Clostridiales (%2,641) Lactobacillales (%2,633).
- YEM 2: Burkholderiales (%15,940), Pseudomonadales (%15,488), Spirochaetales (%8,342), Bacteroidales (%6,976), Campylobacterales (%4,683), Ignavibacteriales (%3,582), Methanosarciniales (%3,008), Bdellovibrionales (%2,901), Flavobacteriales (%2,469), Rhizobiales (%2,344).

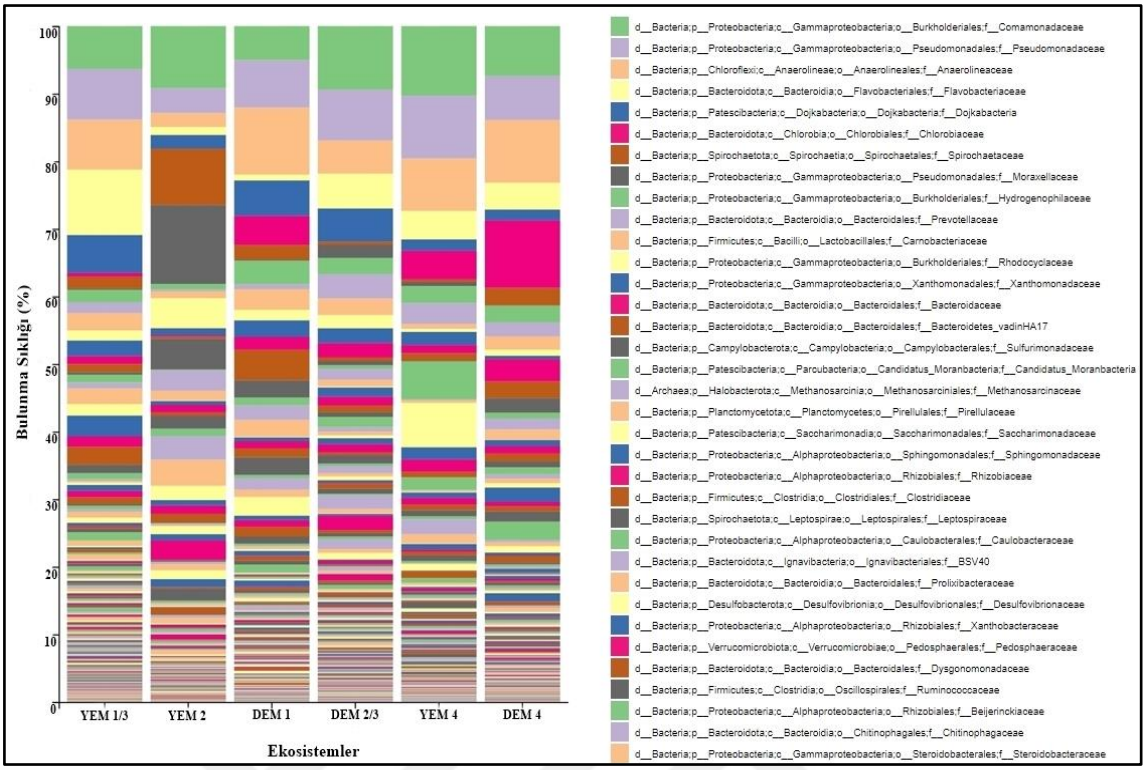
- DEM 1: Burkholderiales (%11,712), Bacteroidales (%11,230), Anaerolineales (%9,896), Pseudomonadales (%7,294), Dojkabacteria (%5,238), Chlorobiales (%4,302), Lactobacillales (%3,051), Desulfovibrionales (%2,864), Leptospirales (%2,611), Campylobacterales (%2,573).
- DEM 2/3: Burkholderiales (%14,579), Pseudomonadales (%9,702), Bacteroidales (%8,267), Flavobacteriales (%5,561), Dojkabacteria (%4,938), Anaerolineales (%4,904), Rhizobiales (%3,111), Lactobacillales (%2,517), Xanthomonadales (%2,336), Chloroplast (%2,113).
- YEM 4: Burkholderiales (%14,787), Pseudomonadales (%10,049), Anaerolineales (%7,765), Bacteroidales (%7,367), Saccharimonadales (%6,783), Candidatus_Moranbacteria (%5,566%_Flavobacteriales (%4,383), Chlorobiales (%4,247), Rhizobiales (%4,035), Chitinophagales (%2,220).
- DEM 4: Burkholderiales (%11,405), Bacteroidales (%10,591), Chlorobiales (%9,996), Anaerolineales (%9,281), Pseudomonadales (%6,928), Rhizobiales (%6,049), Flavobacteriales (%4,610), Spirochaetales (%2,534), Campylobacterales (%2,167), Oscillospirales (%2,087).



Görsel 3.84. *Ekosistem modülleri içerisinde bulunan mikroorganizmaların sınıf seviyesindeki bulunma oranları ve çeşitliliği*

Ekosistem modüllerindeki bakteriler familya seviyesinde incelendiğinde ekosistemler arasında büyük farklılık olduğu görülmektedir (Görsel 3.85). Her ekosistem modülünde en yüksek bulunma sıklığına sahip 10 adet familya ve oranları şu şekildedir:

- YEM 1/3: Flavobacteriaceae (%9,668), Pseudomonadaceae (%7,502), Anaerolineaceae (%7,387), Comamonadaceae (%6,346), Dojkabacteria (%5,612), Sphingomonadaceae (%3,074), Clostridiaceae (%2,636), Carnobacteriaceae (%2,588), Xanthomonadaceae (%2,309), Pirellulaceae (%2,290).
- YEM 2: Spirochaetaceae (%8,342), Comamonadaceae (%9,202), Spirochaetaceae (%8,342), Sulfurimonadaceae (%4,555), Rhodocyclaceae (%4,430), Prolixibacteraceae (%3,826), Pseudomonadaceae (%3,668), BSV40 (%3,555), Methanosarcinaceae (%3,008), Bdellovibrionaceae (%2,901).
- DEM 1: Anaerolineaceae (%9,896), Pseudomonadaceae (%7,041), Dojkabacteria (%5,238), Comamonadaceae (%5,027), Bacteroidetes_vadinHA17 Chlorobiaceae (%4,302), Hydrogenophilaceae (%3,476), Carnobacteriaceae (%3,045), Desulfovibrionaceae (%2,799), Leptospiraceae (%2,611).
- DEM 2/3: Comamonadaceae (%9,408), Pseudomonadaceae (%7,534), Flavobacteriaceae (%5,127), Dojkabacteria (%4,938), Anaerolineaceae (%4,904), Prevotellaceae (%3,647), Carnobacteriaceae (%2,423), Hydrogenophilaceae (%2,394), Xanthomonadaceae (%2,186), Bacteroidaceae (%2,126).
- YEM 4: Comamonadaceae (%10,285), Pseudomonadaceae (%9,312), Anaerolineaceae (%7,765), Saccharimonadaceae (%6,592), Candidatus_Moranbacteria (%5,566), Chlorobiaceae (%4,247), Flavobacteriaceae (%4,205), Prevotellaceae (%3,096), Hydrogenophilaceae (%2,483), Xanthomonadaceae (%1,966).
- DEM 4: Chlorobiaceae (%9,996), Anaerolineaceae (%9,281), Comamonadaceae (%7,377), Pseudomonadaceae (%6,513), Flavobacteriaceae (%3,965), Bacteroidaceae (%3,317), Beijerinckiaceae (%2,682), Spirochaetaceae (%2,534), Bacteroidetes_vadinHA17 (%2,458), Hydrogenophilaceae (%2,426).

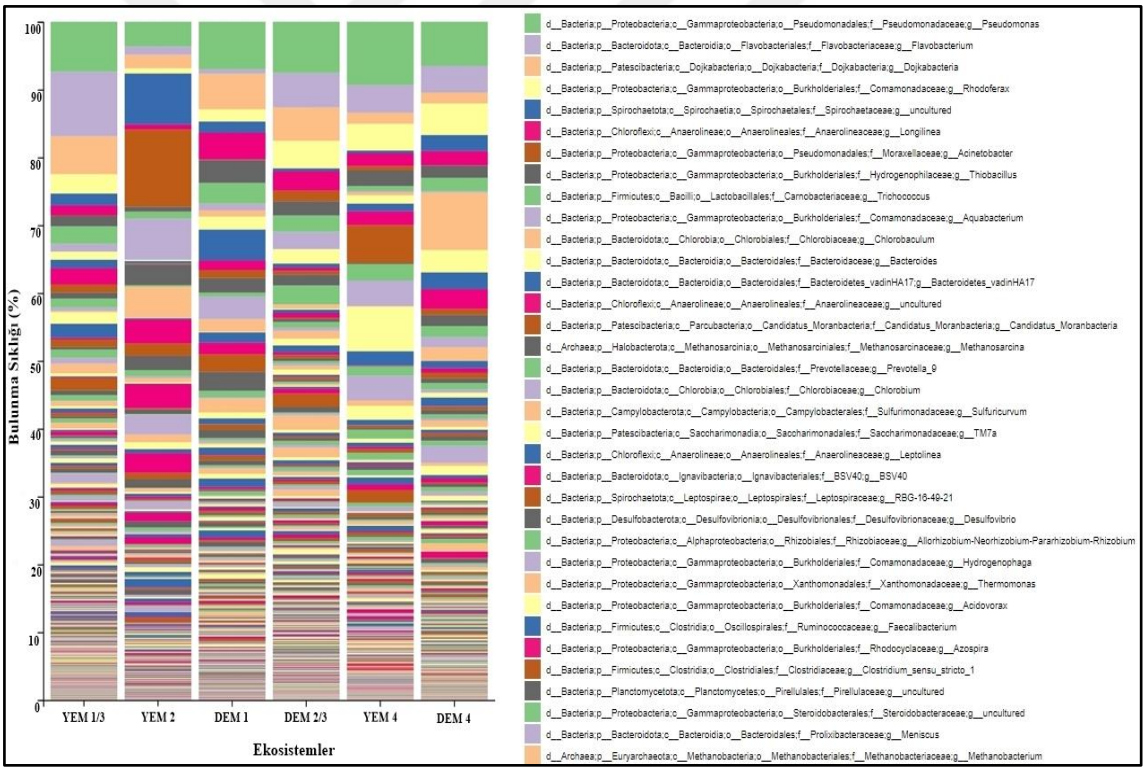


Görsel 3.85. *Ekosistem modülleri içerisinde bulunan mikroorganizmaların familya seviyesindeki bulunma oranları ve çeşitliliği*

Ekosistem modüllerindeki bakteriler cins seviyesinde incelendiğinde ekosistemler arasında büyük farklılık olduğu görülmektedir (Görsel 3.86). Ekosistem modüllerinde en yüksek bulunma sıklığına sahip 10 adet cins ve oranları aşağıdaki gibidir:

- YEM 1/3: Flavobacterium (%9,513), Pseudomonas (%7,370), Dojkabacteria (%5,612), Rhodoferax (%2,849), Trichococcus (%2,577), Anaerolineaceae; g_uncultured (%2,458), Leptolinea (%2,048), Clostridium sensu stricto 1 (%1,795), Spirochaetaceae; g_uncultured (%1,727), Thiobacillus (%1,550).
- YEM 2: Acinetobacter (%11,388), Spirochaetaceae; g__uncultured (%7,494), Aquabacterium (%6,072), Sulfuricurvum (%4,549), Pseudomonas (%3,668), Azospira (%3,558), BSV40 (%3,555), Methanosarcina (%3,008), Bdellovibrio (%2,901), Meniscus (%2,901).
- DEM 1: Pseudomonas (%7,006), Dojkabacteria (%5,238), Bacteroidetes vadinHA17 (%4,528), Longilinea (%3,942), Thiobacillus (%3,378), Chlorobium (%3,342), Trichococcus (%3,045), Desulfovibrio (%2,799), RBG-16-49-21 (%2,573), Thermomonas (%2,080).

- DEM 2/3: Pseudomonas (%7,534), Flavobacterium (%5,080), Dojkabacteria (%4,938), Rhodoferax (%4,073), Longilinea (%2,859), Prevotella 9 (%2,822), Trichococcus (%2,407), Aquabacterium (%2,570), Bacteroides (%2,126), Thiobacillus (%2,089).
- YEM 4: Pseudomonas (%9,306), TM7a (%6,592), Candidatus moranbacteria (%5,566), Flavobacterium (%4,085), Rhodoferax (%3,947), Chlorobium (%3,756), Hydrogenophaga (%3,664), Prevotella_9 (%2,414), Thiobacillus (%2,327), Acidovorax (%2,077).
- DEM 4: Chlorobaculum (%8,454), Pseudomonas (%6,508), Rhodoferax (%4,663), Flavobacterium (%3,930), Bacteroides (%3,317), Anaerolineaceae; g__uncultured (%2,925), Rhodoblastus (%2,554), Bacteroidetes_vadinHA17 (%2,458), Spirochaetaceae; g__uncultured (%2,350), Longilinea (%2,112).



Görsel 3.86. *Ekosistem modülleri içerisinde bulunan mikroorganizmaların genus seviyesindeki bulunma oranları ve çeşitliliği*

Ekosistem modüllerindeki mikroorganizmaların çeşitlilik göstermesinin nedenlerinin ekosistem modüllerinin oksijen seviyelerindeki, atık su kalite parametrelerindeki ve üretilen biyoelektrik değerindeki farklılıklardan kaynaklandığı düşünülmektedir.

3.6. Ekosistemlerin Tahmini Karbon Stokları ve Enerji Bütçeleri

Biyoremediasyon ve biyoelektrik üretimi ile depolaması çalışmalarının sonlanması ile hibrit ekosistem modüllerindeki *T. latifolia* bitkilerinin hasat edilmiş ve biyokütleleri belirlenmiştir.

Tablo 3.6. *Ekosistemlerden hasat edilen T. latifolia biyokütlelerinden tahmini biyogaz ile metan üretimleri, enerji potansiyelleri ile elektrik enerjisi verimleri ve karbon stok miktarları*

			Biyokütle	**Biyogaz üretimi**	**Metan üretimi**	**Enerji potansiyeli**	**Elektrik enerjisi**	**Karbon stoğu**
			kg $ha^{-1}ay^{-1}$	m^3 $ha^{-1}ay^{-1}$		MJ h^{-1} ay^{-1}	kWh ha^{-1} ay^{-1}	t/ha
HEM 1	YEM 1	Toprak altı	3295	80	73	2901	806	1,55
		Toprak üstü	6512	158	144	5733	1592	3,06
		Tüm bitki	9808	238	217	8634	2398	4,61
	YEM 2	Toprak altı	8063	196	178	7098	1972	3,79
		Toprak üstü	17905	435	396	15762	4378	8,42
		Tüm bitki	25969	631	575	22860	6350	12,21
HEM 2	YEM 3	Toprak altı	2905	71	64	2557	710	1,37
		Toprak üstü	6239	152	138	5493	1526	2,93
		Tüm bitki	9144	222	202	8050	2236	4,30
	DEM 1	Toprak altı	4122	100	91	3629	1008	1,94
		Toprak üstü	10993	267	243	9677	2688	5,17
		Tüm bitki	15115	367	334	13306	3696	7,10
HEM 3	DEM 2	Toprak altı	1695	41	38	1492	414	0,80
		Toprak üstü	4862	118	108	4280	1189	2,29
		Tüm bitki	6557	159	145	5772	1603	3,08
	YEM 4	Toprak altı	4854	118	107	4273	1187	2,28
		Toprak üstü	11822	287	262	10407	2891	5,56
		Tüm bitki	16676	405	369	14680	4078	7,84
HEM 4	DEM 3	Toprak altı	1552	38	34	1366	379	0,73
		Toprak üstü	4423	107	98	3894	1082	2,08
		Tüm bitki	5975	145	132	5260	1461	2,81
	DEM 4	Toprak altı	3287	80	73	2893	804	1,54
		Toprak üstü	8366	203	185	7365	2046	3,93
		Tüm bitki	11653	283	258	10258	2849	5,48

Belirlenen biyokütlelerin kg ha-1ay-1 dönüşümü gerçekleştirilerek ekosistem modüllerinin tahmini biyogaz ile metan üretimleri, enerji potansiyelleri ile elektrik enerjisi verimleri ve karbon stok miktarları hesaplanarak Tablo 3.6'da verilmiştir. Tabloya göre ekosistem modüllerinin birim alan ve hacimdeki tahmini biyogaz miktarlar 38-631 m3 ha-1 ay-1 aralığında değişiklikler göstermektedir. Hibrit ekosistemlerin tahmini biyogaz miktarı ise sıralaması ise HEM 1 (1738 m3 ha-1 ay-1), HEM 2 (1179 m3 ha-1 ay-1), HEM 3 (1128 m3 ha-1 ay-1) ve HEM 4 (856 m3 ha-1 ay-1) olarak gerçekleşmektedir.

Ekosistem modüllerindeki tahmini metan üretimi 34-575 m3 ha-1 ay-1 arasında değişim gösterirken, hibrit ekosistemler arasındaki sıralama ise HEM 1 (1583 m3 ha-1 ay-1), HEM 2 (1072 m3 ha-1 ay-1), HEM 3(1029 m3 ha-1 ay-1) ve HEM 4 (780 m3 ha-1 ay-1) olarak gerçekleşmektedir.

Ekosistem modüllerindeki biyokütle üretimine bağlı tahmini enerji potansiyelleri 1366-22860 MJ h-1 ay-1 arasında değişim gösterirken, hibrit ekosistemler ise 31036-62988 MJ h-1 ay-1 aralığında değişim gösterdiği görülmektedir.

Ekosistem modüllerindeki tahmini elektrik enerjisi verimi 379-6350 kWh ha-1 ay-1 arasında değişim gösterirken, hibrit ekosistemler ise 8621 ile 17496 kWh ha-1 ay-1 arasında değişim göstermektedir.

Ekosistem modüllerindeki tahmini karbon stokları 0,73 ile 12,21 t/ha arasında değişim gösterirken, hibrit ekosistemler arasındaki sıralama ise HEM 1 (33,64 t/ha), HEM 2 (22,81 t/ha), HEM 3(21,85 t/ha) ve HEM 4 (16,57 t/ha) olarak gerçekleşmektedir.

3.7. Biyoelektrik İzleme

3.7.1. Biyoelektrik üretiminin izlenmesi

Hibrit ekosistem modüllerinin ürettiği biyoelektrik değerlerinin tespitinde ilk olarak her bir ekosistem modülünün ayrı ayrı biyoelektrik potansiyelleri ölçülmüş (her ekosistem modülünde A1-K ve A2-K) daha sonra ise hibrit ekosistemlerin elektrotları birbirine seri şekilde (her modülün A1-K'ları seri ve A2-K'ları seri olarak) bağlanarak günde üç defa 1000 Ω' luk bir dış direnç üzerinden 287 Fluke True-RMS Multimetre yardımıyla belirlenerek kayıt altına alınmış ve günlük ortalamaları alınmıştır.

3 günlük HBS periyodundaki her bir ekosistem modülünün A1-K ve A2-K elektrotları arasındaki biyoelektrik üretim değerlerinin günlük (volt) değişimi Görsel

3.87'de, her bir konfigürasyonu oluşturan ekosistemlerin A1 -K ve A2-K elektrotlarının birbirine seri şekilde bağlanması sonucunda oluşan ortalama biyoelektrik üretim değerlerinin (volt) günlük değişimi Görsel 3.88' de, her bir ekosistem modülünün 3 günlük HBS sonunda A1-K, A2-K ve ortalama biyoelektrik üretim değerleri Görsel 3.89' da ve hibrit ekosistemlerin 3 günlük HBS sonunda A1-K, A2-K ve ortalama biyoelektrik üretim değerleri de Görsel 3.90' da verilmiştir.

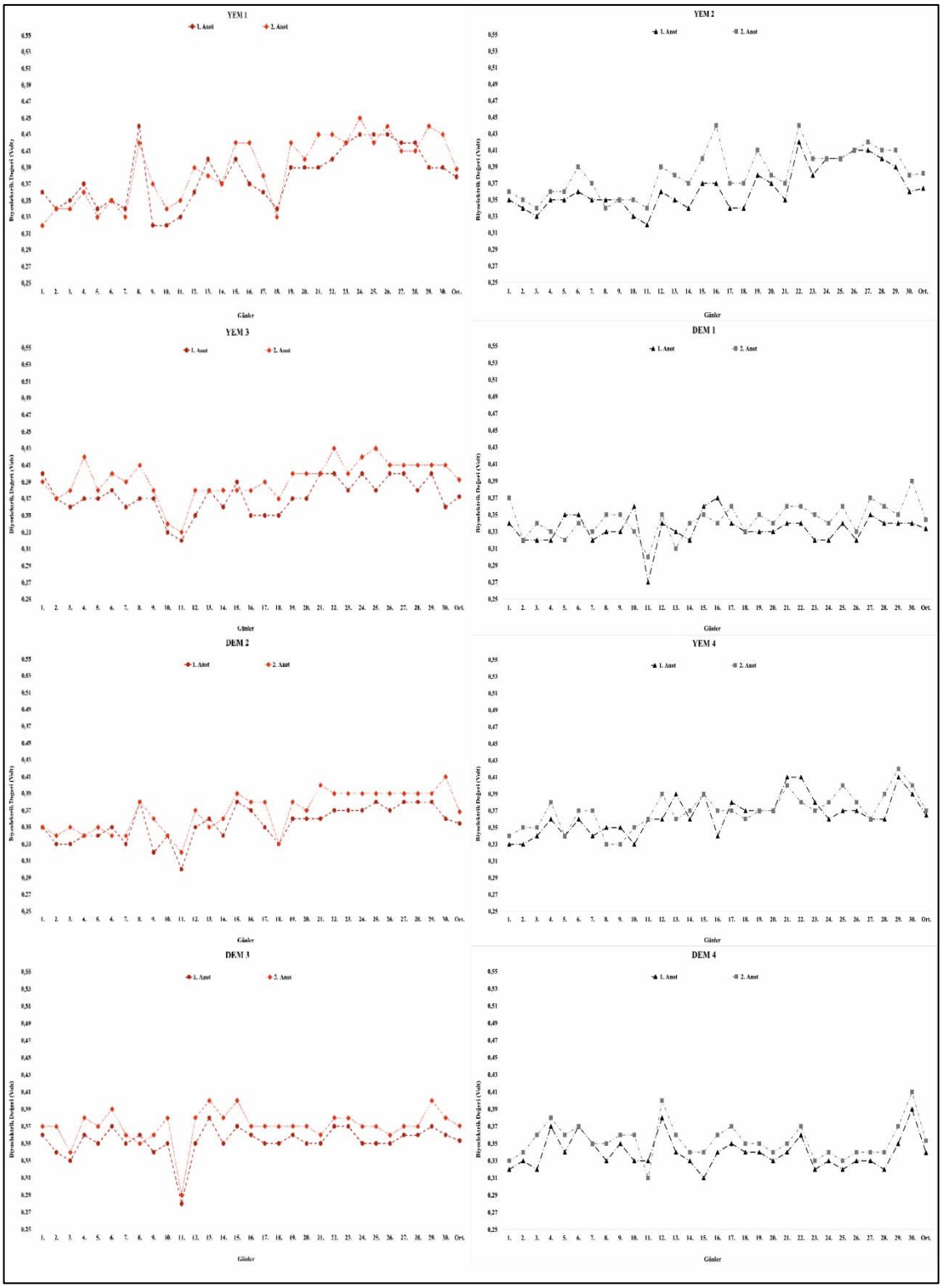
30 günlük periyot içerisinde tüm ekosistem modüllerin biyoelektrik değerlerinde bir artış gözlenirken bu artışın dalgalı seyrettiği görülmektedir. Ekosistem modüllerinde gözlemlenen en düşük biyoelektrik değeri DEM 1 ekosistem modülünde (A1-K) 0,27 V ile 11. gün gözlemlenirken, en yüksek değer ise 16. ve 22. günlerde 0,44 V ile YEM 2 ekosistem modülünde (A2-K) gözlemlenmiştir (Görsel 3.87).

Hibrit ekosistemlerin biyoelektrik üretim değerleri incelendiğinde ekossitem modüllerindeki dalgalı artışın bir yansıması karşımıza çıkmaktadır. Hibrit ekosistemlerde en düşük ölçülen biyoelektrik değeri 11. gün 0,57 V ile HEM 2 (A1-K) ekosisteminde, en yüksek değer ise 22. gün 0,87 V ile HEM 1 ekosisteminde (A2-K) kayıt edilmiştir (Görsel 3.88).

Her bir ekosistem modülünün 3 günlük HBS sonundaki ortalama biyoelektrik değerleri incelendiğinde YEM 3' ün A2-K elektrotları arasında 0,393 V ile yüksek değere ulaştığı görülmektedir. 30 günlük değişimin ise 0,334 V ile 0,393 V arasında değiştiği görülmektedir (Görsel 3.89)

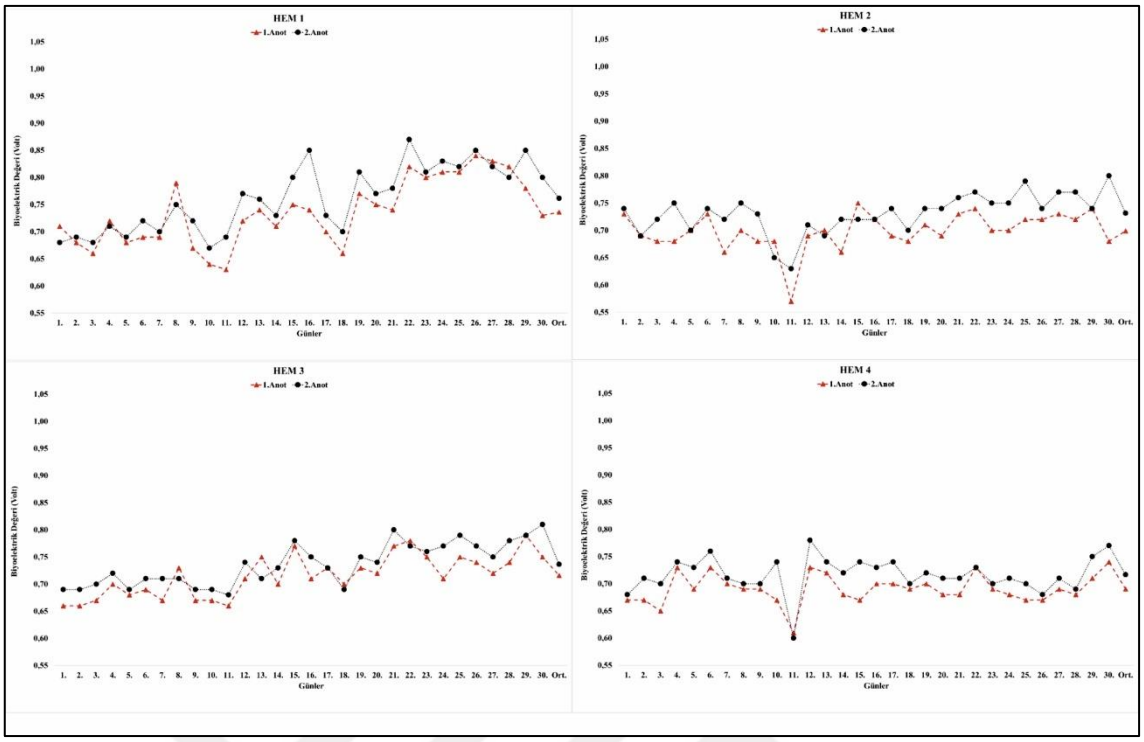
Hibrit ekosistemlerin biyoelektrik değerleri incelendiğinde (Görsel 3.90), HEM 1'in A2-K elektrot çiftinin 0,762 V ile en yüksek değere ulaştığı, HEM 4' nin A1-K elektrot çiftinin ise en düşük değere sahip olduğu görülmektedir. Hibrit ekosistemlerin 3 günlük HBS ortalamaları incelendiğinde ise HEM 1 ekosisteminin en yüksek biyoelektrik üretim değerine sahip olduğu görülmektedir.

Elde edilen verilerin istatistiksel incelemesi yapıldığında yatay ve dikey ekosistem modüllerinin biyoelektrik üretim değerleri arasında anlamlı farklılıklar tespit edilmiştir ($p<0,05$). Ek olarak, HEM 1 ve HEM 4 ekosistemleri arasında belirgin farklılıkların olduğu one-way ANOVA analizi ile belirlenmiştir ($p<0,05$).

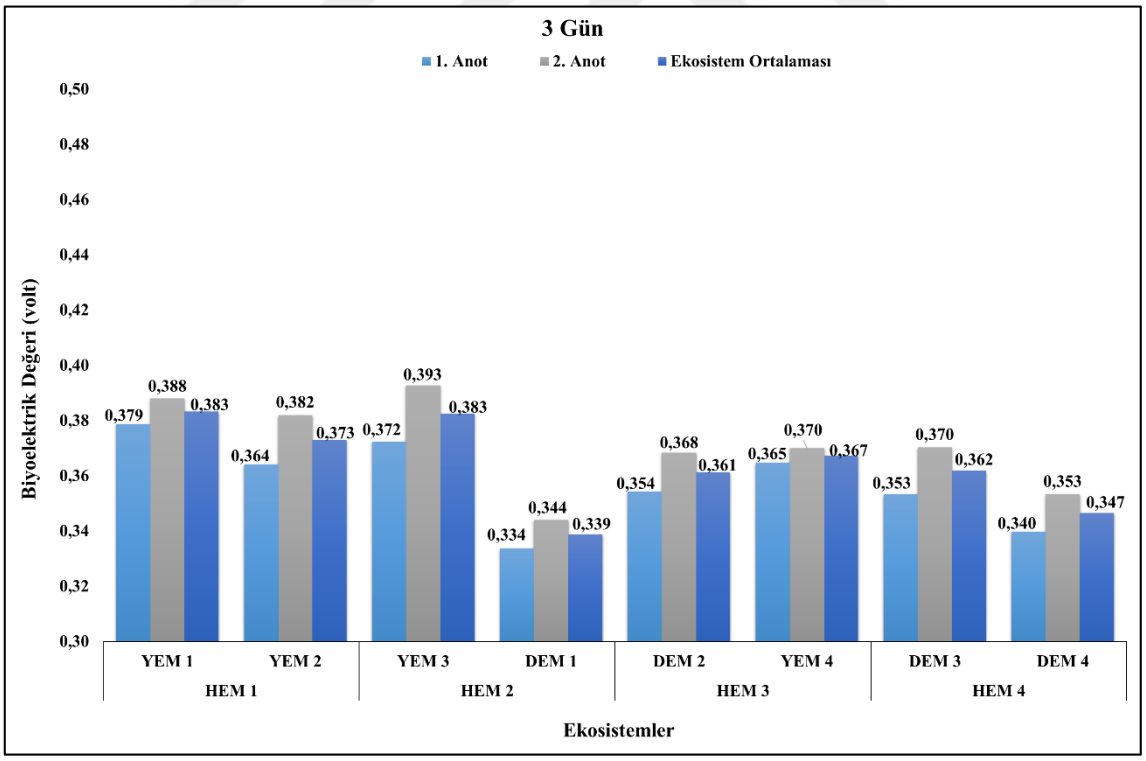


3

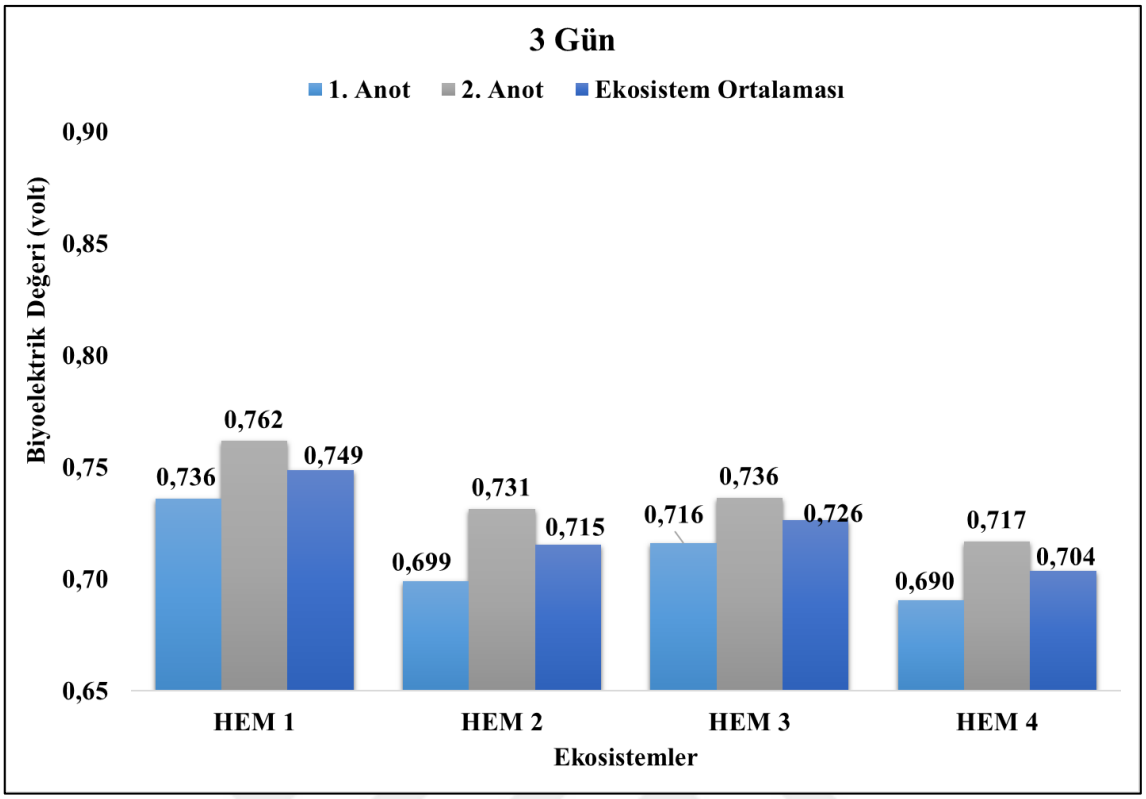
Görsel 3.87. *3 günlük HBS periyodundaki ekosistem modüllerinin A1-K ve A2-K elektrotları arasındaki biyoelektrik üretim değerlerinin günlük (volt) değişimi*



Görsel 3.88. *3 günlük HBS'de hibrit ekosistemlerin A1 -K ve A2-K elektrotlarının birbirine seri şekilde bağlanması sonucunda oluşan ortalama biyoelektrik üretim değerlerinin (volt) günlük değişimi*



Görsel 3.89. *Ekosistem modüllerinin 3 günlük HBS sonunda A1-K, A2-K ve ortalama biyoelektrik üretim değerleri (volt)*



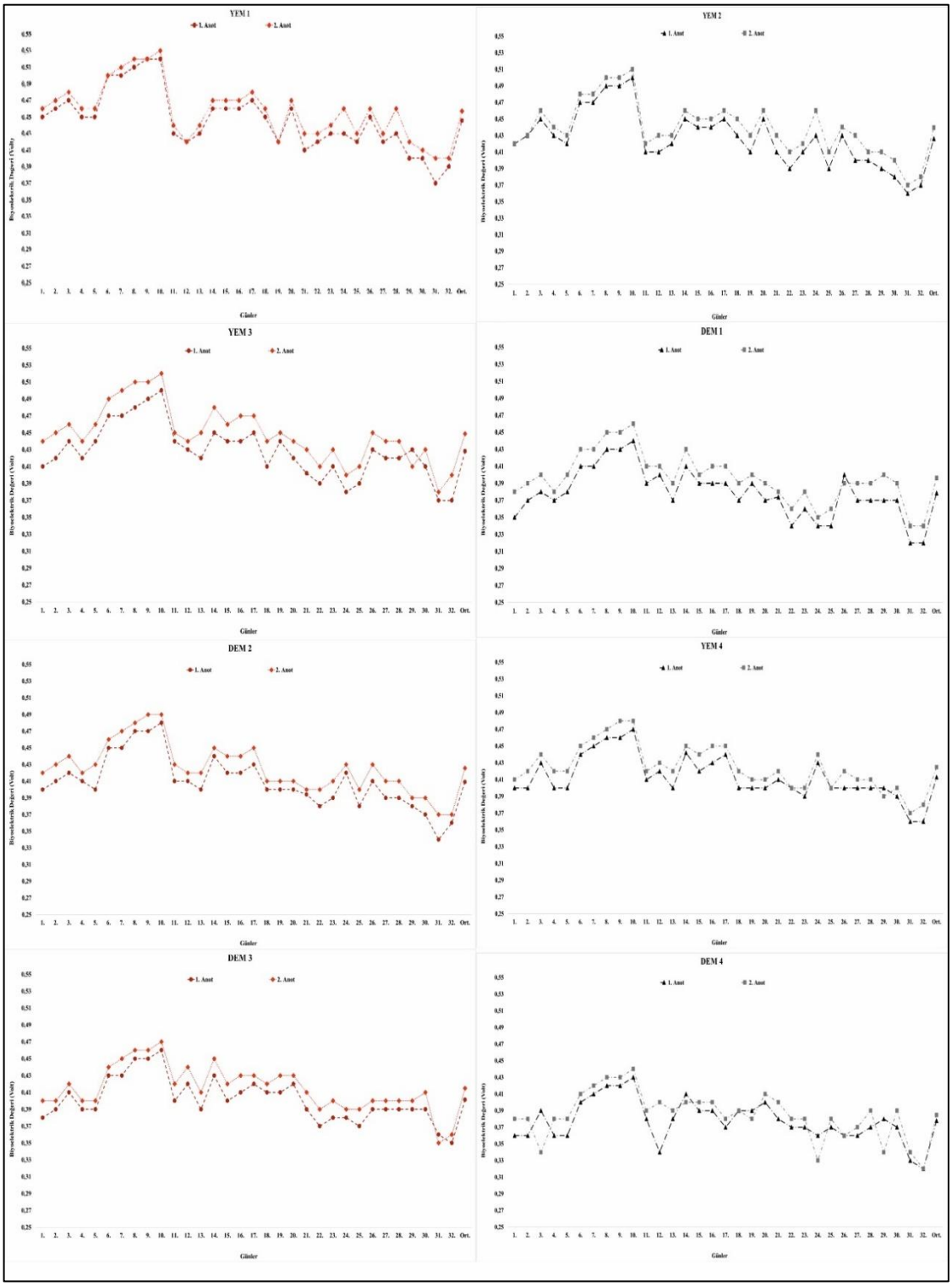
Görsel 3.90. *Hibrit ekosistemlerin 3 günlük HBS sonunda A1-K, A2-K ve ortalama biyoelektrik üretim değerleri (volt)*

3 günlük HBS sonunda ekosistemlerin biyoelektrik üretim verileri değerlendirildiğinde yatay ekosistem modüllerinin dikey ekosistem modüllerine göre daha yüksek biyoelektrik üretim performansı sergilediği ve buna bağlı olarak yatay-yatay ekosistem modüllerinden oluşturulan HEM 1 ekosisteminin daha yüksek biyoelektrik üretim performansı sergilediği görülmektedir.

4 günlük HBS periyodundaki her bir ekosistem modülünün A1-K ve A2-K elektrotları arasındaki biyoelektrik üretim değerlerinin günlük (volt) değişimi Görsel 3.91'de, her bir konfigürasyonu oluşturan ekosistemlerin A1 -K ve A2-K elektrotlarının birbirine seri şekilde bağlanması sonucunda oluşan ortalama biyoelektrik üretim değerlerinin (volt) günlük değişimi Görsel 3.92' de, her bir ekosistem modülünün 3 günlük HBS sonunda A1-K, A2-K ve ortalama biyoelektrik üretim değerleri Görsel 3.93' de ve hibrit ekosistemlerin 3 günlük HBS sonunda A1-K, A2-K ve ortalama biyoelektrik üretim değerleri de Görsel 3.94' de görselleştirilmiştir.

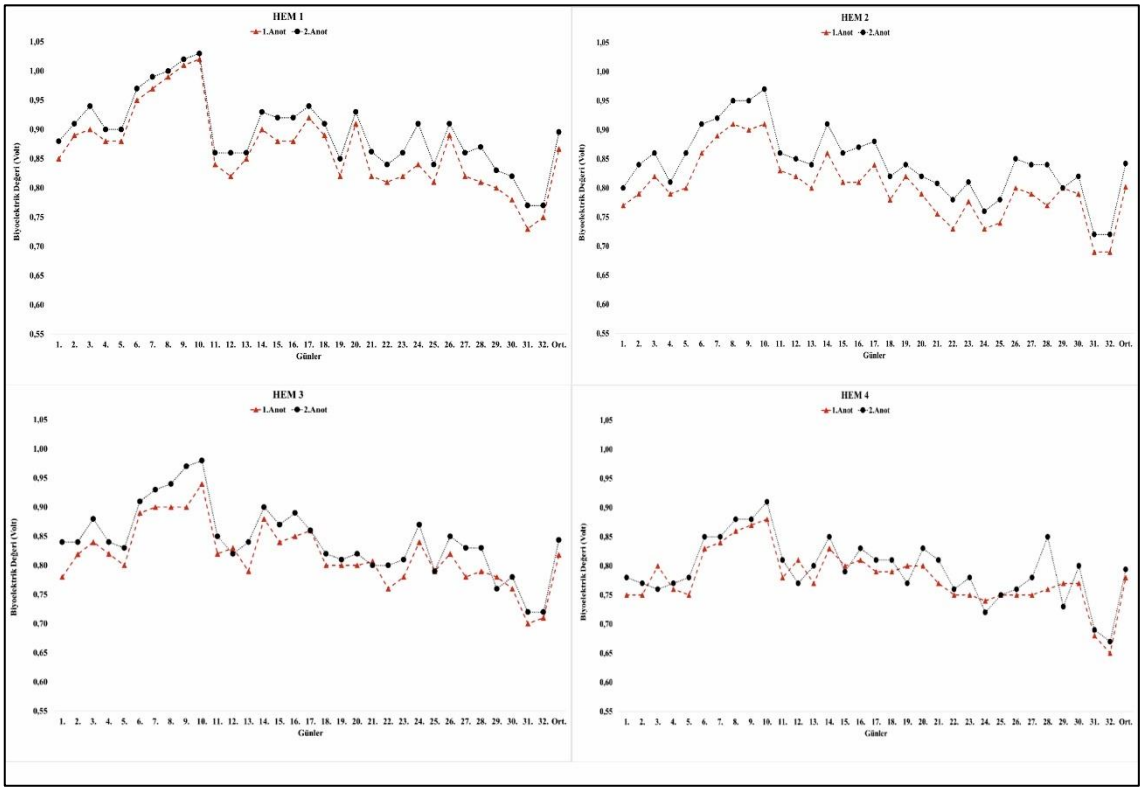
32 günlük periyotta tüm ekosistem modüllerin biyoelektrik değerlerinde 10. gün itibari ile azalış eğilimi gözlenirken bu azalışın dalgalı seyrettiği görülmektedir.

Ekosistem modüllerinin biyoelektrik üretim değerleri 0,32 V ile 0,53 V arasında değişmektedir (Görsel 3.91).



Görsel 3.91. *4 günlük HBS periyodundaki ekosistem modüllerinin A1-K ve A2-K elektrotları arasındaki biyoelektrik üretim değerlerinin günlük (volt) değişimi*

Hibrit ekosistemlerin biyoelektrik üretim değerleri incelendiğinde ekosistem modüllerindeki dalgalı artışın bir yansıması karşımıza çıkmaktadır. Hibrit ekosistemlerde en düşük ölçülen biyoelektrik değeri 31. gün 0,70 V ile HEM 3 (A1-K) ekosisteminde, en yüksek değer ise 10. gün 1,03 V ile HEM 1 ekosisteminde (A2-K) kayıt edilmiştir (Görsel 3.92).



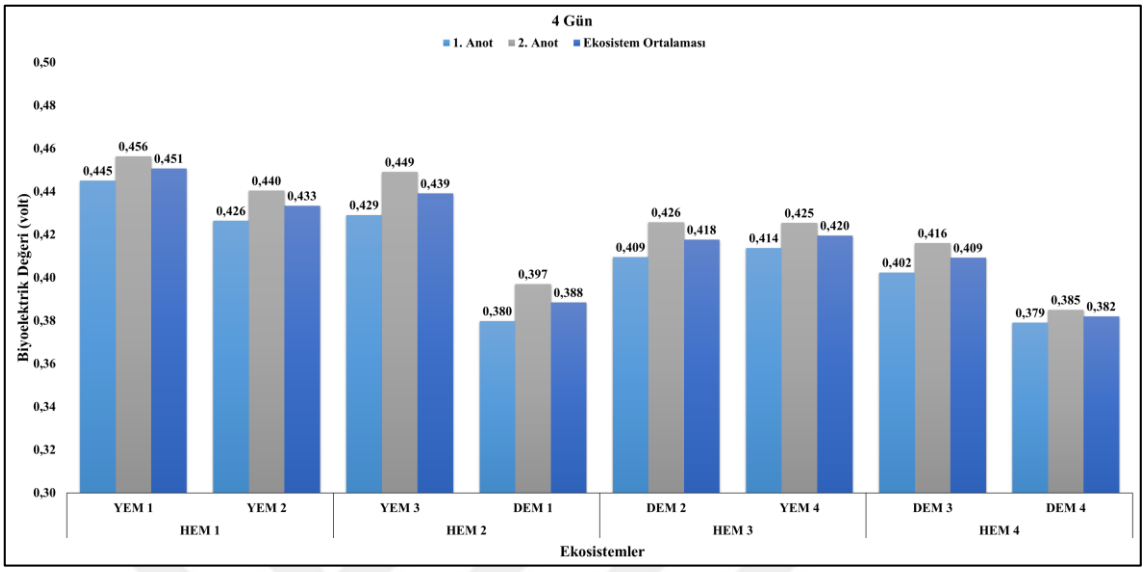
Görsel 3.92. *4 günlük HBS'de hibrit ekosistemlerin A1 -K ve A2-K elektrotlarının birbirine seri şekilde bağlanması sonucunda oluşan ortalama biyoelektrik üretim değerlerinin (volt) günlük değişimi*

Her bir ekosistem modülünün 4 günlük HBS sonundaki ortalama biyoelektrik değerleri incelendiğinde YEM 1' ün A2-K elektrotları arasında 0,456 V ile yüksek değere ulaştığı görülmektedir. 32 günlük değişimin ise 0,38 V ile 0,456 V arasında değiştiği görülmektedir (Görsel 3.93)

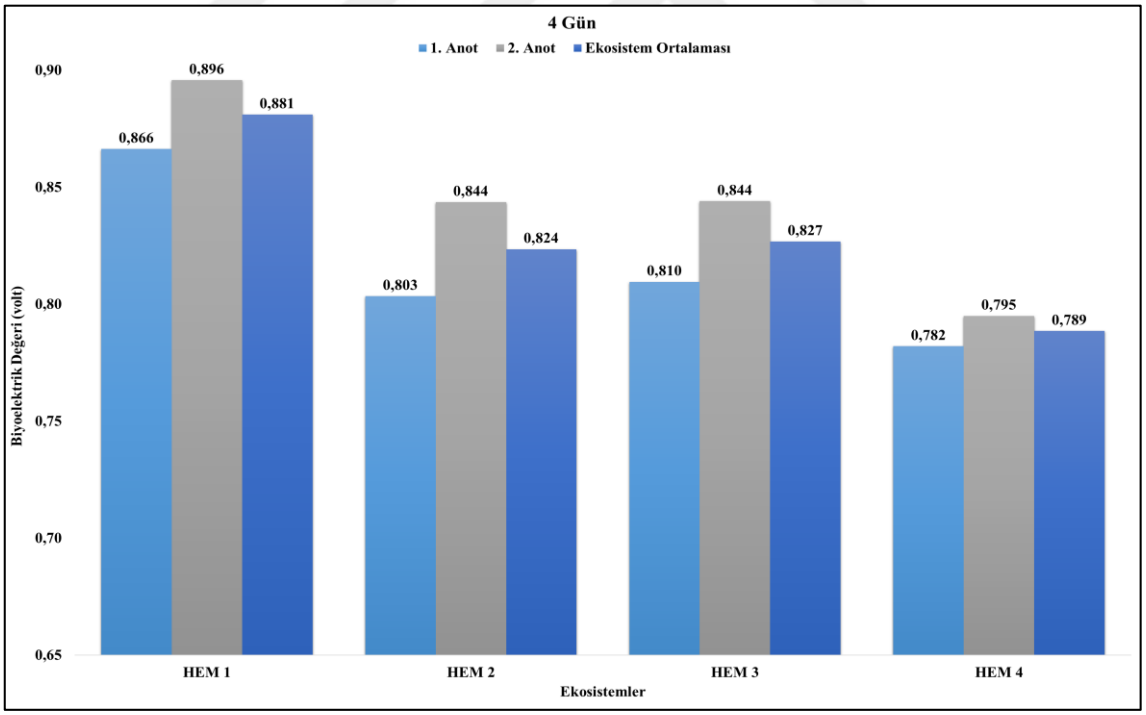
Hibrit ekosistemlerin biyoelektrik değerleri incelendiğinde (Görsel 3.94), HEM 1'in A2-K elektrot çiftinin 0,896 V ile en yüksek değere ulaştığı, HEM 4' nin A1-K elektrot çiftinin ise 0,782 V ile en düşük değere sahip olduğu görülmektedir. Hibrit ekosistemlerin 4 günlük HBS ortalamaları incelendiğinde ise HEM 1 ekosisteminin en yüksek biyoelektrik üretim değerine (0,881 V) sahip olduğu görülmektedir.

Elde edilen verilerin istatistiksel incelemesi yapıldığında yatay ve dikey ekosistem modüllerinin biyoelektrik üretim değerleri arasında anlamlı farklılıklar tespit

edilmiştir ($p<0,05$). Ek olarak, HEM 1 ve HEM 4 ekosistemleri arasında belirgin farklılıkların olduğu one-way ANOVA analizi ile belirlenmiştir ($p<0,05$).



Görsel 3.93. *Ekosistem modüllerinin 4 günlük HBS sonunda A1-K, A2-K ve ortalama biyoelektrik üretim değerleri (volt)*

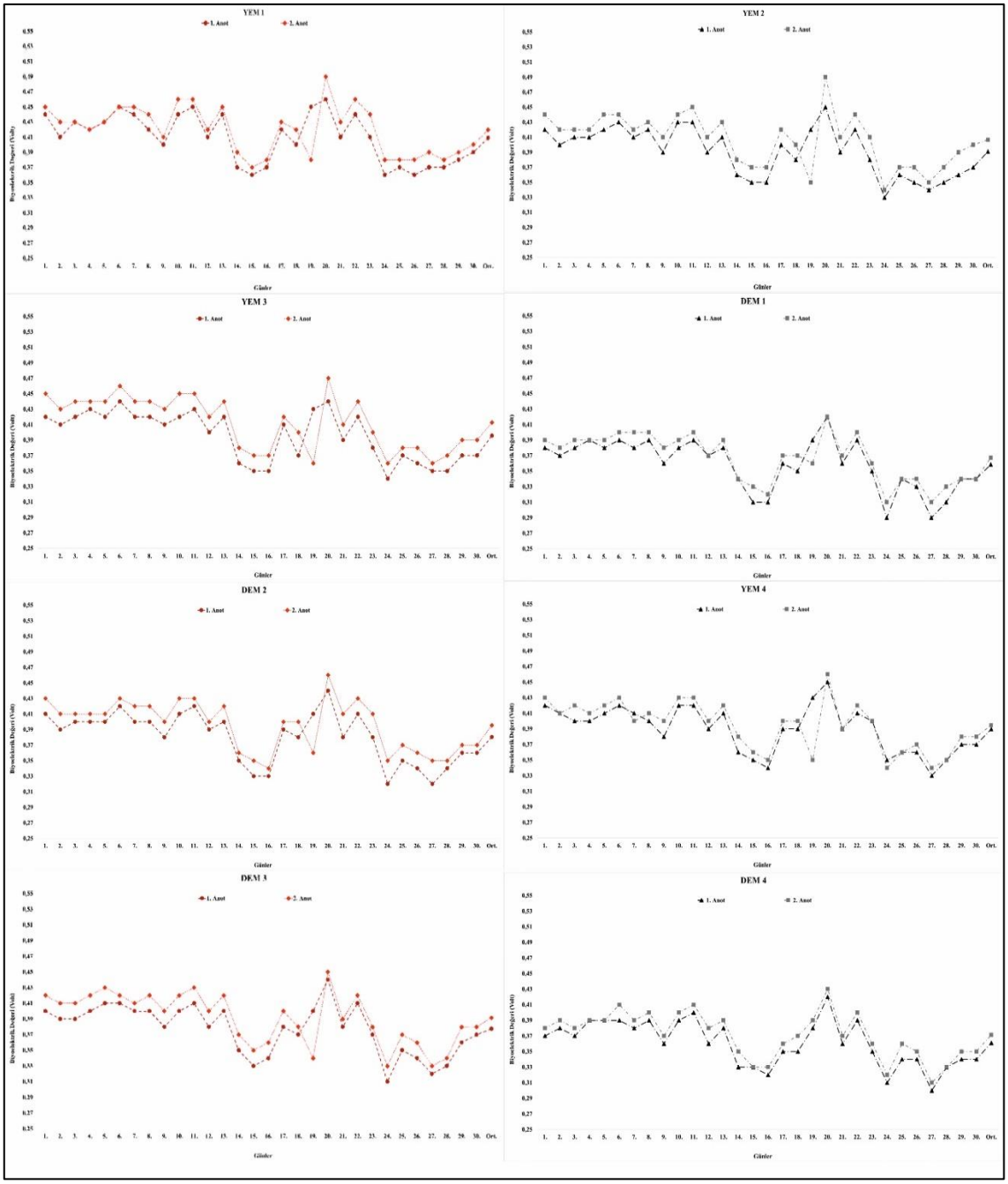


Görsel 3.94. *Hibrit ekosistemlerin 4 günlük HBS sonunda A1-K, A2-K ve ortalama biyoelektrik üretim değerleri (volt)*

4 günlük HBS sonunda ekosistemlerin biyoelektrik üretim verileri değerlendirildiğinde 3 günlük HBS ile benzer sonuçlar görülmektedir. Buna göre, yatay ekosistem modüllerinin dikey ekosistem modüllerine göre daha yüksek biyoelektrik

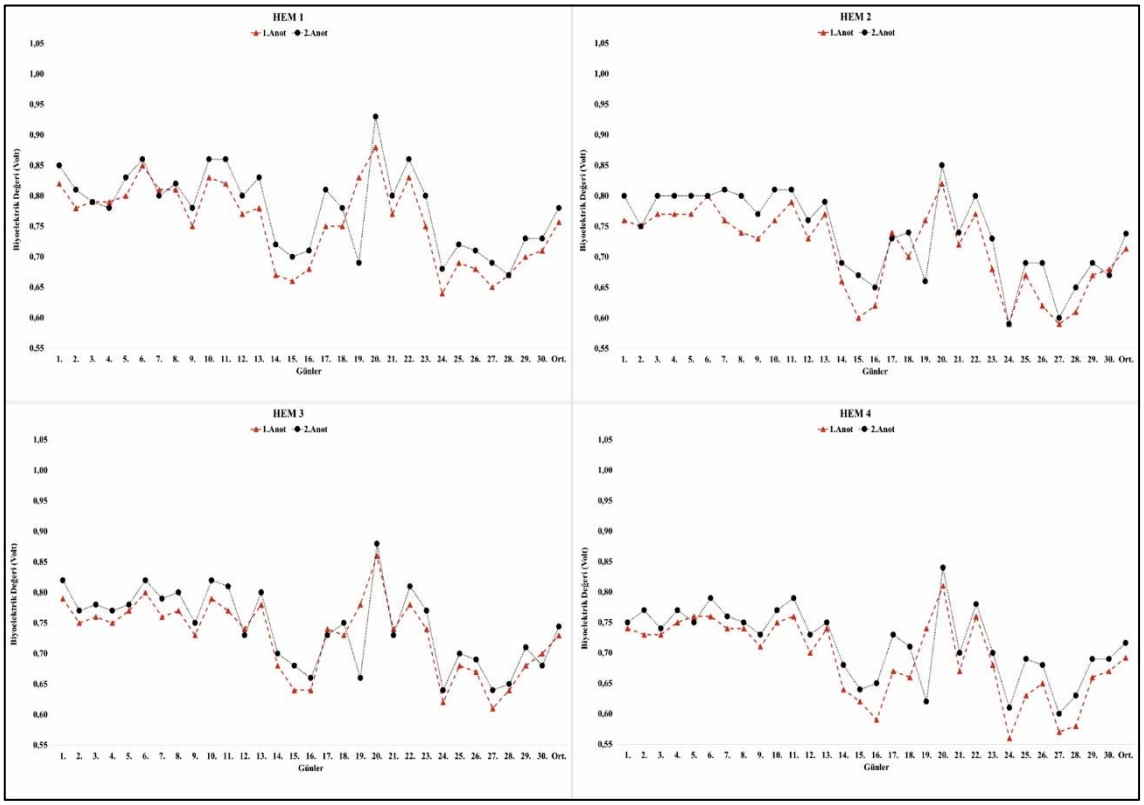
üretim performansı sergilediği ve buna bağlı olarak yatay-yatay ekosistem modüllerinden oluşturulan HEM 1 ekosisteminin daha yüksek biyoelektrik üretim performansı sergilediği görülmektedir.

5 günlük HBS periyodundaki her bir ekosistem modülünün A1-K ve A2-K elektrotları arasındaki biyoelektrik üretim değerlerinin günlük (volt) değişimi Görsel 3.95'de verilmiştir.



Görsel 3.95. *5 günlük HBS periyodundaki ekosistem modüllerinin A1-K ve A2-K elektrotları arasındaki biyoelektrik üretim değerlerinin günlük (volt) değişimi*

Her bir konfigürasyonu oluşturan ekosistemlerin A1 -K ve A2-K elektrotlarının birbirine seri şekilde bağlanması sonucunda oluşan ortalama biyoelektrik üretim değerlerinin (volt) günlük değişimi Görsel 3.96' de, her bir ekosistem modülünün 3 günlük HBS sonunda A1-K, A2-K ve ortalama biyoelektrik üretim değerleri Görsel 3.97' de ve hibrit ekosistemlerin 3 günlük HBS sonunda A1-K, A2-K ve ortalama biyoelektrik üretim değerleri de Görsel 3.98' de verilmiştir.

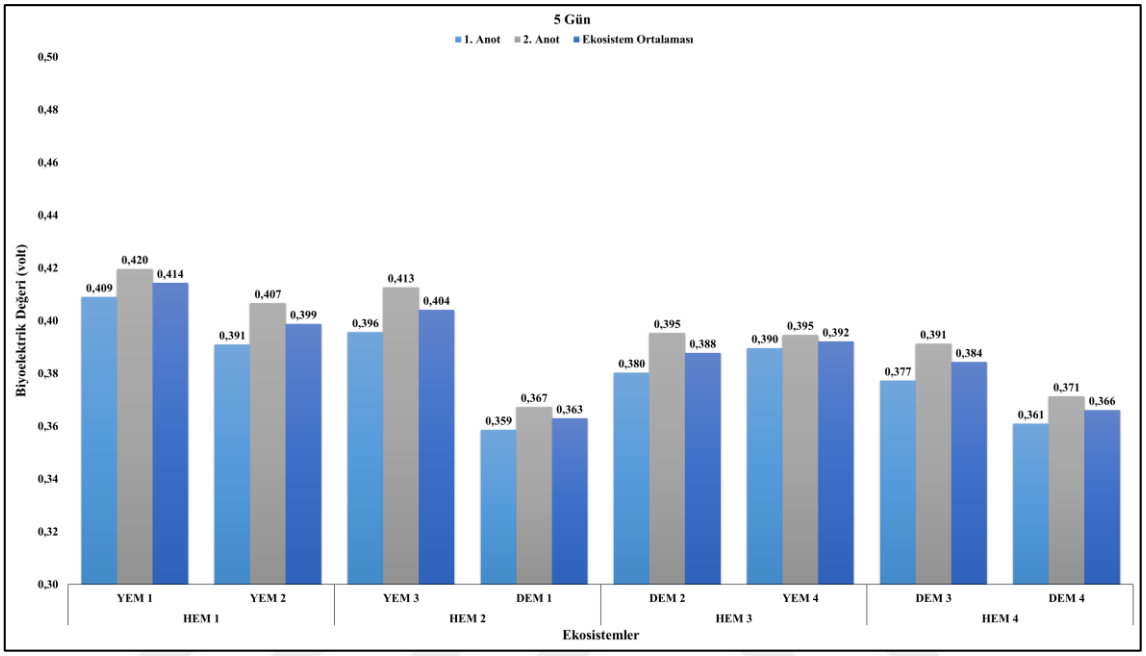


Görsel 3.96. *5 günlük HBS'de hibrit ekosistemlerin A1 -K ve A2-K elektrotlarının birbirine seri şekilde bağlanması sonucunda oluşan ortalama biyoelektrik üretim değerlerinin (volt) günlük değişimi*

30 günlük periyotta tüm ekosistem modüllerin biyoelektrik değerlerinde dalgalı bir seyir izlemiştir. Ekosistem modüllerinin biyoelektrik üretim değerleri 0,29 V ile 0,49 V arasında değişmektedir (Görsel 3.95).

Hibrit ekosistemlerin biyoelektrik üretim değerleri incelendiğinde ekosistem modüllerinde e ekossitem modüllerine benzer bir seyir izlenmiştir. Hibrit ekosistemlerde en yüksek ölçülen biyoelektrik değeri 20 günde 0,93 V ile HEM 1 (A1-K) ekosisteminde, en düşük değer ise 24. gün 0,56 V ile HEM 4 ekosisteminde (A1-K) kayıt edilmiştir (Görsel 3.96).

Her bir ekosistem modülünün 5 günlük HBS sonundaki ortalama biyoelektrik değerleri incelendiğinde YEM 1' ün A2-K elektrotları arasında 0,42 V ile yüksek değere ulaştığı görülmektedir. 30 günlük değişimin ise 0,359 V ile 0,42 V arasında değiştiği görülmektedir (Görsel 3.97)



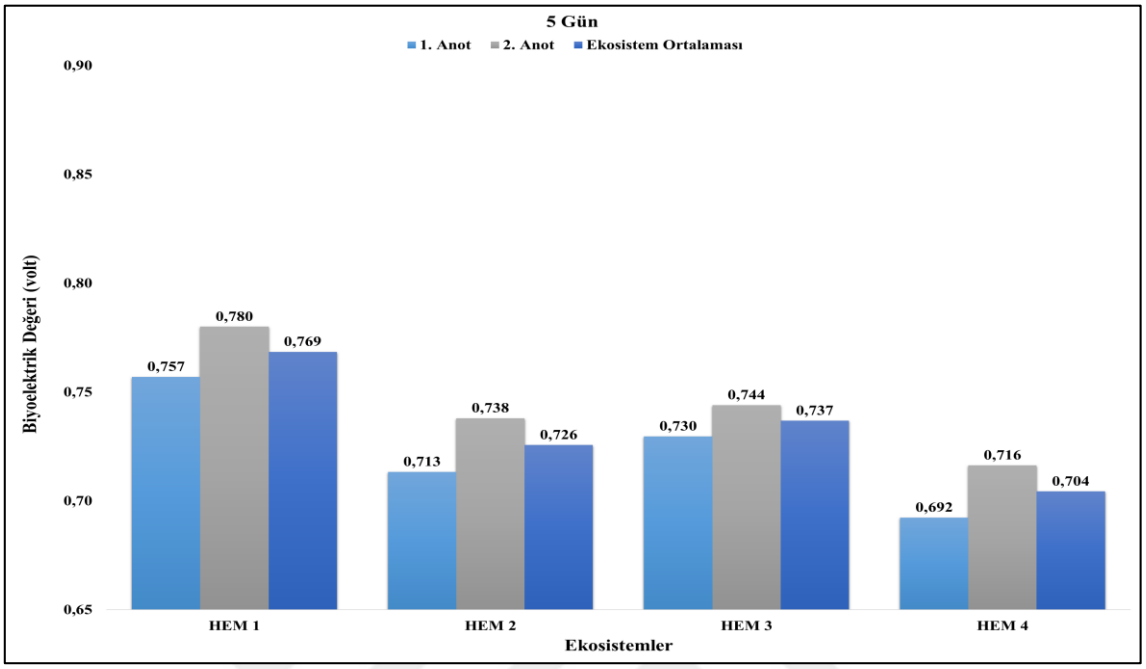
Görsel 3.97. *Ekosistem modüllerinin 5 günlük HBS sonunda A1-K, A2-K ve ortalama biyoelektrik üretim değerleri (volt)*

Hibrit ekosistemlerin biyoelektrik değerleri incelendiğinde (Görsel 3.98), HEM 1'in A2-K elektrot çiftinin 0,78 V ile en yüksek değere ulaştığı, HEM 4' nin A1-K elektrot çiftinin ise 0,692 V ile en düşük değere sahip olduğu görülmektedir. Hibrit ekosistemlerin 5 günlük HBS ortalamaları incelendiğinde ise HEM 1 ekosisteminin en yüksek biyoelektrik üretim değerine (0,769 V) sahip olduğu görülmektedir.

Elde edilen verilerin istatistiksel incelemesi yapıldığında yatay ve dikey ekosistem modüllerinin biyoelektrik üretim değerleri arasında anlamlı farklılıklar tespit edilmiştir ($p<0,05$). Ek olarak, HEM 1 ve HEM 4 ekosistemleri arasında belirgin farklılıkların olduğu one-way ANOVA analizi ile belirlenmiştir ($p<0,05$).

5 günlük HBS sonunda ekosistemlerin biyoelektrik üretim verileri değerlendirildiğinde 3 ve 4 günlük HBS ile benzer sonuçlar görülmektedir. Buna göre, yatay ekosistem modüllerinin dikey ekosistem modüllerine göre daha yüksek biyoelektrik üretim performansı sergilediği ve buna bağlı olarak yatay-yatay ekosistem modüllerinden

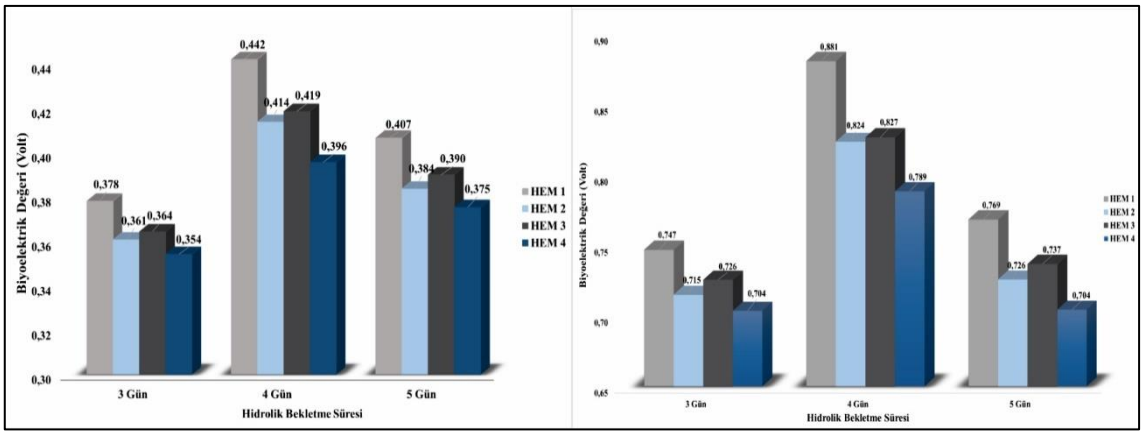
oluşturulan HEM 1 ekosisteminin daha yüksek biyoelektrik üretim performansı sergilediği görülmektedir.



Görsel 3.98. *Hibrit ekosistemlerin 5 günlük HBS sonunda A1-K, A2-K ve ortalama biyoelektrik üretim değerleri (volt))*

Görsel 3.99' da araştırma süresi boyunca hibrit ekosistemlerin ortalama biyoelektrik üretim değerlikleri görülmektedir. Görüldüğü üzere, 4 günlük HBS' de HEM 1 ekosisteminin A1-K ve A2-K elektrotlarının ortalaması 0,442 V ile en yüksek değere ulaşmıştır. Bu değere karşılık, 3 günlük HBS'de 0,354 V ile HEM 4 ekosistemi en düşük değeri görmüştür. Hibrit ekosistemlerin ortalama biyoelektrik üretimi değerlendirildiğinde HEM 1 ekosisteminin en verimli ekosistem olduğu görülmektedir. One-way ANOVA istatistiksel analizi de bu durumu destekler niteliktedir .

Hibrit ekosistemlerin A1-K ve A2-K elektrot çiftlerinin seri şekilde bağlanması ile ölçülen değerler bakıldığında ise 0,881 V ile yine HEM 1 ekosistemi 4 günlük süreçte en yüksek değeri görürken, 3 ve 5 günlük HBS' lerde HEM 4 ekosistemi 0,704 V ile en düşük değeri görmüştür. Hibrit ekosistemlerin seri bağlanmaları sonucunda 3 ve 4 günlük HBS' lerdeki ölçülen biyoelektrik üretim değerlerin arasında belirgin farklılıklar olduğu görülmüştür ($p<0,05$). Buna karşılık 4 günlük HBS değerindeki HEM 1 ekosisteminin tüm HBS sürelerindeki ekosistemler ile anlamlı farklılıklar oluşturduğu da belirlenmiştir ($p<0,05$).

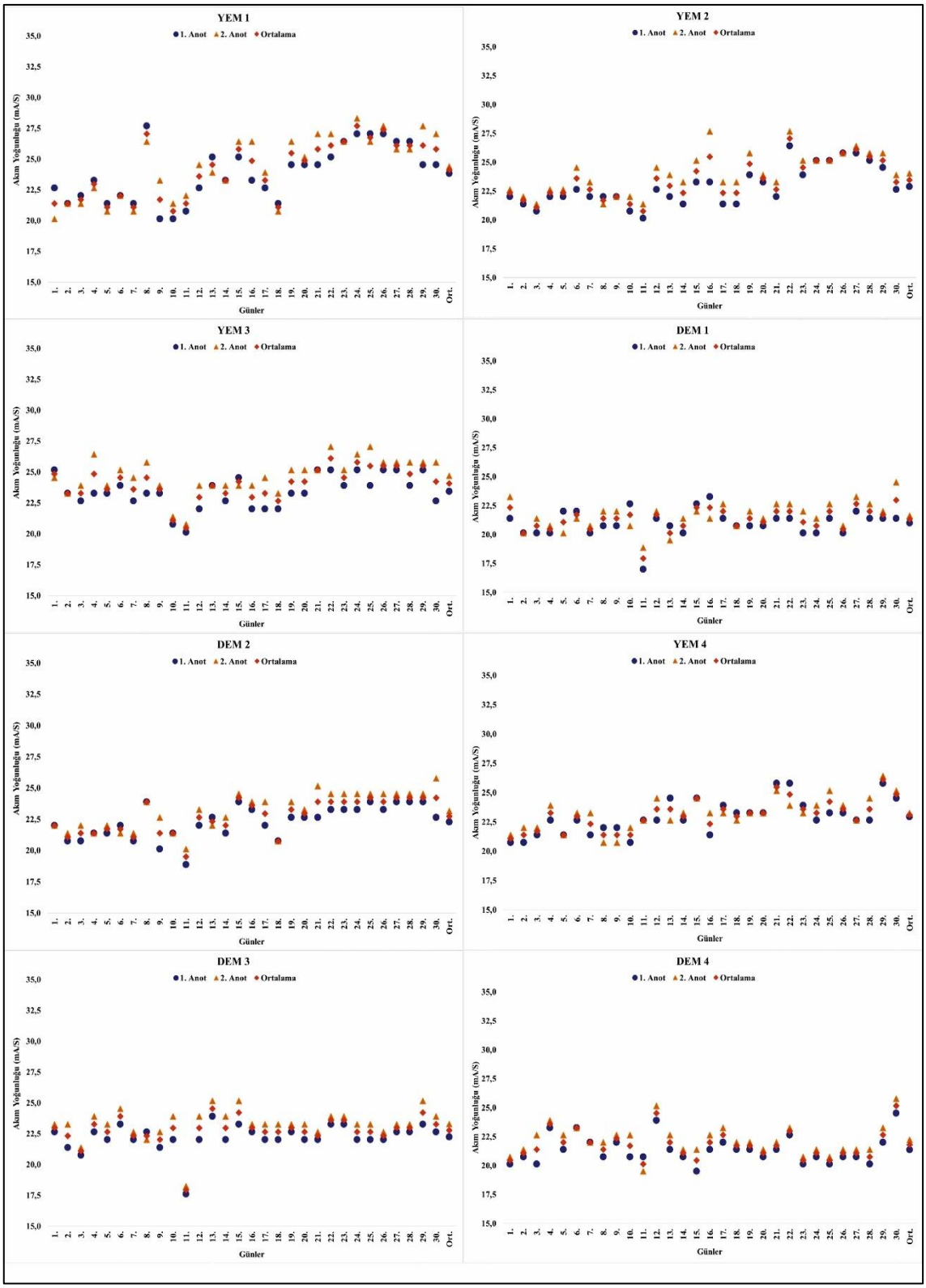


Görsel 3.99. *92 günlük araştırma periyodunda hibrit ekosistemlerin ortalama biyoelektrik üretim değerleri (volt)*

Tüm bu veriler, tüm HBS' lerde yatay-yatay ekosistem modülleri ile kurulan HEM 1 ekosisteminin biyoelektrik üretimi açısından en verimli ekosistem olduğunu öne çıkarmaktadır. Veriler detaylı incelendiğinde ekosistem modüllerinin A2-K elektrot çiftlerinden daha yüksek biyoelektrik üretimi yapıldığı da gözlemlenmektedir. Bu durumlar dahilinde yatay-yatay ekosistem modüllerinden oluşan HEM 1' in A2 elektrotu seviyesinde 4 günlük HBS' de çalıştırılarak en yüksek biyoelektrik üretim değerine ulaşılacağı düşüncesi oluşmaktadır.

3 günlük HBS periyodundaki her bir ekosistem modülünün A1-K, A2-K elektrotları ve ekosistem ortalaması arasındaki akım yoğunluğu değerlerinin günlük (mA/S) değişimi Görsel 3.100, hibrit ekosistemlerin A1-K ve A2-K elektrotlarının birbirine seri şekilde bağlanması ve ekosistem ortalaması arasındaki günlük akım yoğunluğu değerlerinin (mA/S) değişimi Görsel 3.101' de ve hibrit ekosistemlerin 3 günlük HBS sonunda A1-K, A2-K ve ortalama akım yoğunluğu değerleri (mA/S) Görsel 3.102' de verilmiştir.

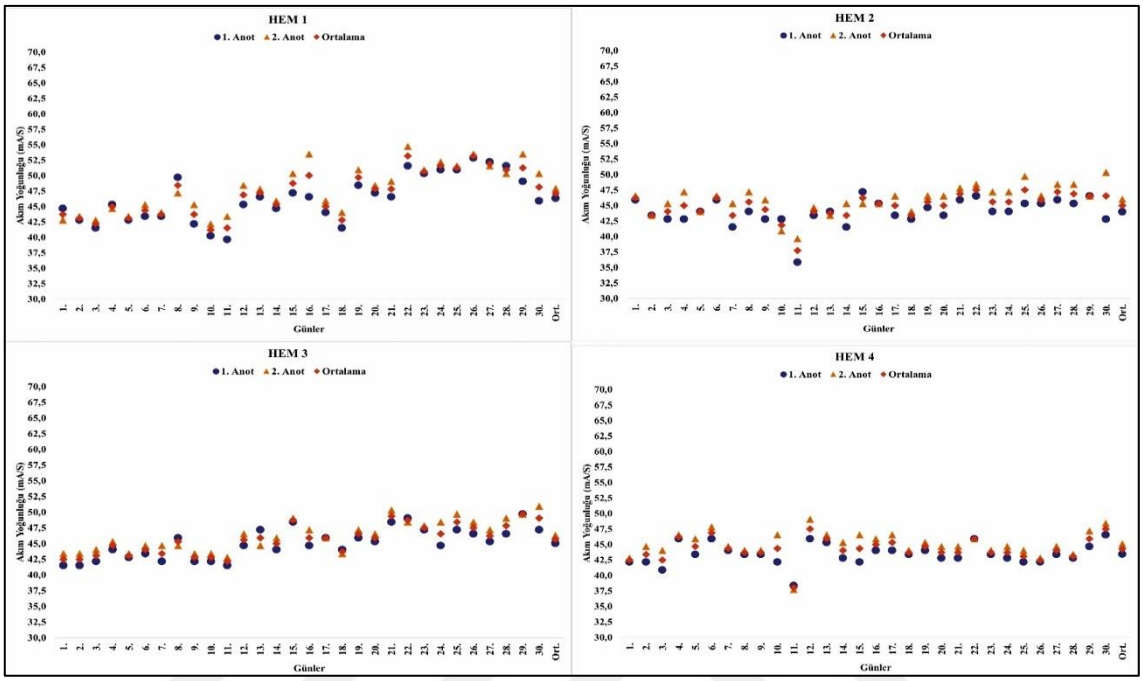
30 günlük periyotta tüm ekosistem modüllerin akım yoğunluğu değerlerinde artan dalgalı bir seyir izlemiştir. Ekosistem modüllerinde en yüksek akım yoğunluğu değeri 28,3 mA/S ile YEM 1' in A2-K elektrot çiftinde 24. gün gözlemlenirken, en düşük değer ise DEM 1 ve DEM 3 ekosistem modüllerindeki A1-K elektron çiftlerinde 11. günde gözlemlenmiştir.



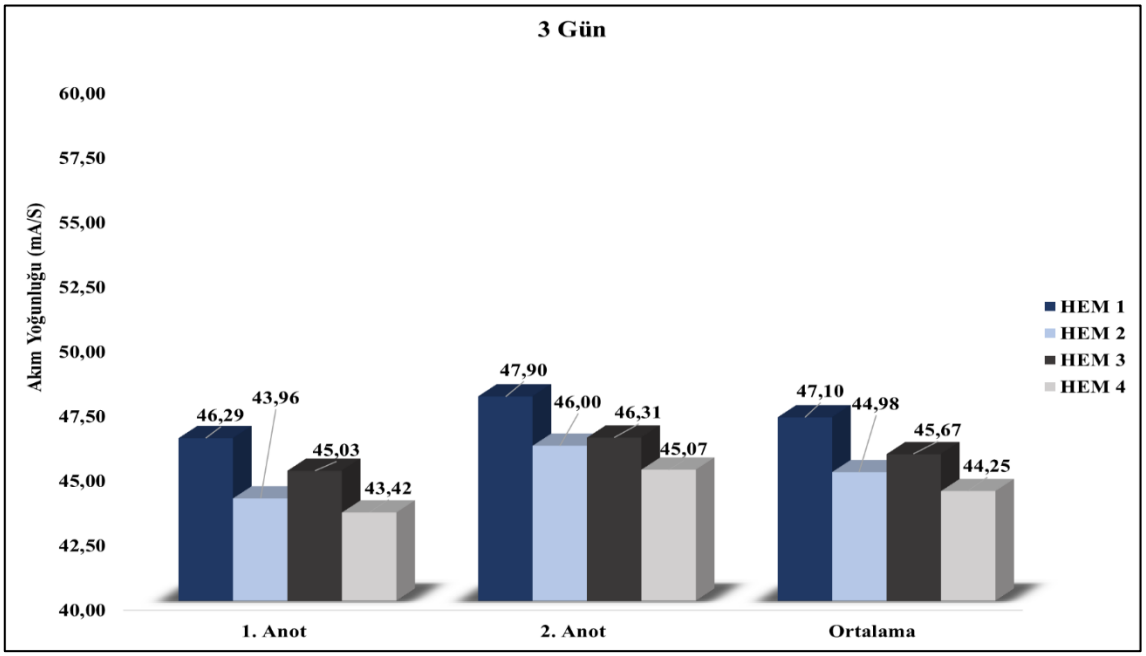
Görsel 3.100. *3 günlük HBS periyodundaki her bir ekosistem modülünün A1-K, A2-K elektrotları ve ekosistem ortalaması arasındaki akım yoğunluğu değerlerinin günlük (mA/S) değişimi*

Hibrit ekosistemlerin akım yoğunluğu değerleri incelendiğinde ekosistem modüllerine benzer bir seyir izlenmiştir. Hibrit ekosistemlerde en yüksek hesaplanan

akım yoğunluğu değeri 22. günde 54,71 mA/S ile HEM 1 (A2-K) elektrot çiftinde, en düşük değer ise 1. gün 35,84 mA/S ile HEM 2 ekosisteminde (A1-K) elektrot çiftinde belirlenmiştir.



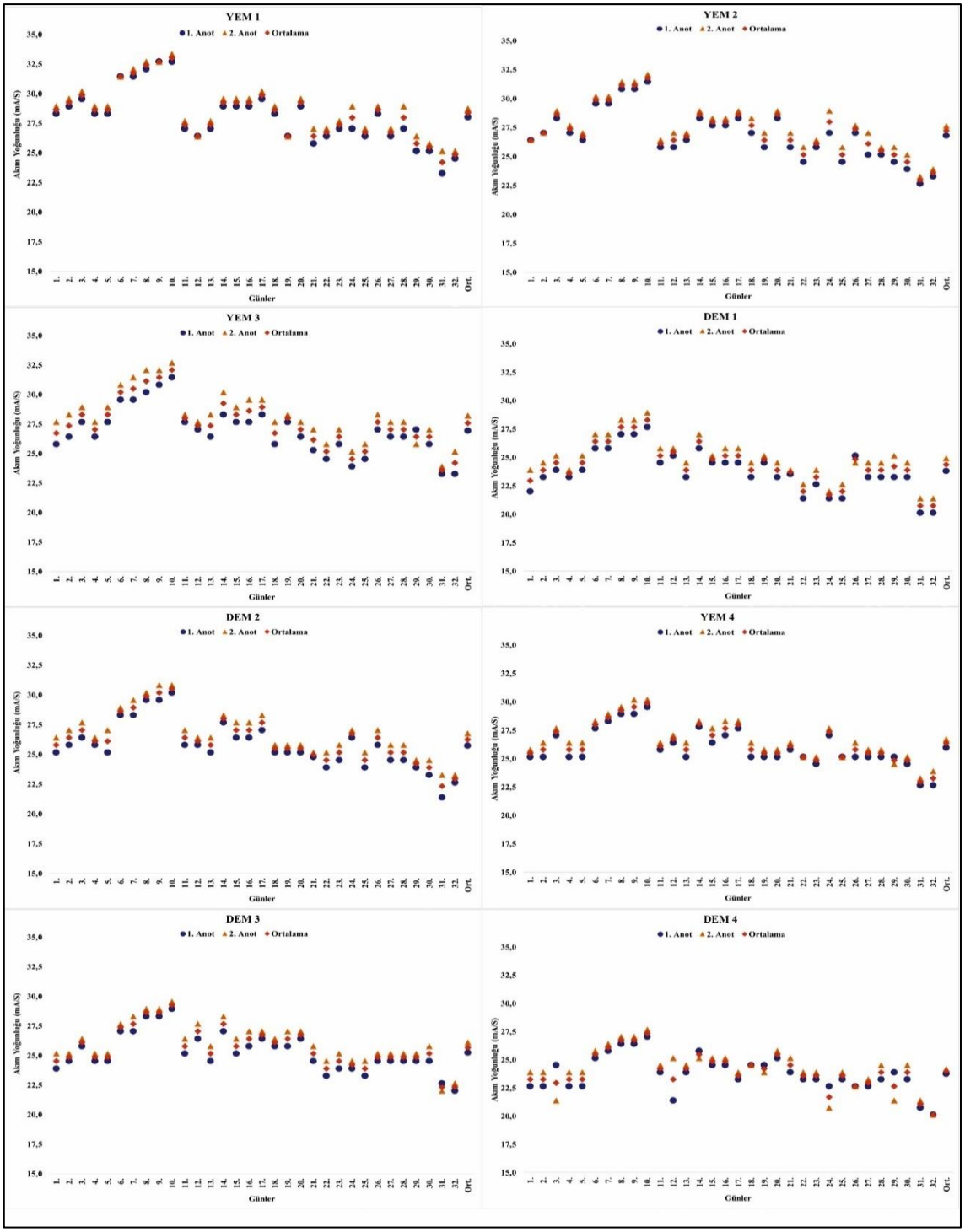
Görsel 3.101. *3 günlük HBS' de hibrit ekosistemlerin A1-K ve A2-K elektrotlarının birbirine seri şekilde bağlanması ve ekosistem ortalaması arasındaki günlük akım yoğunluğu değerlerinin (mA/S) değişimi*



Görsel 3.102. *Hibrit ekosistemlerin 3 günlük HBS sonunda A1-K, A2-K ve ortalama akım yoğunluğu değerleri (mA/S)*

Hibrit ekosistemlerin 3 günlük HBS sonundaki ortalama akım yoğunluğu değerleri incelendiğinde HEM 1' in A2-K elektrotları arasında 47,9 mA/S ile en yüksek değere

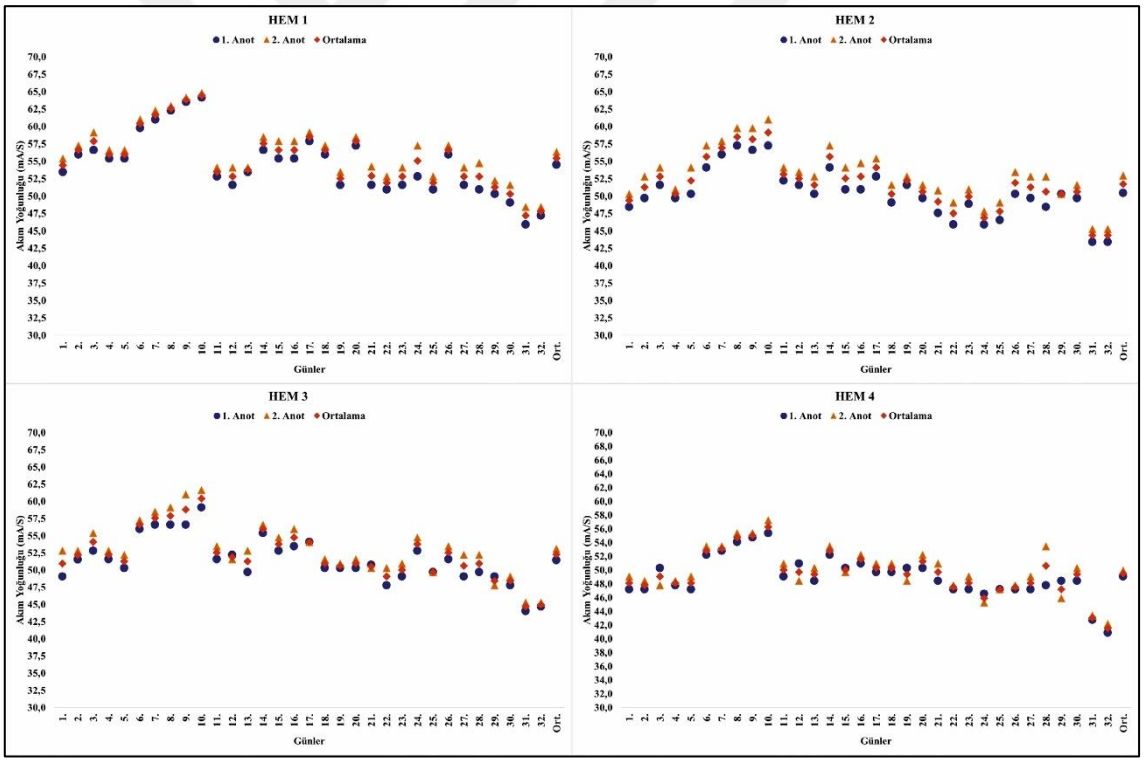
ulaştığı, en düşük değere ise HEM 4’ ün A1-K elektrotları arasında 43,42 mA/S ile gözlemlendiği belirlenmiştir. Hibrit ekosistemlerdeki 30 günlük ortalama akım yoğunlukları incelendiğinde ise 44,25 mA/S ile HEM 4’ ün en düşük, 47,10 mA/S ile HEM 1’in ise en yüksek değere ulaştığı tespit edilmiştir.



Görsel 3.103. 4 *günlük HBS periyodundaki her bir ekosistem modülünün A1-K, A2-K elektrotları ve ekosistem ortalaması arasındaki akım yoğunluğu değerlerinin günlük (mA/S) değişimi*

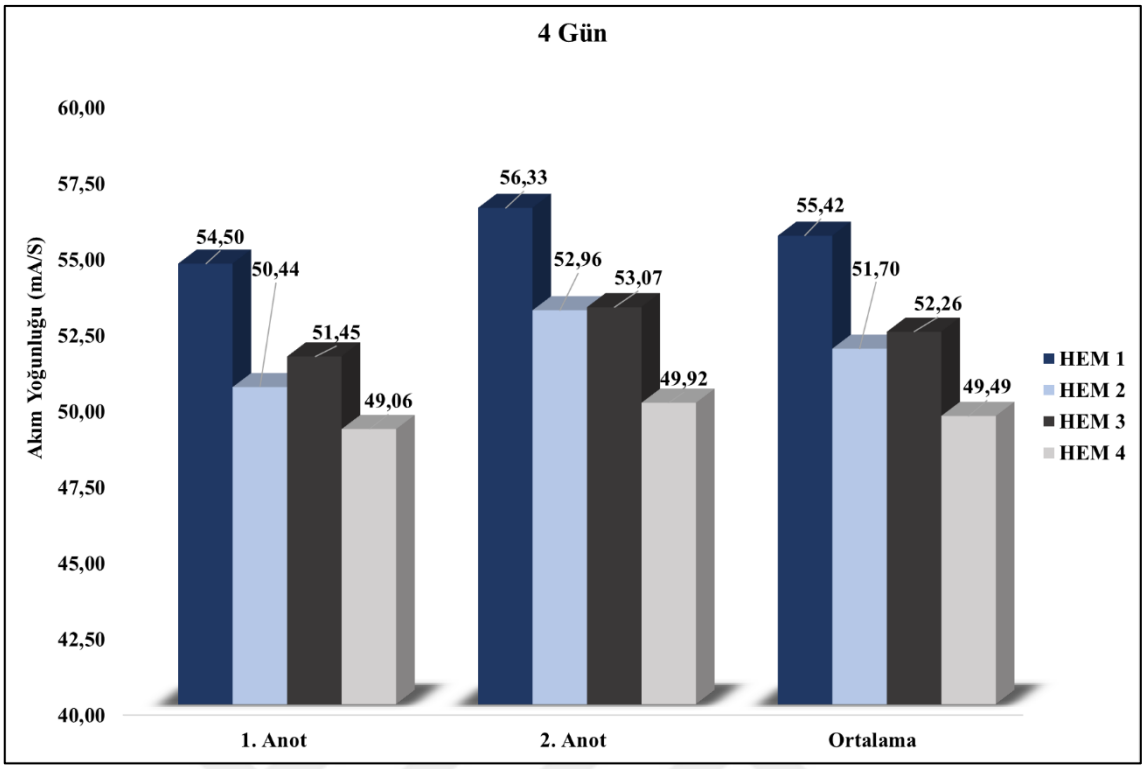
4 günlük HBS periyodundaki her bir ekosistem modülünün A1-K, A2-K elektrotları ve ekosistem ortalaması arasındaki akım yoğunluğu değerlerinin günlük (mA/S) değişimi Görsel 3.103, hibrit ekosistemlerin A1-K ve A2-K elektrotlarının birbirine seri şekilde bağlanması ve ekosistem ortalaması arasındaki günlük akım yoğunluğu değerlerinin (mA/S) değişimi Görsel 3.104' de ve hibrit ekosistemlerin 3 günlük HBS sonunda A1-K, A2-K ve ortalama akım yoğunluğu değerleri (mA/S) Görsel 3.105' de verilmiştir.

32 günlük periyotta tüm ekosistem modüllerin akım yoğunluğu değerlerinde dalgalı bir seyir izlemiştir. Ekosistem modüllerinde en yüksek akım yoğunluğu değeri 33,3 mA/S ile YEM 1' in A2-K elektrot çiftinde 10. gün gözlemlenirken, en düşük değer ise 20,12 mA/S ile DEM 1'in 31. ve 32. günlerinde A1-K elektrotlarında, DEM 4 ekosistem modüllerindeki A1-K, A2-K ve günlük ekosistem modülü ortalaması değerlerinde 32. günde gözlemlenmiştir.



Görsel 3.104. *4 günlük HBS' de hibrit ekosistemlerin A1-K ve A2-K elektrotlarının birbirine seri şekilde bağlanması ve ekosistem ortalaması arasındaki günlük akım yoğunluğu değerlerinin (mA/S) değişimi*

Hibrit ekosistemlerin akım yoğunluğu değerleri incelendiğinde ise en yüksek hesaplanan akım yoğunluğu değeri HEM 1' in A1-K, A2-K ve günlük ekosistem modülü ortalaması değerlerinde 64,46 mA/S ile en yüksek değere ulaştığı, en düşük değere ise HEM 4' ün A1-K elektrotları arasında 32. günde 40,88 mA/S ile gözlemlendiği belirlenmiştir.



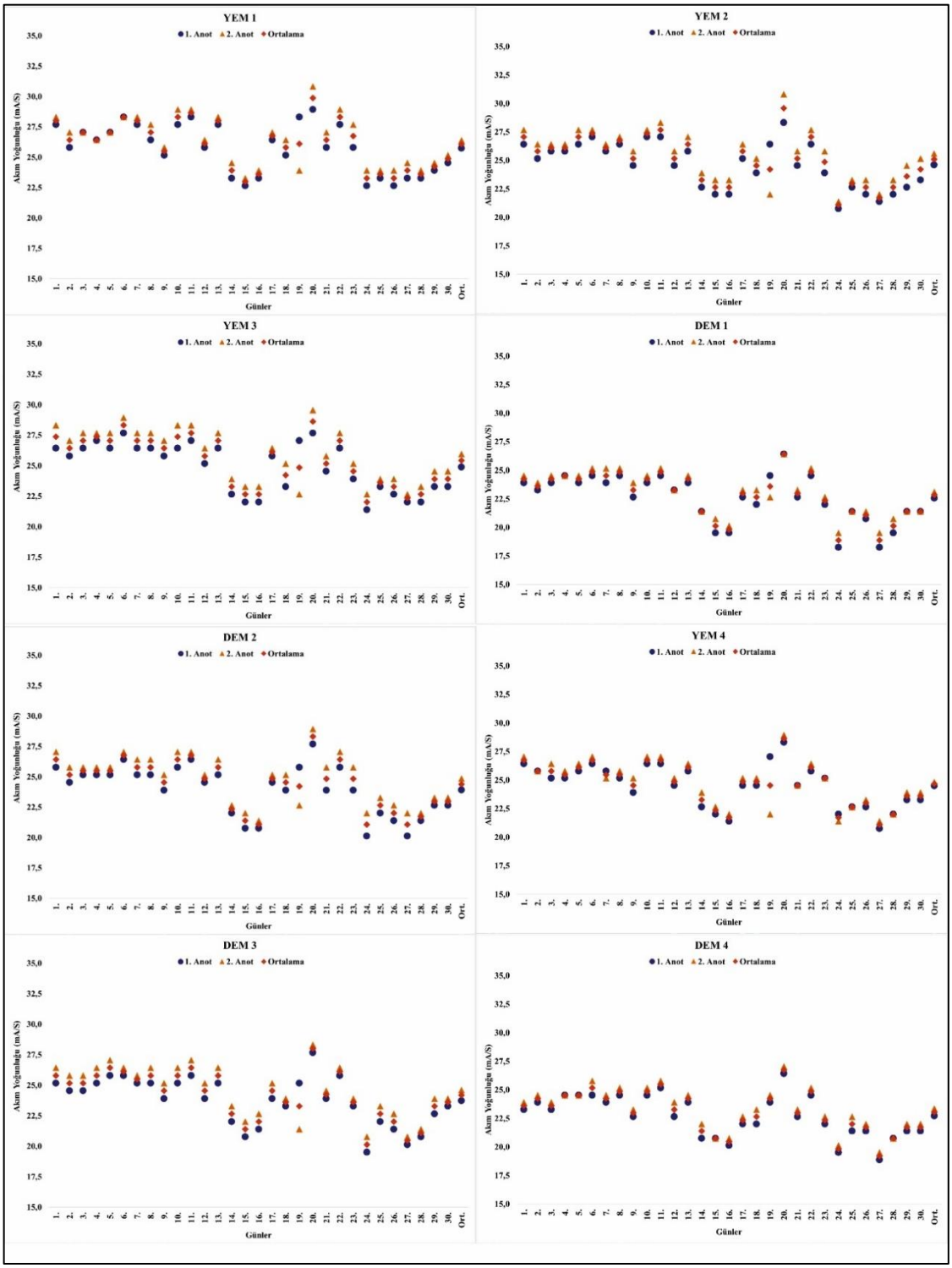
Görsel 3.105. *Hibrit ekosistemlerin 4 günlük HBS sonunda A1-K, A2-K ve ortalama akım yoğunluğu değerleri (mA/S)*

Hibrit ekosistemlerin 4 günlük HBS sonundaki ortalama akım yoğunluğu değerleri incelendiğinde HEM 1' in A2-K elektrotları arasında 56,33 mA/S ile en yüksek değere ulaştığı, en düşük değere ise HEM 4' ün A1-K elektrotları arasında 49,06 mA/S ile gözlemlendiği belirlenmiştir. Hibrit ekosistemlerdeki 32 günlük ortalama akım yoğunlukları incelendiğinde ise 49,49 mA/S ile HEM 4' ün en düşük, 55,42 mA/S ile HEM 1'in ise en yüksek değere ulaştığı tespit edilmiştir.

5 günlük HBS periyodundaki her bir ekosistem modülünün A1-K, A2-K elektrotları ve ekosistem ortalaması arasındaki akım yoğunluğu değerlerinin günlük (mA/S) değişimi Görsel 3.106, hibrit ekosistemlerin A1-K ve A2-K elektrotlarının birbirine seri şekilde bağlanması ve ekosistem ortalaması arasındaki günlük akım yoğunluğu değerlerinin (mA/S) değişimi Görsel 3.107' de ve hibrit ekosistemlerin 3 günlük HBS sonunda A1-K, A2-K ve ortalama akım yoğunluğu değerleri (mA/S) Görsel 3.108' de verilmiştir.

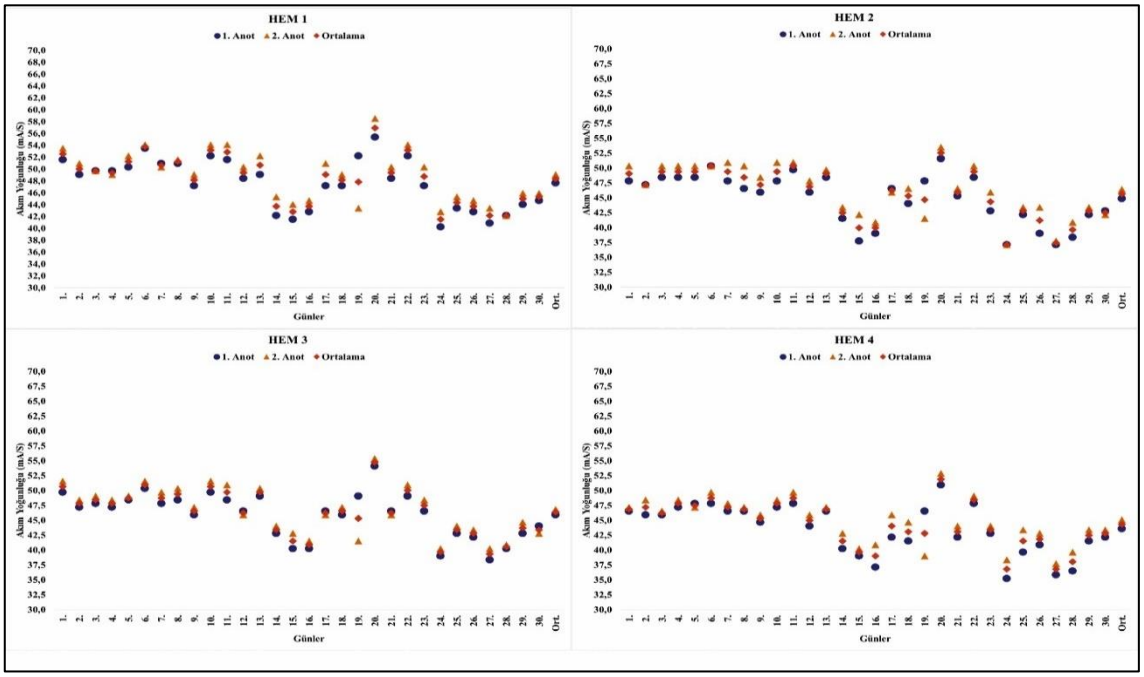
30 günlük periyotta tüm ekosistem modüllerin akım yoğunluğu değerlerinde dalgalı bir seyir izlemiştir. Ekosistem modüllerinde en yüksek akım yoğunluğu değeri 30,81 mA/S ile YEM 1 ve YEM 2' nin A2-K elektrot çiftlerinde 20. gün gözlemlenirken, en

düşük değer ise 18,24 mA/S ile DEM 1'in 24. ve 27. günlerinde A1-K elektrotlarında gözlemlenmiştir.

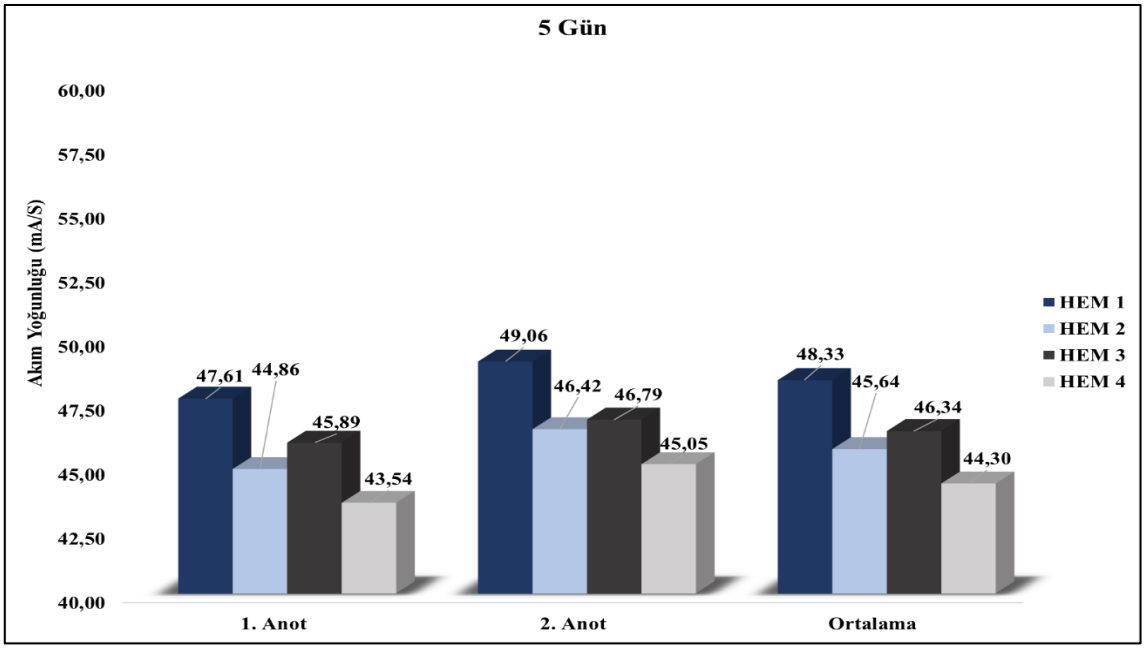


Görsel 3.106. *5 günlük HBS periyodundaki her bir ekosistem modülünün A1-K, A2-K elektrotları ve ekosistem ortalaması arasındaki akım yoğunluğu değerlerinin günlük (mA/S) değişimi*

Hibrit ekosistemlerin akım yoğunluğu değerleri incelendiğinde ekosistem modüllerine benzer bir seyir izlenmiştir. Hibrit ekosistemlerde en yüksek hesaplanan akım yoğunluğu değeri 20. günde 58,49 mA/S ile HEM 1 (A2-K) elektrot çiftinde, en düşük değer ise 24. gün 35,22 mA/S ile HEM 4 ekosisteminde (A1-K) elektrot çiftinde belirlenmiştir.

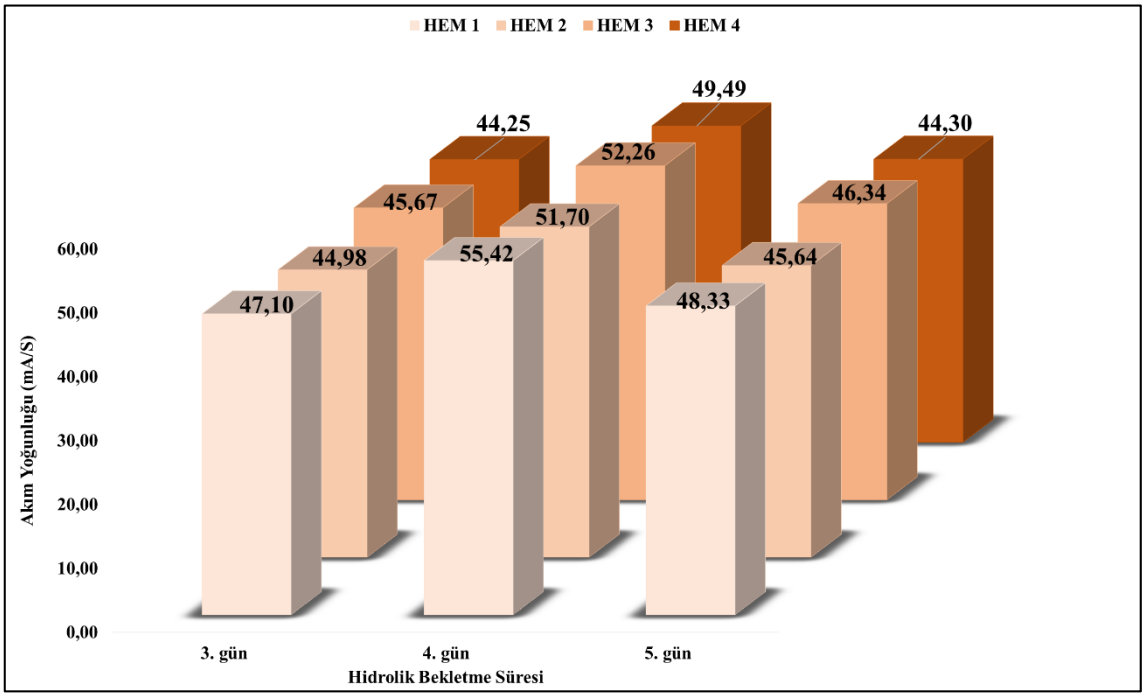


Görsel 3.107. *5 günlük HBS' de hibrit ekosistemlerin A1-K ve A2-K elektrotlarının birbirine seri şekilde bağlanması ve ekosistem ortalaması arasındaki günlük akım yoğunluğu değerlerinin (mA/S) değişimi*



Görsel 3.108. *Hibrit ekosistemlerin 5 günlük HBS sonunda A1-K, A2-K ve ortalama akım yoğunluğu değerleri (mA/S)*

Hibrit ekosistemlerin 5 günlük HBS sonundaki ortalama akım yoğunluğu değerleri incelendiğinde HEM 1' in A2-K elektrotları arasında 49,06 mA/S ile en yüksek değere ulaştığı, en düşük değere ise HEM 4' ün A1-K elektrotları arasında 43,54 mA/S ile gözlemlendiği belirlenmiştir. Hibrit ekosistemlerdeki 30 günlük ortalama akım yoğunlukları incelendiğinde ise 44,3 mA/S ile HEM 4' ün en düşük, 48,33 mA/S ile HEM 1'in ise en yüksek değere ulaştığı tespit edilmiştir.

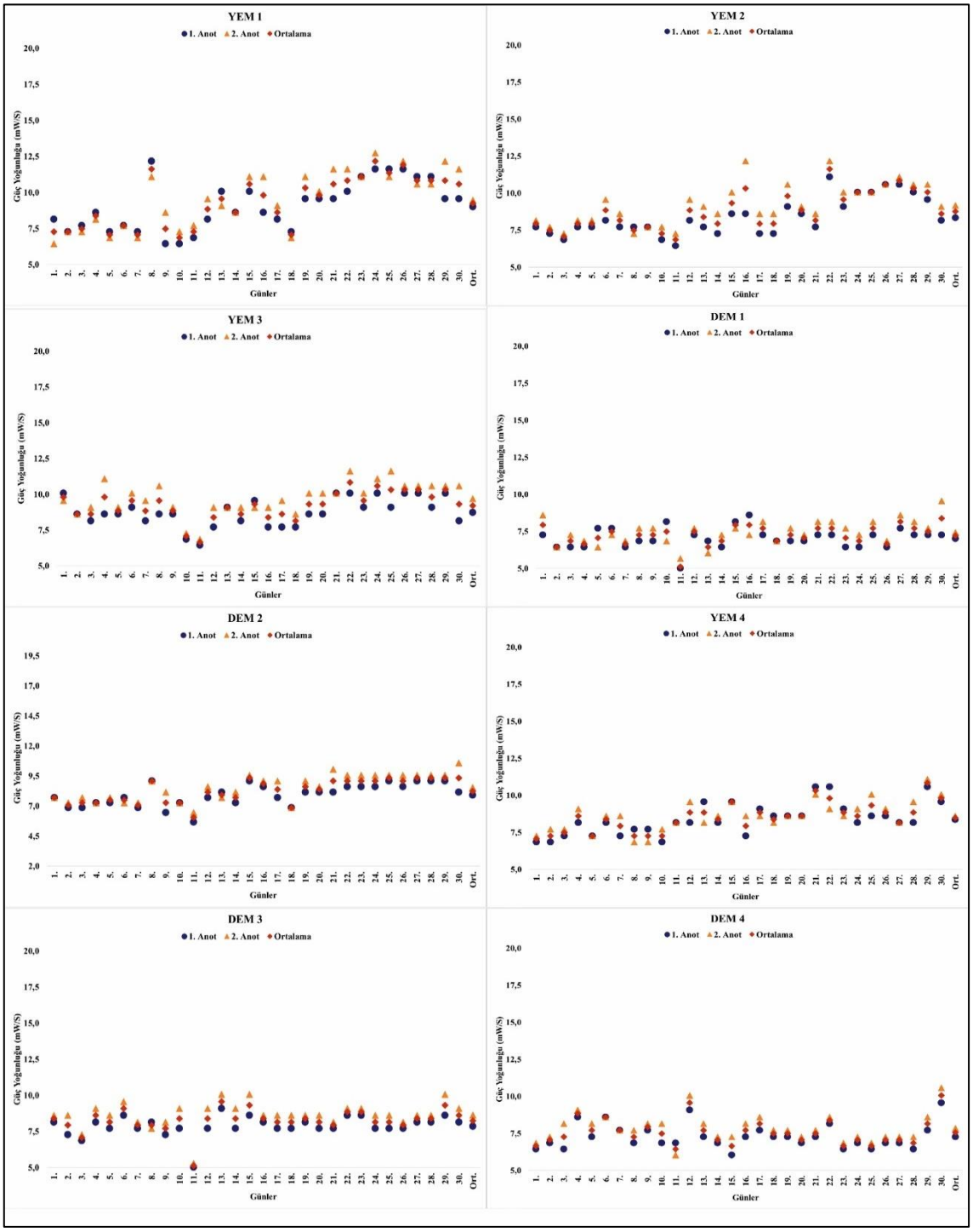


Görsel 3.109. *Hibrit ekosistemlerin farklı hidrolik bekletme sürelerindeki ortalama akım yoğunluğu değerleri (mA/S)*

Hibrit ekosistem modüllerinin hidrolik bekletme sürelerine göre akım yoğunlujklarındaki değişim Görsel 3.109' da verilmiştir. Buna göre, en yüksek akım yoğunluğu 4 günlük HBS' de HEM 1 ekosisteminde (55,42 mA/S), en düşük değer ise 44,25 mA/S ile 3 günlük HBS'deki HEM 4 ekosisteminde gözlemlenmiştir.

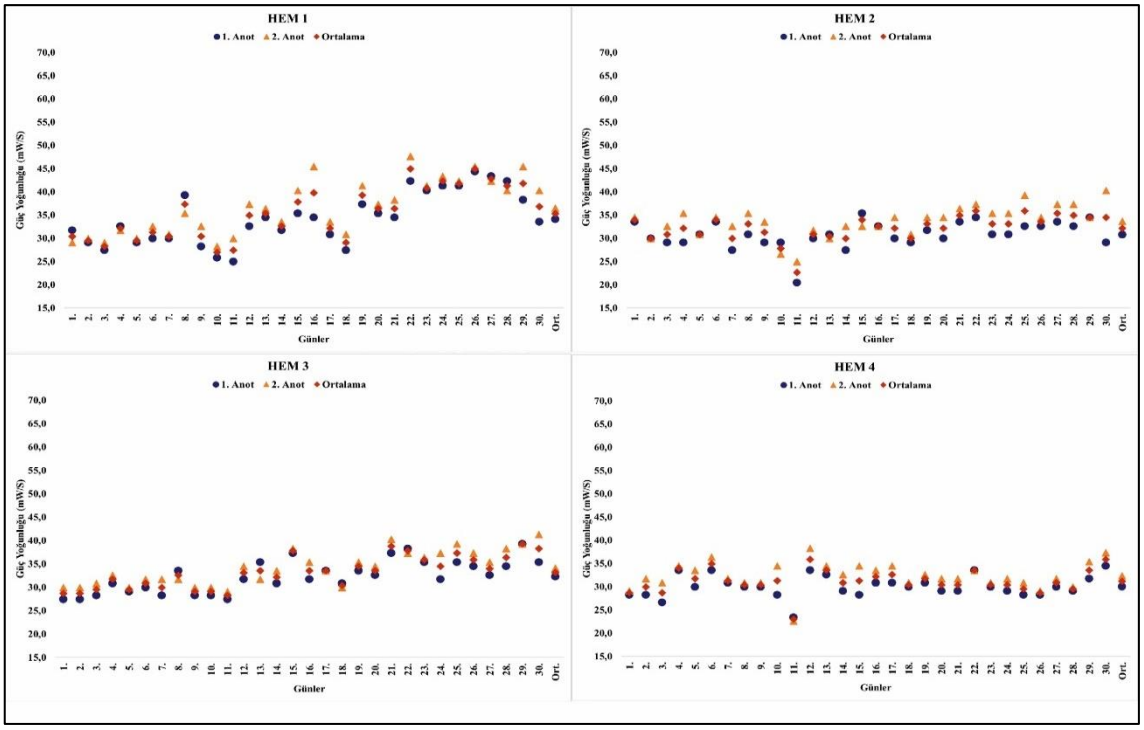
3 günlük HBS periyodundaki her bir ekosistem modülünün A1-K, A2-K elektrotları ve ekosistem ortalaması arasındaki güç yoğunluğu değerlerinin günlük (mW/S) değişimi Görsel 3.110, hibrit ekosistemlerin A1-K ve A2-K elektrotlarının birbirine seri şekilde bağlanması ve ekosistem ortalaması arasındaki günlük güç yoğunluğu değerlerinin (mW/S) değişimi Görsel 3.111' de ve hibrit ekosistemlerin 3 günlük HBS sonunda A1-K, A2-K ve ortalama güç yoğunluğu değerleri (mW/S) Görsel 3.112' de verilmiştir.

30 günlük periyotta tüm ekosistem modüllerin güç yoğunluğu değerlerinde dalgalı bir seyir izlemiştir. Ekosistem modüllerinde en yüksek güç yoğunluğu değeri 12,73 mW/S ile YEM 1' nin A1-K elektrot çiftinde 9 ve 24. günlerde gözlemlenirken, en düşük değer ise 5,10 mW/S ile DEM 3'ün 11. gününde A1-K, A2-K ve ekosistem ortalaması değerlerinde gözlemlenmiştir.

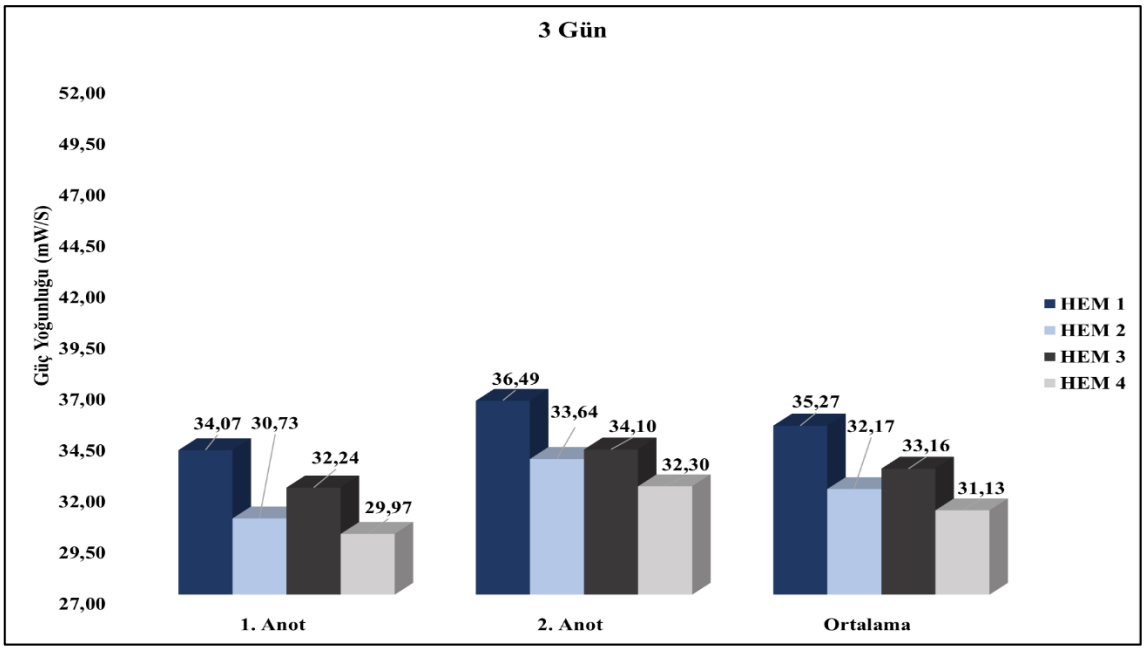


Görsel 3.110. *3 günlük HBS periyodundaki her bir ekosistem modülünün A1-K, A2-K elektrotları ve ekosistem ortalaması arasındaki güç yoğunluğu değerlerinin günlük (mW/S) değişimi*

Hibrit ekosistemlerin güç yoğunluğu değerleri incelendiğinde ekosistem modüllerine benzer bir seyir izlenmiştir. Hibrit ekosistemlerde en yüksek hesaplanan güç yoğunluğu değeri 22. günde 47,68 mW/S ile HEM 1'de (A2-K), en düşük değer ise 11. gün 20,43 mW/S ile HEM 2 ekosisteminde (A1-K) belirlenmiştir.

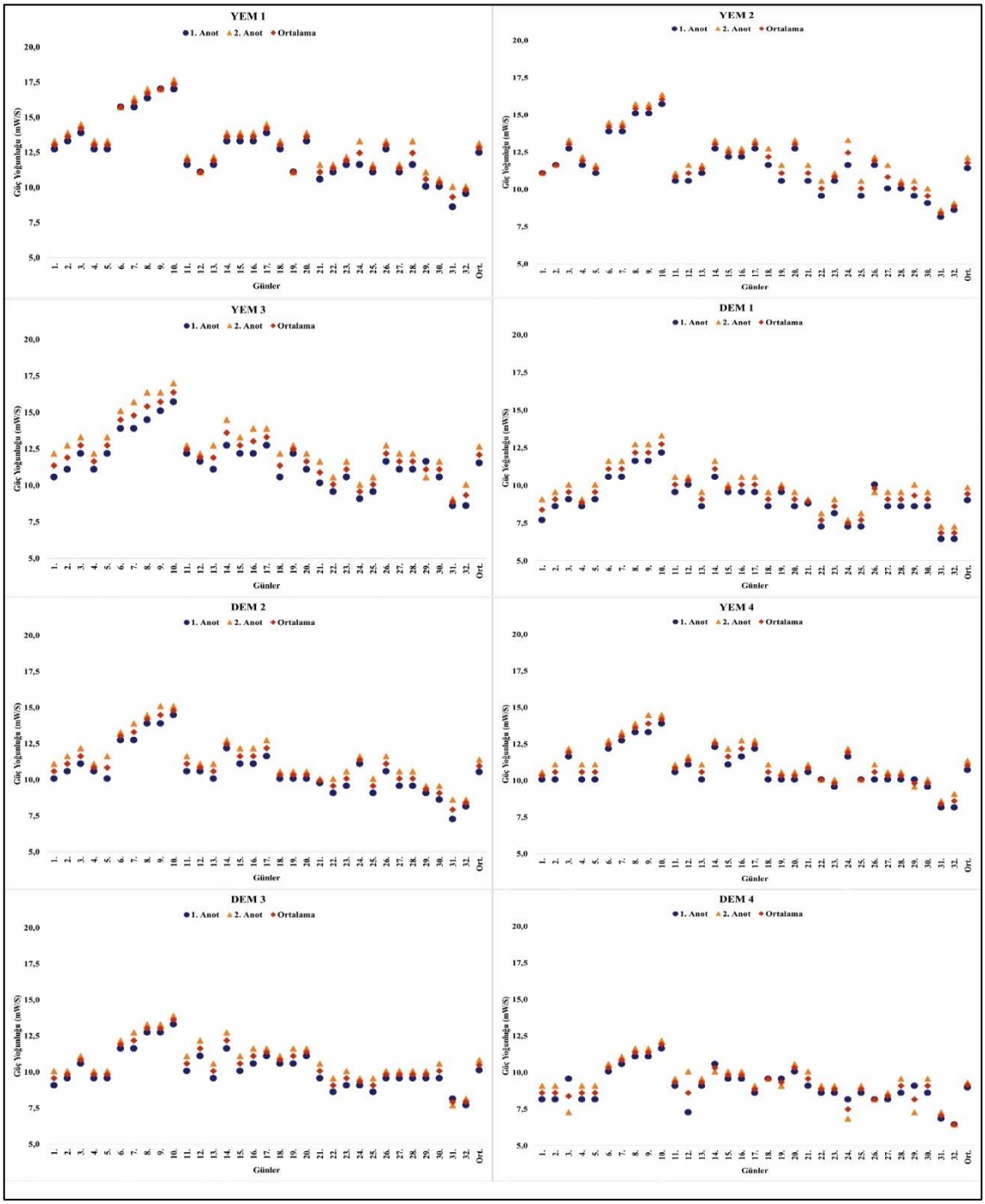


Görsel 3.111. *3 günlük HBS' de hibrit ekosistemlerin A1-K ve A2-K elektrotlarının birbirine seri şekilde bağlanması ve ekosistem ortalaması arasındaki günlük güç yoğunluğu değerlerinin (mW/S) değişimi*



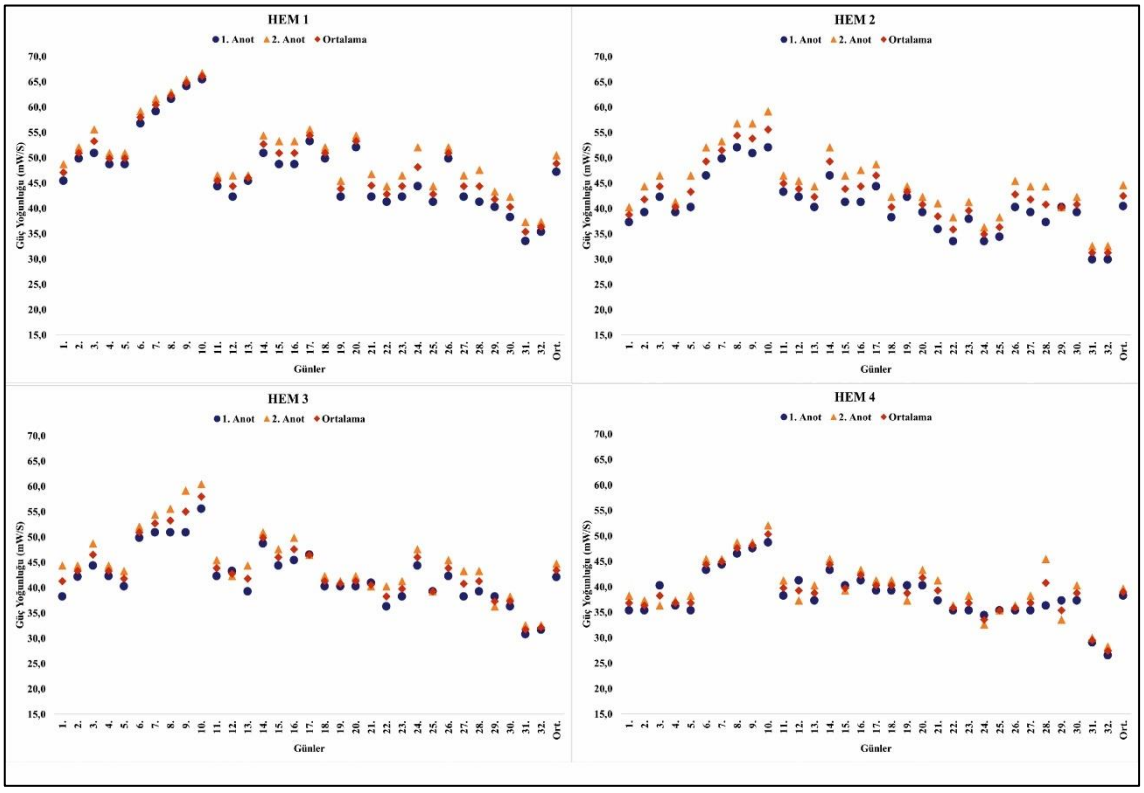
Görsel 3.112. *3 günlük HBSA' de hibrit ekosistemlerin 3 günlük HBS sonunda A1-K, A2-K ve ortalama güç yoğunluğu değerleri (mW/S)*

Hibrit ekosistemlerin 3 günlük HBS sonundaki ortalama güç yoğunluğu değerleri incelendiğinde HEM 1' in A2-K elektrotları arasında 36,49 mW/S ile en yüksek değere ulaştığı, en düşük değere ise HEM 4' ün A1-K elektrotları arasında 29,97 mW/S ile gözlemlendiği belirlenmiştir. Hibrit ekosistemlerdeki 30 günlük ortalama akım yoğunlukları incelendiğinde ise 35,27 mA/S ile HEM 1' in en yüksek, 31,13 mW/S ile HEM 4'ün ise en düşük değere ulaştığı tespit edilmiştir.



Görsel 3.113. *4 günlük HBS periyodundaki her bir ekosistem modülünün A1-K, A2-K elektrotları ve ekosistem ortalaması arasındaki güç yoğunluğu değerlerinin günlük (mW/S) değişimi*

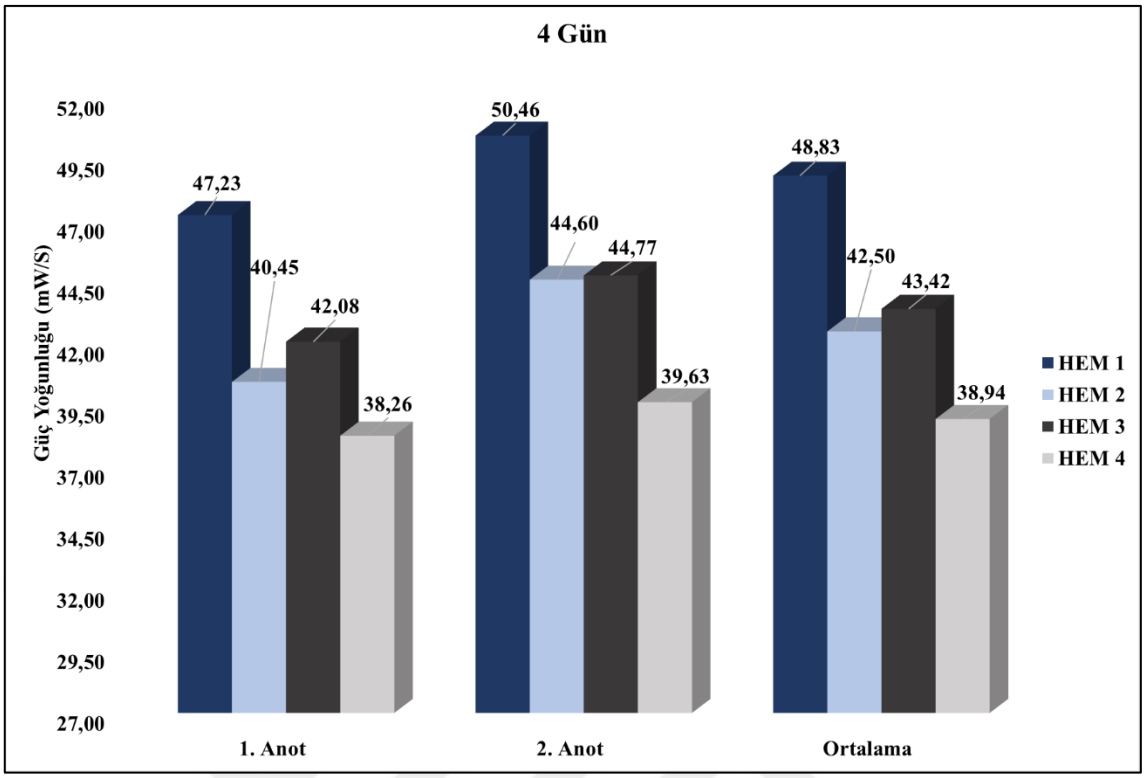
4 günlük HBS periyodundaki her bir ekosistem modülünün A1-K, A2-K elektrotları ve ekosistem ortalaması arasındaki güç yoğunluğu değerlerinin günlük (mW/S) değişimi Görsel 3.113, hibrit ekosistemlerin A1-K ve A2-K elektrotlarının birbirine seri şekilde bağlanması ve ekosistem ortalaması arasındaki günlük güç yoğunluğu değerlerinin (mW/S) değişimi Görsel 3.114' de ve hibrit ekosistemlerin 3 günlük HBS sonunda A1-K, A2-K ve ortalama güç yoğunluğu değerleri (mW/S) Görsel 3.115' de verilmiştir.



Görsel 3.114. *4 günlük HBS' de hibrit ekosistemlerin A1-K ve A2-K elektrotlarının birbirine seri şekilde bağlanması ve ekosistem ortalaması arasındaki günlük güç yoğunluğu değerlerinin (mW/S) değişimi*

32 günlük periyotta tüm ekosistem modüllerin güç yoğunluğu değerlerinde dalgalı bir seyir izlemiştir. Ekosistem modüllerinde en yüksek güç yoğunluğu değeri 16,03 mW/S ile YEM 1' nin A2-K elektrot çiftinde 10 günde gözlemlenirken, en düşük değer ise 6,44 mW/S ile DEM 1 ve DEM 4'ün 31. ve 32. günlerinde A1-K, A2-K ve ekosistem ortalaması değerlerinde gözlemlenmiştir.

Hibrit ekosistemlerin güç yoğunluğu değerleri incelendiğinde ekosistem modüllerine benzer bir seyir izlenmiştir. Hibrit ekosistemlerde en yüksek hesaplanan güç yoğunluğu değeri 10. günde 66,07 mW/S ile HEM 1'de (A2-K), en düşük değer ise 32. gün 27,39 mW/S ile HEM 4 ekosisteminde (A1-K) belirlenmiştir.



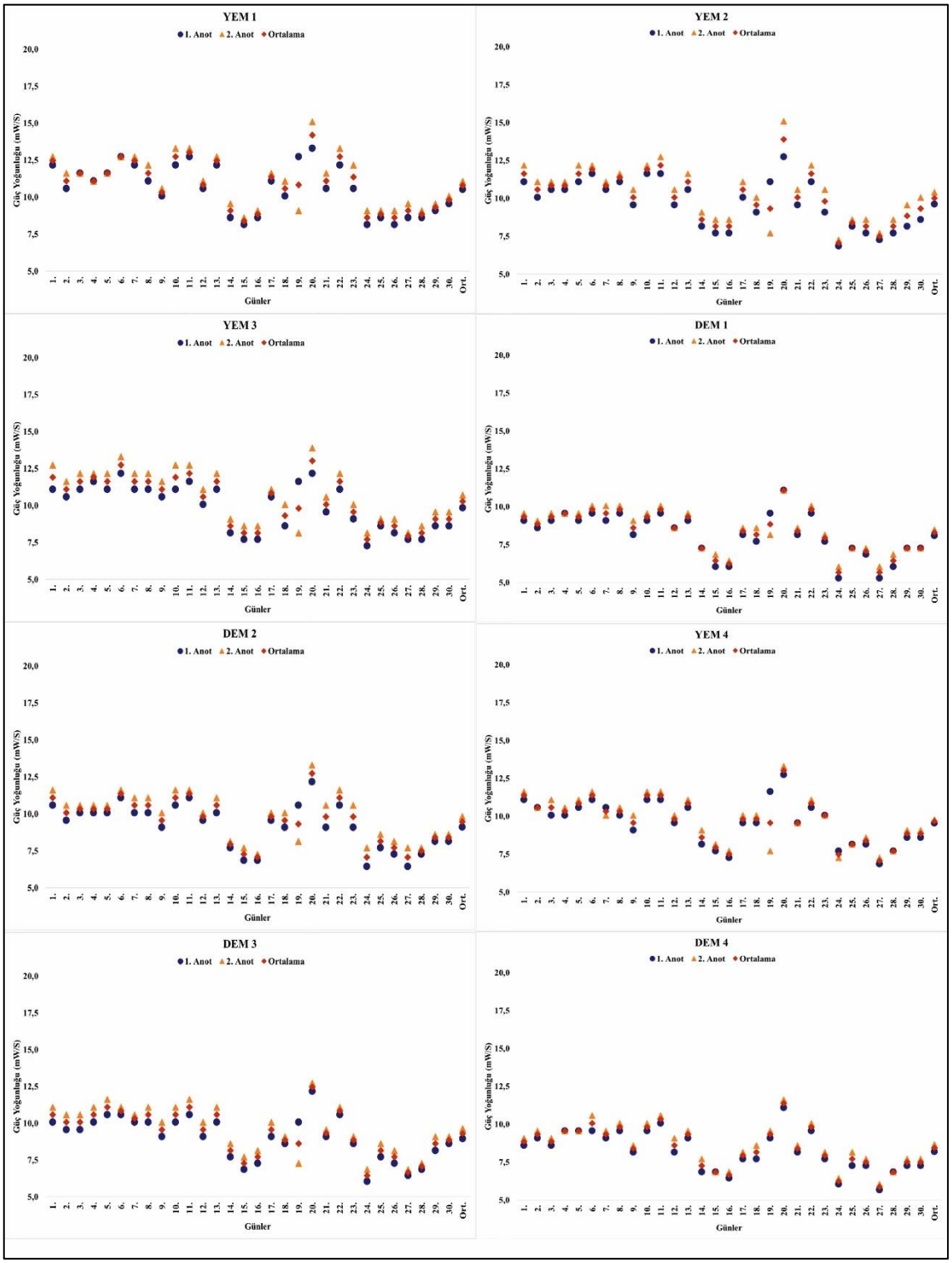
Görsel 3.115. *Hibrit ekosistemlerin 4 günlük HBS sonunda A1-K, A2-K ve ortalama güç yoğunluğu değerleri (mW/S)*

Hibrit ekosistemlerin 4 günlük HBS sonundaki ortalama güç yoğunluğu değerleri incelendiğinde HEM 1' in A2-K elektrotları arasında 50,46 mW/S ile en yüksek değere ulaştığı, en düşük değere ise HEM 4' ün A1-K elektrotları arasında 38,26 mW/S ile gözlemlendiği belirlenmiştir. Hibrit ekosistemlerdeki 32 günlük ortalama akım yoğunlukları incelendiğinde ise 48,83 mA/S ile HEM 1' in en yüksek, 38,94 mW/S ile HEM 4'ün ise en düşük değere ulaştığı tespit edilmiştir.

5 günlük HBS periyodundaki her bir ekosistem modülünün A1-K, A2-K elektrotları ve ekosistem ortalaması arasındaki güç yoğunluğu değerlerinin günlük (mW/S) değişimi Görsel 3.116, hibrit ekosistemlerin A1-K ve A2-K elektrotlarının birbirine seri şekilde bağlanması ve ekosistem ortalaması arasındaki günlük güç yoğunluğu değerlerinin (mW/S) değişimi Görsel 3.117' de ve hibrit ekosistemlerin 3 günlük HBS sonunda A1-K, A2-K ve ortalama güç yoğunluğu değerleri (mW/S) Görsel 3.118' de verilmiştir.

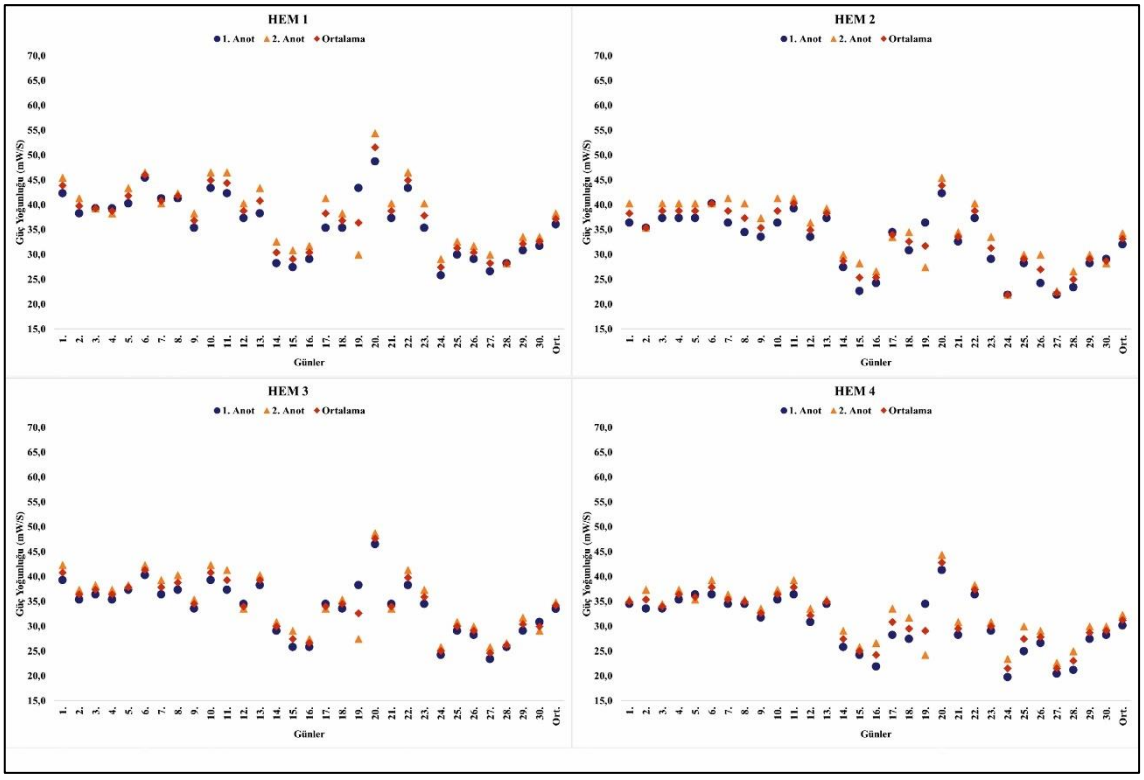
5 günlük HBS periyodundaki her bir ekosistem modülünün A1-K, A2-K elektrotları ve ekosistem ortalaması arasındaki güç yoğunluğu değerlerinin günlük (mW/S) değişimi Görsel 3.116, hibrit ekosistemlerin A1-K ve A2-K elektrotlarının birbirine seri şekilde bağlanması ve ekosistem ortalaması arasındaki günlük güç yoğunluğu değerlerinin

(mW/S) değişimi Görsel 3.117' de ve hibrit ekosistemlerin 3 günlük HBS sonunda A1-K, A2-K ve ortalama güç yoğunluğu değerleri (mW/S) Görsel 3.118' de verilmiştir.



Görsel 3.116. *5 günlük HBS periyodundaki her bir ekosistem modülünün A1-K, A2-K elektrotları ve ekosistem ortalaması arasındaki güç yoğunluğu değerlerinin günlük (mW/S) değişimi*

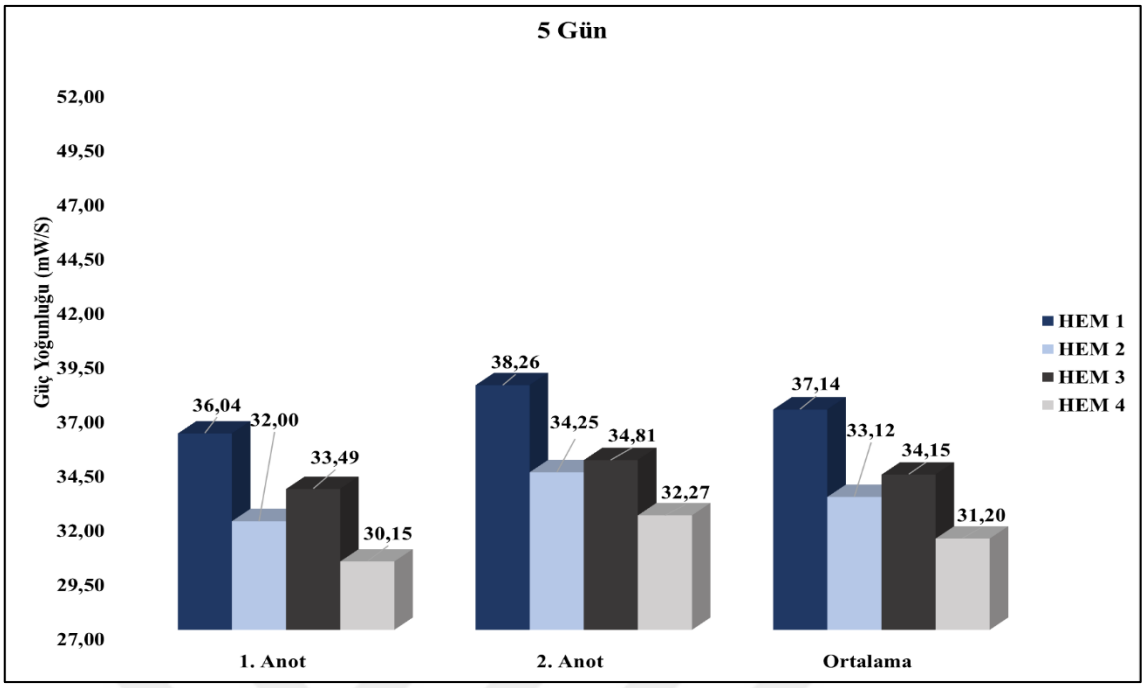
30 günlük periyotta tüm ekosistem modüllerin güç yoğunluğu değerlerinde dalgalı bir seyir izlemiştir. Ekosistem modüllerinde en yüksek güç yoğunluğu değeri 30,81 mW/S ile YEM 1' nin A2-K elektrot çiftinde 20 günde gözlemlenirken, en düşük değer ise 19,18 mW/S ile DEM 4'ün 24. Gününde A1-K değerlerinde gözlemlenmiştir.



Görsel 3.117. *4 günlük HBS'de hibrit ekosistemlerin A1-K ve A2-K elektrotlarının birbirine seri şekilde bağlanması ve ekosistem ortalaması arasındaki günlük güç yoğunluğu değerlerinin (mW/S) değişimi*

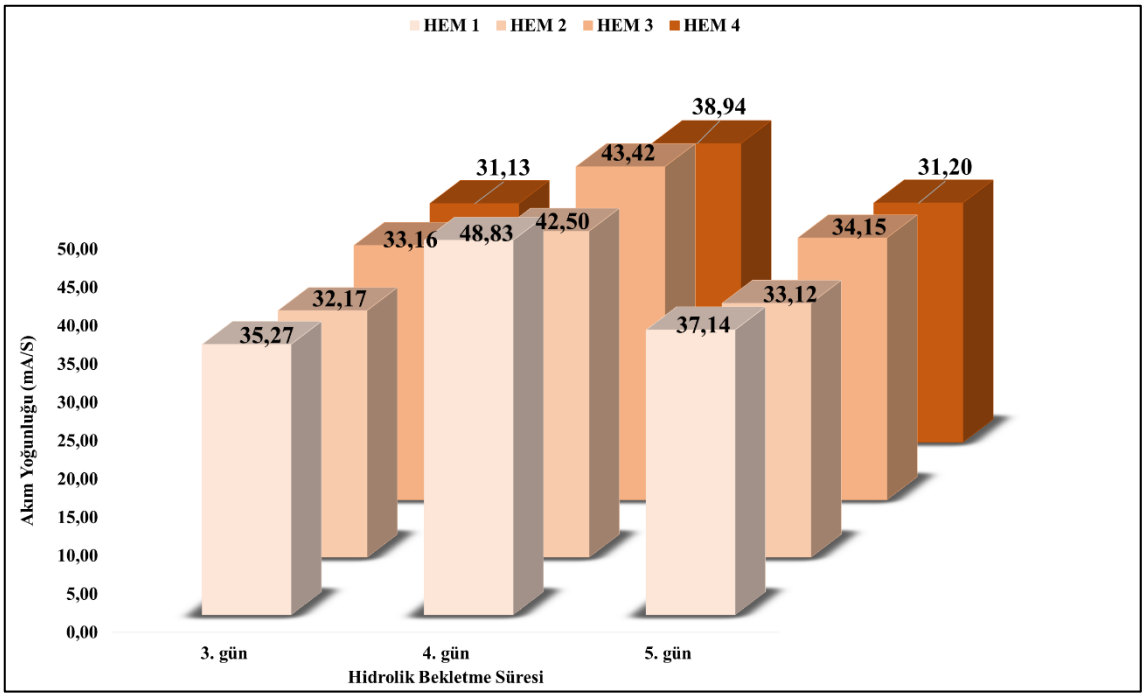
Hibrit ekosistemlerin güç yoğunluğu değerleri incelendiğinde ekosistem modüllerine benzer bir seyir izlenmiştir. Hibrit ekosistemlerde en yüksek hesaplanan güç yoğunluğu değeri 20. günde 54,39 mW/S ile HEM 1'de (A2-K), en düşük değer ise 24. gün 19,72 mW/S ile HEM 4 ekosisteminde (A1-K) belirlenmiştir.

Hibrit ekosistemlerin 5 günlük HBS sonundaki ortalama güç yoğunluğu değerleri incelendiğinde HEM 1' in A2-K elektrotları arasında 38,26 mW/S ile en yüksek değere ulaştığı, en düşük değere ise HEM 4' ün A1-K elektrotları arasında 30,15 mW/S ile gözlemlendiği belirlenmiştir. Hibrit ekosistemlerdeki 30 günlük ortalama güç yoğunlukları incelendiğinde ise 37,14 mW/S ile HEM 1' in en yüksek, 31,2 mW/S ile HEM 4'ün ise en düşük değere ulaştığı tespit edilmiştir.



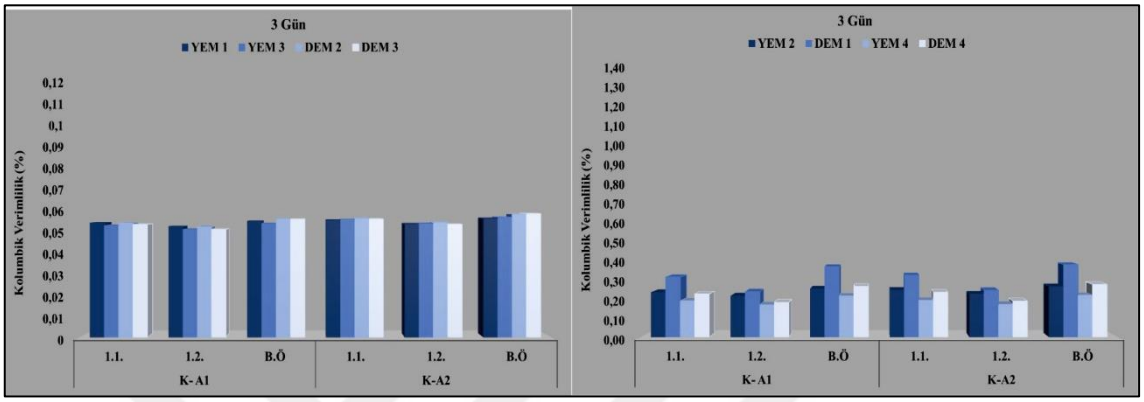
Görsel 3.118. *Hibrit ekosistemlerin 5 günlük HBS sonunda A1-K, A2-K ve ortalama güç yoğunluğu değerleri (mW/S)*

Hibrit ekosistem modüllerinin hidrolik bekletme sürelerine göre güç yoğunluklarındaki değişim Görsel 3.119' da verilmiştir. Buna göre, en yüksek güç yoğunluğu 4 günlük HBS' de HEM 1 ekosisteminde (48,83 mW/S), en düşük değer ise 31,13 mW/S ile 3 günlük HBS'deki HEM 4 ekosisteminde gözlemlenmiştir.

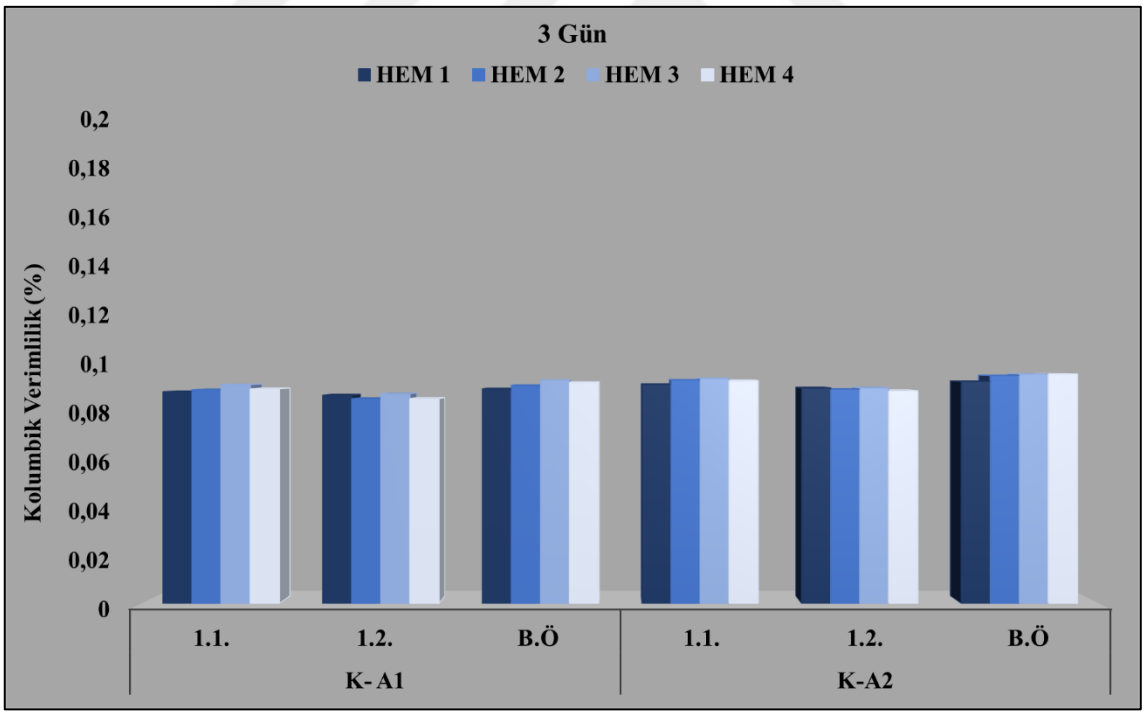


Görsel 3.119. *Hibrit ekosistem modüllerinin hidrolik bekletme sürelerine göre güç yoğunluklarındaki değişim*

3 günlük HBS periyodundaki her bir ekosistem modülünün 1.1, 1.2 ve B.Ö örneklem noktalarındaki kolumbik verimliliklerin (%) değişimi Görsel 3.120, hibrit ekosistemlerin 1.1, 1.2 ve B.Ö örneklem noktalarındaki kolumbik verimliliklerin (%) değişimi Görsel 3.121' de ve 1.ST ile 2.ST' nin kolumbik verimlilikleri (%) ise Görsel 3.122' de gösterilmiştir.



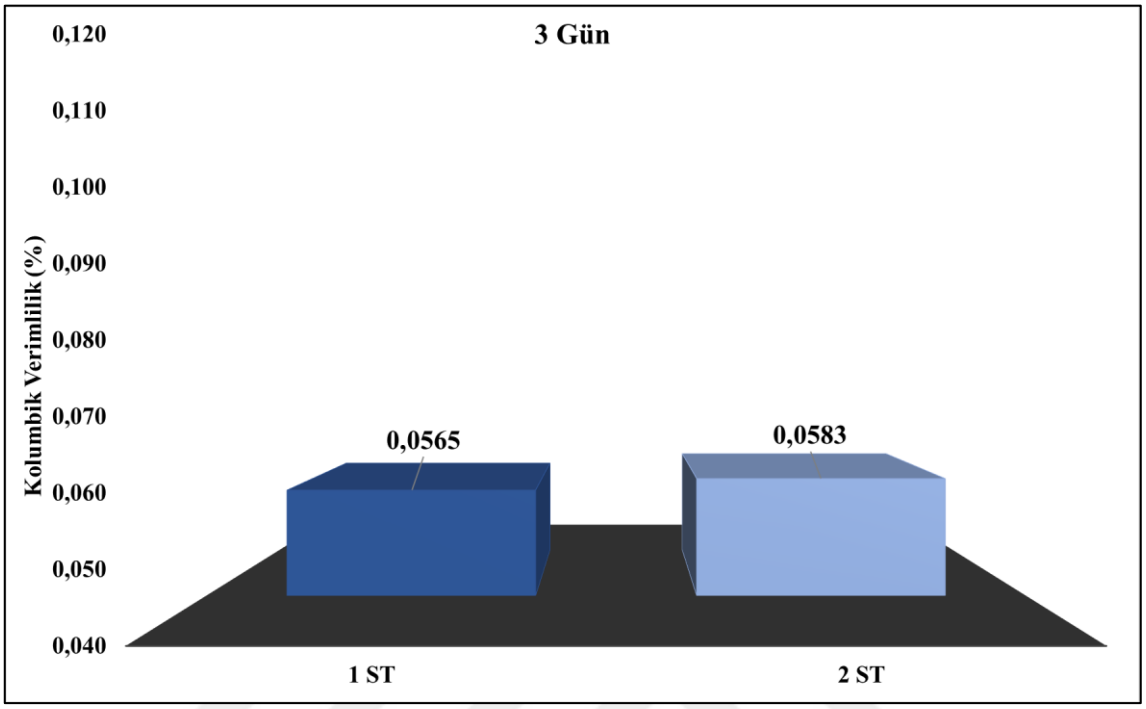
Görsel 3.120. *3 günlük HBS periyodundaki her bir ekosistem modülünün 1.1, 1.2 ve B.Ö örneklem noktalarındaki kolumbik verimliliklerin (%) değişimi*



Görsel 3.121. *3 günlük HBS'de hibrit ekosistemlerin 1.1, 1.2 ve B.Ö örneklem noktalarındaki kolumbik verimliliklerin (%) değişimi*

Birinci ekosistem modüllerinin kolumbik verimlilikleri 0,015 ile 0,059 arasında değişirken, ikinci ekosistem modüllerinin 0,1699 ile 0,3824 arasında değişkenlik göstermektedir. Verilerden de anlaşılacağı üzere ikinci ekosistem modülleri birinci

ekosistem modüllerinden daha verimli durumdadır. Hibrit ekosistemlerin kolumbik verimlilikleri ise 0,0854 ile 0,0958 arasında değişkenlik göstermektedir.

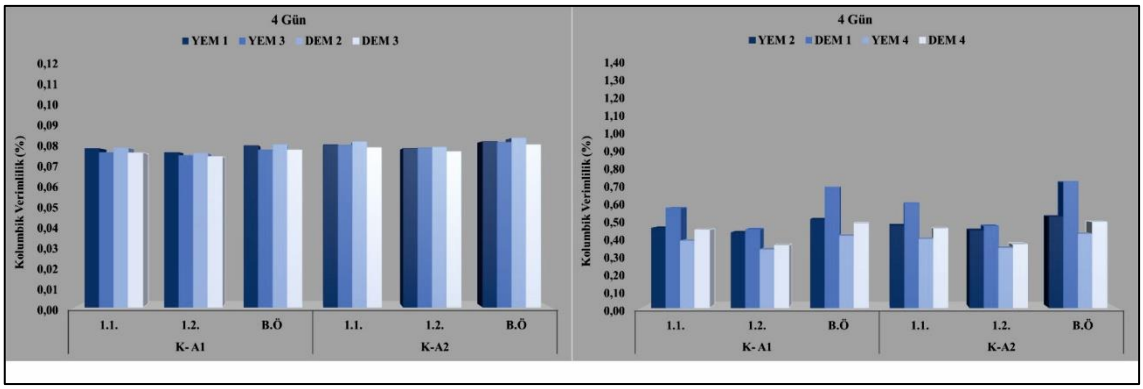


Görsel 3.122. *3 günlük HBS'de 1.ST ile 2.ST' nin kolumbik verimlilikleri (%)*

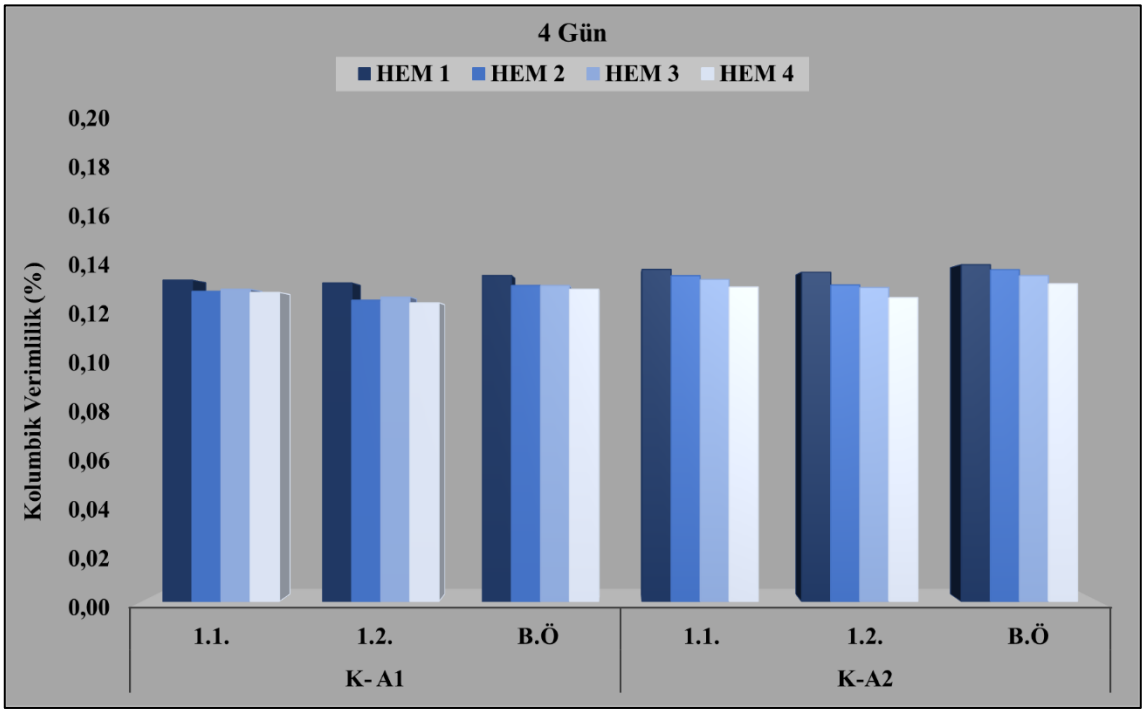
3 günlük HBS'de septik tanklardaki kolumbik verimlilikler karşılaştırıldığında ise birinci ekosistem modüllerinden dikeylerin yataylara göre daha verimli çalıştığı görülmektedir.

4 günlük HBS periyodundaki her bir ekosistem modülünün 1.1, 1.2 ve B.Ö örneklem noktalarındaki kolumbik verimliliklerin (%) değişimi Görsel 3.123, hibrit ekosistemlerin 1.1, 1.2 ve B.Ö örneklem noktalarındaki kolumbik verimliliklerin (%) değişimi Görsel 3.124' de ve 1.ST ile 2.ST' nin kolumbik verimlilikleri (%) ise Görsel 3.125' de gösterilmiştir.

Birinci ekosistem modüllerinin kolumbik verimlilikleri 0,075 ile 0,0844 arasında değişirken, ikinci ekosistem modüllerinin 0,3364 ile 0,7313 arasında değişkenlik göstermektedir. Verilerden de anlaşılacağı üzere ikinci ekosistem modülleri birinci ekosistem modüllerinden daha verimli durumdadır. Hibrit ekosistemlerin kolumbik verimlilikleri ise 0,1249 ile 0,1409 arasında değişkenlik göstermektedir.

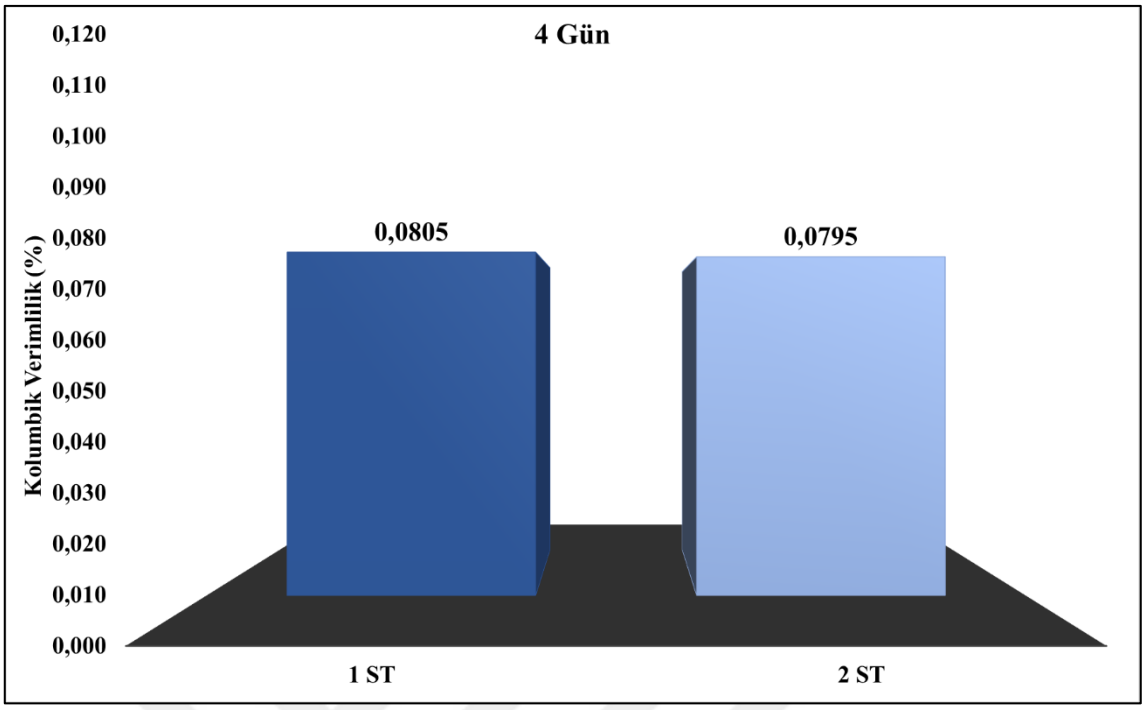


Görsel 3.123. *4 günlük HBS periyodundaki her bir ekosistem modülünün 1.1, 1.2 ve B.Ö örneklem noktalarındaki kolumbik verimliliklerin (%) değişimi*



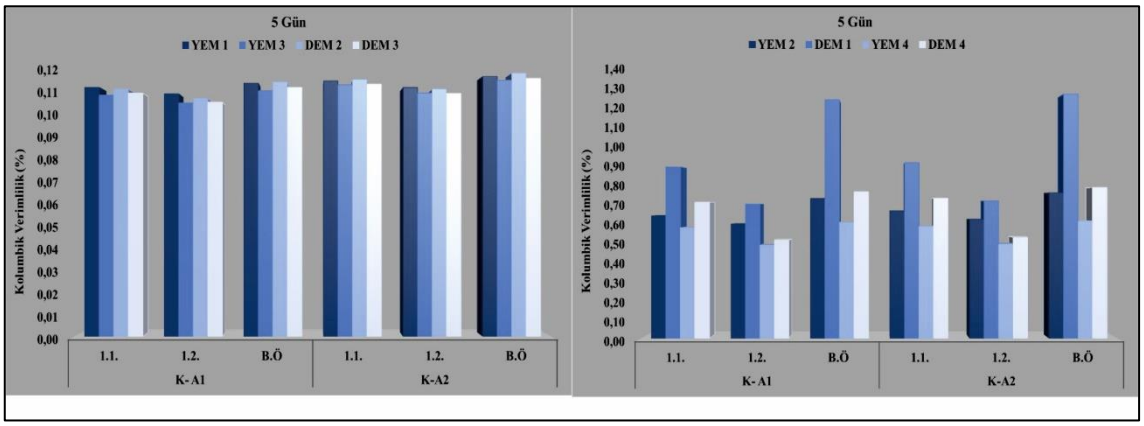
Görsel 3.124. *4 günlük HBS'de hibrit ekosistemlerin 1.1, 1.2 ve B.Ö örneklem noktalarındaki kolumbik verimliliklerin (%) değişimi*

4 günlük HBS'de septik tanklardaki kolumbik verimlilikler karşılaştırıldığında ise birinci ekosistem modüllerinden yatayların dikeylere göre daha verimli çalıştığı görülmektedir.



Görsel 3.125. *4 günlük HBS'de 1.ST ile 2.ST' nin kolumbik verimlilikleri (%)*

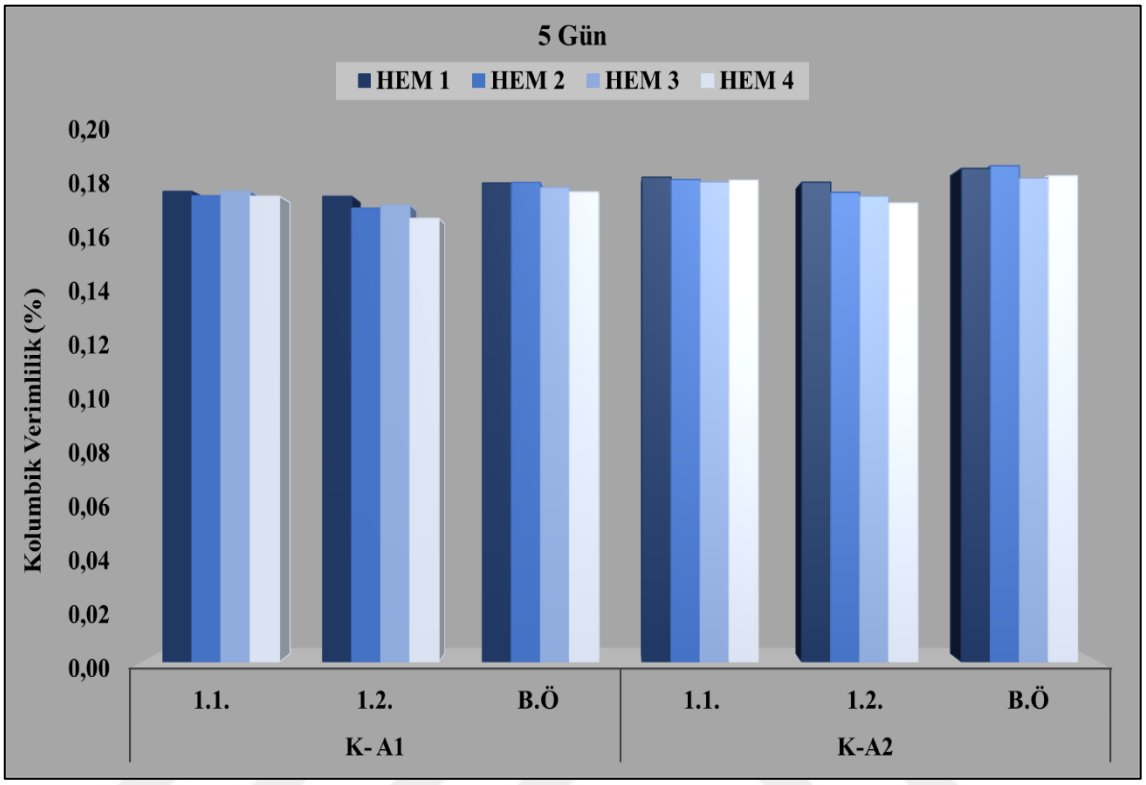
4 günlük HBS periyodundaki her bir ekosistem modülünün 1.1, 1.2 ve B.Ö örneklem noktalarındaki kolumbik verimliliklerin (%) değişimi Görsel 3.126, hibrit ekosistemlerin 1.1, 1.2 ve B.Ö örneklem noktalarındaki kolumbik verimliliklerin (%) değişimi Görsel 3.127' de ve 1.ST ile 2.ST' nin kolumbik verimlilikleri (%) ise Görsel 3.128' de gösterilmiştir.



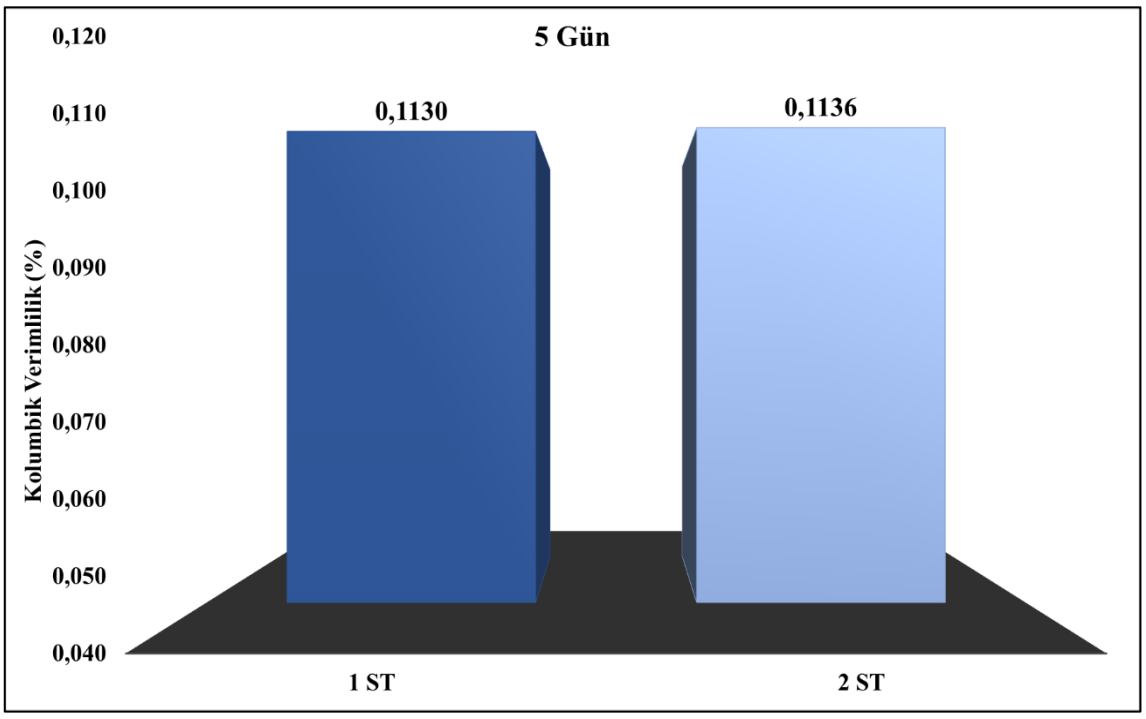
Görsel 3.126. *5 günlük HBS periyodundaki her bir ekosistem modülünün 1.1, 1.2 ve B.Ö örneklem noktalarındaki kolumbik verimliliklerin (%) değişimi*

Birinci ekosistem modüllerinin kolumbik verimlilikleri 0,10682 ile 0,1205 arasında değişirken, ikinci ekosistem modüllerinin 0,4902 ile 1,2844 arasında değişkenlik göstermektedir. Verilerden de anlaşılacağı üzere ikinci ekosistem modülleri birinci

ekosistem modüllerinden daha verimli durumdadır. Hibrit ekosistemlerin kolumbik verimlilikleri ise 0,1684 ile 0,1884 arasında değişkenlik göstermektedir.

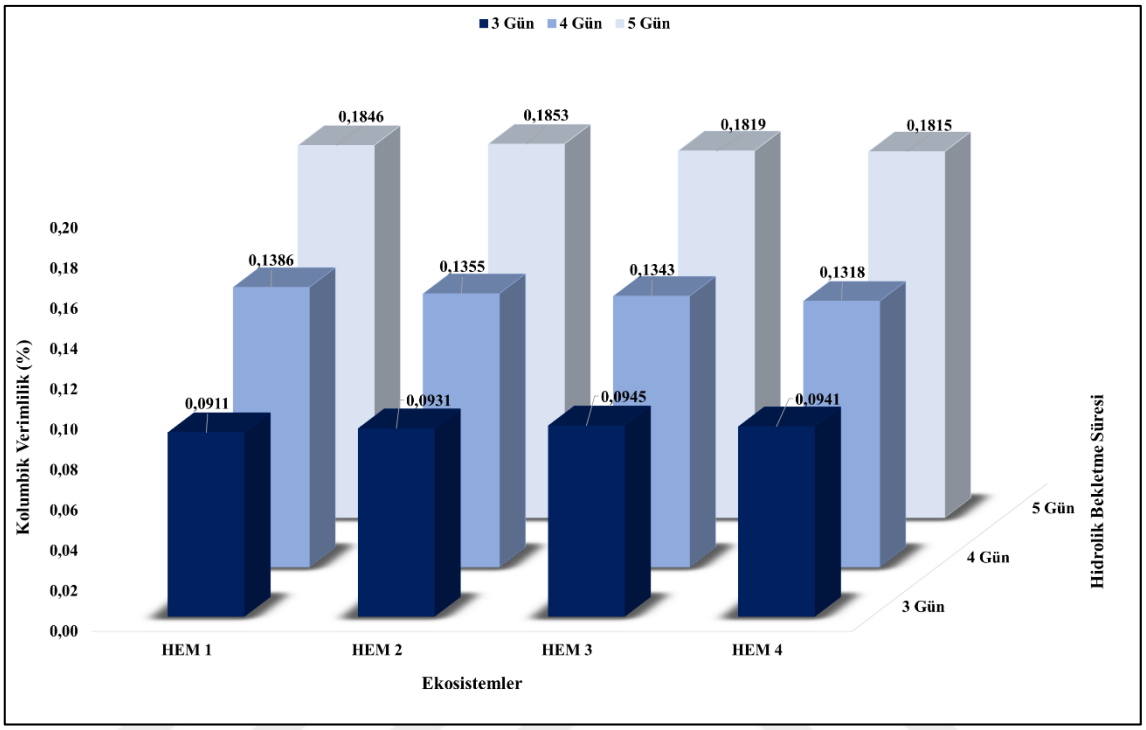


Görsel 3.127. *5 günlük hibrit ekosistemlerin 1.1, 1.2 ve B.Ö örneklem noktalarındaki kolumbik verimliliklerin (%) değişimi*



Görsel 3.128. *5 günlük HBS'de 1.ST ile 2.ST' nin kolumbik verimlilikleri (%)*

4 günlük HBS'de septik tanklardaki kolumbik verimlilikler karşılaştırıldığında ise birinci ekosistem modüllerinden dikeylerin yataylara göre daha verimli çalıştığı görülmektedir.



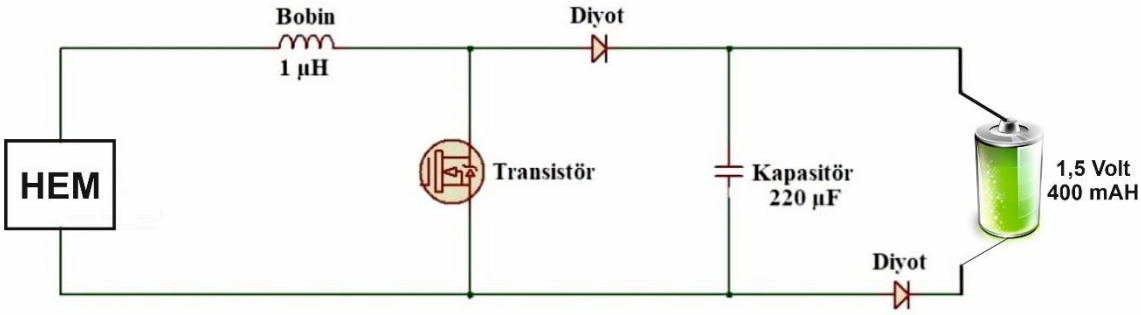
Görsel 3.129. *Hibrit ekosistem modüllerinin hidrolik bekletme sürelerine göre kolumbik verimliliklerindeki değişim (%)*

Görsel 3.126' da hibrit ekosistem modüllerinin hidrolik bekletme sürelerine göre kolumbik verimliliklerindeki değişim görülmektedir. Görselden de anlaşılacağı üzere 3 günlük HBS' de en verimli ekosistem HEM 3 olarak görülürken, 4 ve 5 günlük HBS'lerde HEM 1 ekosisteminin daha yüksek verimde çalıştığı anlaşılmaktadır. HBS' lerdeki kolumbik verimlilik değerleri arasındaki farklılıkların temel sebebi HBS' ye uygun hidrolik yükleme miktarlarındaki farklılıklardır. Ekosistemlere 416,67 mL/saat, 312,5 mL/saat ve 208,34 mL/saat olarak yükleme gerçekleştirilmiştir. Kolumbik verimlilik verileri incelendiğinde, HEM 1 ekosisteminin araştırma periyodu boyunca daha verimli çalıştığı görülmektedir.

3.7.2. Biyoelektrik depolanması ve kullanımı

HEM' ler üzerinde gerçekleştirilen biyoremediasyon deneyinin tamamlanması ile HEM' lerden üretilen biyoelektrik enerjisinin depolanma çalışmaları başlamıştır. Bu çalışmalar kapsamında öncelikle Proteus 8 Proffessional programı ile güç yönetim

sisteminin (GYS) çeşitli simülasyonları yapılmış (Görsel 3.130) ve HEM' lere entegre edilerek performansları incelenmiştir.

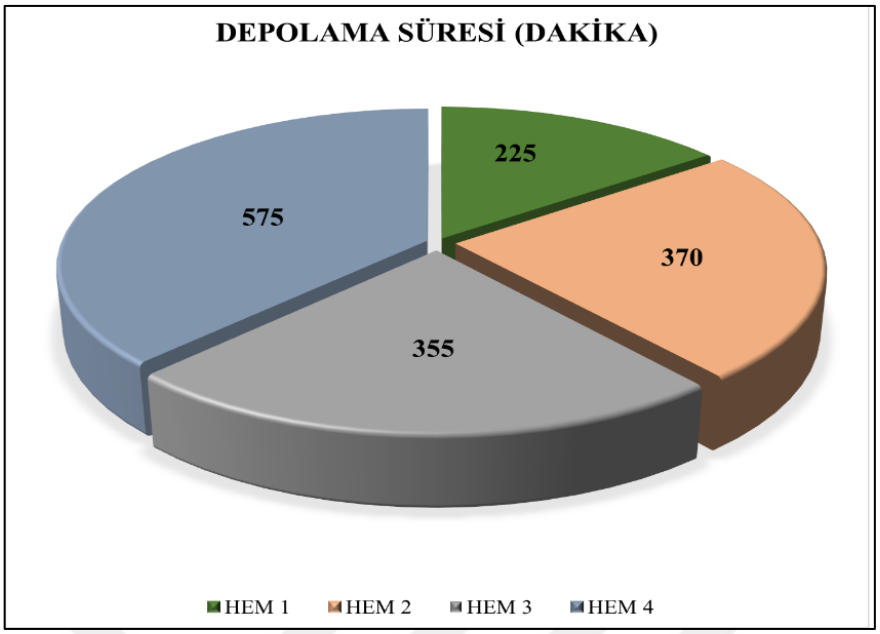


Görsel 3.130. *Güç yönetim sistemi çizimi*

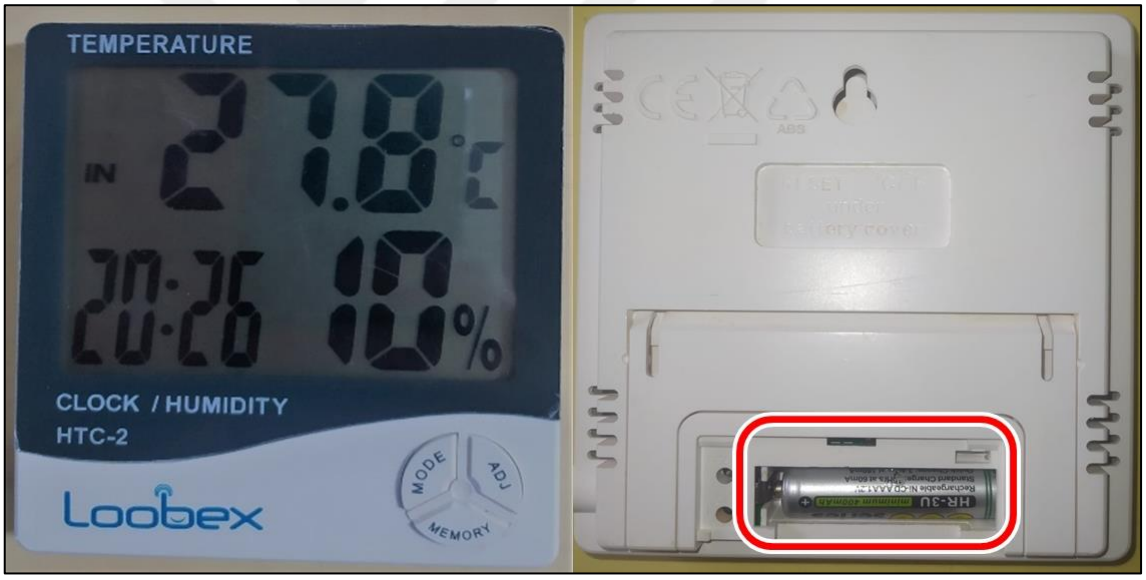
Bu incelemeler sonucunda en verimli çalışan GYS tespit edilerek 4 adet hazırlanmıştır. Depolama işleminin gerçekleştirileceği önceden en verimli depolama cihazı olarak belirlenen piller (1,2 volt 400 mAH AAA pil) tamamen boşaltılmıştır. GYS ile depolama cihazının tespiti sonrasında HEM' lere GYS' ler ve piller bağlanarak depolama işlemleri gerçekleştirilmiştir. Depolama işlemi sırasında HEM'lere GYS'ler bağlanmadan önce ekosistemlerin biyoelektrik değerleri sırasıyla 1,74 V, 1,48 V, 1,69 V ve 1,28 V olarak ölçülmüştür. GYS'ler ekosistemlere bağlandığında ise biyoelektrik değerlerinin sırasıyla 6,74 V, 5,71 V, 5,97 V ve 5,23 V'a yükseldiği belirlenmiştir.

Hibrit ekosistemlerin pilleri depolama süreleri Görsel 3.132' de verilmiştir. Buna göre, HEM 1 en kısa sürede depolama işlemini tamamlarken, HEM 4 ekosistemi depolama işlemini en geç tamamlamıştır. HEM 1, HEM 4' e göre yaklaşık olarak 2,56 kat daha hızlı depolama işlemi gerçekleştirmiştir.

Depolama işlemleri sonrasında Görsel 3.131'deki dijital termometre depolana piller ile çalıştırılmıştır.



Görsel 3.131. *Hibrit ekosistemlerin pil depolama süreleri*



Görsel 3.132. *Ekosistemlerden depolanan biyoelektrik ile çalıştırılan dijital termometre*

4. SONUÇ, TARTIŞMA VE ÖNERİLER

Ekosistem hizmetleri, insanların ekosistemlerden doğrudan veya dolaylı olarak elde ettiği faydaları temsil etmekte (Costanza ve ark., 1997; Millennium Ecosystem Assessment, 2005; Yang ve ark., 2008) ve insan refahı için ekosistem işlevlerinin dönüştürüldüğü araçlar olarak tanımlanmaktadır (Ma ve ark., 2020; Zhang ve ark., 2022) Milenyum Ekosistem Değerlendirmesi, ekosistem hizmetlerinin iklim değişikliği ile hızlı sosyo-ekonomik gelişmelerden büyük ölçüde etkilendiğini (Türe ve Türe, 2021) ve günümüzde yaklaşık %60' ının bozularak sürdürülemez hale geldiğini vurgulamaktadır

(Millennium Ecosystem Assessment, 2005; Zarrineh ve ark., 2020). Dünyadaki artan nüfus ve sanayileşme ekosistem hizmetlerine talebin artmasının başlıca nedenleri olurken iklim değişikliği etkilerinin hissedilir şekilde artmaya devam etmesi de ekosistem hizmetleri üzerinde önemli bir baskı oluşturmaktadır (IPCC, 2014). Öyle ki, artan sıcaklıklar ve yağış düzenlerindeki değişikliklerin ekosistem hizmetlerini büyük ölçüde etkileyen uzun süreli kuraklıklara, sel ve fırtına gibi aşırı olaylarda ve hatta enerji arzında artışa yol açacağı düşünülmektedir (Bai ve ark., 2019; Ma ve ark., 2020; Wang ve ark., 2020; Türe ve Türe 2021). Bu nedenlerle ekosistem hizmetlerinin sürdürülebilir bir şekilde yönetilmesine olanak sağlayacak inovatif ekolojik yaklaşımı benimseyen araçlara gereksinim duyulmaktadır (Dee ve ark., 2017). Bu noktada, Uluslararası Enerji Ajansı'nın (IEA) uygulama anlaşması olan Enerji Teknolojisi Sistemleri Analiz Programı (ETSAP)' na uygun enerji, ekonomi, ekoloji ve mühendislik (4E) ilişkisini benimseyen inovatif araçların kullanımı oldukça önemlidir (Sulukan ve ark., 2017).

Yapay sulak alanlar, onlarca yıldır çoğunlukla evsel, endüstriyel, tarımsal atık sular, çöp sızıntı suyu veya yağmur suyu akışı dahil olmak üzere diğer birçok atık su türünün arıtımında kullanılmıştır (Dogdu ve Yalcuk, 2016; Hussein ve Scholz, 2017; Sharma ve Malaviya, 2022). Ancak, yüksek kirliliğe sahip atık suların birçoğunun tek aşamalı bir sistemde arıtılması zordur. Bu noktada, yüksek kirliliğe sahip atık suların arıtımında seri halde aşamalı olarak inşa edilmiş çeşitli sulak alanlardan oluşan hibrit ekosistemler oluşturulmuştur (Vymazal, 2019). Hibrit sulak alan ekosistemleri, yüksek kirliliğe sahip çeşitli atık suların arıtımında dünya genelindeki birçok ülkede işletilmektedir (Abidi ve ark., 2009; Ghrabi ve ark., 2011; Serrano ve ark., 2011; Saeed ve ark., 2012; Tee ve ark., 2015). Ancak, yavaş arıtma oranı ve yüksek arazi alanı gereksinimi gibi birçok zorluk YSA' ların benimsenmesini sınırlandırmaktadır (Srivastava ve ark., 2019; Mittal ve ark., 2022). Ekolojik yakıt hücreleri (EYH) gibi biyolojik süreçlerdeki son ilerleme, EYH' nin ölçeğinin yükseltilmesinin hala büyük bir zorluk olmasına rağmen, azo boya içeren atık sular için sürdürülebilir bir arıtma teknolojisi olarak ortaya çıkmasına neden olmaktadır. Bu durumun üstesinden gelebilmek adına YSA ve EYH' lerin hibrit kullanımı sonucu oluşacak daha yüksek verimlilik ve kayda değer güç yoğunluğu üretimi gibi avantajları göz önünde bulundurularak yeni bir teknoloji oluşturulmasıyla arıtım verimliliğinin arttırılması hedeflenmiştir (Yadav ve ark., 2012a; 2018; Srivastava ve ark., 2020; Mittal ve ark., 2022). Ancak, bu teknolojinin laboratuvar ölçekli tedavilerde potansiyel gösterdiği ve saha ölçeğinde uygulayabilmek için daha fazla araştırma gerektiği

düşünülmektedir. Bunun nedeni, çoğu ticari boyanın oldukça kararlı yapıda olması ve renk giderimi konusunda karşı dirençli olmasıdır (Singh ve ark., 2021). Tee ve ark., (2015) çalışmalarında, 300 mg/L konsantrasyondaki AT7 boyası ile kirletilmiş atık suların *T. latifolia* ile bitkilendirilmiş yatay şaşkın akışlı YSA'larda 2, 3 ve 5 günlük HBS' lerdeki giderim performansını araştırmış ve renk giderim oranlarını sırasıyla %69, %83 ve %100 olarak tespit etmişlerdir. Oon ve ark., (2020) ise çalışmalarında devre bağlantısının etkisini, azo boya moleküler yapılarının azo boya bozunma hızı ile biyoelektrik üretimi üzerindeki etkisini araştırmıştır. *T. latifolia* bitkileri içeren ek havalandırma destekli yukarı akışlı dikey YSA- EYH ekosistemlerinde AT7 boyasının (200 mg/L) 1 günlük HBS' deki renk giderim performansının %67 olduğunu tespit etmişlerdir. Bugüne kadar, hibrit yapay sulak alan ekosistemlerdeki konfigürasyon farkının boyar madde giderim performansları ile biyoelektrik üretimi ve depolanabilirlik potansiyelleri ise henüz araştırılmamıştır.

Bu doktora tez çalışması kapsamında 92 günlük periyotta doğal iklim koşulları altında 300 mg/L AT7 boyası içeren sentetik tekstil atık suyun farklı konfigürasyonlara sahip mezokozm ölçekli hibrit yapay sulak alan ekosistemlerinde farklı hidrolik bekletme sürelerinde (3, 4 ve 5 gün) ekolojik olarak giderilmesi sırasında eş zamanlı şekilde biyoelektrik üretim ve depolanabilirlik potansiyellerinin belirlenmesi hakkında bilgiler sunmaktadır. Tez çalışmasında öncelikle farklı konfigürasyonlarda oluşturulmuş hibrit yapay sulak alan ekosistemlerinin (HEM) farklı derinliklerde bulunan deşarj noktalarından asit turuncu 7 (AT7) boyası içeren sentetik tekstil atık sular örneklenerek fiziko-kimyasal su kalite parametreleri (pH, EC, ÇO, RP ve sıcaklık), NH_4^+, NO_3^- ve AT7 konsantrasyonlarındaki günlük değişimleri, iki günde bir olmak üzere KOİ konsantrasyonundaki giderim performansları ve haftada bir olmak üzere toplam fosfor (TF) giderim performansları ile eş zamanlı şekilde farklı derinliklerdeki biyo-elektrotların biyoelektrik üretim potansiyelleri araştırılmıştır. Ayrıca, dört günde bir her bir hibrit ekosistem modülündeki *T. latifolia* bitkilerinin gelişimleri ile fotosentetik pigmentlerindeki (klorofil a ve klorofil b) ve sediment enzim aktivitelerindeki (dehidrogenaz, üreaz ve fosfotaz) değişimler karşılaştırılmıştır. Tüm bu analizler 3, 4 ve 5 günlük hidrolik bekletme süreleri için tekrarlanmış ve karşılaştırılmıştır. Bu araştırmalara ek olarak, deney sonunda HEM' lerin biyoelektrik depolama potansiyelleri, bitki biokütlelerine bağlı tahmini karbon stokları ve enerji bilançoları ile hibrit ekosistem modüllerinin mikrobiyal çeşitlilikleri belirlenmiştir. Pek çok konuyu tek bir çatı altında

birbirleriyle ilişkilendirilerek holistik bir yaklaşım sergileyen çalışma sonucunda elde edilen verilerin bilim dünyasına yapay sulak alan ekosistemleri konusunda gerçekleştirilmesi muhtemel çalışmalara öncülük edeceği düşünülmektedir. Ek olarak, atık suların ikincil atık üretmeden yeniden kullanılabileceği, temiz enerjiye dönüştürülebileceği, su ve enerji açısından yüksek verimlilik sağlayan, düşük karbon salımlı, döngüsel ekonomi modelinin desteklendiği ekoloji-ekonomi-enerji-mühendislik (4E) perspektifindeki bu atık-enerji yönetim stratejisi ile su ve enerji kaynaklarına yönelik stresin azalması yönünde katkı sağlayacağı düşünülmektedir.

Yapay sulak alan ekosistemlerinin atık su giderim ve biyoelektrik üretim performansları üzerinde bitki türlerinin (Saz, 2017; Saz ve ark., 2018; Yang ve ark., 2020), dolgu malzemesinin (Lu ve ark., 2016; Yakar ve ark., 2018), mikrobiyal aktivitelerin (Corbella ve Puigagut, 2018; Cheng ve ark., 2022; Fernandez-Gatell ve ark., 2022; Zhu ve ark., 2022), elektrot malzemesinin (Huang ve ark., 2020; 2021; Arvaniti ve Fountoulakis, 2021; Mier ve ark., 2021), hidrolik tutma süresinin (Song ve ark., 2018; Huang ve ark., 2020; Xu ve ark., 2021) ve ekosistemlerin tasarımının (Corbella ve ark., 2015; Ebrahimi ve ark., 2021) çok büyük önemi mevcuttur. Her bir parametre atık su giderim verimliliğini ve biyoelektrik üretim performansını ayrı ayrı olumlu ya da oılumsuz şekilde etkileyebilmektedir.

Yapay sulak alanlar ekosistemlerindeki bitkilerin toprak üstü organlarının gelişimine odaklanmak yerine bitkiler bir bütün olarak düşünülmeli ve değerlendirilmelidir. Çünkü, bitkilerin kök yapısının gelişmiş olmasının mikrobiyal aktiviteyi, ortamın oksijen durumunu, arıtım performansını ve biyoelektrik üretimine büyük katkı sağladığı bilinmektedir (Oon ve ark. 2017; Saz ve ark., 2018; Huang ve ark., 2020). Ekosistemlerdeki bitkilerin hayatta kalma oranları incelendiğinde, *T. angustifolia* bitkilerinin kültür periyodunun 14. gününde ölme sebepleri açıklamamakla beraber *T. latifolia* bitkilerinin tüm ekosistemlerde %100'lük hayatta kalma oranı yakaladığı görülmektedir. Bu durum, *T. latifolia* bitkilerinin ekosistemlere hızla uyum sağladığının, iklimsel ve operasyonel koşullara karşı adaptasyon yeteneğinin yüksek olduğunu göstermektedir (Saz ve ark., 2018). Bitkilerin araştırma periyodu boyunca sağlıklı ve canlı kaldıkları görülmektedir. Birinci ekosistem modüllerindeki bitkiler incelendiğinde yüksek miktarda kirleticiye maruz kaldıkları için yapraklarında sararmaların meydana geldiği düşünülmektedir. Bu durumun, yüksek nitrat seviyesinin yaprakları hızla nekroza

uğratması sebebiyle bitkilerin vejetatif büyümelerinde olumsuz etkiye neden olması ile açıklanabilmektedir. (Bolat ve Kara, 2017). İkinci ekosistem modüllerindeki bitkilerin yapraklarının sağlıklı olduğu 68. günden itibaren gelişmelerini durdurarak boylarında gerileme meydana gelmeye başladığı görülmektedir. Bu durumun, iklimsel sebeplerden kaynaklandığı ve sıcaklıkların düşmesine bağlı meydana geldiği düşünülmektedir. Birinci ekosistem modüllerinden yataylarda bulunan bitkilerin dikeylere oranla daha iyi gelişim gösterdiği belirlense de aralarında istatiksel olarak anlamlı farklılıklar tespit edilememiştir ($p>0,05$). Birinci ekosistemlerdeki bitkilerin toprak üstü organlarında görülen değişikliklerin toprak altında aynı oranda etkili olmadığı ekosistemlerin biyokütleleri arasındaki farklılıklardan anlaşılmaktadır. Birinci ekosistemlerdeki bitkilerin toprak üstü biyokütlelerinde olduğu gibi toprak altı biyokütlelerinde de yine yatay ekosistemlerin dikey ekosistemlere oranla daha fazla biyokütle ürettiği görülmektedir. Bu durum, yüksek oranda AT7 içeren atık sularla muamelesi esnasında birinci ekosistemlerdeki *T. latifolia* bitkilerinin yatay ekosistemlerde dikey ekosistemlere göre daha sağlıklı geliştiğini göstermektedir. İkinci ekosistem modülleri birbiri ile kıyaslandığında yalnızca YEM 2 ve DEM 4 ekosistemlerindeki bitki boyları arasında anlamlı fark tespit edilmiştir ($p<0,05$). Bu durumun ise 1.ST ve 2.ST'de biriken suların farklı konsantrasyonlarda olmasından kaynaklandığı düşünülmektedir. İkinci ekosistem modüllerindeki biyokütleler incelendiğinde, birinci ekosistem modüllerinde olduğu gibi yatay ve dikey ekosistemlerin toprak altı ile toprak üstü biyokütleleri arasında farklılıklar görülmektedir. Bitki boylarında olduğu gibi 1.ST ve 2.ST'deki suların etkisinin toprak altı ve toprak üstü biokütlelerin oluşumunda etkili olduğunu göstermektedir. Bu sonuçlar, bitki boylarının ile biyokütlelerinin ekosistem farklılıklarından, beslendikleri suların özelliklerine bağlı olarak farklı büyüme davranışlarını gösterdiğini ortaya koymaktadır. Ekosistemlerdeki çeşitliliğin bitki varlığını etkilediği, bitki varlığının da atık su giderim, ortamın oksijen seviyesi, mikrobiyal çeşitlilik ve biyoelektrik üretimi üzerinde pozitif etki gösterdiği bir kez daha kanıtlanmıştır (Tee ve ark., 2015; Saz ve ark., 2018; Oon ve ark., 2020; Ebrahimi ve ark., 2021; Zhu ve ark., 2022)

HEM'lerdeki substrat dönüşüm oranına pH' ın etkisi olduğu bilinmektedir (Srivastava ve ark., 2019; Gupta ve ark., 2021; Mittal ve ark., 2022) Ekosistemlerden alınan su numunelerinin pH değişimleri incelendiğinde, HBS süresinin ve ekosistem çeşitliliğinin pH değerleri üzerinde anlamlı etkiye sahip olduğu ve ekosistemlerin giriş suyu pH değerlerini nötre yakın bir değere düşürme eğilimi sergilediği görülmektedir. pH

değişimi üzerinde nitrifikasyon, aminifikasyon ve mineralizasyonun etkisi olduğu bilinmektedir (Henze ve ark., 2008; Liu ve ark. 2011; Sánchez ve ark., 2021). Atık su arıtımı sırasında pH artışı veya azalması, yalnızca giriş suyunun pH değerine değil, aynı zamanda dönüşüm işlemlerinin doğasına ve boyutuna da bağlıdır (Sánchez ve ark., 2021). Çünkü, pH' daki değişimlerinin toprak/bitki/mikroorganizma ilişkilerini etkilediği bilinmektedir (Husson, 2013; Kim ve ark., 2016). Öyle ki, düşük giriş pH'ının, nitrifikasyonu ile kısmen denitrifikasyonu güçlü bir şekilde bozunmasına ek olarak organik maddelerin anaerobik koşullardaki parçalanmaları sırasında yağ asitleri üretildiği ve pH düşme eğilimi gösterdiği belirtilmiştir (Yadav, 2010; Yadav ve ark., 2012a; b; Sánchez ve ark., 2021; Mittal ve ark., 2022). Maine ve ark., (2009) nitrifikasyon ve denitrifikasyon için optimum pH aralığın 6,5 ve 9,5 olduğu bildirmişlerdir. Bu bilgiler ışığında, giriş suyu ve ekosistem modüllerinden alınan çıkış suyu değerlerinin pH değerlerinin nitrifikasyon ve denitrifikasyon için uygun aralıkta olduğu görülmektedir. pH değerlerindeki düşüşün bir sebebinin de bitki köklerinden CO_2 salımı olabileceği düşüncesi oluşmaktadır (Yang ve ark., 2020). Sonuç olarak, ekosistem çeşitliliğinin, bitkilerin toprak altı biyokütle miktarlarının ve mikrobiyal çeşitlilik gibi birçok etmenin HEM ekosistemlerinin pH değerlerinde etkili olduğu ve bu durumunda arıtım verimliliği ile biyoelektrik üretimi üzerinde farklılıkların oluşmasına neden olduğu düşünülmektedir.

Ekosistem modüllerinin HBS'ye bağlı elektriksel iletkenlik (EC) değerleri incelendiğinde HBS süresinin artması ile EC değerlerinde değişiklikler gözlemlenmiştir. Veriler incelendiğinde, ekosistem çeşitliliğinin EC değerlerinde önemli farklılıklar yaratmamasına ($p>0,05$) rağmen, 3 ve 5 günlük HBS' lerdeki EC değerleri arasında istatistiksel olarak anlamlı farklılıklar tespit edilmiştir ($p<0,05$). Araştırma periyodu boyunca, birinci ekosistem modüllerindeki EC değerlerinin ikinci ekosistem modüllerindeki EC değerlerinden yüksek olduğu da bir diğer sonuç olarak karşımıza çıkmaktadır. Birinci ve ikinci ekosistem modülleri arasında farklılığın birinci ekosistem nodüllerindeki bitkilerin ikinci ekosistem modüllerinden daha erken ölmeye başlamış olması ve ekosistemin dolgu malzemesinin iyon konsantrasyonunu değiştirme eğilimi göstermiş olabileceği düşünülmektedir. HBS' lere bağlı EC değerlerindeki yükselmenin nedeni ise ekosistemlerdeki bitkilerin ölmeye başlamasına ek olarak iklimsel verilerdeki değişiklikler kaynaklı olabileceği düşünülmektedir. Artan EC değerlerinin proton transferini kolaylaştırdığını ve dolayısıyla iç direnci azalttığını belirtilmiştir (Lefebvre ve ark., 2012; Zhong ve ark., 2022). EC, suların elektrik akımını iletme kabiliyetini

yansıtmasının (Li ve ark., 2017; Nejati ve ark., 2017; Liang ve ark., 2019) yanı sıra dolgu malzemesinin adsorpsiyon özelliklerini de etkilemektedir (Wang ve ark., 2021a). Ekosistemlerdeki dolgu malzemelerinin özellikleri, çevresel sıcaklık, giriş sularındaki kirleticilerin konsantrasyonları ve hidrolik yükleme hızları çıkış suyu EC değerlerini etkileyen faktörler olarak belirtilmektedir (Wang ve ark., 2014; Moreno ve ark., 2016; Jiang ve ark., 2018; Wang, ve ark., 2021a). Ek olarak, ekosistemlerin kültür periyotları sırasında çamurlu ikincil arıtım suları ile beslenmesi de çıkış sularının EC değerleri üzerinde olumlu etkiye sahip olabileceği düşünülmektedir (Hung ve ark., 2020; Wang ve ark., 2021a; 2021b). Bu bilgiler ışığında, kültür periyotlarında kullanılan suların, HBS' lerin, iklimsel verilerin EC değerleri üzerinde etkili olması sebebiyle ekosistemlerin arıtım ve biyoelektrik üretim performanslarının etkilendiği ve değişimler gösterdiği düşünülmektedir.

Redoks potansiyeli (RP), nitrifikasyon ve denitrifikasyonun izlenmesinde rol alan ve dolayısıyla atık su arıtımı üzerinde önemli etkiye sahip bir parametredir ve araştırmacılara ekosistem içindeki uzaklaştırma mekanizmaları hakkında önemli bilgiler vermektedir (Pedescoll ve ark 2013; Cáceres ve ark., 2018). Ayrıca, yatak matrisinin çevresel koşullarını gösterdiğinden HEM'lerde kirleticilerin giderilmesini ve biyoelektrik üretimini destekleyen kritik bir parametre olarak tanımlanmaktadır. Yüksek konsantrasyondaki atık su mukavemeti ile hidrolik bekletme sürelerinin ekosistemde anoksik/anaerobik ortamın gelişimini tetiklediği bilinmektedir (Saeed ve ark., 2022). Ekosistemdeki aerobik ve anoksik/anaerobik ortamların sıralı değişimi kirleticilerin uzaklaştırmasını desteklemektedir (Faulwetter ve ark., 2009, Pedescoll ve ark., 2011; Ávila ve ark., 2013; Gupta ve ar., 2021; Saeed ve ark., 2022). Ekosistem modüllerinin aerobik, anoksik ve anaerobik durumları ÇO ve RP'nin mikrobiyal aktiviteyi etkilediği düşüncesini de oluşmaktadır. Deney sonuçları incelendiğinde HBS' ye bağlı olarak RP değerlerinde düşüş görülmektedir. Bu durumun atık su mukavemeti ve hidrolik bekletme sürelerinin ekosistemde anoksik/anaerobik ortamın gelişimini tetiklediği bilgisi ile açıklanabilmektedir. ÇO ve RP değerleri üzerinde etkili olan bir diğer etmen ise vejetasyon çeşidi ile varlığı ve evapotranspirasyondur (Saz ve ar., 2018; García ve ark., 2010; Pedescoll ve ark 2013). Pedescoll ve arkadaşları (2013) çalışmalarında bitkili ve bitkisiz mezokozm ölçekli YSA'lar arasında farklılıklara ek olarak su akış hızının etkili olduğunu da tespit etmişlerdir. Ayrıca, YSA' lardaki evapotranspirasyon ve redoks koşulları arasında da pozitif bir ilişki olduğu ve böylece, evapotranspirasyon arttıkça

redoks potansiyelinde artış olduğunu belirtmişlerdir. Saket ve arkadaşları (2022) çalışmalarında kongo kırmızısı boyasının anot ile katot bölmelerinde farklı giderim performansları sergilediğini ileri sürmüşlerdir. Bu durumu redoks potansiyelleri arasındaki değişimi mikrobiyal çeşitlilikte farklılıklar oluşturmasına ve elektrot ile elektron alıcı/verici olarak mikroorganizmalar arasındaki etkileşimi sağlaması nedeniyle reaksiyon verimliliğini arttırdığını dolayısıyla da substrat parçalanmasının desteklenmesi olarak açıklamışlardır. Srivastava ve arkadaşları (2015) ise oksijenin esas olarak HEM'lerin katot bölgesinde elektron alıcısı olarak hareket ettiğini ve böylece katot potansiyelini artırarak anot ile katot arasında bir redoks gradyanı oluşturduğunu böylelikle biyoelektrik üretiminin önemli ölçüde arttığını belirtmiştir (Srivastava ve ark., 2017). Anaerobik reaksiyonlar, YSA'larda birincil arıtma prosesidir ve reaksiyon hızı, aerobik prosese kıyasla daha yavaştır; HEM'lerde ise anot elektrotu bir elektron alıcısı olarak çalışmakta ve anaerobik arıtma oranının hızlanmasına neden olmaktadır (Srivastava ve diğerleri, 2015). Azo bağının kırılması için <-50 mV'lik redoks potansiyeli zorunludur. (Fang ve ark., 2016; Mittal ve ark., 2022) Araştırmada, redoks değerlerinin <-50 mV olması başta AT7 olmak üzere diğer kirleticilerin arıtımında ÇO ve RP değerlerinin önemli etkileri olduğu düşünülmektedir. Hibrit ekosistemlerin konfigürasyon farklılıklarının ÇO ve RP değerlerini etkilediği düşünüldüğünde, ekosistem konfigürasyonu kaynaklı AT7 giderimindeki farklılığın ve biyoelektrik üretim potansiyellerinin farklılık göstermesi olağan bir sonuç olarak karşımıza çıkmaktadır.

Bitkilerin ve mikroorganizmaların YSA'lardaki etkin performansını yöneten bir diğer önemli faktör de sıcaklıktır (Kataki ve ark., 2021; Sharma ve Malaviya, 2022) Ekosistemlerin arıtma verimliliği, sıcak bölgelerde soğuk bölgelere göre daha yüksektir. Yüksek sıcaklıklar bitki büyümesini, biyojeokimyasal reaksiyonları, mikrobiyal aktiviteyi arttırma eğilimi göstermekte ve dolayısıyla ekosistemlerin arıtım performanslarını da arttırmaktadır (Katsenovich ve ark., 2009; Sharma ve Malaviya, 2022) Ancak, sıcaklığın dolgu maddesinin özellikleri ve organik madde giderimi ile doğrudan ilişkisi olmamasına (Kadlec ve Wallace, 2009) rağmen düşük sıcaklık koşullarında organik bozulma gibi biyolojik süreçler dolaylı olarak yavaşlar hatta durabilirler. Çünkü dolgu malzemesinin gözenek boşluklarını ve dolayısıyla organik kirleticilerin mikroorganizmalar tarafından mineralizasyonunu azalmaktadır (Chimney ve Pietro, 2006; Healy ve ark., 2007; Sharma ve Malaviya, 2022). Ek olarak, Ji ve arkadaşları (2020), düşük sıcaklık altında çalışan YSA'da, mikrobiyal aktivitenin ve

heterotrofik bakterilerin organik kirleticileri ayrıştırmadaki metabolik hızını engellendiğini özetlemiştir. Düşük sıcaklık altında nitrifikasyonun reaksiyon verimliliği hızla düşmekte ve en baskın N uzaklaştırma yöntemi olan denitrifikasyonun reaksiyon hızı 15 °C'nin altına önemli ölçüde azalmaktadır, bu da ekosistemin operasyonel verimliliğinde bir düşüşe neden olmaktadır. Bu birbirine bağlı faktörler, etkili oksijen transferini engellemekte, mikroorganizmaları metabolizma hızlarını düşürmekte ve substratta organik madde birikimine yol açmaktadır (Kataki ve ark., 2021). Maksimum mikrobiyal aktivite dolayısıyla arıtım ve biyoelektrik üretim performansı için optimum sıcaklık, hidrolik yükleme, atık su kalitesi, bitki örtüsü ve substrat gibi faktörlere bağlıdır. Veriler incelendiğinde sıcaklıkların mevsimsel olarak değiştiği gözlemlenmektedir. Özellikle 4 ve 5 günlük HBS' lerdeki arıtım ve biyoelektrik üretim performanslarındaki farklılıklarda sıcaklığın önemli bir rolü olduğu düşünülmektedir.

Farklı HBS'lerde farklı konfigürasyonlarda kurulmuş hibrit yapılı yapay sulak alan ekosistemlerde 92 gün boyunca NO_3^-, NH_4^+, KOİ, TF ve AT7 konsantrasyonları azalma eğilimi göstermiştir. Hibrit ekosistemlerin ve HBS'lerin bu parametreler üzerindeki etkisi ile biyoelektrik üretim performansları arasında ilişki olması doktora tez çalışmasının temelini oluşturmaktadır. NO_3^-, NH_4^+, KOİ, TF ve AT7 konsantrasyonları ile HBS'ler, ekosistem çeşitliliklerinin ve ekosistemdeki çıkış noktalarının derinlik farklılıkları arasında anlamlı ilişkiler bulunmuştur.

Ekosistemlerde azot giderimi, nitrifikasyon ve denitrifikasyon olmak üzere iki ana adımdan oluşmakta ve bu nedenle atık su arıtımında maliyetli ve karmaşık bir süreç haline gelmektedir (Abbassi ve ark., 2014; Srivastava ark., 2020a) Nitrifikasyon adımı, amonyumun nitrite ve nitrata dönüştürülmesi için bir elektron alıcısı (oksijen gibi) gerektirirken, denitrifikasyonda nitratın nitrojen gazına dönüştürülmesi için bir elektron donörü (karbon gibi) gereklidir (Vilajeliu-Pons ark., 2018; Srivastava ark., 2020) Bir YSA'nın anaerobik bölgeleri, NH_4^+ ve organikler gibi kirleticilerin uzaklaştırılmasını sınırlandırıken, aeroobik bölgesi ise NO_3^- gibi kirleticilerin uzaklaştırılmasını sınırlandırmaktadır (Vymazal, 2005; 2019; Gupta ark., 2021). Ayrıca, bir YSA'da tam nitrojen giderimi, amonyum oksidasyonu için aerobik koşullara ve denitrifikasyon için anaerobik koşullara ihtiyaç duymaktadır. Bununla birlikte, amonyum oksidasyonu için bir YSA'ya harici havalandırma sağlanması ekonomik olarak uygulanabilir ancak sürdürülebilir değildir (Xu ark., 2018). Benzer şekilde, denitrifikasyon için YSA'ya

fazladan karbon eklenmesi de ekonomik değildir (Srivastava ark., 2018). Ancak, EYH teknolojisinin bir YSA'ya entegrasyonunun, normal YSA'ya kıyasla tedavi verimliliğini %27-49 oranında artırabileceği bildirilmiştir (Doherty ark., 2015a; b; Srivastava ark., 2015; 2020a). Corbella ve Puigagut (2018) karbon temelli anot ve katot ile gerçekleştirdikleri çalışmada, HEM'in kapalı devre modunun arıtma verimliliğinin, açık devre koşullarında çalıştırılan HEM'e kıyasla daha iyi olduğunu bildirmişlerdir. Açık devre modu, elektrik devresinin bağlantısının kesildiği ve sonuçta anottan (anaerobik bölge) katoda (aerobik bölge) elektron akışını engelleyen durum oluştururken, harici olarak sağlanan anot veya iletken malzeme, NH_4^+ ve organik malzemeler gibi kirleticilerin oksidasyonunu teşvik etmek için anaerobik bölgelerde yapay bir elektron alıcısı olarak görev yapabilir. Öte yandan, harici olarak sağlanan katot, NO_2^--N ve NO_3^--N gibi kirleticilerin azaltılması için bir elektron donörü görevi alabilmektedir (Srivastava ve ark., 2020a; b). Oon ve arkadaşları (2018)' de, ekosistemlerinde denitrifikasyon, renk giderme ve biyoelektrik üretim süreçleri aynı anda gerçekleştiğini, daha yüksek nitrat konsantrasyonunun varlığı, elektronlar için elektron alıcısı, nitrat (denitrifikasyon), dekolorizasyon ve anot (biyoelektrik üretim süreci) arasında bariz bir rekabet ilgisi olduğunu göstermiştir. Ayrıca, anodik bölgede en uygun elektron alıcısı sıralamasını nitrat >azo boya >anot olarak belirtmişlerdir. Hibrit ekosistemlerin 92 günlük NO_3^- ve NH_4^+ giderim performansları incelendiğinde, HBS süreleri, ekosistem çeşitliliği, ÇO, RP değerleri ve mikrobiyal çeşitlilik gibi birçok parametrenin NO_3^- ve NH_4^+ giderimi üzerinde etkisi olduğunu göstermiştir. HBS süreleri incelendiğinde, 4 günlük HBS' de NO_3^- ve NH_4^+ giderim verimliliklerini 5 ve 3 günlük HBS sürelerinin izlediği görülmektedir. Bu durum HBS'nin NO_3^- ve NH_4^+ giderim verimlilikleri üzerinde etkili olduğunu göstermektedir. NO_3^- giderim verimliliğinin yatay ekosistemlerde, NH_4^+ giderim verimliliğinin ise dikey ekosistemlerde olması ekosistem çeşitliliğinin arıtım performansı üzerinde etkili odluğunun bir göstergesi olarak kabul edilebilmektedir. Bunlara ek olarak ekosistemlerden üretilen biyoelektrik değerleri ile NO_3^- ve NH_4^+ giderim verimlilikleri arasındaki ilişkiler üretilen biyoelektrik ile giderim verimliliklerinin pozitif bir ilişki içinde olduğunu göstermektedir. Ekosistemlerin değişen Ç.O, RP ve HYS parametreleri mikrobiyal çeşitlilik üzerinde etkilidir ve bu durum nitrifikasyon, denitrifikasyon süreçlerini dolaylı olarak etkilemektedir. Tüm bunlara ek olarak, azo boya olarak AT7 seçilmesi, biyo-elektrot olarak karbon keçe kullanımının ve

ekosistemlerin kapalı devre olarak çalıştırılmasının da NO_3^- ve NH_4^+ giderim verimlilikleri üzerinde etkisi olduğu düşünülmektedir.

Farklı HBS'lerde ve farklı konfigürasyonlardaki hibrit ekosistemlerin giriş ve tüm çıkış noktalarına ait KOİ konsantrasyonları arasında anlamlı farklılıklar mevcuttur ($p<0,05$). Elde edilen sonuçlar, ekosistemlerin boyar madde içeren sudaki organik maddeleri uzaklaştırma kabiliyetinde olduğunu ve ekosistem çeşitliliğinin KOİ gideriminde farklılıklara neden olduğunu göstermektedir. ESA'ların kullanımı ekoloji-ekonomi-enerji perspektifinde incelendiğinde organik madde giderimi açısından son derece avantajlı oldukları görülmektedir. KOİ izleme için ESA tabanlı biyosensörün fizibilitesi de doğrulanmıştır (Xu ve ark., 2017). HBS' ye göre KOİ giderim verimlilikleri kıyaslandığında 4gün>5gün>3 gün sıralaması çıkmakla birlikte, hibrit ekosistemlerin verimlilikleri kıyaslandığında sıralama HEM 1>HEM 3>HEM 2>HEM 4 olarak karşımıza çıkmaktadır. Birinci ekosistem modülleri kıyaslandığında yatay ekosistemlerin dikey ekosistemlere göre daha yüksek KOİ giderim performansı sergilediği görülürken, her bir ekosistemin örneklem noktaları arasında ise 1.2>1.1>B.Ö sıralaması karşımıza çıkmaktadır. Bu kıyaslamaları açıklayacak olursak, mevsim sıcaklıklarının ortalama değerlerde gözlenmesi sebebiyle mikrobiyal çeşitliliğin daha aktif olması 4 günlük HBS için bir avantaj olarak karşımıza çıkmaktadır. Bu durum literatürde de benzer şekilde verilmiştir. Organik madde dekompozisyonunu (BOİ, KOİ) düzenleyen prosesler sıcaklıktan etkilenmektedir (Kadlec ve Wallece, 2008; Corbella ve ark., 2019) Oksijenin suda çözünürlüğü, daha sıcak mevsimde daha yüksek olmasına rağmen, difüzyon süreci kışın daha yavaştır ve buz örtüsü oluşumu nedeniyle (donan hava durumunda) oksijen hareketliliği engellenebilir ve sonuçta KOİ giderimi üzerinde net bir etki oluşturur. Daha sıcak mevsime kıyasla, sonbahar ve kış aylarında ortalama BOİ ve KOİ giderimi ~%10 daha az verimlidir (Song ve ark., 2006). Havalandırılmış yatay akışlı bir YSA'da yaz aylarındaki organik giderimi kış aylarındaki giderim ile karşılaştırıldığında daha yüksek bulunmuştur (Nivala ve ark., 2007; Kataki ve ark., 2021). Bu durum biyoelektrik değerlerinden de anlaşılabilmektedir. HEM' ler incelendiğinde, yatay-yatay konfigürasyonun diğer konfigürasyonlara göre avantajından söz edilebilir. Ekosistem yataklarının uzunluğu ve derinliğinin, üretilen biyoelektrik miktarına bağlı elektriksel alanın, bitkilerin toprak altı biyokütleleri ve mikroorganizma çeşitliliğinin yatay ekosistemler için avantaj oluşturduğu düşünülmektedir. Bu durum dikey-dikey konfigürasyonunun KOİ gideriminin en düşük seviyede olması nedeniyle de

desteklenmektedir. Her bir örneklem noktasının arıtım verimlilikleri kıyaslandığında 1.2 noktasının en yüksek verimliliğe sahip yer olduğu görülmektedir. 1.2 örneklem noktasının 1.1. örneklem noktasından yüksek verimlilik göstermesi biyo-elektrotların mesafesi nedeniyle üretilen biyoelektrik değerinin farklılığından, bitki köklerinin etkisi ile mikrobiyal çeşitlilikten kaynaklandığı düşünülmektedir. B.Ö örneklem noktasının diğer örneklem noktalarından düşük verimlilik göstermesinin nedeni 1.1. örneklem noktasından HBS'ye uygun şekilde damla damla birikmesidir. Bu şartlar altında, süre-arıtım verimliliği ilişkisi çerçevesinde beklenen bir sonuç olarak karşımıza çıkmaktadır. Çünkü, anot pozisyonunun değişmesi, elektroaktif bakteriler için elektrik sinyali çıkışını ve KOİ'nin biyoalgılamasını büyük ölçüde etkileyebilecek farklı redoks habitatları ile sonuçlanmaktadır (Lu ve ark., 2022). Ayrıca, kapalı devrenin anot tabakasının KOİ gideriminde en yüksek katkıyı yaptığı belirtilmektedir (Fang ve ark., 2016; Mittal ve ark., 2022. Ren ve arkadaşları (2021) çalışmalarında, KOİ miktarının artması ile elektrik üretim verimliliğinde artışın doğru orantılı olduğunu ileri sürmüşlerdir. Literatür incelendiğinde, KOİ gideriminin çoğunun anaerobik bir bölmede gerçekleştiği görülmektedir. KOİ giderimindeki kademeli artış, anaerobik heterotrofik mikroorganizmaların karbonu büyümeleri ve metabolik aktiviteleri için olduğu kadar bir enerji kaynağı olarak da kullanabilmeleri sebebiyle artan biyofilm gelişimi ile ilgili olabilir (Wang ve ark, 2018; Gupta ve ark, 2020; Saket ve ark, 2022; Mittal ve ark, 2022) ESA'da daha yüksek KOİ giderimi, anot kısmından katot kısmına elektron transferinin sonucu olabilir, bu durumu Mittal ve arkadaşları (2022) çalışmasında, metil turuncu boyasının azo bağı indirgemesinde elektronların kullanıldığını ve bunun da anotta KOİ giderimini hızlandıracağını belirtmesi ile açıklanmaktadır. Katotta, yeterli oksijen kaynağı zamanla biyokütleyi arttırabilir ve bu da KOİ'nin verimli bir şekilde çıkarılmasıyla sonuçlanabilir. Literatürde azo boya içerikli atık sulardan KOİ uzaklaştırılması konusunda benzer çalışmalar mevcuttur. Yadav ve arkadaşları (2012a) çalışmalarında grafit elektrotları ve ayırıcı olarak da cam yünü kullanmışlardır. KOİ'nin %75'inin atık sudan uzaklaştırıldığını tespit etmişlerdir. ESA ile boya ve KOİ giderimini optimize etmişlerdir. Anodun tabana daha yakın yerleştirilmesi ve 13,2 cm'lik elektrotlar arası boşluk, sırasıyla %71,4'lik KOİ giderimi sağlamıştır. 6,6 cm' lik daha küçük boşlukta ise daha da yüksek KOİ giderimi sağlanmıştır (%89,89) (Xu ve ark, 2017). Doherty ve Zhao (2015)'de hibrit ESA (dikey-dikey) üzerinde çalışarak toplam KOİ giderme verimliliğinin %93 ± 1.7 olduğunu bildirmişler ve substratlar ile biyofilmin

temas süresinin arttırılmasının KOİ giderim verimliliğini iyileştireceğini belirtmişlerdir (Ren ve ark., 2021). Ek olarak, ESA'larda, elektrot malzemeleri, konfigürasyon, proses parametreleri, ek havalandırma, dolgu malzemesi ve kullanılan karbon kaynağı türü gibi substratlar aracılığıyla KOİ giderimini teşvik ettiği belirtilmektedir (He ve ark, 2017). Dolgu malzemesi seçimi incelendiğinde, Yakar ve arkadaşları (2018)'nın çalışması dikkat çekmektedir. Çalışmada, zeolit dolgu malzemesinin en yüksek verimlilikte KOİ gideriminı sağladığı belirtilmiştir. Bu nedenle hibrit ESA'lardaki KOİ gideriminde konfigürasyon farklılıklarının, HBS'lerin, sıcaklık ve oksijen oranlarına ek olarak dolgu malzemesinin de etkisi olduğu düşünülmektedir.

Farklı HBS'lerde ekosistem çeşitliliğinin AT7 giderim verimliliği araştırılmıştır. 3 günlük HBS' ye ait sonuçlar incelendiğinde birinci ekosistem modüllerinden yatay olanların (%82,82) dikey olanlara (%78,62) göre daha yüksek giderim sağladığı gözlemlenmiştir. Hibrit ekosistemlerin giderim verimlilikleri incelendiğinde ise sıralama HEM 1 (%97,84) > HEM 3 (96,59) > HEM 2 (%95,05) > HEM 4 (%92,68) olarak karşımıza çıkmaktadır. Tüm ekosistem modüllerinde 1.1 örneklem noktalarından alınan anlık çıkış sularının diğer örneklemlere göre daha yüksek verimliliğe sahip oldukları da belirlenmiştir. 4 günlük HBS' ye ait sonuçlar incelendiğinde birinci ekosistem modüllerinden yatay olanların (%84,84) dikey olanlara (%81,40) göre daha yüksek giderim sağladığı gözlemlenmiştir. Hibrit ekosistemlerin giderim verimlilikleri incelendiğinde ise sıralama HEM 1 (%99,18) > HEM 3 (98,58) > HEM 2 (%97,78) > HEM 4 (%95,50) olarak karşımıza çıkmaktadır. 5 günlük HBS' ye ait sonuçlar incelendiğinde ise birinci ekosistem modüllerinden yatay olanların (%85,12) dikey olanlara (%81,63) göre daha yüksek giderim sağladığı gözlemlenmiştir. Hibrit ekosistemlerin giderim verimlilikleri incelendiğinde ise sıralama HEM 1 (%98,11) > HEM 3 (97,29) > HEM 2 (%96,64) > HEM 4 (%94,15) olarak karşımıza çıkmaktadır. HBS' lere göre arıtım hibrit ekosistemlerin AT7 giderim verimlilikleri incelendiğinde ise 4 gün > 5 gün > 3 gün sıralaması karşımıza çıkmaktadır. Tüm HBS sürelerine ait veriler özetlenecek olursa, yatay ekosistem modüllerinin dikey ekosistem modüllerine göre AT7 giderim verimliliğinin yüksek olduğu, yatay-yatay ekosistem modüllerine sahip HEM' in AT7 giderimi için en uygun konfigürasyon olduğu ve ekosistem modüllerin en alt bölümünde bulunan 1.1 örneklem noktalarının en yüksek AT7 giderim verimliliğine sahip nokta olduğu sonucuna ulaşılmaktadır. HBS sürelerinde ise AT7 giderimi için en uygun şartların 4 günlük HBS'de oluştuğu belirlenmiştir.

Atık sularda bulunan AT7' nin giderimini HBS, AT7 konsantrasyonu, bitki varlığı, biyokütle, mikrobiyal çeşitlilik, ekosistem çeşitliği, elektriksel alan gibi birçok faktör etkilemektedir. Literatür incelendiğinde AT7 konsantrasyonunun giderim verimliliğine ait bilgilere ulaşılmıştır. Yatay yeraltı şaşkın akışlı YSA'da 300 mg/L AT7 konsantrasyonunun 5 günlük HBS altında çalıştırıldığında 2 ve 3 günlük HBS' ye göre daha verimli giderim verimliliğine sahip olduğu ispatlanmıştır (Tee ve ark., 2015). Önceki çalışmalar, artan boya konsantrasyonunun, muhtemelen boyaların toksik etkisinden ve ayrıca farklı yapılara sahip boya molekülleri tarafından azoredüktazın aktif bölgelerinin bloke edilmesinden dolayı, renk giderim hızının azalmasına neden olduğunu ileri sürmektedir (Tony ve ark., 2009, Jadhav ve ark., 2011). Çeşitli reaktif azo boyaların bakteriyel renk gideriminde de benzer sonuçlar rapor edilmiştir (Dhanve ve ark., 2008, (Saratale ve ark., 2009). Ayrıca aromatik halkalarında sülfonik asit (SO_3H) grupları bulunan reaktif azo boyaların, daha yüksek boya konsantrasyonlarında mikroorganizmaların büyümesini büyük ölçüde engellediği gözlemlenmiştir (Hsueh ve Chen, 2007; Chen ve ark., 2011; Fernando ve ark., 2014; Tee ve ark., 2015; Oon ve ark., 2020)

AT7 gideriminde bitkili ekosistemlerin bitkisiz ekosistemlerden daha verimli çalıştığı Tee ve arkadaşları (2015) tarafından ispatlanmıştır. Ghodake ve arkadaşları (2009), üç farklı bitki türünün (*Brassica juncea, Sorghum vulgare* ve *Phaseolus mungo*) reaktif grup azo boyaların ve tekstil atıklarının renk giderimi için performansını değerlendirmiş ve bu bitkilerin tekstil atık sularında sırasıyla %79, %57 ve %53'e kadar renk giderimi sağladığını bulmuşlardır. Yapay sulak alanlardaki fitoremediasyon mekanizması ile ilgili olarak, rizosfer mikroorganizmalarının kirleticileri etkili bir şekilde ayrıştırıp mineralize edilebildiği gösterilmiştir (Blake ve ark., 1993; Tee ve ark., 2015). Azo boyaların giderimi sırasında bitkilerin kök eksüdaları, kirleticilerin biyolojik olarak parçalanmasını güçlendirmek için mikroorganizmaların büyümesini ve metabolizmalarını teşvik edebilirler. Rizosfer, mikrobiyal bozunma için substratlar olarak bazı özel bileşikleri salgılayabilir ve bozunma reaksiyonlarında görevli mikroorganizmaların büyümesini teşvik edebilir. Bu şekilde, bitkiler ve mikroorganizmalar arasındaki sinerjik etkinin, bozunma reaksiyonlarını hızlandırabileceği düşünülmektedir (Bais ve ark., 2003). Ayrıca, AT7 gibi boyaların biyolojik bozunmaları sırasında ortaya çıkan aromatik aminlerin bitkilerin kök sistemlerinden oksijen salarak ortadan kaldırılabildiği görülmüştür (Ong ve ark., 2010).

Mevcut tez çalışmasında, ekosistem modüllerindeki bitki biyokütleleri dikkate alındığında en verimli ekosistemin HEM 1 olması beklenen bir sonuçtur.

Ekosistem çeşitliliğinin AT7 giderimi üzerindeki etkisi çok fazla çalışılmamakla beraber Tee ve arkadaşları (2015) çalışmalarında şaşkın akışlı YSA ekosistemlerinin geleneksel YSA'lara göre daha verimli olduğu sonucuna ulaşmışlardır. Bu durumu ise şaşkın birimlerdeki yukarı akış ve aşağı akış modellerine atfedilerek AT7 içeren atık suyun ekosistem içinde diğer ekosistemlere göre nispeten daha uzun bir yola ve daha fazla mikroorganizma ile biyofilme maruz kalması ile açıklamışlardır. Benzer bir durum mevcut doktora tez çalışması içinde geçerlidir. Yatay ekosistem modüllerindeki yatak uzunluğu ve derinliği ile bitkilerin toprak altı biyokütleleri arasındaki ilişki AT7 giderim verimliliğinin artmasına neden olabilir. Bu da en verimli ekosistemin HEM 1 olmasını destekleyen bir sonuçtur.

ESA ekosistemlerinde Oon ve arkadaşları (2020) tarafından gerçekleştirilen çalışmada açık ve kapalı devreye sahip yukarı akışlı YSA-EYH ekosistemleri kurarak AT7, asit kırmızısı 18 (AK18) ve Kongo kırmızısı (KK) giderim verimliliklerini karşılaştırmışlardır. Çalışmada kapalı devreye sahip YSA-EYH ekosistemlerin açık devreye sahip YSA-EYH ekosistemlerden daha verimli çalıştığı belirlenmiştir. Ekosistemler biyoelektrik üretim performansı açısından incelendiğinde AK18 içeren ekosistemin ortalama voltaj değerinin yaklaşık 0,215 V ile en yüksek biyoelektrik değerine ulaştığı gözlemlenirken, AT7 içeren ekosistemin yaklaşık olarak 0,203 V ve KR içeren ekosistemin biyoelektrik değeri ise yaklaşık 0,184 V olarak belirlenmiştir. En yüksek renk giderme oranı %96 ile AK18, ardından AT7 %67 ve Kongo KK ise %60 ile olarak belirlenmiştir. Ekosistemlerin biyoelektrik üretim ve renk giderme oranlarının sıralamasının AK18 > AT7 > KK şeklinde olduğu görülmektedir. Bu durum YSA-EYH ekosistemlerinin biyoelektrik üretimi ile ren giderim verimlilikleri arasında bir ilişki olduğunun da kanıtı olarak karşımıza çıkmaktadır. Benzer durum mevcut çalışma içinde geçerlidir. Öyle ki ekosistem modüllerinin biyoelektrik üretim değerleri ile renk giderim verimlilikleri kıyaslandığında yatay ekosistem modüllerinin dikey ekosistem modüllerine oranla daha yüksek renk giderimi ve biyoelektrik üretimi yaptığı belirlenirken, hibrit ekosistemler içinde aynı durum geçerlidir. Hibrit ekosistemlerdeki renk giderim verimliliği ve biyoelektrik üretimi sıralaması HEM 1 > HEM 3 > HEM 2 > HEM 4 şeklindedir.

Ekosistem çeşitliliğine bağlı olarak ortaya çıkan RP ve ÇO değerleri incelendiğinde yatay ekosistem modüllerinin dikey ekosistem modüllerine göre anaerobik özellik gösterdiği görülmektedir. Ekosistemlerde aerobik ve anaerobik bölgelerin varlığı, AT7'nin renk gideriminde ve ara aromatik aminlerin mineralizasyonunda mikroorganizmaların aktivitesini etkilemektedir (Ong ve ark., 2009; Ong ve ark., 2010). Ong ve ark., (2010) çalışmalarında ek havalandırmalı ve havalandırması yukarı akışlı sulak alan ekosistemlerinin AT7 giderim verimliliğini karşılaştırmıştır. Sonuçlar, ek havalandırmasız ekosistemin ek havalandırmalı ekosisteme göre daha verimli çalıştığını belirtmişlerdir. HBS' nin 3 günden 6 güne çıkması sonucunda her iki ekosisteminde arıtım performanslarında artma olduğunu da belirtmişlerdir. Bu durumu, ek havalandırmalı ekosistemlerde anaerobik mikroorganizmaların artan kütlesine bağlamışlardır (Ong ve ark., 2009). Benzer durum mevcut çalışmadaki hibrit ekosistemler ile de uyumludur.

Dahası, azo boya olan AT7'nin moleküler yapısı bir azo bağı, bir benzen halkası ve bir naftalin halkasından oluşmaktadır ve her biri farklı absorbans pikleri sergilemektedir. Azo bağı kromoforu görünür bölgede (480 nm) absorbe ederken, benzen halkası ve naftalin grubu UV bölgesinde absorbe etmektedir. AT7 biyolojik olarak parçalandığında, azo çift bağı kopma meydana gelir ve sülfanilik asit (SA) ile 1-amino-2-naftol (1A2N) gibi aromatik aminler üretirler. Aromatik aminlerin havalandırılmamış YSA'ların alt katmanlarında biriktiğini ancak üst katmanlarında, aromatik aminlerin uzaklaştırıldığı belirlenmiştir. Bu durum AT7' nin biyolojik parçalaması sonucu açığa çıkan aromatik aminlerin bitkiler tarafından alımından ve/veya rizosferdeki aerobik mikroorganizmalar tarafından biyolojik bozunmadan kaynaklandığı düşünülmektedir. Öte yandan, havalandırmalı YSA'larda havalandırma noktalarının yakınında aromatik aminlerin aerobik mikroorganizmalar tarafından mineralizasyonunun gerçekleştiği ve bu nedenle azo boyar madde arıtımında ek havalandırmanın etkisinin olduğu belirlenmiştir. Sulak alan reaktörüne anaerobik ve aerobik koşulların dahil edilmesi, azo boya içeren atık suyun arıtılması için önemlidir. AT7' nin renk giderimi, anaerobik mikroorganizmalar tarafından azo bağı kırılması sonucunda gerçekleştiği ve üretilen aromatik aminler, aerobik mikroorganizmalar tarafından daha fazla mineralize edilerek toksik durumun oluşmasının önüne geçildiği düşünülmektedir. Atık sulardan boya giderimi için yapılan biyolojik arıtmanın çoğu, renk ve ara aromatik aminleri tamamen uzaklaştırmak için aerobik sistemlerle anaerobik sitemlerin oluşması sonucunda gerçekleşmektedir (Ong ve

ark., 2012; Mohan ve ark., 2013; Oon ve ark., 2020). Bu durum yatay-yatay oluşan ekosistem modülleri için geçerli değil gibi gözükse bile üretilen biyoelektriği ve bitkinin rizosferindeki mikroorganizmaların da etkisiyle diğer ekosistemlere göre daha iyi arıtım gerçekleştirdiğinin düşünülmesini sağlamaktadır. HEM2 ve HEM 3 ekosistemlerinde anaerobik ve anaerobik yapıların beraber bulunması ise aromatik aminler açısından düşünüldüğünde daha etkili olarak görülmektedir.

YSA ve YSA-EYH' lerde fosfor bileşikleri biyolojik veya fizikokimyasal işlemlerle uzaklaştırılmaktadır (Dai ve ark., 2021; Ebrahimi ve ark., 2021). Biyolojik süreç, mikroorganizmalar tarafından immobilizasyonu ve bitkiler tarafından asimilasyonu içerirken, fizikokimyasal süreçler, substrat/filtre ortamı tarafından adsorpsiyon ve çökelmeyi içermektedir (Ebrahimi ve ark., 2021). Literatüre göre fizyokimyasal prosesler biyolojik proseslere göre TP giderimine daha fazla katkı sağlamaktadır (Araneda ve ark., 2018; Ge ve ark., 2020). YSA ve YSA-EYH'lerdeki TF giderimini başlıca etkileyen etmenler dolgu malzemesi, vejetasyon tipi, HBS, iklim ve mikrobiyal çeşitlilik olarak karşımıza çıkmaktadır. Bu nedenle ekosistemlerin kurulumu sırasında en iyi TF giderimini gerçekleştiren dolgu malzemesi ve bitkinin seçimi oldukça önemlidir (Vymazal, 2007; Vohla ve ark., 2011; Zhang ve ark., 2014; Vera ve ark., 2016; Reis ve ark., 2019; Mlih ve ark., 2020; Saeed ve ark., 2022;). Yakar ve ark., (2018) tarafından dört dolgu malzemesi arasından en iyi TF giderim performansına sahip olduğu tespit edilen ortam zeolittir ve hibrit ekosistemlerin kurulumunda kullanılmıştır. Bir diğer etmen olan vejetasyon çeşidini ise Saz (2017) yüksek lisans çalışmasında araştırmıştır. Çalışmada *T. angustifolia* ile *T. latifolia* bitkilerinin TF gideriminde yüksek performans sergilediği belirlenmiş ve mevcut çalışmada *T. latifolia* bitkisi tercih edilmiştir. Ek olarak, *T. latifolia* gibi sulak alan bitkilerinin ekosistemlerde köklerinin hidrolik iletkenliği azalttığı ve köklerin ekosistemlerin üst katmanında adsorpsiyonu için uzun bir zaman yaratmasına neden olarak yüksek verim edilmesine neden olduğu belirtilmektedir (Vymazal, 2007; Lu ve ark. 2016). Sakurai ve ark., (2021) çalışmalarında yatay ve dikey ekosistem konfigürasyonundan oluşan hibrit ekosistem kurmuştur. Çalışmada, yatay ekosistemlerdeki 3 günlük HBS'nin ardından dikey ekosistemdeki 1.1 günlük HBS' nin en iyi TF gideriminde daha etkili olduğunu ve daha uzun HBS' nin adsorpsiyon kinetiğini geliştirdiğini tespit etmişlerdir. Ancak, YSA ekosistemlerinde TF giderim verimliliği düşük sıcaklıklarda biyotik aktivitenin azalması nedeniyle düşmektedir (Song ve ark., 2009; Zhang ve ark., 2014; Sakurai ve ark., 2021) Elfanssi ve ark., 2018, dikey

ekosistemlerin yatay ekosistemlerden daha iyi oksijenasyon sağlaması sonucunda TF gideriminde daha başarılı sonuçlar elde edilebileceğini ispatlamıştır (Sposob ve ark., 2020; Sakurai ve ark., 2021; Wang ve ark., 2022). Ayrıca Sakurai ve ark., 2021, araştırmalarında dikey yeraltı akışlı edilmiş YSA (%33,0)' nin yatay yeraltı akışlı YSA' dan (%16,0) daha verimli olduğunu tespit ettiklerin sonuçlarını Ayaz ve ark., 2015 ve Ayaz ve ark., 2016, çalışmaları ile uyumlu olduğunu belirtmişlerdir. Doktora tez çalışmasının sonuçlarına göre dikey ekosistem modülleri yatay ekosistem modüllerine göre daha yüksek TF giderimi gerçekleştirirken, 4 gün HBS 3 ve 5 günlük HBS' lere göre daha yüksek giderim verimliliği göstermektedir. Bu durumun mevcut HBS' deki iklimsel sıcaklık farklılıklardan kaynaklandığı düşünülmektedir. Literatür verileri mevcut doktora tez çalışması ile karşılaştırıldığında dikey-dikey konfigürasyondan oluşan HEM 4 ekosisteminin diğer ekosistemlere göre daha verimli TF giderimi gerçekleştirmesinin nedenlerini ortaya koymaktadır. TF giderim verimliliği açısından ekosistemler karşılaştırıldığında HEM 4 ekosistemini sırasıyla HEM 2, HEM 3 ve HEM 1 ekosistemleri takip etmektedir.

Sulak alan ekosistem matrisindeki mikrobiyal çeşitliliğin genel koşullarını tanımlamanın en etkili yolu sediment enzim aktiviteleridir (Li ve ark., 2018; Margesin ve ark., 2000a; 2000b). Dehidrogenaz, üreaz ve fosfataz enzim aktiviteleri, toprak ortamındaki mikrobiyal aktivite ve mikrobiyal kompozisyonlarla ilgili yaşam kalitesi dinamiklerinin nicel yönleri hakkında önemli bilgiler sağlayabilir (Zhang ve ark., 2010; Türker ve Yakar, 2017). Çünkü, dehidrogenaz enzim aktivitesi karbon döngüsü, üreaz enzim aktivitesi azot döngüsü ve fosfataz enzim aktivitesi ise fosfor döngüsü hakkında çok önemli rollere sahiptir. Ek olarak, dehidrogenaz, üreaz ve fosfotaz enzim aktiviteleri, mikrobiyal çeşitlilik, dolgu malzemesinin yapısı ve iklim gibi çeşitli etmenlerden çok hızlı etkilenebilen indikatörler olarak gösterilmektedir (Duarte ve ark., 2008).

92 günlük periyottaki birinci ve ikinci ekosistem modüllerinin dehidrogenaz enzim aktiviteleri ayrı ayrı değerlendirildiğinde yatay ekosistem modüllerinin dikey ekosistem modüllerine oranla daha yüksek ortalama değerlere sahip olduğu görülmektedir. Üreaz enzim aktivitesi verileri de dehidrogenaz aktivitesi ile benzerlikler göstermektedir. Hibrit ekosistemler incelendiğinde ise yatay-yatay konfigürasyona sahip HEM 1 ekosisteminin en yüksek aktiviteye sahip olması, atık su arıtım verimliliği ve biyoelektrik üretiminin de en üst seviyede olması (Türker ve Yakar, 2017) sebebiyle beklenen bir sonuç olarak

karşımıza çıkmaktadır. Bu durumun HEM 1 ekosistemindeki toprak altı biyokütlenin ve dehidrogenaz enzim aktivitesinin oksidasyon koşullarını teşvik etmesinin bir sonucu olabileceğini düşündürmektedir (Jong ve Tang, 2015; Baddam ve ark., 2016; Li ve ark., 2018). Aynı zamanda biyoelektrik üretiminin ve dehidrogenaz enzim aktivitesinin HEM 1 ekosisteminde yüksek bulunması ekosistemlerde mevcut mikrobiyal çeşitliliğin ve yoğunluğun AT7 içeren sentetik tekstil atık suyunun arıtımı ile biyoelektrik üretiminde aktif rol oynadığının da kanıtıdır. Çünkü, dehidrogenazın enzim aktivitesi ile organik madde bozunma yeteneği arasında anlamlı ilişkiler mevcuttur ve dehidrojenazın, elektronları ve protonları substratlardan alıcılara aktararak organik maddeyi oksitleme işlevi göz önüne alındığında, YSA'larda mikrobiyal aktivitenin bir göstergesi olduğu ispatlanmıştır. Üreaz enzim aktivitesinin de daha fazla mikrobiyal yoğunluğun varlığının, organik maddelerin mineralizasyonunu ile dönüşümünü ve ürenin karbondioksite hidrolizini katalize etmesi nedeniyle olabileceği düşünülmektedir (Zhang ve ark., 2013; Baddam ve ark., 2016; Li ve ark., 2018). Üreaz, özellikle amonyak, CO_2 ve H_2O üretmek için ürenin ayrışmasını katalize etmekte ve toprak nitrojen metabolizmasında son derece önemli bir rol oynamaktadır (Wang ve ark., 2021). Ekosistemlerin matrisindeki toprak dehidrojenaz ve üreazının izlenmesi ve belirlenmesinin, kirletici saflaştırma işlemi sırasında biyoelektrik üretimi için önemli biyobelirteçler olarak hizmet edebileceğini ileri sürülmektedir (Türker ve Yakar, 2017). Ek olarak, 92 günlük periyodun sonuna doğru dehidrogenaz enzim aktivitesinde düşüş gözlemlenmeye başlamasının nedeninin iklim geçişlerine bağlı sıcaklık değişimleri olduğu düşünülmektedir. Bunun sebebi ise mikrobiyal çeşitliliği iklim geçişlerindeki ani sıcaklık değişimlerinden çok hızlı etkilemesidir. Fosfotaz enzim aktiviteleri verileri incelendiğinde ise yatay ve dikey ekosistemler arasında farklılıklar mevcuttur. Fosfataz ile bitki türlerinin zenginliği arasında güçlü bağ vardır (Zhang ve ark., 2010). Zhang ve ark., (2010) çalışmalarında bitki türlerinin zenginliğinin YSA substratında besin tutma ve enzim aktivitelerini etkilediği sonucuna varmışlar ve YSA'daki bitki türlerinin zenginliğini arttırmanın muhtemelen atık su giderim verimliliğini arttıracağını ileri sürmüşlerdir. Sediment enzim aktiviteleri birçok ekolojik faktörden etkilenmedir ancak enzim aktivitelerinin ölçülmesinin, mikroorganizmaların saflaştırma aktivitesinin anlaşılmasında ve kontrol edilmesinde faydalı bilgiler sağlamaya yardımcı olacağı da unutulmamalıdır.

92 günlük doktora tez çalışması kapsamında, biyoremediasyon ile biyoelektrik üretimi ve depolama süreçlerinin sonlanmasıyla birlikte ekosistemlerden hasat edilen *T.*

latifolia bitkilerinin biyokütleleri üzerinden ekosistemlerin birim alan ve hacimdeki tahmini biyogaz ile metan üretimleri, enerji potansiyelleri ile elektrik enerjisi verimleri ve karbon stok miktarları hesaplanarak Tablo 3.6' da verilmiştir. Birinci ve ikinci ekosistem modüllerinin verileri değerlendirildiğinde yatay ekosistem modüllerinin dikey ekosistem modüllerine göre daha fazla biyogaz, metan enerji üretme ve karbon stoğu potansiyeline sahip olduğu görülmektedir. Hibrit ekosistemler için aynı veriler incelendiğinde yine yatay ekosistem modüllerinin konfigürasyonu ile kurulan HEM 1'in ilk sırada olduğu görülmektedir.

YSA'ların arıtma performansını devam ettirmek ve istilacı olarak tanımlanan makrofitleri kontrolünü sağlayabilmek amacıyla kullanılan yaklaşımlardan biri biyokütle hasadı yapmaktır (Bansal ve ark., 2019). Toplanan biyokütle, anaerobik çürümeden kaynaklanan biyogaz üretimi için faydalı bir kaynak olabilir (Roj-Rojewski ve ark., 2019). Yanıcı CH_4, biyogazın (%50-%85) ana bileşenidir ve yenilenebilir enerji kaynağı olarak kullanılmaktadır (Sindhu ve ark., 2019). Çoğunlukla biyogaz organik atıklardan üretilmektedir, bu noktada *Typha spp., Phragmites spp*. gibi sulak alan bitkilerinin enerji yoğunluğu ve *Schoenolpectus spp*. ticari olarak yetiştirilen biyoenerji bitkileri biyogazın ham maddeleri olarak kullanılmaktadır (Khanna ve ark., 2008; Liu ve ark., 2012; Kasak ve ark., 2020). Ortaya çıkan makrofitleri biyoenerji kaynağı olarak kullanmak, ekilebilir arazileri işgal etmedikleri veya sulama, gübreleme veya herbisit ve pestisit kullanımı gibi tarımsal girdiler gerektirmedikleri için de avantajlıdır (Carson ve ark., 2018; Kasak ve ark., 2020).

Son yıllarda yapılan bazı araştırmalar, özellikle bitki büyümesinin ve toprak mikrobiyal aktivitesinin en yüksek olduğu en yoğun büyüme mevsiminde hasat yapıldığında, biyokütle hasadının CH_4 emisyonlarını önemli ölçüde artırabileceğini göstermiştir (Barbera ve ark., 2015; Maucieri ve ark., 2016; Keyport ve ark., 2019;). Büyüme mevsimi boyunca vasküler bitkilerin hasat edilmesi, gaz akışına karşı stoma direncinin kaybı nedeniyle bitki aerenkimasında biriken CH_4'ü serbest bırakabilmektedir (Yavitt ve Knapp, 1998; Kasak ve ark., 2020) Anoksik koşullar altında, vasküler bitkiler oksijeni aerenkimatik dokular yoluyla kök bölgesine taşıyabilir ve bu da CH4 oluşumunu engelleyebilir ve net CH_4 emisyonlarını azaltabilmektedir (Joabsson ve ark., 1999; Kasak ve ark., 2020). Bu nedenle, eğer biyokütle çıkarılırsa, tortulara oksijen taşınması azalacaktır ve metanojenler aktivitelerini artırarak daha yüksek CH_4 emisyonlarına neden

olacaktır. Bitki kesiminin doğrudan etkisine ek olarak, hasat yöntemi gibi diğer faktörler de CH4 emisyonlarını etkileyebilmekte ve sistemi bozabilmektedir. Hasat zamanlaması sistemden uzaklaştırılan besin miktarını etkilemektedir (Vymazal, 2007). Bu nedenle, yaz aylarında hasat edilen biyokütle, en yüksek besin konsantrasyonunu içerecek, ancak aynı zamanda en yüksek CH_4 emisyonlarına neden olurken, kış hasadı daha az CH_4 salacak, ancak sistemden uzaklaştırılan besin miktarını azaltacaktır. Besin düzeylerinin yanı sıra mevsime göre değişen C/N oranı da biyogaz üretimi için önemlidir (Gil ve ark., 2019).

Sulak alanlar, küresel karbon döngüsünde, alan paylarının önerdiğinden çok daha büyük bir rol oynamaktadır. Bitki biyokütle üretimi ve sürekli toprak su doygunluğu nedeniyle sınırlı ayrışma, onları önemli atmosferik karbon yutakları haline getirir. Bu kırılgan aşama, kuraklık ve drenajlar tarafından hızla atmosferik kaynaklar olmaya doğru evrilmektedir (Wantzen ve ark., 2022). Doğal sulak alanlar yerküremizin %4 ile %6'sını kaplamalarına rağmen (Grasset ve ark. 2017) üretilen karbonun yaklaşık %20 ila %30'unu depolayabilmektedir (Zeng ve ark. 2013; Lee ve ark. 2015; Meng ve ark. 2016; Carnel ve ark. 2018). Bunun nedeni ise, bitkilerdeki büyüme, gelişme artıkça karbon depolama yeteneklerinin de artmasıdır (Means ve ark. 2016). Öyleyse, hızlandırılmış iklim geri bildirimlerini önlemek için sulak alanların korunmaları ya da benzer teknolojilerin oluşturulması gerekmektedir. Ancak, günümüzde antropojenik faaliyetler sonucu karbon salım miktarları artarken, sulak alanlar başta olmak üzere yeşil alanlar yok olmaktadır. Bu nedenle, ekosistemin korunması süreçlerinde ekonomik ve ekolojik bileşenlere holistik bir bakış açısıyla bakılmalıdır Patton ve ark., 2015. Karbon tutulumunun genellikle toprakta gerçekleştiği bilinmesine (Neubauer, 2014; Means ve ark.2016) rağmen sulak alanlardaki bitki türleri ile mikrobiyal çeşitliliğin de bu yeteneğin gelişmesinde etkisi büyüktür. Bu noktada, mevcut çalışmadaki vejetasyonun *T. latifolia* olduğu düşünüldüğünde biyogaz üretimi karbon tutulumundaki etkisi ile model organizmalardan biri olduğu görülmektedir. Ekosistemlerin çalışma prensibi olarak dışarıdan fosil yakıt kaynaklı bir enerji sübvansiyonu gerçekleştirilmediği, yenilenebilir enerji kaynakları ve teknolojilerinin kullanıldığı, katma değer oluşturulabilecek şekilde üretilen biyoelektriğin depolanmasının 4E prensibine uygulandığı döngüsel ekonomi modelini destekleyen bir atık-enerji yönetim stratejisi literatüre kazandırılmış olacaktır. HEM 1 ekosisteminin boyar madde giderim ve biyoelektrik üretim performansı da değerlendirildiğinde en avantajlı ekosistem olarak önerilmektedir.

Ekosistem modüllerinin tüm mikrobiyal çeşitliliğinin araştırılması amacıyla her katmandan eşit miktarda toprak örnekleri alınarak karıştırılmış ve metagenoik analiz gerçekleştirilmiştir. Bu analiz sonucunda, ekosistem modüllerinin mikrobiyal çeşitliliğinin çok geniş bir spektrumdan oluştuğu belirlenmiştir. Mikrobiyal topluluk bileşimi, öncelikle YSA-EYH'lerinin atık su arıtma ve biyoelektrik üretim performansını etkilemektedir. (Wang ve ark., 2016; Gupta ve ark., 2021) Mikroorganizmaların fonksiyonel genleri tarafından belirlenen metabolik fonksiyonları elektron transferinde ve kirleticilerin uzaklaştırılmasında çok önemli bir role sahiptir (Xu ve ark., 2018a; 2018b; Gupta ve ark., 2021). Mikrobiyal çeşitliliği atık suyun içeriği, ortamın oksijen seviyesi, vejetasyon çeşidi ve açık kapalı devre gibi birçok etmen etkilemektedir. Dolayısıyla YSA-EYH ekosistemlerinde geniş mikrobiyal topluluk çeşitliliği mevcut olabilir. (Saket ve ark., 2022). Ekosistemlerden biyoelektrik üretilmesi nedeniyle ekosistemlerde elektroaktif bakterilerin (EAB) bulunması gelişmiş performans için önemli bir bileşen olarak kabul edilmektedir. Ancak göreceli bollukları, çeşitli sebeplerle değişkenlik göstermektedir (Cheng ve Logan, 2011; Xu ve ark.,2018; Srivastava ve ark., 2020) Sulak alanların dolgu malzemesi ve elektrotların iletkenliği hücre dışı elektron transferi fenomenini teşvik ederek EAB'nin büyümesini ve bolluğunu uyarmaktadır (Srivastava ve ark., 2020). Genel olarak, EAB'ler elektrik üretimi için asetat gibi basit karbon kaynaklarıyla beslenmektedir (Wang ve ark., 2020) EAB'lerin çözünür veya çözünmez harici elektron alıcısını kullanan solunumu, bakterilerin elektron taşıma bileşenleri ile elektron alıcısı arasındaki potansiyel farka bağlıdır. Çünkü, mikroorganizmalar, kendilerine daha yüksek enerji veren alıcı ile etkileşime girme eğilimindedir (Srivastava ve ark., 2020). Şimdiye kadar, dış elektron alıcıları ile mikrobiyal etkileşim için doğrudan veya dolaylı transfer mekanizmaları olmak üzere iki tür mekanizma önerilmiştir (Logan, 2009; Gupta ve ark., 2021). Bununla birlikte, elektrottan uzaktaki bakteri katmanları, elektrotlarla doğrudan temas kuramazlar ve doğrudan türler arası elektron transferi olarak adlandırılan elektronları transfer etmek için hücre dışı iletken matris yoluyla elektrotlarla veya diğer bakterilerle bağlantı kurmak için nanotel yapıları geliştirirler (Bonanni ve ark.,2012; Gupta ve ark.,2021). Cheng ve ark. (2022), YSA-EYH ekosistemleri üzerinde gerçekleştirdikleri çalışmada, *Anaerolineales* (%3,0–10.6), *Pseudomonadales* (%2,1–14.8), Rhizobiales (%4,2–5.1), *Sphingomonadales* (1.7–2.2%) ordolarını baskın olarak tespit ederken, literatürde bildirilen baskın bakteri sınıfları ise *Alphaproteobacteria*, *Betaproteobacteria*,

Gammaproteobacteria, Deltaproteobacteria ve *Anaerolineae'* dir. Familya düzeyinde ise, *Rhodocyclaceae, Anaerolineaceae, Bacteroidales, Desulfovibrionaceae, Spirochaetaceae, Rhodospirillaceae, Desulfobulbaceae, Weeksellaceae, Oxalobacteraceae, Flavobacteriaceae, Nocardioidaceae, Comamonadaceae, Xanthomonadaceae, Rikenellaceae, Bacteroidaceae, Rhizobiales, Planctomycetaceae* ve *Clostridiaceae* olduğu bildirilmiştir (Wang ve ark., 2016a; 2016b; 2020; Xu ve ark., 2018; Gupta ve ark.,2 021; Wang ve Kong, 2022). Mevcut çalışmadaki ekosistem modüllerinden elde edilen bakteri çeşitliliğine ait bulgular da literatür ile benzerlik taşımaktadır. Ancak, buradaki farklılık AT7 boyasının ekosistemlerde boyar madde olarak kullanılmasından kaynaklanmaktadır. Örneğin, Desulfovibrio ve Clostridium cinslerinin, azo boyaları parçalama kabiliyetinin yüksek olduğu ve ayrıca çeşitli biyoelektrokimyasal sistemlerde anotlara verimli bir elektron transferine aracılık ettiği rapor edilmiştir (Miran ve ark., 2018; Rathour ve ark., 2019; Gupta ve ark., 2021). Ek olarak, elektrot biyofilmlerinin mikrobiyal topluluk yapıları, eko-elektrik üretimi ve biyoremediasyonda yer alan aktif mikrobiyal popülasyonlar hakkında hayati bilgiler sağlamaktadır. Görsel 3.73'de verilen çalışma sonunda anot elektrot yüzeyindeki bakterilerin ve biyofilm tabakasının farklı büyütmelerde SEM görüntüleri biyo-anotlar üzerinde yoğun biyofilm tabakasının oluştuğunun göstergesidir. Ekosistemlerdeki bakterilerin doğrudan veya dolaylı elektron transferi yoluyla atık su giderimi ve biyoelektrik üretimi üzerinde önemli bir rol oynadığı ve genel süreci geliştirmekten sorumlu oldukları düşünülmektedir. Ekosistemlerdeki arıtım ve biyoelektrik üretimi performansını yükseltmek için bakteriler ile farklı proseslerdeki rollerinin daha iyi anlaşılması gerekmektedir.

Farklı konfigürasyonlara sahip hibrit yapay sulak alan ekosistemlerinin farklı HBS'lerdeki farklı katmanlarda bulunan biyo-elektrotların (A1-K ve A2-K) günlük ve ortalama biyoelektrik üretim potansiyelleri ile buna bağlı akım ve güç yoğunlukları incelenmiştir. Bu veriler ışığında, 3, 4 ve 5 günlük HBS' lerde A2-K biyoelektrotlarının ürettiği biyoelektriğin A1-K biyo-elektrot çiftinden daha yüksek biyoelektrik üretim potansiyeline ulaştığı görülmektedir. Ek olarak, birinci ve ikinci ekosistem modülleri karşılaştırıldığında yatay ekosistem modüllerinin dikey ekosistem modüllerinden yüksek biyoelektrik üretim potansiyeline sahip olduğu ve en yüksek değerlere 4 günlük HBS' de ulaşıldığı görülmektedir. Tüm bu durumlara, ekosistem modüllerinde bulunan vejetasyonun (Oon ve ark., 2017; Saz ve ark., 2018; Yang ve ark., 2020, 2021; Li ve ark.,

2021), dolgu malzemesinin (Yakar ve ark., 2018; Yan ve ark., 2021; Saeed ve Miah, 2021; Kong ve ark., 2021; Saeed ve ark., 2022), mikrobiyal çeşitliliğin (Han ve ark., 2021; Cheng ve ark., 2022), elektrot materyali türü ve yerinin (Rathour ve ark., 2019; Arvaniti ve Fountoulakis, 2021; Huang ve ark., 2021), hidrolik yükleme ve bekleme sürelerini (Villaseñor ve ark., 2013; Song ve ark., 2018), ekosistem çeşitleri (Liu ve ark., 2014; Corbella ve ark., 2016; Srivastava ve ark., 2020; Srivastava ve ark., 2020; Ren ve ark., 2021; Lu ve ark., 2022) ve iklimsel şartlar (Ji ve ark., 2021; Kataki ve ark., 2021) gibi bir çok etmenin etkilediği bilinmektedir. Saz ve ark., (2018) çalışmalarında dört farklı sulak alan bitkisi ile bitkisiz yapay sulak alan ekolojik yakıt hücresi sistemlerini karşılaştırmıştır. Sonuçlar incelendiğinde, deney düzeneklerinin anot katmanına kadar ulaşan bitki köklerinin mikroorganizmaların üremesi için yüzey alanı oluşturduğunu ve dolayısıyla atık su giderimi ile biyoelektrik üretim potansiyellerini arttırdığını belirlemiştir. En yüksek biyoelektrik üretim yeteneğine sahip olan makrofitleri ise. *T. angustifolia* ve *T. latifolia* olarak bildirmişlerdir. Ek olarak, Tee ve ark., (2015), yatay yeraltı akışlı sulak alanlarda AT7 gideriminde *T. latifolia* bitkilerini kullanarak verim elde etmişlerdir. Mevcut çalışmada da (Tee ve ark., 2015; Saz ve ark., 2018)' nin çalışmalarında kullandığı ortak bitki olan *T. latifolia* bitkisi kullanılmıştır. *T. latifolia* bitkisinin mikroorganizmalar için rizosferde yüzey alanı oluşturması, yüksek toprak altı biyokütle üretim yeteneği ile yüksek arıtım ve biyoelektrik üretim yeteneği düşünüldüğünde mevcut çalışma için en uygun bitki olduğu görülmektedir. Biyoelektrik üretim verileri de incelendiğinde yatay ekosistem modüllerinde dikeylere nazaran yüksek değerlere ulaşılması beklenen bir sonuç olarak karşımıza çıkmaktadır. Bu durumun, yatay ekosistemlerde bulunan toprak altı biyokütlelerinden ve bitki köklerinin biyo-anotlara olan mesafelerinden kaynaklandığı düşünülmektedir. Dolgu malzemesinin biyoelektrik üretimine etkisi incelendiğinde, Yakar ve ark. (2018), çalışmalarında elektrojenik bakteri-zeolit ortam ve grafit yüzeyindeki ilişkinin organik substratın bozunmasını kolaylaştırdığını ve anottan katoda elektron akışı sırasında katalizlenen elektrojenik bakteri aktivitelerini arttırdığını bulmuşlardır. Bu nedenle, mikrobiyal yakıt hücresi ile birleştirilmiş yukarı akışlı yapay sulak alan sistemlerinde arıtma verimliliğini ve biyoelektrik üretimini geliştirmek için zeolit bazlı filtrasyon ortamının kullanılabileceğini önermişlerdir. (Lim ve ark., 2013) çalışmalarında AT7'nin adsorpsiyonu için zeolit aktif karbon makrokompozitler kullanarak giderim sağlamıştır. Bu iki çalışmada ortak noktanın zeolit bazlı fitrasyon ortamı olduğu düşünülerek ekosistemlerin

oluşturulmasında zeolit bazlı fitrasyon ortamı tercih edilmiş ve hem AT7 giderim hem de biyoelektrik üretim performansının maksimum seviyeye çıkması hedeflenmiştir. Bunun nedeninin, zeolitin gözenekli yapısının mikrobiyal çeşitliliği de etkileyerek biyofilm oluşumunu hızlandırdığını (Strik ve ark. 2013) ve biyoelektrik üretimini de arttırdığı düşünülmektedir. (Oon ve ark., 2015) karbon keçe-karbon keçe elektron çiftlerini kullanarak hem biyo-elektrot performansını hem de anot-katot arasındaki mesafe üzerine çalışmışlardır. Sonuçlar, optimum biyoelektrik üretiminin, güç yoğunluğun ve kolumbik verimliliğin, iç direncin minimum olduğu anot ve katot aralığının en küçük olduğu aralıkta elde edildiğini göstermektedir. Karbon keçelerden oluşan elektrot çiftinin gözenekli yapısının amorf görünümlü biyofilm oluşumu için uygun ortam oluşturması sebebiyle biyoelektrik üretiminde artış gözlendiği düşünülmektedir. Elektrotun yüzeyindeki biyofilm oluşumu organik bileşiklerin parçalanmasını hızlandırarak daha verimli biyoelektrik üretimi gerçekleşmesine neden olmuştur. Gerçekleşen amorf yapılı biyofilm nedeniyle hem arıtım hem de biyoelektrik üretim potansiyelinin arttırdığı gözlemlenmektedir. Mevcut doktora çalışmasında A2-K elektrotunun biyoelektrik üretim performansına bağlı olarak güç ve akım yoğunluklarının da yüksek çıkması beklenen bir sonuçtur. Ayrıca, yatay ekosistemlerin A2-K elektrot çiftinin aralarındaki mesafesinin en az olduğu düşünüldüğünde biyoelektrik üretimini ve dolayısıyla atık su giderim verimliliklerinin yüksek olmasının sebebi ortaya çıkmaktadır. Ek olarak, (Kataki ve ark., 2021) iklimsel sıcaklıkların değişiminin mikrobiyal çeşitliliği ile biyofilm tabakasının oluşumunu etkilediğini ve dolayısıyla üretilen biyoelektrikte değişimler olduğunu belirtmişlerdir. Çalışmaya göre sıcaklık ile üretilen biyoelektrik ve atık su giderim verimliliği arasında doğru orantı mevcuttur. Bu sonuç, mikrobiyal çeşitliliğin çoğalması için mevcut sıcaklığı 4 günlük HBS'de olduğunu düşündürmektedir. 4 günlük HBS'de biyoelektriğin yüksek çıkmasının nedeni sadece sıcaklık olmamakla beraber birçok bileşenin 4 günlük HBS' de optimum şarta ulaştığı ve bu nedenle en yüksek arıtım ile biyoelektrik üretim performansına ulaşıldığı düşünülmektedir.

Hibrit ekosistemlerin biyoelektrik depolama performansları değerlendirildiğinde HEM 1 ekosisteminin özdeş pilleri diğer konfigürasyonlara göre sırasıyla 1,65, 1,58 ve 2,56 kat daha hızlı depoladığı görülmektedir. Bu durum GYS' lerinin ekosistemlere bağlanmadan önce ve sonra belirlenen biyoelektrik değerleri ile de orantılı olduğu görülmektedir. Ekosistemlere GYS' ler bağlandıktan sonra hibrit ekosistemlerin biyoelektrik değerleri sırasıyla 1,74 V, 1,48 V, 1,74 V ve 1,28 V' dan 6,74 V, 5,71 V,

5,97 V ve 5,23 V'a yükselmiştir. Özdeş depolama cihazları ve özdeş GYS' lerin kullanıldığı düşünüldüğünde ekosistemlerin biyoelektrik üretim ve depolama performanslarına benzer davrandıkları belirlenmiştir. Bu durum yatay-yatay konfigürasyona sahip HEM 1 ekosisteminin biyoelektrik depolama işleminde de diğer ekosistemlere göre daha avantajlı olduğunu göstermektedir. Literatür detaylı şekilde incelendiğinde yapay sulak alan ekosistemleri, ekolojik yakıt hücreleri ya da elektroaktif sulak alan ekosistemleri aracılığıyla üretilen biyoelektriğin depolanmasına yönelik birkaç çalışma mevcuttur. Bu nedenle mevcut doktora tez çalışması bu alanda bir öncülük niteliği taşımaktadır. GYS'ler, EYH'ler ve bunların çeşitleri gibi düşük enerjili cihazlarda üretilen güçle elektronik yükleri yönetmek için ortaya çıkmıştır (Winfield ve diğerleri, 2014; Gupta ve ark., 2021). Literatürde yapay sulak alan ekosistemleri gibi bir güç kaynağından üretilen biyoelektriğin depolaması ve yönetimi için bir süper kapasitör ve güç kaynağı tarafından üretilen düşük giriş voltajını yüksek bir çıkış voltajına yükselten DC/DC dönüştürücüden oluşan elektronik bir düzenek kullanılmaktadır. Çünkü, EYH tabanlı sistemlerde üretilen düşük giriş voltajı kondansatörün şarj ve deşarj limitini yönetmektedir (Xu ve diğerleri, 2018; Gupta ve ark., 2021). Burada süper kapasitör bir depolama cihazı görevi görürken, GYS' nin bileşenleri sarj pompası görevi üstlenmektedir. Ancak, literatürdeki bilgilerin aksine mevcut çalışmada bir süper kapasitör kullanılmamıştır. Çünkü kapasitörler, elektrik enerjisinin çok hızlı depolanıp boşalmasını sağlayan depolama araçlarıdır. Ancak, piller kapasitörlere oranla daha geç ve zor depolanan/boşalan uzun ömürlü depolama araçlarıdır. Depolama işleminde pillerin depolama cihazı olarak tercih edilmesinin nedeni depolanan biyoelektrik ile düşük güç gerektiren bir cihazın çalıştırılmasıdır ki depolanan pil ile bir dijital termometre çalıştırılmıştır. 4E perspektifine uygun tasarlanan ekosistemlerin atıkları bir kaynak olarak değerlendirdiği ve eş zamanlı şekilde üretilen biyoelektriği depolanması ile düşük güç gerektiren cihazların çalıştırılmasının mümkün olduğu gösterilmiştir. Bu durum, atıktan enerji eldesi ve enerjinin kullanılabilmesi bilim dünyasında yeni bir sayfanın açıldığını göstermektedir.

Mevcut doktora tez çalışması kapsamındaki tüm veriler değerlendirildiğinde AT7 ile çeşitli kirleticilerin gideriminde ve biyoelektrik üretimi/depolaması başlıklarında ekosistem çeşitliliğinin önemli etkisi olduğu belirlenmiş olup, en verimli konfigürasyonun yatay-yatay ekosistem modüllerinden oluştuğu belirlenmiştir. 4E perspektifine uygun tasarlanan ekosistemlerle ilgili literatürdeki açıkları kapatmanın

ötesinde başta su ekosistemleri olmak üzere kirlilik sorunlarına ekolojik yöntemler aracılığıyla yarar sağlanabileceği düşünülmektedir. Atık suların ikincil bir kirlilik üretmeden döngüsel ekonomi çerçevesinde değerlendirilmesi, atık suların kaynak olarak görülmesi sonucunda hem yüksek verimlilikle arıtılması ve geri kazanımı hem de biyoelektrik eldesi ile depolanması araştırmanın amaçlarına başarılı şekilde ulaşıldığını göstermektedir. Ek olarak, ekosistemlerdeki bitkilerin hasadı sonrasında biyogaz ve enerji elde edilebileceği düşünüldüğünde ekosistemler ekolojik ekonomik açıdan başarılı uygulamalar olarak düşünülmektedir. Çalışmanın doğal şartlar altında ve mezokozm ölçekli gerçekleştirilmesi araştırmanın uygulanabilirliği açısından avantaj sağlamaktadır. Doğal kaynakların hızla yok olduğu gelişen ve değişen ekolojik çözümlerin sürdürülebilir kalkınma açısından inovatif teknolojilere öncülük edeceği düşünülmektedir. Mevcut tasarımın geliştirilmesi ile yalnızca arıtım değil biyoelektrik üretimi neticesinde ülkelerin enerji konusundaki dışa bağımlılıklarının ya da ihtiyaç duydukları enerjinin yeşil teknoloji tasarımlarından karşılamaları da sağlanabilecektir.

KAYNAKÇA

Abazarian, E., Gheshlaghi, R., A. Mahdavi, M. (2016). The effect of number and configuration of sediment microbial fuel cells on their performance in an open channel architecture, Journal of Power Sources,325,739-744.

Abbassi, R., Yadav, A. K., Huang, S., Jaffé, P. R. (2014). Laboratory study of nitrification, denitrification and anammox processes in membrane bioreactors considering periodic aeration. Journal of Environmental Management, 142, 53-59.

Aelterman, P., Versichele, M., Genettello, E., Verbeken, K., Verstraete, W., (2009). Microbial fuel cells operated with iron-chelated air cathodes. Electrochim. Acta, 5424, 5754-5760.

Ahn, Y., Logan, B.E., (2010). Effectiveness of Domestic Wastewater Treatment Using Microbial Fuel Cells at Ambient and Mesophilic Temperatures. Bioresource Technology, 101,469-475.

Ajwani-Ramchandani, R., Figueira, S., Oliveira, R. T. de, Jha, S. (2021). Enhancing the circular and modified linear economy: The importance of blockchain for developing economies. Resources, Conservation and Recycling, 168, 105468.

Alipanahi, R., Rahimnejad, M., Najafpour, G., (2019). Improvement of sediment microbial fuel cell performances by design and application of power management systems. Int. J. Hydrogen Energy, 44(31),169-6965-16975.

Andleeb, S., Atiq, N., Ali, M.I., Razi-Ul-Hussnain, R., Shafique, M., Ahmad, B., Ghumro, P.B., Hussain, M., Hameed, A., Ahmad, S., (2010). Biological treatment of textile effluent in stirred tank bioreactor. Int. J. Agric. Biol

APHA (1998). American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation., n.d. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.

Araneda, I., Tapia, N. F., Lizama Allende, K., Vargas, I. T. (2018). Constructed wetland-microbial fuel cells for sustainable greywater treatment. Water, 10(7), 940.

Arvaniti, I., Fountoulakis, M. S. (2021). Use of a graphite-cement composite as electrode material in up-flow constructed wetland-microbial fuel cell for greywater treatment and bioelectricity generation. Journal of Environmental Chemical Engineering, 9(3).

Ávila, C., Reyes, C., Bayona, J. M., García, J. (2013). Emerging organic contaminant removal depending on primary treatment and operational strategy in horizontal subsurface flow constructed wetlands: Influence of redox. Water Research, 47(1), 315-325.

Ayaz, S. Ç., Aktaş, Ö., Akça, L., Fındık, N. (2015). Effluent quality and reuse potential of domestic wastewater treated in a pilot-scale hybrid constructed wetland system. Journal of Environmental Management, 156, 115-120.

Ayaz, S. Ç., Aktaş, Ö., Akça, L., Fındık, N. (2016). Full-scale hybrid constructed wetlands incorporated with an initial anaerobic stage for domestic wastewater treatment in a drinking water catchment area. Desalination and Water Treatment, 57(19), 8626-8638.

Ayed, L., Khelifi, E., Jannet, H. B., Miladi, H., Cheref, A., Achour, S., Bakhrouf, A. (2010). Response surface methodology for decolorization of azo dye Methyl Orange by bacterial consortium: Produced enzymes and metabolites characterization. Chemical Engineering Journal, 165(1), 200-208.

Azari, M. A. G., Gheshlaghi, R., Mahdavi, M. A., Abazarian, E. (2017). Electricity generation from river sediments using a partitioned open channel sediment microbial fuel cell, International Journal of Hydrogen Energy,428,5252-5260.

Baddam, R., Reddy, G. B., Raczkowski, C., Cyrus, J. S. (2016). Activity of soil enzymes in constructed wetlands treated with swine wastewater. Ecological Engineering, 91, 24-30.

Bai, Y., Ochuodho, T. O., Yang, J. (2019). Impact of land use and climate change on water-related ecosystem services in Kentucky, USA. Ecological Indicators, 102, 51-64.

Bais, H. P., Vepachedu, R., Gilroy, S., Callaway, R. M., Vivanco, J. M. (2003). Allelopathy and exotic plant invasion: from molecules and genes to species interactions. Science, 301(5638), 1377-1380.

Bansal, S., Lishawa, S. C., Newman, S., Tangen, B. A., Wilcox, D., Albert, D., Anteau, M. J., Chimney, M. J., Cressey, R. L., DeKeyser, E., Elgersma, K. J., Finkelstein, S. A., Freeland, J., Grosshans, R., Klug, P. E., Larkin, D. J., Lawrence, B. A., Linz, G., Marburger, J., … Windham-Myers, L. (2019). Typha (Cattail) Invasion in North American Wetlands: Biology, Regional Problems, Impacts, Ecosystem Services, and Management. Wetlands, 39(4), 645-684.

Barbera, A. C., Borin, M., Cirelli, G. L., Toscano, A., Maucieri, C. (2015). Comparison of carbon balance in Mediterranean pilot constructed wetlands vegetated with different C4 plant species. Environmental Science and Pollution Research, 22(4), 2372-2383.

Barnosky, A.D., Matzke, N., Tomiya, S., Wogan, G. O., Swartz, B., Quental, T. B., Mersey, B. (2011). Has the Earth's sixth mass extinction already arrived? Nature, 471 (7336), 51-57.

Bennich, T., Weitz, N., Carlsen, H. (2020). Deciphering the scientific literature on SDG interactions: A review and reading guide. Science of The Total Environment, 728, 138405.

Bhardwaj, A., Joshi, M., Khosla, R., Dubash, N. K. (2019). More priorities, more problems? Decision-making with multiple energy, development and climate objectives. Energy Research Social Science, 49, 143-157.

Birleşmiş Milletler (2018). United Nations (2018). Sustainable Development Goal 6: Synthesis Report 2018 on Water and Sanitation www.unwater.org/app/uploads/2018/12/SDG6_SynthesisReport2018_WaterandSanitation_04122018.pdf accessed 11.06.2021

Birleşmiş Milletler, (1972). Report of the United Nations Conference on the Human Environment, Stockholm, 5–16 June 1972. A/CONF.48/14/Rev.1, United Nations: Geneva.

Birleşmiş Milletler, (2017). Sustainable development goals (Online). http://www.un.org/sustainabledevelopment/sustainable-development-goals.

Blake, R. C., Choate, D. M., Bardhan, S., Revis, N., Barton, L. L., Zocco, T. G. (1993). Chemical transformation of toxic metals by a Pseudomonas strain from a toxic waste site. Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal, 12(8), 1365-1376.

BM Çevre Programı, (2019a). United Nations Environment Programme 2019. Measuring Progress: towards Achieving the Environmental Dimension of the SDGs wedocs. Unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/27627/MeaProg2019.pdf?sequence=1isAllowed=y. accessed 11.06.2021

BM Çevre Programı, (2019b). United Nations Environment Programme. Global Environment Outlook 6. Cambridge University Press, Cambridge. wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/27539/GEO6_2019.pdf?sequence=1isAllowed=y. accessed 11.06.2021

Boas, J. V., Oliveira, V. B., Simões, M., Pinto, A. M. F. R. (2022). Review on microbial fuel cells applications, developments and costs. Journal of Environmental Management, 307, 114525.

Bolat, İ., Kara, Ö. (2017). Bitki Besin Elementleri: Kaynakları, İşlevleri, Eksik ve Fazlalıkları. Journal of Bartin Faculty of Forestry. 19(1): 218-228.

Bonanni, P.S., Schrott, G.D., Robuschi, L., Busalmen, J.P. (2012). Charge accumulation and electron transfer kinetics in Geobacter sulfurreducens biofilms. Energy Environ. Sci., 5 (3), 6188-6195.

Bonnafous, L., Lall, U., Siegel, J. (2017). A water risk index for portfolio exposure to climatic extremes: conceptualization and an application to the mining industry. Hydrol. Earth Syst. Sci., 21, 2075-2106.

Bonnedahl, K. J., Heikkurinen, P., Paavola, J. (2022). Strongly sustainable development goals: Overcoming distances constraining responsible action. Environmental Science Policy, 129, 150-158.

Bumpus, J. A. (1995). Microbial degradation of azo dyes. V. P. Singh (Ed.), Biotransformations (C. 32, ss. 157-176). Elsevier.

Buswell E G. (1952). Laboratory studies of sludge digestion [Article] /Illinois Division of State Water Survey. Vol. Bulletin no. 30.

Cáceres, R., Malińska, K., Marfà, O. (2018). Nitrification within composting: A review. Waste Management, 72, 119-137.

Cai, J., Zhao, D., Varis, O. (2021). Match words with deeds: Curbing water risk with the Sustainable Development Goal 6 index. Journal of Cleaner Production, 318, 128509.

Calheiros, C. S. C., Rangel, A. O. S. S., Castro, P. M. L. (2007). Constructed wetland systems vegetated with different plants applied to the treatment of tannery wastewater. Water Research, 41(8), 1790-1798.

Carias, C. C., Novais, J. M., Martins-Dias, S. (2008). Are Phragmites australis enzymes involved in the degradation of the textile azo dye acid orange 7? Bioresource Technology, 99(2), 243-251.

Carnell, P.E., Windecker, S.M., Brenker, M., Baldock, J., Masque, P., Brunt, K., Macreadie, P.I. (2018). Carbon stocks, sequestration, and emissions of wetlands in south eastern Australia. Global Change Biology, 24, 4173-4184

Carson, B. D., Lishawa, S. C., Tuchman, N. C., Monks, A. M., Lawrence, B. A., Albert, D. A. (2018). Harvesting invasive plants to reduce nutrient loads and produce bioenergy: An assessment of Great Lakes coastal wetlands. Ecosphere, 9(6), e02320.

Castor, J., Bacha, K., Nerini, F. F. (2020). SDGs in action: A novel framework for assessing energy projects against the sustainable development goals. Energy Research Social Science, 68, 101556.

Ceballos, G., Ehrlich, P.R., Barnosky, A. D., García, A., Pringle, R. M., Palmer, T.M. (2015). Accelerated modern human-induced species losses: entering the sixth mass extinction. Sci. Adv., 1, e1400253

Chen, Z., Huang, Y. Chao, L., Hong, J., Zhao, X., Zhu, F., Guan, Y. (2012). A novel sediment microbial fuel cell with a biocathode in the rice rhizosphere. Bioresour. Technol.108,55-59.

Chen, B.-Y., Hsueh, C.-C., Chen, W.-M., Li, W.-D. (2011). Exploring decolorization and halotolerance characteristics by indigenous acclimatized bacteria: Chemical structure of azo dyes and dose–response assessment. Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers, 42(5), 816-825.

Cheng, R., Zhu, H., Wang, J., Hou, S., Shutes, B., Yan, B. (2022). Removal of microcystin (MC-LR) in constructed wetlands integrated with microbial fuel cells:

Efficiency, bioelectricity generation and microbial response. Journal of Environmental Management, 309, 114669.

Cheng, S., Grosse, W., Karrenbrock, F., Thoennessen, M., (2002). Efficiency of constructed wetlands in decontamination of water polluted by heavy metals. Ecol. Eng. 18, 317–325.

Cheng, S., Liu, H., Logan, B.E. (2006a). Increased Power Generation in a Continuous Flow MFC with Advective Flow through the Porous Anode and Reduced Electrode Spacing, Environmental Science and Technology, 40, 2426-2432.

Cheng, S., Liu, H., Logan, B.E., (2006b). Power densities using different cathode catalysts Pt and CoTMPP and polymer binders Nafion and PTFE in single chamber microbial fuel cells. Environ. Sci. Technol. 40, 1, 364–369.

Chimney, M. J., Pietro, K. C. (2006). Decomposition of macrophyte litter in a subtropical constructed wetland in south Florida (USA). Ecological Engineering, 27(4), 301-321.

Corbella, C., Guivernau, M., Viñas, M., Puigagut, J. (2015). Operational, design and microbial aspects related to power production with microbial fuel cells implemented in constructed wetlands. Water Research, 84, 232-242.

Corbella, C., Garfí, M., ve Puigagut, J. (2016). Long-term assessment of best cathode position to maximize microbial fuel cell performance in horizontal subsurface flow constructed wetlands. Science of The Total Environment, 563-564, 448-455.

Corbella, C., Hartl, M., Fernandez-gatell, M., Puigagut, J. (2019). MFC-based biosensor for domestic wastewater COD assessment in constructed wetlands. Science of The Total Environment, 660, 218-226.

Corbella, C., Puigagut, J. (2018). Improving domestic wastewater treatment efficiency with constructed wetland microbial fuel cells: Influence of anode material and external resistance. Science of The Total Environment, 631-632, 1406-1414.

Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R. V., Paruelo, J., Raskin, R. G., Sutton, P., van den Belt, M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. Nature, 387(6630), 253-260.

Coughlin, M. F., Kinkle, B. K., Bishop, P. L. (2002). Degradation of acid orange 7 in an aerobic biofilm. Chemosphere, 46(1), 11-19.

Dai, M., Zhang, Y., Wu, Y., Sun, R., Zong, W., Kong, Q. (2021). Mechanism involved in the treatment of sulfamethoxazole in wastewater using a constructed wetland microbial fuel cell system. Journal of Environmental Chemical Engineering, 9(5), 106193.

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(10), 2055-2063.

DBT (2019). Manual on constructed wetland as an alternative technology for sewage management in india. Department of Bio Technology (DBT), New Delhi

Dee, L.E., Allesina, S., Bonn, A., Eklöf, A., Gaines, S.D., Hines, J., Jacob, U., McDonald-Madden, E., Possingham, H., Schröter, M., Thompson, R.M., (2017). Operationalizing Network Theory for Ecosystem Service Assessments. Trends Ecol. Evol. 32, 118–130

Dell'Osbel, N., Colares, G. S., Oliveira, G. A., Rodrigues, L. R., Silva, F. P. da, Rodriguez, A. L., López, D. A. R., Lutterbeck, C. A., Silveira, E. O., Kist, L. T., Machado, Ê. L. (2020). Hybrid constructed wetlands for the treatment of urban wastewaters: Increased nutrient removal and landscape potential. Ecological Engineering, 158, 106072.

Demirörs, B., 2006. Çukurova bölgesinde yapay sulak alan teknolojisinin kırsal alanda kullanımının araştırılması, Yüksek Lisans Tezi, Çukurova Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Adana.

Dewan, A., Beyenal, H., Lewandowski, Z., (2008). Scaling up microbial fuel cells. Environ. Sci. Technol. 42(20) 7643–7648

Dhanve, R. S., Shedbalkar, U. U., Jadhav, J. P. (2008). Biodegradation of diazo reactive dye Navy Blue HE2R (Reactive Blue 172) by an isolated Exiguobacterium sp. RD3. Biotechnology and Bioprocess Engineering, 13(1), 53-60.

Di, L., Li, Y., Nie, L., Wang, S., Kong, F., (2020). Influence of plant radial oxygen loss in constructed wetland combined with microbial fuel cell on nitrobenzene removal from aqueous solution. J. Hazard. Mater. 394, 122542.

Dil, E. A., Ghaedi, M., Ghaedi, A. M., Asfaram, A., Goudarzi, A., Hajati, S., Soylak, M., Agarwal, S., Gupta, V. K. (2016). Modeling of quaternary dyes adsorption onto ZnO–NR–AC artificial neural network: Analysis by derivative spectrophotometry. Journal of Industrial and Engineering Chemistry, 34, 186-197.

Dogdu, G., Yalcuk, A. (2016). Evaluation of the treatment performance of lab-scaled vertical flow constructed wetlands in removal of organic compounds, color and nutrients in azo dye-containing wastewater. International Journal of Phytoremediation, 18(2), 171-183.

Doherty, L., Zhao, Y. (2015). Operating a two-stage microbial fuel cell–constructed wetland for fuller wastewater treatment and more efficient electricity generation. Water Science and Technology, 72(3), 421-428.

Doherty, L., Zhao, X., Zhao, Y., Wang, W., (2015c). The effects of electrode spacing and flow direction on the performance of microbial fuel cell-constructed wetland. Ecol. Eng. 79, 8–14.

Doherty, L., Zhao, Y., Zhao, X., Hu, Y., Hao, X. (2015b). A review of a recently emerged technology: constructed wetland - microbial fuel cells, Water Research, 85, 38-45.

Doherty, L., Zhao, Y., Zhao, X., Wang, W. (2015a). Nutrient and organics removal from swine slurry with simultaneous electricity generation in an alum sludge-based constructed wetland incorporating microbial fuel cell technology Chemical Engineering Journal, 266, 74-81.

Donovan, C., Dewan, A., Heo, D., Beyenal, H., (2008). Batteryless, wireless sensor powered by a sediment microbial fuel cell. Environ. Sci. Technol. 42(22), 8591–8596.

Donovan, C., Dewan, A., Heo, D., Lewandowski, Z., Beyenal, H., (2013). Sediment microbial fuel cell powering a submersible ultrasonic receiver: New approach to remote monitoring. J. Power Sources 233,79-85.

Donovan, C., Dewan, A., Peng, H., Heo, D., Beyenal, H., (2011). Power management system for a 2.5 W remote sensor powered by a sediment microbial fuel cell. J. Power Sources196(3),1171-1177.

Dordio, A., Carvalho, A.J.P., Teixeira, D.M., Dias, C.B. Pinto, A.P., 2010. Removal of pharmaceuticals in microcosm constructed wetlands using Typha spp. and LECA, Bioresource Technology, 101, 886-892.

Döngüsel ekonomi aksiyon planı, (2012). Circular economy report. - towards the circular economy. https://www.ellenmacarthurfoundation.org/publications/towards-the-circular-economy-vol-1-an-economic-and-business-rationale-for-an-accelerated-transition, Accessed 7th Dec 2020

Duarte, B., Reboreda, R., Caçador, I. (2008). Seasonal variation of extracellular enzymatic activity (EEA) and its influence on metal speciation in a polluted salt marsh. Chemosphere, 73(7), 1056-1063.

Dumas, C., Mollica, A., Féron, D., Basséguy, R., Etcheverry, L., Bergel, A., (2007). Marine microbial fuel cell: Use of stainless-steel electrodes as anode and cathode materials. Electrochim. Acta, 52(2),468-473.

Dwivedi, K. A., Huang, S.-J., Wang, C.-T. (2022). Integration of various technology-based approaches for enhancing the performance of microbial fuel cell technology: A review. Chemosphere, 287, 132248.

Ebrahimi, A., Sivakumar, M., McLauchlan, C., Ansari, A., Vishwanathan, A. S. (2021). A critical review of the symbiotic relationship between constructed wetland and microbial fuel cell for enhancing pollutant removal and energy generation. Journal of Environmental Chemical Engineering, 9(1).

Elavarasan, R. M., Pugazhendhi, R., Irfan, M., Mihet-Popa, L., Campana, P. E., Khan, I. A. (2022). A novel Sustainable Development Goal 7 composite index as the paradigm for energy sustainability assessment: A case study from Europe. Applied Energy, 307, 118173

Elavarasan, R. M., Pugazhendhi, R., Jamal, T., Dyduch, J., Arif, M. T., Kumar, N. M., Shafiullah, G. M., Chopra, S. S., Nadarajah, M. (2021). Envisioning the UN Sustainable Development Goals (SDGs) through the lens of energy sustainability (SDG 7) in the post-COVID-19 world. Applied Energy, 292, 116665.

Elfanssi, S., Ouazzani, N., Latrach, L., Hejjaj, A., Mandi, L. (2018). Phytoremediation of domestic wastewater using a hybrid constructed wetland in mountainous rural area. International Journal of Phytoremediation, 20(1), 75-87.

Eliasson, J., (2015). The rising pressure of global water shortages. Nature.

Elmekawy, A., Diels, L., De Wever, H., Pant, D. (2013). Valorization of cereal based biorefinery byproducts: Reality and expectations. Environ. Sci. Technol. 47(16),9014-9027

Fang, Z., Cao, X., Li, X., Wang, H., Li, X. (2017) Electrode and azo dye decolorization performance in microbial-fuel-cell-coupled constructed wetlands with different electrode size during long-term wastewater treatment, Bioresource Technology,238,450-460.

Fang, Z., Song, H., Cang, N. Li, X., (2013). Performance of microbial fuel cell coupled constructed wetland system for decolorization of azo dye and bioelectricity generation, Bioresource Technology, 144, 165-171.

Fang, Z., Song, H., Cang, N., Li, X. (2015). Electricity production from Azo dye wastewater using a microbial fuel cell coupled constructed wetland operating under different operating conditions. Biosensors and Bioelectronics, 68, 135-141.

Fang, Z., Song, H., Yu, R., Li, X. (2016). A microbial fuel cell-coupled constructed wetland promotes degradation of azo dye decolorization products. Ecological Engineering, 94, 455-463.

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(6), 987-1004.

Fernandez-Gatell, M., Corbella, C., Sanchez-Vila, X., Puigagut, J. (2022). Microbial activity enhancement in constructed wetlands operated as bioelectrochemical systems. Chemosphere, 287, 132383.

Fernando, E., Keshavarz, T., Kyazze, G. (2014). Complete degradation of the azo dye Acid Orange-7 and bioelectricity generation in an integrated microbial fuel cell, aerobic two-stage bioreactor system in continuous flow mode at ambient temperature. Bioresource Technology, 156, 155-162.

Filimonau, V., Dickinson, J., Robbins, D., Huijbregts, M.A.J., (2011). Reviewing the carbon footprint analysis of hotels: Life Cycle Energy Analysis (LCEA) as a holistic method for carbon impact appraisal of tourist accommodation. J. Clean. Prod. 19, 1917–1930.

Friedrichs, J., (2010). Global energy crunch: How different parts of the world would react to a peak oil scenario. Energy Policy, 246,275-281.

Frig, M., Sorsa, V.-P. (2020). Nation Branding as Sustainability Governance: A Comparative Case Analysis. Business Society, 59(6), 1151-1180.

Fu, L., Wen, X., Qian, Q. L. Y. (2001). Treatment of dyeing wastewater in two SBR systems. Process Biochemistry, 36(11), 1111-1118.

Fukuda-Parr, S. (2016). From the Millennium Development Goals to the Sustainable Development Goals: Shifts in purpose, concept, and politics of global goal setting for development. Gender Development, 24(1), 43-52.

Gajda, I., Greenman, J., Santoro, C., Serov, A., Melhuish, C., Atanassov, P., Ieropoulos, I.A., (2018). Improved power and long-term performance of microbial fuel cell with Fe-N-C catalyst in air-breathing cathode. Energy, 144,1073-1079.

Galletti, A., Verlicchi, P., Ranieri, E., (2010). Removal and accumulation of Cu, Ni and Zn in horizontal subsurface flow constructed wetlands Contribution of vegetation and filling medium, Science of The Total Environment, 408, 5097-5105.

Gao, X., Zhang, Y., Li, X., Ye, J., (2013). Novel graphite sheet used as an anodic material for high-performance microbial fuel cells. Mater. Lett., 105, 24-27.

García, J., Rousseau, D. P. L., Morató, J., Lesage, E., Matamoros, V., Bayona, J. M. (2010). Contaminant Removal Processes in Subsurface-Flow Constructed Wetlands: A Review. Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 40(7), 561-661.

Garcia-lledo, A., Ruiz-Rueda, O., Vilar-Sanz A., Sala, L. Bañeras L., (2011). Nitrogen removal efficiencies in a free water surface constructed wetland in relation to plant coverage, Ecological Engineering, 37, 678-684.

Gardiner, S. M. (2006). A perfect moral storm: Climate change, intergenerational ethics and the problem of moral corruption. Environmental Values, 15(3), 397-413.

Ge, X., Cao, X., Song, X., Wang, Y., Si, Z., Zhao, Y., Wang, W., Tesfahunegn, A. A. (2020). Bioenergy generation and simultaneous nitrate and phosphorus removal in a pyrite-based constructed wetland-microbial fuel cell. Bioresource Technology, 296, 122350.

Gebresemati, M., Das, G., Park, B.J., Yoon, H.H., (2017). Electricity production from macroalgae by a microbial fuel cell using nickel nanoparticles as cathode catalysts. Int. J. Hydrogen Energy. 42, 50, 29874-29880.

Geissdoerfer, M., Savaget, P., Bocken, N. M. P., Hultink, E. J. (2017). The Circular Economy – A new sustainability paradigm? Journal of Cleaner Production, 143, 757-768.

Ghodake, G. S., Talke, A. A., Jadhav, J. P., Govindwar, S. P. (2009). Potential of Brassica juncea in order to treat textile—effluent—contaminated sites. International Journal of Phytoremediation, 11(4), 297-312.

Gholipour, A., Zahabi, H., Stefanakis, A.I. (2020). A novel pilot and full-scale constructed wetland study for glass industry wastewater treatment. Chemosphere, 247, 125966.

Ghrabi, A., Bousselmi, L., Masi, F., Regelsberger, M. (2011). Constructed wetland as a low cost and sustainable solution for wastewater treatment adapted to rural settlements: The Chorfech wastewater treatment pilot plant. Water Science and Technology, 63(12), 3006-3012.

Gil, A., Siles, J. A., Serrano, A., Chica, A. F., Martín, M. A. (2019). Effect of variation in the C/[N+P] ratio on anaerobic digestion. Environmental Progress and Sustainable Energy, 38(1), 228-236.

Govindan, K., Soleimani, H. (2017). A review of reverse logistics and closed-loop supply chains: A Journal of Cleaner Production focus. Journal of Cleaner Production, 142,

Grasset, C., Rodriguez, C., Delolme, C., Marmonier, P., Bornette, G. (2017). Can soil organic carbon fractions be used as functional indicators of wetlands, Wetlands, 37, 1195-1205.

Guimarães, J. R., Maniero, M. G., Araújo, R. N. de. (2012). A comparative study on the degradation of RB-19 dye in an aqueous medium by advanced oxidation processes. Journal of Environmental Management, 110, 33-39.

Gul, M. M., Ahmad, K. S. (2019). Bioelectrochemical systems: Sustainable bio-energy powerhouses. Biosensors and Bioelectronics, 142, 111576.

Gupta, S., Srivastava, P., Patil, S. A., Yadav, A. K. (2021). A comprehensive review on emerging constructed wetland coupled microbial fuel cell technology: Potential applications and challenges. Bioresource Technology, 320(B).

Hadad, H.R., Maine, M.A., Bonetto, C.A. (2006). Macrophyte growth in a pilot-scale constructed wetland for industrial wastewater treatment. Chemosphere, 63(10)1744-1753.

Han, J., Yang, Z., Wang, H., Zhong, H., Xu, D., Yu, S., Gao, L. (2021). Decomposition of pollutants from domestic sewage with the combination systems of hydrolytic acidification coupling with constructed wetland microbial fuel cell. Journal of Cleaner Production, 319, 128650.

Hays, S., Zhang, F., Logan, B.E., (2011). Performance of two different types of anodes in membrane electrode assembly microbial fuel cells for power generation from domestic wastewater. J. Power Sources, 196, 20, 8293-8300.

He, Z., Kan, J., Mansfeld, F., Angenent, L.T., Nealson, K.H. (2009). Self-sustained phototrophic microbial fuel cells based on the synergistic cooperation between photosynthetic microorganisms and heterotrophic bacteria, Environmental Science and Technology, 43, 1648-1654.

Healy, M. G., Newell, J., Rodgers, M. (2007). Harvesting Effects on Biomass and Nutrient Retention In Phragmites Australis In A Free-Water Surface Constructed Wetland In Western Ireland. Biology And Environment: Proceedings Of The Royal Irish Academy, 107B(3), 139-145. JSTOR.

Heilmann, J., Logan, B.E., (2006). Production of electricity from proteins using a microbial fuel cell, Water Environment Research, 78, 531-537

Henze, M., van Loosdrecht, M. C., Ekama, G. A., Brdjanovic, D. (Eds.). (2008). Biological wastewater treatment. IWA publishing

Holm, G., (1954). Chlorophyll Mutations in Barley. Acta Agric. Scand. 4, 457–471.

Hsueh, C.-C., Chen, B.-Y. (2007). Comparative study on reaction selectivity of azo dye decolorization by Pseudomonas luteola. Journal of Hazardous Materials, 141(3), 842-849.

Huang, J., Miwornunyuie, N., Ewusi-Mensah, D., Koomson, D. A. (2020). Assessing the factors influencing the performance of constructed wetland-microbial fuel cell integration. Water Science and Technology, 81(4), 631-643.

Huang, X., Duan, C., Duan, W., Sun, F., Cui, H., Zhang, S., Chen, X. (2021). Role of electrode materials on performance and microbial characteristics in the constructed wetland coupled microbial fuel cell (CW-MFC): A review. Journal of Cleaner Production, 301, 126951.

Hung, C.-M., Huang, C.-P., Chen, C.-W., Wu, C.-H., Lin, Y.-L., Dong, C.-D. (2020). Activation of percarbonate by water treatment sludge–derived biochar for the remediation of PAH-contaminated sediments. Environmental Pollution, 265, 114914.

Hussein, A., Scholz, M. (2017). Dye wastewater treatment by vertical-flow constructed wetlands. Ecological Engineering, 101, 28-38.

Husson, O. (2013). Redox potential (Eh) and pH as drivers of soil/plant/microorganism systems: A transdisciplinary overview pointing to integrative opportunities for agronomy. Plant and Soil, 362(1), 389-417.

IPCC (2006). Eggleston, S., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T., Tanabe, K. Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC):IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories. Agriculture, Forestry and Other Land Use (AFOLU), 4.

IPCC (2018). Global warming of 1.5 oC. SR 15. Summary for policymakers. Geneva, IPCC, Switzerland.

IPCC, (2014). Climate change 2014: Impacts, adaptation, and vulnerability. Part A: global and sectoral aspects. Contribution of working group II to the fifth assessment report of the intergovernmental panel on climate change, 1132.

IUPAC (2001). Mccusker, L. B., Lıebau, F., and Engelhardt, G. (IUPAC Recommendations 2001. Nomenclature of Structural and Composıtıonal Characterıstıcs of Ordered Mıcroporous and Mesoporous Materıals wıth Inorganıc Hosts. Pure Appl. Chem., 73, 2, 381–394.

Jadhav, S. B., Phugare, S. S., Patil, P. S., Jadhav, J. P. (2011). Biochemical degradation pathway of textile dye Remazol red and subsequent toxicological evaluation by cytotoxicity, genotoxicity and oxidative stress studies. International Biodeterioration Biodegradation, 65(6), 733-743.

Jayapal, M., Jagadeesan, H., Shanmugam, M., Danisha J, P., Murugesan, S., (2018). Sequential anaerobic-aerobic treatment using plant microbe integrated system for degradation of azo dyes and their aromatic amines by-products. J. Hazard. Mater.

Ji, B., Zhao, Y., Vymazal, J., Mander, U., Lust, R., Tang, C. (2021). Mapping the field of constructed wetland-microbial fuel cell: A review and bibliometric analysis. Chemosphere, 262.

Ji, M., Hu, Z., Hou, C., Liu, H., Ngo, H. H., Guo, W., Lu, S., Zhang, J. (2020). New insights for enhancing the performance of constructed wetlands at low temperatures. Bioresource Technology, 301, 122722.

Jiang, H., Chen, W., Yao, R., Zhang, C., Cui, X. (2018). Influence of Quartz Sand Content on the Electric Conductivity in Calcareous Sand. Soil Engineering and Foundation, 32(4), 433.

Joabsson, A., Christensen, T. R., Wallén, B. (1999). Vascular plant controls on methane emissions from northern peatforming wetlands. Trends in Ecology Evolution, 14(10), 385-388.

Jong, V. S. W., Tang, F. E. (2015). Contaminant removal in septage treatment with vertical flow constructed wetlands operated under batch flow conditions. Water Science and Technology, 73(4), 909-915.

Kadlec, R. H., Wallace, S. (2008). Treatment wetlands. CRC press.

Kaltwasser, B.J. (1980). Biogas-Regenerative Energieerzeugung durch anaerobe fermentation organischer Abfaelle in Biogasanlagen. Bauverlag, Berlin.

Karra, U., Muto, E., Umaz, R., Kölln, M., Santoro, C., Wang, L., Li, B., (2014). Performance evaluation of activated carbon-based electrodes with novel power management system for long-term benthic microbial fuel cells. Int. J. Hydrogen Energy, 39(36),21847-21856.

Kasak, K., Valach, A. C., Rey-Sanchez, C., Kill, K., Shortt, R., Liu, J., Dronova, I., Mander, Ü., Szutu, D., Verfaillie, J., Baldocchi, D. D. (2020). Experimental harvesting of wetland plants to evaluate trade-offs between reducing methane emissions and removing nutrients accumulated to the biomass in constructed wetlands. Science of The Total Environment, 715, 136960.

Kataki, S., Chatterjee, S., Vairale, M. G., Sharma, S., Dwivedi, S. K., Gupta, D. K. (2021). Constructed wetland, an eco-technology for wastewater treatment: A review on various aspects of microbial fuel cell integration, low temperature strategies and life cycle impact of the technology. Renewable and Sustainable Energy Reviews, 148.

Katsenovich, Y. P., Hummel-Batista, A., Ravinet, A. J., Miller, J. F. (2009). Performance evaluation of constructed wetlands in a tropical region. Ecological Engineering, 35(10), 1529-1537.

Keyport, S., Carson, B. D., Johnson, O., Lawrence, B. A., Lishawa, S. C., Tuchman, N. C., Kelly, J. J. (2019). Effects of experimental harvesting of an invasive hybrid cattail on wetland structure and function. Restoration Ecology, 27(2), 389-398.

Khandaker, S., Das, S., Hossain, M. T., Islam, A., Miah, M. R., Awual, M. R. (2021). Sustainable approach for wastewater treatment using microbial fuel cells and green energy generation – A comprehensive review. Journal of Molecular Liquids, 344, 117795.

Khandare, R. V., Govindwar, S. P. (2015). Phytoremediation of textile dyes and effluents: Current scenario and future prospects. Biotechnology Advances, 33(8), 1697-1714.

Khanna, M., Dhungana, B., Clifton-Brown, J. (2008). Costs of producing miscanthus and switchgrass for bioenergy in Illinois. Biomass and Bioenergy, 32(6), 482-493.

Kim, B., Gautier, M., Simidoff, A., Sanglar, C., Chatain, V., Michel, P., Gourdon, R. (2016). PH and Eh effects on phosphorus fate in constructed wetland's sludge surface deposit. Journal of Environmental Management, 183, 175-181.

Kim, J. R., Cheng, S., Oh, S.-E., Logan, B.E., (2007). Power generation using different cation, anion and ultrafiltration membranes in microbial fuel cells, Environmental Science and Technology, 41, 1004-1009.

Kim, T., Yeo, J., Yang, Y., Kang, S., Paek, Y., Kwon, J.K., Jang, J.K., (2019). Boosting voltage without electrochemical degradation using energy-harvesting circuits and power management system-coupled multiple microbial fuel cells. J. Power Sources, 410-411,171-178.

Klose, S., Tabatabai, M.A., (2000). Urease activity of microbial biomass in soils as affected by cropping systems. Biol. Fertil. Soils 31, 191–199.

Kong, Q., Guo, W., Sun, R., Qin, M., Zhao, Z., Du, Y., Zhang, H., Zhao, C., Wang, X., Zhang, R., Zhang, X. (2021). Enhancement of chromium removal and energy production simultaneously using iron scrap as anodic filling material with pyrite-based constructed wetland-microbial fuel cell. Journal of Environmental Chemical Engineering, 9(6), 106630.

Kong, Z., Li, L., Xue, Y., Yang, M., Li, Y.Y., (2019). Challenges and prospects for the anaerobic treatment of chemical-industrial organic wastewater: A review. J. Clean. Prod. 231,913-927.

Kørnøv, L., Lyhne, I., Davila, J. G. (2020). Linking the UN SDGs and environmental assessment: Towards a conceptual framework. Environmental Impact Assessment Review, 85, 106463.

Kothari, D.P., Singal, K.C., Ranjan, R., (2011). Renewable energy sources and emerging technologies. PHI Learning Pvt. Ltd.

Lee, C.-S., Fan, C.-J., Wu, Z.-Y., Juang, J.-Y. (2015). Investigating effect of environmental controls on dynamics of CO2 budget in a subtropical estuarial marsh wetland ecosystem. Environmental Research Letters, 10 (2), 25005-25016.

Lefebvre, O., Shen, Y., Tan, Z., Uzabiaga, A., Chang, I.S., Ng, H.Y., (2011). Full-loop operation and cathodic acidification of a microbial fuel cell operated on domestic wastewater, Bioresource Technology, 102, 5841-5848.

Lefebvre, O., Tan, Z., Kharkwal, S., Ng, H. Y. (2012). Effect of increasing anodic NaCl concentration on microbial fuel cell performance. Bioresource Technology, 112, 336-340.

Lellis, B., Fávaro-Polonio, C. Z., Pamphile, J. A., Polonio, J. C. (2019). Effects of textile dyes on health and the environment and bioremediation potential of living organisms. Biotechnology Research and Innovation, 3(2), 275-290.

Li, K., Qi, J., Zhang, F., Miwornunyuie, N., Amaniampong, P. S., Koomson, D. A., Chen, L., Yan, Y., Dong, Y., Setordjie, V. E., Samwini, A. M. (2021). The Role of Wetland Plants on Wastewater Treatment and Electricity Generation in Constructed Wetland Coupled with Microbial Fuel Cell. Applied Sciences-Basel, 11(16).

Li, M., Hua, G., Ji, Y. (2017). Research on variation law of flow pattern during clogging and alternate operation processes in vertical flow constructed wetlands. Technol. Water Treat., 43(1), 57-61

Li, M., Liang, Z., Callier, M. D., d'Orbcastel, E. R., Ma, X., Sun, L., Li, X., Wang, S., Song, X., Liu, Y. (2018). Nitrogen and organic matter removal and enzyme activities in constructed wetlands operated under different hydraulic operating regimes. Aquaculture, 496, 247-254.

Li, M., Zhao, L., Zhang, C., Liu, Y., Fu, Q. (2022). Optimization of agricultural resources in water-energy-food nexus in complex environment: A perspective on multienergy coordination. Energy Conversion and Management, 258, 115537.

Li, S.-X., Cai, S.-J., Zheng, F.-Y. (2012). Self assembled TiO2 with 5-sulfosalicylic acid for improvement its surface properties and photodegradation activity of dye. Dyes and Pigments, 95(2), 188-193.

Li, Z., Zhang, X., Lin, J., Han, S., Lei, L. (2010). Azo dye treatment with simultaneous electricity production in an anaerobic–aerobic sequential reactor and microbial fuel cell coupled system. Bioresource Technology, 101(12), 4440-4445.

Lim, C. K., Bay, H. H., Neoh, C. H., Aris, A., Abdul Majid, Z., Ibrahim, Z. (2013). Application of zeolite-activated carbon macrocomposite for the adsorption of Acid Orange 7: İsotherm, kinetic and thermodynamic studies. Environmental Science and Pollution Research, 20(10), 7243-7255.

Liu, D., Chang, Q., Gao, Y., Huang, W., Sun, Z., Yan, M., Guo, C., (2020). High performance of microbial fuel cell afforded by metallic tungsten carbide decorated carbon cloth anode. Electrochim. Acta. 330,135243.

Liu, D., Wu, X., Chang, J., Gu, B., Min, Y., Ge, Y., Shi, Y., Xue, H., Peng, C., Wu, J. (2012). Constructed wetlands as biofuel production systems. Nature Climate Change, 2(3), 190-194.

Liu, J., Zhao, D. (2020). Quantity-quality-life" three-dimensional water resources shortage assessment: review and prospect. Chin. Sci. Bull., 65, 4251.

Liu, S., Song, H., Wei, S., Yang, F., Li, X. (2014). Bio-cathode materials evaluation and configuration optimization for power output of vertical subsurface flow constructed wetland—Microbial fuel cell systems. Bioresource Technology, 166, 575-583.

Liu, S.T., Song, H.L., Li, X.N., Yang, F., (2013). Power generation enhancement by utilizing plant photosynthate in microbial fuel cell coupled constructed wetland system, International Journal of Photoenergy, Volume 2013, Article ID 172010.

Liu, X.W., Sun, X.F., Huang, Y.X., Sheng, G.P., Wang, S.G., Yu, H.Q. (2011). Carbon nanotube/chitosan nanocomposite as a biocompatible biocathode material to enhance the electricity generation of a microbial fuel cell. Energy Environmental Science, 4, 1422-1427.

Logan, B.E. (2005). Simultaneous wastewater treatment and biological electricity generation, Water Science Technology, 52(1-2):31-7.

Logan, B.E. (2008). Microbial Fuel Cells, John Wiley, 216. ISBN: 978-0-470-23948-3

Logan, B.E. (2009). Exoelectrogenic bacteria that power microbial fuel cells. Nat. Rev. Microbiol. 7, 375–381.

Logan, B.E., (2010). Scaling up microbial fuel cells and other bioelectrochemical systems. Appl. Microbiol. Biotechnol. 85, 1665–1671.

Logan, B.E., Hamelers, B., Rozendal, R., Schröder, U., Keller, J., Freguia, S., Aelterman, P., Verstraete, W., Rabaey, K., (2006). Microbial Fuel Cells: Methodology and Technology. Environ. Sci. Technol. 40, 5181–5192.

Logan, B.E., Rabaey, K., (2012). Conversion of wastes into bioelectricity and chemicals by using microbial electrochemical technologies.

Lourenco, N.D., Novais, J.M., Pinheiro, H.M.(2006). Kinetic studies of reactive azo dye decolorization in anaerobic/aerobic sequencing batch reactors. Biotechnol. Lett., 28 (2006), 733-739.

Lovley, D.R., (2008). Microbial fuel cells: novel microbial physiologies and engineering approaches, Current Opinion in Biotechnology, 17, 327-332.

Lu, L., Xing, D., Ren, Z.J., (2015). Microbial community structure accompanied with electricity production in a constructed wetland plant microbial fuel cell. Bioresource Technology. 195, 115-121.

Lu, R., Chen, Y., Wu, J., Chen, D., Wu, Z., Xiao, E. (2022). In situ COD monitoring with use of a hybrid of constructed wetland-microbial fuel cell. Water Research, 210, 117957.

Lu, S., Zhang, X., Wang, J., Pei, L. (2016). Impacts of different media on constructed wetlands for rural household sewage treatment. Journal of Cleaner Production, 127, 325-330.

Lu, Z., Yin, D., Chen, P., Wang, H., Yang, Y., Huang, G., Cai,L., Zhang,L.(2020). Power-generating trees: Direct bioelectricity production from plants with microbial fuel cells, Applied Energy,268,115040.

Ma, X. Y., Lin, Y., Zheng, Y., Wang, X. C., Chen, W., Chen, Y., An, Y., Jia, H. (2022). Seasonal reduction of trace organic pollutants and biotoxicity in hybrid constructed wetlands. Journal of Water Process Engineering, 47, 102766.

Maine, M.A., Suñe, N., Hadad, H, Sánchez, G. Bonetto, C. (2009), “Influence of vegetation on the removal of heavy metals and nutrients in a constructed wetland”, Journal of Environmental Management, 90, 355-363.

Manu, B., Chaudhari, S. (2002). Anaerobic decolorisation of simulated textile wastewater containing azo dyes. Bioresource Technology, 82(3), 225-231. 0

Margesin, R., Walder, G., Schinner, F. (2000a). The impact of hydrocarbon remediation (diesel oil and polycyclic aromatic hydrocarbons) on enzyme activities and microbial properties of soil. Acta Biotechnologica, 20(3-4), 313-333.

Margesin, R., Zimmerbauer, A., Schinner, F. (2000b). Monitoring of bioremediation by soil biological activities. Chemosphere, 40(4), 339-346.

Martorell, M. M., Pajot, H. F., Figueroa, L. I. C. de. (2012). Dye-decolourizing yeasts isolated from Las Yungas rainforest. Dye assimilation and removal used as selection criteria. International Biodeterioration Biodegradation, 66(1), 25-32.

Masindi, V., Ndiritu, J. G., Maree, J. P. (2018). Fractional and step-wise recovery of chemical species from acid mine drainage using calcined cryptocrystalline magnesite nano-sheets: An experimental and geochemical modelling approach. Journal of Environmental Chemical Engineering, 6(2), 1634-1650.

Maucieri, C., Mietto, A., Barbera, A. C., Borin, M. (2016). Treatment performance and greenhouse gas emission of a pilot hybrid constructed wetland system treating digestate liquid fraction. Ecological Engineering, 94, 406-417.

Mavhungu, A., Mbaya, R., Masindi, V., Foteinis, S., Muedi, K. L., Kortidis, I., Chatzisymeon, E. (2019). Wastewater treatment valorisation by simultaneously removing and recovering phosphate and ammonia from municipal effluents using a mechano-thermo activated magnesite technology. Journal of Environmental Management, 250, 109493.

Means, M. M., Ahn, C., Korol, A. R., Williams, L. D., (2016), Carbon storage potential by four macrophytes as affected by planting diversity in a created wetland, Journal of Environmental Management, 165, 133-139.

Meng, L., Roulet, N., Zhuang, Q., Christensen, T., Frolking, S. (2016). Focus on the impact of climate change on wetland ecosystems and carbon dynamics. Environmental Research Letters, 11, 1-4.

Mier, A. A., Olvera-Vargas, H., Mejia-Lopez, M., Longoria, A., Verea, L., Sebastian, P. J., Arias, D. M. (2021). A review of recent advances in electrode materials for emerging bioelectrochemical systems: From biofilm-bearing anodes to specialized cathodes. Chemosphere, 283.

Millennium ecosystem assessment, M. E. A. (2005). Ecosystems and human well-being (Vol. 5, 563-563. Washington, DC: Island press.

Min, B., J.R. Kim, S.E. Oh, J.M. Regan, Logan, B.E. (2005). Electricity generation from swine wastewater using microbial fuel cells, Water Research, 39, 4961-4968.

Miran, W., Jang, J., Nawaz, M., Shahzad, A., Lee, D. S. (2018). Sulfate-reducing mixed communities with the ability to generate bioelectricity and degrade textile diazo dye in microbial fuel cells. Journal of Hazardous Materials, 352, 70-79.

Mittal, Y., Dash, S., Srivastava, P., Mishra, P. M., Aminabhavi, T. M., Yadav, A. K. (2022). Azo dye containing wastewater treatment in earthen membrane based unplanted two chambered constructed wetlands-microbial fuel cells: A new design for enhanced performance. Chemical Engineering Journal, 427, 131856.

Mlih, R., Bydalek, F., Klumpp, E., Yaghi, N., Bol, R., Wenk, J. (2020). Light-expanded clay aggregate (LECA) as a substrate in constructed wetlands – A review. Ecological Engineering, 148, 105783.

Moghaddam, S. S., Moghaddam, M. R. A., Arami, M. (2010). Coagulation/flocculation process for dye removal using sludge from water treatment plant: Optimization through response surface methodology. Journal of Hazardous Materials, 175(1), 651-657.

Mohan, S. V., Babu, P. S., Srikanth, S. (2013). Azo dye remediation in periodic discontinuous batch mode operation: Evaluation of metabolic shifts of the biocatalyst under aerobic, anaerobic and anoxic conditions. Separation and Purification Technology, 118, 196-208.

Mohan, S. V., Rao, N. C., Sarma, P. N. (2007). Simulated acid azo dye (Acid black 210) wastewater treatment by periodic discontinuous batch mode operation under anoxic–aerobic–anoxic microenvironment conditions. Ecological Engineering, 31(4), 242-250.

Moreno, N., Caballero, Á., Morales, J., Rodríguez-Castellón, E. (2016). Improved performance of electrodes based on carbonized olive stones/S composites by impregnating with mesoporous TiO2 for advanced Li—S batteries. Journal of Power Sources, 313, 21-29.

Morris, J. M., Jin, S., Crimi, B., Pruden, A. (2009). Microbial fuel cell in enhancing anaerobic biodegradation of diesel. Chemical Engineering Journal, 146(2), 161-167.

Muthukumar, M., Sargunamani, D., Selvakumar, N., Rao, J. V. (2004). Optimisation of ozone treatment for colour and COD removal of acid dye effluent using central composite design experiment. Dyes and Pigments, 63(2), 127-134.

Nawaz, A., Haq, I. ul, Qaisar, K., Gunes, B., Raja, S. I., Mohyuddin, K., Amin, H. (2022). Microbial fuel cells: Insight into simultaneous wastewater treatment and bioelectricity generation. Process Safety and Environmental Protection, 161, 357-373.

Neubauer, S.C. (2014) On the challenges of modeling the net radiative forcing of wetlands: reconsidering Mitsch et al. 2013. Landscape Ecology, 19,571-577.

Nguegang, B., Masindi, V., Makudali, T. A. M., Tekere, M. (2022). Effective treatment of acid mine drainage using a combination of MgO-nanoparticles and a series of constructed wetlands planted with Vetiveria zizanioides: A hybrid and stepwise approach. Journal of Environmental Management, 310, 114751.

Nielsen, J.P., 2003. Evaluation of malting barley quality using exploratory data analysis. II. The use of kernel hardness and image analysis as screening methods. Journal of Cereal Science. 38, 247-255.

Nielsen, M.E., Reimers, C.E., Stecher, H.A., (2007). Enhanced power from chambered benthic microbial fuel cells. Environ. Sci. Technol. 41(22)7895-7900.

Nielsen, M.E., Reimers, C.E., White, H.K., Sharma, S., Girguis, P.R., (2008). Sustainable energy from deep ocean cold seeps. Energy Environ. Sci. 1, 584-593.

Niva, V., Cai, J., Taka, M., Kummu, M., Varis, O. (2020). China's sustainable water-energy-food nexus by 2030: Impacts of urbanization on sectoral water demand. Journal of Cleaner Production, 251, 119755.

Nivala, J., Hoos, M. B., Cross, C., Wallace, S., Parkin, G. (2007). Treatment of landfill leachate using an aerated, horizontal subsurface-flow constructed wetland. Science of The Total Environment, 380(1), 19-27.

Noroozi, B., Sorial, G. A., Bahrami, H., Arami, M. (2007). Equilibrium and kinetic adsorption study of a cationic dye by a natural adsorbent—Silkworm pupa. Journal of Hazardous Materials, 139(1), 167-174.

Ogunmakinde, O. E., Egbelakin, T., Sher, W. (2022). Contributions of the circular economy to the UN sustainable development goals through sustainable construction. Resources, Conservation and Recycling, 178, 106023.

Okonkwo, E.C., Abdullatif, Y.M., Al-Ansari, T. (2021). A nanomaterial integrated technology approach to enhance the energy-water-food nexus. Renew Sustain Energy Rev, 145, 111118.

Omer, A.M. (2008). Energy, environment and sustainable development. Renew. Sustain. Energy Rev. 14(9),2265-2300.

Ong, S. A., Uchiyama, K., Inadama, D., Ishida, Y., Yamagiwa, K. (2009). Phytoremediation of industrial effluent containing azo dye by model up-flow constructed wetland. Chinese Chemical Letters, 20(2), 225-228.

Ong, S.-A., Toorisaka, E., Hirata, M., Hano, T. (2005). Treatment of azo dye Orange II in a sequential anaerobic and aerobic-sequencing batch ractor system. Environmental Chemistry Letters, 2(4), 203-207.

Ong, S.-A., Uchiyama, K., Inadama, D., Ishida, Y., Yamagiwa, 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.

Oon, Y.-L., Ong, S.-A., Ho, L.-N., Wong, Y.-S., Dahalan, F. A., Oon, Y.-S., Lehl, H. K., Thung, W.-E., ve Nordin, N. (2017). Role of macrophyte and effect of supplementary aeration in up-flow constructed wetland-microbial fuel cell for simultaneous wastewater treatment and energy recovery. Bioresource Technology, 224, 265-275.

Oon, Y.-L., Ong, S.-A., Ho, L.-N., Wong, Y.-S., Dahalan, F. A., Oon, Y.-S., Teoh, T.-P., Lehl, H. K., Thung, W.-E. (2020). Constructed wetland-microbial fuel cell for azo dyes degradation and energy recovery: Influence of molecular structure, kinetics, mechanisms and degradation pathways. SCIENCE OF THE TOTAL ENVIRONMENT, 720.

Oon, Y.-L., Ong, S.-A., Ho, L.-N., Wong, Y.-S., Dahalan, F.A., Oon, Y.-S., Lehl, H.K., Thung, W.-E., (2016). Synergistic effect of up-flow constructed wetland and microbial fuel cell for simultaneous wastewater treatment and energy recovery. Bioresour. Technol. 203, 190–197.

Oon, Y.L., Ong, S.A., Ho, L.N., Wong, Y.S., Dahalan, F.A., Oon, Y.S., Lehl, H.K., Thung, W.E., Nordin, N., (2018). Up-flow constructed wetland-microbial fuel cell for azo dye, saline, nitrate remediation and bioelectricity generation: From waste to energy approach. Bioresour. Technol. 266, 97-108

Oon, Y.-L., Ong, S.-A., Ho, L.-N., Wong, Y.-S., Oon, Y.-S., Lehl, H.K., Thung, W.-E. (2015). Hybrid system up-flow constructed wetland integrated with microbial fuel cell for simultaneous wastewater treatment and electricity generation. Bioresource Technology, 186, 270-275.

Oskam, I., Bossink, B., Man, A.-P. de. (2021). Valuing Value in Innovation Ecosystems: How Cross-Sector Actors Overcome Tensions in Collaborative Sustainable Business Model Development. Business Society, 60(5), 1059-1091.

Ouyang, T., Hu, X., Liu, W., Shi, X., Lu, J. (2022). An innovative model for biofilm-based microfluidic microbial fuel cells. Journal of Power Sources, 521, 230940.

Pandey, A., Singh, P., Iyengar, L., (2007). Bacterial decolorization and degradation of azo dyes. Int. Biodeterior. Biodegrad. 59, 73–84.

Parde, D., Patwa, A., Shukla, A., Vijay, R., Killedar, D. J., Kumar, R. (2021). A review of constructed wetland on type, treatment and technology of wastewater. Environmental Technology Innovation, 21, 101261.

Patel, D., Bapodra, S. L., Madamwar, D., Desai, C. (2021). Electroactive bacterial community augmentation enhances the performance of a pilot scale constructed wetland microbial fuel cell for treatment of textile dye wastewater. Bioresource Technology, 332, 125088.

Patton, D., Bergstrom, J. C., Moore, R., Covich, A. P. (2015). Economic value of carbon storage in US National Wildlife Refuge wetland ecosystems, Ecosystem Services, 16, 94-104.

Pedescoll, A., Corzo, A., Álvarez, E., Puigagut, J., García, J. (2011). Contaminant removal efficiency depending on primary treatment and operational strategy in horizontal subsurface flow treatment wetlands. Ecological Engineering, 37(2), 372-380.

Pedescoll, A., Sidrach-Cardona, R., Sánchez, J. C., Bécares, E. (2013). Evapotranspiration affecting redox conditions in horizontal constructed wetlands under Mediterranean climate: Influence of plant species. Ecological Engineering, 58, 335-343.

Peltzer, D.A., Köchy, M., (2001). Competitive effects of grasses and woody plants in mixed-grass prairie. J. Ecol. 89, 519–527.

Perei, K., Rákhely, G., Kiss, I., Polyák, B., Kovács, K. (2001). Biodegradation of sulfanilic acid by Pseudomonas paucimobilis. Appl. Microbiol. Biotechnol., 55, 101-107.

Pérez-Lombard, L., Ortiz, J., Pout, C. (2008). A review on buildings energy consumption information. Energy and Buildings, 40(3), 394-398.

Porra, R.J., Thompson, W.A., Kriedemann, P.E., (1989). Determination of accurate extinction coefficients and simultaneous equations for assaying chlorophylls a and b extracted with four different solvents: verification of the concentration of chlorophyll standards by atomic absorption spectroscopy. Biochim. Biophys. Acta BBA - Bioenerg. 975, 384–394.

Pradhan, P., Costa, L., Rybski, D., Lucht, W., Kropp, J. P. (2017). A Systematic Study of Sustainable Development Goal (SDG) Interactions. Earth's Future, 5(11), 1169-1179.

Prasad, J., Tripathi, R.K. (2020). Voltage control of sediment microbial fuel cell to power the AC load,Journal of Power Sources,450,227721.

Rabaey, K., Lissens, G., Siciliano, S.D., Verstraete, W., (2013). A microbial fuel cell capable of converting glucose to electricity at high rate and efficiency, Biotechnology Letters, 25, 1531-1535.

Raj, S., Mali, S. C., Trivedi, R. (2018). Green synthesis and characterization of silver nanoparticles using Enicostemma axillare (Lam.) leaf extract. Biochemical and Biophysical Research Communications, 503(4), 2814-2819.

Rathour, R., Patel, D., Shaikh, S., Desai, C. (2019). Eco-electrogenic treatment of dyestuff wastewater using constructed wetland-microbial fuel cell system with an

evaluation of electrode-enriched microbial community structures. Bioresource Technology, 285, 121349.

Reis, W. D., Santos, A. D. A., Oliveira, E. D. C., Ito, J. B. (2019). Constructed wetlands as post treatment of a decanter digester followed by an anaerobic filter. Revista Ambiente Água, 14.

Ren, B., Wang, T., Zhao, Y. (2021). Two-stage hybrid constructed wetland-microbial fuel cells for swine wastewater treatment and bioenergy generation. Chemosphere, 268, 128803.

Requejo-Castro, D., Giné-Garriga, R., Pérez-Foguet, A. (2020). Data-driven Bayesian network modelling to explore the relationships between SDG 6 and the 2030 Agenda. Science of The Total Environment, 710, 136014.

Rockstrom, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, A., Chapin III, F. S., Lambin, E., Lenton, T.M., Scheffer, M., Folke, C., Schellnhuber, H., Nykvist, B., De Wit, C.A., Hughes, T., van der Leeuw, S., Rodhe, H., Sorlin, S., Snyder, P.K., Costanza, R., Svedin, U., Falkenmark, M., Karlberg, L., Corell, R.W., Fabry, V.J., Hansen, J., Walker, B., Liverman, D., Richardson, K., Crutzen, P., Foley, J. (2009). Planetary boundaries: exploring the safe operating space for humanity. Ecol. Soc., 14 (2), 32. [online] URL:http://www.ecologyandsociety.org/vol14/iss2/art32/

Rodrigo, M.A., P. Canizares, J. Lobato, R. Paz, C. Saez, Linares, J.J. (2007). Production of electricity from the treatment of urban waste water using a microbial fuel cell, Journal of Power Sources, 169, 198-204.

Roj-Rojewski, S., Wysocka-Czubaszek, A., Czubaszek, R., Kamocki, A., Banaszuk, P. (2019). Anaerobic digestion of wetland biomass from conservation management for biogas production. Biomass and Bioenergy, 122, 126-132.

Rouquerol, J., Avnir, D., Everett, D. H., Fairbridge, C., Haynes, M., Pernicone, N., Ramsay, J. D. F., Sing, K. S. W., Unger, K. K. (1994). Guidelines for the Characterization of Porous Solids. J. Rouquerol, F. Rodríguez-Reinoso, K. S. W. Sing, K. K. Unger (Ed.), Characterization of Porous Solids III (C. 87, ss. 1-9). Elsevier.

Saba, B., Khan, M., Christy, A.D., Kjellerup, B.V. (2019). Microbial phyto-power systems – A sustainable integration of phytoremediation and microbial fuel cells. Bioelectrochemistry, 127,1-11.

Sachs, J. D. (2015). The Age of Sustainable Development. Columbia University Press.

Saeed, T., Afrin, R., Muyeed, A. A., Sun, G. (2012). Treatment of tannery wastewater in a pilot-scale hybrid constructed wetland system in Bangladesh. Chemosphere, 88(9), 1065-1073.

Saeed, T., ve Miah, M. J. (2021). Organic matter and nutrient removal in tidal flow-based microbial fuel cell constructed wetlands: Media and flood-dry period ratio. Chemical Engineering Journal, 411, 128507.

Saeed, T., Miah, M. J., Yadav, A. K. (2022). Free-draining two-stage microbial fuel cell integrated constructed wetlands development using biomass, construction, and industrial wastes as filter materials: Performance assessment. Chemical Engineering Journal, 437, 135433.

Saini R.D. (2017). Textile organic dyes: Polluting effects and elimination methods from textile waste water. Int. J. Chem. Eng. Res., 9.

Saket, P., Mittal, Y., Bala, K., Joshi, A., Yadav, A. K. (2022). Innovative constructed wetland coupled with microbial fuel cell for enhancing diazo dye degradation with simultaneous electricity generation. BIORESOURCE TECHNOLOGY, 345.

Sakurai, K. S. I., Pompei, C. M. E., Tomita, I. N., Santos-Neto, Á. J., Silva, G. H. R. (2021). Hybrid constructed wetlands as post-treatment of blackwater: An assessment of the removal of antibiotics. Journal of Environmental Management, 278, 111552.

Sánchez, M., Gonzalo, O. G., Yáñez, S., Ruiz, I., Soto, M. (2021). Influence of nutrients and pH on the efficiency of vertical flow constructed wetlands treating winery wastewater. Journal of Water Process Engineering, 42, 102103.

Saratale, R. G., Saratale, G. D., Chang, J. S., Govindwar, S. P. (2009). Ecofriendly degradation of sulfonated diazo dye C.I. Reactive Green 19A using Micrococcus glutamicus NCIM-2168. Bioresource Technology, 100(17), 3897-3905.

Saravanan, R., Khan, M. M., Gupta, V. K., Mosquera, E., Gracia, F., Narayanan, V., Stephen, A. (2015). ZnO/Ag/CdO nanocomposite for visible light-induced photocatalytic degradation of industrial textile effluents. Journal of Colloid and Interface Science, 452, 126-133.

Saravanan, R., Sacari, E., Gracia, F., Khan, M. M., Mosquera, E., Gupta, V. K. (2016). Conducting PANI stimulated ZnO system for visible light photocatalytic degradation of coloured dyes. Journal of Molecular Liquids, 221, 1029-1033.

Sauvé, S., Bernard, S., Sloan, P. (2016). Environmental sciences, sustainable development and circular economy: Alternative concepts for trans-disciplinary research. Environmental Development, 17, 48-56.

Saz, C., Ture, C., Turker, O. C., Yakar, A. (2018). Effect of vegetation type on treatment performance and bioelectric production of constructed wetland modules combined with microbial fuel cell (CW-MFC) treating synthetic wastewater. Environmental Science and Pollution Research, 25(9, SI), 8777-8792.

Saz, Ç., (2017). Ekolojik Yakıt Hücresi Entegre Yapay Sulak Alan Sistemlerinde Bitkilerin Biyoelektrik Üretme ve Atık Su Arıtma Performanslarına Etkisinin Araştırılması (Master's). PQDT - Glob. Anadolu University (Turkey), Ann Arbor.

Schaefer, T., Udenio, M., Quinn, S., Fransoo, J.C. (2019). Water risk assessment in supply chains. J. Clean. Prod., 208, 636-648.

Schinner, F., Mersi, W. von, (1990). Xylanase-, CM-cellulase- and invertase activity in soil: An improved method. Soil Biol. Biochem. 22, 511–515.

Sehar, S., Naz, I., Khan, S., Naeem, S., Perveen, I., Ali, N., Ahmed, S. (2016). Performance Evaluation of Integrated Constructed Wetland for Domestic Wastewater Treatment. Water Environment Research, 88(3), 280-287.

Serrano, L., Varga, D. de la, Ruiz, I., Soto, M. (2011). Winery wastewater treatment in a hybrid constructed wetland. Ecological Engineering, 37(5), 744-753.

Sgroi, M., Pelissari, C., Roccaro, P., Sezerino, P.H., García, J., Vagliasindi, F.G.A., Ávila, C., (2018). Removal of organic carbon, nitrogen, emerging contaminants and fluorescing

organic matter in different constructed wetland configurations. Chem. Eng. J. 332,619-627.

Sharma, J., Sharma, S., Soni, V. (2021). Classification and impact of synthetic textile dyes on Aquatic Flora: A review. Regional Studies in Marine Science, 45, 101802.

Sharma, R., Malaviya, P. (2022). Constructed wetlands for textile wastewater remediation: A review on concept, pollutant removal mechanisms, and integrated technologies for efficiency enhancement. Chemosphere, 290, 133358.

Shiau, Y.-J., Chang, E.-H. (2022). Microbial community development in tropical constructed wetland soils in Taiwan. Science of The Total Environment, 812, 152563.

Sindhu, R., Binod, P., Pandey, A., Ankaram, S., Duan, Y., Awasthi, M. K. (2019). Chapter 5—Biofuel Production from Biomass: Toward Sustainable Development. S. Kumar, R. Kumar, A. Pandey (Ed.), Current Developments in Biotechnology and Bioengineering (ss. 79-92). Elsevier.

Singh H., Kumar D., Soni V. (2020). Copper and mercury induced oxidative stresses and antioxidant responses of Spirodela polyrhiza (L.) Schleid. Biochem. Biophys. Reports, 23.

Singh, A., Dahiya, S., Mishra, B. K. (2021). Microbial fuel cell coupled hybrid systems for the treatment of dye wastewater: A review on synergistic mechanism and performance. Journal of Environmental Chemical Engineering, 9(6), 106765.

Sivalingam, S., Sen, S. (2019). Swift sono-hydrothermal synthesis of pure NaX nanocrystals with improved sorption capacity from industrial resources. Applied Surface Science, 463, 190-196.

Solanki, K., Subramanian, S., Basu, S. (2013). Microbial fuel cells for azo dye treatment with electricity generation: A review. Bioresource Technology, 131, 564-571.

Solano, M. L., Soriano, P., Ciria, M. P. (2004). Constructed Wetlands as a Sustainable Solution for Wastewater Treatment in Small Villages. Biosystems Engineering, 87(1), 109-118.

Song, H.-L., Li, H., Zhang, S., Yang, Y.-L., Zhang, L.-M., Xu, H., Yang, X.-L. (2018). Fate of sulfadiazine and its corresponding resistance genes in up-flow microbial fuel cell

coupled constructed wetlands: Effects of circuit operation mode and hydraulic retention time. Chemical Engineering Journal, 350, 920-929.

Song, Z., Zheng, Z., Li, J., Sun, X., Han, X., Wang, W., Xu, M. (2006). Seasonal and annual performance of a full-scale constructed wetland system for sewage treatment in China. Ecological Engineering, 26(3), 272-282.

Sonwani, R. K., Pandey, S., Yadav, S. K., Giri, B. S., Katiyar, V., Singh, R. S., Rai, B. N. (2021). Construction of integrated system for the treatment of Acid orange 7 dye from wastewater: Optimization and growth kinetic study. BIORESOURCE TECHNOLOGY, 337.

Sposob, M., Moon, H.-S., Lee, D., Kim, T.-H., Yun, Y.-M. (2020). Comprehensive analysis of the microbial communities and operational parameters of two full-scale anaerobic digestion plants treating food waste in South Korea: Seasonal variation and effect of ammonia. Journal of Hazardous Materials, 398, 122975.

Srivastava, P., Abbassi, R., Garaniya, V., Lewis, T., Yadav, A. K. (2020a). Performance of pilot-scale horizontal subsurface flow constructed wetland coupled with a microbial fuel cell for treating wastewater. Journal of Water Process Engineering, 33, 100994.

Srivastava, P., Abbassi, R., Kumar Yadav, A., Garaniya, V., Kumar, N., Khan, S.J., Lewis, T., (2020b). Enhanced chromium VI treatment in electroactive constructed wetlands: Influence of conductive material. J. Hazard. Mater. 387,121722.

Srivastava, P., Dwivedi, S., Kumar, N., Abbassi, R., Garaniya, V., Yadav, A. K. (2017). Performance assessment of aeration and radial oxygen loss assisted cathode based integrated constructed wetland-microbial fuel cell systems. Bioresource Technology, 244, 1178-1182.

Srivastava, P., Yadav, A. K., Abbassi, R., Garaniya, V., Lewis, T. (2018). Denitrification in a low carbon environment of a constructed wetland incorporating a microbial electrolysis cell. Journal of Environmental Chemical Engineering, 6(4), 5602-5607.

Srivastava, P., Yadav, A. K., Garaniya, V., Abbassi, R. (2019). Chapter 6.3—Constructed Wetland Coupled Microbial Fuel Cell Technology: Development and Potential Applications. S. V. Mohan, S. Varjani, A. Pandey (Ed.), Microbial Electrochemical Technology (ss. 1021-1036). Elsevier.

Srivastava, P., Yadav, A. K., Mishra, B. K. (2015). The effects of microbial fuel cell integration into constructed wetland on the performance of constructed wetland. Bioresource Technology, 195, 223-230.

Steer, D., Fraser, L., Boddy, J., Seibert, B. (2002). Efficiency of small constructed wetlands for subsurface treatment of single-family domestic effluent. Ecological Engineering, 18(4), 429-440.

Strik, D.P.B.T.B., Picot, M., Buisman, C.J.N., Barrière, F. (2013). pH and Temperature Determine Performance of Oxygen Reducing Biocathodes. Electroanalysis, 25 (3), 652-655.

Sudarsan J.S., Subramani S., Rajan R.J., Shah I., Nithiyanantham S.(2018).Simulation of constructed wetland in treating wastewater using fuzzy logic technique. J. Phys., 1000 (1), 012137, IOP Publishing

Sulukan, E., Sağlam, M., Uyar, T. S. (2017). Energy–Economy–Ecology–Engineering (4E) Integrated Approach for GHG Inventories. S. Erşahin, S. Kapur, E. Akça, A. Namlı, H. E. Erdoğan (Ed.), Carbon Management, Technologies, and Trends in Mediterranean Ecosystems (ss. 79-88). Springer International Publishing.

Tabatabai, M.A., 1994. Soil Enzymes, in: Methods of Soil Analysis. John Wiley Sons, Ltd, 775–833.

Taka, M., Ahopelto, L., Fallon, A., Heino, M., Kallio, M., Kinnunen, P., Niva, V., Varis, O. (2021). The potential of water security in leveraging Agenda 2030. One Earth, 4(2), 258-268.

Tee, H.-C., Lim, P.-E., Seng, C.-E., Nawi, M. A. M., Adnan, R. (2015). Enhancement of azo dye Acid Orange 7 removal in newly developed horizontal subsurface-flow constructed wetland. Journal of Environmental Management, 147, 349-355.

Tilley E., Ulrich L., Luthi C. (2014). Compendium of Sanitation Systems and Technologies. (second ed.), Eawag.

Timmers, R.A., Strik, D.P.B.T.B., Hamelers, H.V.M., Buisman, C.J.N., (2012). Charazterization of internal resistance of a plant fuel cell, Electrochimica Acta, 72, 165-171.

Tony, B. D., Goyal, D., Khanna, S. (2009). Decolorization of textile azo dyes by aerobic bacterial consortium. International Biodeterioration Biodegradation, 63(4), 462-469.

Torrijos, V., Gonzalo, O.G., Trueba-Santiso, A., Ruiz, I., Soto, M. (2016). Effect of by-pass and effluent recirculation on nitrogen removal in hybrid constructed wetlands for domestic and industrial wastewater treatment. Water Res.103, 92-100.

Turker, O. C. (2018). Simultaneous boron (B) removal and electricity generation from domestic wastewater using duckweed-based wastewater treatment reactors coupled with microbial fuel cell. Journal Of Environmental Management, 228, 20-31.

Turker, O. C., Yakar, A., Ture, C., Saz, C. (2019). Boron (B) removal and bioelectricity captured from irrigation water using engineered duckweed-microbial fuel cell: Effect of plant species and vegetation structure. Environmental Science And Pollution Research, 26(30), 31522-31536.

Türe, C., Türe, Y. (2021). A model for the sustainability assessment based on the human development index in districts of Megacity Istanbul (Turkey). Environ. Dev. Sustain 23, 3623–3637.

Türker, O. C. (2015). Farklı bitki çeşitliliğine sahip yapay sulak alanların bor (B) maden atık sularının biyoremediasyonu için kullanılma potansiyeli (Order No. 28634956). Available from ProQuest Dissertations Theses Global. (2564148063). Retrieved from https://www.proquest.com/dissertations-theses/farklı-bitki-çeşitliliğine-sahip-yapay-sulak/docview/2564148063/se-2?accountid=196199

Türker, O. C., Baran, T. (2018). A combination method based on chitosan adsorption and duckweed (Lemna gibba L.) phytoremediation for boron (B) removal from drinking water. International Journal of Phytoremediation, 20(2), 175-183.

Türker, O. C., Türe, C., Böcük, H., Yakar, A. (2016). Phyto-management of boron mine effluent using native macrophytes in mono-culture and poly-culture constructed wetlands. Ecological Engineering, 94, 65-74.

Türker, O. C., Yakar, A. (2017). A hybrid constructed wetland combined with microbial fuel cell for boron (B) removal and bioelectric production. Ecological Engineering, 102, 411-421.

Türker, O.C., Ture, C., Yakar, A., Saz, C., (2017). Engineered wetland reactors with different media types to treat drinking water contaminated by boron (B). J. Clean. Prod. 168, 823–832.

Türker, O.C., Vymazal, J., Türe, C. (2014). Constructed wetlands for Boron B removal: a review, Ecological Engineering, 64, 350-359.

Valipour, A., Ayyaru, S., Ahn, Y., 2016. Application of graphene-based nanomaterials as novel cathode catalysts for improving power generation in single chamber microbial fuel cells. J. Power Sources 327, 548–556.

van der Zee, F. P., Bouwman, R. H. M., Strik, D. P. B. T. B., Lettinga, G., Field, J. A. (2001). Application of redox mediators to accelerate the transformation of reactive azo dyes in anaerobic bioreactors. Biotechnology and Bioengineering, 75(6), 691-701.

Vera, I., Verdejo, N., Chávez, W., Jorquera, C., Olave, J. (2016). Influence of hydraulic retention time and plant species on performance of mesocosm subsurface constructed wetlands during municipal wastewater treatment in super-arid areas. Journal of Environmental Science and Health, Part A, 51(2), 105-113.

Vijay, A., Sonawane, J. M., Chhabra, M. (2022). Denitrification process in microbial fuel cell: A comprehensive review. Bioresource Technology Reports, 17, 100991.

Vilajeliu-Pons, A., Koch, C., Balaguer, M. D., Colprim, J., Harnisch, F., Puig, S. (2018). Microbial electricity driven anoxic ammonium removal. Water Research, 130, 168-175.

Villaseñor, J., Capilla, P., Rodrigo, M. A., Cañizares, P., Fernández, F. J. (2013). Operation of a horizontal subsurface flow constructed wetland – Microbial fuel cell treating wastewater under different organic loading rates. Water Research, 47(17), 6731-6738.

Vohla, C., Kõiv, M., Bavor, H. J., Chazarenc, F., Mander, Ü. (2011). Filter materials for phosphorus removal from wastewater in treatment wetlands—A review. Ecological Engineering, 37(1), 70-89.

Vymazal, J. (2005). Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment. Ecological Engineering, 25(5), 478-490.

Vymazal, J. (2007). Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. Science of The Total Environment, 380(1), 48-65.

Vymazal, J. (2011). Constructed wetlands for wastewater treatment: Five decades of experience. Environ. Sci. Technol. 41(1),61-69.

Vymazal, J. (2014). Constructed wetlands for treatment of industrial wastewaters: A review, Ecological Engineering, 73, 724-751.

Vymazal, J. (2019). Constructed Wetlands for Wastewater Treatment☆. B. Fath (Ed.), Encyclopedia of Ecology (Second Edition) (Second Edition, ss. 14-21). Elsevier.

Vymazal, J., (2013). The use of hybrid constructed wetlands for wastewater treatment with special attention to nitrogen removal: A review of a recent development. Water Res. 47(14),4795-4811.

Vymazal, J., Kröpfelová, L. (2015). Multistage hybrid constructed wetland for enhanced removal of nitrogen, Ecological Engineering,84, 202-208.

Vymazal, J., Zhao, Y., Mander, Ü. (2021). Recent research challenges in constructed wetlands for wastewater treatment: A review. Ecological Engineering, 169, 106318.

Walter H, Lieth H. (1960). Klimadiagramm weltatlas. Jena, Germany: G. Fischer

Walter, X.A., Greenman, J., Ieropoulos, I.A., (2020). Microbial fuel cells directly powering a microcomputer. J. Power Sources. 446, 227328.

Wang, B., Dong, J., Gu, D., Wu, H., Licht, S., (2016). The adoption and mechanism of KIO4 for redox-equilibrated stabilization of FeO42− as an equalizer in water. Ionics Kiel. 22,1967-1972.

Wang, H., Ren, Z.J., 2013. A comprehensive review of microbial electrochemical systems as a platform technology. Biotechnol. Adv. 31(8), 1796-1807.

Wang, H., Sun, J., Xu, J., Sheng, L. (2021a). Study on clogging mechanisms of constructed wetlands from the perspective of wastewater electrical conductivity change under different substrate conditions. Journal of Environmental Management, 292, 112813.

Wang, H., Xu, J., Liu, Y., Sheng, L. (2021b). Preparation of ceramsite from municipal sludge and its application in water treatment: A review. Journal of Environmental Management, 287, 112374.

Wang, S., Kong, F. (2022). 27—Electricity production and the analysis of the anode microbial community in a constructed wetland-microbial fuel cell. V. Kumar, M. P. Shah, S. K. Shahi (Ed.), Phytoremediation Technology for the Removal of Heavy Metals and Other Contaminants from Soil and Water (ss. 571-600). Elsevier.

Wang, T., Ni, Z., Kuang, B., Zhou, L., Chen, X., Lin, Z., Guo, B., Zhu, G., Jia, J. (2022). Two-stage hybrid microalgal electroactive wetland-coupled anaerobic digestion for swine wastewater treatment in South China: Full-scale verification. Science of The Total Environment, 820, 153312.

Wang, W., Zhang, Y., Li, M., Wei, X., Wang, Y., Liu, L., Wang, H., Shen, S. (2020). Operation mechanism of constructed wetland-microbial fuel cells for wastewater treatment and electricity generation: A review. Bioresource Technology, 314.

Wang, X., Bai, J., Tian, Y., Wang, T., Zhou, X., Zhang, C. (2021). Synergistic effects of natural ventilation and animal disturbance on oxygen transfer, pollutants removal and microbial activity in constructed wetlands. Chemosphere, 283, 131175.

Wang, X., Tian, Y., Liu, H., Zhao, X., Peng, S., (2019). Optimizing the performance of organics and nutrient removal in constructed wetland–microbial fuel cell systems. Sci. Total Environ. 653, 860–871.

Wang, X.-C., Jiang, P., Yang, L., Fan, Y. V., Klemeš, J. J., Wang, Y. (2021b). Extended water-energy nexus contribution to environmentally-related sustainable development goals. Renewable and Sustainable Energy Reviews, 150, 111485.

Wang, X.-C., Klemeš, J. J., Varbanov, P. S. (2021b). Methods and Trends for Water-Energy-Carbon Emissions Nexus Assessment. Chemical Engineering Transactions, 83, 145-150.

Wang, Y., Pan, Y., Zhu, T., Wang, A., Lu, Y., Lv, L., Zhang, K., Li, Z. (2018). Enhanced performance and microbial community analysis of bioelectrochemical system integrated with bio-contact oxidation reactor for treatment of wastewater containing azo dye. Science of The Total Environment, 634, 616-627.

Wang, Y., Shen, J., Long, W. (2014). Gestational Trophoblastic Disease Diagnosis and Treatment: An Analysis of 56 Cases. Journal of Reproduction and Contraception, 25(3), 177-185.

Wantzen, K. M., Beer, F., Jungkunst, H. F., Glatzel, S. (2022). Carbon Dynamics in Wetlands∗. Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences. Elsevier.

Wellburn, A.R., 1994. The Spectral Determination of Chlorophylls a and b, as well as Total Carotenoids, Using Various Solvents with Spectrophotometers of Different Resolution. J. Plant Physiol. 144, 307–313.

Wen, H., Zhu, H., Yan, B., Shutes, B., Yu, X., Cheng, R., Chen, X., Wang, X. (2021). Constructed wetlands integrated with microbial fuel cells for COD and nitrogen removal affected by plant and circuit operation mode. Environmental Science And Pollution Research, 28(3), 3008-3018.

Wen, Y., Chen, Y., Zheng, N., Yang, D., Zhou, Q., (2010). Effects of plant biomass on nitrate removal and transformation of carbon sources in subsurface-flow constructed wetlands. Bioresource Technology, 101, 19, 7286-7292.

Winfield, J., Chambers, L.D., Stinchcombe, A., Rossiter, J., Ieropoulos, I. (2014). The power of glove: soft microbial fuel cell for low-power electronics. J. Power Sources, 249, 327-332

Wu, D., Yang, L., Gan, L., Chen, Q., Li, L., Chen, X., Wang, X., Guo, L., Miao, A., 2015. Potential of novel wastewater treatment system featuring microbial fuel cell to generate electricity and remove pollutants. Ecol. Eng. 84, 624–631.

WWF (2020), R.E.A. Almond, M. Grooten, T. Petersen (Eds.), Living Planet Report 2020. Bending the Curve of Biodiversity Loss, WWF: Gland, Switzerland.

Xu, D., Lin, L., Xu, P., Zhou, Y., Xiao, E., He, F., Wu, Z. (2021). Effect of drained-flooded time ratio on ammonia nitrogen removal in a constructed wetland-microbial fuel cell system by tidal flow operation. Journal of Water Process Engineering, 44, 102450.

Xu, D., Xiao, E.-R., Xu, P., Zhou, Y., Zhou, Q.-H., Xu, D., Wu, Z.-B. (2017). Effects of influent organic loading rates and electrode locations on the electrogenesis capacity of

constructed wetland-microbial fuel cell systems. Environmental Progress Sustainable Energy, 36(2), 435-441.

Xu, G., Li, Y., Wang, S., Kong, F., Yu, Z. (2019). An overview of methane emissions in constructed wetlands: how do plants influence methane flux during the wastewater treatment? Journal of Freshwater Ecology, 34(1), 333-350.

Xu, L., Wang, B., Liu, X., Yu, W., Zhao, Y. (2018). Maximizing the energy harvest from a microbial fuel cell embedded in a constructed wetland. Applied Energy, 214, 83-91.

Xu, L., Zhao, Y., Doherty, L., Hu, Y., Hao, X., (2016a). The integrated processes for wastewater treatment based on the principle of microbial fuel cells: A review. Crit. Rev. Environ. Sci. Technol. 46(1), 60-91.

Xu, Z., Liu, Y., Williams, I., Li, Y., Qian, F., Zhang, H., Cai, D., Wang, L., Li, B., (2016b). Disposable self-support paper-based multi-anode microbial fuel cell PMMFC integrated with power management system PMS as the real time shock biosensor for wastewater. Biosens. Bioelectron. 85, 232-239.

Yadav, A. K. (2010, October). Design and development of novel constructed wetland cum microbial fuel cell for electricity production and wastewater treatment. In Proceedings of 12th international conference on wetland systems for water pollution control (IWA) (pp. 4-10).

Yadav, A. K., Dash, P., Mohanty, A., Abbassi, R., Mishra, B. K. (2012a). Performance assessment of innovative constructed wetland-microbial fuel cell for electricity production and dye removal. Ecological Engineering, 47, 126-131.

Yadav, A. K., Jena, S., Acharya, B. C., Mishra, B. K. (2012b). Removal of azo dye in innovative constructed wetlands: Influence of iron scrap and sulfate reducing bacterial enrichment. Ecological Engineering, 49, 53-58.

Yadav, A. K., Srivastava, P., Kumar, N., Abbassi, R., Mishra, B. K. (2018). Constructed Wetland-Microbial Fuel Cell: An Emerging Integrated Technology for Potential Industrial Wastewater Treatment and Bio-Electricity Generation. Constructed Wetlands for Industrial Wastewater Treatment (ss. 493-510). John Wiley Sons, Ltd.

Yakar, A. (2021). Yakıt hücresi entegre yapay sulak alanlarda farklı dolgu malzemelerinin atıksu giderim ve biyoelektrik üretim potansiyeline etkisinin araştırılması. Eskişehir Teknik Üniversitesi, Doktora Tezi.

Yakar, A., Ture, C., Turker, O. C., Vymazal, J., Saz, C. (2018). Impacts of various filtration media on wastewater treatment and bioelectric production in up-flow constructed wetland combined with microbial fuel cell (UCW-MFC). Ecological Engineering, 117, 120-132.

Yan, J., Hu, X., He, Q., Qin, H., Yi, D., Lv, D., Cheng, C., Zhao, Y., Chen, Y. (2021). Simultaneous enhancement of treatment performance and energy recovery using pyrite as anodic filling material in constructed wetland coupled with microbial fuel cells. Water Research, 201, 117333.

Yan, Z., Fu, L., Yang, H., Ouyang, J. (2018). Amino-functionalized hierarchical porous SiO2-AlOOH composite nanosheets with enhanced adsorption performance. Journal of Hazardous Materials, 344, 1090-1100.

Yang, Q., Wu, Z., Liu, L., Zhang, F., Liang, S., (2016). Treatment of oil wastewater and electricity generation by integrating constructed wetland with microbial fuel cell. Materials Basel. 9(11), 885.

Yang, W., Chang, J., Xu, B., Peng, C., Ge, Y. (2008). Ecosystem service value assessment for constructed wetlands: A case study in Hangzhou, China. Ecological Economics, 68(1), 116-125.

Yang, X., Chen, Y., Liu, X., Guo, F., Su, X., He, Q. (2018). Influence of titanium dioxide nanoparticles on functionalities of constructed wetlands for wastewater treatment. Chem. Eng. J. 352,655-663.

Yang, Y., Zhao, Y., Tang, C., Liu, R., Chen, T. (2021). Dual role of macrophytes in constructed wetland-microbial fuel cells using pyrrhotite as cathode material: A comparative assessment. Chemosphere, 263.

Yang, Y., Zhao, Y., Tang, C., Mao, Y., Shen, C. (2019). Significance of water level in affecting cathode potential in electro-wetland. Bioresource Technology, 285, 121345.

Yang, Y., Zhao, Y., Tang, C., Xu, L., Morgan, D., Liu, R. (2020). Role of macrophyte species in constructed wetland-microbial fuel cell for simultaneous wastewater treatment and bioenergy generation. Chemical Engineering Journal, 392, 123708.

Yavitt, J. B., Knapp, A. K. (1998). Aspects of methane flow from sediment through emergent cattail (Typha latifolia) plants. The New Phytologist, 139(3), 495-503.

Yazdania V., Golestanib H.A. (2019). Advanced treatment of dairy industrial wastewater using vertical flow constructed wetlands. Desalin. Water Treat., 162, 149-155.

Zarrineh, N., Abbaspour, K. C., Holzkämper, A. (2020). Integrated assessment of climate change impacts on multiple ecosystem services in Western Switzerland. Science of The Total Environment, 708, 135212.

Zeng, Z.Q., Zhang, C., Li J., Yang, N. (2013). Carbon stock and cycling of wetland ecosystem. Chinese Agricultural Science Bulletin, 29 (26) 88-92

Zhai, J., Dong, S. (2022). Recent advances in microbial fuel cell-based toxicity biosensors: Strategies for enhanced toxicity response. Current Opinion in Electrochemistry, 34, 100975.

Zhang, C., Li, J., Zhou, Z. (2022). Ecosystem service cascade: Concept, review, application and prospect. Ecological Indicators, 137, 108766.

Zhang, C.-B., Wang, J., Liu, W.-L., Zhu, S.-X., Liu, D., Chang, S. X., Chang, J., Ge, Y. (2010). Effects of plant diversity on nutrient retention and enzyme activities in a full-scale constructed wetland. Bioresource Technology, 101(6), 1686-1692.

Zhang, D. Q., Jinadasa, K. B. S. N., Gersberg, R. M., Liu, Y., Ng, W. J., Tan, S. K. (2014). Application of constructed wetlands for wastewater treatment in developing countries – A review of recent developments (2000–2013). Journal of Environmental Management, 141, 116-131.

Zhang, E., Wang, F., Yu, Q., Scott, K., Wang, X., Diao, G., (2017a). Durability and regeneration of activated carbon air-cathodes in long-term operated microbial fuel cells. J. Power Sources. 360, 21-27.

Zhang, F., Tian, L., He, Z., (2011). Powering a wireless temperature sensor using sediment microbial fuel cells with vertical arrangement of electrodes. J. Power Sources. 196(22), 9568-9573.

Zhang, G. N., Chen, Z. H., Zhang, A. M., Chen, L. J., Wu, Z. J. (2013). Nitrogen and phosphorus related hydrolytic enzyme activities influenced by N deposition under semi-arid grassland soil. In Advanced Materials Research (Vol. 726, pp. 3847-3854). Trans Tech Publications Ltd.

Zhang, S., Song, H.L., Yang, X.L., Huang, S., Dai, Z.Q., Li, H., Zhang, Y.Y., (2017b). Dynamics of antibiotic resistance genes in microbial fuel cell-coupled constructed wetlands treating antibiotic-polluted water. Chemosphere.178,548-555.

Zhao, Y., Collum, S., Phelan, M., Goodbody, T., Doherty, L., Hu, Y., (2013). Preliminary investigation of constructed wetland incorporating microbial fuel cell: Batch and continuous flow trials. Chem. Eng. J. 229, 364–370.

Zhong, F., Cao, Y., Pang, C., Yu, C., Chen, Y., Liu, G., Lian, B., Wei, H., Zhang, J., Wu, J., Cheng, S. (2022). Performance of integrated vertical-flow constructed wetland-microbial fuel cells during long-term operation: The contribution of substrate type and vegetation. Journal of Environmental Chemical Engineering, 10(3), 107503.

Zhou, Y., Xu, Dong, Xiao, E., Xu, Dan, Xu, P., Zhang, X., Zhou, Q., He, F., Wu, Z., (2018). Relationship between electrogenic performance and physiological change of four wetland plants in constructed wetland-microbial fuel cells during non-growing seasons. J. Environ. Sci. 70, 54–62.

Zhu, X., Shen, C., Huang, J., Wang, L., Pang, Q., Peng, F., Hou, J., Ni, L., He, F., Xu, B. (2022). The effect of sulfamethoxazole on nitrogen removal and electricity generation in a tidal flow constructed wetland coupled with a microbial fuel cell system: Microbial response. Chemical Engineering Journal, 431, 134070.