T.C.
MUNZUR ÜNİVERSİTESİ
LİSANSÜSTÜ EĞİTİM ENSTİTÜSÜ

FARKLI TİPTE ATIKSULARDA BULUNAN BAZI STRATEJİK HAMMADDELERİN MAKROALG İLE AKÜMÜLASYONUNUN ARAŞTIRILMASI

Mehmet Mustafa DENİZ

DOKTORA TEZİ
STRATEJİK HAMMADDELER VE İLERİ TEKNOLOJİ UYGULAMALARI
ANABİLİM DALI

DANIŞMAN
Doç. Dr. Murat TOPAL

TUNCELİ-2025

T.C.
MUNZUR ÜNİVERSİTESİ
LİSANSÜSTÜ EĞİTİM ENSTİTÜSÜ

FARKLI TİPTE ATIKSULARDA BULUNAN BAZI STRATEJİK HAMMADDELERİN MAKROALG İLE AKÜMÜLASYONUNUN ARAŞTIRILMASI

Mehmet Mustafa DENİZ
210090003

DOKTORA TEZİ
STRATEJİK HAMMADDELER VE İLERİ TEKNOLOJİ UYGULAMALARI
ANABİLİM DALI

DANIŞMAN
Doç. Dr. Murat TOPAL

TUNCELİ-2025

28/05/2025

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 ilke ve kurallara uygun davrandığımı; bu çalışma kapsamında elde edilen tüm veri ve bilgiler için kaynak gösterdiğimi ve bu kaynaklara kaynakçada yer verdiğimi 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.

Danışman

Mehmet Mustafa DENİZ

Doç. Dr. Murat TOPAL

TEŞEKKÜR

Tez sürecimin her aşamasında bana rehberlik eden, fikir ve tecrübeleriyle destek sağlayan danışman hocam Doç. Dr. Murat TOPAL'a en özel teşekkürlerimi sunarım. Saha çalışmalarımdaki yardımlarından dolayı Haktan BULUT'a, Meltem İNANÇ'a, Aziz Mahmut ÖZCAN'a ve Şeyho TOPÇU'ya minnettarım. Bu süreçte ve her daim yanımda olan kıymetli eşime ve aileme şükranlarımı sunarım.

Tez çalışmamın ülkeme ve tüm insanlığa fayda getirmesini temenni ederim.

Mehmet Mustafa DENİZ

TUNCELİ-2025

İÇİNDEKİLER

ETİK İLKE VE KURALLARA UYGUNLUK BEYANNAMESİ I
TEŞEKKÜR II
İÇİNDEKİLER III
ŞEKİLLER LİSTESİ V
RESİMLER LİSTESİ VII
SEMBOLLER LİSTESİ VIII
KISALTMALAR LİSTESİ IX
ÖZET X
ABSTRACT XI
1. GİRİŞ 1
2. LİTERATÜR ÖZETİ 7
2.1. Algler ve Atıksularda Kullanımı 7
2.1.1. Alglerin genel özellikleri 7
2.1.2. Alg kullanılarak atıksuların arıtımı (fikoremediasyon) 8
2.1.3. Alglerin alım mekanizmaları ve akümülasyon süreçleri 10
2.2. Stratejik Hammaddeler ve Çevresel Etkileri 13
2.2.1. Stratejik hammaddelerin tanımı ve genel özellikleri 13
2.2.2. Stratejik hammaddelerin çevresel etkileri 18
2.2.3. Alüminyum (Al) 21
2.2.4. Antimon (Sb) 22
2.2.5. Arsenik (As) 23
2.2.6. Berilyum (Be) 24
2.2.7. Bor (B) 25
2.2.8. Fosfor (P) 25
2.2.9. Galyum (Ga) 26
2.2.10. Kobalt (Co) 27
2.2.11. Lityum (Li) 28
2.2.12. Magnezyum (Mg) 29
2.2.13. Silisyum (Si) 30
2.2.14. Stronsiyum (Sr) 31
2.2.15. Talyum (Tl) 32
2.2.16. Titanyum (Ti) 32
2.2.17. Vanadyum (V) 33
3. MATERYAL VE METOT 35
3.1. Reaktörlerin Hazırlanması 35

3.2. *Cladophora fracta*'nın Temini 36
3.3. Çalışma Alanları 39
3.3.1. Malatya ileri biyolojik atıksu arıtma tesisi 40
3.3.2. Malatya organize sanayi bölgesi atıksu arıtma tesisi 42
3.3.3. Malatya Orduzu katı atık entegre tesisi 43
3.4. Reaktörlerin Çalışma Alanlarına Yerleştirilmesi 45
3.5. Örneklerin Toplanması ve Analize Hazırlanması 46
4. BULGULAR VE TARTIŞMA 51
4.1. Evsel Atıksuda Bulunan Stratejik Hammadde Konsantrasyonları 51
4.2. Evsel Atıksuda Bulunan Stratejik Hammaddelerin *C. fracta* Tarafından Akümülasyonu 51
4.3. Endüstriyel Atıksuda Bulunan Stratejik Hammadde Konsantrasyonları 65
4.4. Endüstriyel Atıksuda Bulunan Stratejik Hammaddelerin *C. fracta* Tarafından Akümülasyonu 66
4.5. Çöp Sızıntı Suyunda Bulunan Stratejik Hammadde Konsantrasyonları 80
4.6. Çöp Sızıntı Suyunda Bulunan Stratejik Hammaddelerin *C. fracta* Tarafından Akümülasyonu 81
4.7. Farklı Tipte Atıksularda Bulunan Stratejik Hammaddelerin *C. fracta'*daki Akümülasyonlarının Karşılaştırılması 95
5. SONUÇ VE ÖNERİLER 118
6. KAYNAKLAR 122
ÖZGEÇMİŞ

ŞEKİLLER LİSTESİ

Şekil 2.1. Alg biyokütlesinin dönüşüm süreçleri 8
Şekil 3.1. Reaktörlerin şematik görünümü 35
Şekil 3.2. *C. fracta* toplama alanı 37
Şekil 3.3. Çalışma alanları 40
Şekil 3.4. Malatya OSB AAT genel görünümü 42
Şekil 4.1. Evsel atıksudaki Al'nin *C. fracta* ile akümülasyonu 51
Şekil 4.2. Evsel atıksudaki Sb'nin *C. fracta* ile akümülasyonu 52
Şekil 4.3. Evsel atıksudaki As'nin *C. fracta* ile akümülasyonu 53
Şekil 4.4. Evsel atıksudaki Be'nin *C. fracta* ile akümülasyonu 54
Şekil 4.5. Evsel atıksudaki B'nin *C. fracta* ile akümülasyonu 55
Şekil 4.6. Evsel atıksudaki P'nin *C. fracta* ile akümülasyonu 56
Şekil 4.7. Evsel atıksudaki Ga'nın *C. fracta* ile akümülasyonu 57
Şekil 4.8. Evsel atıksudaki Co'nun *C. fracta* ile akümülasyonu 58
Şekil 4.9. Evsel atıksudaki Li'nin *C. fracta* ile akümülasyonu 59
Şekil 4.10. Evsel atıksudaki Mg'nin *C. fracta* ile akümülasyonu 60
Şekil 4.11. Evsel atıksudaki Si'nin *C. fracta* ile akümülasyonu 61
Şekil 4.12. Evsel atıksudaki Sr'nin *C. fracta* ile akümülasyonu 62
Şekil 4.13. Evsel atıksudaki Tl'nin *C. fracta* ile akümülasyonu 63
Şekil 4.14. Evsel atıksudaki Ti'nin *C. fracta* ile akümülasyonu 64
Şekil 4.15. Evsel atıksudaki V'nin *C. fracta* ile akümülasyonu 65
Şekil 4.16. Endüstriyel atıksudaki Al'nin *C. fracta* ile akümülasyonu 66
Şekil 4.17. Endüstriyel atıksudaki Sb'nin *C. fracta* ile akümülasyonu 67
Şekil 4.18. Endüstriyel atıksudaki As'nin *C. fracta* ile akümülasyonu 68
Şekil 4.19. Endüstriyel atıksudaki Be'nin *C. fracta* ile akümülasyonu 69
Şekil 4.20. Endüstriyel atıksudaki B'nin *C. fracta* ile akümülasyonu 70
Şekil 4.21. Endüstriyel atıksudaki P'nin *C. fracta* ile akümülasyonu 71
Şekil 4.22. Endüstriyel atıksudaki Ga'nin *C. fracta* ile akümülasyonu 72
Şekil 4.23. Endüstriyel atıksudaki Co'nun *C. fracta* ile akümülasyonu 73
Şekil 4.24. Endüstriyel atıksudaki Li'nin *C. fracta* ile akümülasyonu 74
Şekil 4.25. Endüstriyel atıksudaki Mg'nin *C. fracta* ile akümülasyonu 75
Şekil 4.26. Endüstriyel atıksudaki Si'nin *C. fracta* ile akümülasyonu 76
Şekil 4.27. Endüstriyel atıksudaki Sr'nin *C. fracta* ile akümülasyonu 77
Şekil 4.28. Endüstriyel atıksudaki Tl'nin *C. fracta* ile akümülasyonu 78
Şekil 4.29. Endüstriyel atıksudaki Ti'nin *C. fracta* ile akümülasyonu 79
Şekil 4.30. Endüstriyel atıksudaki V'nin *C. fracta* ile akümülasyonu 80
Şekil 4.31. Sızıntı suyundaki Al'nin *C. fracta* ile akümülasyonu 81
Şekil 4.32. Sızıntı suyundaki Sb'nin *C. fracta* ile akümülasyonu 82
Şekil 4.33. Sızıntı suyundaki As'nin *C. fracta* ile akümülasyonu 83
Şekil 4.34. Sızıntı suyundaki Be'nin *C. fracta* ile akümülasyonu 84
Şekil 4.35. Sızıntı suyundaki B'nin *C. fracta* ile akümülasyonu 85
Şekil 4.36. Sızıntı suyundaki P'nin *C. fracta* ile akümülasyonu 86
Şekil 4.37. Sızıntı suyundaki Ga'nın *C. fracta* ile akümülasyonu 87
Şekil 4.38. Sızıntı suyundaki Co'nun *C. fracta* ile akümülasyonu 88
Şekil 4.39. Sızıntı suyundaki Li'nin *C. fracta* ile akümülasyonu 89
Şekil 4.40. Sızıntı suyundaki Mg'nin *C. fracta* ile akümülasyonu 90
Şekil 4.41. Sızıntı suyundaki Si'nin *C. fracta* ile akümülasyonu 91
Şekil 4.42. Sızıntı suyundaki Sr'nin *C. fracta* ile akümülasyonu 92

Şekil 4.43. Sızıntı suyundaki Tl'nin *C. fracta* ile akümülasyonu 93
Şekil 4.44. Sızıntı suyundaki Ti'nin *C. fracta* ile akümülasyonu 94
Şekil 4.45. Sızıntı suyundaki V'nin *C. fracta* ile akümülasyonu 95
Şekil 4.46. Atıksu tiplerine göre Al akümülasyonunun değişimi..... 96
Şekil 4.47. Atıksu tiplerine göre Sb akümülasyonunun değişimi 98
Şekil 4.48. Atıksu tiplerine göre As akümülasyonunun değişimi 99
Şekil 4.49. Atıksu tiplerine göre Be akümülasyonunun değişimi 101
Şekil 4.50. Atıksu tiplerine göre B akümülasyonunun değişimi..... 102
Şekil 4.51. Atıksu tiplerine göre P akümülasyonunun değişimi 104
Şekil 4.52. Atıksu tiplerine göre Ga akümülasyonunun değişimi..... 105
Şekil 4.53. Atıksu tiplerine göre Co akümülasyonunun değişimi..... 106
Şekil 4.54. Atıksu tiplerine göre Li akümülasyonunun değişimi..... 108
Şekil 4.55. Atıksu tiplerine göre Mg akümülasyonunun değişimi..... 109
Şekil 4.56. Atıksu tiplerine göre Si akümülasyonunun değişimi 111
Şekil 4.57. Atıksu tiplerine göre Sr akümülasyonunun değişimi..... 112
Şekil 4.58. Atıksu tiplerine göre Tl akümülasyonunun değişimi..... 113
Şekil 4.59. Atıksu tiplerine göre Ti akümülasyonunun değişimi..... 115
Şekil 4.60. Atıksu tiplerine göre V akümülasyonunun değişimi..... 116

RESİMLER LİSTESİ

Resim 3.1. Reaktörlerin hazırlanması 36
Resim 3.2. Hazar gölü ve *C. fracta*'nın görünüşü..... 38
Resim 3.3. *C. fracta*'nın toplanması 39
Resim 3.4. Malatya ileri biyolojik atıksu arıtma tesisi..... 41
Resim 3.5. Malatya ileri biyolojik atıksu arıtma tesisi çıkış suyu 41
Resim 3.6. Malatya OSB AAT deşarj noktası 43
Resim 3.7. MOKAET genel görünümü 44
Resim 3.8. MOKAET sızıntı suyu deşarj noktası..... 44
Resim 3.9. Reaktörlerin atıksu ortamlarına yerleştirilmesi..... 45
Resim 3.10. *C. fracta*'nın reaktöre alınması 46
Resim 3.11. *C. fracta*'nın hasatlanması ve kurutma işlemi 47
Resim 3.12. Hasatlanarak kurutulan *C. fracta* örnekleri..... 48
Resim 3.13. *C. fracta* örneklerinin öğütülerek analize hazırlanması..... 48
Resim 3.14. Sızıntı suyu, endüstriyel atıksu ve evsel atıksu örnekleri 49

SEMBOLLER LİSTESİ

A	: Akümülasyon oranı (%)
İK	: İlk Konsantrasyon
SK	: Son Konsantrasyon

KISALTMALAR LİSTESİ

Al	: Alüminyum
As	: Arsenik
B	: Bor
Be	: Berilyum
Co	: Kobalt
Ga	: Galyum
Li	: Lityum
Mg	: Magnezyum
N	: Azot
P	: Fosfor
Sb	: Antimon
Si	: Silisyum
Sr	: Stronsiyum
Ti	: Titanyum
Tl	: Talyum
V	: Vanadyum

ÖZET

Bu çalışmada; atıksuların remediasyonunda etkili bir yöntem olan fikoremediasyon tekniği kullanılarak farklı tipte atıksularda (evsel atıksu, endüstriyel atıksu ve çöp sızıntı suyu) bulunan bazı stratejik hammaddelerin (Al, Sb, As, Be, B, P, Ga, Co, Li, Mg, Si, Sr, Tl, Ti ve V) makroalg (*Cladophora fracta*) ile akümülasyonu araştırıldı. Bu amaçla; Hazar Gölü'nden toplanan *Cladophora fracta* Malatya ilinde bulunan tesislerin deşarj noktalarına, önceden hazırlanan reaktörlere yerleştirildi. Günlük olarak hasatlanan *Cladophora fracta*'daki stratejik hammaddelerin konsantrasyonları ICP-MS ile belirlendi. Her bir stratejik hammadde için elde edilen en yüksek akümülasyon değerine göre hasatlama süreleri belirlenerek *Cladophora fracta*'nın farklı tipte atıksudaki akümülasyonları karşılaştırıldı.

Elde edilen verilere göre en yüksek Alüminyum (Al) akümülasyonu endüstriyel atıksuda 6. günün sonunda %170,1±8,5 olarak, en yüksek Antimon (Sb) akümülasyonu endüstriyel atıksuda 2. günün sonunda %1226,2±61,3 olarak, en yüksek Arsenik (As) akümülasyonu evsel atıksuda 3. günün sonunda %98,7±4,9 olarak, en yüksek Berilyum (Be) akümülasyonu evsel atıksuda 5. günün sonunda %194,8±9,7 olarak, en yüksek Bor (B) akümülasyonu endüstriyel atıksuda 2. günün sonunda %667,8±33,4 olarak, en yüksek Fosfor (P) akümülasyonu endüstriyel atıksuda 1. günün sonunda %783±39,2 olarak, en yüksek Galyum (Ga) akümülasyonu sızıntı suyunda 2. günün sonunda %238,8±11,9 olarak, en yüksek Kobalt (Co) akümülasyonu endüstriyel atıksuda 2. günün sonunda %429,4±21,5 olarak, en yüksek Lityum (Li) akümülasyonu evsel atıksuda 5. günün sonunda %226,6±11,3 olarak, en yüksek Magnezyum (Mg) akümülasyonu evsel atıksuda 4. günün sonunda %71,2±3,6 olarak, en yüksek Silisyum (Si) akümülasyonu evsel atıksuda 2. günün sonunda %247±12,4 olarak, en yüksek Stronsiyum (Sr) akümülasyonu evsel atıksuda 5. günün sonunda %216,1±10,8 olarak, en yüksek Talyum (Tl) akümülasyonu endüstriyel atıksuda 2. günün sonunda %174,4±8,7 olarak, en yüksek Titanyum (Ti) akümülasyonu evsel atıksuda 4. günün sonunda %170,7±8,5 olarak ve en yüksek Vanadyum (V) akümülasyonu evsel atıksuda 4. günün sonunda %208,2±10,4 olarak gerçekleşti.

İncelenen stratejik hammaddelerin *C. fracta*'daki en yüksek akümülasyonları; evsel atıksuda; P>Co>Si>Ga>Li>Sr>V>Be>Ti>Al>B>Sb>As>Mg>Tl, endüstriyel atıksuda; Sb>P>B>Co>Ga>Tl>Al>Li>Sr>Ti>V>Si>Be>As>Mg ve sızıntı suyunda; B>Ga>Li>Co>V>Al>Sr>Ti>As>Be>Sb>Mg>Si>Tl>P şeklinde sıralandı. Sonuçta stratejik hammaddelerden Al, Sb, As, Be, B, P, Ga, Co, Li, Mg, Si, Sr, Tl, Ti ve V'nin *Cladophora fracta* tarafından etkili bir şekilde akümüle edildiği tespit edildi.

Anahtar kelimeler: Fikoremediasyon, stratejik hammaddeler, evsel atıksu, endüstriyel atıksu, sızıntı suyu

ABSTRACT

Investigation of the Accumulation of Some Strategic Raw Materials Present in Different Types of Wastewater with Macroalgae

In this study; the accumulation of some strategic raw materials (Al, Sb, As, Be, B, P, Ga, Co, Li, Mg, Si, Sr, Tl, Ti and V) found in different types of wastewater (domestic wastewater, industrial wastewater and landfill leachate) with macroalgae (*Cladophora fracta*) was investigated using the phycoremediation technique, which is an effective method in the remediation of wastewater. For this purpose; *Cladophora fracta* collected from Lake Hazar was placed in previously prepared reactors at the discharge points of the facilities in Malatya province. The concentrations of strategic raw materials in daily harvested *Cladophora fracta* were determined by ICP-MS. The accumulations of *Cladophora fracta* in different types of wastewater were compared by determining the harvesting times according to the highest accumulation value obtained for each strategic raw material.

According to the obtained data, the highest Aluminum (Al) accumulation was 170.1±8.5% at the end of the 6th day in industrial wastewater, the highest Antimony (Sb) accumulation was 1226.2±61.3% at the end of the 2nd day in industrial wastewater, the highest Arsenic (As) accumulation was 98.7±4.9% at the end of the 3rd day in domestic wastewater, the highest Beryllium (Be) accumulation was 194.8±9.7% at the end of the 5th day in domestic wastewater, the highest Boron (B) accumulation was 667.8±33.4% at the end of the 2nd day in industrial wastewater, the highest Phosphorus (P) accumulation was 783±39.2% at the end of the 1st day in industrial wastewater, the highest Gallium (Ga) accumulation was 238.8±11.9% at the end of the 2nd day in landfill leachate, the highest Cobalt (Co) accumulation was 429.4±21.5% at the end of the 2nd day in industrial wastewater, the highest Lithium (Li) accumulation was 226.6±11.3% at the end of the 5th day in domestic wastewater, the highest Magnesium (Mg) accumulation was 71.2±3.6% at the end of the 4th day in domestic wastewater, the highest Silicon (Si) accumulation was 247±12.4% at the end of the 2nd day in domestic wastewater, the highest Strontium (Sr) accumulation was 216.1±10.8% at the end of the 5th day in domestic wastewater, the highest Thallium (Tl) accumulation was 174.4±8.7% at the end of the 2nd day in industrial wastewater, the highest Titanium (Ti) accumulation was 170.7±8.5% at the end of the 4th day in domestic wastewater and the highest Vanadium (V) accumulation was 208.2±10.4% at the end of the 4th day in domestic wastewater.

The highest accumulations of the examined strategic raw materials in *Cladophora fracta* in domestic wastewater; P>Co>Si>Ga>Li>Sr>V>Be>Ti>Al>B>Sb>As>Mg>Tl, in industrial wastewater; Sb>P>B>Co>Ga>Tl>Al>Li>Sr>Ti>V>Si>Be>As>Mg and in landfill leachate; B>Ga>Li>Co>V>Al>Sr>Ti>As>Be>Sb>Mg>Si>Tl>P. As a result, it was determined that Al, Sb, As, Be, B, P, Ga, Co, Li, Mg, Si, Sr, Tl, Ti and V from strategic raw materials were effectively accumulated by *Cladophora fracta*.

Key words: Phycoremediation, strategic raw materials, domestic wastewater, industrial wastewater, landfill leachate

1. GİRİŞ

Hammaddeler tarih öncesi çağlardan beri insan uygarlığının omurgasını oluşturmuştur. Günlük tüketim mallarından, elektronik ve yenilenebilir enerji sistemlerine, ilaçlardan ulaşıma kadar çeşitli mal ve teknolojilerin üretiminde kullanılan temel kaynaklardır. Bu temel kaynaklar, kilit endüstrileri desteklemede ve teknolojik ilerlemeleri sağlamada önemli roller oynamaktadırlar. Hammaddelerin ekonomik önemleri, sınırlı bulunabilirlikleri veya yüksek tedarik zinciri kesintisi riskleri nedeniyle kritik, stratejik gibi tanımlamalar yapılarak etiketlenirler (Wittenberg ve Oliveira, 2023). Teknolojik ilerlemeler ve yeni ürünlerin geliştirilmesi, hammaddelere olan talebin artmasına neden olmaktadır. Bu hammaddelerin bazıları yeryüzünün belirli yerlerinde, sınırlı miktarlarda bulunur ve elektrikli araçlar, yenilenebilir enerji üretimi gibi temiz ve ileri teknolojileri geliştirmek ve askeri alanlar için kullanımı elzemdir. Teknolojik ilerlemelerin gelişim yönü zamanla değiştikçe, hammadde gereksinimleri de değişmektedir. İleri teknoloji faaliyetlerinin artmasıyla birlikte stratejik hammaddelere olan talep de her yıl artmaktadır. Bu hammaddeler hem madencilik faaliyetleri sırasında hem de bu hammaddelerin kullanıldığı endüstriyel ürünlerin atıkları hava, su ve toprak gibi alıcı ortamlara yayılarak önemli çevresel riskler oluştururlar. Son yıllarda çevre kirliliğinin boyutları giderek daha fazla endişe verici bir seviyeye ulaştığından artık birçok ülke bu tehditle başa çıkmak için ciddi koruyucu önlemler almaya ve yeni arıtma teknolojileri geliştirmeye başlamıştır. Sular; okyanuslar, denizler, nehirler ve göller şeklinde dünya yüzeyinin yaklaşık %71'ini kaplar. Ancak yeryüzündeki suyun yalnızca %2,5'i tatlıdır. Su, havadan sonra ikinci en hayati doğal kaynaktır ve canlıların hayatta kalması, gıda üretimi ve ekonomik kalkınma için gereklidir. Günümüzde birçok ülke kirlilik nedeniyle ciddi bir su kıtlığıyla karşı karşıyadır. Suyun fizikokimyasal ve biyolojik özelliklerini değiştiren ve düzenli kullanımına müdahale eden maddelerin doğrudan veya dolaylı girişi nedeniyle suyun kalitesinde bir bozulma varsa, su "kirli" olarak kabul edilir. Katı, sıvı veya gaz kökenli bu maddeler, miktarlarına, potansiyel tehlikelerine ve salındıkları ortamın kırılganlığına bağlı olarak su üzerinde farklı etkilere sahiptirler. Su kirliliği doğal kökenli olabilir ve/veya insanlar tarafından sular kirletilir. Yüzey ve yeraltı sularının antropojenik olarak kirlenmesi, evsel, endüstriyel veya ticari faaliyetler ve tarımsal uygulamalar da dahil olmak üzere, daha iyiye ulaşmak için yapılan eylem ve faaliyetler nedeniyle meydana gelmektedir (Afolalu ve ark., 2022).

Su tedariğinin istikrarını ve sürekliliğini sağlamak için arıtma işlemine ihtiyaç vardır. Özellikle içme suyu ve atıksu arıtımı, insan hayatındaki su döngüsünün önemli bir parçasıdır. Su kaynakları, hem yoğunluk hem de hacim bakımından değişen birçok farklı kaynaktan kirlilik alır. Atıksuların bileşimi aslında toplumlarda yaşam tarzının ve kullanılan teknolojilerin bir yansımasıdır. Ayrıca doğal, organik ve inorganik malzemelerin yanı sıra insan yapımı bileşiklerin karışımını da içerir. Kanalizasyondaki organik karbonun dörtte üçü karbonhidratlar, yağlar, proteinler, aminoasitler ve uçucu asitler halinde bulunur. İnorganik bileşenler yüksek konsantrasyonlarda sodyum, kalsiyum, potasyum, magnezyum, klor, kükürt, fosfat, bikarbonat, amonyum tuzları ve ağır metalleri içerir. Farklı kirletici kaynakları arasında evlerden ve yerleşim yerlerinden gelen ham veya arıtılmış atıksuların deşarjı, imalat veya endüstriyel tesislerden kaynaklanan deşarjlar ve katı atık depolama sahalarından kaynaklanan sızıntı suları bulunmaktadır (Abdel-Raouf ve ark., 2012).

Evsel atıksu; çamaşır ve bulaşık yıkamak, banyo ve tuvalet kullanımı, ev ve araç temizliği gibi ev faaliyetleri sonucu oluşan atıksudur ve milyonlarca bağırsak bakterisi ve diğer organizmaları içerir. Kanalizasyonlara geleneksel atıkların yanı sıra, endüstriyel kimyasallar, pestisitler, ilaçlar ve kişisel bakım ürünleri gibi geleneksel olmayan atıkların da karışmasıyla atıksuların bileşimi ve kirleticilerin çeşitliliği her geçen gün artmaktadır. Farklı kaynaklardan gelen evsel atıksular, parçalanmayan ve biyolojik birikime yol açan cıva (Hg), kadmiyum (Cd), krom (Cr), nikel (Ni), bakır (Cu) ve kurşun (Pb) ve diğer birçok ağır metal kirleticileri de içerir. Deterjanlar, fosfatlar ve nitratlar bakımından zengin olan evsel atıksular, ötrofikasyon yoluyla köpük oluşumuna neden olur ve tatlı sularda yaşayan organizmaları tehlikeye atar. Bu nedenle, evsel atıksuların arıtılması, su kütlelerinin ve su yaşamının sürdürülebilirliği için çok önemlidir (Koul ve ark., 2022a)

Çeşitli kirleticilerle yüklü arıtılmamış endüstriyel atıksuların nehirlere veya diğer su kaynaklarına doğrudan salınması ya da bertaraf edilmesi, su kirliliğinin en büyük kaynağı olarak bilinmektedir. Atıksulardaki temel endüstriyel kirleticiler organik kirleticiler (gıda atıkları, pestisitler, petrol ve organoklorlu pestisitler, insan atıkları, poliklorlu bifeniller, vb.) ve inorganik kirleticiler (maden drenajı, endüstriyel, tarımsal ve evsel atıklar, eritme, metalurjik ve kimyasal işlemler) olmak üzere genel olarak iki sınıfa ayrılabilir. Ayrıca, metal iyonları (örneğin, Hg, Pb, Cr, Co ve Cu, vb.) ve metal olmayan iyonlar (örneğin, sülfitler, nitratlar ve fosfatlar) gibi iki kategoride inorganik kirletici vardır (Kumar ve ark., 2023). Genel olarak, farklı endüstrilerden deşarj edilen atıklar yüksek biyolojik oksijen ihtiyacı (BOİ), kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ), toplam katılar (TK), toplam çözünmüş katılar

(TÇK), sodyum, potasyum, kalsiyum ve magnezyum gibi metaller, toplam sertlik, toplam fosfatlar, sülfatlar ve azot içerir. Son birkaç yılda, membran teknolojisi endüstriyel amaçlar için temiz su üretmek amacıyla atıksu arıtma sektöründe giderek popüler hale gelmiştir. Ancak membranının kirlenmesi, kısa membran ömrü ve kimyasallara karşı düşük direnç gibi zorlukları bulunmaktadır. Mikrobiyal yakıt hücreleri ise, biyokatalizli elektrokimyasal sistemler olup endüstriyel atıksuların arıtımda kullanılmaktadır fakat oldukça pahalı sistemlerdir (Malik ve ark., 2022).

Kentsel katı atıkların yönetimi için depolama yöntemi en yaygın olarak kullanılan yöntemdir ve katı atık bertarafının yaklaşık %70'ini oluşturmaktadır. Popüler olması yakma veya geri dönüşüm gibi alternatiflere kıyasla ekonomik olmasından ve operasyonel basitliğinden kaynaklanmaktadır. Ancak depolama, esas olarak fiziko-kimyasal ve biyolojik koşullar altında atıkların ayrışması sonucu oluşan son derece kirli bir sıvı olan depolama sahası sızıntısının yani çöp sızıntı suyunun oluşumu nedeniyle önemli çevresel riskler oluşturmaktadır. Çöp sızıntı suyu ağır metaller ve amonyak dahil olmak üzere çeşitli toksik elementler, ilaçlar ve kişisel bakım ürünleri, perflorlu ve poliflorlu maddeler, mikroplastikler, plastikleştiriciler ve pestisitler gibi pek çok kirleticiyi içerir (Goukeh ve ark. 2025).

Atıksuların arıtılmasında kullanılan fiziksel, kimyasal ve biyolojik arıtma sistemleri kirleticilerin türüne, kirliliğin boyutuna ve arıtılacak hacme bağlı olarak, birlikte veya ayrı ayrı kullanılabilirler. Dünya Sağlık Örgütü, atıksu yönetim sistemlerini iyileştirmek ve arıtmanın tüm aşamalarında sağlık risklerini azaltmak için kılavuz ilkeler belirlemiştir. Hedeflenen kirletici giderme seviyesine ulaşmak için, atıksu arıtma yöntemleri birincil, ikincil ve üçüncül olarak kategorize edilir (Koul ve ark., 2022b). Atıksuları alıcı ortamlara deşarj edilmeden önce arıtılmış atıksuya dönüştürmek için geleneksel ve ileri teknolojileri içeren çeşitli arıtma teknolojileri kullanılmaktadır. Bunun için fizikokimyasal ve biyolojik arıtma prosesleri bulunmaktadır. Atıksu arıtımı için membran filtrasyonu, iyon değişimi, elektrokimyasal arıtma, ozmos, çökeltme ve buharlaştırma yöntemleri birkaç tipik fizikokimyasal yaklaşımdır. Ancak bu yöntemlerin çoğu çevre dostu olmadığı gibi ekonomik olarak da sürdürülebilir değildir ve atıksu arıtma tesislerinde (AAT) kullanılan enerji, ülkenin toplam elektrik tüketiminin %2 ila 4'ünü oluşturmaktadır. Ek olarak bu tesislerin altyapı yatırımları yüksek maliyetler gerektirir ve proses yönetimi için uzman iş gücü gereklidir (Alazaiza ve ark., 2022). Gelişmiş ülkelerdeki en yaygın atıksu arıtma yöntemleri, hem evsel hem de endüstriyel atıksular için merkezi aerobik atıksu arıtma

tesisleridir. Aslında Atıksu Arıtma Tesisleri kirleticileri su kütlelerine deşarj eden başlıca kaynaklardır. Ortalama kirletici miktarı, coğrafi bölgeye göre AAT'lerin giriş ve çıkış sularında değişiklik gösterebilir. Geleneksel AAT'lerin kirleticileri arıtmadaki düşük verimliliği nedeniyle yeni arıtma yaklaşımlarının tanımlanması gerekmektedir. Adsorpsiyon, mikro/ultra filtrasyon, ters ozmos , koagülasyon vb. gibi çeşitli fiziksel ve kimyasal arıtma yöntemleri genellikle kirleticilerin giderilmesinde mükemmel verimlilik göstermiştir. Ancak bu proseslerin çoğu yüksek enerji gereksinimleri, yüksek işletme maliyetleri, toksik yan ürün üretimi vb. sorunlar yaşamaktadır. Bu nedenle, bu fiziksel ve kimyasal arıtma yöntemleriyle kirleticileri gidermek sürdürülebilir bir çözüm değildir (Mehariya ve ark., 2024).

Dünya çapında çeşitli şirketler ve araştırma kuruluşları, geleneksel atıksu arıtımını hem işletmesi kolay hem de kârlı, güçlü, enerji açısından yeterli, düşük karbonlu ve kapsamlı bir sürece dönüştürmeye çalışmaktadır. Uygulanabilir bir seçenek, uzun vadeli arıtma süreçleri geliştirmek amacıyla fiziko-kimyasal ve biyolojik arıtma süreçlerini birleştirmektir. Antropojenik faaliyetler arttıkça atıksu bileşimlerinin artan karmaşıklığı nedeniyle, su kirliliğinin azaltılmasında uygulanması kolay, etkili ve çevre dostu, uygun atıksu arıtma prosedürlerinin oluşturulması kritik önem taşımaktadır. Tek başına fiziksel-kimyasal yöntemlerin, atıksuların karmaşık bileşimlerle arıtılmasında etkisiz olduğu gösterilmiştir. Geleneksel atıksu arıtma şemalarında yüksek enerji ihtiyacı, havalandırma ile bağlantılı maliyetler ve çamur kontrolü gibi çok sayıda dezavantaj mevcuttur. Çevreye verilen sera gazı emisyonlarının yaklaşık %3'ü AAT'lerden kaynaklanmaktadır. Enerji kullanımındaki ve karbon yoğunluğundaki artış, atıksu arıtımı ve yeniden kullanımı konusundaki ilerlemenin önemini göstermektedir (Dayana Priyadharshini ve ark., 2021).

Tüm bu zorlukların aksine biyoremediasyon seçeneği, organizmaların atıksudaki kirleticileri doğal olarak arıtarak daha az veya hiç toksik olmayan bileşikler halinde çevreye salabildiği, daha az maliyet gerektiren biyolojik bir işlemdir. Bu şekilde, bir yandan ilgilenilen türlerin biyokütlesinin üretilmesine ve diğer yandan kirleticilerin giderilmesine olanak tanıyarak ekonomik açıdan karlı bir süreç oluşturur. Bu bağlamda alglerin kullanıldığı fikoremediasyon işlemi arıtmalara potansiyel bir çözüm oluşturmaktadır. Bu işlemde, makro veya mikroalgler atıksudan kirleticilerin, özellikle besin maddeleri, ksenobiyotikler ve karbondioksitin giderilmesi veya biyotransformasyonu için kullanılır. Fikoremediasyon, kaynakların geri kazanımı ve geri dönüşümünün faydalarını da bünyesinde barındıran, uygun maliyetli ve çevre dostu bir yöntemdir. Fikoremediasyonda

sadece kirleticinin giderimi faydası elde edilmez, aynı zamanda bu yöntemde birçok başka amaç için kullanılmaya olanak tanıyan büyük miktarda biyokütle de üretilebilir (Jimenez-Veuthey ve ark., 2024). Fikoremediasyonun, endüstriyel atıksulardan besin maddeleri, asitler, ağır metaller, organik madde, karbon sekestrasyonu ve ksenobiyotikler dahil olmak üzere toksik maddeleri uzaklaştırmak için etkili ve daha güvenli bir yöntem olduğu kanıtlanmıştır (Siddharthan ve ark., 2025).

Dünya nüfusunu hızla artması gıda ve su gibi temel ihtiyaçların yanında teknolojik ürünlere olan talebin de artışına yol açmaktadır. Temiz suya erişim temel insan ihtiyaçlarının başında gelir ve su kaynaklarının giderek azalması, su streslerinin yaşanmasına neden olmaktadır. Günümüzde artık temiz suyun yanında kirli suyun bile yeniden kullanımı dünya çapında yaygın olarak görülmektedir. Endüstriyel faaliyetlerin artışı atıksu üretiminin de artışına yol açmış ve bu atıksuları yönetmek bilim insanları ve araştırmacılar için en büyük zorluklardan biri olmuştur. Ayrıca kentsel alanlarda oluşan evsel nitelikli atıksular ve çöp depolama sahalarında oluşan sızıntı suları da önemli çevresel sorunlara neden olmaktadır. Bu tür atıksular ekonomik ve stratejik öneme sahip olan birçok stratejik hammaddeleri de içermektedir. Atıksuları arıtmak için geleneksel yöntemlerin kullanılması, aşırı kaynak kullanımına ve enerji tüketimine yol açabilir. Araştırmacılar atıksuları arıtmak için daha sürdürülebilir seçenekler ararken, alglerin kullanıldığı sistemler önemli avantajlar sunduğundan dolayı son zamanlarda daha fazla ilgi kazanmıştır. Birçok alg türü, hem atıksuların arıtımı hem de etkili biyokütle üretimi için ikili amaçlarla incelenmiş, çevre dostu ve döngüsel ekonomi açısından yararlı ürünlerin üretimi için yaygın olarak kullanılmıştır. Stratejik hammaddelerin atıksulara ulaşmasına; bu hammaddelerin çıkarılması ve işlenmesi faaliyetleri, nihai ürünlerin kullanım sonucu oluşan atıkların çevreye salınması, sızıntı ve jeolojik süreçler gibi faktörler yol açmaktadır. Böylece alıcı ortamlarda stratejik hammadde konsantrasyonunun artmasıyla birlikte çevre kirlilikleri meydana gelmekte ve coğrafi ve biyolojik birikim oluşmaktadır. Stratejik hammaddeler su kirliliği açısından kirletici olarak değerlendirilirken diğer taraftan atıksular aslında bir stratejik hammadde kaynağı olarak da görülebilir.

Bu çerçevede bu tez çalışmasının ana amacı; farklı tipte atıksularda (evsel atıksu, endüstriyel atıksu ve çöp sızıntı suyu) bulunan bazı stratejik hammaddelerin (Al, Sb, As, Be, B, P, Ga, Co, Li, Mg, Si, Sr, Tl, Ti, V) *Cladophora fracta* (*C. fracta)* kullanılarak akümülasyonunun araştırılmasıdır. Bu amaçla;

1. *C. fracta*'da akümüle olan her bir stratejik hammaddenin farklı atıksulardaki akümülasyonlarının belirlenmesi,

2. Farklı tipte atıksuda *C. fracta*'da akümüle olan her bir stratejik hammadde için hasatlama zamanının belirlenmesi,

3. Stratejik hammaddelerin her biri için hangi atıksuda *C. fracta*'da daha iyi akümüle olduğunun belirlenmesi hedeflenmiştir.

2. LİTERATÜR ÖZETİ

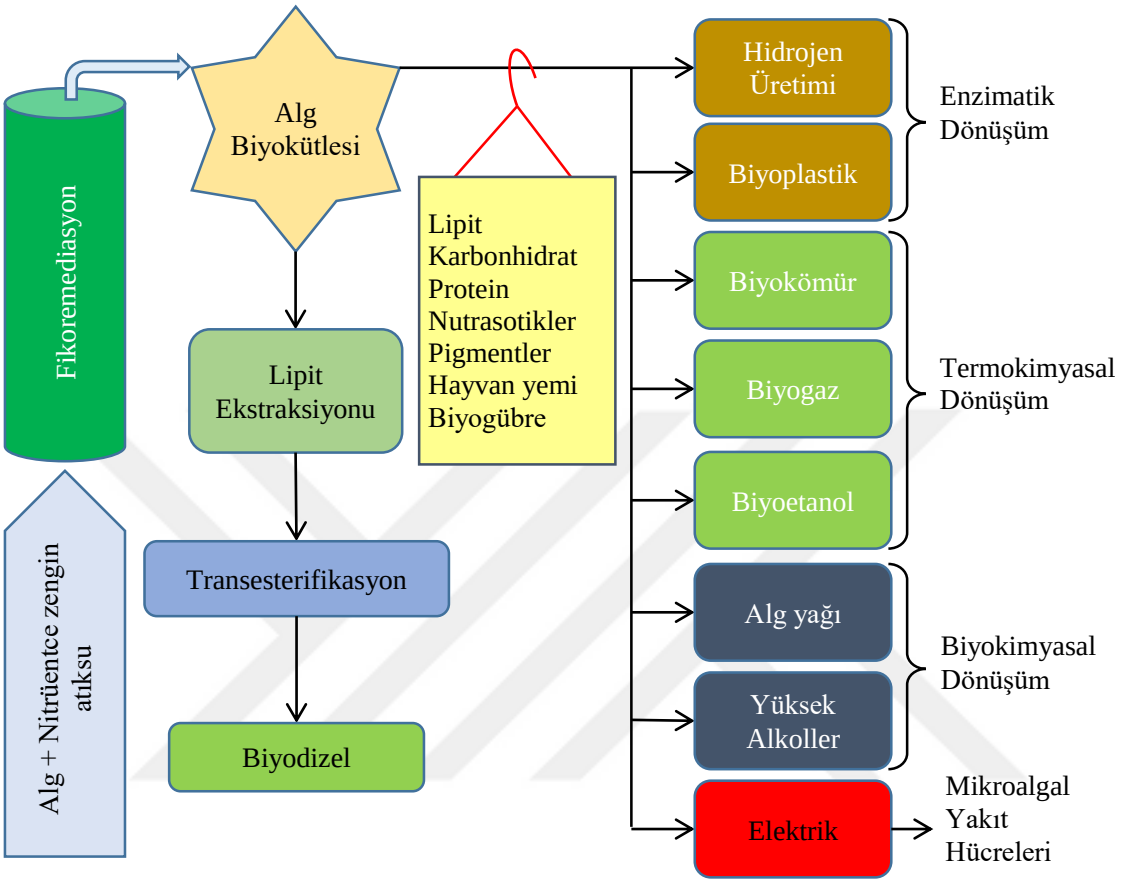
2.1. Algler ve Atıksularda Kullanımı

2.1.1. Alglerin genel özellikleri

Algler tek hücreli organizmalardan oldukça gelişmiş yapılara sahip canlılara kadar uzanan, çoğunlukla ökaryotik türlerden oluşan karmaşık bir gruptur. Güneş ışığının varlığında algler karbondioksiti kullanır, karbonu karbondioksitten sabitler ve güneş ışığını kullanarak oksijeni çevreye verirler. Alg hücreleri, besin zincirinin omurgasını oluşturan genel fotosentetik aktivitenin yarısından fazlasını oluşturdukları için dünya için hayati öneme bir sahiptir (Rani ve ark., 2021). Algler, tipik kökleri, dalları ve yaprakları olmayan çeşitli su bitkileri grubudur. Selüloz bazlı hücre duvarlarına sahiptir. Algler makro ve mikroalg türler olarak sınıflandırılırlar. Makroalgler maksimum boyutu birden fazla metre olan çok hücreli, mikroalgler ise maksimum 0,2-100 μm boyutunda tek hücreli organizmalardır. Algler, tek hücreli veya temel çok hücreli doğasına sahip olarak hızla büyüyebilen ve aşırı koşullara uyum sağlayabilen fotosentetik prokaryotik veya ökaryotik organizmalardır. Algler, karbondioksit için mükemmel bir yutaktır ve karbon ayak izini (kirliliğe, küresel ısınmaya ve küresel sera etkilerine neden olan atmosferik karbondioksiti) etkili bir şekilde azaltabilir. Doğada her yerde bulunurlar ve çok çeşitli habitatlara iyi adapte olurlar. Bu nedenle genel olarak makroalgler, mikroalgler ve yaygın olarak deniz yosunları olarak adlandırılan deniz algleri olarak sınıflandırılırlar. Mikroalgler, dünya çapında bulunan tahmini 200.000-800.000 tür ile biyoçeşitlilik açısından zengindir ve olağanüstü adaptojenik yetenekleri, çeşitli ortamlarda gelişmelerine izin vererek onları yalnızca atıksu için değil, aynı zamanda biyoyakıt üretimi için de iyi adaylar haline getirir. Algal biyokütlenin, atıksu biyolojik iyileştirmesinde ve biyoenerji ve katma değerli yan ürünlerin üretiminde önemli bir ikili role sahip olduğu kanıtlanmıştır. Atıksu arıtma sürecinde makroalglerin kullanımı ilk olarak 1960'larda Oswald tarafından ortaya atılmıştır ve atıksu arıtımında sürdürülebilir uygun maliyetli bir yöntem olarak bilinmektedir (Koul ve ark., 2022b; Razaviarani ve ark., 2022; Salama ve ark.. 2019).

Alg biyokütlesi çeşitli dönüşüm yollarıyla birçok uygulamalara sahiptir (Şekil 2.1.). Atıksuların arıtılması büyük ölçekli alg üretimine yol açabilir ve yüksek ısı değerine sahip, kömür/yakıt ikamesi olarak kullanılabilen biyokömür/biyogaz üretimi gibi bir dizi uygulamaya öncülük edebilir. Algal biyogübrelerin toprak gübrelemesi ve biyo-döngüsel

ekonomiye çeşitli faydaları bulunmaktadır. Alglerden çeşitli yenilenebilir kaynaklar, yani biyodizel, biyo-etanol ve biyo-hidrojen üretilebilir (Dayana Priyadharshini ve ark., 2021).



Şekil 2.1. Alg biyokütlesinin dönüşüm süreçleri

2.1.2. Alg kullanılarak atıksuların arıtımı (fikoremediasyon)

Araştırmacılar, hücre yapıları veya hücre metabolizmaları nedeniyle çok sayıda alg türünün suyu arıtma özelliğine sahip olduğunu tespit etmiştir. Ayrıca araştırmalar, alglerin biyosorpsiyon ve biyoakümülasyon yoluyla eser metalleri biriktirme yeteneğine sahip olduğunu göstermektedir. Alglerle yapılan bu atıksu arıtma yöntemine fikoremediasyon denir. Teknik olarak fikoremediasyon besin maddelerinin, toksik kimyasalların ve diğer kirleticilerin sudan uzaklaştırılması veya biyolojik dönüşümü için alglerin kullanılması olarak tanımlamaktadır. Bu amaçla kullanılacak ideal bir alg türünün toksik kirleticilere, CO_2 konsantrasyonuna, sıcaklık dalgalanmalarına ve pH değişikliklerine karşı yüksek toleransa sahip olması gerekir (Mulbry ve ark., 2008; Zhao ve Su, 2014; Sengupta ve ark., 2023).

Makroalglerin daha büyük boyutu çevredeki ortamlardan daha fazla besin maddesi alımına yardımcı olur ve kirletici maddeleri biyosorpsiyon yoluyla detoksifiye etme yeteneğini arttırır. Örneğin deniz yosunu terimi deniz makroalgleri için kullanılmakta olup gıda, hayvan yemi, ilaç ve organik gübreler için de kullanılmaktadır. Ochrophyta, Rhodophyta ve Chlorophyta filumları altındaki makroalg türleri gıda için yaygın olarak kullanılmaktadır. Makroalglerin CO_2 tutma yeteneğinin yüksek olması, iklim değişikliğinin azaltılması ve adaptasyonunda önemini göstermektedir. Ayrıca makroalgler, biyoetanol, biyodizel veya biyogaz gibi yenilenebilir enerji kaynaklarının ana hammaddeleri olarak kabul edilmektedir. Bunun nedeni, bu alg hücrelerinin karasal bitkilerden %15-20 daha fazla polisakkarit içermesidir. Yüksek lipid içeriği aynı zamanda onları biyodizel üretimi için ideal adaylar haline getirir ve yüksek C/N oranına sahip alg hücreleri biyogaz üretimi için kullanılabilir (Shackira ve ark., 2022).

Biyoremediasyon seçeneği, diğer arıtma teknolojileri arasındaki avantajlarından dolayı atıksulardan çeşitli kirleticilerin uzaklaştırılması açısından son derece umut vericidir. Fikoremediasyon, biyoremediasyon yollarından biri olup belirli atıksu türünden organik ve inorganik kirleticileri gideren biyolojik alternatiflerden biridir (Topal ve ark., 2020a). Alg bazlı atıksu arıtma teknolojisi onlarca yıldır kullanılmakta olup azot ve fosfor gibi besin maddelerinin atıksudaki mikroalgler tarafından asimilasyonuna dayanır ve bu da sonuçta arıtılmış atıksudaki besin yükünü azaltır. Algler kullanılarak atıksu arıtımı besinlerin, organik maddenin ve ağır metallerin uzaklaştırılmasını sağlamaktadır (Kumar ve ark., 2018).

Alg ile yapılan biyoremediasyon uygulamaları, alglerin büyümesini etkileyebilen sıcaklık, pH, besin bulunabilirliği ve ışık yoğunluğu gibi faktörlerden etkilenir ve büyüme türden türe değişlik gösterir. Işık hem alg fotosentezi için enerji kaynağı hem de alglerin gelişimi için ön koşul görevi görmektedir. Işık kalitesi ve yoğunluğu besin gideriminde önemli bir rol oynamaktadır. Benzer olarak sıcaklık, alglerin metabolik süreçlerini ve büyümesini düzenlemede önemli bir rol oynar. pH, alg kültürlerinde metabolizmayı etkileyen ve besin maddeleri ile CO_2'nin bulunabilirliğini ve çözünürlüğünü düzenleyen önemli bir faktördür (Kapahi, 2025).

Alg kullanılarak gerçekleştirilen atıksu arıtımı yalnızca atıksuyun sürdürülebilir yönetimini desteklemekle kalmaz, aynı zamanda döngüsel ekonomi (azalt, yeniden kullan ve geri dönüştür) kavramını da yerine getirir. Fikoremediasyon ile ilgili literatürde yapılan birkaç çalışma aşağıda verilmiştir.

Gonzalez-Lopez ve ark., (2025) mikroalg türü olarak *Spirulina* sp. kullanılarak Rancho Triste çöp sahasından gelen sızıntı suları için bir biyoremediasyon sistemi değerlendirilmiştir. Sunulan ölçeklenebilir biyoprosesin KOİ giderme verimliliği %52'yi aşarken, ağır metal giderme verimliliği demir için %93,05, magnezyum için %42,44 ve manganez için %91,5'e ulaşmıştır.

Mostafa ve ark., (2024) tarafından, patates endüstrisi atıklarının geri dönüşümü için etkin maliyetli ve çevre dostu bir yaklaşım olarak fikoremediasyonun potansiyelini keşfetmek amacıyla yapılan çalışmada, *Spirulina platensis* , *Nostoc muscorum* ve *Anabaena oryzae* kullanılmasının yüksek kaliteli biyogübreler üretmedeki etkinliği gösterilmiştir. Bulgular, siyanobakteri bazlı fikoremediasyon ve biyogübrelerin atıksuların arıtımı, besin geri dönüşümü ve toprak zenginleştirme için uygun maliyetli, çevre dostu araçlar olarak potansiyelini vurgulamaktadır.

Ndlela ve ark., (2023) tarafından pasif atıksu arıtma havuzlarında (Mosselbay, Güney Afrika) kullanılan köklü bir alg konsorsiyumunun (*Chlorella protothecoides* ve *Chlorella vulgaris*) antibiyotikleri (sülfametoksazol, amoksisilin, trimetoprim, ofloksasin ve klaritromisin) giderim performansını araştırılmıştır. 10 ve 100 ppb ile zenginleştirilmiş numunelerde sülfametoksazol için sırasıyla %77,3 ± 3,0 ve %46,5 ± 5,3 ve ofloksasin için sırasıyla %43,5 ± 18,9 ve %55,1 ± 12,0 giderim verimleri hesaplanarak alg konsorsiyumunun, atıksudan antibiyotiklerin uzaklaştırılması için alg bazlı sistemlerin potansiyelini göstermiştir.

2.1.3. Alglerin alım mekanizmaları ve akümülasyon süreçleri

Algler, çeşitli mekanizmalar ile hücre yüzeyindeki fonksiyonel grupları (karboksil, hidroksil, karbonil, sülfidril ve amino grupları gibi) sayesinde besinlere ve toksik bileşiklere karşı iyi bir bağlanma afinitesine sahiptir. Doğal mikrobiyal popülasyonlar, çeşitli yollarla çevreye salınan birçok organik bileşiği biyolojik bozunma süreci yoluyla bozar. Bakterilere benzer şekilde algler de redüktaz, oksidoredüktaz ve oksidatif enzimler gibi enzimler üretirler ve bu enzimler daha büyük karmaşık organik maddeler veya boya moleküllerindeki bağları parçalama ve bunları daha az toksik basit bileşiklere dönüştürme yeteneğine sahiptir. Diğer taraftan kirleticilerin atıksudan biyolojik materyaller tarafından sorpsiyon yoluyla uzaklaştırılması ise fizikokimyasal mekanizmaları ifade etmektedir. Bu mekanizmalar ise aktif ve pasif biyosorpsiyon olarak gerçekleşmektedir. Pasif biyosorpsiyon atıksudaki

kirleticinin fonksiyonel gruplar aracılığıyla ölü biyokütle hücre duvarı ile etkileşimi ile meydana gelir. Bu, metabolizmadan bağımsız bir süreçtir ve ilk etkileşimlerden sonraki 5 ila 10 dakika içinde hızla gerçekleşir. Islak biyokütle veya canlı hücrelerde meydana gelen biyosorpsiyona aktif biyosorpsiyon adı verilmektedir. Ardışık iki adımdan oluşur. İlk adım, pasif biyosorpsiyona benzer şekilde adsorpsiyondur. Hızlı bir metabolizma sürecidir ve bağlayıcı maddelerden bağımsızdır. Sonraki ikinci adım, bağlı maddelerin hücre zarı boyunca taşınmasıdır. Yavaş bir metabolizma sürecidir ve bağlanma eğilimine bağlıdır (Selvaraj ve ark., 2023).

Fikoremediasyon mekanizması genel olarak biyosorpsiyon, biyotransformasyon, biyolojik bozunma, fikovolatilizasyon, kompleksleşme ve biyoakümülasyon olarak kategorize edilebilir. Biyoakümülasyon oranı büyük ölçüde alglerin türüne, kirleticilerin konsantrasyonuna ve diğer çevresel faktörlere bağlıdır. Bu süreçte kirleticiler alg hücrelerine endositoz yoluyla veya çeşitli taşıyıcılar yoluyla aktif taşıma yoluyla girer. Bu toksik maddelerin birikmesine yanıt olarak alg hücreleri, toksik iyonların oluşturduğu oksidatif stresi azaltmak için askorbat peroksidaz, glutatyon peroksidaz ve süperoksit dismutaz dahil olmak üzere antioksidan enzimler gibi savunma stratejilerini tetikler. Buna ek olarak, toksik bileşenlerin kofullara veya çeşitli protein türlerine bağlanması gibi diğer mekanizmalar da alglerde toksisite seviyelerini azaltmak için çalışır. Dolayısıyla biyoakümülasyonun aktif bir detoksifikasyon süreci olduğu ve alg hücrelerinin çeşitli metabolik aktivitelerini etkileyebileceği söylenebilir. Bazı algler, çok fazla toksik semptom göstermeden, hücrelerinde oldukça yüksek miktarda kirletici madde biriktirmede etkilidir. Örneğin, *Polyphysa peniculus* algi, arseniğin (As) atıksudan uzaklaştırılması için ideal bir adaydır ve hücreler içerisinde arsenit ve dimetilarsinat formunda biriktiği tespit edilmiştir. Benzer şekilde, iki makroalg (*Chara aculeolata* ve *Nitella opaca*) atıksudan Pb, Cd ve Zn gibi ağır metallerin gideriminde kullanılma yetenekleri incelenmiştir. İki türden *N. opaca,* Cd ve Pb için yüksek bir biyoakümülasyon oranı sergilerken, *C. aculeolata* yüksek bir Zn birikim oranı kaydetmiştir. Diğer bir çalışmada; *Ulva lactuca* ve *Enteromorpha clathrata* olmak üzere iki yeşil alg türünde benzinin biyoakümülasyon potansiyeli bildirilmiş ve *U. lactuca*'nın *E. clathrata* ile karşılaştırıldığında yüksek bir gazolin birikimi potansiyeline sahip olduğunu bulunmuştur (Cullen ve ark., 1994; Sooksawat ve ark., 2013; El-Shoubaky ve Mohammad, 2016; Shackira ve ark., 2022).

Alg türleri biyokütlelerinin %10'una kadarını metal olarak bağlayabilmektedir. Algler aracılığıyla ağır metallerin uzaklaştırılması mekanizması, hücre metabolizmasından

bağımsız olan hücre yüzeyine adsorpsiyon ve hücre metabolizmasına bağlı olan absorpsiyon veya hücre içi alım prensibine göre çalışır. Bu nedenle, adsorbe etme ve metabolize etme yetenekleri, geniş yüzey/hacim oranları; hücre yüzeylerinde yüksek afiniteli, metal bağlayıcı grupların varlığı ve etkili metal alım ve depolama sistemleri ile ilişkilidir. Biyosorpsiyon, ağır metallerin aktif veya pasif alg biyokütlesi tarafından alımında baskın mekanizmadır ve ağır metalleri atıksudan uzaklaştırmak için uygun maliyetli bir çözüm olarak bulunmuştur. Pasif alg biyokütlesi durumunda biyosorpsiyon metabolik yolda yer almaz; ancak bu tamamen biyokütle ile metal iyonu arasındaki etkileşime bağlıdır; dolayısıyla metal iyonlarının iyon değiştirme reçineleri yoluyla bağlanmasına benzer. Çeşitli organizmalar yoluyla metal alma yeteneği, araştırmacılar tarafından geniş çapta incelenmiş ve pasif alg biyokütlesinin çözeltideki çok düşük konsantrasyondan metal iyonlarını bağlama konusunda büyük bir potansiyele sahip olduğu sonucuna varılmıştır. Ayrıca biyosorpsiyonun toksik metallerin uzaklaştırılmasında önemli olduğu ve aynı zamanda altın, gümüş ve radyonüklidler gibi değerli metallerin geri kazanılmasının da mümkün olduğu rapor edilmiştir (Ahmad ve ark., 2020).

Ağır metallerin mikroalgler yardımıyla fikoremediasyonu iki aşamalı bir işlemdir. İlk aşamada, ağır metaller pasif alımla hücre yüzeyine adsorbe edilir (biyosorpsiyon). Bu nispeten hızlı bir süreçtir (birkaç saniye veya dakika) ve hücre metabolizmasından bağımsızdır. Bu nedenle, bu aşamaya hızlı hücre dışı pasif süreç denir. Algler, hücre yüzeyinde farklı fonksiyonel grupların varlığı nedeniyle potansiyel biyosorbentler olarak işlev görürler. Mikroskobik yapıları nedeniyle, mikroalg hücreleri yüksek yüzey alanına ve yüksek bağlanma afinitesine sahip oldukları için ağır metalleri çok verimli bir şekilde biyosorbe edebilirler. Kirleticiler, elektrostatik çekim kuvveti ve kompleksleşme yoluyla hücre yüzeyine bağlanır. Biyosorpsiyon hem canlı hem de cansız biyokütle tarafından gerçekleştirilebilir. Alg hücresinin yüzeyinde bulunan kalsiyum, magnezyum, sodyum veya potasyum iyonlarıyla metal iyonlarını değiştirebilir veya hücre yüzeyinde bulunan fonksiyonel gruplarla kompleks oluşturabilir. İkinci aşamada, ağır metaller hücre zarından sitoplazmaya veya diğer organellere taşınır. Bu, ağır metallerin alg hücreleri içinde birikmesine yardımcı olur ve bu işleme biyoakümülasyon denir. Biyoakümülasyon aktif bir süreç olup yalnızca canlı biyokütle tarafından gerçekleştirilebilir ve hücre içinde kirleticilerin birikmesi için enerji gereklidir. Bu işlem, yavaş bir işlem olduğu ve mikroalg hücreleri içinde ağır metallerin birikmesi için enerji gerektirdiği için yavaş hücre içi aktif birikim olarak da bilinir. Biyosorpsiyon ve biyoakümülasyon süreçlerin her biri için çarpıcı

bir zaman farkı bulunmaktadır. Biyosorpsiyon sürecinin hızlı ve sıklıkla seçici olduğu gösterilmiştir. Biyosorpsiyon birkaç dakika içinde gerçekleşirken, biyoakümülasyon çok daha uzun bir zaman ölçeğinde gerçekleşir. Bu işlemlerin yardımıyla elde edilen alg biyokütlesi, bazı katma değerli ürünlerin geri kazanılması için daha fazla kullanılabilir (Chugh ve ark., 2022).

Aktif ve pasif alım süreçlerini ayırt etmek için alg hücrelerini EDTA (etilendiamintetraasetik asit) ile yıkama işlemi yapılabilir. Böylece hücre yüzeyinde biriken metaller uzaklaştırılır ve hücre içinde birikenler geride kalır. Fakat EDTA yıkaması hücre içinde biriken metalin bir kısmının da uzaklaştırılmasına neden olur ve buna rağmen birçok araştırmacı tarafından aktif ve pasif alım süreçlerini ayırt etmek amacıyla kullanılmıştır. Metal adsorpsiyonunun ve alımının göreceli önemi, alg türlerine ve metal iyonlarına göre değişebilir. Genel olarak, adsorpsiyon, alg hücreleri tarafından toplam metal birikimine alımdan çok daha fazla, (%80'den fazla) bir katkıda bulunur. Ancak, adsorpsiyondan daha fazla alımın katkısı olduğunu veya her iki sürecin toplam metal birikimine neredeyse benzer bir katkısı olduğunu öne süren birkaç çalışma bulunmaktadır (Mehta ve Gaur, 2005).

2.2. Stratejik Hammaddeler ve Çevresel Etkileri

2.2.1. Stratejik hammaddelerin tanımı ve genel özellikleri

Temel önemleri ve çeşitli endüstriyel sektörlerde ve teknolojik ilerlemelerde yaygın kullanımları nedeniyle bazı elementler çeşitli dönemlerde stratejik hammadde olarak tanımlanırlar. Modern yüksek teknoloji dünyasında giderek daha da önemli hale gelen bu hammaddelerin güvenli ve sürdürülebilir bir şekilde tedarik edilmesi yalnızca teknolojiyi ilerletmek için değil, ulusal güvenliği, ekonomik refahı ve bir ulusun piyasa dengesini sağlamak için de oldukça önemlidir. Çevresel sürdürülebilirlik ve doğal kaynakların giderek azalması ilgili artan endişeler de hammaddelerin önemini belirleyen parametrelerdir. Yenilenebilir enerjiye olan talep artmaya devam ettikçe, stratejik hammaddelere olan talep de önümüzdeki yıllarda katlanarak artacaktır. Geleceğe bakıldığında, gelişmekte olan ülkelerin ve politikalarının malzeme arzı ve talebinde oynayacağı rolün dikkate alınması hayati önem taşımaktadır. Elementler, metaller ve mineral kaynakları tarih boyunca çeşitli terimler kullanılarak belirlenmiş ve tanımlanmıştır. Element, mineral veya metal tanımlayıcıları olarak, “kritik” ve “stratejik” ifadeleri yakından ilişkili olmuştur ancak nadiren açıkça ayırt edilmiştir (Mammadli ve ark., 2024).

Son yirmi yılda, hammadde kritikliğini değerlendirmek ve daha kesin bir şekilde, günümüzde ve gelecekte güvenli bir hammadde tedarikini tehlikeye atan faktörleri analiz etmek için çeşitli metodolojiler geliştirilmiştir. Bilim camiası, henüz bu riskleri nasıl değerlendireceğine dair uluslararası bir uzlaşıya varamamıştır. Bu durum normaldir çünkü; stratejik çıkarlar, yerel kaynakların mevcudiyeti, geçmiş kaynak kıtlığı veya bağımlılık deneyimleri, ilgili uluslararası şartlar ve diğer birçok faktör gibi tanımlayıcı unsurların farklılıklarından kaynaklanmaktadır. Bu faktörler şartlara bağlı olarak büyük ölçüde değişir ve zamanla farklılık gösterebilir (Schicho ve Tercero Espinoza, 2024). Literatürde hammaddelerin kritikliğini belirlemek için kullanılan yöntemler çok çeşitlidir ve basit kullanılabilirlik analizlerinden, daha karmaşık kritiklik yöntemlerine ve dinamik karar destek sistemlerine kadar uzanmaktadır (Feichtinger ve Posch, 2025).

AB için ilk kritik hammaddeler listesi 2011'de yayınlanmış ve o zamandan bu yana belirli aralıklarla güncellenmektedir. Avrupa Komisyonu, daha geniş kapsamlı "Yeşil Sanayi Planı"nın bir parçası olarak ve bir "Net Sıfır Sanayi Yasası" ile birlikte, AB'nin kritik hammaddelere olan bağımlılığını azaltmak ve sürdürülebilir bir eşit rekabet ortamı yaratmak amacıyla 16 Mart 2023'te Kritik Hammaddeler Yasası'nı önermiştir (Hool ve ark., 2024). Kritik hammaddeler listesi, tüm stratejik hammaddelerin yanı sıra, genel Birlik ekonomisi için yüksek öneme sahip olan ve tedarik kesintisi riski yüksek olan diğer hammaddeleri de içermektedir. Yasa güncellenmiş kritik hammaddeler listesine ek olarak, Avrupa'nın yeşil ve dijital hedefleri ve savunma ve uzay uygulamaları için önemli olan teknolojiler için hayati önem taşıyan ve gelecekte potansiyel tedarik risklerine tabi olan stratejik hammaddeler listesini de belirlemektedir. Düzenleme, hem kritik hem de stratejik hammadde listelerini AB hukukuna yerleştirmektedir. Ayrıca stratejik hammadde tedarik zinciri boyunca yerel kapasiteler için net kıstaslar belirlemektedir. Yasanın Ek-1 listesinde stratejik hammaddeler; Bizmut, Bor (metalürji sınıfı), Kobalt, Bakır, Galyum, Germanyum, Lityum (pil sınıfı), Magnezyum metali, Manganez (pil sınıfı), Doğal Grafit (pil sınıfı), Nikel (pil sınıfı), Platin Grubu Metalleri, Mıknatıslar için Nadir Toprak Elementleri (Neodimyum, Praseodim, Terbiyum, Disprozyum, Gadolinyum, Samaryum ve Seryum), Silisyum metali, Titanyum metali ve Tungsten olarak listelenmiştir. Kritik hammaddeler ise Ek-2 listesinde; Antimon, Arsenik, Boksit, Barit, Berilyum, Bizmut, Bor, Kobalt, Kok Kömürü, Bakır, Feldispat, Kalsiyum florür, Galyum, Germanyum, Hafniyum, Helyum, Ağır Nadir Toprak Elementleri, Hafif Nadir Toprak Elementleri, Lityum, Magnezyum, Manganez, Doğal Grafit, Nikel (pil sınıfı), Niyobyum, Fosfat kayası, Fosfor, Platin Grubu Metalleri, Skandiyum, Silisyum

metali, Stronsiyum, Tantal, Titanyum metali, Tungsten ve Vanadyum olarak listelenmiştir. Ek-1 listesi Bölüm 2'de ise stratejik hammaddeleri seçme metodolojisi belirlenmiştir. Buna göre; stratejik önem, öngörülen talep artışı ve üretimi artırmanın zorluğu konuları değerlendirilmektedir (European Commission, 2023).

Amerika Birleşik Devletleri İçişleri Bakanlığı 2018 yılında 36 kritik mineral ve elementin (alüminyum, arsenik, barit, berilyum, bizmut, sezyum, krom, kobalt, florit, galyum, germanyum, grafit, hafniyum, helyum, indiyum, lityum, magnezyum, manganez, niyobyum, platin grubu metaller, potasyum, nadir toprak elementleri grubu, renyum, rubidyum, skandiyum, stronsiyum, tantal, tellür, kalay, titanyum, tungsten, uranyum, vanadyum ve zirkonyum dahil) listesini yayınlamış ve 14 mineralde %100 ithalat bağımlılığını ilan etmiştir (Popov ve ark., 2021). 2020 Enerji Yasası'nın 7002(a) Bölümü kapsamındaki yetkiye uygun olarak 2023 Son Kritik Malzemeler Listesi belirlenmiştir. Enerji için kritik malzemeler: alüminyum, kobalt, bakır, disprozyum, elektrik çeliği, flor, galyum, iridyum, lityum, magnezyum, doğal grafit, neodim, nikel, platin, praseodim, silikon, silisyum karbür ve terbiyum. Kritik mineraller: Alüminyum, antimon, arsenik, barit, berilyum, bizmut, seryum, sezyum, krom, kobalt, disprozyum, erbiyum, europiyum, florispar, gadolinyum, galyum, germanyum, grafit, hafniyum, holmiyum, indiyum, iridyum, lantan, lityum, lutesyum, magnezyum, manganez, neodimyum, nikel, niyobyum, paladyum, platin, praseodim, rodyum, rubidyum, rutenyum, samaryum, skandiyum, tantal, tellür, terbiyum, tülyum, kalay, titanyum, tungsten, vanadyum, iterbiyum, itriyum, çinko ve zirkonyumdur. ABD Enerji Bakanlığı Kritik Malzeme Değerlendirmesi ABD hükümet kurumları tarafından gerçekleştirilen kritiklik değerlendirmelerinden bağımsız olarak yürütülmüştür. Küresel bir bakış açısıyla minerallerin ABD ekonomisi için ve temiz enerji teknolojileri için önemine odaklanılmıştır. 2023 kritik malzeme değerlendirmesinden elde edilen bulguların öne çıkanları şunlardır;

• Elektrikli araç motorlarında ve rüzgar türbini jeneratörlerinde mıknatıslarda kullanılan nadir toprak malzemeleri (neodimyum [Nd], praseodimyum [Pr], disprozyum [Dy] ve terbiyum [Tb]) kritik olmaya devam etmektedir. Dy ve Tb, mıknatıslarda aynı işlevi gören ağır nadir toprak elementleri olsa da, Dy'nin yüksek dereceli mıknatıslarda yaygın kullanımı ve Tb'nin şu anki ikame rolü nedeniyle Tb'nin kritikliği kısa vadede Dy'den biraz daha düşüktür. Benzer şekilde, Pr orta vadede kritiktir ancak kısa vadede yalnızca kritike yakındır çünkü mıknatıslarda Nd'den daha fazla ikame edilebilir.

• Elektrikli araçlar ve sabit depolama için pillerde kullanılan malzemeler artık kritik olarak kabul edilmektedir. Kobalt (Co) bu ve önceki raporlarda kritik bulunurken, lityum (Li) çeşitli pil kimyalarında daha geniş kullanımı ve elektrikli araç endüstrisinin hızla büyümesi nedeniyle orta vadede kritik hale gelmiştir. Doğal grafit bu değerlendirmede yeni bir eklemedir ve kritik olduğu bulunmuştur.

• Hidrojen elektrolizörlerinde kullanılan platin (Pr) ve iridyum (Ir) gibi platin grubu metaller, net sıfır karbon emisyonu elde etmek için hidrojen teknolojilerine daha fazla odaklanılması nedeniyle kritiktir, oysa katalitik konvertörlerde kullanılan rodyum (Rh) ve paladyum (Pd) gibi metaller, orta vadede katalitik konvertörlerin öneminin azalması nedeniyle elenmiştir.

• Galyum (Ga), ışık yayan diyotlarda (LED'ler) kullanımı nedeniyle kritik olmaya devam etmektedir. Ayrıca, Ga'nın mıknatıs üretiminde ve galyum arsenit (GaAs) veya galyum nitrür (GaN) gibi formlarda yarı iletkenlerde kullanımı artmıştır.

• Alüminyum (Al), bakır (Cu), nikel (Ni) ve silisyum (Si) gibi başlıca malzemeler, elektrifikasyondaki önemleri nedeniyle kısa vadede kritik olmayan seviyeden orta vadede kritik seviyeye yaklaşmaktadır.

• Elektrikli çelik, şebeke için trafolarda ve elektrikli araçlardaki elektrik motorlarında kullanılması nedeniyle kritik seviyeye yaklaşmaktadır (Bauer ve ark, 2023).

Mineral kaynaklarının güvence altına alınması Japonya için önemli bir konu olmuştur çünkü metal tedarikinin büyük bir kısmı ithalata bağımlıdır. 2012 yılında, Japon hükümeti 30 mineralin “stratejik mineraller” olarak belirlendiği bir kaynak güvencesi stratejisi duyurmuştur. Stratejik mineraller, endüstrideki artan önemleri ve artan tedarik riski temelinde seçilmiş ve bu da hem indiyum, platin ve nadir toprak elementleri gibi metallerin hem de demir, bakır ve kurşun gibi yaygın metallerin stratejik mineraller olarak belirlenmesiyle sonuçlanmıştır. Strateji, bu metallerin istikrarlı bir şekilde tedarik edilmesine yönelik, mineral sahipliğinin edinilmesi, endüstri süreçleri, kullanım ömrü dolmuş ürünlerden geri dönüşüm, ikame malzemelerin geliştirilmesi ve stoklama olmak üzere dört temel taşa değinmektedir. Stratejik mineraller için tedarik riski ve endüstriyel faaliyetlerin tedarik kısıtlamasına karşı kırılganlığı kriterleri malzemelerin “kritikliği” kavramına karşılık gelmektedir. Kritiklik, öncelikli olarak metal kaynaklarının güvence altına alınmasının göreceli önemini değerlendirmek için geliştirilmiştir (Hatayama ve Tahara, 2015).

Ülkemizin kritik ve stratejik hammaddelerinin belirlenmesi amacıyla Türkiye Cumhuriyeti Enerji ve Tabii Kaynaklar Bakanlığı tarafından bir çalışma yürütülmüştür. Bu çalışmada öncelikli olarak Avrupa Birliği, Amerika Birleşik Devletleri, Japonya, Birleşik Krallık ve Avustralya stratejileri gibi küresel çalışmalar incelenmiş, uygulanan metotlar analiz edilmiş ve 2025 yılının başında Bakanlık tarafından "Türkiye Kritik ve Stratejik Madenler Raporu" yayınlamıştır. Çalışmada, ulusal güvenlik ve ekonomik refah için temel öneme sahip olan ve iç veya dış etkenler nedeniyle arzı kısıtlanabilir madenler "stratejik" olarak tanımlanmıştır. Çalışma sonucu yapılan değerlendirmede; berilyum, florit, krom, bor, platin, manyezit, feldspat, kaolen, trona ve bentonit "Potansiyel Kritik Madenler" olarak, nikel, nadir toprak elementleri, kömür, paladyum, kobalt, bizmut, arsenik, molibden, galyum, kurşun, kadmiyum, indiyum, germanyum, niyobyum, kalay, cıva, antimuan, barit ve grafit "Önemli Kritik Maden" olarak ve lityum, gümüş, titanyum, demir, manganez, çinko, bakır ve alüminyum "Yüksek Öneme Sahip Kritik Madenler" olarak sınıflandırılmıştır. Savunma Sanayii Başkanlığı'ndan alınan verilerin değerlendirilmesi sonucu hafniyum, iterbiyum, itriyum, kobalt, krom, lantan, molibden, neodimyum, uranyum, renyum, rutenyum, nikel, niyobyum, seryum, tantalyum, titanyum, tungsten, vanadyum, zirkonyum, alüminyum, magnezyum, çinko, silisyum, demir, manganez ve karbon stratejik maden olarak belirlenmiştir. Bu madenlerden kobalt, krom, molibden, nikel, niyobyum, titanyum, alüminyum, çinko, demir ve manganez hem kritik hem de stratejik madenlerdir (T.C. Enerji ve Tabii Kaynaklar Bakanlığı, 2025).

Nadir toprak elementleri (NTE'ler), yüksek teknoloji ekipmanları üretmek ve yenilikçi teknolojiler için kritik öneme sahiptir, genellikle alaşımlar veya bunların katkı maddeleri olarak, gelişmiş malzeme performans özellikleri elde etmek için kullanılır. Bununla birlikte, seryum gibi bazı NTE'ler yer kabuğunda nispeten daha sık bulunabilmesine rağmen, genel olarak NTE'ler kobalt, lityum, tellür ve nikel gibi diğer bazı stratejik mineral kaynaklarının yanı sıra kritik hammaddeler olarak kabul edilir. Bunlar şu şekilde sıralanabilir: skandiyum, lantan, seryum, praseodim, neodim, prometyum, samaryum, europiyum, itriyum, gadolinyum, terbiyum, disprozyum, holmiyum, erbiyum, iterbiyum, lutesyum ve tulyum. Benzer kimyasal ve fiziksel özellikleri nedeniyle gruplandırılmış 17 adet NTE vardır, bunlardan 8'i hafif NTE kategorisinde ve 7'si ağır NTE kategorisindedir. Bu elementler 15 lantanite ilave olarak skandiyum ve itriyumdan oluşur. Uluslararası Temel ve Uygulamalı Kimya Birliği (UTUKB) Lantan'dan Evropiyum'a kadar olan elementleri hafif NTE'ler ve Gadolinyum'dan Lutesyum ve İtriyum'a kadar olan

elementleri ağır NTE'ler olarak kabul etmektedir. Buna karşılık, Avrupa'da Lantan'dan Samaryum'a kadar olan elementler genellikle hafif olanlar ve Evropiyum'dan Lutesyum'a artı İtriyum'a kadar olanlar ağır olanlar olarak gruplandırılır. Çin'de Samaryum ağır NTE olarak kabul edilir. UTUKB ve ABD Jeoloji Araştırmaları Kurumu'na göre Gadolinyum'un sınıflandırması iki grup arasında değişmektedir. Ayrıca, Skandiyum da genellikle bir NTE olarak tanımlanmaz ve genellikle ayrı bir element olarak ele alınmaktadır (Leal Filho ve ark., 2023).

Ulusal güvenlik açısından stratejik olanlar da dahil olmak üzere birçok modern teknolojide kullanılmaları nedeniyle, NTE'lere olan talep her geçen gün artmaktadır. Dolayısıyla üretimleri ve yeni kaynaklar bulma ve bunları çıkarma ihtiyacı da artmaktadır. Küresel nadir toprak rezervlerinin yaklaşık 120 milyon metrik ton (toprak oksit eşdeğeri) olduğu tahmin edilmektedir ve Çin, yaklaşık %37 ile en büyük paya sahiptir. NTE'lere olan talep önemli ölçüde artmaya başladığı zamanda Çin, nadir toprak piyasası üzerinde tam kontrol sahibi olmuştur. Madenciliği artırarak ve diğer ülkelerdeki NTE şirketlerinin hisselerini satın alarak Çin, sonunda küresel üretimin %95'ini kontrol etmiştir. Bu durum, Çin ile Japonya arasındaki anlaşmazlığın Çin tarafından nadir element ihracatına kısıtlama getirilmesine yol açtığı 2010 yılındaki "Nadir Toprak Krizi"ne sebep olmuştur. NTE fiyatları bazı durumlarda %500'e kadar yükselmiştir. Bu olay birçok ülkeyi Çin'e olan bağımlılığı azaltmak için NTE beklentilerini yeniden değerlendirmeye zorlamıştır. 2011 yılında Avustralya, NTE madenciliğine başlamış; onu ABD, Kanada ve daha sonra Brezilya, Malezya, Rusya, Tayland ve Vietnam izlemiştir (Drobniak ve Mastalerz, 2022).

2.2.2. Stratejik hammaddelerin çevresel etkileri

Stratejik hammaddelerin çıkarılması ve işlenmesi sıklıkla, doğal yaşam alanlarının tahribi, toprak ve su kirliliği ve önemli karbon emisyonları dahil olmak üzere önemli çevresel bozulmaya yol açmaktadır. Ek olarak, sınırlı çevresel denetim durumlarında veya kazalar nedeniyle, Florida'daki Piney Point'teki olayda da kanıtlandığı gibi, sonuçlar ciddi olabilir. Bu tesis, bir stratejik hammadde olan fosfatı çıkarıp işlemektedir ve 1999'da kapatılsa da atıksuyu bugün hala orada durmaktadır. 2021'de, çoğunlukla amonyak ve fosfat içeren yaklaşık 814 milyon litre azot ve fosfor açısından zengin atıksu, biriktirme havuzlarından birinde bir yırtık meydana geldikten sonra Tampa Körfezi'ne ulaşmıştır. Bu, başlangıçta plankton, siyanobakteri ve alg patlamasına neden olarak 1.600 metrik ton balık

ölümüne ve potansiyel uzun süreli etkilere yol açmıştır. Macaristan'ın Ajka kentindeki benzer bir olayda, sonuçlar daha da ciddi boyutlara ulaşmıştır. 2010 yılında, bir boksit işleme tesisindeki baraj çökmüş ve sodyum hidroksit varlığı nedeniyle pH'ı 12 olan ve eser miktarda ağır metaller içeren yaklaşık 700 milyon litre yüksek alkali kırmızı çamur atığı açığa çıkmıştır. İlk selde on kişi ölmüş, yüzlerce kişi yaralanmış ve 1.400 hektarlık arazi 5-10 cm'lik bir kırmızı çamur tabakasıyla kaplanarak önemli miktarda toprak kirliliği meydana gelmiştir. Bu durum, uzun vadeli etkileri en aza indirmek için önemli miktarda iyileştirme çabası gerektirmiştir (Van Gaalen ve Chris Slootweg, 2024).

Çevresel bakış açısından, stratejik hammaddelerin çıkarılması ve işlenmesi tedarik zinciri için ek riskler oluşturan önemli çevresel ve sosyal zorluk bulundurmaktadır. Lityum, kobalt ve nadir toprak elementleri madenciliği, özellikle çevre düzenlemelerinin zayıf olabileceği gelişmekte olan ülkelerde; arazi bozulması, su kirliliği ve habitat tahribatıyla ilişkilendirilmiştir. Örneğin, küresel lityum üretimi için önemli bir bölge olan Güney Amerika'daki tuz düzlüklerinden lityum çıkarılması, Şili'nin Atacama Çölü gibi kurak bölgelerde kritik bir sorun olan tatlı su kaynaklarının tükenmesi konusunda endişelere yol açmıştır (Montana ve ark., 2025).

Atıksuların uygun şekilde arıtılmadan su kütlelerine boşaltılması çevre ve sağlık açısından ciddi sorunlara neden olabilir. Arıtılmamış veya kötü arıtılmış atıksu, mevcut su kütlelerine ulaştığında veya sulama için kullanıldığında, besin zinciri yoluyla zararlı maddeler hayvanlara ve insanlara ulaşarak çeşitli hastalıklara yol açabilir; bunun ünlü bir örneği Japonya'daki Minamata hastalığıdır. Atıksu, her biri kaynağa bağlı olarak farklı özelliklere sahip olan çeşitli kaynaklardan çıkmaktadır. Öte yandan, diğer çeşitli kaynaklardan üretilen atıksuyun yalnızca %20-30'u arıtma işlemlerine gönderilmekte, geri kalanı ise mevcut su kütlelerine boşaltılmaktadır. Atıksuyun karakteri kaynaktan kaynağa değişiklik gösterdiğinden atıksuları arıtmak için kullanılabilecek tek bir arıtma yöntemi yoktur, bu nedenle karakterizasyonla birlikte uygun arıtma yöntemleri kullanılmalıdır. Araştırmacılar esterler, fenol, benzen, yüzey aktif maddeler gibi kirleticilerin ve Cr, Cd, Zn, Ni, Pb Fe vb. ağır metallerin yalnızca geleneksel arıtma yöntemleriyle giderilemeyeceğini tespit etmiştir (Sengupta ve ark., 2023; Tripathi ve ark., 2019).

Geçmişte yaygın olarak kullanılmayan birçok element, modern endüstrilerde çok sayıda yeni malzemenin, bitmiş ürünün üretimi ve çeşitli teknolojik uygulamalar için giderek daha fazla kullanılmaktadır. Büyük miktarlarda e-atığın oluşması, bu elementlerin önemli miktarlarının yanı sıra diğer bazı toksik elementlerin de toprak altına ve yeraltı sularına

salınmasını kolaylaştırmaktadır. NTE'lerin F^-, Cl^-, HCO_3^-, CO_3^{-2}, HPO_4^{-2}, PO_4^{-3} iyonları bakımından zengin çözeltilerde daha hareketli olduğu bilinmektedir. Ayrıca fosfat bazlı gübreler yoluyla büyük miktarlarda NTE de tarım topraklarına karışmaktadır. Özellikle yeraltı ve yerüstü suları gibi farklı çevresel ortamlara da giren bu unsurların çevre kirliliğine ve insan sağlığına da olumsuz etkileri olmaktadır. Örneğin manyetik rezonans görüntülemede kontrast madde olarak kullanılan Gadolinyum insan vücudundan idrarla atıldıktan sonra atıksu arıtma tesislerinden neredeyse hiç arıtılmadan çıkmakta, alıcı ortamlara ulaşarak önemli bir kontaminasyona sebep olmaktadır. Daha fazla NTE madenciliği, atık depolama alanlarının hava koşullarına maruz kalabileceği ve yeterli izleme ve koruma önlemleri kullanılmadığı takdirde havayı, toprağı ve suyu kirletme potansiyeline sahip olabileceğinden, daha fazla çevresel bozulma ve insan sağlığı tehlikesi anlamına gelecektir. NTE minerallerinden bazıları, havayı, suyu, toprağı ve yeraltı suyunu kirleten uranyum ve toryum gibi önemli miktarda radyoaktif elementler içerir. En önemli sorunlardan biri bazı cevherlerin radyoaktivitesidir. Örneğin Bayan Obo madeninde (Çin) yaklaşık 7000 işçi çalışmakta ve bunların yaklaşık 3000'i toryum içeren havadaki toza maruz kalmaktadır. NTE'lerin çeşitli modern teknolojilerde yaygın kullanımı, radyonüklidlerle birlikte çevreye salındığı için çevresel kaygıları sürekli olarak artırmaktadır. Bazı çalışmalar, cevher işleme, çıkarma ve rafinasyon süreçlerinde kullanılan kimyasalların, işçilerin ve yerel halkın sağlık tehlikelerinden, su kirliliğinden ve tarım arazilerinin tahrip edilmesinden sorumlu olduğunu göstermektedir. Çin'in merkezindeki Zhuzhou adlı bir sanayi şehrinin kentsel sokak tozunda çok önemli NTE konsantrasyonlarının kaydedilmesi, özellikle sanayi şehirlerindeki NTE kirliliğinin ciddiyetini ortaya koymaktadır. Ayrıca, NTE'lerin topraklara ve yeraltı suyuna ulaşmasından kaynaklanan kirlilik çok hızlı bir şekilde ortaya çıkmaktadır. Elektronik sektörü her yıl yüksek miktarlarda e-atık üretmektedir. Tüketici sayısı arttıkça ve en yeni ve en iyiye olan talep nedeniyle cihazların ömrü kısaldıkça oluşan atık miktarı daha da artmaktadır. Brezilya'nın Sao Paulo eyaletinde, araçlardan oluşan bir hurdalığın çeşitli ağır metallerin ve NTE'nin üst toprak üzerindeki etkisini incelenmiş ve NTE dahil tüm elementlerin kütle oranları referans değerlerden çok daha yüksek olduğu görülmüştür (Balaram, 2019). NTE madenciliği, işlenmesi ve rafine edilmesi, yatak türü, kullanılan işleme yöntemleri ve çevresel etkileri azaltmak için benimsenen kirlilik kontrolünün kapsamı ile yakından bağlantılı büyük çevre sorunlarına neden olma potansiyeline sahiptir. Bu sorunlar, NTE'lerin çoğunluğunun yüksek teknolojilide son kullanımları ve çoğunluğunun yüksek saflıkta talep edilmesi nedeniyle daha da kötüleşmektedir. Küresel

NTE üretiminin nispeten düşük olmasından dolayı bugüne kadar yapılan çok az araştırmanın NTE üretiminin çevresel etkilerine odaklandığı anlamına gelmektedir (Weng ve ark., 2013). Çin'deki Bayun Obo Rare-Earth ve Demir Madeni'nde toza maruz kalan erkek madencilerin sağlık etkileri hakkında daha fazla bilgi elde etmek için yapılan bir çalışmada 136 bireyin her birinde fiziksel ölçümleri ve tıbbi muayeneleri yapılmıştır. Yüksek toza maruz kalan madencilerde ölçülen ortalama akciğer toryum yükü, düşük düzeyde toza maruz kalan madencilere göre önemli ölçüde daha yüksek olduğu tespit edilmiştir (Chen ve ark., 2005). NTE çıkarma ve işlemenin çevresel sonuçları, bu elementlerin genellikle pillerdeki Cd ve Pb gibi zararlı elementlerin yerine NTE kullanmak ve aynı zamanda pillerin şarj edilebilirliğini artırmak gibi çevresel etkileri iyileştiren veya ortadan kaldıran teknolojilerde kullanılmasının veya NTE'lerin ampullerin enerji verimliliğini artırarak ve rüzgar türbinleri gibi yenilenebilir enerji üretiminde kullanılarak sera gazı ve diğer zararlı emisyonları azaltma üzerindeki doğrudan etkisinin biraz ironik olduğu anlamına gelmektedir. Şu anda, yaşam döngüsü analizi, Au, Al, Cu ve Fe gibi çoğu baz metal madenciliği faaliyeti için malzeme çıkarma, rafineri ve işlemenin çevresel etkilerini ölçmek için kullanılan birincil metodolojidir. NTE çıkarma ve işlemenin çevresel etkisini diğer geleneksel metallerle karşılaştırıldığında, her bir NTE üretimi, diğer metallerden veya konsantrelerden önemli ölçüde daha yüksek sera gazı emisyonlarına sahiptir. Üretilen Sm, Eu ve Gd oksit kg'ı başına salınan yaklaşık 55 kg CO_2, üretilen Cu metalinin kg'ı başına salınan 2,6 kg CO_2'den önemli ölçüde daha yüksektir (Weng ve ark., 2013).

İlerleyen alt bölümlerde bu tez çalışması kapsamında farklı atıksu tiplerindeki akümülasyonları araştırılan stratejik hammaddelerin genel özellikleri ve çevresel etkilerine dair genel bilgiler verilmiştir.

2.2.3. Alüminyum (Al)

Alüminyum, periyodik tablonun 13. grubunda yer alan gümüş-beyaz bir metaldir. Dünya kabuğunda en bol bulunan üçüncü metalik elementtir ancak doğada hiçbir zaman element halinde bulunmaz. Esas olarak çok kararlı oksitler, hidroksitler ve silikatlar halinde bulunur. İlk ticari alüminyum, 1854 yılında H. Saint-Claire Deville tarafından sodyum metalinin erimiş sodyum alüminyum klorür ile reaksiyonu sonucu üretilmiştir. Alüminyumun seri üretimi, 1886 yılında erimiş kriyolit içinde çözülmüş alüminanın elektrolitik indirgenmesinin icadıyla başlamıştır. Alüminyumun birçok istenen fiziksel özelliği vardır. İşlenebilir ve hafiftir. Saf alüminyum nispeten yumuşak ve zayıftır ancak

birçok güçlü alaşım oluşturur. Yüksek termal ve elektriksel iletkenliğe sahiptir. Alüminyumun yapışan yüzey oksit filmi onu korozyona dayanıklı hale getirir. Çoğu asit saldırısına karşı dayanıklıdır ancak alkali çözeltiler oksit filmini çözer ve hızlı korozyona neden olur. Geri dönüştürülebilir olması endüstriyel karbon giderme ve CO_2 emisyonunun azaltılması açısından çok önemlidir (Kvande ve ark., 2024).

Alüminyum üretimi boksit madenciliği, alümina üretimi ve alüminyum elektrolizi olmak üzere üç temel aşamadan oluşur. Bu süreçlerde NO_X, SO_2 gibi çok sayıda gaz oluşabilmektedir. Elektrolizinin neden olduğu çevre kirliliği, üç aşama arasında en ciddi olanıdır. Alüminyum elektroliz işlemi sırasında HF, SO_2, CF_4 ve florürlü alüminyum tozu gibi çeşitli kirleticiler üretilir. Bu nedenle Al üretimi atmosferik çevre kalitesi ve insan sağlığı için tehdit olabilmektedir (Lian ve ark., 2025).

Alüminyum, eritme işlemi sırasında tüketilen elektrik miktarına büyük ölçüde bağlı çevresel etkisi olan enerji yoğun bir malzemedir. Gaz emisyonları, üretim prosesinin çevresel performansı üzerinde etkili olabilir. Gazların bileşimini kontrol etmek, zararlı emisyonları en aza indirebilir ve prosesin çevresel güvenliğini iyileştirebilir. Dünya çapındaki bilim insanları, elektroliz sistemini oluşturan süreçleri incelemektedir. Sürecin ekonomik ve çevresel verimliliğini artırmak için yeni çözümlerin belirlenmesi ve izleme ve kontrol sistemlerinin geliştirilmesi ve iyileştirilmesi gereklidir (Ilyushin ve Boronko, 2025).

2.2.4. Antimon (Sb)

Antimon, gümüş beyazı, kırılgan, sünek olmayan bir metaldir ve elektrik ve ısıyı zayıf bir şekilde iletir. Alaşımları ve bileşikleri çeşitli endüstriyel sektörlerde yaygın olarak kullanılmaktadır. 2016'da Çin'in Ulusal Mineral Kaynakları Planlaması'nda (2016–2020) 24 stratejik hammaddelerden biri olarak listelenmiştir. Ayrıca Avrupa Birliği'nin "Kritik Hammadde Dayanıklılığı" ve Amerika Birleşik Devletleri'nin "Mineral Emtia Özetleri"nde yer almaktadır. Çin, dünyanın en büyük Sb rezervlerine ve üretimine sahiptir. 2021 yılında küresel Sb üretimi 110.000 ton olup, bunun 60.000 tonunu Çin üretmiştir (Du ve ark., 2024).

Alev geciktiricilerde, seramiklerde, camlarda, pillerde, boyalarda ve tekstillerde yaygın olarak kullanılan Antimon tüm canlı organizmalar için toksik bir elementtir ve madencilik nedeniyle çevreyi kirletmesi dünya çapında ciddi bir sorundur. Çin'in Hunan Eyaletindeki Xi Kuang Shan madeni, dünyanın en büyük Sb rezervlerini barındırmaktadır.

Madencilik faaliyeti, bu maden çevresindeki topraklarda, su sistemlerinde ve bitkilerde ciddi Sb kirliliğine neden olmaktadır (Zhu ve ark., 2025).

Sb su ortamında karmaşık formlarda bulunmaktadır ve düşük konsantrasyonlarda bile önemli çevre kirliliği sorunlarına yol açabilmektedir. Doğal su ekosistemleri genellikle 1 μg/L'den daha az Sb içermesine rağmen, su ortamlarındaki Sb kirliliği sorunu artan insan faaliyetleri nedeniyle daha da kötüleşmiştir (Nan ve ark., 2025). Bu zorluğun üstesinden gelmek için koagülasyon ve çöktürme, membran ayırma, iyon değişimi, elektrokimyasal işlemler ve adsorpsiyon teknikleri dahil olmak üzere çeşitli giderme yöntemleri geliştirilmiştir (Zeng ve ark., 2024).

2.2.5. Arsenik (As)

Arsenik günümüzde alaşımlarda, yarı iletkenlerde, çinkonun geri kazanımında, cam yapımında (EU, 2023), herbisitlerde ve pestisitlerde (Singh ve ark., 2021), robotik, havacılık (dronlar), yakıt hücreleri ve dijital teknolojilerde kullanılmaktadır (Rosario-Beltre ve ark., 2023).

Arsenik, hem antropojenik hem de doğal yollarla çevreye yayılabilen, deniz ekosistemlerinde yaygın olarak dağılmış bir elementtir. Bu kirleticinin temel antropojenik kaynakları evsel ve endüstriyel atıksular, yakıtlar, madencilik ve tarımsal pestisit üretimidir. Düşük konsantrasyonlarda bile insanlara zararlı olabileceğinden en tehlikeli maddelerden biri olarak sınıflandırılmıştır. Bu nedenle As'nin izlenmesi, kanalizasyon deşarjlarının yol açabileceği potansiyel çevresel ve insan sağlığı riskini değerlendirmek açısından büyük bir gerekliliktir (Cabral-Oliveira ve ark., 2016).

Arsenik, azot, fosfor, antimon ve bizmut ile aynı aileye aittir ve çevresel koşullara bağlı olarak çeşitli değerlik durumlarına (-3, 0, +3 ve +5) sahiptir. Anaerobik yeraltı suyunda As(III) bulunurken, toprakta As(V) en yaygın formdur. Her iki çeşit de karasal ve sucul ortamlarda bulunur ve As(V)'in As(III)'e indirgenmesi su kirliliğine yol açabilir. Arsenikle kirlenmiş suyu arıtmak için geleneksel fiziko-kimyasal yöntemler kullanılmaktadır. Öte yandan, bu yöntemler maliyetli olabilir, büyük miktarda çamur üretebilir ve uzun vadede sürdürülebilir olmayabilir. Sonuç olarak, atıksudan arseniği gidermek için biyolojik arıtma yöntemleri geliştirmeye yönelik ilgi artmaktadır (Khalil ve ark., 2023).

Bitkiler, topraktan ve sudan arseniği alıp dokularına taşıyabildikleri için çevredeki arsenik birikimi için önemli vektörlerdir. Bitkiler tarafından arsenik alımı kökler aracılığıyla

gerçekleşir ve bir bitkinin biriktirebileceği arsenik miktarı, toprak ve sudaki arsenik konsantrasyonu, toprağın pH'ı ve bitki türü dahil olmak üzere çeşitli faktörlere bağlıdır. Bazı bitki türleri, dokularında yüksek seviyelerde arseniğe tolerans göstermek ve biriktirmek için mekanizmalar geliştirmiştir; bu işlem arsenik hiperakümülasyonu olarak bilinir. Bu bitkiler, arseniği çevreden etkili bir şekilde uzaklaştırabildikleri için arsenikle kirlenmiş toprakların ve suyun fitoremediasyonu için kullanılabilir (De ve Roy, 2023).

2.2.6. Berilyum (Be)

Alüminyumdan daha hafif ve çelikten altı kat daha güçlü olan Berilyum alışılmadık malzeme özellikleri nedeniyle önemli bir endüstriyel metal olma özelliğine sahiptir. Genellikle bakır gibi diğer metallerle alaşım haline getirilen berilyum, havacılık ve elektronik endüstrilerinde kullanılan malzemelerin önemli bir bileşenidir. Yüksek toksisitesi nedeniyle maruziyeti akciğer hastalıklarına ve kansere neden olmaktadır. Kömürle çalışan enerji santrallerinden, endüstriyel imalat ve nükleer silah üretimi ile imha işlemlerinden çevreye salınmıştır (Taylor ve ark., 2003).

Bertrandit ve beril mineralleri yüksek saflıkta berilyum metali, alaşımları ve metal-matrisli kompozitler ile berilyum oksit seramiklerinin tedarik edilmesini sağlamak için gereklidir. Bertrandit küresel olarak üretilen berilyumun %90'ından fazlası için kaynak mineral olmasına rağmen, endüstriyel beril bazı stratejik uygulamalar için gerekli olan çok yüksek saflıkta berilyum metalinin üretimi için kritik öneme sahiptir. Yüksek saflıkta berilyum metali, ABD Savunma Bakanlığı Stratejik Malzeme Koruma Kurulu tarafından ulusal güvenlik için hayati önem taşıyan ürünlerde kullanıldığı için stratejik ve kritik malzeme olarak sınıflandırılmıştır. Ülke acil durum sırasında kullanılmak üzere bir berilyum metali stoku tutmaya devam etmektedir. Berilyumun çevredeki davranışı, suda düşük çözünürlüğü ve genellikle katı halde bulunmasına bağlı olarak değişir. Atmosferdeki doğal berilyum çoğunlukla rüzgarla savrulan toz ve volkanik patlamalar gibi toz kaynaklıdır. Atmosferdeki ana antropojenik berilyum kaynağı kömür ve akaryakıtın yanmasıdır, bunu berilyum işleme ve belediye atıklarının yanması takip etmektedir. Sularda kayaların ve toprakların doğal olarak ayrışması, atmosferik berilyum birikimi ve endüstriyel atıksu berilyumun ana kaynaklarıdır. Berilyumun sulu ortamdaki hareketliliği, çoğu berilyum bileşiğinin zayıf çözünürlüğü ve kil mineralleri ve organik bileşiklerle bağlanma eğilimi nedeniyle sınırlı olup berilyum genellikle tortu veya toprakta bulunur. Berilyum

minerallerinin çözünürlüğü çoğu doğal koşulda düşüktür; bu nedenle, berilyum yataklarını drene eden sularda berilyum içeriklerinin anormal olması beklenmez, ancak topraklar zenginleşebilir (Schulz ve ark., 2017).

2.2.7. Bor (B)

Bor doğada nadir bulunan bir elementtir (yerkabuğundaki ortalama içeriği 10 ppm'dir), ancak belirli yerlerde yüksek konsantrasyonlarda bulunabilir. Bor elementi doğada tek başına serbest olarak bulunmaz, genellikle "boratlar" olarak adlandırılan tuzlarda oksijen ve diğer elementlerle birlikte bulunur. En yaygın olanları sodyum, kalsiyum veya magnezyum tuzları olmak üzere 250'den fazla bor içeren mineral tanımlanmıştır. Dünya çapında ticari açıdan en önemli dört tanesi boraks, kernit, uleksit ve kolemanittir. Bunlar sınırlı sayıda ülkede üretilmektedir ve Türkiye dünyadaki en büyük boraks, uleksit ve kolemanit rezervlerine sahiptir (Helvacı, 2017).

Bor, oda sıcaklığında katı ve Dünya'da boratlar ve borosilikatlarda bol miktarda bulunan bir element olup cam ve cam ürünleri, temizlik ürünleri, zirai kimyasallar, böcek ilaçları, otomotiv parçaları, laboratuvar malzemeleri, metalürji, seramik ürünler, tekstil ürünleri, spor ürünleri, havacılık ürünleri, elektronik ürünler, nükleer reaktörler, aleve dayanıklı bileşikler ve korozyon inhibitörleri gibi alanlarda kullanılmaktadır (Ö. Turşucular ve E. Turşucular, 2024).

Bor, dünyadaki 51. en yaygın element olup yeryüzünde hidrosfer ve litosferde geniş bir şekilde dağılmıştır. Bor, temel bir mikro besin maddesi olmasına rağmen, aşırı bor alımı insanlar için toksiktir ve böbrek ve üreme sisteminde kronik hasara neden olur. Bu nedenle Dünya Sağlık Örgütü içme suyunda 2,4 mg-B/L'lik bir kılavuz değer belirlerken birçok ülke tarafından daha sıkı standartlar uygulamaktadır. Aşırı bor alımı ve maruziyeti bitkiler ve hayvanlar için de oldukça toksiktir. Bor içeren akarsular, kömürle çalışan ve jeotermal enerji santrallerinden, imalattan ve petrol/gaz kazısı ve madencilik faaliyetlerinden üretilmektedir (Lin ve ark., 2021a).

2.2.8. Fosfor (P)

Fosfor, yeryüzünde temel bir hammaddedir. Rezervler yalnızca birkaç ülkeye dağılmış olduğundan Avrupa Birliği fosforu kritik hammaddeler listesine dahil etmiştir.

Fosforun büyük kısımları, atıksu arıtımından kaynaklanan kanalizasyon çamurunda bulunabilir ve bu çamurdan gübre olarak geri kazanılabilir.

Fosfat kayaları, kullanılan elementel fosforun ana kaynağıdır. Fosfor bileşikleri ticari fosfatlı gübrelerin ve diğer bazı kimyasalların üretimi için gereklidir. Doğal olarak bulunan fosfor bileşiklerinin neredeyse tamamı fosforik asit tuzlarıdır. Fosfat kayalarının yaklaşık %88 - %90'ı gübre endüstrisinde tüketilir ve geri kalanı gübre dışı uygulamalarda kullanılır. Fosfatlar bazı uygulamalarda özellikle toz ürün olarak gübrelerde doğrudan kullanılabilir. Ancak bu, fosfat kullanımının çok düşük bir yüzdesini temsil eder. Genel kullanım için fosfat kayası, zenginleştirilmiş konsantrenin fosfat endüstrisi için kabul edilen sınıf olan en az %29 P_2O_5'e yükseltildiği bir zenginleştirme işlemiyle yoğunlaştırılır. Gübreler, fosforik asit ve diğer birçok fosfat bileşiği için ham maddedir. Fosforik asit ve fosfat bileşikleri doğrudan kimya endüstrisi tarafından veya deterjanlar, hayvan yemi, yüzey işleme (metal temizleme, kaplama), su arıtma, diş hekimliği, diş macunları, yangın söndürücüler ve diğer endüstrilerde temel olan birçok diğer kimyasalın temel bileşeni olarak kullanılabilir. Yüksek saflıkta fosfatlar gıda, içecek ve ilaç üretiminde kullanılır. Elementel fosfor ve fosfat kayasından elde edilen bazı fosforik kimyasallar bakır alaşımlanmasında, pestisitlerde, demir metalürjisinde, havai fişeklerde ve askeri uygulamalarda duman perdesi, işaretleme ve yangın çıkarıcı mermiler ve bombalar oluşturmak için kullanılır. Elementel fosfor birkaç formda bulunabilir. Endüstriyel olarak en önemlisi beyaz fosfordur. Fosforik asit nihayetinde çeşitli endüstrilerde değişen konsantrasyonlarda kullanılır, ancak esas olarak fosfatlı gübre üretiminde kullanılır. Ayrıca, birçok başka uygulama ile birlikte süper fosforik asit, teknik sınıf veya gıda sınıfı asit üretiminde de kullanılabilir (Toama, 2017).

2.2.9. Galyum (Ga)

Galyum, periyodik tablonun IIIA Grubu'nda bulunan metalik bir elementtir. Metalik galyum, yarı iletkenlerde ve alaşım malzemelerinde yaygın olarak kullanılmaktadır. Galyum bileşikleri GaAs ve GaN, optoelektronik cihazların ve optoelektronik entegre devrelerin imalatı için yaygın olarak kullanılmaktadır. Metalik galyum manyetiktir ve hem ısıyı hem de elektriği mükemmel bir şekilde iletmektedir. Galyum halojenürler yüksek katalitik aktivitelere sahiptir ve genellikle polimerizasyon ve dehidrasyon reaksiyonları için katalizör olarak kullanılırlar. Galyum ve diğer metallerden oluşan alaşım malzemeler motorlar ve aktüatörler için bileşen olarak kullanılır. %3 galyum içeren diş alaşımları, cıva yerine diş

hekimliğinde kullanılmaktadır. Galyum ve bileşiklerinin yarı iletkenlerde, optoelektronik cihazlarda, akıllı malzemelerde ve tıp ve sağlık alanlarında yaygın kullanımı galyuma olan talebin artmasına neden olmuştur (Moskalyk, 2003).

Bununla birlikte, galyum doğada nadiren tek başına bir yatak olarak bulunur ve genellikle boksit ve sfalerit gibi cevherlerle eser miktarda ilişkilidir. Bu nedenle, genellikle diğer metaller çıkarılırken bir yan ürün olarak kabul edilir ve buna göre geri dönüştürülür. Günümüzde küresel galyumun yaklaşık %90'ı alümina üretim sürecinden gelmektedir. Galyumun çinko eritme cürufu, uçucu kül, boksit kalıntısı ve elektronik atık gibi ikincil kaynaklardan geri kazanımı da yaygın bir ilgi görmüştür. Ancak, bu kaynaklardaki düşük galyum içeriği nedeniyle, galyum geri kazanım süreçleri nispeten karmaşık ve maliyetlidir. Kükürt afinitesi nedeniyle galyum esas olarak sfalerit gibi Fe^{2+} ve Zn^{2+} içeren sülfür minerallerinin katı çözeltilerinde bulunur. Kristal yapılarındaki benzerlik ve kovalent bağlanma nedeniyle galyum sfalerit kafesine daha kolay dahil olur ve bazı çinko sülfür konsantrelerindeki galyum derecesi %0,01'e ulaşabilir. Geleneksel çinko hidrometalurji işleminde galyumun çoğu kalsinlere girerken, küçük bir kısmı baca tozuna girer. Kalsinlerdeki galyumun %95'inden fazlası çinko ferrit kafesinde bulunur. Ancak geleneksel liç işlemleriyle çinko ferriti çözmek zordur, bu nedenle galyumun çoğu liç kalıntısında tutulur. Sonraki kavurma işlemleri genellikle galyumun cürufa girmesine neden olur. Sonuç olarak, galyum çinko liçlerinde, baca tozunda ve cürufta dağılır (Wang ve ark., 2024).

2.2.10. Kobalt (Co)

Kobalt, temel endüstrilerdeki önemi nedeniyle stratejik bir hammadde olarak kabul edilmektedir. Son yıllarda yeni enerji araçları gibi stratejik olarak ortaya çıkan endüstrilerin gelişimi, büyük ölçüde kobalt kaynaklarının kullanımına dayanmaktadır. Amerika Birleşik Devletleri, Japonya, Avustralya ve diğer bölgeler, kobaltı kritik mineraller listelerine dahil etmiştir. Rafine kobaltın önemli bir üreticisi olan Çin, %97'lik yüksek bir dış bağımlılık oranıyla düşük kobalt kaynağı rezervlerine sahiptir (L. Xu ve ark., 2024). Kobalt, çok sayıda metalürjik ve kimyasal uygulamalarda kullanışlı olan önemli fiziksel ve kimyasal özelliğe sahiptir. 2006'dan önce ana kullanımı jet motorları ve gaz türbinlerindeki süper alaşımlardaydı, ancak en büyük uygulama artık şarj edilebilir lityum iyon piller için katot malzemelerindedir. 2017'de küresel kobalt tüketiminin yaklaşık %46'sı lityum iyon

pillerdeydi ve yaklaşık %17'si süper alaşımlarda kullanıldı. Diğer önemli uygulamaları ise katalizörler, pigmentler, sert metaller, mıknatıslar ve özel çeliklerdir (Horn ve ark., 2021).

Kobalt, ister radyoaktif ister radyoaktif olmayan formda olsun, yeniden şarj edilebilir pillerde enerji depolamadan, tıbbi ve endüstriyel uygulamalarda kullanımına kadar geniş kapsamlı uygulamalara sahip kritik bir elementtir. Elektrikli araçların ve yenilenebilir enerji teknolojilerinin hızlı büyümesi nedeniyle kobalt talebinin artması, pil atığı ve nükleer atıksu gibi ikincil kaynaklardan geri kazanılmasını hem ekonomik hem de çevresel olarak önemli hale getirmektedir. Adsorpsiyon, membran filtrasyonu, elektrodiyaliz, yeni nesil çözücüler ve iyon değişim yöntemleri gibi gelişmiş ayırma teknolojileri, verimli kobalt geri kazanımı için umut verici çözümler sunmaktadır. Her tekniğin kendine özgü güçlü ve zayıf yönleri vardır ve devam eden araştırmalar, bu yöntemleri daha fazla seçicilik, maliyet etkinliği ve çevre güvenliği için optimize etmeye devam etmektedir. Özellikle, yeni nesil çözücüler ve hibrit sistemler gibi yenilikçi yaklaşımlar, kobalt ayırma süreçlerini geliştirmek için önemli bir potansiyel göstermektedir. Hem radyoaktif hem de radyoaktif olmayan formları kapsayan küresel kobalt pazarı, bu metalin stratejik önemini yansıtmaktadır. Arz kısıtlamaları, etik kaynak endişeleri ve artan düzenlemeler, alternatif kaynaklara olan ihtiyacı artırdıkça, atık akışlarından kobalt geri kazanımı giderek daha önemli hale gelecektir. Sürdürülebilir ve verimli ayırma teknolojileri yalnızca döngüsel bir ekonomiye katkıda bulunmakla kalmaz, aynı zamanda kobalt çıkarma ve işleme işleminin çevresel ayak izini de azaltacaktır (Asghar ve ark., 2024).

Kobalt üretim işletmeleri, üretim süreci sırasında büyük miktarda kobalt içeren atıksu üretirler. Bu durum sadece çevreyi ciddi şekilde kirletmekle kalmaz, aynı zamanda kobalt stratejik hammaddesinin kaybına da neden olmaktadır. Kobalt içeren bileşiklerin doğal olarak zararsız maddelere parçalanması zordur ve kobalt suda yaşayan hayvanlar için son derece zararlıdır. Günümüzde kobalt içeren atıksuların arıtım yöntemleri çoğunlukla kimyasal çöktürme, fizikokimya ve biyolojik yöntemleri içermektedir. Bu yöntemlerin çeşitli avantaj ve dezavantajları bulunmaktadır (Lin ve ark., 2021b).

2.2.11. Lityum (Li)

Periyodik tablodaki 1. Grupta Alkali Metallerin bir üyesi olan lityum oldukça reaktiftir ve doğada saf haliyle nadiren bulunur. Tüm katı elementlerin en hafifi olan lityum, onu çeşitli endüstrilerde paha biçilmez kılan benzersiz temel özelliklere sahiptir.

Günümüzde lityum iyon piller, telefonlar, tabletler, bilgisayarlar ve kameralar dahil olmak üzere çok çeşitli cihazlara güç sağlamakta ve bunları günlük yaşamda vazgeçilmez hale getirmektedir. Elektrikli araçların artan popülaritesi, bu araçların verimli enerji depolama için büyük lityum pillere güvenmesi nedeniyle lityuma olan talebi daha da artırmıştır. Üstün enerji depolama kapasitesi, lityumu, mevcut ve gelecekteki uygulamalar için kullanımını optimize etmeyi amaçlayan devam eden ilerlemelerle lider pil teknolojisi olarak konumlandırır (Jose ve ark., 2024).

Lityum metali tuzlu su havuzları, magmatik kayalar ve düşük dereceli cevherler gibi kaynaklarda yaygın olarak bulunur ve bu kaynaklardan çıkarılır. Lityuma yönelik endüstriyel talep, başlangıçta mükemmel elektrokimyasal özelliklerinden ve yüksek enerji yoğunluğundan yararlanan pillerde kullanılması nedeniyle artmıştır. Endüstriler lityumun değerini anlamaya ve kullanmaya devam ettikçe, lityumun hem günlük teknolojinin hem de yeni gelişen alanların ilerletilmesindeki önemini artırmaya devam etmektedir. “Beyaz altın” olarak adlandırılan lityum, enerji depolama teknolojilerindeki, özellikle de lityum-iyon pillerdeki temel rolü nedeniyle 21. yüzyılda kritik bir kaynak olarak ortaya çıkmıştır. Lityum çıkarma teknolojisindeki son gelişmeler, verimliliği artırarak, çevresel etkiyi azaltarak ve bu hayati elementin yeni kaynaklarını ortaya çıkararak bu talepleri karşılamaktadır. Artan talebi karşılamak ve çevresel etkileri azaltmak ve bu hayati kaynağın istikrarlı bir şekilde tedarik edilmesini sağlamak amacıyla çıkarma tekniklerini araştırmaya ve optimize etmeye devam etmek çok önemlidir (Alera ve ark., 2024).

2.2.12. Magnezyum (Mg)

Magnezyum, atom numarası 12 olan bir alkali toprak metalidir. Deniz suyunda en bol bulunan üçüncü element ve yeryüzünde en bol bulunan sekizinci element olup, bileşiminin yaklaşık %2,1'ini temsil eder. Magnezyum ve magnezyum türevi alaşımlar, biyouyumluluk, düşük yoğunluk, mekanik sönümleme ve hidrojen depolama kapasitesi gibi özel fizikokimyasal özellikleri nedeniyle çeşitli endüstriler için kritik öneme sahiptir. Ayrıca, magnezyum bileşikleri tarım, ilaç, inşaat ve geniş endüstriyel uygulamalarda hayati öneme sahiptir. Çin magnezyum metal ve bileşik üretiminde dünyanın önde gelen magnezyum üreticisi olmaya devam etmektedir. Magnezyum ürünlerinin ana uygulamaları otomotiv, havacılık, tıp, elektronik, hayvan yemi, gıda takviyeleri, gübreler, ısıtma elemanları ve anotlardır. Magnezyum minerallerinin magnezyum karbonata dönüştürülmesi

(karbonasyon) de CO_2 emisyonlarının tutulması için önemli bir yaklaşımdır (Gonzalez ve ark., 2021).

Başlıca popüler magnezyum bileşikleri klorür, hidroksit ve oksit olup bileşikleri doğada karbonatlar, magnezitler ve serpantinitler gibi kara mineralleri biçimindedir. Çin'de, stratejik öneme sahip çözeltilerden terbiyum lantanit çıkarmak için nanoyapılı magnezyum hidroksitin kullanımıyla ilgili olarak yüksek saflıkta magnezyum hidroksit ve magnezyum oksit elde etme teknolojileri hızla gelişmektedir. Yüksek saflıkta magnezyum bileşikleri elde etmek için mevcut teknolojilerin basitleştirilmesi ve ucuzlatılması ihtiyaçları karşılama açısından son derece önemlidir (Sichov ve ark., 2022).

2.2.13. Silisyum (Si)

Silisyum 2014 yılından bu yana Japonya tarafından kritik mineraller listesinde yer almaktadır. Ayrıca Avrupa Birliği'nde de kritik hammaddeler listesinde yer alan silisyum (Nakano, 2021), yeryüzünde en bol bulunan ikinci elementtir (Jiang ve ark., 2025). Silisyum, Dünya kabuğunun yaklaşık %28'ini oluşturan en yaygın inorganik fotovoltaik malzemelerden biridir. Dolayısıyla uzun bir süre boyunca hayati bir malzeme olarak kullanılabilecek önemli bir rezerve sahiptir. Silisyum yalnızca inorganik fotovoltaik malzemelerin avantajlarına sahip olmakla kalmaz, aynı zamanda üstün fotovoltaik özellikler ve olgun hazırlama yöntemlerinin avantajlarına da sahiptir ve elektronik ve fotovoltaik endüstrisi tarafından uzun süre önemli bir malzeme olarak kullanılabilir. Veriler, güneş hücrelerinin %90'ından fazlasının yıllık bazda bir silikon kristali temelinde üretildiğini göstermektedir. Bu nedenle, silikon devre levha teknolojisi günümüzün fotovoltaik teknolojisindeki en önemli teknolojidir. Aynı zamanda, silikon malzemelerin geliştirilmesi, dönüşüm verimliliğini artırmak ve üretim maliyetlerini düşürmek için çeşitli ülkelerde önemli araştırma ve ticari ilgi ve çaba çekmeye devam etmektedir.

Bir metaloid olarak silisyum, gıda ve içecek endüstrisinde katkı maddesi olarak kullanımı da dahil olmak üzere birçok endüstriyel uygulamada kullanılmıştır. Bundan dolayı insanlar, hem çevresel maruziyetler hem de bir diyet bileşeni olarak silisyumla temas etmektedir. Ayrıca birçok silisyum formu, yani oksijene bağlı Si, suda çözünür, emilebilir ve biyolojik aktivite ile insanlar için potansiyel olarak biyoyararlanımlıdır (Martin, 2013).

2.2.14. Stronsiyum (Sr)

Avrupa Birliği'nin Kritik Hammaddeler listesinde yer alan 34 hammaddeden biri olan stronsiyumun dünya genelinde en büyük üreticileri İran (%37) ve İspanya'dır (%34) (Robla ve ark., 2025). Stronsiyum insan vücudunda eser elementtir ve kemik dokusunun önemli bir bileşenidir. Kemik oluşumunu teşvik eden ve kemik erimesini engelleyen çift yönlü düzenleyici bir etkiye sahiptir (Wang ve ark., 2025).

38 atom numarası ile tanınan stronsiyum bir alkali toprak metalidir. Dünya kabuğunda en bol bulunan 15. elementtir. Fiziksel ve kimyasal özellikleri periyodik tablodaki komşu elementleri kalsiyum ve baryumun özelliklerine çok benzemektedir. Günümüzde stronsiyum bileşiklerinin başlıca kullanım alanları piroteknik, sondaj sıvıları ve seramik mıknatıslardır. Stronsiyum ilk kez 2016 yılında Hindistan, ardından 2018 yılında Amerika Birleşik Devletleri ve 2019 yılında Japonya tarafından bir kritik hammadde olarak tanındı; Avrupa Birliği ve Güney Kore ise 2020 yılında stronsiyumu kritik metaller listelerine ekledi. Stronsiyumun göreceli bolluğuna rağmen, önemli rezervler bir avuç ülkeyle sınırlıdır. Küresel stronsiyum rezervleri Çin, İran, İspanya, Amerika Birleşik Devletleri, Meksika ve Arjantin arasında dağılmıştır (Mesa ve ark., 2025).

Stronsiyum, dünyanın her yerine yaygın olarak dağılmıştır ve milyonlarca yıldır atmosfer, biyosfer, hidrosfer ve litosfer arasında sürekli olarak döngü halindedir. Stronsiyum, 0 ve +2 olmak üzere iki oksidasyon durumunda bulunabilir. Normal çevre koşulları altında, sadece +2 oksidasyon durumu önemli olacak kadar kararlıdır. Saf stronsiyum sert, beyaz renkli bir metaldir, ancak bu form çevrede bulunmaz. Aksine, stronsiyum genellikle doğada mineraller halinde bulunur ve stronsiyum çeşitli bileşikler oluşturabilir. İki tür stronsiyum bileşiği vardır, suda çözünenler ve çözünmeyenler. Havadaki kararlı ve radyoaktif stronsiyum bileşikleri toz halinde bulunur. Kömür ve petrol yakma sonucu oluşan emisyonlar havadaki kararlı stronsiyum seviyelerini artırır. Havadaki stronsiyumun çoğu kararlı stronsiyum formundadır. Havadaki kararlı ve radyoaktif stronsiyumun çok küçük toz parçacıkları halinde havadan yüzey suyuna, bitki yüzeylerine ve toprağa kendiliğinden veya yağmur ya da kar yağışlarıyla düşer. Bu stronsiyum parçacıkları sonunda toprağa veya göllerin, nehirlerin ve göletlerin diplerine ulaşır ve orada kalır. Antropojenik aktiviteler, sanayileşmiş bir insan toplumunun gelişmesinin bir sonucu olarak yerel stronsiyum konsantrasyonlarını artırmıştır. Stronsiyumun yüzey suyuna ve yeraltı suyuna salınımı, kayaların ve toprakların doğal aşınması ve atıksuların doğrudan

akarsulara ve su taşıyan tabakalara boşaltılmasından kaynaklanır. Ayrıca nükleer santrallerden suya her yıl az miktarda radyoaktif stronsiyum salınımı meydana gelir (Agency for Toxic Substances and Disease Registry, 2004).

2.2.15. Talyum (Tl)

Yeryüzünde az miktarda bulunan bir element olan talyum (0.3-0.6 mg/kg), 77 mineralin 55 sülfüründe veya sülfosaltında doğal olarak bulunur ki bu da talyumun matris elementi olarak bulunduğu mevcut tüm minerallerin 4'de 3'ünden fazlasının sülfür ile ilişkili olduğu anlamına gelmektedir. Talyum üretimi, azlığı ve nadir oluşu nedeniyle bu minerallerden nadiren elde edilebilmektedir. Günümüzde en ekonomik kaynaklar bakır, kurşun, çinko ve talyumun eser miktarda bulunduğu diğer ağır metal sülfid cevherleridir. Talyum, As ve Hg'nin toksisitesini aşan son derece toksik bir element olarak kabul edilmektedir. Öte yandan, talyum çok yönlüdür ve optikte, elektronikte, yüksek sıcaklık süper iletkenlerinde ve nükleer kardiyografi için radyoaktif bir izotop olarak kullanılmaktadır (Makreski ve ark., 2024)

Teknoloji ve metalurji endüstrileri ilerledikçe, toz, buhar ve atıksu dahil olmak üzere çeşitli talyum formları, çevredeki havaya, su kaynaklarına ve toprağa karışarak çevreyi kirletebilir. Dahası, metal içeceklerde, tütünde ve sebzelerde tanımlanmıştır ve bu da çok çeşitli gıda kaynaklarında yaygın varlığını göstermektedir. Son araştırmalar birçok ülke ve bölgedeki içme suyunda talyum kirliliği olduğunu ortaya koymuştur. Farklı bölgelerde yetiştirilen çay yapraklarının da talyum kirliliğinden etkilendiği bulunmuştur. Ayrıca, çeşitli koşullar altında hazırlanan çayda talyum varlığı tespit edilmiştir. Ek olarak, kahve çekirdeklerinde de talyum varlığı tespit edilmiştir. Son yıllarda tütünde talyum varlığı keşfedilmiştir ve varlığı ile yetiştirme yeri arasında bir korelasyon vardır. Çalışmalar talyumun çeşitli bölgelerdeki sebzelerde bulunduğunu ve bitki türünün emilimi etkileyen önemli bir faktör olduğunu göstermiştir (Chang ve Chiang, 2024).

2.2.16. Titanyum (Ti)

Titanium, bir geçiş metalidir ve yeryüzünde demir, magnezyum ve alüminyumdan sonra dördüncü en bol yapısal metaldir. Havacılık ve savunma endüstrileri için korozyona dayanıklı, yüksek mukavemetli ve termal olarak stabil metal alaşımlarının üretiminde

kullanılmaktadır. Ayrıca mimaride, kimyasal ve otomotiv uygulamalarında yeri olan ana elementlerden biridir. Üretim maliyetlerinin yüksek oluşu, eski üretim teknolojisi, yüksek enerji kayıpları ve malzeme veya metal kaybı, titanyum metalinin üretimiyle ilişkili sorunlardan bazılarıdır. Titanyum, bazıları tescilli olan ve birçok uygulamada çelik ve alüminyum gibi yaygın kullanılan metallerin ve alaşımların yerini alabilecek benzersiz özelliklere sahiptir. Düşük yoğunluk ve yüksek çekme mukavemeti, titanyumu endüstriyel uygulamalar için avantajlı hale getirir. Alaşımlı bir metal olarak, bakır ve nikel alaşımlarından daha iyi korozyona dayanabilir ve çelik ve nikel alaşımlardan daha düşük bir elastikiyet modülüne sahiptir (El Khalloufi ve ark., 2023).

Endüstriyel üretimde atık asit üretimine yaygın olarak rastlanır ve atık sülfürik asidin ana kaynakları arasında TiO_2 endüstrisi, demir dışı metal eritme ve çelik dekapajı yer alır. Özellikle, TiO_2 endüstrisi Çin'de 2021 yılında yaklaşık 30 milyon ton atık sülfürik asit üretmiştir ve bu toplam atık asit hacminin yaklaşık %30'unu oluşturmaktadır (X. Xu ve ark., 2024). Titanyum dioksit kalıntıları (tionitler), klorür ve sülfat işlemleri yoluyla titanyum dioksit (TiO_2) üretimi sırasında oluşan katı kalıntılardır. Titanyum dioksit üretim sürecinin bir yan ürünü olan ve sülfat işlemi ve kırmızı çamur kalıntılarından elde edilen tiyonitler metal içerikleri ve asidik/bazik yapıları nedeniyle çevresel etkileriyle bilinmektedir. Bu kalıntılar tipik olarak reaksiyona girmemiş mineraller, demir oksitler, silikatlar ve diğer metal oksitler ile birlikte kalıntı titanyum bileşiklerini içermektedir. Ağır metallerin ve asit üreten bileşiklerin varlığı toprak ve su kirliliğine yol açabilir. Örneğin, sülfat işlemli ionitler su kütlelerinin asitlenmesine katkıda bulunabilir ve su ekosistemlerine zarar veren toksik metalleri harekete geçirebilir. Klorür işlemli ionitler daha az asidik olsa da ağır metallerin ve diğer tehlikeli maddelerin varlığı nedeniyle yine de risk oluşturabilir. Çevresel etkilerini azaltmak için araştırmacılar ve endüstriler ionitleri ikincil hammadde olarak kullanmanın yollarını araştırmaktadır (Stopic ve ark., 2024).

2.2.17. Vanadyum (V)

Vanadyum, çelik üretimi, kimya mühendisliği, fonksiyonel malzemeler ve enerji depolama endüstrilerinde enerji tasarrufu işlevlerine sahip, sert, gümüş grisi ve sünek bir geçiş metalidir (Gao ve ark., 2021). Doğada nadir bulunan bu metalin yaklaşık %85'i, çelik üretiminde mukavemetini, tokluğunu, sünekliğini ve ısı direncini artırmak için demir-vanadyum ve vanadyum-azot alaşımlarında kullanılır. Yüksek sıcaklık mukavemeti

nedeniyle vanadyum, süper alaşım endüstrisinde türbin kanatları, jet motorları ve aşırı ısınmaya maruz kalan diğer hareketli parçaların yapımında kullanılır. Kimya endüstrisinde vanadyum bileşikleri, sülfürik asit üretmek ve petrol ürünlerinin parçalanması için oksidasyon katalizörlerinde kullanılır. Vanadyum ayrıca cam ve seramik pigmenti olarak, kalıcı mıknatıslarda, kurutuculardа, boyalarda ve verniklerde, renkli filmlerin işlenmesinde, küçük şarj edilebilir pillerde ve dizel motorlarda egzoz dumanlarının kontrolü için katalizörlerde kullanılmaktadır. Vanadyuma bağımlı teknolojilerin sayısındaki artışın son yıllarda talepte önemli bir artışa yol açması ve dünya maden V üretiminin Çin, Rusya, Brezilya ve Güney Afrika gibi birkaç ülkeyle sınırlı olması nedeniyle bu metal Avrupa Birliği, Avustralya ve Amerika Birleşik Devletleri için kritik bir metal olarak kabul edilmektedir (Boni ve ark., 2023).

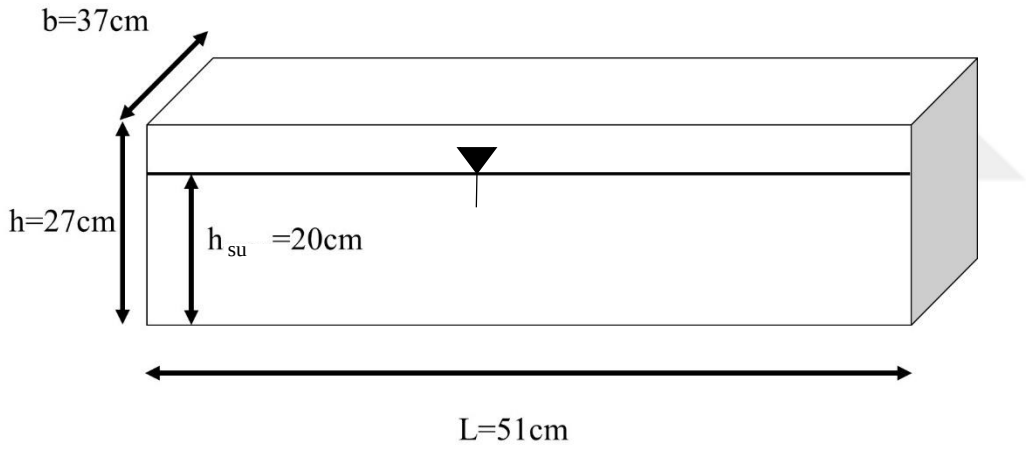
V geri dönüşüm oranları hala düşük seviyelerdedir. V'nin geri dönüşümünde ekipmanları aşındıran ve çevreye zararlı olan ikincil ürünlerin oluşumu gibi teknik zorluklar bulunmaktadır. Çevresel değerlendirme açısından kirlilik, güvenlik, ısı salınımı, toksisite, kalıntılar vb. gibi faktörler dikkate alınmalıdır. Maliyetleri ve çevre üzerindeki zararlı etkileri azaltmak için kalsifikasyon kavurma gibi teknikler geliştirilmiş olsa da saf olmayan vanadyum ürünleri elde edilmiştir. Benzer şekilde biyoliç proseslerinde de V liç verimliliği düşüktür (%75 civarı). NaOH, H_2 ve NH_4Cl ile çökeltme prosesleri, %99 gibi yüksek V geri kazanımlarıyla sonuçlanmış olsa da bu sonuçlar zorlu çok aşamalı prosesler, çok yüksek sıcaklıklar ve çevreye zararlı olabilecek ikincil ürünlerin oluşumu ile ilişkilidir (Pietrantonio ve ark., 2024).

3. MATERYAL VE METOT

Bu tez çalışmasında evsel atıksu, endüstriyel atıksu ve çöp sızıntı suyundaki bazı stratejik hammaddelerin (Al, Sb, As, Be, B, P, Ga, Co, Li, Mg, Si, Sr, Tl, Ti, V) fikoremediasyon tekniği kullanılarak akümülasyonu araştırıldı. Bu amaçla fikoremediasyon tekniğinde etkinliği kanıtlanan ve Hazar Gölü'nde doğal olarak yetişen *C. fracta* materyal olarak kullanıldı. Çalışmalara başlamadan önce reaktörler hazırlandı.

3.1. Reaktörlerin Hazırlanması

Tez çalışmasında kullanılan reaktörün şematik şekli Şekil 3.1.'de verilmiştir. Reaktörün eni 51cm, boyu 27 cm ve genişliği ise 37 cm olarak, reaktörün içerisinden geçecek olan atıksu yüksekliği ise 20 cm olarak belirdi.



Şekil 3.1. Reaktörlerin şematik görünümü

Resim 3.1. Reaktörlerin hazırlanması

Bu reaktörlerin *C. fracta* 'nın atıksu ile iyi bir şekilde temas etmesi için iri gözenekli yapıya sahip olmasına dikkat edilmiştir. Bu sayede *C. fracta*'nın atıksularla kesintisiz olarak beslenmesi amaçlandı. Ayrıca reaktörlerin iç yüzeyine daha küçük gözeneklere sahip bir malzeme geçirilerek *C. fracta*'nın reaktör dışına kaçması engellenmiştir.

Tez çalışmamızda kullanılacak reaktörler hazırlandıktan sonra doğal ortamından *C. fracta* temin edildi.

3.2. *Cladophora fracta*'nın Temini

Materyal olarak kullanılan *C. fracta* Elazığ il sınırları içinde Hazar Gölü'nden, Şekil 3.2.'deki haritada gösterilen noktadan elle toplanarak temin edildi. Hazar Gölü, Hazar Baba ve Mastar Dağları arasında bulunan tektonik bir göl olup Elazığ il merkezinin 22 km güneydoğusunda yer almaktadır. Gölün ortalama derinliği 93 m, maksimum uzunluğu 20 km, maksimum genişliği 5,4 km ve rakımı 1248 m'dir. Uluslararası Ramsar sözleşmesine

göre Hazar Gölü ikinci sınıf sulak alandadır ve uluslararası bir sulak alan olduğu için birinci, ikinci ve üçüncü doğal koruma alanları statüsündedir (Öbek ve ark., 2021).

Şekil 3.2. *C. fracta* toplama alanı

Çalışmamızda *C. fracta*'nın seçilme nedeni, atıksularda bulunan kirleticilerin biyolojik birikiminde iyi performans göstermesi ve fikoremediasyon teknolojisinde kullanılabilmesidir (Topal ve ark., 2020a). *C. fracta*'nın ağır metal iyonlarının uzaklaştırılması ve geri kazanımı için uygun olması endüstriyel atıksuların arıtılmasında potansiyel bir araç olabileceğini göstermektedir. Ayrıca, yüksek adaptasyon kabiliyeti, geniş dağılımı, kolay yetiştirilmesi ve hasatlanması ve düşük maliyeti, *C. fracta*'yı endüstriyel ve evsel atıksu arıtımında potansiyel bir ajan haline getirmektedir (Ji ve ark., 2012).

Resim 3.2. Hazar gölü ve *C. fracta*'nın görünüşü

Tez çalışmasında kullanılmak üzere *C. fracta* doğal ortamından (Resim 3.2.) elle toplanarak ışık geçirgenliğine sahip kaplara bir miktar göl suyuyla birlikte doldurulduldu (Resim 3.3.).

Resim 3.3. *C. fracta*'nın toplanması

3.3. Çalışma Alanları

Atıksularda bulunan stratejik hammaddelerden Al, Sb, As, Be, B, P, Ga, Co, Li, Mg, Si, Sr, Tl, Ti ve V'nin *C. fracta* ile akümülasyonunun araştırılması için üç farklı çalışma alanı seçildi. Çalışma alanları Şekil 3.3.'de gösterilmiştir. Bunlar;

- Malatya İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi çıkış suları (evsel atıksu)

- Malatya Organize Sanayi Bölgesi Atıksu Arıtma Tesisi çıkış suları (endüstriyel atıksu)

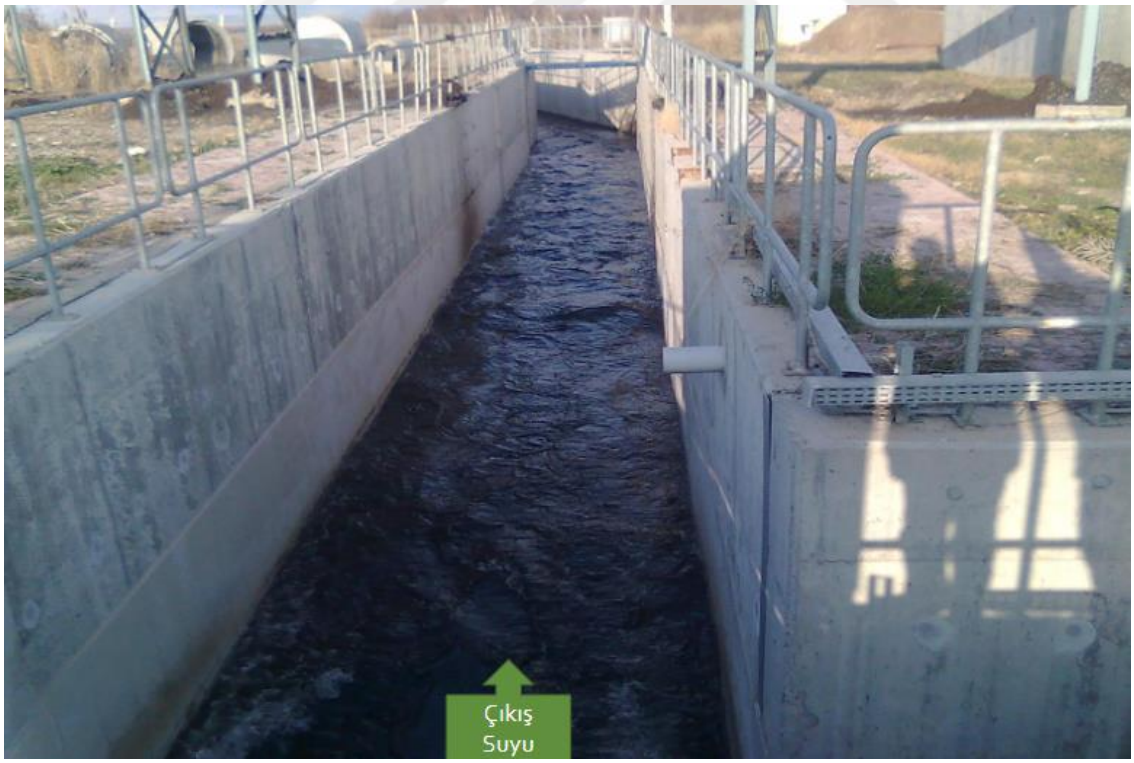
-Malatya Orduzu Katı Atık Entegre Tesisi sızıntı suları (çöp sızıntı suyu) 'dır.

Şekil 3.3. Çalışma alanları

3.3.1. Malatya ileri biyolojik atıksu arıtma tesisi

Tez çalışmasında stratejik hammaddelerin akümülasyonu için ilk olarak Malatya İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi çıkış suları kullanıldı. Bu tesis; Malatya merkez ilçeleri olan Battalgazi ve Yeşilyurt'un yerleşim birimlerinin evsel atıksularının çevre kirliliğine sebep olmayacak şekilde ileri düzeyde azot, fosfor ve karbon giderimi yapabilen uzun havalandırmalı aktif çamur prosesidir. Yaklaşık olarak 720.000 eşdeğer nüfusa hitap edecek şekilde, ortalama proje debisi 2010 yılı için 135.000 m^3/gün, 2020 yılı için 180.000 m^3/gün ve 2030 yılı için 220.000 m^3/gün evsel atıksuyun arıtılmasına hizmet edecek kapasitede üç aşamalı olarak projelendirilmiştir. Resim 3.4.'de genel görünümü verilen tesiste evsel nitelikli atıksular fiziksel ve biyolojik arıtmaya tabi tutulduktan sonra Boran Deresi'ne deşarj edilmekte ve buradan da Karakaya Baraj Gölü'ne ulaşmaktadır (Resim 3.5.) (Arslan Topal ve Elitok, 2018).

Resim 3.4. Malatya ileri biyolojik atıksu arıtma tesisi



Resim 3.5. Malatya ileri biyolojik atıksu arıtma tesisi çıkış suyu

3.3.2. Malatya organize sanayi bölgesi atıksu arıtma tesisi

Stratejik hammaddelerin *C. fracta* ile akümülasyonu için endüstriyel atıksu olarak Malatya Organize Sanayi Bölgesi Atıksu Arıtma Tesisi çıkış suları kullanıldı. Malatya ilinde Organize Sanayi Bölgesi (OSB) içinde I. ve II. OSB'ye ait 2 adet Atıksu Arıtma Tesisi bulunmaktadır (Şekil 3.4.). Atıksuları, kanallardan gelerek arıtma tesislerine iletilmekte ve arıtıldıktan sonra Karakaya Baraj Gölü'ne deşarj edilmektedir (Resim 3.6.). Her biri 24.000 m^3/gün kapasiteli arıtma tesislerinde atıksular fiziksel, biyolojik ve kimyasal arıtmaya tabi tutularak kirlilik yükleri azaltılmaktadır. Mevzut durumda 1. OSB AAT bakımda olduğundan 2. OSB AAT her iki bölgenin de atıksularını arıtmaktadır (T.C. Çevre, Şehircilik ve İklim Değişikliği Bakanlığı, 2024).

Şekil 3.4. Malatya OSB AAT genel görünümü

Resim 3.6. Malatya OSB AAT deşarj noktası

3.3.3. Malatya Orduzu katı atık entegre tesisi

Farklı tipte atıksulardan diğeri ise çöp sızıntı suyudur. Resim 3.7.'de genel görünümü verilen Malatya Orduzu Katı Atık Entegre Tesisi (MOKAET); atık kabul alanı, ayrıştırma tesisi, ATY (atıktan türetilmiş yakıt) tesisi, gazifikasyon (gazlaştırma - yakma) tesisi, biyometanizasyon ünitesi, depolama alanı, sera tesisi ve seyir terasından oluşmaktadır. Tesiste oluşan sızıntı suları herhangi bir işleme tabi tutulmadan biyometanizasyon ünitesine beslenmektedir (Resim 3.8.).

Resim 3.7. MOKAET genel görünümü

Resim 3.8. MOKAET sızıntı suyu deşarj noktası

3.4. Reaktörlerin Çalışma Alanlarına Yerleştirilmesi

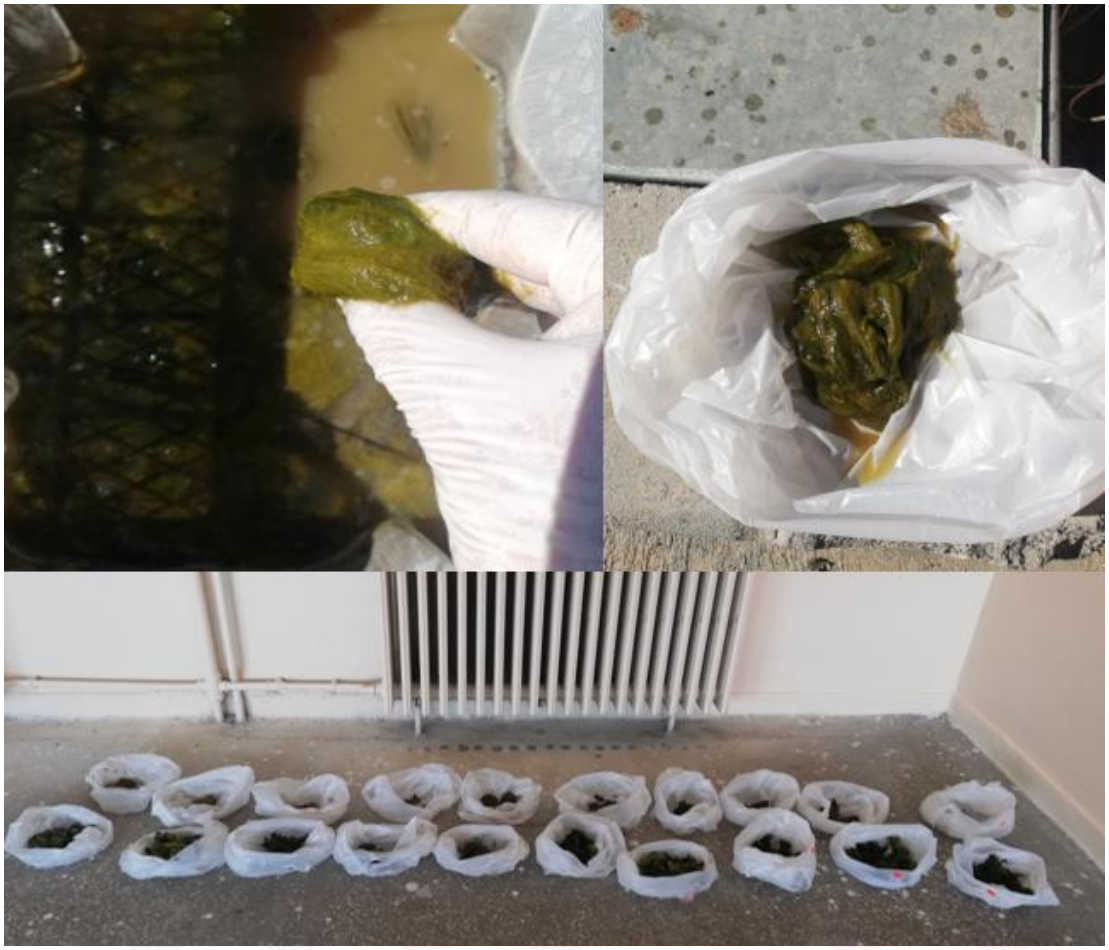
Tez çalışması kapsamında reaktörler ilk olarak Malatya İleri Biyolojik AAT çıkış sularının bulunduğu noktaya, ikinci olarak Malatya OSB AAT çıkış sularının bulunduğu noktaya, üçüncü olarak ise MOKAET sızıntı suyunun bulunduğu noktaya yerleştirildi. Reaktörlerin içerisine daha önce doğal ortamından toplanan *C. fracta* reaktörlerin yüzeyini kaplayacak şekilde konuldu. Atıksu yükseklikleri yaklaşık 20 cm olacak şekilde ayarlandı ve alglerin atıksu ile teması sağlandı (Resim 3.9 ve 3.10.).

Resim 3.9. Reaktörlerin atıksu ortamlarına yerleştirilmesi

Resim 3.10. *C. fracta*'nın reaktöre alınması

3.5. Örneklerin Toplanması ve Analize Hazırlanması

Tez çalışması kapsamında çalışma alanlarına yerleştirilen reaktörlerden 8 gün boyunca aynı saatte alg örnekleri analize yetecek kadar alındı ve laboratuvara getirildi. Günlük olarak reaktörlerden hasatlanıp laboratuvara getirilen örnekler laboratuvar şartlarında, oda sıcaklığında kurumaya bırakıldı (Resim 3.11.).



Resim 3.11. *C. fracta*'nın hasatlanması ve kurutma işlemi

Kuruyan alg örnekleri (Resim 3.12.) bir öğütücü yardımıyla öğütüldü ve toz haline getirilerek analize hazırlandı (Resim 3.13.).

Resim 3.12. Hasatlanarak kurutulan *C. fracta* örnekleri

Resim 3.13. *C. fracta* örneklerinin öğütülerek analize hazırlanması

Doğal ortamından toplanan alg örnekleri akümülasyon kapasitesini belirlemek amacıyla kontrol örnekleri olarak kullanılmıştır. Ayrıca, her bir çalışma alanından (Malatya İleri Biyolojik AAT çıkış suyu, Malatya OSB AAT çıkış suyu, Malatya Orduzu Katı Atık Entegre Tesisi sızıntı suyu) atıksu örnekleride alınarak laboratuvara getirilmiştir (Resim 3.14.).

Resim 3.14. Sızıntı suyu, endüstriyel atıksu ve evsel atıksu örnekleri

Hem doğal ortamında bulunan *C. fracta*'daki, hem atıksulardaki, hemde reaktörlerden günlük olarak hasatlanan *C. fracta*'daki stratejik hammadde konsantrasyonları ICP-MS cihazı (ICP/MS Perkin Elmer ELAN 9000) ile tespit edilmiştir. Analizler 3 paralel olacak şekilde gerçekleştirilmiştir. Farklı atıksu tiplerinde akümüle olan her bir stratejik hammaddenin kontrole göre günlük akümülasyonu aşağıda verilen denklem (3.1) yardımıyla ayrı ayrı hesaplanmış ve grafikleri çizilmiştir.

$$A(\%) = \left[\frac{(SK - \text{İ}K)}{\text{İ}K}\right] X100 \quad (3.1)$$

Burada;

A: Akümülasyon oranını (%),

$\text{İ}K$: İlk Konsantrasyonu (kontroldeki stratejik hammaddenin konsantrasyonu),

SK: Son Konsantrasyonu (Hasatlanan örnekteki stratejik hammaddenin konsantrasyonu).

belirtmektedir.

4. BULGULAR VE TARTIŞMA

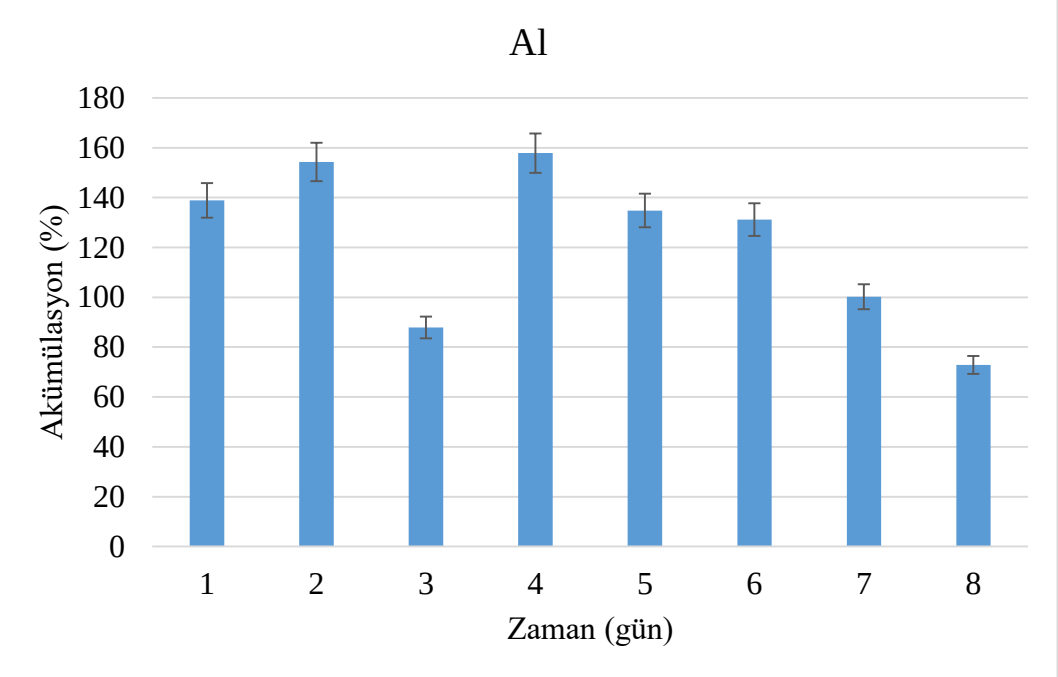
4.1. Evsel Atıksuda Bulunan Stratejik Hammadde Konsantrasyonları

Evsel atıksudaki (Malatya İleri Biyolojik AAT çıkış suyu) stratejik hammadde konsantrasyonları şu şekildedir: Al = 32,88 ± 1,64 µg/L, Sb = 0,09 ± 0,01µg/L, As = 1,69 ± 0,08 µg/L, Be = <0,000, B = 85,32 ± 4,27 µg/L, P = 263,94 ± 13,20 µg/L, Ga = <0,000, Co = 0,62 ± 0,09 µg/L, Li = 2,98 ± 0,15 µg/L, Mg = 16777,40 ± 838,87 µg/L, Si = 8013,35 ± 400,67 µg/L, Sr = 332,45 ± 16,63 µg/L, Tl = <0,000, Ti = 0,47 ± 0,02 µg/L ve V = 5,18 ± 0,26 µg/L.

Evsel atıksudaki stratejik hammadde konsantrasyonları büyükten küçüğe doğru Mg>Si>Sr>P>B>Al>V>Li>As>Co>Ti>Sb>Be=Ga=Tl olarak sıralandı.

4.2. Evsel Atıksuda Bulunan Stratejik Hammaddelerin *C. fracta* Tarafından Akümülasyonu

Malatya İleri Biyolojik AAT çıkış suyuna maruz bırakılan *C. fracta*'da Al'nin akümülasyonu Şekil 4.1.'de verilmiştir.

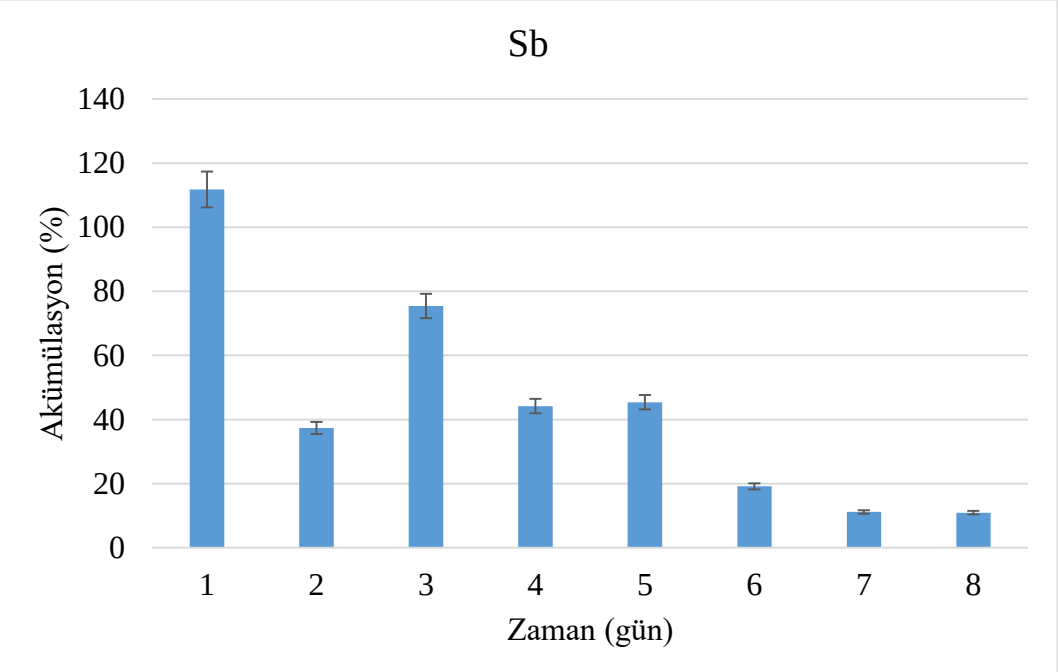


Şekil 4.1. Evsel atıksudaki Al'nin *C. fracta* ile akümülasyonu

Şekil 4.1.'e göre *C. fracta*'da Al'nin 1. gün akümülasyonu %138,9±6,9 olarak hesaplandı. 2. gün bu değer artarak %154,3±7,7'ye yükseldi. 3. gün ise bir düşüş meydana geldi ve bu değer %87,9±4,4 olarak hesaplandı. 4. günde en yüksek Al akümülasyonu elde edildi ve bu değer %157,9±7,9 olarak belirlendi. 5. gün itibariyle akümülasyon %134,8±6,7'ye düştü. 6. günden itibaren Al'nin akümülasyonundaki düşüş devam etti ve bu değerler sırasıyla 6. gün %131,2±6,6, 7. gün %100,3±5 ve 8. gün %72,9±3,6 olarak hesaplandı.

Verilere göre; evsel atıksuda *C. fracta*'daki Al'nin akümülasyonu günlere göre; 4.gün>2.gün>1.gün>5.gün>6.gün>7.gün>3.gün>8.gün olarak sıralandı. Evsel atıksuda *C. fracta*'da en yüksek Al akümülasyonunun 4. günde gerçekleştiği görülmektedir. 5. günden itibaren ise akümülasyonda bir azalma meydana geldi. Bu durum, evsel atıksuda Al akümülasyonunun 4. gün sonunda en yüksek seviyeye ulaştığını gösterebilir. 4. günden sonra akümülasyonun azalması, *C. fracta*'nın artık Al'yi daha az akümüle ettiğini veya doyuma ulaştığını gösterebilir. Dolayısıyla en yüksek akümülasyon değerinin elde edildiği 4. gün, evsel atıksudan Al için *C. fracta'*nın hasatlama süresi olarak belirlenebilir.

Malatya İleri Biyolojik AAT çıkış suyuna maruz bırakılan *C. fracta*'da Sb'nin akümülasyonu Şekil 4.2.'de verilmiştir.

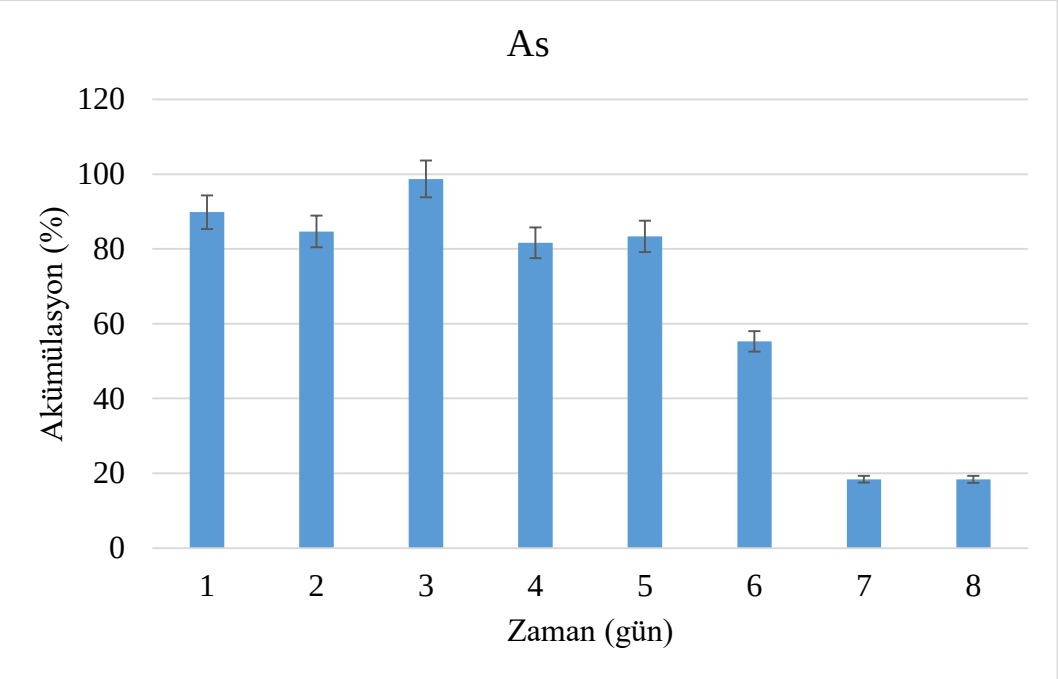


Şekil 4.2. Evsel atıksudaki Sb'nin *C. fracta* ile akümülasyonu

Şekil 4.2.'e göre *C. fracta*'da akümüle olan Sb'nin en yüksek akümülasyonu 1. gün sonunda %111,7±5,6 olarak hesaplandı. 2. gün akümülasyon %37,4±1,9 ile önemli bir düşüş gösterdi. 3. gün tekrar bir artış yaşandı ve akümülasyon değeri %75,4±3,8 olarak hesaplandı. 4. ve 5. günlerde ise Sb'nin akümülasyonu nispeten düşük seviyelerde kalarak sırasıyla %44,2±2,2 ve %45,4±2,3 değerlerine ulaştı. 6. günden itibaren akümülasyon daha belirgin şekilde azaldı ve 6. gün %19,2±1, 7. gün %11,2±0,6 ve 8. gün %10,9±0,5 olarak hesaplandı.

Bu verilere göre, evsel atıksuda *C. fracta*'daki Sb'nin akümülasyonu günlere göre; 1.gün>3.gün>5.gün>4.gün>2.gün>6.gün>7.gün>8.gün olarak sıralandı. İlk günden sonra düşüş yaşanması, *C. fracta*'nın Sb'yi başlangıçta hızlıca akümüle ettiğini ancak daha sonra doygunluğa ulaştığını gösterebilir. Dolayısıyla evsel atıksuda Sb için en yüksek akümülasyon değerinin elde edildiği 1. gün *C. fracta*'nın hasatlama süresi olarak belirlenebilir.

Malatya İleri Biyolojik AAT çıkış suyuna maruz bırakılan *C. fracta*'da As'nin akümülasyonu Şekil 4.3.'de verilmiştir.



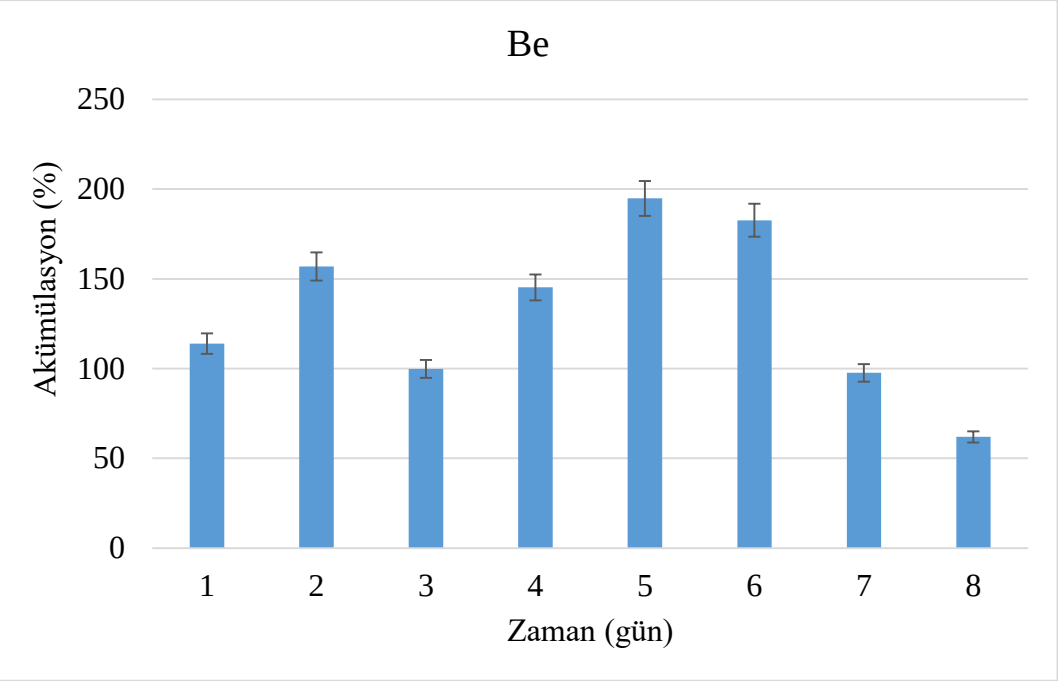
Şekil 4.3. Evsel atıksudaki As'nin *C. fracta* ile akümülasyonu

Şekil 4.3.'e göre *C. fracta*'da As akümülasyonu 1. gün %89,8±4,5 ile yüksek bir başlangıç değerine sahipken, 2. gün bir miktar düştüğü görüldü ve bu değer 2. gün %84,7±4,2 olarak hesaplandı. 3. gün ise akümülasyon arttı ve evsel atıksudaki As

akümülasyonu %98,7±4,9 ile en yüksek değerine ulaştı. 4. gün itibariyle As akümülasyonda belirgin bir azalma gözlendi ve bu değer %81,7±4,1 olarak hesaplandı. 5. gün ise düşüş devam etti ve akümülasyon %83,4±4,2'ye geriledi. 6. günden itibaren As akümülasyonu önemli ölçüde azaldı ve %55,3±2,8 ve 7. gün %18,4±0,9 değerleri elde edildi. 8. gün ise akümülasyon değişmedi. Evsel atıksuda *C. fracta*'da akümüle olan As'nin günlük akümülasyonu incelendiğinde; en yüksek akümülasyon değerinin 3. gün sonunda %98,7±4,9 olarak gerçekleştiği görüldü.

Bu verilere göre, evsel atıksuda *C. fracta*'daki As'nin akümülasyonu günlere göre; 3.gün>1.gün>2.gün>5.gün>4.gün>6.gün>7.gün>8.gün olarak sıralandı. 3. günden sonra akümülasyonun düşmesi *C. fracta*'nın As'yi artık yeterince akümüle ettiğini ve doygunluğa ulaştığını gösterebilir. Dolayısıyla akümülasyon değerinin en yüksek olduğu 3. gün evsel atıksudan As için *C. fracta*'nın hasatlama süresi olarak belirlenebilir.

Malatya İleri Biyolojik AAT çıkış suyuna maruz bırakılan *C. fracta*'da Be'nin akümülasyonu Şekil 4.4.'de verilmiştir.



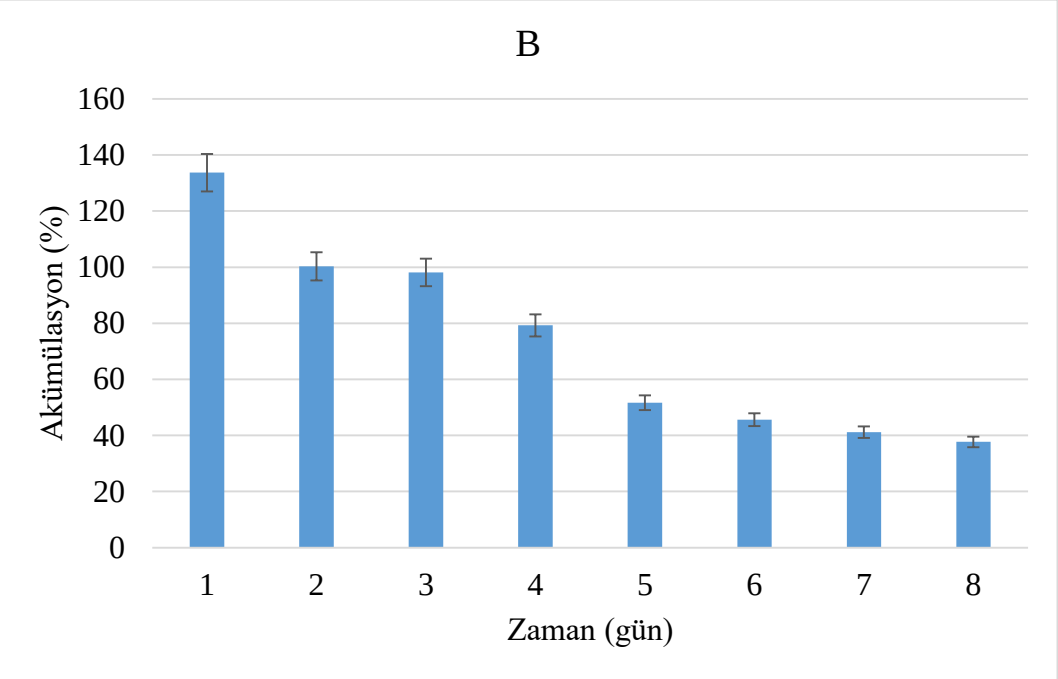
Şekil 4.4. Evsel atıksudaki Be'nin *C. fracta* ile akümülasyonu

Şekil 4.4.'e göre *C. fracta*'da 1. Gün Be'nin akümüle olduğu görüldü ve Be akümülasyonu 1. gün %114±5,7 olarak hesaplandı. 2. gün bu değer artarak %156,8±7,8'e

ulaştı. 3. gün ise Be akümülasyon değeri azalarak %99,9±5,0'a düştü. 4. gün tekrar bir artış gözlemlendi ve %145,2±7,3 olarak hesaplandı. 5. gün en yüksek akümülasyon değeri olan %194,8±9,7'ye ulaşıldı. 6. günden itibaren Be akümülasyonunda bir düşüş yaşandı ve 6. gün %182,6±9,1, 7. gün %97,6±4,9 ve 8. gün %61,9±3,1 değerleri elde edildi.

Verilere göre, evsel atıksuda *C. fracta*'daki Be'nin akümülasyonu günlere göre; 5.gün>6.gün>2.gün>4.gün>1.gün>3.gün>7.gün>8.gün olarak sıralandı. *C. fracta* tarafından en yüksek Be akümülasyonu 5. günde gerçekleşti. 6. günden itibaren akümülasyonda bir azalma gözlendi. Bu durum, evsel atıksuda *C. fracta* tarafından Be akümülasyonun 5. günde doygunluğa ulaştığını gösterebilir. Dolayısıyla, evsel atıksudan Be için *C. fracta*'nın hasatlama süresi en yüksek değerin elde edildiği 5. gün olarak belirlenebilir.

Malatya İleri Biyolojik AAT çıkış suyuna maruz bırakılan *C. fracta*'da B'nin akümülasyonu Şekil 4.5.'de verilmiştir.



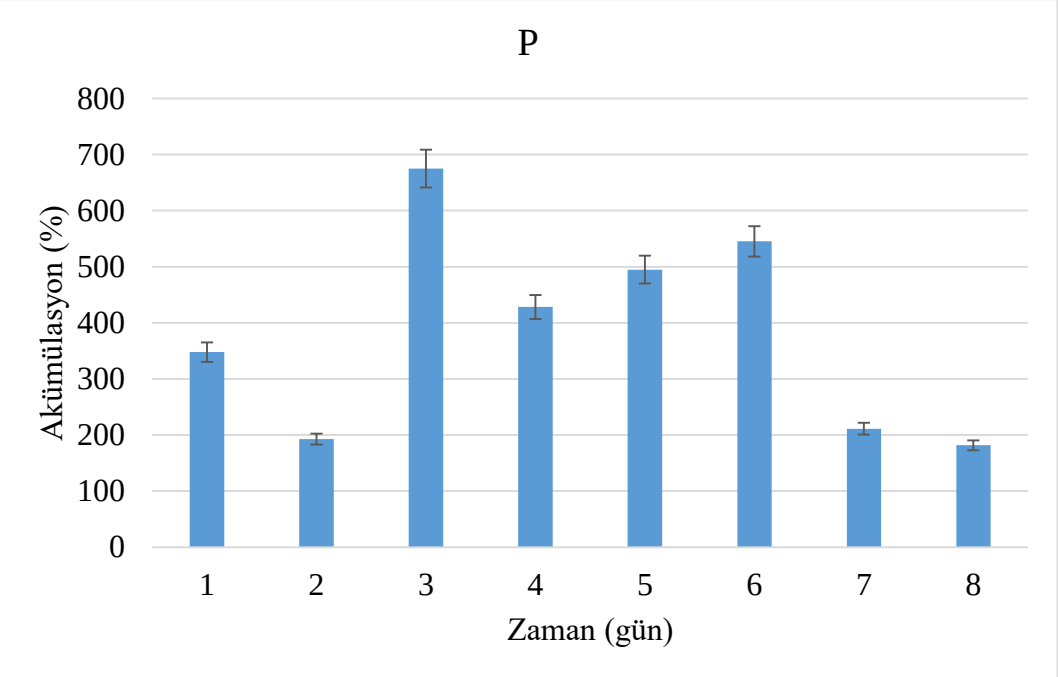
Şekil 4.5. Evsel atıksudaki B'nin *C. fracta* ile akümülasyonu

Şekil 4.5.'e göre *C. fracta*'da B'nin 1. gün akümülasyon değeri %133,7±6,7 olarak hesaplandı. 2. gün bu değer azalarak %100,3±5,0'e düştü. 3. gün ise %98,1±4,9 olarak hesaplandı. 4. günde daha belirgin bir düşüş gözlemlendi ve %79,3±4,0 olarak belirlendi. 5. gün itibarıyla B'nin akümülasyonu %51,7±2,6'ya kadar düştü. 6. günden itibaren

akümülasyon değerindeki düşüş devam etti ve 6. gün %45,6±2,3, 7. gün %41,2±2,1, 8. gün ise %37,7±1,9 olarak hesaplandı.

Verilere göre, evsel atıksuda *C. fracta*'daki B'nin akümülasyonu günlere göre; 1.gün>2.gün>3.gün>4.gün>5.gün>6.gün>7.gün>8.gün olarak sıralandı. Evsel atıksuda *C. fracta* tarafından en yüksek B akümülasyon değeri 1. günde elde edildi ve daha sonrasında neredeyse düzenli bir azalma meydana geldi. Bu nedenle en yüksek akümülasyon değerinin elde edildiği 1. gün, B açısından evsel atıksudan *C. fracta*'nın hasatlama süresi olarak belirlenebilir.

Malatya İleri Biyolojik AAT çıkış suyuna maruz bırakılan *C. fracta*'da P'nin akümülasyonu Şekil 4.6.'da verilmiştir.

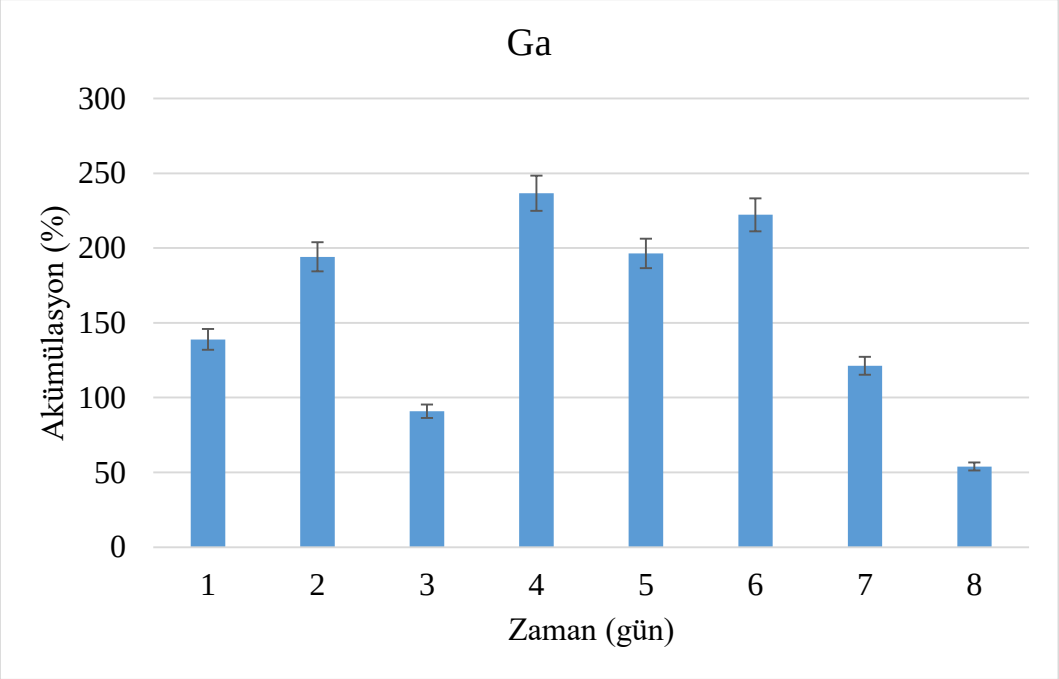


Şekil 4.6. Evsel atıksudaki P'nin *C. fracta* ile akümülasyonu

Şekil 4.6.'ya göre *C. fracta*'da 1. gün P'nin akümülasyon değeri %347,8±17,4 olarak hesaplandı. 2. gün bu değer azalarak %192,6±9,6'ya düştü. 3. günde ise büyük bir artış gözlemlendi ve akümülasyon değeri %675,1±33,8'e ulaşarak en yüksek değerini oluşturdu. 4. gün P'nin akümülasyonu azalarak %428,3±21,4 seviyesine geriledi. 5. ve 6. günlerde sırasıyla %494,9±24,7 ve %545,3±27,3 ile tekrar bir artış gözlemlendi. 7. gün bu değer azalarak %211,1±10,6'ya düştü ve 8. gün bir miktar daha azaldı %181,6±9,1 değeri elde edildi.

Verilere göre, evsel atıksuda *C. fracta*'daki P'nin akümülasyonu günlere göre; 3.gün>6.gün>5.gün>4.gün>1.gün>7.gün>2.gün>8.gün olarak sıralandı. En yüksek P akümülasyonuna 3. günde ulaşıldı. 3. günden sonra akümülasyon seviyesinde kısmi artış ve azalışlar olsa da genel bir azalmanın meydana geldiği görüldü. Bu durum, *C. fracta* tarafından P akümülasyonunun evsel atıksuda 3. gün sonunda en yüksek seviyeye ulaştığını ve daha sonra düşüş gösterdiğini gösterebilir. Dolayısıyla, en yüksek akümülasyon değerinin elde edildiği 3. gün, evsel atıksudan P için *C. fracta*'nın hasatlama süresi olarak belirlenebilir.

Malatya İleri Biyolojik AAT çıkış suyuna maruz bırakılan *C. fracta*'da Ga'nın akümülasyonu Şekil 4.7.'de verilmiştir.



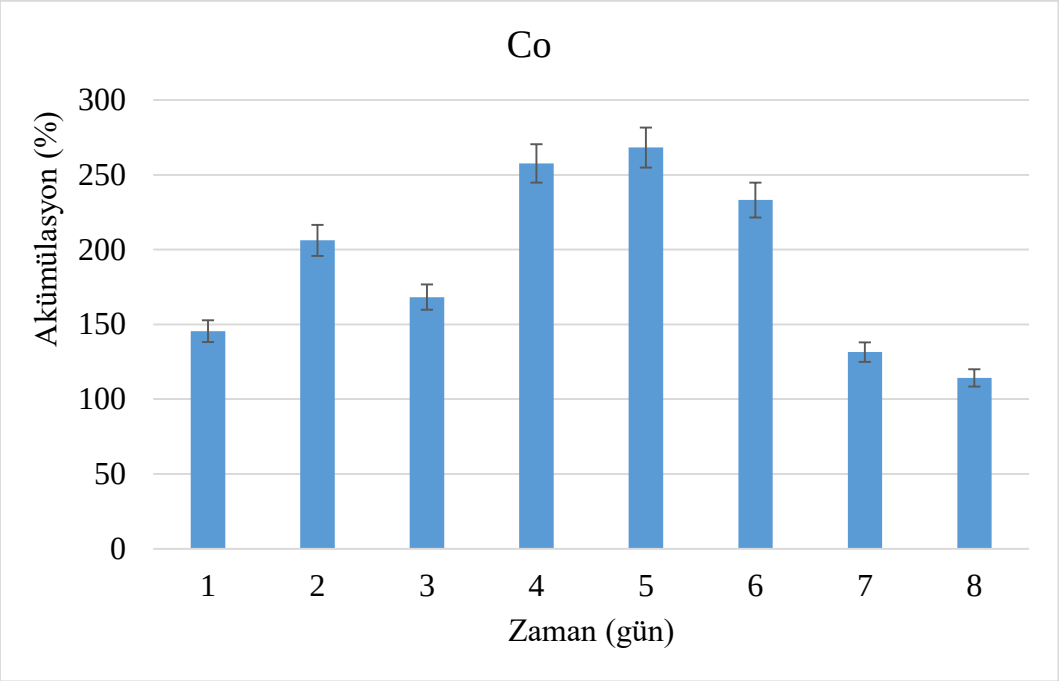
Şekil 4.7. Evsel atıksudaki Ga'nın *C. fracta* ile akümülasyonu

Şekil 4.7.'e göre *C. fracta*'da 1. gün Ga akümülasyonunun gerçekleştiği belirlendi ve 1. gün sonunda akümülasyon değeri %138,9±6,9 olarak hesaplandı. 2. günün sonunda bu değer artarak %194,1±9,7'ye ulaştı. 3. gün *C. fracta*'da Ga akümülasyonu azalarak %90,8±4,5'e düştü. 4. gün ise en yüksek akümülasyon değerine ulaşılarak %236,7±11,8 akümülasyon değeri elde edildi. 4. günden sonra Ga akümülasyonunda bir azalma meydana geldi ve 5. gün bu değer %196,4±9,8 olarak hesaplandı. 6. gün Ga akümülasyonu tekrar artarak %222,2±11,1 değerine ulaştı. 6. günden 8. güne kadar tekrar bir azalma meydana

geldi. 7. günün sonunda %121,3±6,1 ve 8. günün sonunda ise %53,9±2,7 akümülasyon değeri hesaplandı.

Verilere göre, evsel atıksuda *C. fracta*'daki Ga'nın akümülasyonu günlere göre; 4.gün>6.gün>5.gün>2.gün>1.gün>7.gün>3.gün>8.gün olarak sıralandı. Evsel atıksuda en yüksek Ga akümülasyonu 4. gün tespit edildiğinden *C. fracta*'nın hasatlama süresi evsel atıksuda Ga için 4 gün olarak belirlenebilir.

Malatya İleri Biyolojik AAT çıkış suyuna maruz bırakılan *C. fracta*'da Co'nun akümülasyonu Şekil 4.8.'de verilmiştir.



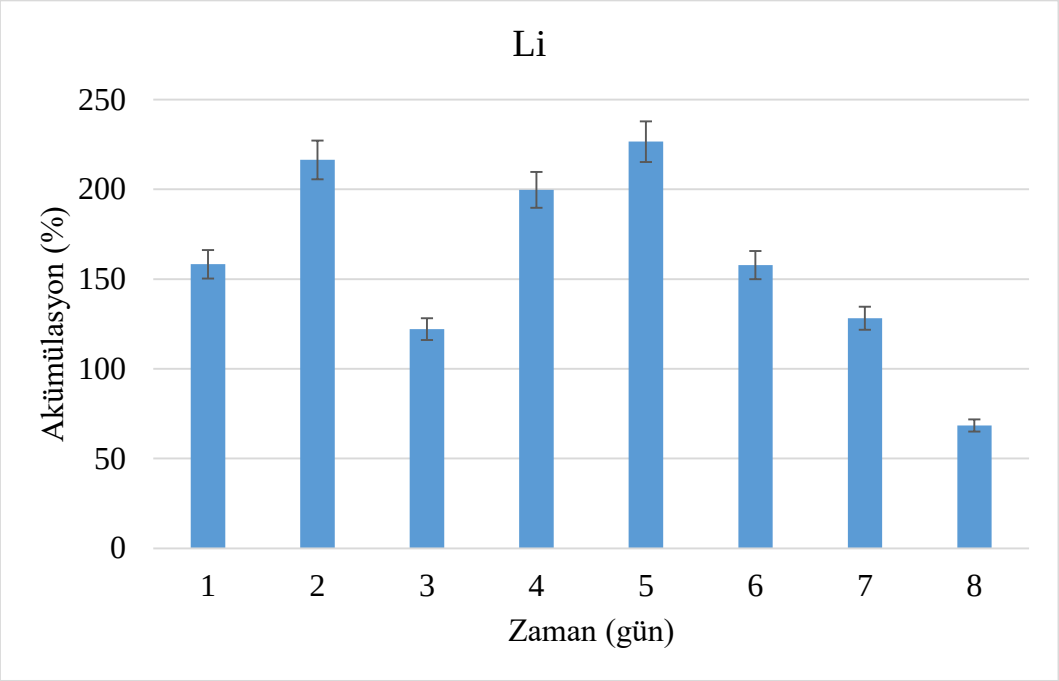
Şekil 4.8. Evsel atıksudaki Co'nun *C. fracta* ile akümülasyonu

Şekil 4.8.'e göre *C. fracta*'da 1. gün Co'nun akümülasyonu gerçekleştiği görüldü ve akümülasyon değeri %145,5±7,3 olarak hesaplandı. 2. gün Co akümülasyonu %206,2±10,3'e ulaştı. 3. gün ise bu değer %168,2±8,4 olarak kaydedildi. 4. günde önemli bir artış gözlemlendi ve akümülasyon değeri %257,6±12,9'a yükseldi. 5. gün ise Co akümülasyonu en yüksek seviyeye ulaşarak %268,2±13,4 değeri elde edildi. 6. gün bu değer %233,2±11,7'ye düştü. 7. gün %131,5±6,6 ve 8. gün ise %114,3±5,7 olarak belirlendi.

Verilere göre, evsel atıksuda *C. fracta*'daki Co'nun akümülasyonu günlere göre; 5.gün>4.gün>6.gün>2.gün>3.gün>1.gün>7.gün>8.gün olarak sıralandı. *C. fracta* tarafından en yüksek akümülasyona 5. gün ulaşıldı. 5. günden sonra ise Co'nun akümülasyon

seviyesinde genel bir azalma eğilimi görülmektedir. Bu durum, Co'nun *C. fracta* tarafından akümülasyonunun 5. gün sonunda en yüksek seviyeye ulaştığını ve daha sonra bir düşüş gösterdiğini gösterebilir. Dolayısıyla, en yüksek akümülasyon değerinin elde edildiği 5. gün, evsel atıksuda Co için *C. fracta*'nın hasatlama süresi olarak belirlenebilir.

Malatya İleri Biyolojik AAT çıkış suyuna maruz bırakılan *C. fracta*'da Li'nin akümülasyonu Şekil 4.9.'da verilmiştir.



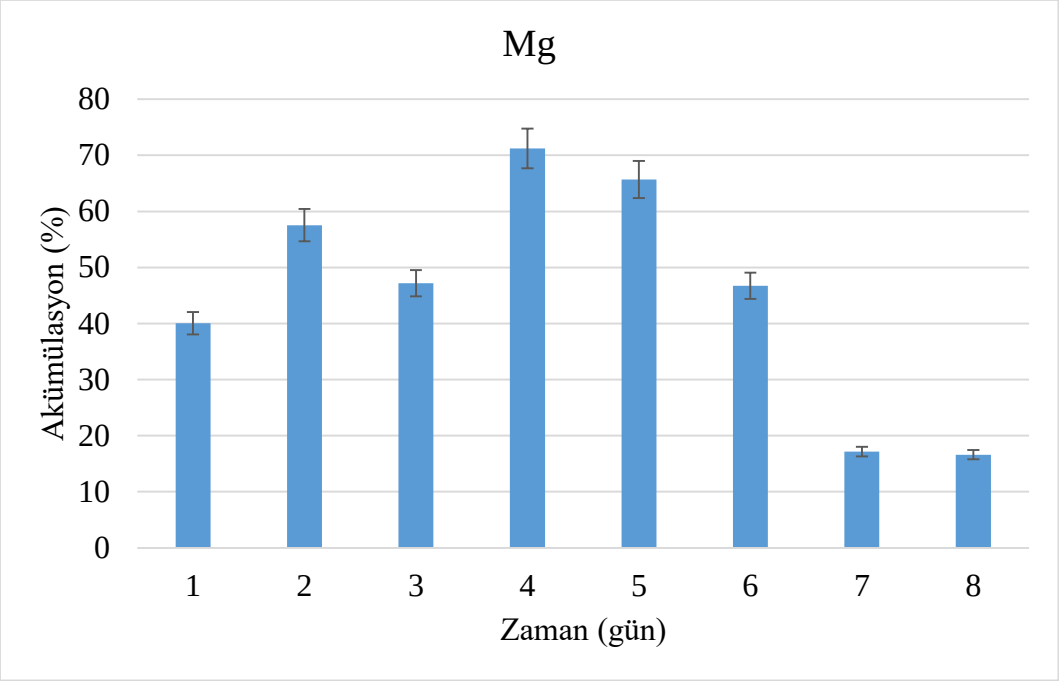
Şekil 4.9. Evsel atıksudaki Li'nin *C. fracta* ile akümülasyonu

Şekil 4.9.'a göre *C. fracta*'da Li'nin 1. gün akümülasyon değeri %158,3±7,9 olarak hesaplandı. 2. gün bu değer artarak %216,4±10,8'e ulaştı. 3. gün ise Li'nin akümülasyonu azalarak %122,1±6,1'e düştü. 4. gün tekrar bir artış gözlemlendi ve %199,7±10,0 olarak hesaplandı. 5. gün en yüksek akümülasyon değeri olan %226,6±11,3'e ulaşıldı. 6. günden itibaren akümülasyon değerinde belirgin bir düşüş yaşandı ve 6. gün %157,8±7,9, 7. gün %128,1±6,4, 8. gün ise %68,4±3,4 olarak hesaplandı.

Verilere göre, evsel atıksuda *C. fracta*'daki Li'nin akümülasyonu günlere göre; 5.gün>2.gün>4.gün>1.gün>6.gün>7.gün>3.gün>8.gün olarak sıralandı. Li'nin *C. fracta* tarafından en yüksek akümülasyonu 5. Gün sonunda gerçekleşti. 6. günden itibaren akümülasyonunda bir azalma gözlendi. Bu durum, evsel atıksuda *C. fracta* tarafından Li

akümülasyonunun 5. günden sonra doygunluğa ulaştığını gösterebilir. Dolayısıyla, evsel atıksuda Li için *C. fracta*'nın hasatlama süresi 5 gün olarak belirlenebilir.

Malatya İleri Biyolojik AAT çıkış suyuna maruz bırakılan *C. fracta*'da Mg'nin akümülasyonu Şekil 4.10.'da verilmiştir.



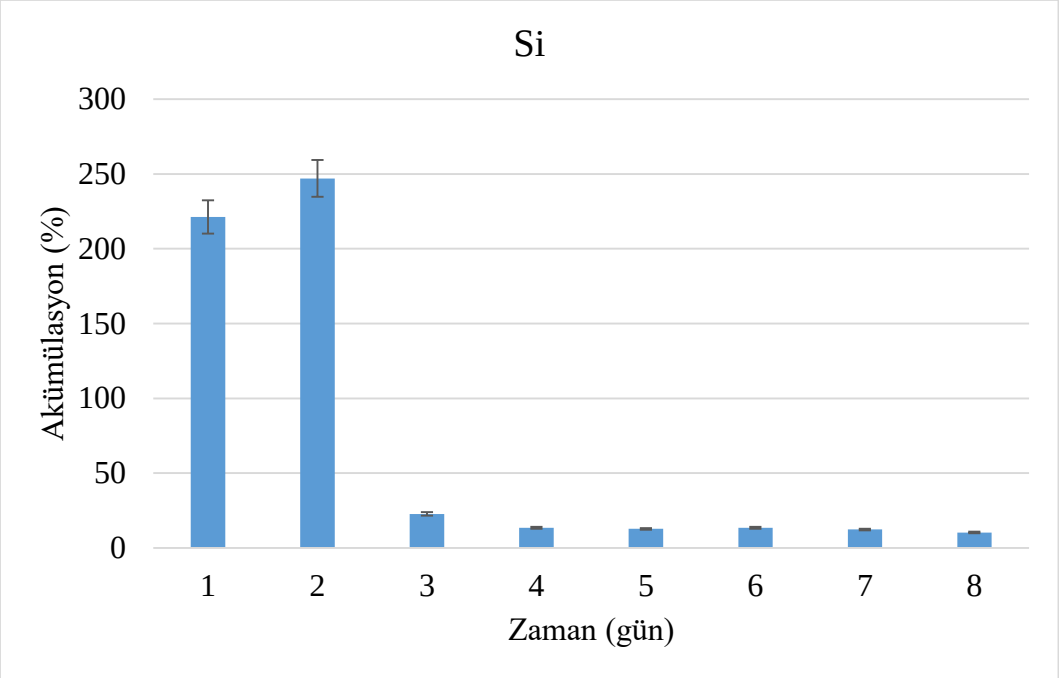
Şekil 4.10. Evsel atıksudaki Mg'nin *C. fracta* ile akümülasyonu

Şekil 4.10.'a göre *C. fracta*'da 1. gün Mg akümülasyonu %40,0±2,0 olarak hesaplandı. 2. gün bu değer artarak %57,5±2,9'a yükseldi. 3. gün ise akümülasyon değeri bir miktar düştü ve %47,2±2,4 olarak hesaplandı. 4. günde en yüksek Mg akümülasyon değeri elde edildi ve bu değerin %71,2±3,6 olduğu belirlendi. 5. gün itibarıyla Mg akümülasyonu %65,7±3,3'e düştü. 6. günden itibaren düşüş devam etti ve Mg'nin akümülasyon değeri 6. gün %46,7±2,3, 7. gün %17,2±0,9 ve 8. gün %16,6±0,8 olarak hesaplandı.

Verilere göre, evsel atıksuda *C. fracta*'daki Mg'nin akümülasyonu günlere göre; 4.gün>5.gün>2.gün>3.gün>6.gün>1.gün>7.gün>8.gün olarak sıralandı. *C. fracta* tarafından en yüksek Mg akümülasyonu 4. günde gerçekleşti ve sonrasında genel bir azalma gözlendi. Bu durum, *C. fracta* tarafından akümülasyonun 4. gün sonunda en yüksek seviyeye ulaştığını ve daha sonra düştüğünü gösterebilir. Dolayısıyla, en yüksek akümülasyon

değerinin elde edildiği 4. gün, Mg için evsel atıksudan *C. fracta*'nın hasatlama süresi olarak belirlenebilir.

Malatya İleri Biyolojik AAT çıkış suyuna maruz bırakılan *C. fracta*'da Si'nin akümülasyonu Şekil 4.11.'de verilmiştir.

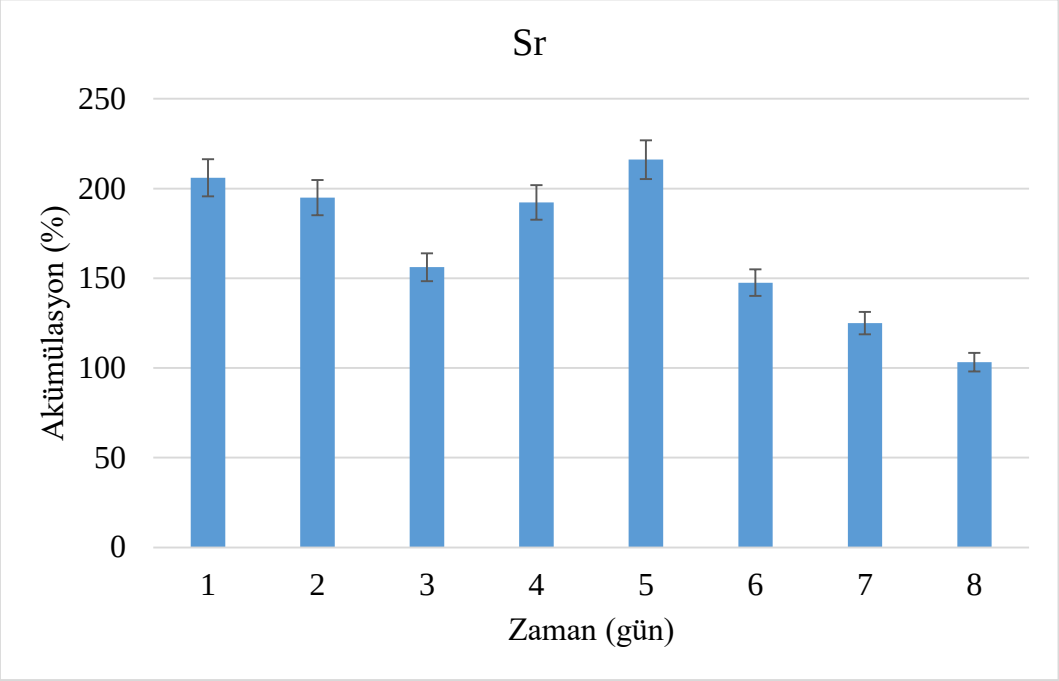


Şekil 4.11. Evsel atıksudaki Si'nin *C. fracta* ile akümülasyonu

Şekil 4.11.'e göre *C. fracta*'da 1. gün Si'nin akümüle olduğu görüldü ve akümülasyon %221,3±11,1 olarak hesaplandı. 2. gün bu değer artarak %247±12,4'e yükseldi ve en yüksek Si akümülasyon değeri elde edildi. 3. günden itibaren ise akümülasyonda düşüş gözlemlendi ve %22,7±1,1 olarak hesaplandı. Daha sonraki günlerde ise Si akümülasyonunun çok fazla değişmediği görüldü ve bu değerler 4. gün %13,3±0,7, 5. gün %12,7±0,6. 6. gün %13,3±0,7, 7. gün %12,3±0,6 ve 8. gün %10,2±0,5 olarak hesaplandı.

Verilere göre, evsel atıksuda *C. fracta*'daki Si'nin akümülasyonu günlere göre; 2.gün>1.gün>3.gün>4.gün>6.gün>5.gün>7.gün>8.gün olarak sıralandı. *C. fracta* tarafından en yüksek Si'nin akümülasyon değeri 2. günde elde edildi. 3. günden itibaren ise keskin bir azalma gözlendi. Bu nedenle evsel atıksuda en yüksek akümülasyon değerinin elde edildiği 2. gün, Si için *C. fracta*'nın hasatlama süresi olarak belirlenebilir.

Malatya İleri Biyolojik AAT çıkış suyuna maruz bırakılan *C. fracta*'da Sr'nin akümülasyonu Şekil 4.12.'de verilmiştir.

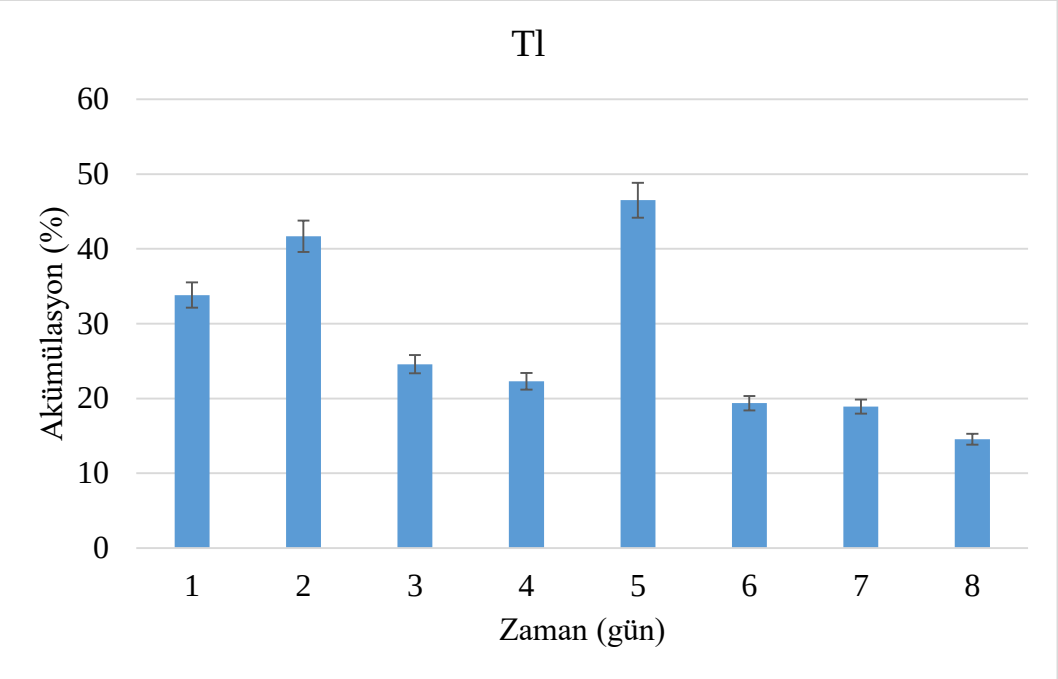


Şekil 4.12. Evsel atıksudaki Sr'nin *C. fracta* ile akümülasyonu

Şekil 4.12.'ye göre *C. fracta*'da akümüle olan Sr'nin günlük akümülasyon değerlerine göre; 1. gün Sr akümülasyonu %206±10,3 ile yüksek bir başlangıç değerine sahipti. 2. gün akümülasyon bir miktar düşüşle bu değer %194,9±9,7 olarak hesaplandı. 3. gün azalma devam etti ve akümülasyon değeri %156,2±7,8'e geriledi. Ancak 4. gün akümülasyon tekrar artarak Sr'nin akümülasyon değeri %192,2±9,6'ya ulaştı. 5. gün ise en yüksek akümülasyon değeri (%216,1±10,8) elde edildi. 6. günden itibaren akümülasyon düşüşe geçdi ve %147,5±7,4, 7. gün %125±6,2 ve 8. gün %103,2±5,2 olarak hesaplandı.

Verilere göre, evsel atıksuda *C. fracta*'daki Sr'nin akümülasyonu günlere göre; 5.gün>1.gün>2.gün>4.gün>3.gün>6.gün>7.gün>8.gün olarak sıralandı. En yüksek akümülasyon değerinin 5. gün sonunda %216,1±10,8 olarak gerçekleştiği belirlendi. 5. günden sonra akümülasyonun azalması, *C. fracta*'nın artık Sr'yi daha az akümüle ettiğini veya doyuma ulaştığını gösterebilir. Bu nedenle evsel atıksuda akümülasyon değerinin en yüksek olduğu 5. gün *C. fracta*'nın Sr açısından hasatlama süresi olarak belirlenebilir.

Malatya İleri Biyolojik AAT çıkış suyuna maruz bırakılan *C. fracta*'da Tl'nin akümülasyonu Şekil 4.13.'de verilmiştir.

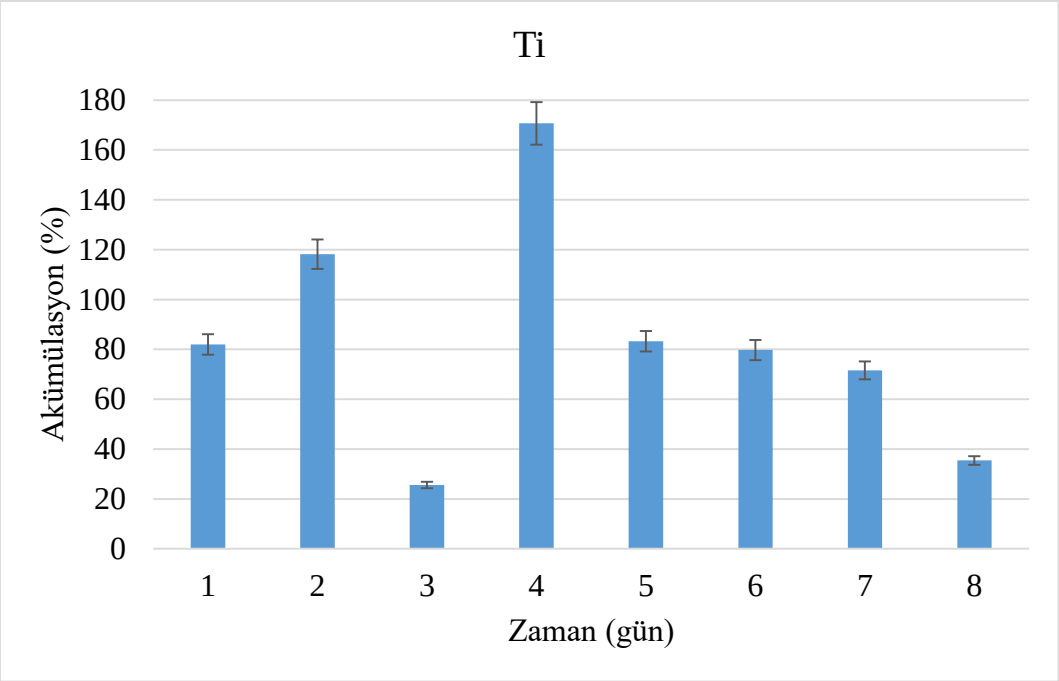


Şekil 4.13. Evsel atıksudaki Tl'nin *C. fracta* ile akümülasyonu

Şekil 4.13.'e göre 1. günün sonunda Tl'nin *C. fracta* tarafından akümüle edildiği belirlendi ve akümülasyonun değeri %33,8±1,7 olarak hesaplandı. 2. gün akümülasyon artarak bu değer %41,7±2,1'e ulaştı. 2. günden sonra akümülasyon azaldı ve 3. gün %24,6±1,2'ye, 4. gün ise %22,3±1,1'e düştü. 5. günün sonunda ise %46,5±2,3 değeri ile Tl'nin en yüksek akümülasyon değeri elde edildi. *C. fracta*'da Tl akümülasyonu 6. gün %19,4±1, 7. gün %18,9±0,9 ve 8. gün %14,5±0,7 olarak hesaplandı.

Verilere göre, evsel atıksuda *C. fracta*'daki Tl'nin akümülasyonu günlere göre; 5.gün>2.gün>1.gün>3.gün>4.gün>6.gün>7.gün>8.gün olarak sıralandı. 5. günden sonra *C. fracta*'da Tl konsantrasyonundaki azalma *C. fracta*'nın Tl açısından artık doygunluğa ulaştığını gösterebilir. En yüksek akümülasyon değeri 5. günde tespit edildiği için evsel atıksuda Tl açısından *C. fracta*'nın hasatlama süresi 5 gün olarak belirlenebilir.

Malatya İleri Biyolojik AAT çıkış suyuna maruz bırakılan *C. fracta*'da Ti'nin akümülasyonu Şekil 4.14.'de verilmiştir.

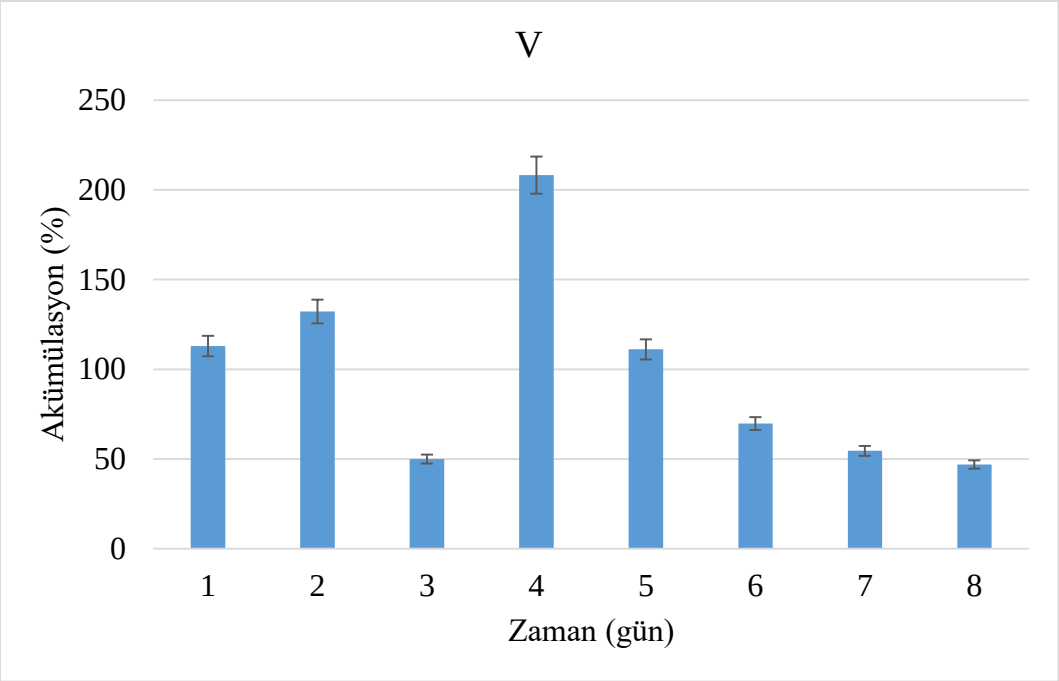


Şekil 4.14. Evsel atıksudaki Ti'nin *C. fracta* ile akümülasyonu

Şekil 4.14.'e göre *C. fracta*'da 1. gün Ti'nin akümüle olduğu görüldü ve Ti akümülasyonu %81,9±4,1 olarak hesaplandı. 2. gün bu değer artarak %118,1±5,9'a ulaştı. 3. gün ise Ti'nin akümülasyon değeri %25,6±1,3'e düştü. 4. günde önemli bir artış gözlemlendi ve bu değer %170,7±8,5 ile en yüksek seviyeye ulaştı. 5. gün akümülasyon değeri %83,2±4,2'ye, 6. gün ise %79,7±4'e geriledi. 7. ve 8. gün düşüş devam etti ve sırasıyla %71,6±3,6 ve %35,4±1,8 değerleri elde edildi.

Verilere göre, evsel atıksuda *C. fracta*'daki Ti'nin akümülasyonu günlere göre; 4.gün>2.gün>5.gün>1.gün>6.gün>7.gün>8.gün>3.gün olarak sıralandı. Buna göre en yüksek Ti akümülasyonu 4. günde gerçekleşti. 4. günden sonra akümülasyon seviyesinde genel bir azalma eğilimi görülmektedir. Bu durumda Ti için evsel atıksuda 4. gün, *C. fracta*'nın hasatlama süresi olarak belirlenebilir.

Malatya İleri Biyolojik AAT çıkış suyuna maruz bırakılan *C. fracta*'da V'nin akümülasyonu Şekil 4.15.'de verilmiştir.



Şekil 4.15. Evsel atıksudaki V'nin *C. fracta* ile akümülasyonu

Şekil 4.15.'e göre *C. fracta*'da 1. gün V'nin akümülasyonu gerçekleşti ve akümülasyon değeri %112,9±5,6 olarak hesaplandı. 2. gün bu değer artarak %132,2±6,6'ya ulaştı. 3. gün ise V'nin akümülasyon değeri %50±2,5'e düştü. 4. günde akümülasyonda önemli bir artış gözlemlendi ve akümülasyon değeri %208,2±10,4 ile en yüksek değerine ulaştı. 5. gün bu değer %111,1±5,6'ya, 6. gün ise %69,8±3,5'e geriledi. V'nin akümülasyon değeri 7. gün %54,5±2,7 ve 8. gün %46,9±2,3 olarak hesaplandı.

Verilere göre, evsel atıksuda *C. fracta*'daki V'nin akümülasyonu günlere göre; 4.gün>2.gün>1.gün>5.gün>6.gün>7.gün>3.gün>8.gün olarak sıralandı. Buna göre *C. fracta* tarafından en yüksek V akümülasyonu 4. günde gerçekleşti. 4. günden sonra V'nin akümülasyonunda genel bir azalma eğilimi görülmektedir. Dolayısıyla, evsel atıksuda V için en yüksek akümülasyon değerinin elde edildiği 4. gün *C. fracta*'nın hasatlama süresi olarak belirlenebilir.

4.3. Endüstriyel Atıksuda Bulunan Stratejik Hammadde Konsantrasyonları

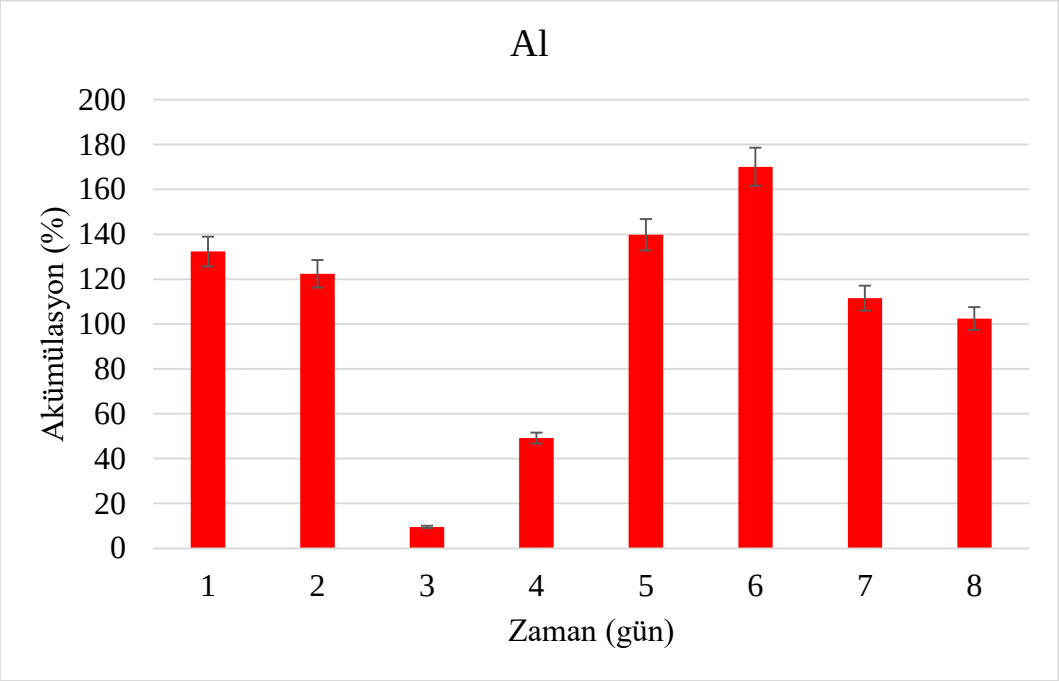
Endüstriyel atıksudaki (Malatya OSB AAT çıkış suyu) stratejik hammadde konsantrasyonları şu şekildedir: Al = 7,55 ± 0,38 µg/L, Sb = <0,000, As = 3,67 ± 0,18 µg/L, Be = <0,000, B = 121,39 ± 6,07 µg/L, P = 39,33 ± 1,97 µg/L, Ga = <0,000, Co = 0,21 ± 0,01

µg/L, Li = 1,51 ± 0,08 µg/L, Mg = 644,29 ± 32,22 µg/L, Si = 7612,77 ± 380,64 µg/L, Sr = 7,75 ± 0,39 µg/L, Tl = <0,000, Ti = 1,20 ± 0,06 µg/L ve V = 9,69 ± 0,49 µg/L.

Endüstriyel atıksudaki stratejik hammadde konsantrasyonları büyükten küçüğe Si>Mg>B>P>V>Sr>Al>As>Li>Ti>Co>Be=Ga=Tl=Sb olarak sıralandı.

4.4. Endüstriyel Atıksuda Bulunan Stratejik Hammaddelerin *C. fracta* Tarafından Akümülasyonu

Malatya OSB AAT çıkış suyuna maruz bırakılan *C. fracta*'da Al'nin akümülasyonu Şekil 4.16.'da verilmiştir.

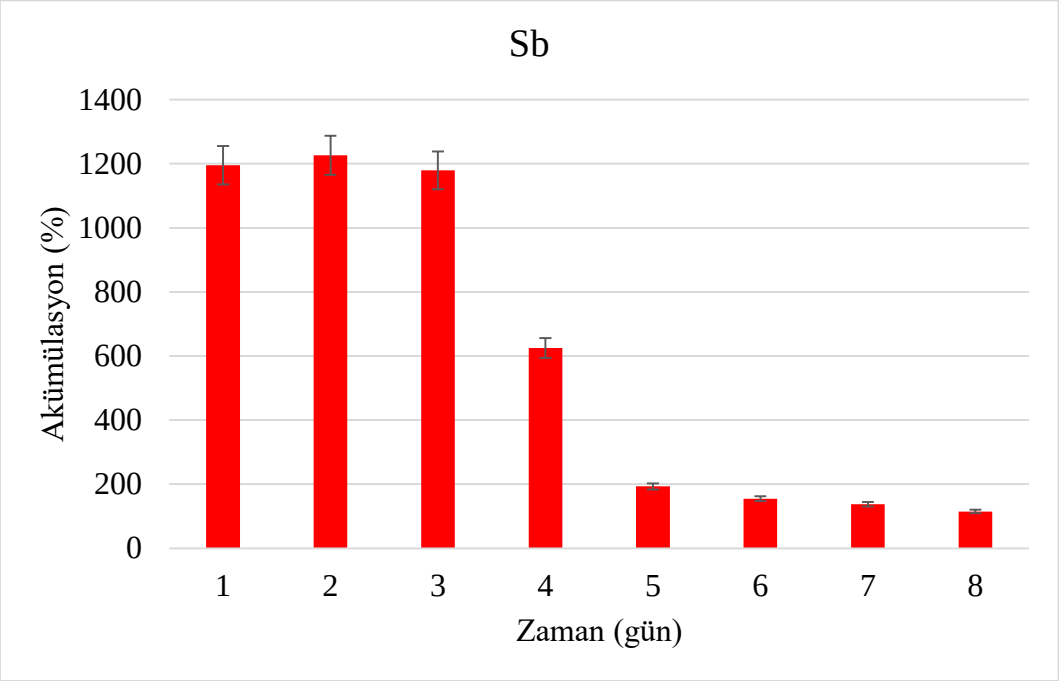


Şekil 4.16. Endüstriyel atıksudaki Al'nin *C. fracta* ile akümülasyonu

Şekil 4.16.'ya göre *C. fracta* 1. gün akümülasyonun gerçekleştiği görüldü ve 1. gün Al'nin akümülasyon değeri %132,3±6,6 olarak hesaplandı. 2. gün ise bu değer bir miktar azalarak %122,4±6,1 değeri elde edildi. 3. gün %9,6±0,5 seviyesine önemli bir düşüş yaşandı. 4. gün itibariyle bir miktar yükseldi ve bu değer %49,1±2,5 olarak kaydedildi. 5. gün akümülasyon değeri tekrar artarak %139,8±7 seviyesine çıktı. 6. gün ise en yüksek değer olan %170,1±8,5'e ulaşıldı. 7. ve 8. günlerde akümülasyon değerinde yeniden bir azalma görüldü ve sırasıyla %111,5±5,6 ve %102,5±5,1 değerleri elde edildi.

Verilere göre, endüstriyel atıksuda *C. fracta*'daki Al'nin akümülasyonu günlere göre; 6.gün>5.gün>1.gün>2.gün>7.gün>8.gün>4.gün>3.gün olarak sıralandı. Buna göre, en yüksek Al akümülasyonu 6. gün gerçekleşti. Bu nedenle endüstriyel atıksuda hasatlama süresi Al için 6 gün olarak belirlenebilir.

Malatya OSB AAT çıkış suyuna maruz bırakılan *C. fracta*'da Sb'nin akümülasyonu Şekil 4.17.'de verilmiştir.



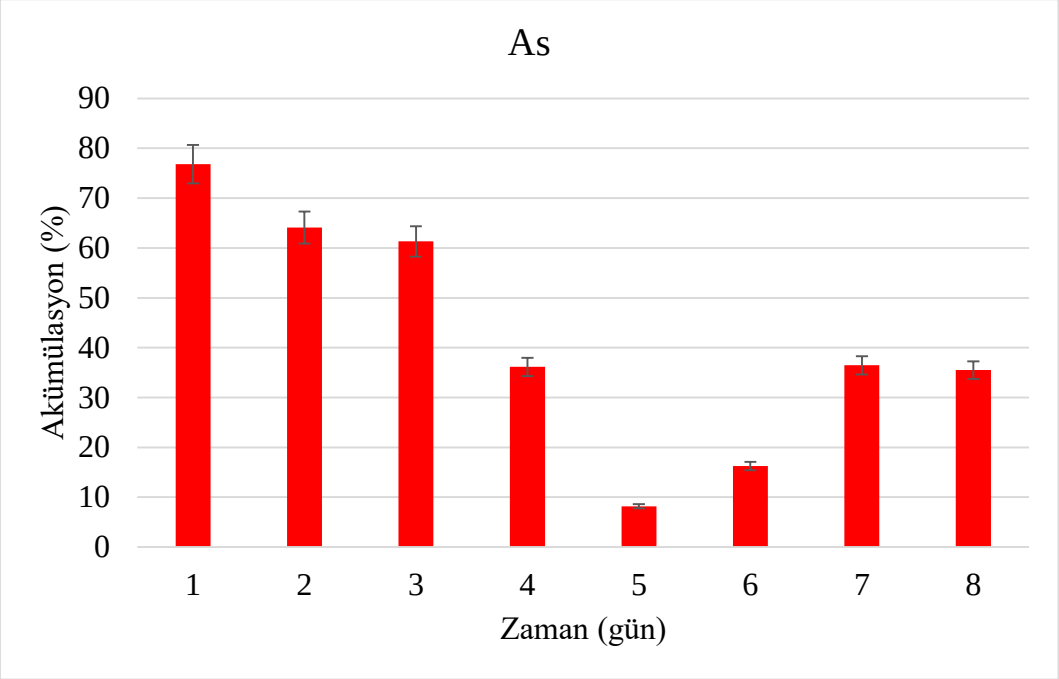
Şekil 4.17. Endüstriyel atıksudaki Sb'nin *C. fracta* ile akümülasyonu

Şekil 4.17.'e göre 1. günün sonunda Sb'nin akümülasyonu %1195,2±59,8 olarak belirlendi. 2. gün bu değer bir miktar artış göstererek %1226,2±61,3 seviyesine ulaştı. Ancak 3. gün itibarıyla akümülasyon değerinde bir düşüş meydana geldi ve %1178,9±58,9 değeri elde edildi. 4. gün bu düşüş daha belirgin hale gelerek Sb akümülasyonu %624,8±31,2 seviyesine geriledi. 5. günden itibaren düşüş devam etti ve bu değer %193,1±9,7 olarak hesaplandı. 6. gün itibarıyla akümülasyon değeri daha da azaldı ve %154,9±7,7 seviyesine ulaştı. 7. ve 8. günlerde ise bu düşüş devam etti ve bu değerler sırasıyla %137,4±6,9 ve %114,9±5,7 olarak hesaplandı.

Verilere göre, endüstriyel atıksuda *C. fracta*'daki Sb'nin akümülasyonu günlere göre; 2.gün>1.gün>3.gün>4.gün>5.gün>6.gün>7.gün>8.gün olarak sıralandı. Burada Sb akümülasyon değerinin 2. günde en yüksek seviyeye ulaştığı ve bu noktadan sonra bir düşüş

başladığı görülmektedir. Bu durum, *C. fracta*'nın Sb açısından 2. günden sonra doygunluğa ulaştığını gösterebilir. Dolayısıyla, Sb için endüstriyel atıksuda *C. fracta*'nın hasatlama süresi 2 gün olarak belirlenebilir.

Malatya OSB AAT çıkış suyuna maruz bırakılan *C. fracta*'da As'nin akümülasyonu Şekil 4.18.'de verilmiştir.

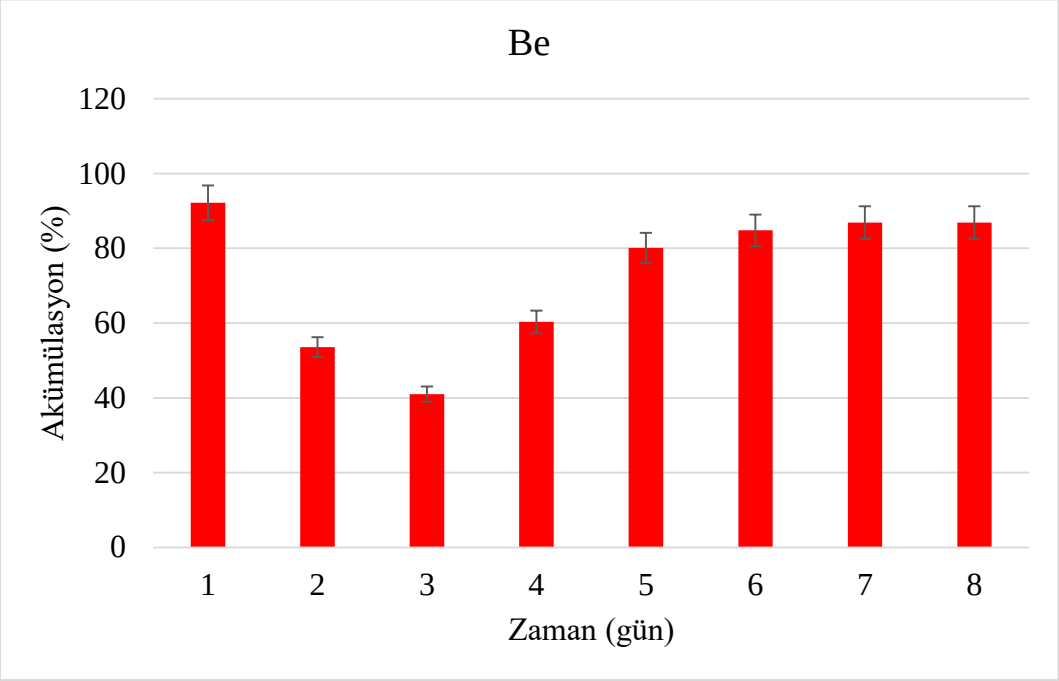


Şekil 4.18. Endüstriyel atıksudaki As'nin *C. fracta* ile akümülasyonu

Şekil 4.18.'e göre 1. gün As'nin akümülasyonu değeri %76,8±3,8 olarak elde edildi ve bu değer endüstriyel atıksuda en yüksek değeri oluşturdu. 2. gün bu değer %64,1±3,2'ye, 3. gün ise %61,3±3,1 seviyesine geriledi. 4. gün akümülasyon değeri %36,1±1,8' e düşerek daha belirgin bir azalma kaydedildi. 5. gün itibariyle ise en düşük seviye gözlendi ve akümülasyon değeri %8,2±0,4 olarak hesaplandı. 6. gün As akümülasyonu bir miktar artarak %16,3±0,8 seviyesine yükseldi. 7. gün %36,5±1,8 ile tekrar artış görüldü ve 8. gün bu seviyeye yakın bir değer olan %35,5±1,8 akümülasyon değeri hesaplandı.

Verilere göre, endüstriyel atıksuda *C. fracta*'daki As'nin akümülasyonu günlere göre; 1.gün>2.gün>3.gün>7.gün>4.gün>8.gün>6.gün>5.gün olarak sıralandı. En yüksek akümülasyon 1. gün elde edildi ve takip eden günlerde genel olarak düşüş eğilimi görüldü. Dolayısıyla As için endüstriyel atıksuda *C. fracta*'nın hasatlama süresi 1 gün olarak belirlenebilir.

Malatya OSB AAT çıkış suyuna maruz bırakılan *C. fracta*'da Be'nin akümülasyonu Şekil 4.19.'da verilmiştir.

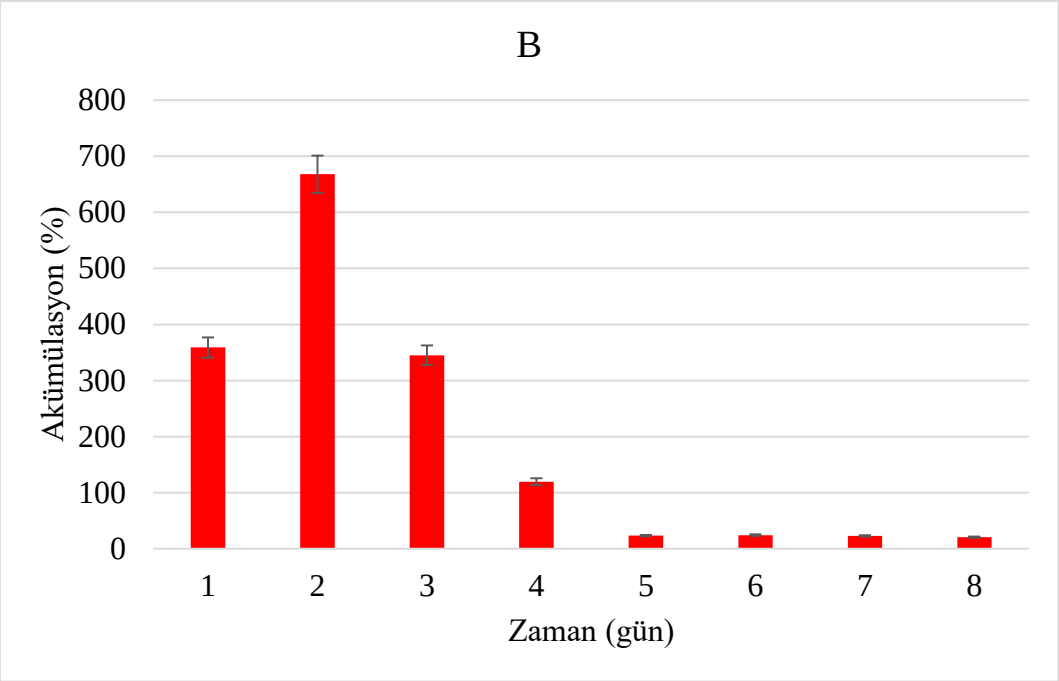


Şekil 4.19. Endüstriyel atıksudaki Be'nin *C. fracta* ile akümülasyonu

Şekil 4.19.'a göre *C. fracta*'da akümüle olan Be'nin 1. gün akümülasyonu %92,2±4,6 olarak hesaplandı. 2. ve 3. günlerde Be akümülasyonu düşüş gösterdi ve sırasıyla %53,6±2,7 ve %41±2,1 akümülasyon değeri elde edildi. 4. günde ise akümülasyon değeri tekrar artarak %60,3±3 seviyesine ulaştı. 5. günden itibaren sürekli bir artış gözlemlendi ve Be akümülasyonu %80,1±4, %84,8±4,2, %86,9±4,3 ve son olarak 8. günde yine %86,9±4,3 olarak hesaplandı.

Verilere göre, endüstriyel atıksuda *C. fracta*'daki Be'nin akümülasyonu günlere göre; 1.gün>7.gün>8.gün>6.gün>5.gün>4.gün>2.gün>3.gün olarak sıralandı. Be akümülasyon değerinin en yüksek olduğu 1. gün endüstriyel atıksuda *C. fracta*'nın hasatlama süresi olarak belirlenebilir.

Malatya OSB AAT çıkış suyuna maruz bırakılan *C. fracta*'da B'nin akümülasyonu Şekil 4.20.'de verilmiştir.

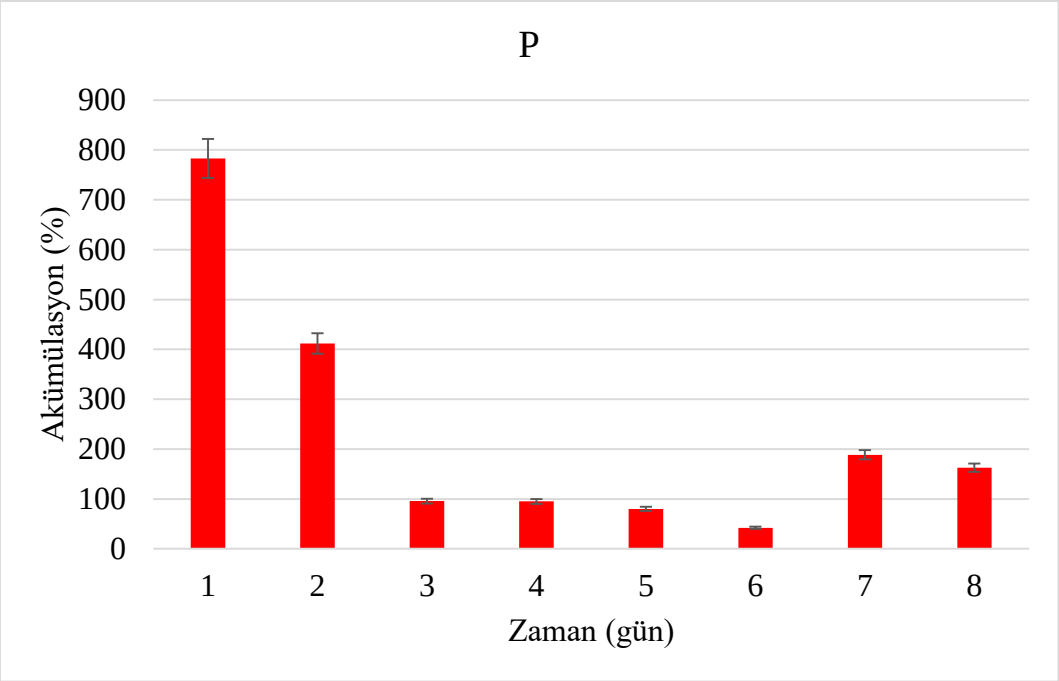


Şekil 4.20. Endüstriyel atıksudaki B'nin *C. fracta* ile akümülasyonu

Şekil 4.20.'e göre *C. fracta*'da 1. gün B'nin akümülasyon değeri %359±17,9 olarak hesaplandı. 2. gün bu değer önemli bir artış göstererek %667,8±33,4 seviyesine ulaştı. Ancak 3. gün B'nin akümülasyon değeri önemli bir düşüşle %345,1±17,3'e geriledi. 4. gün ise düşüş devam etti ve akümülasyon değerinin %119,5±6 olduğu belirlendi. 5. günden itibaren ise B'nin akümülasyon seviyesinde ciddi bir azalma görüldü ve sırasıyla %23,5±1,2, %24,4±1,2, %23±1,2 ve 8. gün %20,7±1 değerleri hesaplandı.

Verilere göre, endüstriyel atıksuda *C. fracta*'daki B'nin akümülasyonu günlere göre; 2.gün>1.gün>3.gün>4.gün>6.gün>5.gün>7.gün>8.gün olarak sıralandı. 2. günden sonra akümülasyon değeri keskin bir şekilde düşüş gösterdi, bu da endüstriyel atıksuda *C. fracta* tarafından akümüle edilen B'nin doygunluğa ulaştığını ve daha fazla akümüle edilmediğini gösterebilir. Bu nedenle, endüstriyel atıksuda *C. fracta*'nın hasatlama süresi 2 gün olarak belirlenebilir.

Malatya OSB AAT çıkış suyuna maruz bırakılan *C. fracta*'da P'nin akümülasyonu Şekil 4.21.'de verilmiştir.

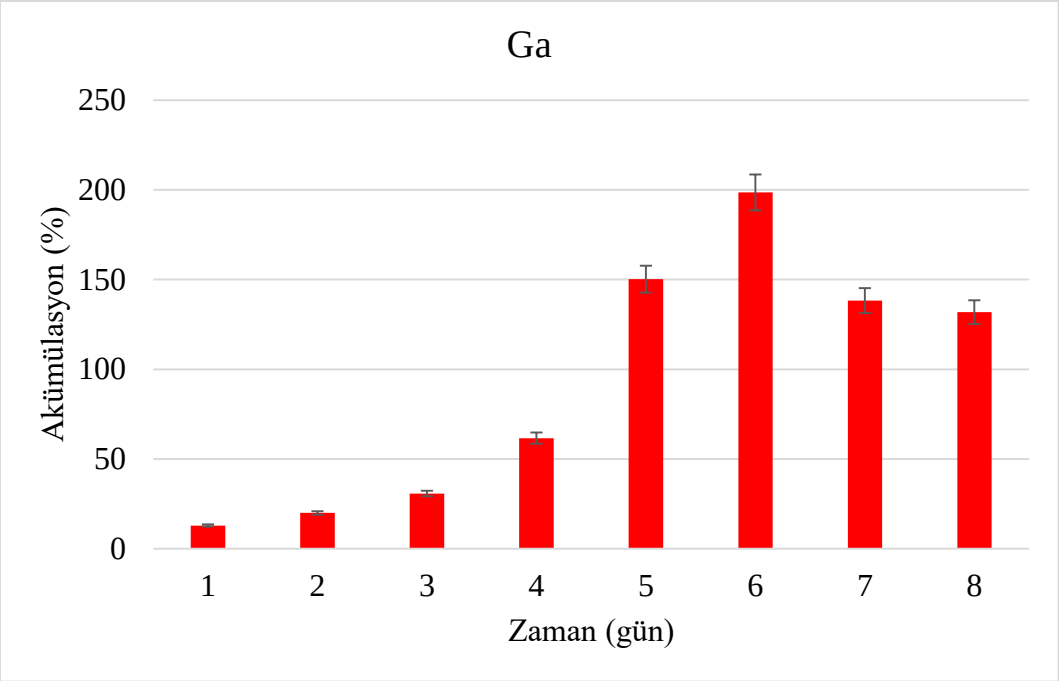


Şekil 4.21. Endüstriyel atıksudaki P'nin *C. fracta* ile akümülasyonu

Şekil 4.21.'e göre *C. fracta*'da akümüle olan P'nin 1. gün akümülasyonu %783±39,2 olarak belirlendi. 2. gün bu değer önemli ölçüde azalarak P akümülasyonu %411,7±20,6 seviyesine düştü. 3. ve 4. gün akümülasyon değeri nispeten sabit kalarak sırasıyla %95,6±4,8 ve %95,0±4,7 olarak hesaplandı. 5. günde ise P'nin akümülasyon değeri %80,1±4 seviyesine düştü. 6. gün akümülasyon düşmeye devam etti ve %42,2±2,1 değeri elde edildi. 7. gün bir miktar artış ile %188,6±9,4 değerine ulaştı, 8. gün ise bu değer %162,7±8,1 olarak hesaplandı.

Verilere göre, endüstriyel atıksuda *C. fracta*'daki P'nin akümülasyonu günlere göre; 1.gün>2.gün>7.gün>8.gün>3.gün>4.gün>5.gün>6.gün olarak sıralandı. Buna göre en yüksek akümülasyon değeri 1. gün elde edildi. (%783±39,2). 2. günden itibaren akümülasyon değerinde belirgin bir düşüş meydana geldiği için 1. gün, *C. fracta*'nın endüstiyel atıksudan hasatlama süresi olarak belirlenebilir.

Malatya OSB AAT çıkış suyuna maruz bırakılan *C. fracta*'da Ga'nın akümülasyonu Şekil 4.22.'de verilmiştir.

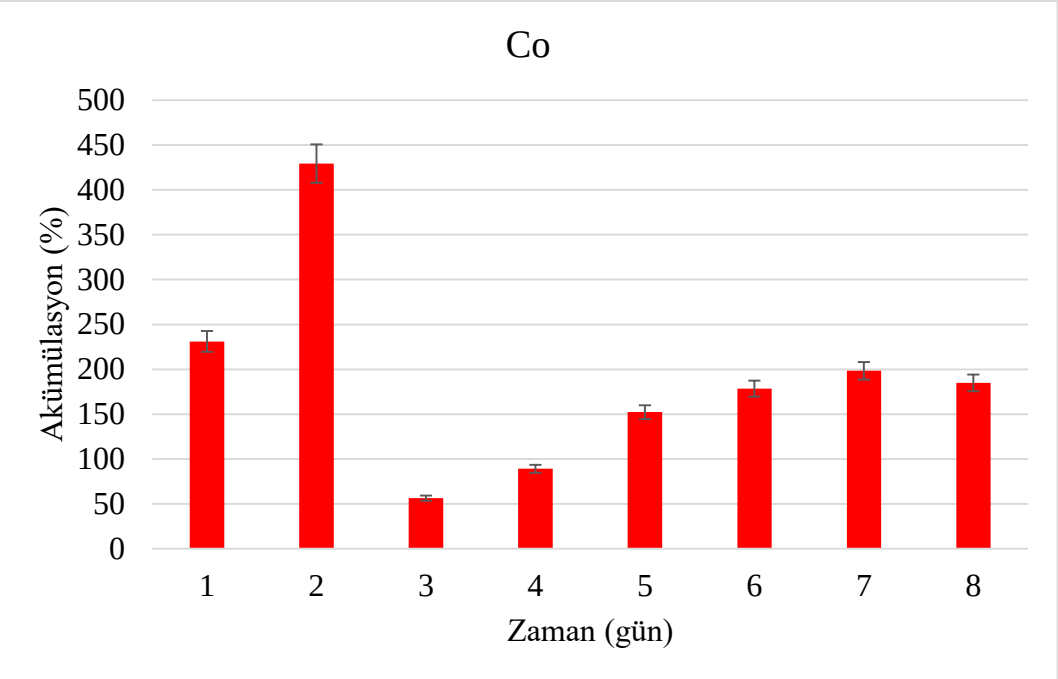


Şekil 4.22. Endüstriyel atıksudaki Ga'nin *C. fracta* ile akümülasyonu

Şekil 4.22.'ye göre 1. günün sonunda Ga'nın *C. fracta* tarafından akümüle edildiği belirlendi ve %12,9±0,6 akümülasyon değeri hesaplandı. En yüksek akümülasyon değerine ise 6. gün ulaşıldı. 6. gün sonunda akümülayon değeri %198,6±9,9 olarak tespit edildi. Günlük Ga akümülasyonları incelendiğinde 1. günden 6. güne kadar geçen süre içerisinde *C. fracta* tarafından akümülasyonun sürekli arrtığı 6. günden itibaren ise akümülasyonun azaldığı görülmektedir. 7. gün sonunda akümülasyon değeri %138,3±6,9 olarak hesaplanırken, 8. gün sonunda ise %131,9±6,6 olarak hesaplandı. Son iki gün akümülasyonun çok fazla değişmediği belirlendi.

Verilere göre, endüstriyel atıksuda *C. fracta*'daki Ga'nın akümülasyonu günlere göre; 6.gün>5.gün>7.gün>8.gün>4.gün>3.gün>2.gün>1.gün olarak sıralandı. Bu durum, makrolag tarafından Ga akümülasyonunun 6. gün sonunda doygunluğa ulaştığını gösterebilir ya da *C. fracta* Ga'yı artık tercih etmeyebilir. Bu nedenle, Ga için *C. fracta*'nın endüstriyel atıksudan hasatlama süresi 6 gün olarak belirlenebilir.

Malatya OSB AAT çıkış suyuna maruz bırakılan *C. fracta*'da Co'nun akümülasyonu Şekil 4.23.'de verilmiştir.

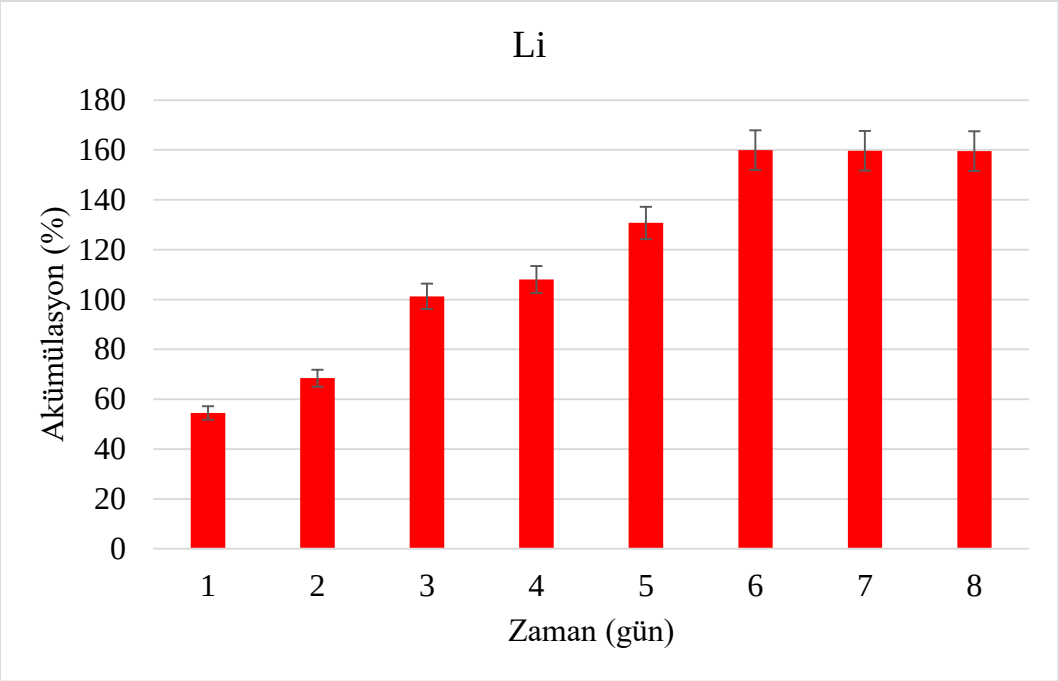


Şekil 4.23. Endüstriyel atıksudaki Co'nun *C. fracta* ile akümülasyonu

Şekil 4.23.'e göre *C. fracta*'da 1. gün Co'nun akümülasyonu gerçekleşti ve akümülasyon değeri %231±11,5 olarak belirlendi. 2. gün bu değer önemli bir artış göstererek %429,4±21,5'e ulaştı. 3. gün ise akümülasyonda bir düşüş meydana geldi ve %56,5±2,8 değeri elde edildi. 4. gün bu değer %89,2±4,5 olarak gerçekleşdi ve 5. günde akümülasyon %152,2±7,6 seviyesine yükseldi. 6. gün %178,4±8,9 ile artış devam etti. 7. gün akümülasyon bir miktar arttı ve bu değer %198,3±9,9 olarak hesaplandı. 8. gün ise tekrar bir düşüşle %184,9±9,2 seviyesine geriledi.

Verilere göre, endüstriyel atıksuda *C. fracta*'daki Co'nun akümülasyonu günlere göre; 2.gün>1.gün>7.gün>8.gün>6.gün>5.gün>4.gün>3.gün olarak sıralandı. Co'nun en yüksek akümülasyon değeri 2. günde elde edildi (%429,4±21,5). Bu durumda, Co için en yüksek akümülasyon oranının elde edildiği 2. gün, *C. fracta*'nın endüstriyel atıksudan hasatlama süresi olarak belirlenebilir.

Malatya OSB AAT çıkış suyuna maruz bırakılan *C. fracta*'da Li'nin akümülasyonu Şekil 4.24.'de verilmiştir.

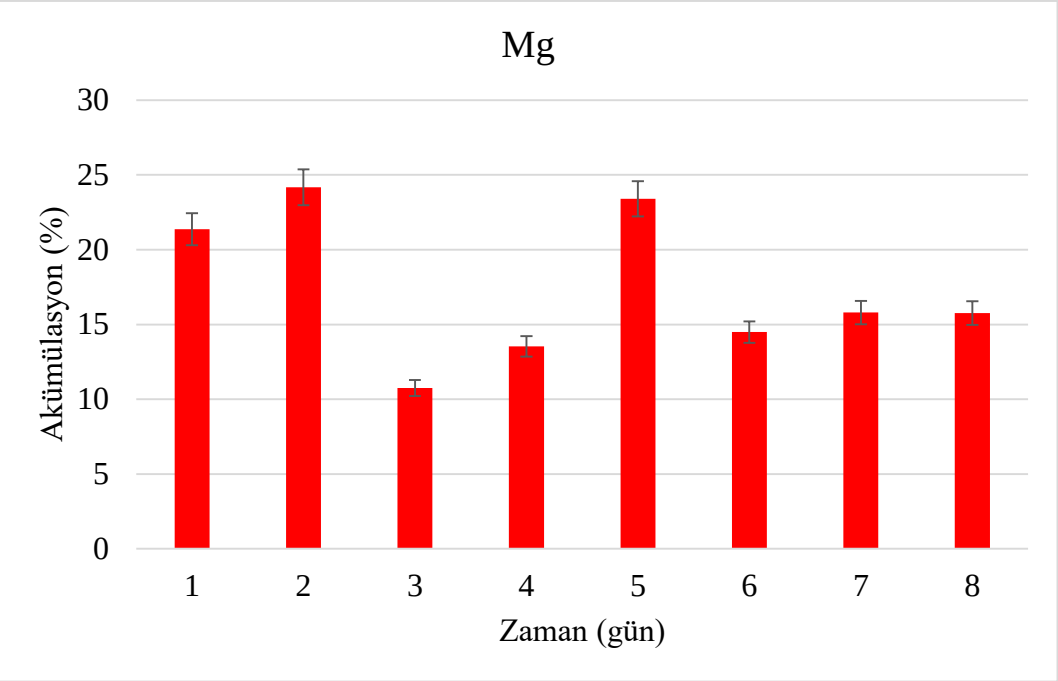


Şekil 4.24. Endüstriyel atıksudaki Li'nin *C. fracta* ile akümülasyonu

Şekil 4.24.'e göre Li'nin 1. gün *C. fracta*'daki akümülasyon değeri %54,5±2,7 olarak hesaplandı. 2. gün akümülasyon artış göstererek bu değer %68,4±3,4'e ulaştı. 3. ve 4. günlerde akümülasyon daha da yükselerek sırasıyla %101,3±5,1 ve %108±5,4 değerleri elde edildi. 5. gün de bu artış devam etti ve Li'nin akümülasyon değeri %130,7±6,5 olarak hesaplandı. 6. gün ise en yüksek akümülasyon değeri olan %159,9±8 değerine ulaşıldı. 7. ve 8. günlerde ise akümülasyonun %159,7±8 ve %159,5±8 ile neredeyse sabit kaldığı görüldü.

Verilere göre, endüstriyel atıksuda *C. fracta*'daki Li'nin akümülasyonu günlere göre; 6.gün>7.gün>8.gün>5.gün>4.gün>3.gün>2.gün>1.gün olarak sıralandı. Li akümülasyon değerinin en yüksek olduğu ve daha sonrasında sabit kaldığı 6. gün *C. fracta*'nın hasatlama süresi olarak belirlenebilir. 6. günden itibaren akümülasyon oranlarında anlamlı bir artış olmadığı ve doygunluğa ulaşıldığı gözlendi. Bu nedenle, en verimli hasat süresi endüstriyel atıksuda Li için 6. gün olarak belirlenebilir.

Malatya OSB AAT çıkış suyuna maruz bırakılan *C. fracta*'da Mg'nin akümülasyonu Şekil 4.25.'de verilmiştir.

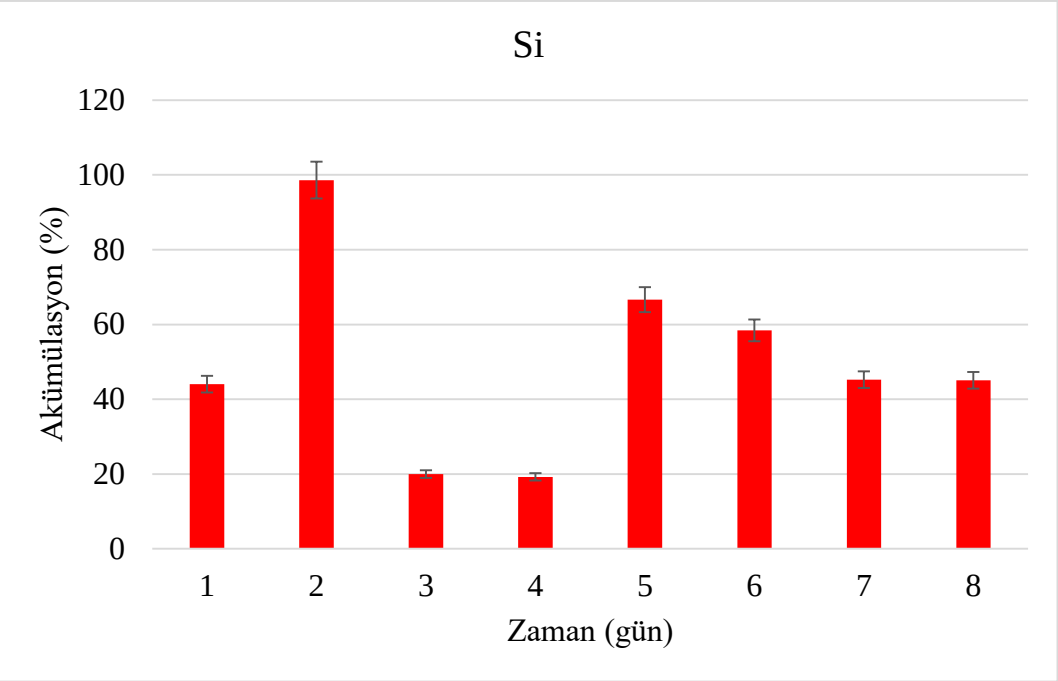


Şekil 4.25. Endüstriyel atıksudaki Mg'nin *C. fracta* ile akümülasyonu

Şekil 4.25.'e göre *C. fracta* tarafından akümüle edilen Mg'nin günlük akümülasyonu incelendiğinde, 1. gün %21,4±1,1 olarak başlayan akümülasyon 2. gün %24,2±1,2 ile en yüksek seviyeye ulaştı. 3. ve 4. günlerde ise Mg akümülasyonunda belirgin bir düşüş yaşandı ve sırasıyla %10,8±0,5 ve %13,5±0,7 değerleri elde edildi. 5. gün itibariyle tekrar bir artış gözlendi ve bu değer %23,4±1,2 seviyesine yükseldi. Ancak 6. günden sonra nispeten daha düşük ve dengeli bir akümülasyon değeri izlendi ve bu değerin 6. gün %14,5±0,7'ye, 7. gün %15,8±0,8'e ulaştığı ve 8. gün %15,8±0,8 olarak sabitlendiği görüldü.

Verilere göre, endüstriyel atıksuda *C. fracta*'daki Mg'nin akümülasyonu günlere göre; 2.gün>5.gün>1.gün>7.gün>8.gün>6.gün>4.gün>3.gün olarak sıralandı. Bu veriler, en yüksek akümülasyonun 2. gün gerçekleştiğini göstermektedir. 5. gün de nispeten yüksek bir orana sahip olsa da sonraki günlerde tekrar bir düşüş görülmektedir. Bu nedenle, Mg akümülasyonu için endüstriyel atıksuda 2. gün hasatlama süresi olarak belirlenebilir.

Malatya OSB AAT çıkış suyuna maruz bırakılan *C. fracta*'da Si'nin akümülasyonu Şekil 4.26.'da verilmiştir.

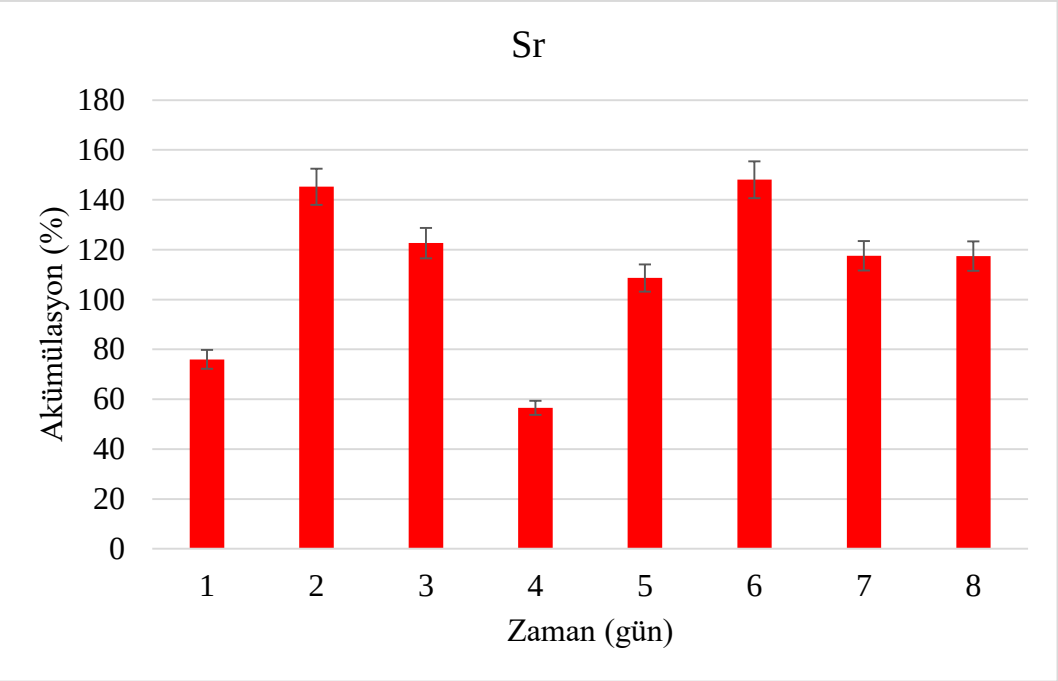


Şekil 4.26. Endüstriyel atıksudaki Si'nin *C. fracta* ile akümülasyonu

Şekil 4.26.'ya göre Si'nin 1. gün *C. fracta*'da akümüle olduğu belirlendi ve 1. gün %44±2,2 ile başlayan akümülasyon, 2. gün en yüksek değer olan %98,6±4,9 seviyesine ulaştı. Bu, ilk günden ikinci güne kadar hızlı bir artış olduğunu göstermektedir. Ancak 3. ve 4. günlerde sırasıyla %20±1 ve %19,2±1 değerleri ile belirgin bir düşüş yaşandı. 5. gün itibariyle Si'nin akümülasyonu yeniden artarak %66,6±3,3 değerine çıktı, 6. gün ise tekrar bir düşüş ile %58,4±2,9 değerine geriledi. Si'nin akümülasyon değerlerinin 7. gün %45,2±2,3 olarak elde edilerek, 8. gün ise neredeyse sabit kaldığı (%45,1±2,3) görüldü.

Verilere göre, endüstriyel atıksuda *C. fracta*'daki Si'nin akümülasyonu günlere göre; 2.gün>5.gün>6.gün>7.gün>8.gün>1.gün>3.gün>4.gün olarak sıralandı. Buna göre en yüksek Si akümülasyon değerinin 2. gün (%98,6±4,9) gerçekleştiği görülmektedir. 2. günden sonra akümülasyon değerinde önemli bir düşüş meydana geldi ve son iki günde bu değer neredeyse sabit kaldı. Bu durum, *C. fracta* tarafından Si akümülasyonunun 2. gün sonunda doygunluğa ulaştığını gösterebilir ve dolayısıyla *C. fracta*'nın endüstriyel atıksuda Si için hasatlama süresi 2. gün olarak belirlenebilir.

Malatya OSB AAT çıkış suyuna maruz bırakılan *C. fracta*'da Sr'nin akümülasyonu Şekil 4.27.'de verilmiştir.

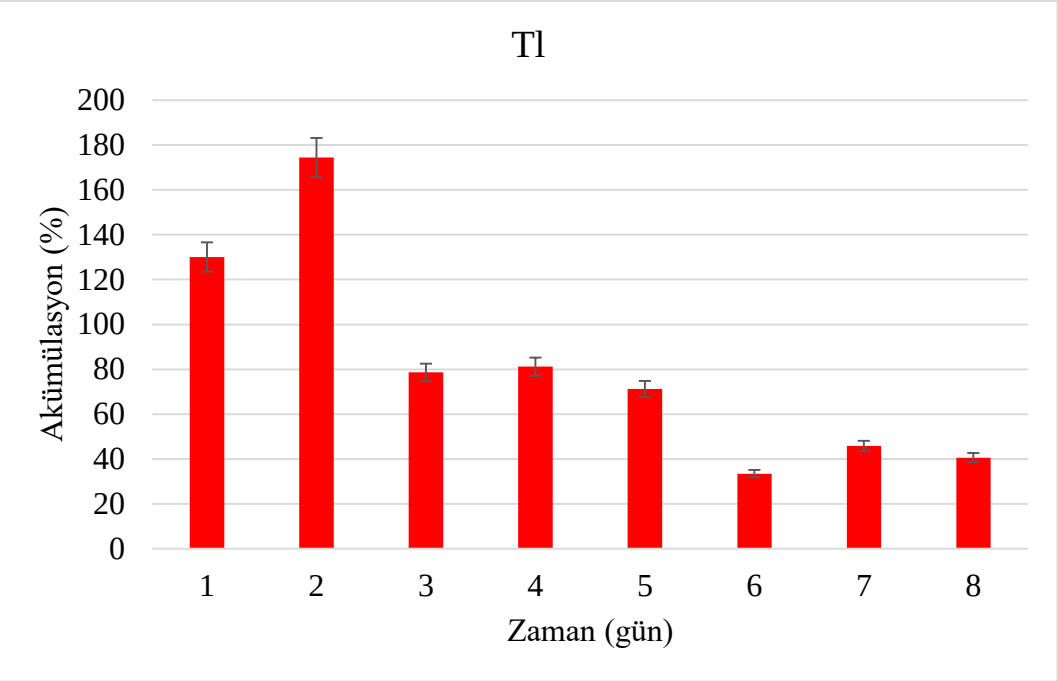


Şekil 4.27. Endüstriyel atıksudaki Sr'nin *C. fracta* ile akümülasyonu

Şekil 4.27.'ye göre *C. fracta* tarafından akümüle edilen Sr'nin 1. günün sonunda akümülasyon değeri %76±3,8 olarak belirlendi. 2. gün bu değer önemli bir artış göstererek %145,2±7,3 seviyesine ulaştı. Ancak 3. gün akümülasyon değerinde bir miktar azalma meydana geldi ve bu değer %122,6±6,1 olarak hesaplandı. 4. günde bu düşüş devam etti ve akümülasyon değeri %56,6±2,8 seviyesine geriledi. 5. gün akümülasyonda tekrar bir artış gözlendi ve bu değer %108,6±5,4 olarak hesaplandı. 6. gün ise *C. fracta* tarafından en yüksek akümülasyon seviyesine ulaşıldı ve bu değer %148,1±7,4 olarak hesaplandı. Ancak 7. günden itibaren akümülasyonda yeniden bir düşüş gözlendi ve Sr'nin akümülasyon değeri %117,6±5,9 olarak tespit edildi. 8. gün sonunda ise bu değer %117,4±5,9 seviyesine düştü.

Verilere göre, endüstriyel atıksuda *C. fracta*'daki Sr'nin akümülasyonu günlere göre; 6.gün>2.gün>3.gün>7.gün>8.gün>5.gün>1.gün>4.gün olarak sıralandı. Sr'nin endüstriyel atıksudaki akümülasyonunun 6. gün en yüksek seviyeye ulaştığı görülmektedir. Bu durum, *C. fracta*'nın Sr'yi 6. günden sonra daha fazla akümüle etmediğini veya doygunluğa ulaştığını gösterebilir. Dolayısıyla, Sr açısından *C. fracta*'nın endüstriyel atıksudan hasatlama süresi 6 gün olarak belirlenebilir.

Malatya OSB AAT çıkış suyuna maruz bırakılan *C. fracta*'da Tl'nin akümülasyonu Şekil 4.28.'de verilmiştir.

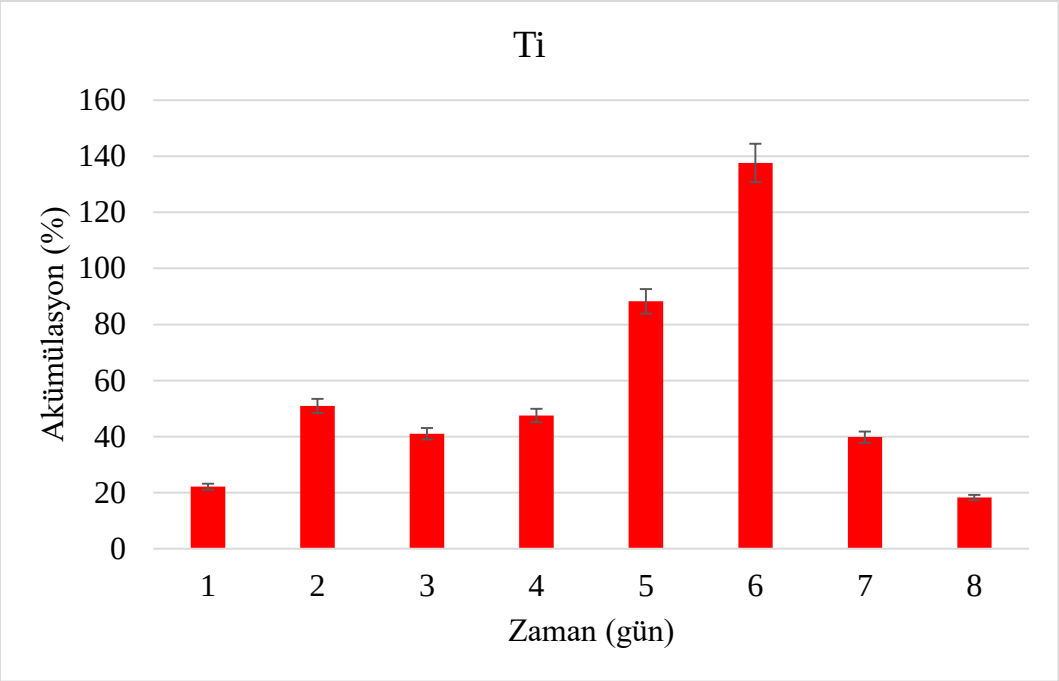


Şekil 4.28. Endüstriyel atıksudaki Tl'nin *C. fracta* ile akümülasyonu

Şekil 4.28.'e göre Tl'nin *C. fracta*'da 1. günün sonunda akümüle olduğu belirlendi ve akümülasyon değeri %130,1±6,5 olarak hesaplandı. En yüksek akümülasyon değerine ise 2. günde ulaşıldı. 2. gün sonunda akümülasyon değeri %174,4±8,7 olarak tespit edildi. Tl günlük akümülasyonu incelendiğinde ilk iki günde *C. fracta* tarafından akümülasyonun iyi bir şekilde gerçekleştiği görüldü. 2. günden sonra ise düştüğü belirlendi. En düşük akümülasyon seviyesinin ise 6. gün olduğu ve bu değerin %33,5±1,7 olduğu tespit edildi.

Verilere göre, endüstriyel atıksuda *C. fracta*'daki Tl'nin akümülasyonu günlere göre; 2.gün>1.gün>4.gün>3.gün>5.gün>7.gün>8.gün>6.gün olarak sıralandı. En yüksek akümülasyon değerine 2. günde ulaşıldı. Bu durum, *C. fracta* tarafından akümülasyonun 2. gün sonunda doygunluğa ulaştığını veya Tl'nin alımının azaldığını gösterebilir. Buna göre, Tl için *C. fracta*'nın endüstriyel atıksudan hasatlama süresi 2 gün olarak belirlenebilir.

Malatya OSB AAT çıkış suyuna maruz bırakılan *C. fracta*'da Ti'nin akümülasyonu Şekil 4.29.'da verilmiştir.

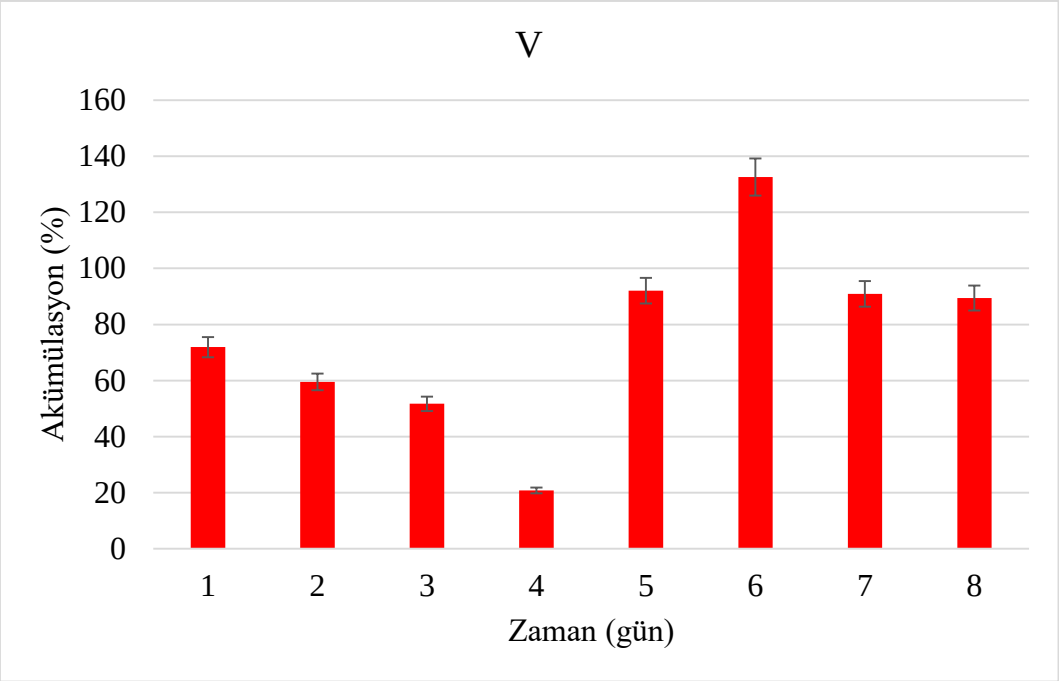


Şekil 4.29. Endüstriyel atıksudaki Ti'nin *C. fracta* ile akümülasyonu

Şekil 4.29.'a göre *C. fracta*'da akümüle olan Ti'nin 1. gün akümülasyon değeri %22,1±1,1 olarak hesaplandı. 2. gün bu değer artarak %50,9±2,5'e yükseldi. 3. gün akümülasyon %41±2,1 olarak bir miktar azaldı, 4. gün tekrar yükselerek %47,5±2,4'e ulaştı. 5. gün ise Ti'nin akümülasyonu %88,3±4,4 seviyesine çıkarak önemli bir artış gösterdi. 6. gün en yüksek akümülasyon değeri %137,6±6,9 olarak elde edildi. 7. gün akümülasyon değeri %39,8±2'ye, 8. gün ise %18,3±0,9'a düştü.

Verilere göre, endüstriyel atıksuda *C. fracta*'daki Ti'nin akümülasyonu günlere göre; 6.gün>5.gün>2.gün>4.gün>3.gün>7.gün>1.gün>8.gün olarak sıralandı. En yüksek akümülasyon değeri 6. günde elde edildi. (%137,6±6,9). Bu durum, *C. fracta* tarafından akümülasyonun 6. gün sonunda doygunluğa ulaştığını veya Ti'nin alımının azaldığını gösterebilir. Bu nedenle, en yüksek akümülasyon değerinin elde edildiği 6. gün, *C. fracta*'nın endüstriyel atıksudan hasatlama süresi olarak belirlenebilir.

Malatya OSB AAT çıkış suyuna maruz bırakılan *C. fracta*'da V'nin akümülasyonu Şekil 4.30.'da verilmiştir.



Şekil 4.30. Endüstriyel atıksudaki V'nin *C. fracta* ile akümülasyonu

Şekil 4.30.'a göre *C. fracta*'da akümüle olan V'nin 1. gün akümülasyon değeri %71,9±3,6 olarak hesaplandı. 2. gün bu değer azaldı ve %59,5±3 seviyesine düştü. 3. gün ise akümülasyon değeri %51,7±2,6 olarak elde edildi. 4. günde akümülasyon belirgin bir şekilde azalarak %20,8±1 seviyesine geriledi. 5. gün ise bu değer önemli bir artış göstererek %92,1±4,6 seviyesine ulaştı. 6. günde V'nin en yüksek akümülasyon değeri %132,6±6,6 olarak tespit edildi. 7. gün akümülasyon değeri %90,9±4,5'e, 8. gün ise %89,4±4,5'e düştü.

Verilere göre, endüstriyel atıksuda *C. fracta*'daki V'nin akümülasyonu günlere göre; 6.gün>5.gün>7.gün>8.gün>1.gün>2.gün>3.gün>4.gün olarak sıralandı. En yüksek akümülasyona 6. günde ulaşıldığı tespit edildi (%132,6±6,6). Bu durum, *C. fracta*'nın 6. gün sonunda V'nin alımında doygunluğa ulaştığını gösterebilir. Bu nedenle, V için en yüksek akümülasyon değerinin elde edildiği 6. gün, *C. fracta*'nın endüstriyel atıksudan hasatlama süresi olarak belirlenebilir.

4.5. Çöp Sızıntı Suyunda Bulunan Stratejik Hammadde Konsantrasyonları

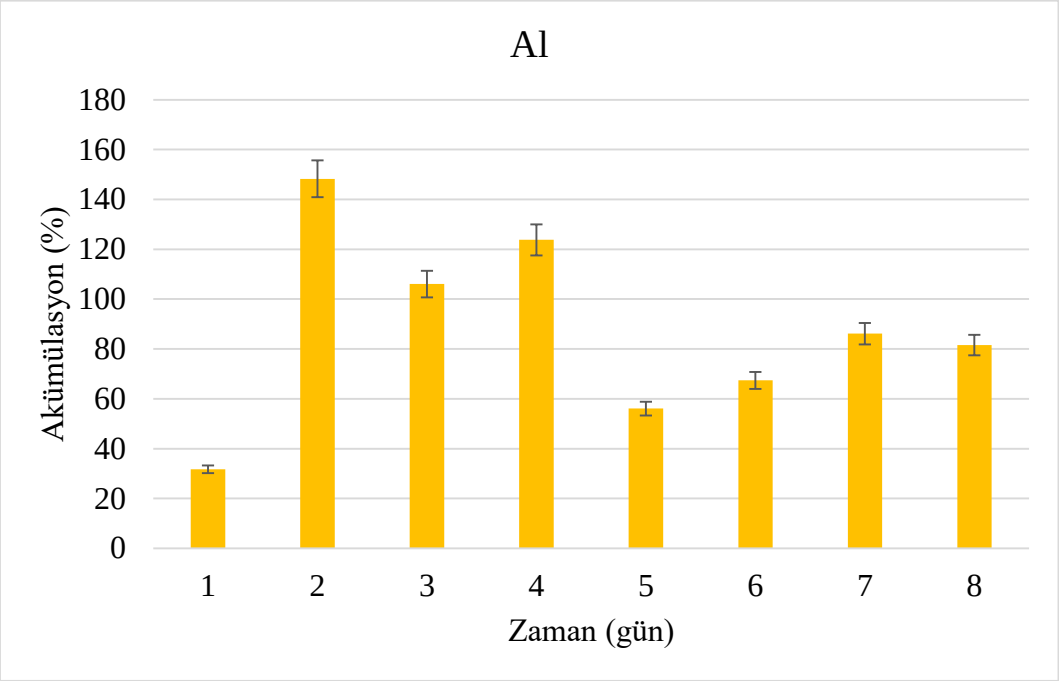
Çöp sızıntı suyundaki (MOKAET sızıntı sularının) stratejik hammadde konsantrasyonları şu şekildedir: Al = 80,29 ± 4,02 µg/L, Sb = 0,40 ± 0,02 µg/L, As = 3,32 ± 0,17 µg/L, Be = <0,000, B = 161,16 ± 8,06 µg/L, P = 236,43 ±11,82 µg/L, Ga = <0,000,

Co = 0,82 ± 0,04 µg/L, Li = 2,48 ± 0,12 µg/L, Mg = 2345,18 ± 117,26 µg/L, Si = 7956,19 ± 397,81 µg/L, Sr = 42,74 ± 2,14 µg/L, Tl = <0,000, Ti = 4,57 ± 0,28 µg/L ve V = 8,65 ± 0,43 µg/L.

Çöp sızıntı suyundaki stratejik hammadde konsantrasyonları büyükten küçüğe Si>Mg>P>B>Al>Sr>V>Ti>As>Li>Co>Sb>Be=Ga=Tl olarak sıralandı.

4.6. Çöp Sızıntı Suyunda Bulunan Stratejik Hammaddelerin *C. fracta* Tarafından Akümülasyonu

MOKAET sızıntı suyuna maruz bırakılan *C. fracta*'da Al'nin akümülasyonu Şekil 4.31.'de verilmiştir.

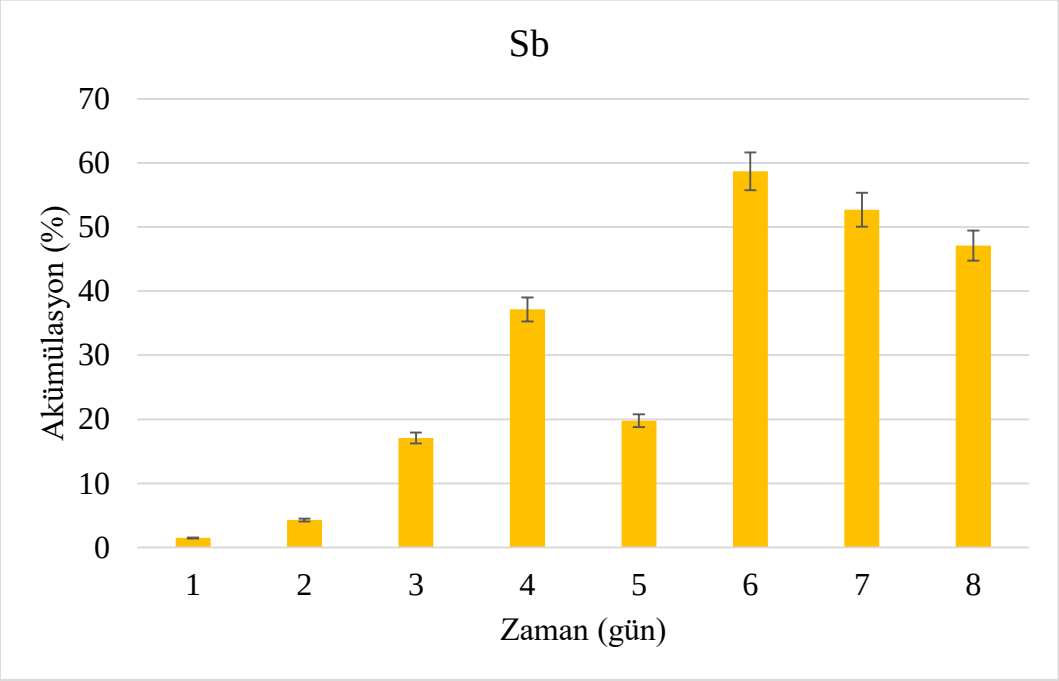


Şekil 4.31. Sızıntı suyundaki Al'nin *C. fracta* ile akümülasyonu

Şekil 4.31.'e göre 1. günün sonunda Al'nin akümülasyon değerinin %31,7±1,6 olduğu belirlendi. 2. gün, akümülasyon önemli bir artış göstererek %148,3±7,4 seviyesine ulaştı. 3. gün itibariyle akümülasyon değeri %106±5,3 olarak hesaplandı, ancak 4. gün tekrar bir artış göstererek %123,8±6,2 seviyesine yükseldi. 5. gün bu değer %56,1±2,8'e düşerken, 6. gün %67,4±3,4 ile tekrar bir yükselme eğilimi gözlendi. 7. gün, akümülasyon %86,1±4,3 olarak belirlendi ve 8. gün %81,6±4,1 ile neredeyse sabit bir seyir izledi.

Verilere göre, sızıntı suyunda *C. fracta*'daki Al'nin akümülasyonu günlere göre; 2.gün>4.gün>3.gün>7.gün>8.gün>6.gün>5.gün>1.gün olarak sıralandı. Bu veriler, en yüksek akümülasyonun 2. gün gerçekleştiğini ve sonrasında *C. fracta*'nın doygunluğa ulaştığını gösterebilir. *C. fracta*'nın Al'nin akümülasyonu için sızıntı suyundan hasatlama süresi 2 gün olarak belirlenebilir.

MOKAET sızıntı suyuna maruz bırakılan *C. fracta*'da Sb'nin akümülasyonu Şekil 4.32.'de verilmiştir.



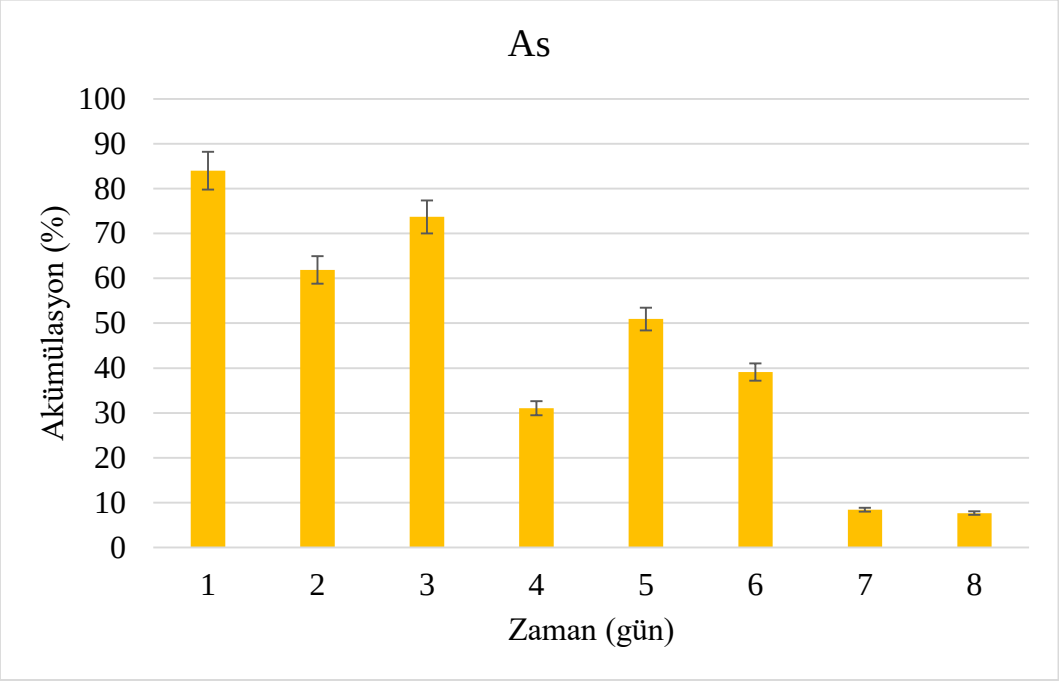
Şekil 4.32. Sızıntı suyundaki Sb'nin *C. fracta* ile akümülasyonu

Şekil 4.32.'ye göre 1. günün sonunda *C. fracta* tarafından Sb akümülasyonu gerçekleşti ve akümülasyon değeri %1,5±0,1 olarak tespit edildi. 2. gün bu değer artarak %4,3±0,2 seviyesine ulaştı. 3. gün Sb'nin akümülasyonu daha da arttı ve bu değer %17,1±0,9 olarak hesaplandı. 4. gün akümülasyon değeri %37,1±1,9 seviyesine çıkarak hızlı bir artış gösterdi. 5. günde akümülasyon değeri %19,8±1 olarak tespit edildi ve bir düşüş gözlemlendi. 6. gün Sb'nin akümülasyonu %58,7±2,9 ile en yüksek seviyesine ulaştı. 7. gün akümülasyon değeri %52,7±2,6 olarak bir miktar düşüş gösterdi. 8. gün ise akümülasyon %47,1±2,4 seviyesine geriledi.

Verilere göre, sızıntı suyunda *C. fracta*'daki Sb'nin akümülasyonu günlere göre; 6.gün>7.gün>8.gün>4.gün>5.gün>3.gün>2.gün>1.gün olarak sıralandı. Sb için en yüksek

akümülasyon değerinin 6. gün sonunda (%58,7±2,9) elde edildiği belirlendi. Akümülasyon değerleri 7. ve 8. günlerde düşüş eğilimine girdi. Bu durum, *C. fracta* tarafından Sb akümülasyonunun 6. gün sonunda doygunluğa ulaştığını veya artık akümülasyonun azaldığını gösterebilir. Bu nedenle, *C. fracta*'nın Sb için sızıntı suyundan hasatlama süresi 6 gün olarak belirlenebilir.

MOKAET sızıntı suyuna maruz bırakılan *C. fracta*'da As'nin akümülasyonu Şekil 4.33.'de verilmiştir.



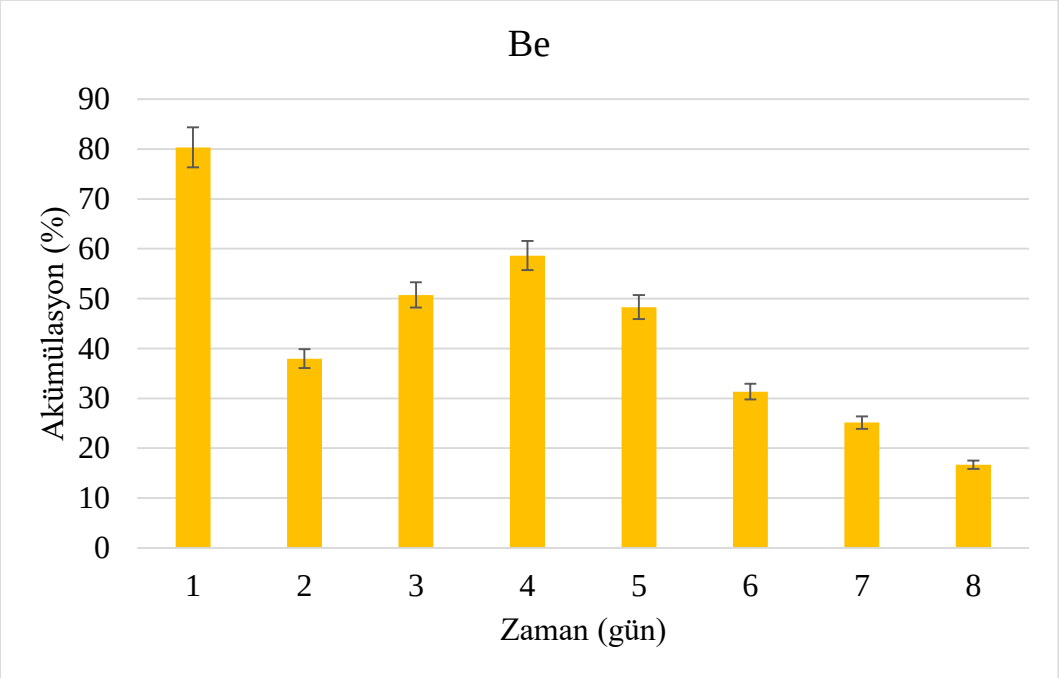
Şekil 4.33. Sızıntı suyundaki As'nin *C. fracta* ile akümülasyonu

Şekil 4.33.'e göre *C. fracta*'da 1. gün As'nin akümülasyonunun başladığı belirlendi ve akümülasyon değeri %84±4,2 olarak hesaplandı. 2. gün bu değer azalarak %61,9±3,1'e düştü. 3. gün akümülasyon tekrar artarak %73,7±3,7 seviyesine yükseldi. 4. gün ise önemli bir düşüş gözlendi ve akümülasyon değeri %31±1,6 olarak tespit edildi. 5. gün sonunda akümülasyon %50,9±2,5'e tekrar yükseldi, ancak 6. gün tekrar azalarak %39,1±2'ye düştü. 7. ve 8. günlerde akümülasyon seviyesinin oldukça düşük olduğu gözlendi ve bu değerler sırasıyla %8,4±0,4 ve %7,7±0,4 olarak hesaplandı.

Verilere göre, sızıntı suyunda *C. fracta*'daki As'nin akümülasyonu günlere göre; 1.gün>3.gün>2.gün>5.gün>6.gün>4.gün>7.gün>8.gün olarak sıralandı. 1. günden sonra genel bir düşüş eğilimi ile artık *C. fracta*'nın doygunluğa ulaştığı söylenebilir ve en yüksek

akümülasyon değeri 1. gün tespit edildiğinden, *C. fracta*'nın sızıntı suyundan hasatlama süresi 1 gün olarak belirlenebilir.

MOKAET sızıntı suyuna maruz bırakılan *C. fracta*'da Be'nin akümülasyonu Şekil 4.34.'de verilmiştir.

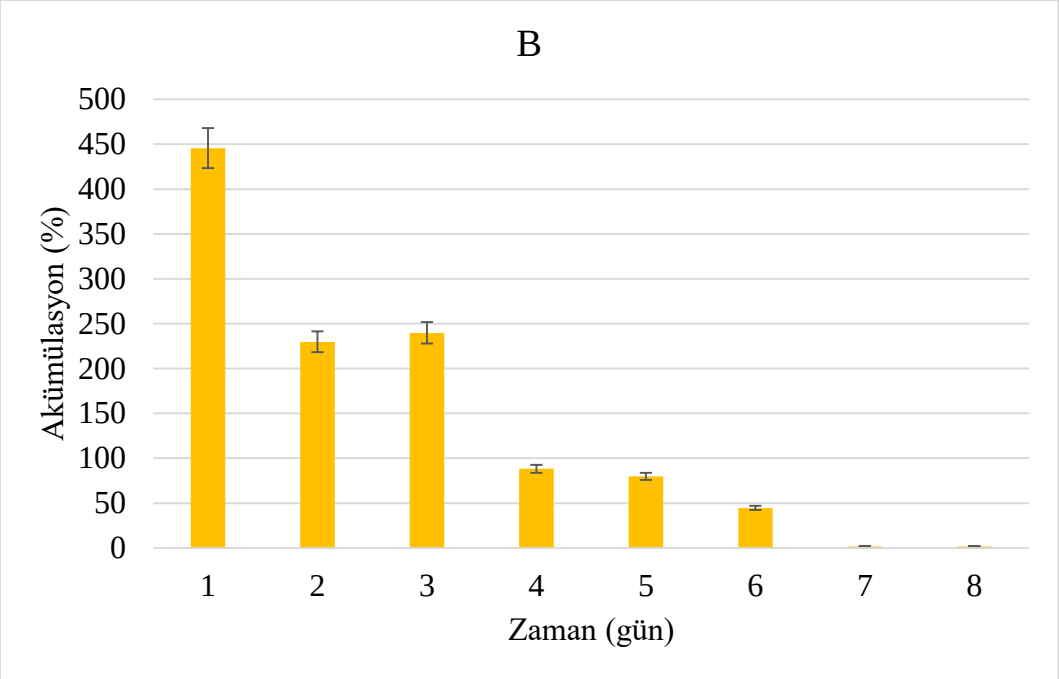


Şekil 4.34. Sızıntı suyundaki Be'nin *C. fracta* ile akümülasyonu

Şekil 4.34.'e göre 1. günün sonunda Be'nin akümülasyon değeri %80,3±4 olarak hesaplandı. 2. gün bu değer önemli bir düşüş göstererek %37,9±1,9 seviyesine düştü. Ancak 3. gün itibarıyla akümülasyon değeri tekrar artarak %50,7±2,5 olarak hesaplandı. 4. günde bu artış devam etti ve akümülasyon değeri %58,6±2,9 seviyesine ulaştı. 5. gün itibariyle Be akümülasyonu %48,3±2,4'e gerileyerek düşüş eğilimi göstermeye başladı. 6. günden itibaren bu düşüş eğilimi belirginleşti ve akümülasyon değeri %31,3±1,6 olarak hesaplandı. Bu değer 7. gün %25,1±1,3 ve 8. gün ise %16,6±0,8 olarak tespit edildi.

Verilere göre, sızıntı suyunda *C. fracta*'daki Be'nin akümülasyonu günlere göre; 1.gün>4.gün>3.gün>5.gün>2.gün>6.gün>7.gün>8.gün olarak sıralandı. Sızıntı suyunda en yüksek Be akümülasyon değerine 1. gün ulaşıldı. Bu durumda *C. fracta*'nın Be açısında sızıntı suyundan hasatlama süresi 1 gün olarak belirlenebilir.

MOKAET sızıntı suyuna maruz bırakılan *C. fracta*'da B'nin akümülasyonu Şekil 4.35.'de verilmiştir.

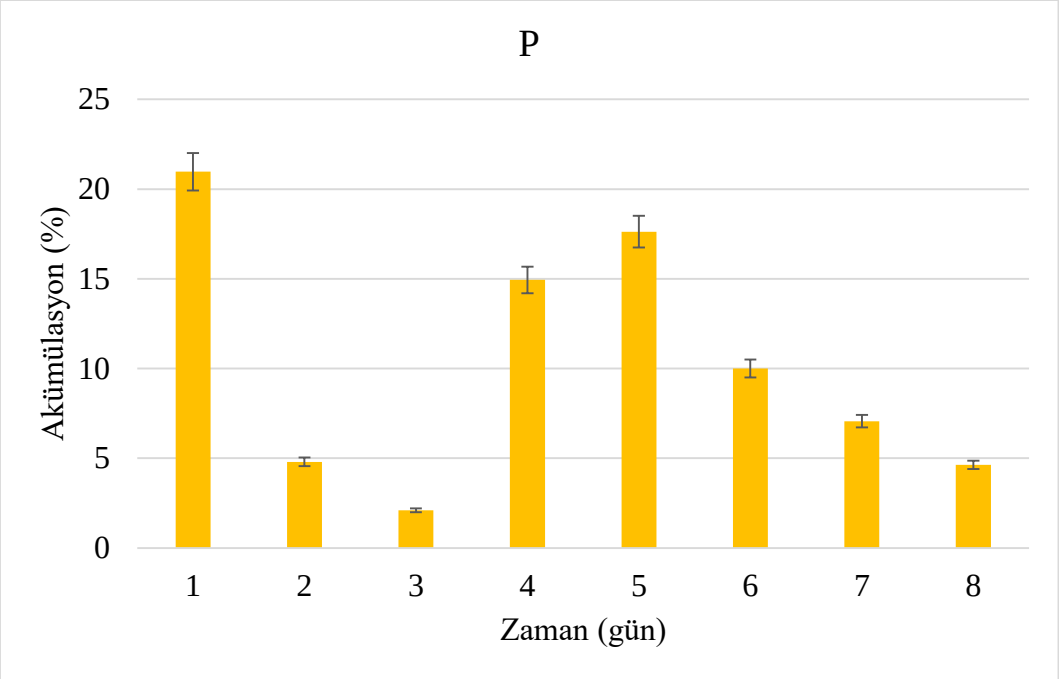


Şekil 4.35. Sızıntı suyundaki B'nin *C. fracta* ile akümülasyonu

Şekil 4.35.'e göre *C. fracta* tarafından sızıntı suyundan akümüle edilen B'nin, günlük akümülasyon değerlerindeki değişimlerine bakıldığında, 1. günün sonunda akümülasyonun oldukça yüksek bir değer olan %445,6±22,3 olarak gerçekleştiği görüldü. 2. gün bu değer önemli bir düşüş göstererek %229,8±11,5 seviyesine geriledi. 3. gün ise akümülasyon değeri bir miktar artış gösterdi ve bu değer %239,7±12 olarak hesaplandı. 4. günden itibaren ise belirgin bir azalma eğilimi gözlendi ve akümülasyon değeri %88,3±4,4 seviyesine geriledi. 5. gün bu değer %79,8±4 olarak belirlendi, 6. gün ise %44,6±2,2 seviyesine düştü. 7. ve 8. günlerde ise akümülasyon değeri oldukça düşük seviyelere indi ve sırasıyla bu değerler %1,9±0,1 ve %1,8±0,1 olarak hesaplandı.

Verilere göre, sızıntı suyunda *C. fracta*'daki B'nin akümülasyonu günlere göre; 1.gün>3.gün>2.gün>4.gün>5.gün>6.gün>7.gün>8.gün olarak sıralandı. En yüksek akümülasyon değerinin 1. gün gerçekleştiği, ancak 2. günden itibaren hızlı bir düşüş yaşandığı görülmektedir. *C. fracta* tarafından B'nin en yüksek seviyede akümüle edildiği ve verimli şekilde hasatlanabileceği sürenin 1. gün sonu olduğu söylenebilir. Dolayısıyla, B açısından *C. fracta*'nın hasatlama süresi sızıntı suyunda 1 gün olarak belirlenebilir.

MOKAET sızıntı suyuna maruz bırakılan *C. fracta*'da P'nin akümülasyonu Şekil 4.36.'da verilmiştir.

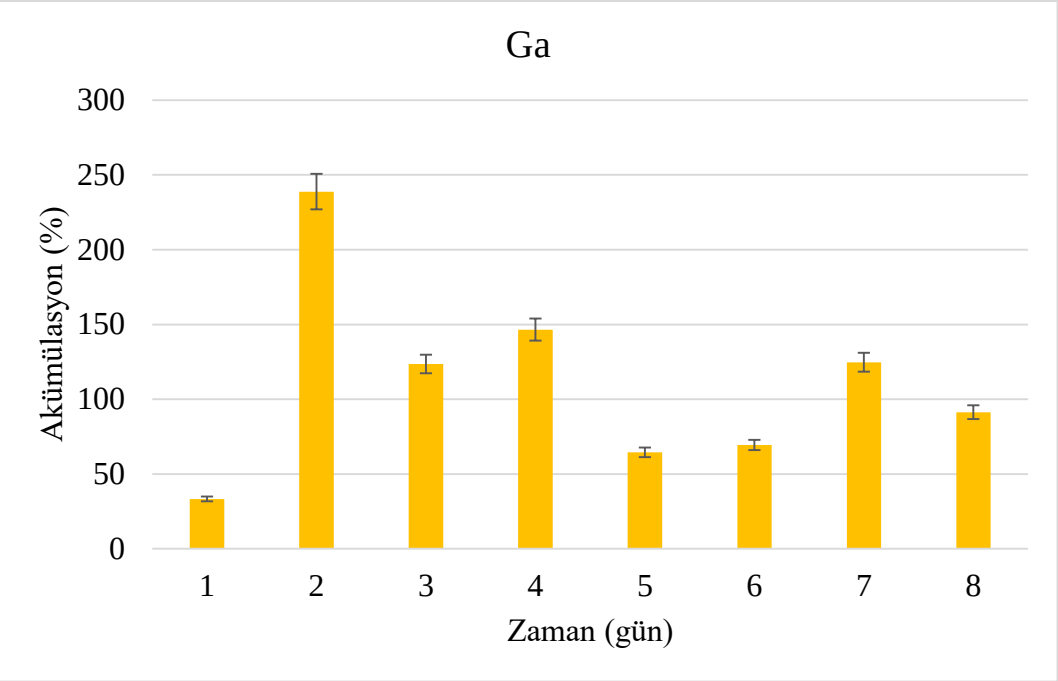


Şekil 4.36. Sızıntı suyundaki P'nin *C. fracta* ile akümülasyonu

Şekil 4.36.'ya göre P'nin *C. fracta*'da zamana göre akümülasyon değişimleri incelendiğinde, 1. gün elde edilen değer %21±1 ile en yüksek seviyedeyken, 2. ve 3. günlerde belirgin bir düşüş gözlenerek P'nin akümülasyonu sırasıyla %4,8±0,2 ve %2,1±0,1 seviyelerine geriledi. 4. günde P'nin akümülasyon arttı ve %14,9±0,7'ye yükseldi. 5. günde bu artış devam etti ve %17,6±0,9 ile ikinci en yüksek değere ulaştı. Ancak 6. günde %10±0,5'e düşerek tekrar azaldı. 7. ve 8. günlerde ise sırasıyla %7,1±0,4 ve %4,6±0,2 akümülasyon değeri elde edildi.

Verilere göre, sızıntı suyunda *C. fracta*'daki P'nin akümülasyonu günlere göre; 1.gün>5.gün>4.gün>6.gün>7.gün>2.gün>8.gün>3.gün olarak sıralandı. Veriler P akümülasyonunun 1. gün yüksek bir seviyede başladığını ve en yüksek değerine ulaştığını göstermektedir. Bu günden sonra *C. fracta*'nın artık P'yi tercih etmediği söylenebilir veya P akümülasyonunun doygunluğa ulaştığını gösterebilir. Bundan dolayı, P açısından sızıntı suyundan *C. fracta*'nın hasatlama süresi 1 gün olarak belirlenebilir.

MOKAET sızıntı suyuna maruz bırakılan *C. fracta*'da Ga'nın akümülasyonu Şekil 4.37.'de verilmiştir.

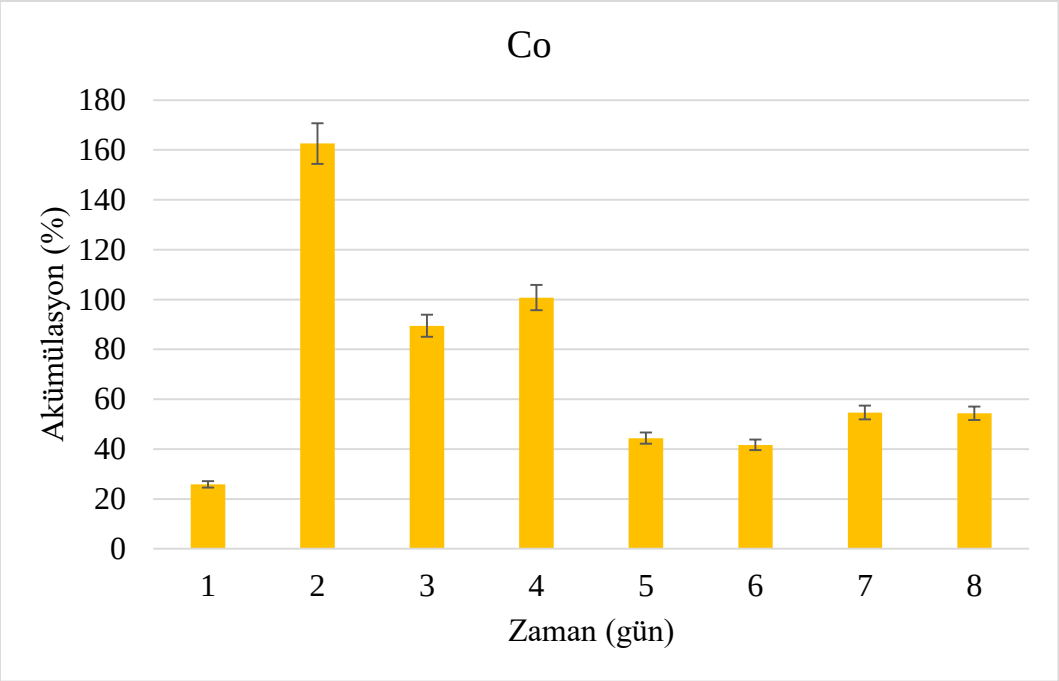


Şekil 4.37. Sızıntı suyundaki Ga'nın *C. fracta* ile akümülasyonu

Şekil 4.37.'ye göre Ga'nın 1. gün *C. fracta* ile akümülasyonu gerçekleşti ve akümülasyon değeri %33,3±1,7 olarak hesaplandı. 2. gün ise bu değer önemli oranda artarak %238,8±11,9 ile en yüksek Ga akümülasyonu elde edildi. Bu günden sonra genel bir düşüş eğilimi gözlendi ve sırasıyla 3. gün %123,6±6,2, 4. gün %146,5±7,3, 5. gün 64,4±3,2, 6. gün %69,3±3,5, 7. gün %124,7±6,2 ve 8. gün %91,3±4,6 oranları elde edildi.

Verilere göre, sızıntı suyunda *C. fracta*'daki Ga'nın akümülasyonu günlere göre; 2.gün>4.gün>7.gün>3.gün>8.gün>6.gün>5.gün>1.gün olarak sıralandı. 2. günden sonra genel bir düşüş eğilimi ile sızıntı suyunda artık *C. fracta*'nın Ga için doygunluğa ulaştığı söylenebilir ve en yüksek akümülasyon değeri 2. gün tespit edildiğinden, *C. fracta*'nın hasatlama süresi sızıntı suyunda Ga için 2 gün olarak belirlenebilir.

MOKAET sızıntı suyuna maruz bırakılan *C. fracta*'da Co'nun akümülasyonu Şekil 4.38.'de verilmiştir.

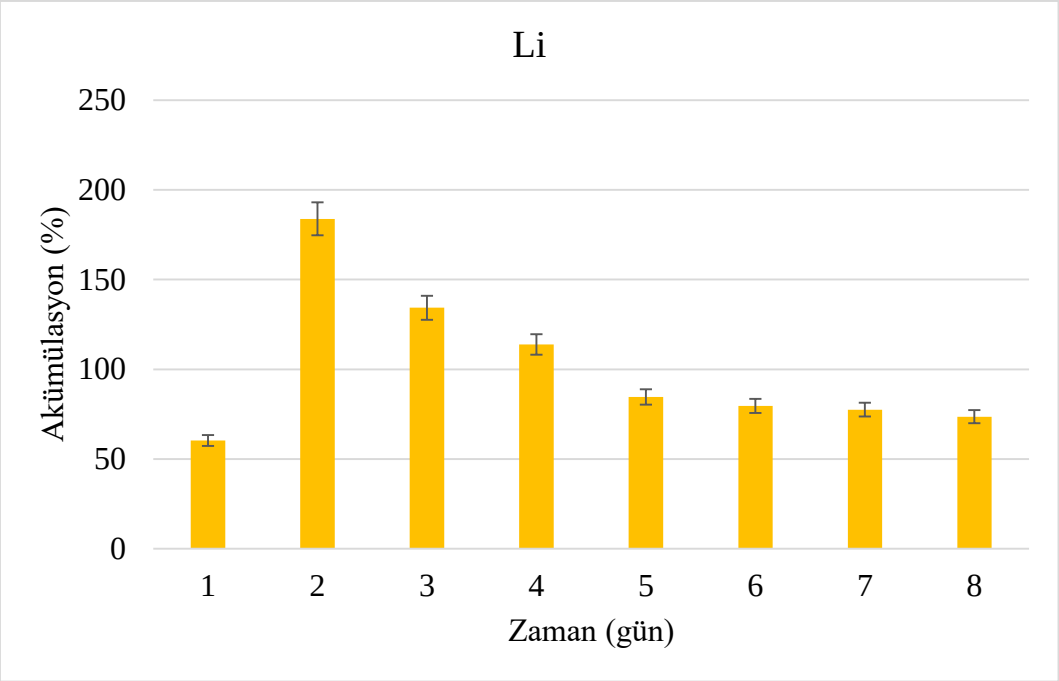


Şekil 4.38. Sızıntı suyundaki Co'nun *C. fracta* ile akümülasyonu

Şekil 4.38.'e göre *C. fracta*'da 1. gün Co'nun akümüle olduğu belirlendi ve akümülasyon değeri %25,8±1,3 olarak hesaplandı. 2. gün akümülasyon artarak %162,6±8,1'e ulaştı. 3. gün ise akümülasyon değerinin azaldığı ve %89,5±4,5 olduğu tespit edildi. 4. gün tekrar bir artış yaşanarak akümülasyon değeri %100,8±5 seviyesine yükseldi. 5. günden itibaren akümülasyonda sürekli bir azalma gözlendi. 5. gün sonunda Co'nun akümülasyon değerleri %44,4±2,2, 6. gün %41,7±2,1, 7. gün %54,7±2,7 ve 8. gün ise %54,4±2,7 olarak hesaplandı. 7. ve 8. gün akümülasyon değerlerinin birbirine çok yakın olduğu belirlendi.

Verilere göre, sızıntı suyunda *C. fracta*'daki Co'nun akümülasyonu günlere göre; 2.gün>4.gün>3.gün>7.gün>8.gün>5.gün>6.gün>1.gün olarak sıralandı. Co'nun en yüksek akümülasyon değeri 2. gün gerçekleştiği tespit edildi. Bu günden itibaren sızıntı suyunda *C. fracta*'nın Co açısından doygunluğa ulaştığı söylenebilir. Bu nedenle *C. fracta*'nın hasatlama süresi sızıntı suyunda Co için 2 gün olarak belirlenebilir.

MOKAET sızıntı suyuna maruz bırakılan *C. fracta*'da Li'nin akümülasyonu Şekil 4.39.'da verilmiştir.

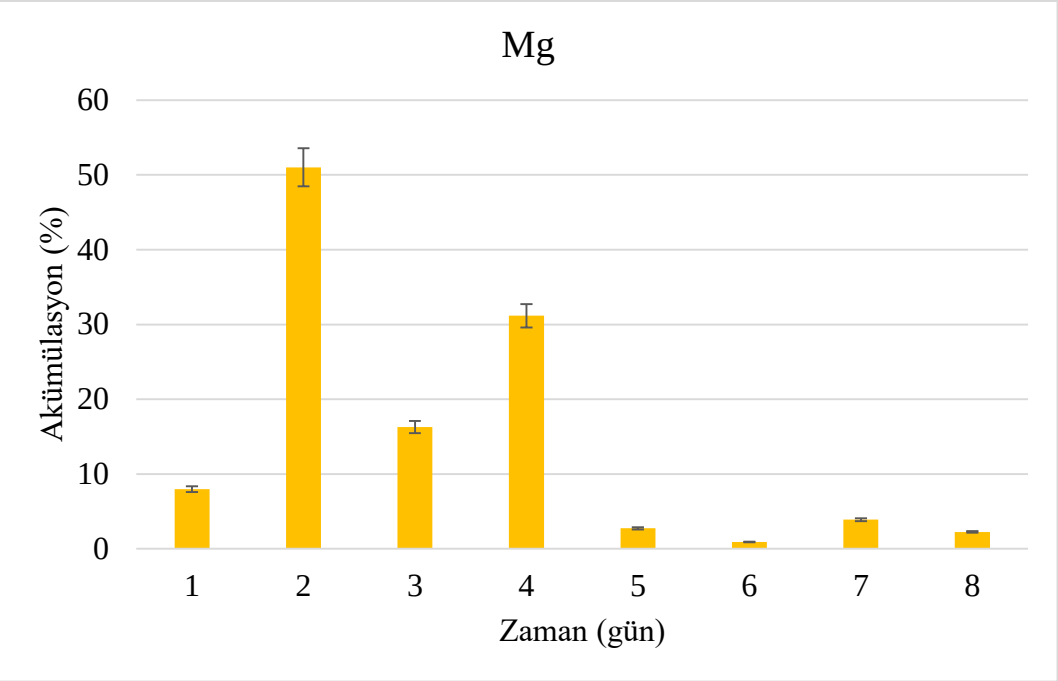


Şekil 4.39. Sızıntı suyundaki Li'nin *C. fracta* ile akümülasyonu

Şekil 4.39.'a göre *C. fracta*'da akümüle olan Li'nin günlük akümülasyon değişimine bakıldığında, 1. günün sonunda akümülasyon değerinin %60,3±3 olduğu belirlendi. 2. gün bu değer önemli bir artış göstererek %183,8±9,2 seviyesine ulaştı. Bu günden sonra ise bir düşüşün başladığı görüldü. 3. gün itibarıyla akümülasyon değeri %134,3±6,7'ye düştü. 4. gün bu değer bir miktar daha düştü ve %113,8±5,7 olarak hesaplandı. 5. günden düşüş devam etti ve bu değerin %84,6±4,2 olduğu tespit edildi. 6. günün sonunda akümülasyon %79,6±4 olarak hesaplandı. 7. günde %77,5±3,9 ve 8. günde ise %73,6±3,7 olduğu belirlendi.

Verilere göre, sızıntı suyunda *C. fracta*'daki Li'nin akümülasyonu günlere göre; 2.gün>3.gün>4.gün>5.gün>6.gün>7.gün>8.gün>1.gün olarak sıralandı. Akümülasyon değerinin 2. günde en yüksek seviyeye ulaştığı ve bu noktadan sonra bir azalma yaşandığı görülmektedir. Bu durum, sızıntı suyunda *C. fracta*'nın Li'yi en fazla 2. gün boyunca akümüle ettiğini ve sonrasında doygunluğa ulaştığını gösterebilir. Dolayısıyla, Li açısından *C. fracta*'nın hasatlama süresi sızıntı suyunda 2 gün olarak belirlenebilir.

MOKAET sızıntı suyuna maruz bırakılan *C. fracta*'da Mg'nin akümülasyonu Şekil 4.40.'da verilmiştir.

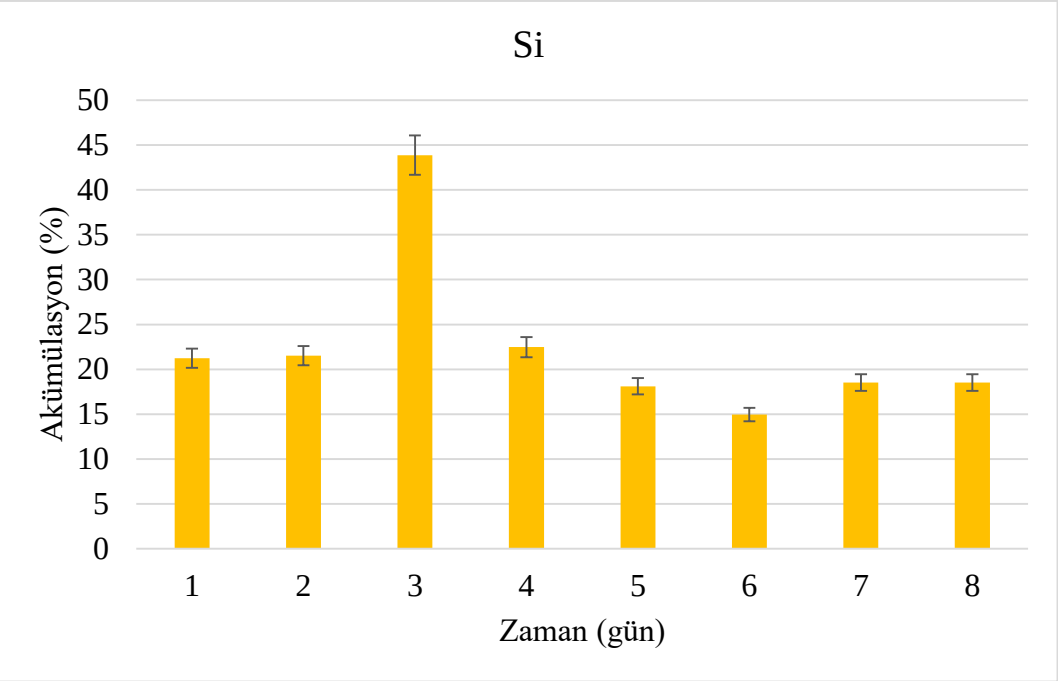


Şekil 4.40. Sızıntı suyundaki Mg'nin *C. fracta* ile akümülasyonu

Şekil 4.40.'a göre 1. günün sonunda Mg'nin akümülasyon oranının %8±0,4 olduğu belirlendi. 2. gün bu değer önemli bir artış göstererek %51±2,6 seviyesine ulaştı. Ancak 3. gün itibarıyla akümülasyon değerinde düşüş başladı ve bu değer %16,3±0,8 olarak hesaplandı. 4. gün bir miktar artış gözlendi ve akümülasyon değeri %31,2±1,6 seviyesine yükseldi. 5. gün ise bu değer tekrar ciddi bir azalış göstererek %2,7±0,1 seviyesine geriledi. 6. gün akümülasyon %0,9±0,0 olarak hesaplanırken, 7. gün %3,9±0,2 ile bir miktar artış yaşandı. 8. gün sonunda ise akümülasyon değeri %2,3±0,1 olarak hesaplandı.

Verilere göre, sızıntı suyunda *C. fracta*'daki Mg'nin akümülasyonu günlere göre; 2.gün>4.gün>3.gün>1.gün>7.gün>5.gün>8.gün>6.gün olarak sıralandı. En yüksek akümülasyon değerinin 2. gün gerçekleştiği ve bu süreden sonra genel olarak düşüş olduğu görülmektedir. Bu durum sızıntı suyunda *C. fracta*'nın Mg'yi 2. gün sonunda en yüksek oranda akümüle ettiği ve artık doygunluğa ulaştığını gösterebilir. Dolayısıyla Mg için sızıntı suyunda *C. fracta*'nın hasatlama süresi 2 gün olarak belirlenebilir.

MOKAET sızıntı suyuna maruz bırakılan *C. fracta*'da Si'nin akümülasyonu Şekil 4.41.'de verilmiştir.

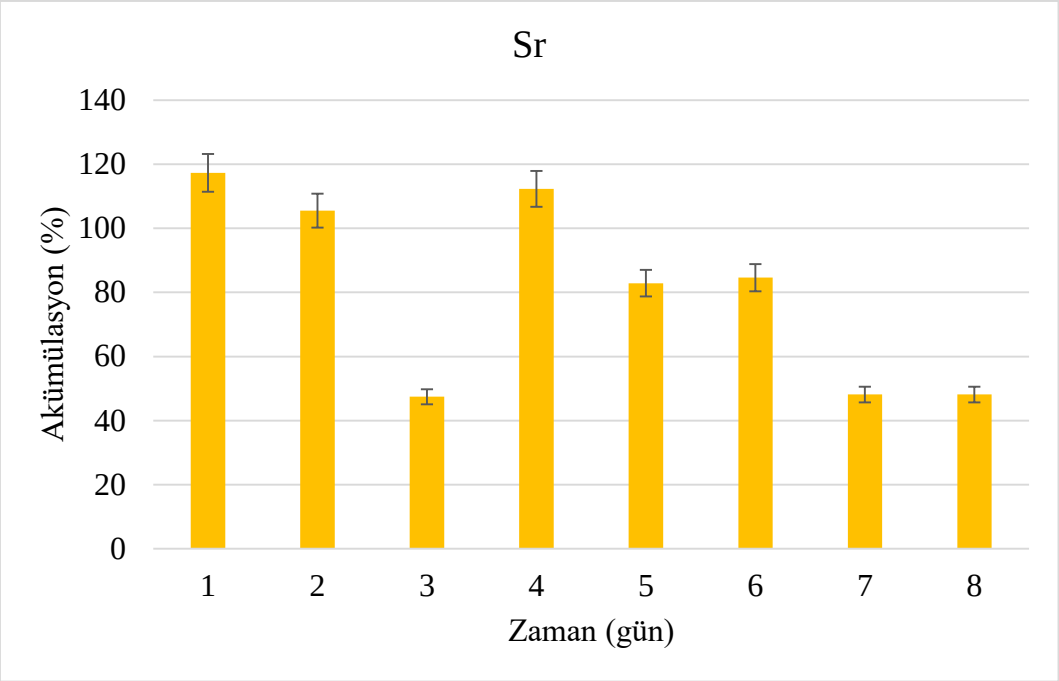


Şekil 4.41. Sızıntı suyundaki Si'nin *C. fracta* ile akümülasyonu

Şekil 4.41.'e göre *C. fracta* tarafından sızıntı suyunda akümüle edilen Si'nin 1. ve 2. gün akümülasyon değerleri sırasıyla %21,2±1,1 ve %21,5±1,1 olarak benzer seviyelerde gerçekleşti. 3. gün itibariyle akümülasyon değerinde belirgin bir artış gözlendi ve Si'nin akümülasyonu %43,9±2,2 seviyesine ulaştı. 4. gün ise bu değer %22,5±1,1'e düşerek azalmaya başladı. 5. ve 6. günlerde akümülasyon sırasıyla %18,1±0,9 ve %14,9±0,7 olarak daha düşük seviyelere geriledi. 7. ve 8. günlerde ise değerlerin %18,5±0,9 seviyesinde sabitlendiği tespit edildi.

Verilere göre, sızıntı suyunda *C. fracta*'daki Si'nin akümülasyonu günlere göre; 3.gün>4.gün>2.gün>1.gün>7.gün>8.gün>5.gün>6.gün olarak sıralandı. Akümülasyonun 3. gün en yüksek değere ulaştığı ve ardından azalma eğilimi gösterdiği söylenebilir. İlk iki gün boyunca sabit seyreden akümülasyon, 3. gün maksimum seviyeye çıktı, ancak sonraki günlerde düşüş gösterdi. Bu nedenle, en yüksek akümülasyon değerinin elde edildiği 3. gün, sızıntı suyunda *C. fracta*'nın Si açısından hasatlama süresi olarak belirlenebilir.

MOKAET sızıntı suyuna maruz bırakılan *C. fracta*'da Sr'nin akümülasyonu Şekil 4.42.'de verilmiştir.

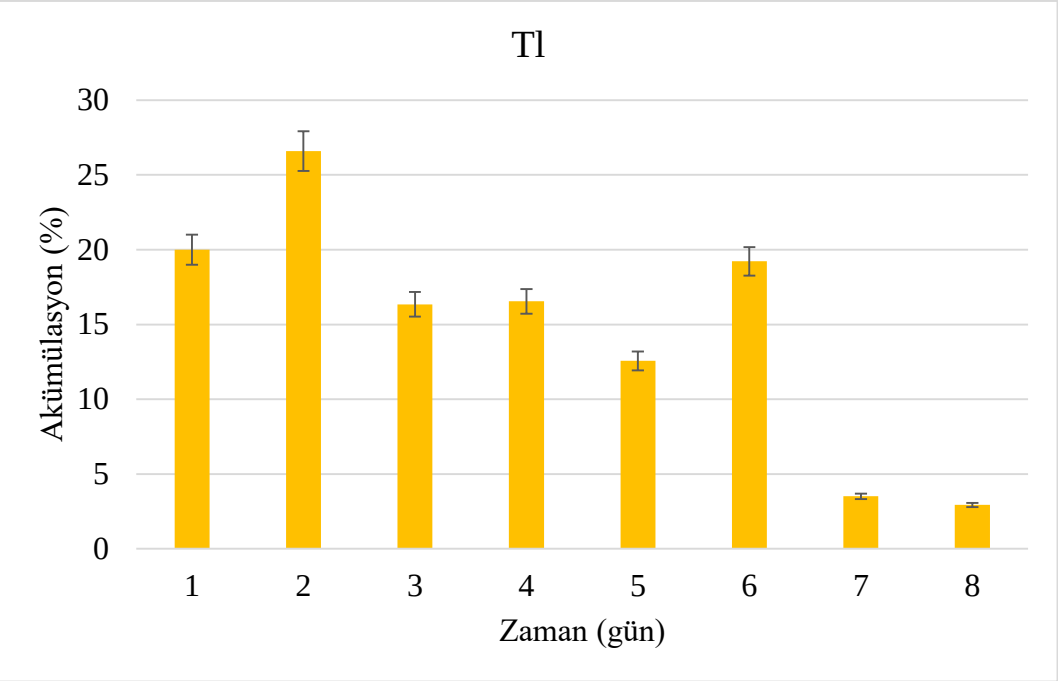


Şekil 4.42. Sızıntı suyundaki Sr'nin *C. fracta* ile akümülasyonu

Şekil 4.42.'ye göre 1. günün sonunda *C. fracta* tarafından Sr'nin akümülasyonu gerçekleşti ve akümülasyon değeri %117,3±5,9 olarak hesaplandı. 2. gün sonunda akümülasyon düşerek %105,5±5,3 seviyesine geriledi. 3. gün akümülasyon daha da azaldı ve %47,4±2,4 seviyesine kadar düştü. 4. gün Sr'nin akümülasyonu tekrar artarak %112,3±5,6 seviyesine ulaştı. 5. günde ise akümülasyonda bir miktar daha düştüğü görüldü ve bu değer %82,9±4,1 olarak tespit edildi. 6. gün akümülasyon değeri %84,6±4,2 olarak hesaplandı. Daha sonraki 7. ve 8. günde akümülasyon değeri bir miktar daha azaldı ve her iki günde de %48,1±2,4 olarak sabit kaldığı belirlendi.

Verilere göre, sızıntı suyunda *C. fracta*'daki Sr'nin akümülasyonu günlere göre; 1.gün>4.gün>2.gün>6.gün>5.gün>7.gün>8.gün>3.gün olarak sıralandı. Sızıntı suyunda en yüksek Sr akümülasyonunun 1. gün sonunda (%117,3±5,9) elde edildiği tespit edildi. Bu durum, *C. fracta* tarafından Sr'nin en yüksek akümülasyonun 1. günde gerçekleştiğini ve daha sonraki günlerde akümülasyonun azaldığını göstermektedir. Bu nedenle, *C. fracta*'nın sızıntı suyundan Sr için hasatlama süresi 1 gün olarak belirlenebilir.

MOKAET sızıntı suyuna maruz bırakılan *C. fracta*'da Tl'nin akümülasyonu Şekil 4.43.'de verilmiştir.

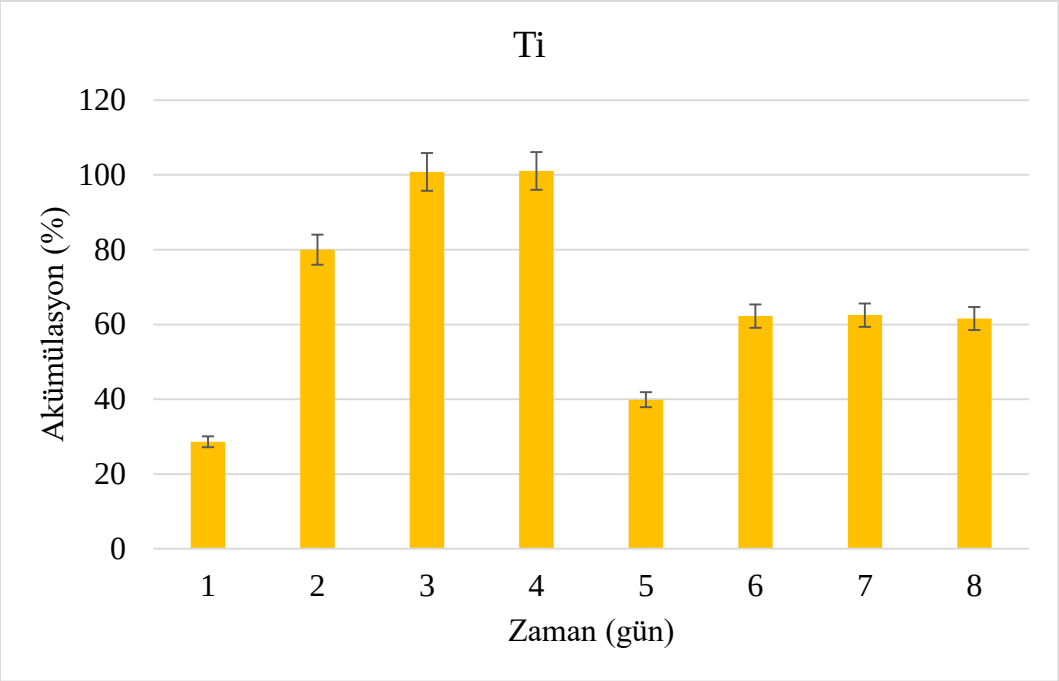


Şekil 4.43. Sızıntı suyundaki Tl'nin *C. fracta* ile akümülasyonu

Şekil 4.43.'e göre Tl'nin 1. gün akümülasyonu gerçekleşti ve akümülasyon değeri %20±1 olarak hesaplandı. 2. gün akümülasyon bi miktar yükseldi ve %26,6±1,3 değeri ile en yüksek değer elde edildi. 2. günden sonra ise genel bir düşüş yaşandı ve sırasıyla 3. gün 16,3±0,8, 4. gün 16,5±0,8, 5. gün 12,6±0,6, 6. gün 19,2±1 7. gün 3,5±0,2 ve 8. gün 2,9±0,1 olarak hesaplandı.

Verilere göre, sızıntı suyunda *C. fracta*'daki Tl'nin akümülasyonu günlere göre; 2.gün>1.gün>6.gün>4.gün>3.gün>5.gün>7.gün>8.gün olarak sıralandı. Bu durum, *C. fracta* tarafından gerçekleştirilen Tl akümülasyonunun 2. gün sonunda doygunluğa ulaştığını gösterebilir. Bu nedenle, *C. fracta*'nın Tl için sızıntı suyundan hasatlama süresi 2 gün olarak belirlenebilir.

MOKAET sızıntı suyuna maruz bırakılan *C. fracta*'da Ti'nin akümülasyonu Şekil 4.44.'de verilmiştir.

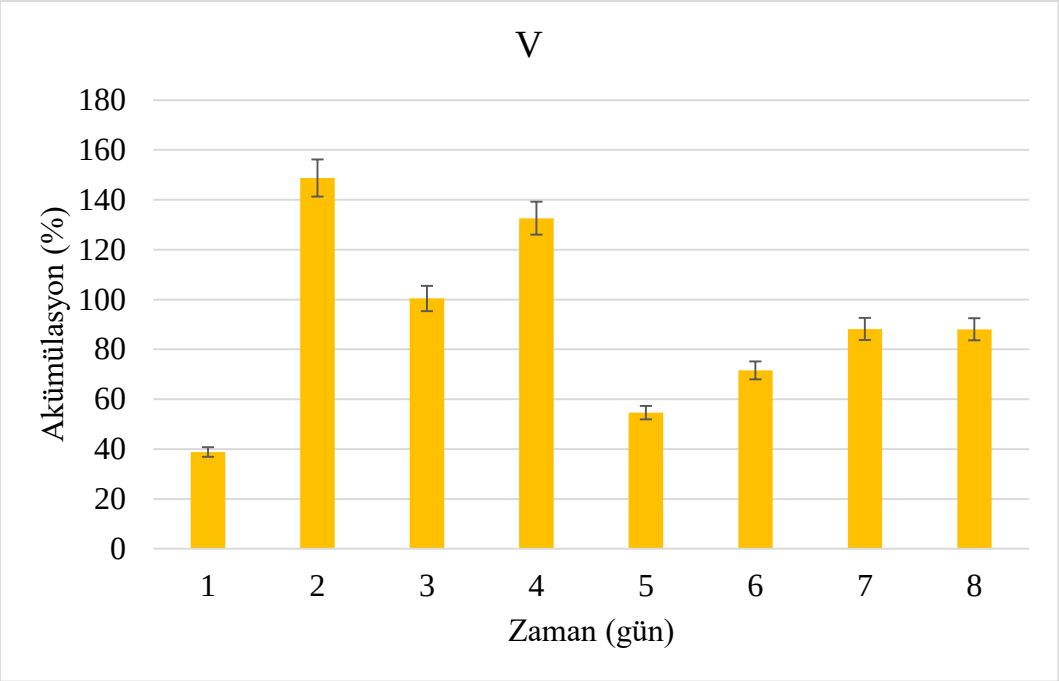


Şekil 4.44. Sızıntı suyundaki Ti'nin *C. fracta* ile akümülasyonu

Şekil 4.44.'e göre *C. fracta*'da 1. gün Ti akümülasyonu gerçekleşti ve Ti akümülasyonu % 28,6±1,4 olarak hesaplandı. 2. gün akümülasyon artarak % 80±4 değeri elde edildi. 3. gün ise bu değer %100,8±5'e yükseldi ve 4. gün bir miktar daha yükselerek %101,1±5,1'e ulaştı. 4. günden sonra ise Ti akümülasyonu azaldı ve 5. gün %39,9±2'a geriledi. 6. gün tekrar yükselerek % 62,2±3,1 değerine ulaştı. 7. ve 8. günlerde ise neredeyse sabit kaldı ve bu değerler sırasıyla %62,5±3,1 ve %61,6±3,1 olarak tespit edildi.

Verilere göre, sızıntı suyunda *C. fracta*'daki Ti'nin akümülasyonu günlere göre; 4.gün>3.gün>2.gün>7.gün>6.gün>8.gün>5.gün>1.gün olarak sıralandı. Ti akümülasyonu 4. gün en yüksek değerine ulaştığını görülmüştür. Bu günden sonra *C. fracta*'nın artık Ti açısından doygunluğa ulaştığı söylenebilir ve 4. gün Ti açısından sızıntı suyundan *C. fracta*'nın hasatlama süresi olarak belirlenebilir.

MOKAET sızıntı suyuna maruz bırakılan *C. fracta*'da V'nin akümülasyonu Şekil 4.45.'de verilmiştir.



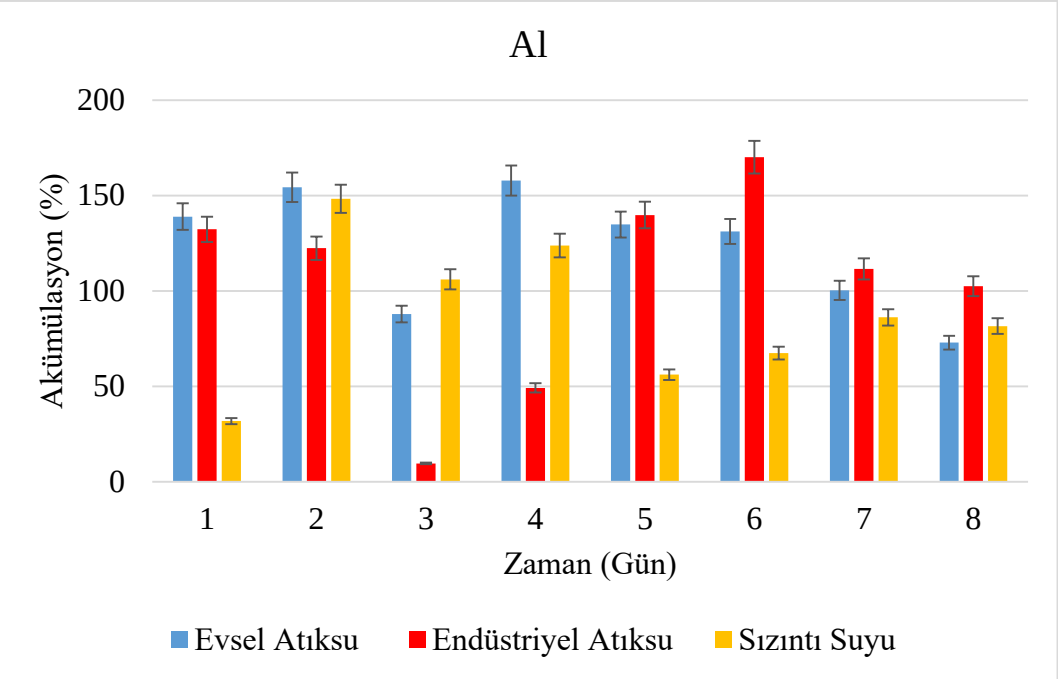
Şekil 4.45. Sızıntı suyundaki V'nin *C. fracta* ile akümülasyonu

Şekil 4.45.'e göre *C. fracta*'da 1. gün V akümülasyonunun başladığı belirlendi ve akümülasyon değeri 1. gün %38,8±1,9 olarak hesaplandı. 2. gün akümülasyon önemli ölçüde artarak %148,8±7,4'e ulaştı. 3. gün ise akümülasyon değeri azadı ve bu değerin %100,4±5 olduğu tespit edildi. 4. gün tekrar bir artış ile akümülasyon değeri %132,6±6,6 seviyesine çıktı. 5. gün sonunda akümülasyon %54,6±2,7'ye, 6. gün %71,6±3,6'ya, 7. gün %88,2±4,4'e ve 8. gün %88,1±4,4'e ulaştı.

Verilere göre, sızıntı suyunda *C. fracta*'daki V'nin akümülasyonu günlere göre; 2.gün>4.gün>3.gün>7.gün>8.gün>6.gün>5.gün>1.gün olarak sıralandı. Sızıntı suyunda *C. fracta*'da en yüksek akümülasyon değeri 2. gün tespit edildiğinden, *C. fracta*'nın V için sızıntı suyundan hasatlama süresi 2 gün olarak belirlenebilir.

4.7. Farklı Tipte Atıksularda Bulunan Stratejik Hammaddelerin *C. fracta*'daki Akümülasyonlarının Karşılaştırılması

Farklı tipte atıksudaki Al'nin *C. fracta* ile akümülasyonlarının değişimleri Şekil 4.46.'da verilmiştir.



Şekil 4.46. Atıksu tiplerine göre Al akümülasyonunun değişimi

Şekil 4.46.'ya göre *C. fracta*'da Al'nin 1. gün en yüksek akümülasyon değeri %138,9±6,9 ile evsel atıksularda elde edildi. 1. gün akümülasyonlar evsel atıksu > endüstriyel atıksu > sızıntı suyu olarak sıralandı. 2. gün en yüksek akümülasyon değeri %154,3±7,7 ile evsel atıksularda elde edildi. 2. gün akümülasyonlar evsel atıksu > sızıntı suyu > endüstriyel atıksu olarak sıralandı. 3. gün en yüksek akümülasyon değeri %106±5,3 ile sızıntı suyunda elde edildi. 3. gün akümülasyonlar sızıntı suyu > evsel atıksu > endüstriyel atıksu olarak sıralandı. 4. gün en yüksek akümülasyon değeri %157,9±7,9 ile evsel atıksularda elde edildi. 4. gün akümülasyonlar evsel atıksu > sızıntı suyu > endüstriyel atıksu olarak sıralandı. 5. gün en yüksek akümülasyon değeri %139,8±7 ile endüstriyel atıksularda elde edildi. 5. gün akümülasyonlar endüstriyel atıksu > evsel atıksu > sızıntı suyu olarak sıralandı. 6. gün en yüksek akümülasyon değeri %170,1±8,5 ile endüstriyel atıksularda elde edildi. 6. gün akümülasyonlar endüstriyel atıksu > evsel atıksu > sızıntı suyu olarak sıralandı. 7. gün en yüksek akümülasyon değeri %111,5±5,6 ile endüstriyel atıksularda elde edildi. 7. gün akümülasyonlar endüstriyel atıksu > evsel atıksu > sızıntı suyu olarak sıralandı. 8. gün en yüksek akümülasyon değeri %102,5±5,1 ile endüstriyel atıksularda elde edildi. 8. Gün akümülasyonlar endüstriyel atıksu > sızıntı suyu > evsel atıksu olarak sıralandı.

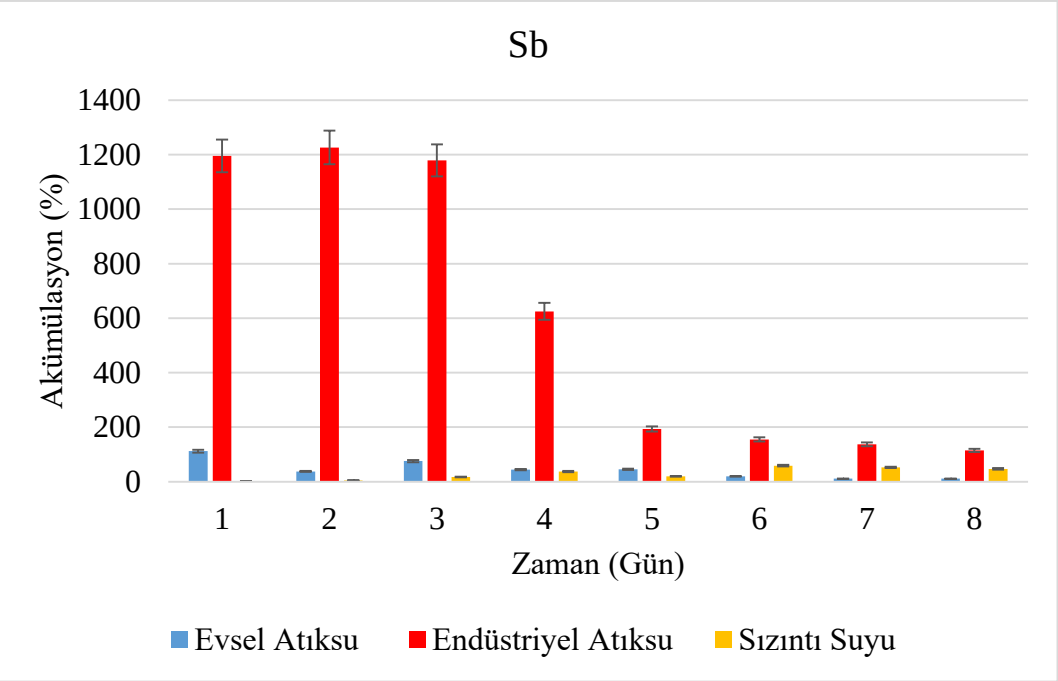
Farklı tipte atıksularda elde edilen en yüksek Al akümülasyonları karşılaştırıldığında; evsel atıksuda 4. gün sonunda %157,9±7,9 değeri ile en yüksek, endüstriyel atıksuda 6.

günün sonunda %170,1±8,5 değeri ile en yüksek ve sızıntı suyunda 2. gün sonunda %148,3±7,4 değeri ile en yüksek Al akümülasyonu elde edildiğinden Al akümülasyonunda endüstriyel atıksu > evsel atıksu > sızıntı suyu sırası elde edildi.

Topal (2021) yaptığı çalışmada, Al için %5900 akümülasyon bildirmiştir. Bu değer bu tez çalışmasında endüstriyel atıksuda elde edilen %170,1±8,5 akümülasyon değerinden yüksektir. Yapılan çalışmada bu tez çalışmasından farklı olarak kümes hayvanı mezbahası atıksularına maruz kalan *Phragmites australis* bitkilerinde Al'nin biyoakümülasyonu araştırılmıştır. Al akümülasyonu için yapılan bir diğer çalışma ise Öbek ve Şaşmaz (2011) tarafından gerçekleştirilmiştir. Çalışmada su bitkisi *Lemna gibba* kullanılmış *ve* Elazığ Belediyesi Atıksu Arıtma Tesisi'nin son çökeltme tankının çıkışındaki bir reaktöre yerleştirilmiştir. Çalışmada hesaplamalarımıza göre Al için en yüksek %359,3 akümülasyon elde edilmiştir. Bu değer bu tez çalışmasında elde edilen tüm atıksu tiplerinden elde edilen akümülasyon değerlerinden yüksektir. Her iki çalışmada da farklı sonuçların elde edilmesi hem çalışılan atıksuyun farklı karakteristik özelliklere sahip olmasından hem de kullanılan akümülatörün farklılığından kaynaklandığı değerlendirilmektedir. Sıcaklık ve ışık, alglerin büyümesini ve kirletici giderme verimliliğini sınırlayan önemli dış faktörlerdir. Ayrıca pH, türbülans, CO_2 ve tuzluluk gibi diğer çevresel faktörler de sonuç üzerinde etkili olabilir. Buna karşılık, bu çevresel faktörlerden bazılarının alg büyümesi ve etkili arıtma üzerindeki etkisi hala büyük ölçüde tanımlanmamıştır (Dayana Priyadharshini ve ark., 2021).

Günlük akümülasyon miktarlarındaki değişiklikler, *C. fracta*'nın ilgili stratejik hammaddeler için doygunluk seviyelerine ulaştığını ve toksik elementleri suya geri verdiğini ve daha sonra doymamış bir duruma ulaşıldığında bunları yeniden akümüle ettiğini göstermektedir.

Farklı tipte atıksudaki Sb'nin *C. fracta*'daki akümülasyonlarının değişimleri Şekil 4.47.'de verilmiştir.



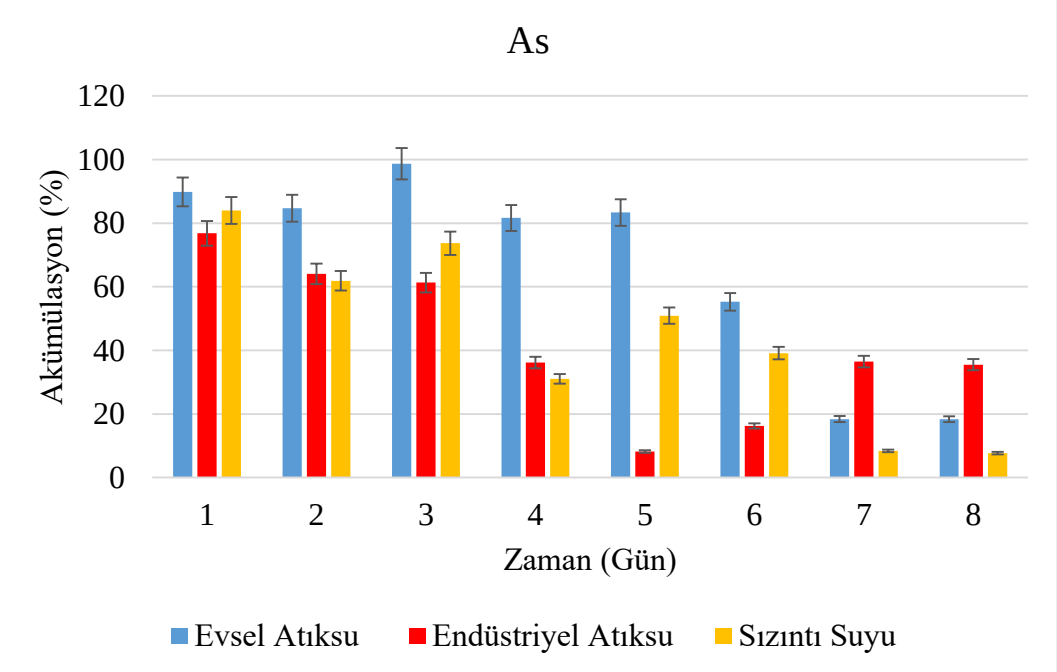
Şekil 4.47. Atıksu tiplerine göre Sb akümülasyonunun değişimi

Şekil 4.47.'ye göre *C. fracta*'da Sb'nin 1. gün en yüksek akümülasyon değeri %1195,2±59,8 ile endüstriyel atıksularda elde edildi. 1. gün akümülasyonlar endüstriyel atıksu > evsel atıksu > sızıntı suyu olarak sıralandı. 2. gün en yüksek akümülasyon değeri %1226,2±61,3 ile endüstriyel atıksularda elde edildi. 2. gün akümülasyonlar endüstriyel atıksu > evsel atıksu > sızıntı suyu olarak sıralandı. 3. gün en yüksek akümülasyon değeri %1178,9±58,9 ile endüstriyel atıksularda elde edildi. 3. gün akümülasyonlar endüstriyel atıksu > evsel atıksu > sızıntı suyu olarak sıralandı. 4. gün en yüksek akümülasyon değeri %624,8±31,2 ile endüstriyel atıksularda elde edildi. 4. gün akümülasyonlar endüstriyel atıksu > evsel atıksu > sızıntı suyu olarak sıralandı. 5. gün en yüksek akümülasyon değeri %193,1±9,7 ile endüstriyel atıksularda elde edildi. 5. gün akümülasyonlar endüstriyel atıksu > evsel atıksu > sızıntı suyu olarak sıralandı. 6. gün en yüksek akümülasyon değeri %154,9±7,7 ile endüstriyel atıksularda elde edildi. 6. gün akümülasyonlar endüstriyel atıksu > sızıntı suyu > evsel atıksu olarak sıralandı. 7. gün en yüksek akümülasyon değeri %137,4±6,9 ile endüstriyel atıksularda elde edildi. 7. gün akümülasyonlar endüstriyel atıksu > evsel atıksu > sızıntı suyu olarak sıralandı. 8. gün en yüksek akümülasyon değeri %114,9±5,7 ile endüstriyel atıksularda elde edildi. 8. gün akümülasyonlar endüstriyel atıksu > evsel atıksu > sızıntı suyu olarak sıralandı.

Farklı tipte atıksularda elde edilen en yüksek Sb akümülasyonları karşılaştırıldığında; evsel atıksuda 1. gün sonunda %111,7±5,6 değeri ile en yüksek, endüstriyel atıksuda 2. günün sonunda %1226,2±61,3 değeri ile en yüksek ve sızıntı suyunda 6. gün sonunda %58,7±2,9 değeri ile en yüksek Sb akümülasyonu elde edildiğinden Sb akümülasyonunda endüstriyel atıksu > evsel atıksu > sızıntı suyu sırası elde edildi.

Topal ve ark., (2020b) tarafından bu tez çalışmasındaki atıksulardan farklı olarak maden galerisi suyundaki Sb'nin *C. fracta*'daki akümülasyonu araştırılmıştır. Maden galeri suyunda Sb'nin *C. fracta*'daki en yüksek akümülasyonu 3. gün elde edilmiş ve kontrole göre 2 kat daha fazla Sb biriktiği rapor edilmiştir. Bu tez çalışmasında endüstriyel atıksularda elde edilen en yüksek akümülasyon %1226,2±61,3 ile bu değerden yüksektir. Bu anlamda bu tez çalışması, Sb için endüstriyel atıksuda oldukça yüksek akümülasyon oranıyla dikkat çekmekte ve *C. fracta*'nın özellikle Sb'nin endüstriyel atıksudan akümülasyonundaki potansiyelini ortaya koymaktadır. Ayrıca bu yönüyle bu tez çalışması fikoremediasyon uygulamalarında *C. fracta*'nın etkinliğini vurgulayan sınırlı sayıdaki literatürü de güçlendirmektedir.

Farklı tipte atıksudaki As'nin *C. fracta*'daki akümülasyonlarının değişimleri Şekil 4.48.'de verilmiştir.



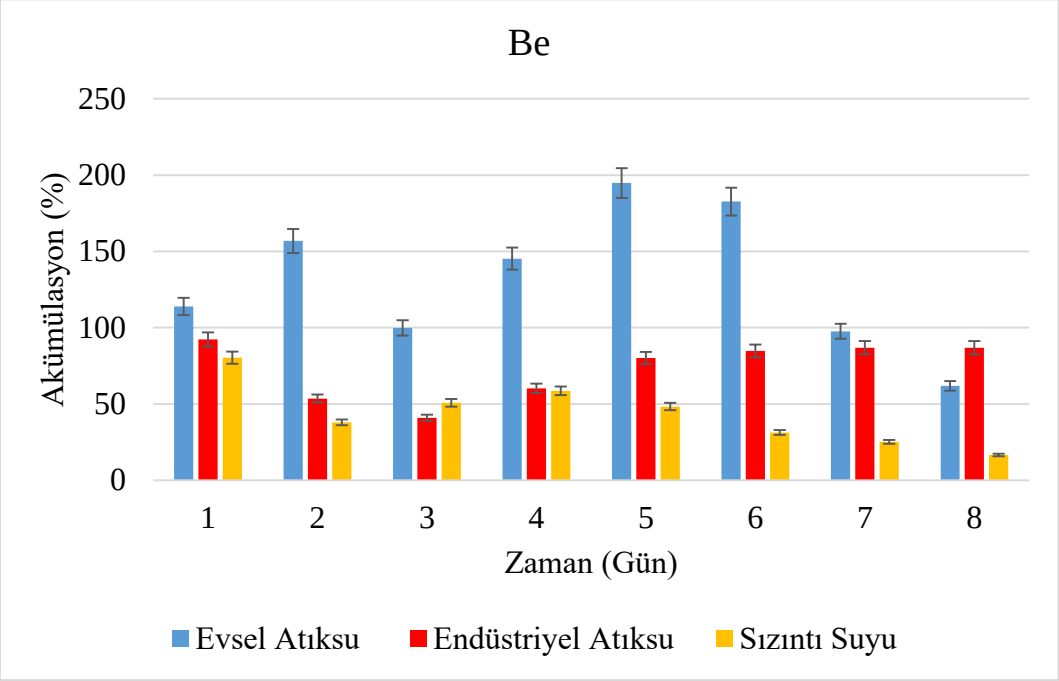
Şekil 4.48. Atıksu tiplerine göre As akümülasyonunun değişimi

Şekil 4.48.'e göre *C. fracta*'da As'nin 1. gün en yüksek akümülasyon değeri %89,8±4,5 ile evsel atıksularda elde edildi. 1. gün akümülasyonlar evsel atıksu > sızıntı suyu > endüstriyel atıksu olarak sıralandı. 2. gün en yüksek akümülasyon değeri %84,7±4,2 ile evsel atıksularda elde edildi. 2. gün akümülasyonlar evsel atıksu > endüstriyel atıksu > sızıntı suyu olarak sıralandı. 3. gün en yüksek akümülasyon değeri %98,7±4,9 ile evsel atıksularda elde edildi. 3. gün akümülasyonlar evsel atıksu > sızıntı suyu > endüstriyel atıksu olarak sıralandı. 4. gün en yüksek akümülasyon değeri %81,7±4,1 ile evsel atıksularda elde edildi. 4. gün akümülasyonlar evsel atıksu > endüstriyel atıksu > sızıntı suyu olarak sıralandı. 5. gün en yüksek akümülasyon değeri %83,4±4,2 ile evsel atıksularda elde edildi. 5. gün akümülasyonlar evsel atıksu > sızıntı suyu > endüstriyel atıksu olarak sıralandı. 6. gün en yüksek akümülasyon değeri %55,3±2,8 ile evsel atıksularda elde edildi. 6. gün akümülasyonlar evsel atıksu > sızıntı suyu > endüstriyel atıksu olarak sıralandı. 7. gün en yüksek akümülasyon değeri %36,5±1,8 ile endüstriyel atıksularda elde edildi. 7. gün akümülasyonlar endüstriyel atıksu > evsel atıksu > sızıntı suyu olarak sıralandı. 8. gün en yüksek akümülasyon değeri %35,5±1,8 ile evsel atıksularda elde edildi. 8. gün akümülasyonlar endüstriyel atıksu > evsel atıksu > sızıntı suyu olarak sıralandı.

Farklı tipte atıksularda elde edilen en yüksek As akümülasyonları karşılaştırıldığında; evsel atıksuda 3. gün sonunda %98,7±4,9 değeri ile en yüksek, endüstriyel atıksuda 1. günün sonunda %76,8±3,8 değeri ile en yüksek ve sızıntı suyunda 1. gün sonunda %84±4,2 değeri ile en yüksek As akümülasyonu elde edildiğinden As akümülasyonunda evsel atıksu > sızıntı suyu > endüstriyel atıksu sırası elde edildi.

Şaşmaz (2014) tarafından maden galeri sularında yapılan çalışmada *Lemna gibba* L. kullanılarak 6.günde %26019 ve *Lemna minor* L. kullanılarak %7077 değerinde bir akümülasyon elde edildiği bildirilmiştir. Bu çalışmada bu tez çalışmasından farklı olarak maden galeri sularında çalışılmış olmasına ek olarak farklı bir türde su bitkileri kullanılmıştır. Topal ve ark., (2022) tarafından maden galeri suyunda *C. fracta* tarafından toksik/zararlı kirleticilerden As'nin biyoakümülasyonu araştırılmıştır. *C. fracta* tarafından 7. günde %8785,8 ± 26 akümülasyon elde edilmiştir. Her iki çalışmada da elde edilen değerler bu tez çalışmasında elde edilen en yüksek değerden (evsel atıksuda %98,7±4,9) daha yüksektir. Bildirilen farklı akümülasyonların bir diğer muhtemel nedeninin, farklı atıksu özelliklerinin ve çevresel koşulların bir sonucu olduğu değerlendirilmektedir.

Farklı tipte atıksudaki Be'nin *C. fracta*'daki akümülasyonlarının değişimleri Şekil 4.49.'da verilmiştir.



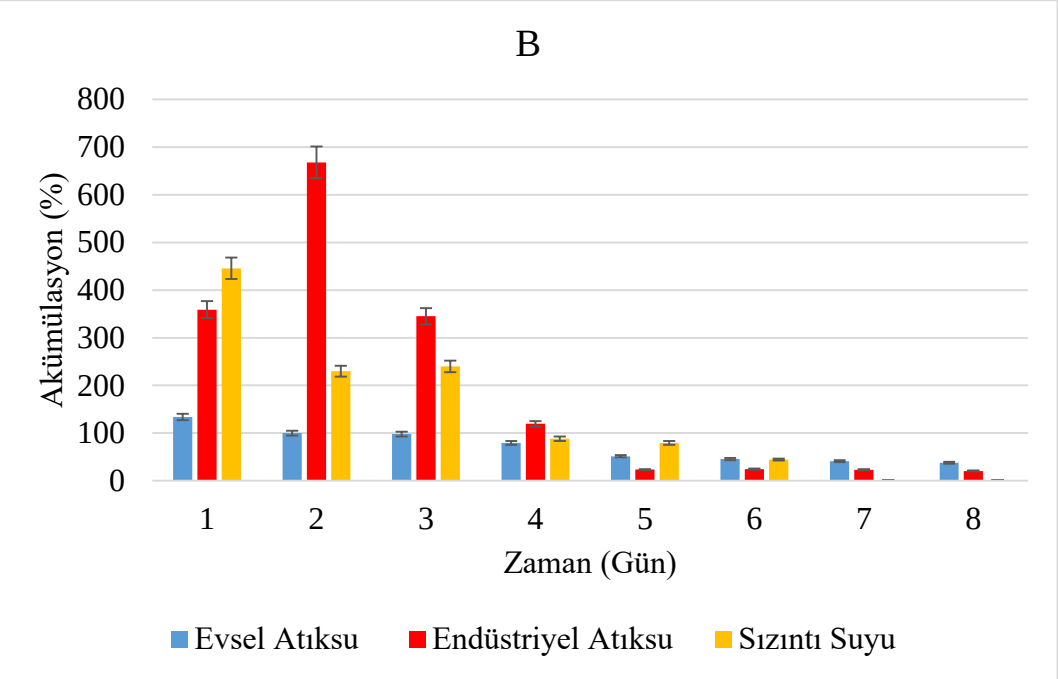
Şekil 4.49. Atıksu tiplerine göre Be akümülasyonunun değişimi

Şekil 4.49.'a göre *C. fracta*'da Be'nin 1. gün en yüksek akümülasyon değeri %114±5,7 ile evsel atıksularda elde edildi. 1. gün akümülasyonlar evsel atıksu > endüstriyel atıksu > sızıntı suyu olarak sıralandı. 2. gün en yüksek akümülasyon değeri %156,8±7,8 ile evsel atıksularda elde edildi. 2. gün akümülasyonlar evsel atıksu > endüstriyel atıksu > sızıntı suyu olarak sıralandı. 3. gün en yüksek akümülasyon değeri %99,9±5,0 ile evsel atıksularda elde edildi. 3. gün akümülasyonlar evsel atıksu > sızıntı suyu > endüstriyel atıksu olarak sıralandı. 4. gün en yüksek akümülasyon değeri %145,2±7,3 ile evsel atıksularda elde edildi. 4. gün akümülasyonlar evsel atıksu > endüstriyel atıksu > sızıntı suyu olarak sıralandı. 5. gün en yüksek akümülasyon değeri %194,8±9,7 ile evsel atıksularda elde edildi. 5. gün akümülasyonlar evsel atıksu > endüstriyel atıksu > sızıntı suyu olarak sıralandı. 6. gün en yüksek akümülasyon değeri %182,6±9,1 ile evsel atıksularda elde edildi. 6. gün akümülasyonlar evsel atıksu > endüstriyel atıksu > sızıntı suyu olarak sıralandı. 7. gün en yüksek akümülasyon değeri %97,6±4,9 ile evsel atıksularda elde edildi. 7. gün akümülasyonlar evsel atıksu > endüstriyel atıksu > sızıntı suyu olarak sıralandı. 8. gün en

yüksek akümülasyon %86,9±4,3 değeri ile endüstriyel atıksularda elde edildi. 8. gün akümülasyonlar endüstriyel atıksu > evsel atıksu > sızıntı suyu olarak sıralandı.

Farklı tipte atıksularda elde edilen en yüksek Be akümülasyonları karşılaştırıldığında; evsel atıksuda 5. gün sonunda %194,8±9,7 değeri ile en yüksek, endüstriyel atıksuda 1. günün sonunda %92,2±4,6 değeri ile en yüksek ve sızıntı suyunda 1. gün sonunda %80,3±4 değeri ile en yüksek Be akümülasyonu elde edildiğinden Be akümülasyonunda evsel atıksu > endüstriyel atıksu > sızıntı suyu sırası elde edildi.

Farklı tipte atıksudaki B'nin *C. fracta*'daki akümülasyonlarının değişimleri Şekil 4.50.'de verilmiştir.



Şekil 4.50. Atıksu tiplerine göre B akümülasyonunun değişimi

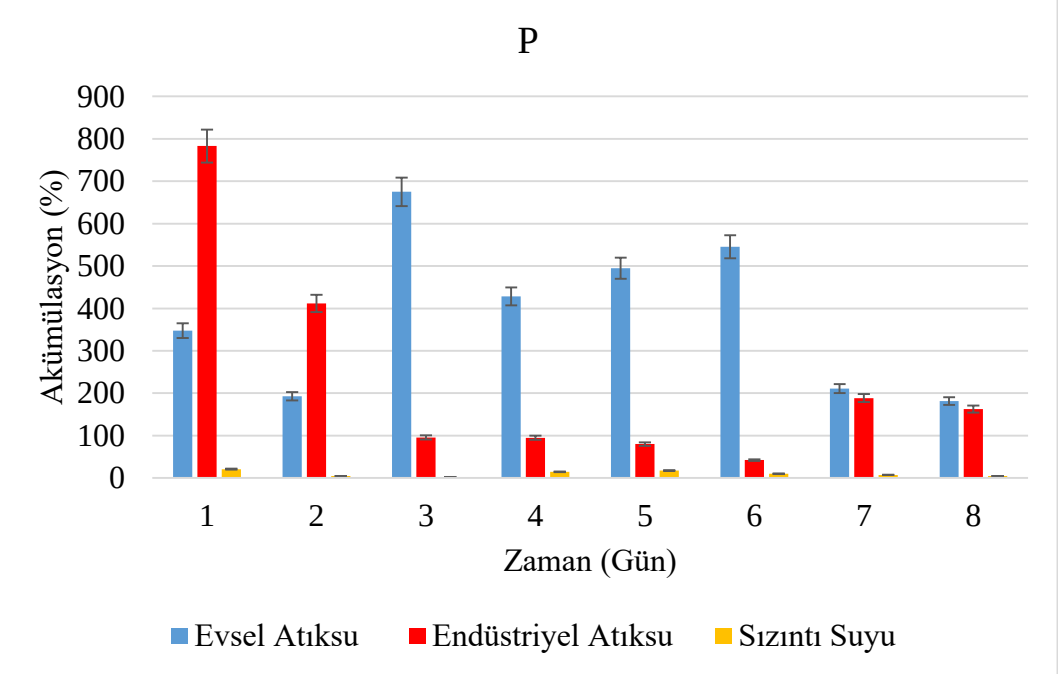
Şekil 4.50.'ye göre *C. fracta*'da B'nin 1. gün en yüksek akümülasyon değeri %445,6±22,3 ile sızıntı suyunda elde edildi. 1. gün akümülasyonlar sızıntı suyu > endüstriyel atıksu > evsel atıksu olarak sıralandı. 2. gün en yüksek akümülasyon değeri %667,8±33,4 ile endüstriyel atıksularda elde edildi. 2. gün akümülasyonlar endüstriyel atıksu > sızıntı suyu > evsel atıksu olarak sıralandı. 3. gün en yüksek akümülasyon değeri %345,1±17,3 ile endüstriyel atıksularda elde edildi. 3. gün akümülasyonlar endüstriyel atıksu > sızıntı suyu > evsel atıksu olarak sıralandı. 4. gün en yüksek akümülasyon %119,5±6 değeri ile endüstriyel atıksularda elde edildi. 4. gün akümülasyonlar endüstriyel atıksu > sızıntı suyu

> evsel atıksu olarak sıralandı. 5. gün en yüksek akümülasyon değeri %79,8±4 ile sızıntı suyunda elde edildi. 5. gün akümülasyonlar sızıntı suyu > evsel atıksu > endüstriyel atıksu olarak sıralandı. 6. gün en yüksek akümülasyon değeri %45,6±2,3 ile evsel atıksularda elde edildi. 6. gün akümülasyonlar evsel atıksu > sızıntı suyu > endüstriyel atıksu olarak sıralandı. 7. gün en yüksek akümülasyon değeri %41,2±2,1 ile evsel atıksularda elde edildi. 7. gün akümülasyonlar evsel atıksu > endüstriyel atıksu > sızıntı suyu olarak sıralandı. 8. gün en yüksek akümülasyon değeri %37,7±1,9 ile evsel atıksularda elde edildi. 8. gün akümülasyonlar evsel atıksu > endüstriyel atıksu > sızıntı suyu olarak sıralandı.

Farklı tipte atıksularda elde edilen en yüksek B akümülasyonları karşılaştırıldığında; evsel atıksuda 1. gün sonunda %133,7±6,7 değeri ile en yüksek, endüstriyel atıksuda 2. günün sonunda %667,8±33,4 değeri ile en yüksek ve sızıntı suyunda 1. gün sonunda %445,6±22,3 değeri ile en yüksek B akümülasyonu elde edildiğinden B akümülasyonunda endüstriyel atıksu > sızıntı suyu > evsel atıksu sırası elde edildi.

Şaşmaz ve Öbek (2009) tarafından yapılan çalışmada ikincil arıtılmış evsel atık sularda *Lemna gibba* 'nın bor giderme kapasitesi araştırılmış ve %40 akümülasyon elde edilmiştir. Bu tez çalışmasında ise hem evsel atıksuda hemde diğer atıksularda bu değerden daha yüksek B akümülasyonu elde edilmiştir.

Farklı tipte atıksudaki P'nin *C. fracta*'daki akümülasyonlarının değişimleri Şekil 4.51.'de verilmiştir.

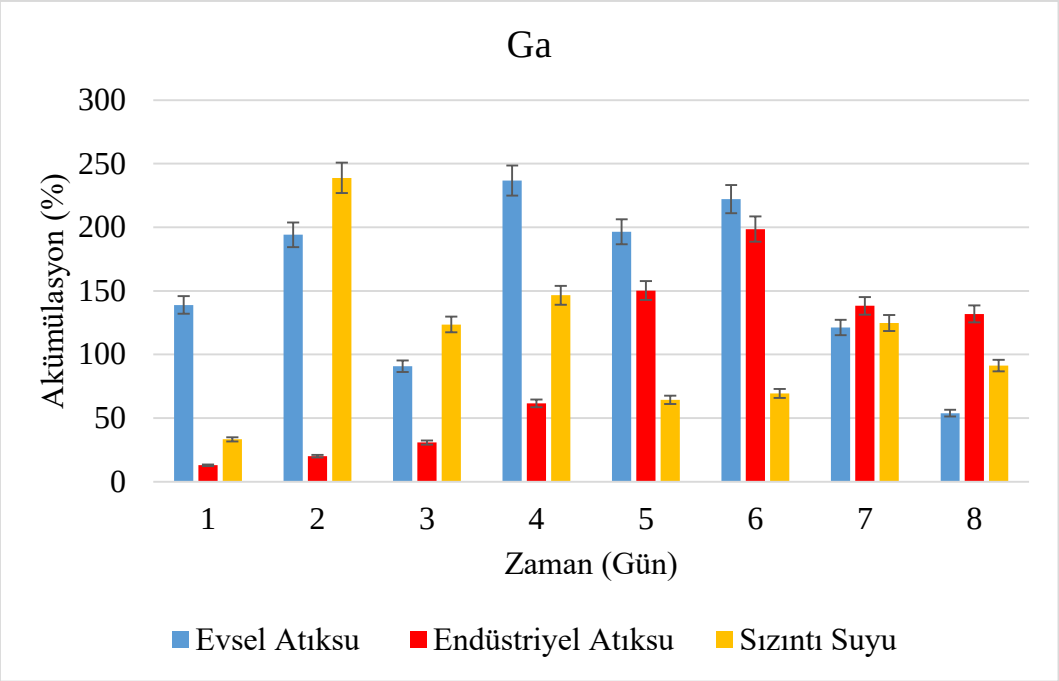


Şekil 4.51. Atıksu tiplerine göre P akümülasyonunun değişimi

Şekil 4.51.'e göre *C. fracta*'da P'nin 1. gün en yüksek akümülasyon değeri %783±39,2 ile endüstriyel atıksularda elde edildi. 1. gün akümülasyonlar endüstriyel atıksu > evsel atıksu > sızıntı suyu olarak sıralandı. 2. gün en yüksek akümülasyon değeri %411,7±20,6 ile endüstriyel atıksularda elde edildi. 2. gün akümülasyonlar endüstriyel atıksu > evsel atıksu > sızıntı suyu olarak sıralandı. 3. gün en yüksek akümülasyon değeri %675,1±33,8 ile evsel atıksularda elde edildi. 3. gün akümülasyonlar evsel atıksu > endüstriyel atıksu > sızıntı suyu olarak sıralandı. 4. gün en yüksek akümülasyon değeri %428,3±21,4 ile evsel atıksularda elde edildi. 4. gün akümülasyonlar evsel atıksu > endüstriyel atıksu > sızıntı suyu olarak sıralandı. 5. gün en yüksek akümülasyon değeri %494,9±24,7 ile evsel atıksularda elde edildi. 5. gün akümülasyonlar evsel atıksu > endüstriyel atıksu > sızıntı suyu olarak sıralandı. 6. gün en yüksek akümülasyon değeri %545,3±27,3 ile evsel atıksularda elde edildi. 6. gün akümülasyonlar evsel atıksu > endüstriyel atıksu > sızıntı suyu olarak sıralandı. 7. gün en yüksek akümülasyon değeri %211,1±10,6 ile evsel atıksularda elde edildi. 7. gün akümülasyonlar evsel atıksu > endüstriyel atıksu > sızıntı suyu olarak sıralandı. 8. gün en yüksek akümülasyon değeri %181,6±9,1 ile evsel atıksularda elde edildi. 8. gün akümülasyonlar evsel atıksu > endüstriyel atıksu > sızıntı suyu olarak sıralandı.

Farklı tipte atıksularda elde edilen en yüksek P akümülasyonları karşılaştırıldığında; evsel atıksuda 3. gün sonunda %675,1±33,8 değeri ile en yüksek, endüstriyel atıksuda 1. günün sonunda %783±39,2 değeri ile en yüksek ve sızıntı suyunda 1. gün sonunda %21±1 değeri ile en yüksek P akümülasyonu elde edildiğinden P akümülasyonunda endüstriyel atıksu > evsel atıksu > sızıntı suyu sırası elde edildi.

Farklı tipte atıksudaki Ga'nın *C. fracta*'daki akümülasyonlarının değişimleri Şekil 4.52.'de verilmiştir.



Şekil 4.52. Atıksu tiplerine göre Ga akümülasyonunun değişimi

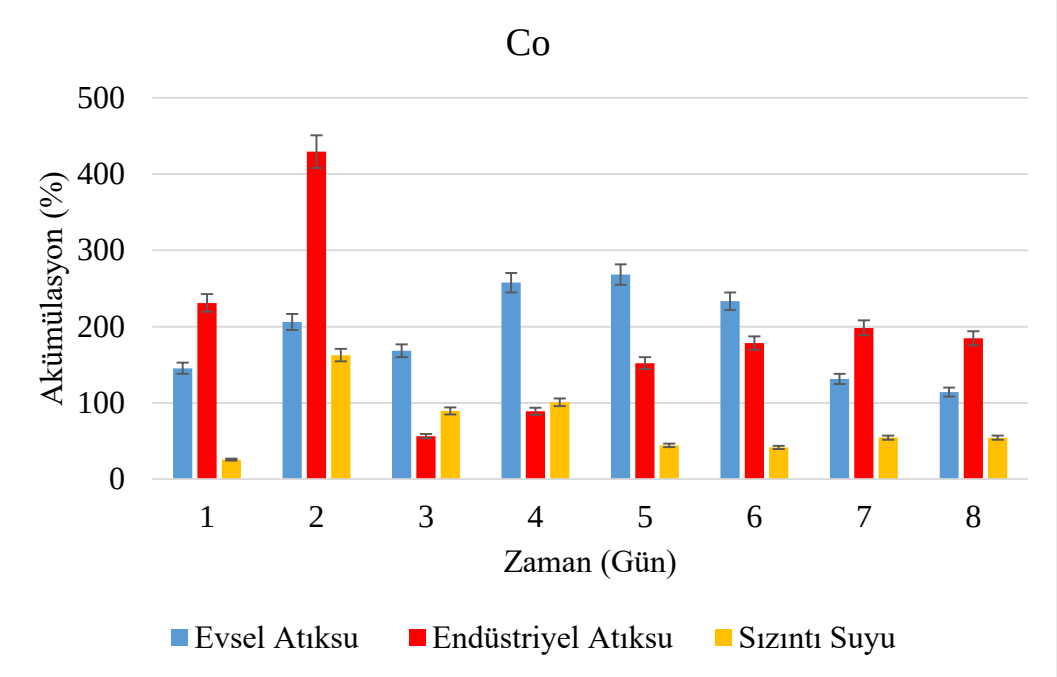
Şekil 4.52.'ye göre *C. fracta*'da Ga'nın 1. gün en yüksek akümülasyon değeri %138,9±6,9 ile evsel atıksularda elde edildi. 1. gün akümülasyonlar evsel atıksu > sızıntı suyu > endüstriyel atıksu olarak sıralandı. 2. gün en yüksek akümülasyon değeri %238,8±11,9 ile sızıntı suyunda elde edildi. 2. gün akümülasyonlar sızıntı suyu > evsel atıksu > endüstriyel atıksu olarak sıralandı. 3. gün en yüksek akümülasyon değeri %123,6±6,2 ile sızıntı suyunda elde edildi. 3. gün akümülasyonlar sızıntı suyu > evsel atıksu > endüstriyel atıksu olarak sıralandı. 4. gün en yüksek akümülasyon değeri %236,7±11,8 ile evsel atıksularda elde edildi. 4. gün akümülasyonlar evsel atıksu > sızıntı suyu > endüstriyel atıksu olarak sıralandı. 5. gün en yüksek akümülasyon değeri %196,4±9,8 ile evsel atıksularda elde edildi. 5. gün akümülasyonlar evsel atıksu > endüstriyel atıksu > sızıntı suyu olarak sıralandı. 6. gün en yüksek akümülasyon değeri %222,2±11,1 ile evsel atıksularda elde edildi. 6. gün akümülasyonlar evsel atıksu > endüstriyel atıksu > sızıntı suyu olarak sıralandı. 7. gün en yüksek akümülasyon değeri %138,3±6,9 ile endüstriyel atıksularda elde edildi. 7. gün akümülasyonlar endüstriyel atıksu > sızıntı suyu > evsel atıksu olarak sıralandı. 8. gün en yüksek akümülasyon değeri %131,9±6,6 ile endüstriyel atıksularda elde edildi. 8. gün akümülasyonlar endüstriyel atıksu > sızıntı suyu > evsel atıksu olarak sıralandı.

Farklı tipte atıksularda elde edilen en yüksek Ga akümülasyonları karşılaştırıldığında; evsel atıksuda 4. gün sonunda %236,7±11,8 değeri ile en yüksek,

endüstriyel atıksuda 6. günün sonunda %198,6±9,9 değeri ile en yüksek ve sızıntı suyunda 2. gün sonunda %238,8±11,9 değeri ile en yüksek Ga akümülasyonu elde edildiğinden Ga akümülasyonunda sızıntı suyu > evsel atıksu > endüstriyel atıksu sırası elde edildi.

Topal ve ark., (2020b) tarafından bu tez çalışmasındaki atıksulardan farklı olarak maden galerisi suyundaki Ga'nın *C. fracta*'daki akümülasyonu araştırılmıştır. Maden galeri suyunda Ga'nın *C. fracta*'daki en yüksek akümülasyonu 3. gün elde edilmiş ve kontrole göre 2,3 kat daha fazla Ga biriktiği rapor edilmiştir. Bu tez çalışmasında elde edilen en yüksek akümülasyon (3,4 kat) bu değerden yüksektir.

Farklı tipte atıksudaki Co'nun *C. fracta*'daki akümülasyonlarının değişimleri Şekil 4.53.'de verilmiştir.



Şekil 4.53. Atıksu tiplerine göre Co akümülasyonunun değişimi

Şekil 4.53.'e göre *C. fracta*'da Co'nun 1. gün en yüksek akümülasyon %231±11,5 değeri ile endüstriyel atıksularda elde edildi. 1. gün akümülasyonlar endüstriyel atıksu > evsel atıksu > sızıntı suyu olarak sıralandı. 2. gün en yüksek akümülasyon değeri %429,4±21,5 ile endüstriyel atıksularda elde edildi. 2. gün akümülasyonlar endüstriyel atıksu > evsel atıksu > sızıntı suyu olarak sıralandı. 3. gün en yüksek akümülasyon değeri %168,2±8,4 ile evsel atıksularda elde edildi. 3. gün akümülasyonlar evsel atıksu > sızıntı

suyu > endüstriyel atıksu olarak sıralandı. 4. gün en yüksek akümülasyon değeri %257,6±12,9 ile evsel atıksularda elde edildi. 4. gün akümülasyonlar evsel atıksu > sızıntı suyu > endüstriyel atıksu olarak sıralandı. 5. gün en yüksek akümülasyon değeri %268,2±13,4 ile evsel atıksularda elde edildi. 5. gün akümülasyonlar evsel atıksu > endüstriyel atıksu > sızıntı suyu olarak sıralandı. 6. gün en yüksek akümülasyon değeri %233,2±11,7 ile evsel atıksularda elde edildi. 6. gün akümülasyonlar evsel atıksu > endüstriyel atıksu > sızıntı suyu olarak sıralandı. 7. gün en yüksek akümülasyon değeri %198,3±9,9 ile endüstriyel atıksularda elde edildi. 7. gün akümülasyonlar endüstriyel atıksu > evsel atıksu > sızıntı suyu olarak sıralandı. 8. gün en yüksek akümülasyon değeri %184,9±9,2 ile endüstriyel atıksularda elde edildi. 8. gün akümülasyonlar endüstriyel atıksu > evsel atıksu > sızıntı suyu olarak sıralandı.

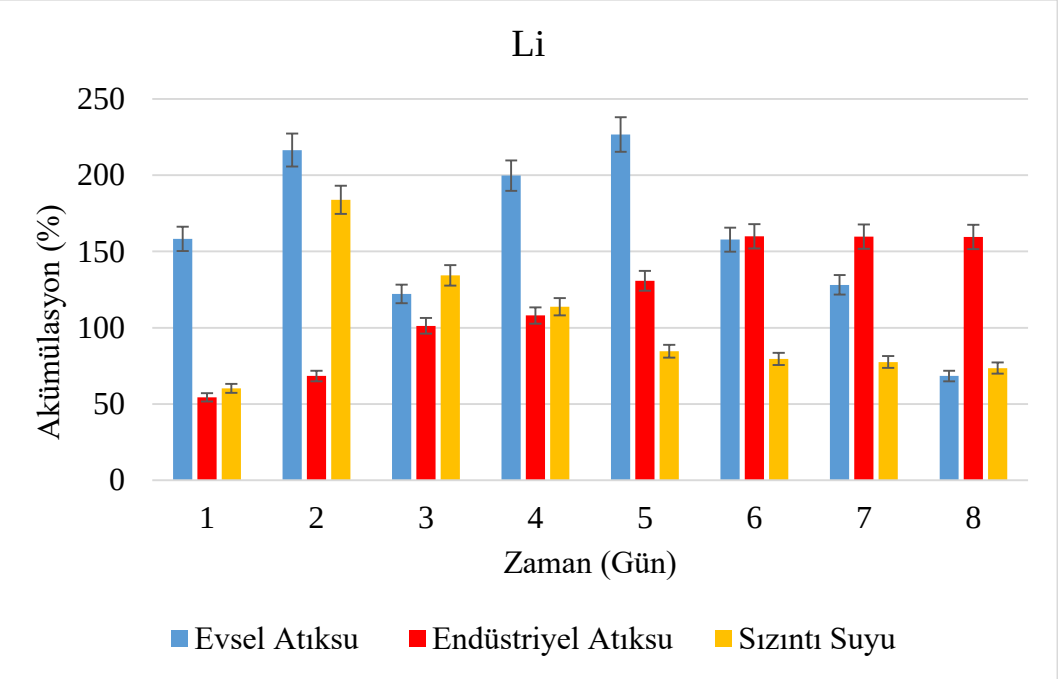
Farklı tipte atıksularda elde edilen en yüksek Co akümülasyonları karşılaştırıldığında; evsel atıksuda 5. gün sonunda %268,2±13,4 değeri ile en yüksek, endüstriyel atıksuda 2. günün sonunda %429,4±21,5 değeri ile en yüksek ve sızıntı suyunda 2. gün sonunda %162,6±8,1 değeri ile en yüksek Co akümülasyonu elde edildiğinden Co akümülasyonunda endüstriyel atıksu > evsel atıksu > sızıntı suyu sırası elde edildi.

Günhan (2019) tarafından, İstanbul Paşaköy İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi çıkış sularına maruz bırakılan su sümbülü (*Eichhornia crassipes*) ve su marulu (*Pistia stratiotes*) bitkilerinin Co alım kapasitesinin belirlenmesi amacıyla yapılan çalışmada; su sümbülünde en yüksek Co akümülasyonunun 6.günde %400 olarak ve su marulunda ise en yüksek 6.günde %154,2 olarak tespit edildiği bildirilmiştir. Söz konusu çalışmada su sümbülü ile elde edilen en yüksek Co akümülasyonu (%400) bu tez çalışmasında evsel atıksuda elde edilen en yüksek Co akümülasyonundan (%268,2±13,4) yüksek olup endüstriyel atıksularda elde edilen en yüksek Co akümülasyonundan (%429,4±21,5) düşüktür. Su marulu ile elde edilen en yüksek Co akümülasyonu (%154,2) ise bu tez çalışmasında tüm atıksu tiplerinde elde edilen en yüksek Co akümülasyonlarından düşüktür.

Topal ve ark., (2020b) tarafından bu tez çalışmasındaki atıksulardan farklı olarak maden galerisi suyundaki Co'nun *C. fracta*'daki akümülasyonunu araştırılmıştır. Maden galeri suyunda Co'nun *C. fracta*'daki en yüksek akümülasyonunu 3. gün elde edilmiş ve kontrole göre 2 kat daha fazla Co biriktiğini rapor edilmiştir. Bu tez çalışmasında ise en yüksek akümülasyon endüstriyel atıksuda kontrole göre 5.3 kat olarak elde edilmiştir. Bu değer söz konusu çalışmada elde edilen akümülasyon değerinden yüksektir.

Arslan Topal ve ark., (2023) tarafından *C. fracta* kullanılarak Elazığ Belediye Atıksu Arıtma Tesisi'nde en yüksek Co birikimi 7. günde %125 ± 6,2 olarak bildirilmiştir. Bu değer bu tez çalışmasında evsel atıksuda elde edilen en yüksek akümülasyon değerinden (%268,2±13,4) düşüktür. Literatürde bildirilen atıksular arasındaki farklı akümülasyonlar, hem farklı atıksu tiplerinin özelliklerine hem de farklı çevre koşullarına bağlıdır.

Farklı tipte atıksudaki Li'nin *C. fracta*'daki akümülasyonlarının değişimleri Şekil 4.54.'de verilmiştir.



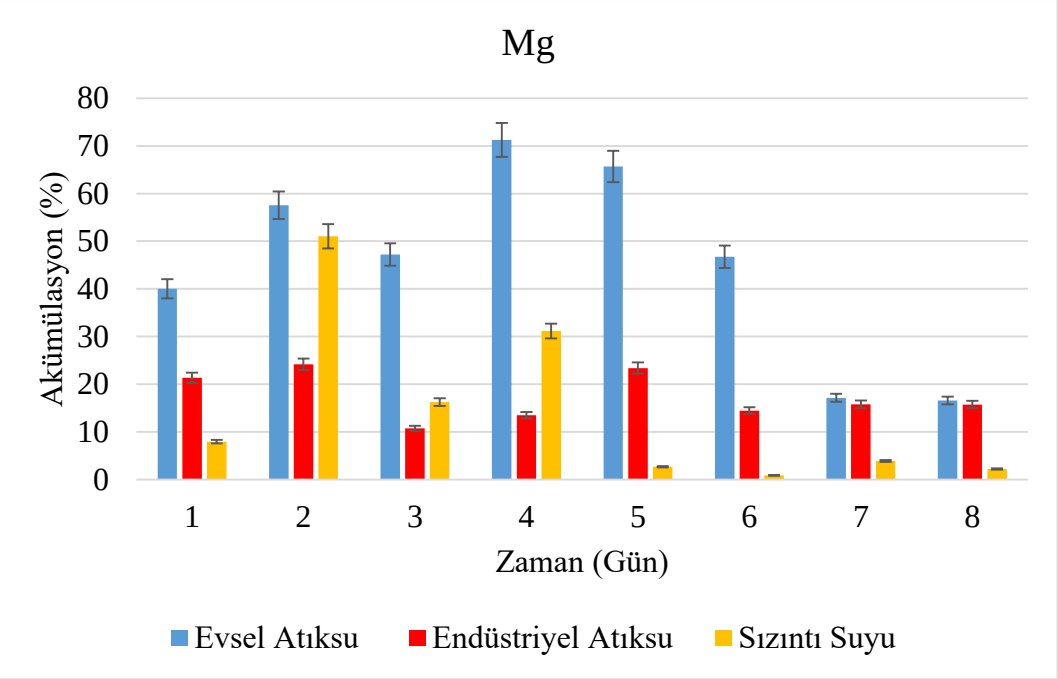
Şekil 4.54. Atıksu tiplerine göre Li akümülasyonunun değişimi

Şekil 4.54.'e göre *C. fracta*'da Li'nin 1. gün en yüksek akümülasyon değeri %158,3±7,9 ile evsel atıksularda elde edildi. 1. gün akümülasyonlar evsel atıksu > sızıntı suyu > endüstriyel atıksu olarak sıralandı. 2. gün en yüksek akümülasyon değeri %216,4±10,8 ile evsel atıksularda elde edildi. 2. gün akümülasyonlar evsel atıksu > sızıntı suyu > endüstriyel atıksu olarak sıralandı. 3. gün en yüksek akümülasyon değeri %134,3±6,7 ile sızıntı suyunda elde edildi. 3. gün akümülasyonlar sızıntı suyu > evsel atıksu > endüstriyel atıksu olarak sıralandı. 4. gün en yüksek akümülasyon değeri %199,7±10,0 ile evsel atıksularda elde edildi. 4. gün akümülasyonlar evsel atıksu > sızıntı suyu > endüstriyel atıksu olarak sıralandı. 5. gün en yüksek akümülasyon değeri %226,6±11,3 ile evsel atıksularda elde edildi. 5. gün akümülasyonlar evsel atıksu > endüstriyel atıksu > sızıntı suyu olarak

sıralandı. 6. gün en yüksek akümülasyon değeri %159,9±8 ile endüstriyel atıksularda elde edildi. 6. gün akümülasyonlar endüstriyel atıksu > evsel atıksu > sızıntı suyu olarak sıralandı. 7. gün en yüksek akümülasyon değeri %159,7±8 ile endüstriyel atıksularda elde edildi. 7. gün akümülasyonlar endüstriyel atıksu > evsel atıksu > sızıntı suyu olarak sıralandı. 8. gün en yüksek akümülasyon değeri %159,5±8 ile endüstriyel atıksularda elde edildi. 8. gün akümülasyonlar endüstriyel atıksu > sızıntı suyu > evsel atıksu olarak sıralandı.

Farklı tipte atıksularda elde edilen en yüksek Li akümülasyonları karşılaştırıldığında; evsel atıksuda 5. gün sonunda %226,6±11,3 değeri ile en yüksek, endüstriyel atıksuda 6. günün sonunda %159,9±8 değeri ile en yüksek ve sızıntı suyunda 2. gün sonunda %183,8±9,2 değeri ile en yüksek Li akümülasyonu elde edildiğinden Li akümülasyonunda evsel atıksu > sızıntı suyu > endüstriyel atıksu sırası elde edildi.

Farklı tipte atıksudaki Mg'nin *C. fracta*'daki akümülasyonlarının değişimleri Şekil 4.55.'de verilmiştir.



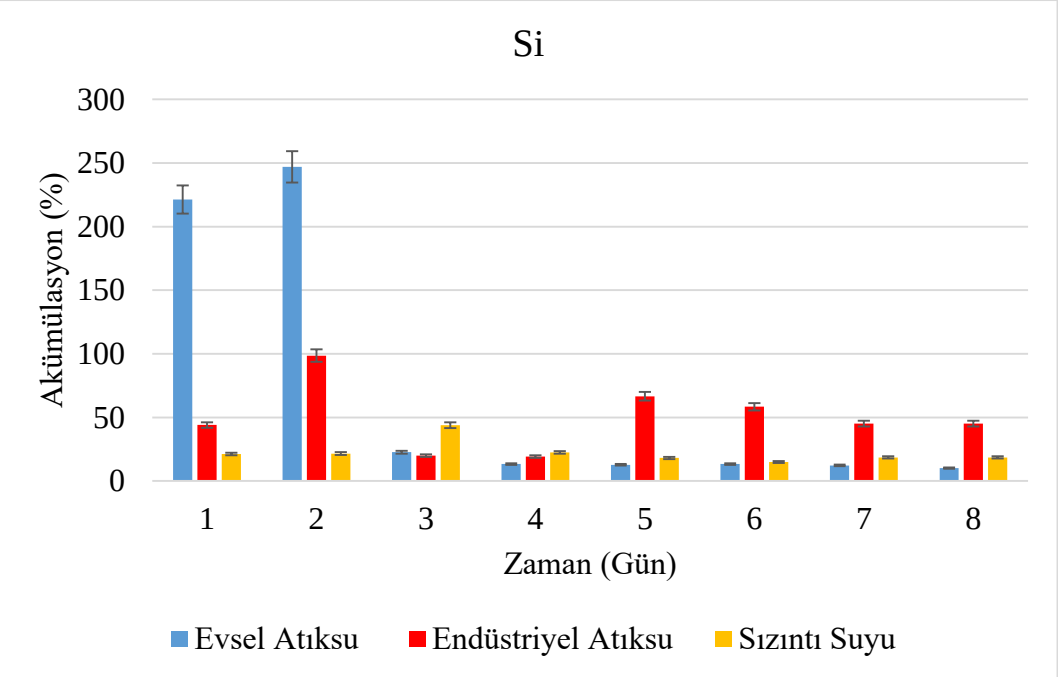
Şekil 4.55. Atıksu tiplerine göre Mg akümülasyonunun değişimi

Şekil 4.55.'e göre *C. fracta*'da Mg'nin 1. gün en yüksek akümülasyon değeri %40,0±2,0 ile evsel atıksularda elde edildi. 1. gün akümülasyonlar evsel atıksu > endüstriyel atıksu > sızıntı suyu olarak sıralandı. 2. gün en yüksek akümülasyon değeri %57,5±2,9 ile evsel atıksularda elde edildi. 2. gün akümülasyonlar evsel atıksu > sızıntı suyu > endüstriyel

atıksu olarak sıralandı. 3. gün en yüksek akümülasyon değeri %47,2±2,4 ile evsel atıksularda elde edildi. 3. gün akümülasyonlar evsel atıksu > sızıntı suyu > endüstriyel atıksu olarak sıralandı. 4. gün en yüksek akümülasyon değeri %71,2±3,6 ile evsel atıksularda elde edildi. 4. gün akümülasyonlar evsel atıksu > sızıntı suyu > endüstriyel atıksu olarak sıralandı. 5. gün en yüksek akümülasyon değeri %65,7±3,3 ile evsel atıksularda elde edildi. 5. gün akümülasyonlar evsel atıksu > endüstriyel atıksu > sızıntı suyu olarak sıralandı. 6. gün en yüksek akümülasyon değeri %46,7±2,3 ile evsel atıksularda elde edildi. 6. gün akümülasyonlar evsel atıksu > endüstriyel atıksu > sızıntı suyu olarak sıralandı. 7. gün en yüksek akümülasyon değeri %17,2±0,9 ile evsel atıksularda elde edildi. 7. gün akümülasyonlar evsel atıksu > endüstriyel atıksu > sızıntı suyu olarak sıralandı. 8. gün en yüksek akümülasyon değeri %16,6±0,8 ile evsel atıksularda elde edildi. 8. gün akümülasyonlar evsel atıksu > endüstriyel atıksu > sızıntı suyu olarak sıralandı.

Farklı tipte atıksularda elde edilen en yüksek Mg akümülasyonları karşılaştırıldığında; evsel atıksuda 4. gün sonunda %71,2±3,6 değeri ile en yüksek, endüstriyel atıksuda 2. günün sonunda %24,2±1,2 değeri ile en yüksek ve sızıntı suyunda 2. gün sonunda %51±2,6 değeri ile en yüksek Mg akümülasyonu elde edildiğinden Mg akümülasyonunda evsel atıksu > sızıntı suyu > endüstriyel atıksu sırası elde edildi.

Farklı tipte atıksudaki Si'nin *C. fracta*'daki akümülasyonlarının değişimleri Şekil 4.56.'da verilmiştir.

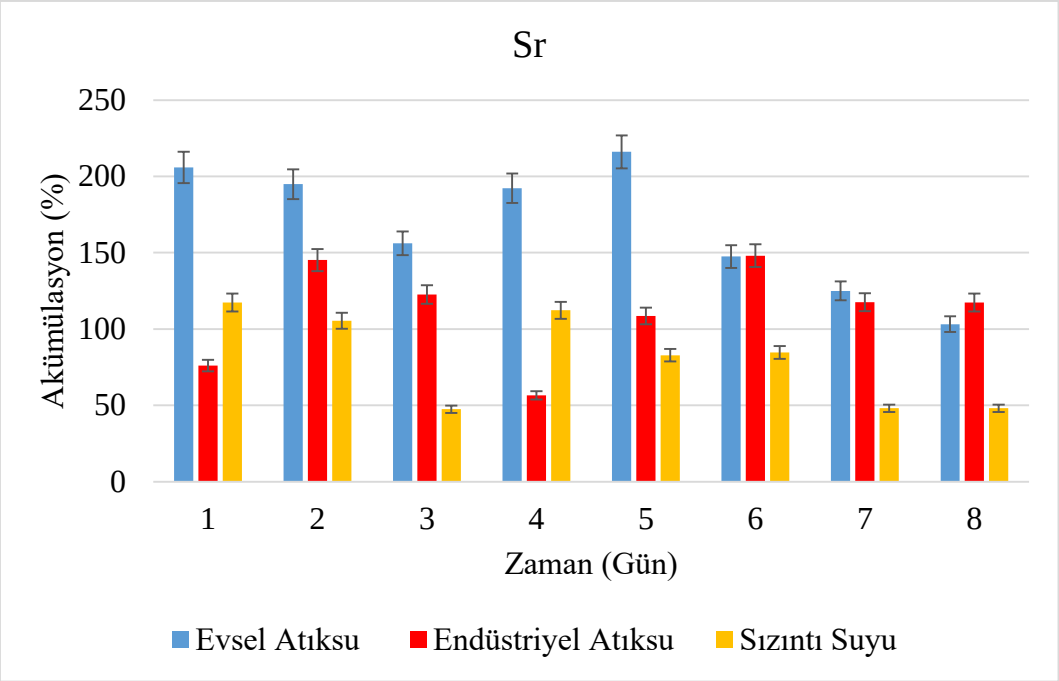


Şekil 4.56. Atıksu tiplerine göre Si akümülasyonunun değişimi

Şekil 4.56.'ya göre *C. fracta*'da Si'nin 1. gün en yüksek akümülasyon değeri %221,3±11,1 ile evsel atıksularda elde edildi. 1. gün akümülasyonlar evsel atıksu > endüstriyel atıksu > sızıntı suyu olarak sıralandı. 2. gün en yüksek akümülasyon değeri %247±12,4 ile evsel atıksularda elde edildi. 2. gün akümülasyonlar evsel atıksu > endüstriyel atıksu > sızıntı suyu olarak sıralandı. 3. gün en yüksek akümülasyon değeri %43,9±2,2 ile sızıntı suyunda elde edildi. 3. gün akümülasyonlar sızıntı suyu > evsel atıksu > endüstriyel atıksu olarak sıralandı. 4. gün en yüksek akümülasyon değeri %22,5±1,1 ile evsel atıksularda elde edildi. 4. gün akümülasyonlar sızıntı suyu > endüstriyel atıksu > evsel atıksu olarak sıralandı. 5. gün en yüksek akümülasyon değeri %66,6±3,3 ile endüstriyel atıksularda elde edildi. 5. gün akümülasyonlar endüstriyel atıksu > sızıntı suyu > evsel atıksu olarak sıralandı. 6. gün en yüksek akümülasyon değeri %58,4±2,9 ile endüstriyel atıksularda elde edildi. 6. gün akümülasyonlar endüstriyel atıksu > sızıntı suyu > evsel atıksu olarak sıralandı. 7. gün en yüksek akümülasyon değeri %45,2±2,3 ile endüstriyel atıksularda elde edildi. 7. gün akümülasyonlar endüstriyel atıksu > sızıntı suyu > evsel atıksu olarak sıralandı. 8. gün en yüksek akümülasyon değeri %45,1±2,3 ile endüstriyel atıksularda elde edildi. 8. gün akümülasyonlar endüstriyel atıksu > sızıntı suyu > evsel atıksu olarak sıralandı.

Farklı tipte atıksularda elde edilen en yüksek Si akümülasyonları karşılaştırıldığında; evsel atıksuda 2. gün sonunda %247±12,4 değeri ile en yüksek, endüstriyel atıksuda 2. günün sonunda %98,6±4,9 değeri ile en yüksek ve sızıntı suyunda 3. gün sonunda %43,9±2,2 değeri ile en yüksek Si akümülasyonu elde edildiğinden Si akümülasyonunda evsel atıksu > endüstriyel atıksu > sızıntı suyu sırası elde edildi.

Farklı tipte atıksudaki Sr'nin *C. fracta*'daki akümülasyonlarının değişimleri Şekil 4.57.'de verilmiştir.



Şekil 4.57. Atıksu tiplerine göre Sr akümülasyonunun değişimi

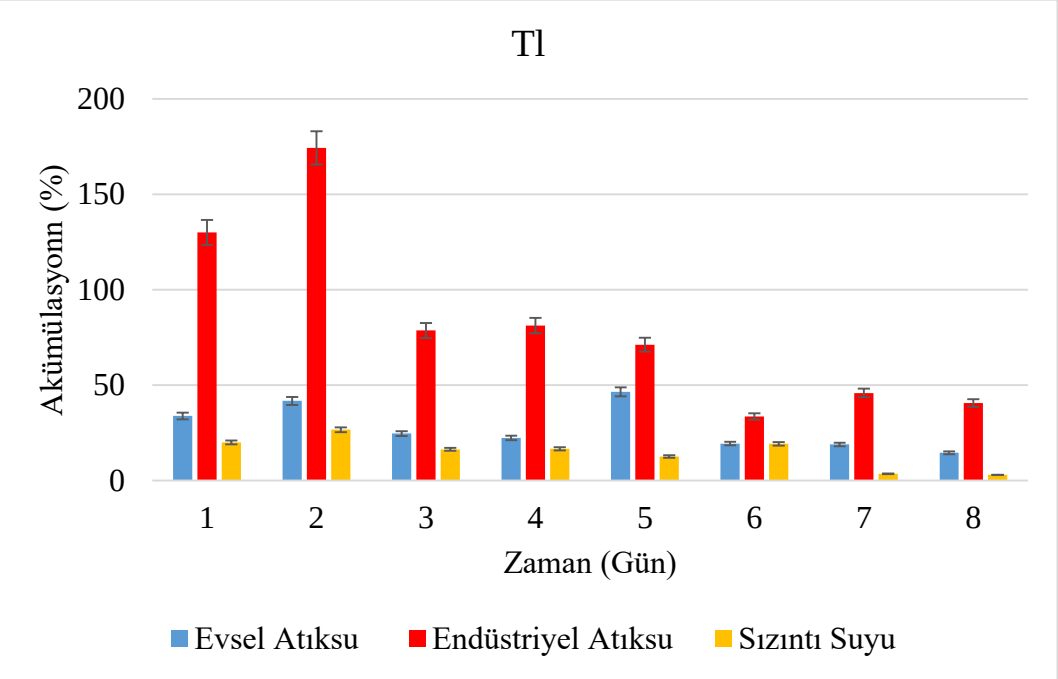
Şekil 4.57.'ye göre *C. fracta*'da Sr'nin 1. gün en yüksek akümülasyon değeri %206±10,3 ile evsel atıksularda elde edildi. 1. gün akümülasyonlar evsel atıksu > sızıntı suyu > endüstriyel atıksu olarak sıralandı. 2. gün en yüksek akümülasyon değeri %194,9±9,7 ile evsel atıksularda elde edildi. 2. gün akümülasyonlar evsel atıksu > endüstriyel atıksu > sızıntı suyu olarak sıralandı. 3. gün en yüksek akümülasyon değeri %156,2±7,8 ile evsel atıksularda elde edildi. 3. gün akümülasyonlar evsel atıksu > endüstriyel atıksu > sızıntı suyu olarak sıralandı. 4. gün en yüksek akümülasyon değeri %192,2±9,6 ile evsel atıksularda elde edildi. 4. gün akümülasyonlar evsel atıksu > sızıntı suyu > endüstriyel atıksu olarak sıralandı. 5. gün en yüksek akümülasyon değeri %216,1±10,8 ile evsel atıksularda elde edildi. 5. gün akümülasyonlar evsel atıksu > endüstriyel atıksu > sızıntı suyu olarak sıralandı. 6. gün en yüksek akümülasyon değeri %148,1±7,4 ile endüstriyel atıksularda elde edildi. 6. gün akümülasyonlar endüstriyel atıksu > evsel atıksu > sızıntı suyu olarak sıralandı. 7. gün en yüksek akümülasyon değeri %125±6,2 ile evsel atıksularda elde edildi. 7. gün akümülasyonlar evsel atıksu > endüstriyel atıksu > sızıntı suyu olarak sıralandı. 8. gün en yüksek akümülasyon değeri %117,3±5,9 ile endüstriyel atıksularda elde edildi. 8. gün akümülasyonlar endüstriyel atıksu > evsel atıksu > sızıntı suyu olarak sıralandı.

Farklı tipte atıksularda elde edilen en yüksek Sr akümülasyonları karşılaştırıldığında; evsel atıksuda 5. gün sonunda %216,1±10,8 değeri ile en yüksek, endüstriyel atıksuda 6.

günün sonunda %148,1±7,4 değeri ile en yüksek ve sızıntı suyunda 1. gün sonunda %117,3±5,9 değeri ile en yüksek Sr akümülasyonu elde edildiğinden Sr akümülasyonunda evsel atıksu > endüstriyel atıksu > sızıntı suyu sırası elde edildi.

Çokyaşa (2021) yaptığı çalışmada, Elazığ Belediyesi Kentsel Atıksu Arıtma Tesisi çıkış suyuna maruz bırakılan *C. fracta*'nın Sr iyonları akümülasyonunu incelemiştir. Çalışmada en yüksek biyoakümülasyon yüzdesine 7. günde %84,34 ile ulaştığı bildirilmiştir. Bu tez çalışmasında Sr için evsel atıksularda elde edilen akümülasyon söz konusu çalışmadan yüksektir (%216,1±10,8). Ayrıca endüstiyel atıksularda ve sızıntı suyunda elde edilen en yüksek akümülasyonlar da bu değerden yüksektir (sırasıyla %148,1±7,4 ve %117,3±5,9).

Farklı tipte atıksudaki Tl'nin *C. fracta*'daki akümülasyonlarının değişimleri Şekil 4.58.'de verilmiştir.



Şekil 4.58. Atıksu tiplerine göre Tl akümülasyonunun değişimi

Şekil 4.58.'e göre *C. fracta*'da Tl'nin 1. gün en yüksek akümülasyon değeri %130,1±6,5 ile endüstriyel atıksularda elde edildi. 1. gün akümülasyonlar endüstriyel atıksu > evsel atıksu > sızıntı suyu olarak sıralandı. 2. gün en yüksek akümülasyon değeri %174,4±8,7 ile endüstriyel atıksularda elde edildi. 2. gün akümülasyonlar endüstriyel atıksu > evsel atıksu > sızıntı suyu olarak sıralandı. 3. gün en yüksek akümülasyon değeri

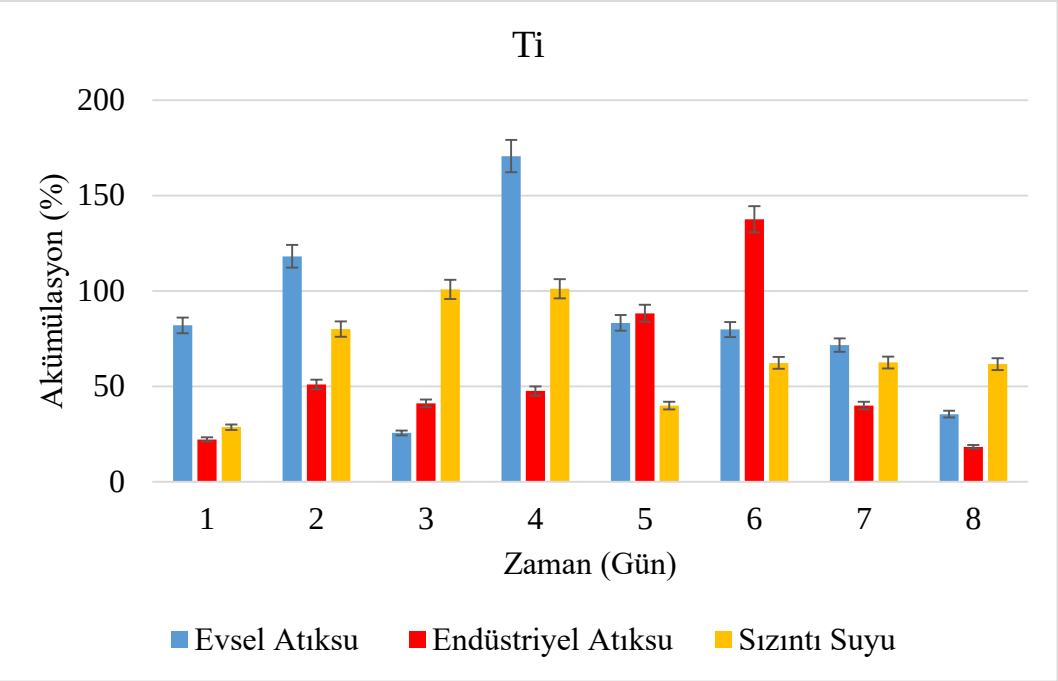
%78,6±3,9 ile endüstriyel atıksularda elde edildi. 3. gün akümülasyonlar endüstriyel atıksu > evsel atıksu > sızıntı suyu olarak sıralandı. 4. gün en yüksek akümülasyon değeri %81,2±4,1 ile endüstriyel atıksularda elde edildi. 4. gün akümülasyonlar endüstriyel atıksu > evsel atıksu > sızıntı suyu olarak sıralandı. 5. gün en yüksek akümülasyon değeri %71,2±3,6 ile endüstriyel atıksularda elde edildi. 5. gün akümülasyonlar endüstriyel atıksu > evsel atıksu > sızıntı suyu olarak sıralandı. 6. gün en yüksek akümülasyon değeri %33,5±1,7 ile endüstriyel atıksularda elde edildi. 6. gün akümülasyonlar endüstriyel atıksu > evsel atıksu > sızıntı suyu olarak sıralandı. 7. gün en yüksek akümülasyon değeri %45,9±2,3 ile endüstriyel atıksularda elde edildi. 7. gün akümülasyonlar endüstriyel atıksu > evsel atıksu > sızıntı suyu olarak sıralandı. 8. gün en yüksek akümülasyon değeri %40,6±2,0 ile endüstriyel atıksularda elde edildi. 8. gün akümülasyonlar endüstriyel atıksu > evsel atıksu > sızıntı suyu olarak sıralandı.

Farklı tipte atıksularda elde edilen en yüksek Tl akümülasyonları karşılaştırıldığında; evsel atıksuda 5. günün sonunda %46,5±2,3 değeri ile en yüksek, endüstriyel atıksuda 2. Gün sonunda %174,4±8,7 değeri ile en yüksek ve sızıntı suyunda 2. gün sonunda %26,6±1,3 değeri ile en yüksek Tl akümülasyonu elde edildiğinden Tl akümülasyonunda endüstriyel atıksu > evsel atıksu > sızıntı suyu sırası elde edildi.

Literatürde, farklı türler ve koşullar nedeniyle çeşitli alg türlerinde sonuçlarımızdan farklı Tl konsantrasyonları bildirilmiştir. Fathy ve ark., (2024) tarafından yapılan çalışmada siyanobakterilerdeki Tl toksisitesinin biyokimyasal mekanizmalarını araştırılmıştır. Çalışmada *Anabaena* ve *Nostoc* yedi gün boyunca sırasıyla 400 µg/L ve 800 µg/L Tl'ye maruz bırakılmıştır. *Anabaena*, 400 µg/L'de %7,8 ve 800 µg/L'de %9,5 Tl birikimi *Nostoc* ise sırasıyla %2,2 ve %7,4 ile Tl birikimi göstermiştir. Bu değerler tez çalışmasında elde edilen maksimum Tl akümülasyonundan (endüstriyel atıksuda %174,4±8,7) düşüktür.

Topal ve ark., (2023) tarafından yapılan çalışmada, terk edilmiş bir maden sahası galeri suyunda zehirli metal Tl'nin iyileştirilmesi için biyoteknolojik uygulama, makroalg *C. fracta* kullanılarak değerlendirilmiştir. Çalışmada en yüksek Tl akümülasyonu 5. günde %5025 olarak elde edilmiştir. Bu değer bu tez çalışmasında elde edilen en yüksek akümülasyondan (%174,4±8,7) yüksektir.

Farklı tipte atıksudaki Ti'nin *C. fracta*'daki akümülasyonlarının değişimleri Şekil 4.59.'da verilmiştir.



Şekil 4.59. Atıksu tiplerine göre Ti akümülasyonunun değişimi

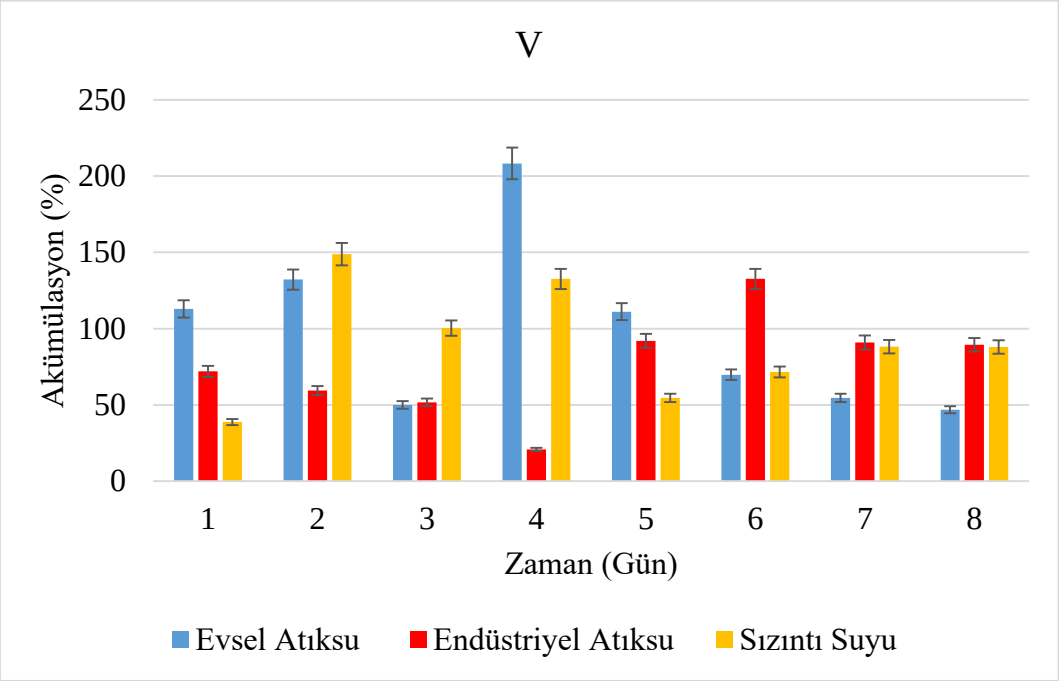
Şekil 4.59.'a göre *C. fracta*'da Ti'nin 1. gün en yüksek akümülasyon değeri %81,9±4,1 ile evsel atıksularda elde edildi. 1. gün akümülasyonlar evsel atıksu > sızıntı suyu > endüstriyel atıksu olarak sıralandı. 2. gün en yüksek akümülasyon değeri %118,1±5,9 ile evsel atıksularda elde edildi. 2. gün akümülasyonlar evsel atıksu > sızıntı suyu > endüstriyel atıksu olarak sıralandı. 3. gün en yüksek akümülasyon değeri %100,8±5 ile sızıntı suyunda elde edildi. 3. gün akümülasyonlar sızıntı suyu > endüstriyel atıksu > evsel atıksu olarak sıralandı. 4. gün en yüksek akümülasyon değeri %170,7±8,5 ile evsel atıksularda elde edildi. 4. gün akümülasyonlar evsel atıksu > sızıntı suyu > endüstriyel atıksu olarak sıralandı. 5. gün en yüksek akümülasyon değeri %88,3±4,4 ile endüstriyel atıksularda elde edildi. 5. gün akümülasyonlar endüstriyel atıksu > evsel atıksu > sızıntı suyu olarak sıralandı. 6. gün en yüksek akümülasyon değeri %137,6±6,9 ile endüstriyel atıksularda elde edildi. 6. gün akümülasyonlar endüstriyel atıksu > evsel atıksu > sızıntı suyu olarak sıralandı. 7. gün en yüksek akümülasyon değeri %71,6±3,6 ile evsel atıksularda elde edildi. 7. gün akümülasyonlar evsel atıksu > sızıntı suyu > endüstriyel atıksu olarak sıralandı. 8. gün en yüksek akümülasyon değeri %61,6±3,1 ile sızıntı suyunda elde edildi. 8. gün akümülasyonlar sızıntı suyu > evsel atıksu > endüstriyel atıksu olarak sıralandı.

Farklı tipte atıksularda elde edilen en yüksek Ti akümülasyonları karşılaştırıldığında; evsel atıksuda 4. gün sonunda %170,7±8,5 değeri ile en yüksek, endüstriyel atıksuda 6.

günün sonunda %137,6±6,9 değeri ile en yüksek ve sızıntı suyunda 4. gün sonunda %101,1±5,1 değeri ile en yüksek Ti akümülasyonu elde edildiğinden Ti akümülasyonunda evsel atıksu > endüstriyel atıksu > sızıntı suyu sırası elde edildi.

Topal (2021) yaptığı çalışmada, Ti için %2640 metal akümülasyonu bildirmiştir. Bu değer evsel atıksuda elde edilen %170,7±8,5 değerinden oldukça yüksektir. Fakat yapılan çalışmada bu tez çalışmasından farklı olarak kümes hayvanı mezbahası atıksularına maruz kalan *Phragmites australis* bitkilerinde Ti'nin biyoakümülasyonu araştırılmıştır. Bu fark hem çalışılan atıksuyun farklı olmasından hem de kullanılan akümülatörün farklılığından kaynaklanmaktadır.

Farklı tipte atıksudaki V'nin *C. fracta*'daki akümülasyonlarının değişimleri Şekil 4.60.'da verilmiştir.



Şekil 4.60. Atıksu tiplerine göre V akümülasyonunun değişimi

Şekil 4.60.'a göre *C. fracta*'da V'nin 1. gün en yüksek akümülasyon değeri %112,9±5,6 ile evsel atıksularda elde edildi. 1. gün akümülasyonlar evsel atıksu > endüstriyel atıksu > sızıntı suyu olarak sıralandı. 2. gün en yüksek akümülasyon değeri %148,8±7,4 ile sızıntı suyunda elde edildi. 2. gün akümülasyonlar sızıntı suyu > evsel atıksu > endüstriyel atıksu olarak sıralandı. 3. gün en yüksek akümülasyon değeri %100,4±5 ile evsel atıksularda elde edildi. 3. gün akümülasyonlar sızıntı suyu > endüstriyel atıksu > evsel

atıksu olarak sıralandı. 4. gün en yüksek akümülasyon değeri %208,2±10,4 ile evsel atıksularda elde edildi. 4. gün akümülasyonlar evsel atıksu > sızıntı suyu > endüstriyel atıksu olarak sıralandı. 5. gün en yüksek akümülasyon değeri %111,1±5,6 ile evsel atıksularda elde edildi. 5. gün akümülasyonlar evsel atıksu > endüstriyel atıksu > sızıntı suyu olarak sıralandı. 6. gün en yüksek akümülasyon değeri %132,6±6,6 ile endüstriyel atıksularda elde edildi. 6. gün akümülasyonlar endüstriyel atıksu > sızıntı suyu > evsel atıksu olarak sıralandı. 7. gün en yüksek akümülasyon değeri %90,9±4,5 ile endüstriyel atıksularda elde edildi. 7. gün akümülasyonlar endüstriyel atıksu > sızıntı suyu > evsel atıksu olarak sıralandı. 8. gün en yüksek akümülasyon değeri %89,4±4,5 ile endüstriyel atıksularda elde edildi. 8. gün akümülasyonlar endüstriyel atıksu > sızıntı suyu > evsel atıksu olarak sıralandı.

Farklı tipte atıksularda elde edilen en yüksek V akümülasyonları karşılaştırıldığında; evsel atıksuda 4. gün sonunda %208,2±10,4 değeri ile en yüksek, endüstriyel atıksuda 6. günün sonunda %132,6±6,6 değeri ile en yüksek ve sızıntı suyunda 2. gün sonunda %148,8±7,4 değeri ile en yüksek V akümülasyonu elde edildiğinden V akümülasyonunda evsel atıksu > sızıntı suyu > endüstriyel atıksu sırası elde edildi.

Fargasova ve ark., (1998) tarafından V ve diğer bazı metallerin, farklı bir alg (*Scenedesmus quadricauda)* tarafından alımı araştırılmıştır. Çalışmanın sonunda V'nin yetiştirme ortamına eklenen konsantrasyonundan yalnızca %3,3 oranında alındığı bildirilmiştir.

Topal ve ark., (2020b) tarafından bu tez çalışmasındaki atıksulardan farklı olarak maden galerisi suyundaki V'nin *C. fracta*'daki akümülasyonunu araştırılmıştır. Maden galeri suyunda V'nin *C. fracta*'daki en yüksek akümülasyonunu 3. gün elde edilmiş ve kontrole göre 2 kat daha fazla V biriktiğini rapor edilmiştir. En yüksek akümülasyon değeri bu çalışmada elde edilen sonuçlardan (evsel atıksuda 4. gün 3 kat) düşüktür.

Arslan Topal ve ark., (2023) tarafından *C. fracta* kullanılarak Elazığ Belediye Atıksu Arıtma Tesisi'nde en yüksek V akümülasyonunu 7. günde %318,18 ± 15 olarak bildirilmiştir. Bu değer bu tez çalışmasında evsel atıksuda elde edilen en yüksek akümülasyondan (%208,2±10,4) yüksektir.

5. SONUÇ VE ÖNERİLER

➢ Tez çalışmasında elde edilen verilerle farklı tipte atıksularda bulunan stratejik hammaddelerden Al, Sb, As, Be, B, P, Ga, Co, Li, Mg, Si, Sr, Tl, Ti ve V'nin *C. fracta* tarafından elde edilen en yüksek akümülasyonları büyükten küçüğe doğru sıralandığında;

1. Al akümülasyonunda; endüstriyel atıksu (%170,1±8,5) > evsel atıksu (%157,9±7,9) > sızıntı suyu (%148,3±7,4),
2. Sb akümülasyonunda; endüstriyel (%1226,2±61,3) > evsel (%111,7±5,6) > sızıntı suyu (%58,7±2,9),
3. As akümülasyonunda; evsel (%98,7±4,9) > sızıntı suyu (%84±4,2) > endüstriyel (%76,8±3,8),
4. Be akümülasyonunda; evsel (%194,8±9,7) > endüstriyel (%92,2±4,6) > sızıntı suyu (%80,3±4),
5. B akümülasyonunda; endüstiyel (%667,8±33,4) > sızıntı suyu (%445,6±22,3) > evsel (%133,7±6,7),
6. P akümülasyonunda; endüstriyel (%783±39,2) > evsel (%675,1±33,8) > sızıntı suyu (%21±1),
7. Ga akümülasyonunda; sızıntı suyu (% 238,8±11,9) > evsel (%236,7±11,8) > endüstriyel (%198,6±9,9),
8. Co akümülasyonunda; endüstriyel (%429,4±21,5) > evsel (%268,2±13,4) > sızıntı suyu (%162,6±8,1),
9. Li akümülasyonunda; evsel (%226,6±11,3) > sızıntı suyu (%183,8±9,2) > endüstriyel (%159,9±8) ,
10. Mg akümülasyonunda; Evsel (%71,2±3,6) > Sızıntı suyu (%51±2,6) > Endüstriyel (%24,2±1,2),
11. Si akümülasyonunda; evsel (%247±12,4) > endüstriyel (%98,6±4,9) > sızıntı suyu (%43,9±2,2),
12. Sr akümülasyonunda; evsel (%216,1±10,8) > endüstriyel (%148,1±7,4) > sızıntı suyu (%117,3±5,9),
13. Tl akümülasyonunda; endüstriyel (%174,4±8,7) > evsel (%46,5±2,3) > sızıntı suyu (%26,6±1,3),
14. Ti akümülasyonunda; evsel (%170,7±8,5) > endüstriyel (%137,6±6,9) > sızıntı suyu (%101,1±5,1),

15. V akümülasyonunda; evsel (%208,2±10,4) > sızıntı suyu (%148,8±7,4) > endüstriyel (%132,6±6,6)

sırası elde edildi. Buna göre; en fazla birinci sırada yer alan atıksu tipi (8 defa) evsel atıksu olarak belirlendi. Bu durum; statejik hammaddelerden As, Be, Li, Mg, Si, Sr, Ti ve V'nin *C. fracta* ile evsel atıksuda iyi bir şekilde akümüle olduğunu veya *C. fracta*'nın As, Be, Li, Mg, Si, Sr, Ti ve V akümasyonu için evsel atıksuyu diğer atıksu tiplerine göre daha çok tercih ettiğini gösterebilir. Evsel atıksudan sonra en fazla birinci sırada yer alan atıksu türü ise (6 defa) endüstriyel atıksudur. Bu durum; stratejik hammaddelerden Al, Sb, B, P, Co ve Tl'nin *C. fracta* ile endüstriyel atıksuda iyi bir şekilde akümüle olduğunu veya *C. fracta*'nın Al, Sb, B, P, Co ve Tl'nin akümasyonu için endüstriyel atıksuyu diğer atıksu tiplerine göre daha çok tercih ettiğini gösterebilir. Sızıntı suyu ise endüstriyel atıksudan sonra (1 defa) yer almaktadır. Bu durum; stratejik hammaddelerden Ga'nın *C. fracta* ile sızıntı suyunda iyi bir şekilde akümüle olduğunu veya *C. fracta*'nın Ga akümülasyonu için sızıntı suyunu diğer atıksu tiplerine göre daha çok tercih ettiğini gösterebilir.

- Atıksularda bulunan stratejik hammaddelerin konsantrasyonları;
  1. Evsel atıksudaki stratejik hammadde konsantrasyonları Mg>Si>Sr>P>B>Al>V>Li>As>Co>Ti>Sb>Be=Ga=Tl olarak sıralandı.
  2. Endüstriyel atıksudaki stratejik hammadde konsantrasyonları Si>Mg>B>P>V>Sr>Al>As>Li>Ti>Co>Be=Ga=Tl=Sb olarak sıralandı.
  3. Çöp sızıntı suyundaki stratejik hammadde konsantrasyonları Si>Mg>P>B>Al>Sr>V>Ti>As>Li>Co>Sb>Be=Ga=Tl olarak sıralandı.

- Stratejik hammaddelerin atıksularda elde edilen en yüksek akümülasyonları;
  1. Evsel atıksuda; P (%675,1±33,8) > Co (%268,2±13,4) > Si (%247±12,4) > Ga (%236,7±11,8) > Li (%226,6±11,3) > Sr (%216,1±10,8) > V (%208,2±10,4) > Be (%194,8±9,7) > Ti (%170,7±8,5) > Al (%157,9±7,9) > B (%133,7±6,7) > Sb (%111,7±5,6) > As (%98,7±4,9) > Mg (%71,2±3,6) > Tl (%46,5±2,3),
  2. Endüstriyel atıksuda; Sb (%1226,2±61,3) > P (%783±39,2) > B (%667,8±33,4) > Co (%429,4±21,5) > Ga (%198,6±9,9) > Tl (%174,4±8,7) > Al (%170,1±8,5) > Li (%159,9±8) > Sr (%148,1±7,4) > Ti (%137,6±6,9) > V (%132,6±6,6) > Si (%98,6±4,9) > Be (%92,2±4,6) > As (%76,8±3,8) > Mg (%24,2±1,2),

3. Sızıntı suyunda; B (%445,6±22,3) > Ga (% 238,8±11,9) > Li (%183,8±9,2) > Co (%162,6±8,1) > V (%148,8±7,4) > Al (%148,3±7,4) > Sr (%117,3±5,9) > Ti (%101,1±5,1) > As (%84±4,2) > Be (%80,3±4) > Sb (%58,7±2,9) > Mg (%51±2,6) > Si (%43,9±2,2) > Tl (%26,6±1,3) > P (%21±1)

olarak sıralandı. Bu durum; stratejik hammaddelerin *C. fracta* ile akümülasyonunun atıksu tiplerine göre önemli ölçüde farklılık gösterdiğini göstermektedir. Bunun muhtemel nedeni atıksu karakteristik özelliklerinin farklılığından kaynaklanmaktadır.

- P'nin endüstriyel ve evsel atıksuda sırasıyla %783±39,2 ve %675,1±33,8 gibi yüksek bir oranda akümüle olması *C. fracta*'nın bu atıksularda nütrient gideriminde de etkili olabileceğini gösterebilir.
- Sonuç olarak bu tez çalışmasında; evsel, endüstriyel ve sızıntı suyu gibi gerçek atıksulardan stratejik hammaddelerin, göl ekosisteminde doğal ve bol miktarda bulunan makroalg (*C. fracta*) tarafından çevre dostu ve etkili bir teknoloji olarak (fikoremediasyon tekniği kullanılarak) akümülasyonu araştırıldı. Stratejik hammaddelerden Al, Sb, As, Be, B, P, Ga, Co, Li, Mg, Si, Sr, Tl, Ti ve V'nin *C. fracta* tarafından etkili bir şekilde (%1226,2±61,3'e kadar) akümüle olduğu belirlendi. Tez çalışmasında elde edilen bulgular ile literatürde bildirilen diğer çalışmaların karşılaştırması benzer çalışmaların çok az olması sebebiyle sınırlı olarak yapılabilmiştir. Bu durum çalışmanın önemini vurgulamaktadır. Araştırmacılar daha çok atıksulardan kirleticilerin giderim verimini hesaplama ve zararlı etkilerinden dolayı ağır metallerin giderimi üzerine yoğunlaşmıştır. Bu tez çalışması ise özgün bir araştırmayla alanında bulunan mevcut boşluğu doldurmakta, akademik ve bilimsel bir değer ortaya koymaktadır. Stratejik hammaddelerin arz ve talebinin geleceği, yalnızca bu hammaddelerin kaynaklarını belirleme ve çıkarma yeteneğine değil, aynı zamanda bu kaynakları aşırı çevresel etkilere neden olmadan, ekonomik, çevre dostu yöntemler kullanarak sürdürülebilir bir şekilde işleme yeteneğine de bağlı olacaktır. Çeşitli yollarla atıksulara ulaşan stratejik hammaddelerin atıksulardan akümülasyonu, bir taraftan çevre ve insan sağlığı için tehlikeli, diğer taraftan yüksek stratejik ve ekonomik değere sahip olan bu hammaddelerin atıksu akışlarıyla dağılmasını önlemek ve atıksulardaki potansiyel kaynakları değerlendirmek açısından oldukça önemlidir. İlerleyen çalışmalarda alg yetiştiriciliği teknikleri kullanılarak *C. fracta'nın* stratejik hammaddelerin akümülasyonundaki yeteneği değerlendirilebilir ve bu hammaddelerin alg biyokütlelerinden

katı-sıvı ekstraksiyonu, desorpsiyon, piroliz + liç ve külleme + liç gibi teknikler kullanılarak geri kazanımı sağlanabilir.

- Atıksu arıtımı için *C. fracta* kullanımı yalnızca atıksuyu arıtmakla kalmayıp aynı zamanda stratejik hammaddeleri geri kazanma potansiyeline sahip olduğu gösterilmiştir. *C. fracta*'nın çeşitli atıksulardan stratejik hammaddelerin geri kazanımı için kullanımı, çevresel fayda sağlamanın yanı sıra, ana üretim hattına katkıda bulunabilir, üretim verimini ve karlılığı da artırabilir. Alg bazlı teknolojiler stratejik hammaddelerin geri kazanma kabiliyetleri nedeniyle, atıksu arıtımında geleneksel tekniklere bir alternatifler olabilir. Atıksular, önemli bir stratejik hammadde içeriği bulundurabilirken, bu hammaddeler algler ile akümüle edilmesi yoluyla geri kazanıldığında potansiyel ekonomik değere sahip alg biyokütlesi elde edilebilir. Böyle bir yaklaşım yalnızca atıksudan stratejik hammaddelerin giderilmesi için bir fırsat sağlamakla kalmayıp aynı zamanda döngüsel ekonomiye de katkıda bulunabilir.

6. KAYNAKLAR

Abdel-Raouf, N., Al-Homaidan, A.A., Ibraheem, I.B.M., 2012. Microalgae and wastewater treatment. *Saudi Journal of Biological Sciences,* 19(3):257-275. Doi: https://doi.org/10.1016/j.sjbs.2012.04.005

Afolalu, S.A., Ikumapayi, O.M., Ogedengbe, T.S., Kazeem, R.A., Ogundipe, A.T., 2022. Waste pollution, wastewater and effluent treatment methods – An overview. *Materials Today: Proceedings,* 62:3282-3288. Doi: https://doi.org/10.1016/j.matpr.2022.04.231

Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Toxıcologıcal profile for strontıum, Atlanta, 2004. https://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp159.pdf

Ahmad, S., Pandey, A., Pathak, V.V., Tyagi, V.V., Kothari, R., 2020. Phycoremediation: algae as eco-friendly tools for the removal of heavy metals from wastewaters. In: Bharagava, R., Saxena, G. (eds) Bioremediation of Industrial Waste for Environmental Safety. Springer, Singapore. https://doi.org/10.1007/978-981-13-3426-9_3

Alazaiza, M.Y.D., Albahnasawi, A., Ahmad, Z., Bashir, M.J.K., Al-Wahaibi, T., Abujazar, M.S.S., Abu Amr, S.S., Nassani, D.E., 2022. Potential use of algae for the bioremediation of different types of wastewater and contaminants: production of bioproducts and biofuel for green circular economy. *Journal of Environmental Management*, 324.

Alera, A. C., Benitez, J. P., Fernandez, R. J., Pascual, C. K., Policarpio, F., Lopez, E. C. R., 2024. Recent advances in lithium extraction. *Engineering Proceedings,* 67(1):52. https://doi.org/10.3390/engproc2024067052

Arslan Topal, E. I., Öbek, E., Topal, M., 2023. Is Cladophora fracta an efficient tool of accumulating critical raw materials from wastewater and there a potential health risk of use of algae as organic fertilizer? *International Journal of Environmental Health Research,* 34(4):1977–1994. https://doi.org/10.1080/09603123.2023.2203905

Arslan Topal, E.I. ve Elitok, Z., 2018. Seasonal monitoring of Cu and Zn in the sewage sludge of Malatya Advanced Biological Wastewater Treatment Plant. *Int. J. Pure Appl. Sci.,* 4(1):51-60.

Asghar, K., Ngulimi, M.F., Kim, S., Seo, B.K., Roh, C., 2024. Cobalt recovery from industrial and nuclear waste resources: A review. *Chemical Engineering Journal Advances,* 20. Doi: https://doi.org/10.1016/j.ceja.2024.100668

Balaram, V., 2019. Rare earth elements: A review of applications, occurrence, exploration, analysis, recycling, and environmental impact. *Geoscience Frontiers,* 10(4):1285-1303.

Bauer, D. J., Nguyen, R.T., Smith, B.J., 2023. Critical Materials Assessment. U.S. Department of Energy. USA.

Boni, M., Bouabdellah, M., Boukirou, W., Putzolu, F., Mondillo, N., 2023. Vanadium ore resources of the African continent: State of the art. *Ore Geology Reviews*, 157. Doi: 10.1016/j.oregeorev.2023.105423

Cabral-Oliveira, J., Coelho, H., Pratas, J. Mendes, S., Pardal, M.A., 2016. Arsenic accumulation in intertidal macroalgae exposed to sewage discharges. *J Appl Phycol*, 28:3697–3703. https://doi.org/10.1007/s10811-016-0867-7

Chang, Y. ve Chiang, C.K., 2024. The impact of thallium exposure in public health and molecular toxicology: a comprehensive review. *International Journal of Molecular Sciences*, *25*(9):4750. https://doi.org/10.3390/ijms25094750

Chen, X. A., Cheng, Y. E. and Rong, Z., 2005. Recent results from a study of thorium lung burdens and health effects among miners in China. *J. Radiolog. Protec.*, 25(4):451–460.

Chugh, M., Kumar, L., Shah, M.P., Bharadvaja, N., 2022. Algal bioremediation of heavy metals: An insight into removal mechanisms, recovery of by-products, challenges, and future opportunities. *Energy Nexus*, 7.

Cullen, W.R., Harrison, L.G., Li H., Hewitt G., 1994. Bioaccumulation and excretion of arsenic compounds by a marine unicellular alga, *Polyphysa peniculus*. *Appl Organomet Chem*, 8:313–324. https://doi. org/10.1002/aoc.590080406

Çokyaşa M., 2021. Atıksu arıtma tesisi deşarj suyuna adapte edilen *Cladophora fracta*' nın ağır metal gideriminde biyoakümülasyon kapasitesinin belirlenmesi. *Fırat Üniversitesi,* Elazığ. 44s.

Dayana Priyadharshini, S., Suresh Babu, P., Manikandan, S., Subbaiya, R., Govarthanan, M., Karmegam, N., 2021. Phycoremediation of wastewater for pollutant removal: A green approach to environmental protection and long-term remediation. *Environmental pollution (Barking, Essex : 1987)*, 290. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117989

De, A. ve Roy, N., 2023. Consequences of Arsenic in the Environment. *IntechOpen.* Doi: 10.5772/intechopen.1001476

Dorak, S., Aşık, B.B., Özsoy, G., 2019. Tarımda su kalitesi ve su kirliliğinin önemi: Bursa Nilüfer Çayı örneği. *Bursa Uludag Üniv. Ziraat Fak. Derg.,* 33(1):155-166.

Drobniak, A. ve Mastalerz, M., 2022. Rare earth elements: A brief overview. *Indiana Journal of Earth Sciences*, 4.

Du, Y., Han, Z., Zhang, B., Dong, Z., Wei, X., Zhao, H., Wang, X., Zhang, M., Liu, H., 2024. Estimation of the potential antimony resource in Southern China with the geochemical block method. *Minerals*, 14(8): 830. https://doi.org/10.3390/min14080830

El Khalloufi, M., Drevelle, O., Soucy, G., 2021. Titanium: an overview of resources and production methods. *Minerals*, 11(12):1425. https://doi.org/10.3390/min11121425

El-Shoubaky, G.A. ve Mohammad, S.H., 2015. Bioaccumulation of gasoline in brackish green algae and popular clams. *Egyptian Journal of Aquatic Research,* 42:91-98.

EU 2023, Study on the critical raw materials for the EU 2023 – Final report, Publications Office of the European Union.

European Commission, 2023. Proposal for a regulation of the european parliament and of the council establishing a framework for ensuring a secure and sustainable supply of critical raw materials and amending Regulations (EU) 168/2013, (EU) 2018/858, 2018/1724 and (EU) 2019/1020, COM/2023/160 final. https:// eurlex. europa. eu/ legal- conte nt/ EN/ TXT/? uri= CELEX: 52023 PC0160

Fargasova, A., Bumbalova, A., Havranek, E., 1999. Ecotoxicological effects and uptake of metals (Cu^{+}, Cu^{2+}, Mn^{2+}, Mo^{6+}, Ni^{2+}, V^{5+}) in freshwater alga Scenedesmus quadricauda. *Chemosphere*, 38(5):1165-1173.

Fathy, W. A., Al-Qahtani, W. H., Abdel-Maksoud, M. A., Shaban, A. M., Khanghahi, M. Y., Elsayed, K. N. M., 2024. Assessing thallium phycoremediation by applying *Anabaena laxa* and *Nostoc muscorum* and exploring its effect on cellular growth, antioxidant, and metabolic profile. *International journal of phytoremediation*, 26(12):1952–1969. https://doi.org/10.1080/15226514.2024.2370022

Feichtinger, G. ve Posch, W., 2025. Evaluation of European critical caw material assessments under energy transition considerations: Applications and prospects. *Circ. Econ.Sust.* Doi: https://doi.org/10.1007/s43615-024-00493-0

Gao, F., Olayiwola, A. U., Liu, B., Wang, S., Du, H., Li, J., Wang, X., Chen, D., Zhang, Y., 2021. Review of vanadium production part I: Primary resources. *Mineral Processing and Extractive Metallurgy Review,* 43(4):466–488. https://doi.org/10.1080/08827508.2021.1883013

Gonzalez, Y., Navarra, A., Jeldres, R.I., Toro, N., 2021. Hydrometallurgical processing of magnesium minerals – A review. *Hydrometallurgy,* 201.

Gonzalez-Lopez, F., Rendon-Castrillón, L., Ramírez-Carmona, M., Ocampo-Lopez, C., 2025. Evaluation of a landfill leachate bioremediation system using *Spirulina* sp. *Sustainability,* 17(6):2385. https://doi.org/10.3390/su17062385

Goukeh, M.N., Ssekimpi, D., Asefaw, B.K., Zhang, Z., 2025. Occurrence of per- and polyfluorinated substances, microplastics, pharmaceuticals and personal care products as emerging contaminants in landfill leachate: A review. *Total Environment Engineering,* 3.

Günhan B., 2019. Bazı sucul bitkilerin atıksu arıtma tesisi çıkış suyundaki bazı ağır metalleri alım kapasitesinin araştırılması. *Yüksek Lisans Tezi,* Fırat Üniversitesi, Elazığ. 38-42s.

Hatayama, H., ve Tahara, K., 2015. Criticality assessment of metals for Japan's resource strategy. *Mater. Trans,* 56: 229–235.

Helvacı, C., 2017. Borate deposits: An overview and future forecast with regard to mineral deposits. *Journal of Boron,* 2(2):59-70.

Hena, S., Gutierrez, L., Croue, J-P., 2021. Removal of pharmaceutical and personal care products (PPCPs) from wastewater using microalgae: A review. Journal of Hazardous Materials, 403.

Hool, A., Helbig, C., Wierink, G., 2024. Challenges and opportunities of the european critical raw materials Act. *Miner Econ*, 37:661–668. https://doi.org/10.1007/s13563-023-00394-y

Horn, S., Gunn, A.G., Petavratzi, E., Shaw, R.A., Eilu, P., Törmänen, T., Bjerkgård, T., Sandstad, J.S., Jonsson, E., Kountourelis, S., Wall, F., 2021. Cobalt resources in Europe and the potential for new discoveries. *Ore Geol. Rev,* 130.

Ilyushin, Y. V. ve Boronko, E. A., 2025. Analysis of energy sustainability and problems of technological process of primary aluminum production. *Energies,* 18(9):2194. https://doi.org/10.3390/en18092194

Ji, L., Xie, S., Feng, J., Li, Y., Chen, L., 2012. Heavy metal uptake capacities by the common freshwater green alga *Cladophora fracta*. *J Appl Phycol* 24:979–983. https://doi.org/10.1007/s10811-011-9721-0

Jiang, H., Jiang, Z., Zhang, H., Li, Y., Li, W., Gao, K., Ma, X., Wang, G., Wei, X., Wu, Z., 2025. Silicon nutrition improves lodging resistance of rice under dry cultivation. *Plants,* 14(3):361. https://doi.org/10.3390/plants14030361

Jimenez-Veuthey, M., Zapata, L.M., Flores, M.L., 2024. Phycoremediation of industrial wastewater. In: Martinez-Roldan, A.d.J. (eds) Biotechnological processes for green energy, and high value bioproducts by microalgae, and cyanobacteria cultures. developments in applied phycology, vol 13. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-031-43969-8_5

Jose, S. A., Stoll, J. L., Smith, T., Jackson, C., Dieleman, T., Leath, E., Eastwood, N., Menezes, P. L., 2024. Critical review of lithium recovery methods: Advancements, challenges, and future directions. *Processes,* 12(10):2203. https://doi.org/10.3390/pr12102203

Kapahi, P., Goyal, E., Fayaz, T., Ratha, S.K., Renuka, N., 2025. Microalgae-based wastewater treatment and biomass production for different applications. In: Singh, Y., Khattar, J.I.S., Singh, D.P., Singh, R.P. (eds) Industrial and Biotechnological Applications of Algae. Springer, Singapore. https://doi.org/10.1007/978-981-96-1844-6_1

Khalil, N., Sajid, S.A., Waseem, M., Husain, S., 2023. Removal of arsenic from wastewater through bacteria. *Indus. Journal of Agriculture and Biology*, 2(1):49–59. https://doi.org/10.59075/ijab.v2i1.216

Koul, B., Sharma, K., Shah, M.P., 2022b. Phycoremediation: A sustainable alternative in wastewater treatment (WWT) regime. *Environmental Technology & Innovation*, 25.

Koul, B., Yadav, D., Singh, S., Kumar, M., Song, M., 2022a. Insights into the Domestic Wastewater Treatment (DWWT) Regimes: A Review. *Water,* 14(21). https://doi.org/10.3390/w14213542

Kumar, A., Thakur, A. & Panesar, P.S., 2023 A review on the industrial wastewater with the efficient treatment techniques. *Chem. Pap.* **77**:4131–4163. https://doi.org/10.1007/s11696-023-02779-3

Kumar, S., Mal, G., Sharma, H., 2018. Waste stabilization ponds: A technical option for liquid waste management in rural areas in haryana under Swachh Bharat Mission-Gramin. *Environ. We Int. J. Sci. Tech.*, 13:177-187.

Kvande, H., Frank, W.B., Haupin, W.E., Vogt, H., Bruno, M., Thonstad, J., Dawless, R.K., Taiwo, O.A., 2025. Aluminum. *Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry.* https://doi.org/10.1002/14356007.a01_459.pub3

Leal Filho, W., Kotter, R., Özuyar, P. G., Abubakar, I. R., Eustachio, J. H. P. P., Matandirotya, N. R., 2023. Understanding rare earth elements as critical raw materials. *Sustainability*, 15(3):1919. https://doi.org/10.3390/su15031919

Lian, X., Gao, H., Shen, L., Yu, Y., Wang, Y., Peng, Z., 2025. Life cycle assessment of primary aluminum production. *Processes,* 13(2):419. https://doi.org/10.3390/pr13020419

Lin, J-Y., Mahasti, N.N.N., Huang Y.H., 2021a. Recent advances in adsorption and coagulation for boron removal from wastewater: A comprehensive review. *Journal of Hazardous Materials,* 407.

Lin, S., Pan, X., Meng, D., Zhang, T., 2021b. Electric conversion treatment of cobalt-containing wastewater. *Water Sci. Technol.* 15 April 2021; 83(8):1973–1986. doi: https://doi.org/10.2166/wst.2021.101

Makreski, P., Todorov, J., Makrievski, V., Taseska-Gjorgjijevski, M., Jacimovic, R., Jovanovski, G., Stafilov, T., 2024. New optimized liquid-liquid extraction method for the removal of thallium as a matrix element in minerals. *Geologica Macedonica,* 38(2):85-95.

Malik S., Kishore S., Prasad S., Shah M.P., 2022. A comprehensive review on emerging trends in industrial wastewater research. *J Basic Microbiol.*, 62:296–309. https://doi.org/10.1002/jobm.202100554

Mammadli, A., Barakos, G., Chang, P., Gamutan, J., Efendiyeva, Z., 2024. Evaluation of potentially critical and strategic raw materials in Azerbaijan. In: Shukurov, A., Vovk, O., Zaporozhets, A., Zuievska, N. (eds) Geomining. Studies in Systems, Decision and Control, 224. https://doi.org/10.1007/978-3-031-70725-4_1

Martin, K.R., 2013. Silicon: the health benefits of a metalloid. *Metal ions in life sciences,* 13: 451-473. Doi: https://doi.org/10.1007/978-94-007-7500-8_14

Mehariya, S., Das, P., Thaher, M.I., Abdul Quadir, M., Khan, S., Sayadi, S., Hawari, A.H., Verma, P., Bhatia, S.,K., Karthikeyan, O.P., Zuorro, A., Al-Jabri, H., 2024. Microalgae: A potential bioagent for treatment of emerging contaminants from domestic wastewater. *Chemosphere*, 351.

Mehta, S.K. ve Gaur, J.P., 2005. Use of algae for removing heavy metal ions from wastewater: progress and prospects. *Critical Reviews in Biotechnology*, 25(3):113–152. https://doi.org/10.1080/07388550500248571

Mesa, D., Gowda, V., Ortega, F., Bhadani, K., Ariza-Rodríguez, N., Asbjörnsson, G., Brito-Parada, P.R., 2025. Strontium minerals as critical raw materials — Market dynamics, processing techniques, and future challenges. *Minerals Engineering*, 220.

Montana, F., Cellura, M., Di Silvestre, M. L., Longo, S., Luu, L. Q., Riva Sanseverino, E., Sciume, G., 2025. Assessing critical raw materials and their supply risk in energy technologies—A literature review. *Energies*, 18(1):86. Doi: https://doi.org/10.3390/en18010086

Moskalyk, R.R., 2003. Gallium: the backbone of the electronics industry. *Minerals Engineering*, 16(10):921-929.

Mostafa, S. S. M., El-Hassanin, A. S., Soliman, A. S., El-Chaghaby, G. A., Rashad, S., Elgaml, N. M. M., Awad, A. A., 2024. Phycoremediation of potato industry wastewater for nutrient recovery, pollution reduction, and biofertilizer production for greenhouse cultivation of lettuce and celery in sandy soils. *International Journal of Plant Biology*, 15(3):652-672. Doi: https://doi.org/10.3390/ijpb15030048

Mulbry, W., Kondrad, S., Pizarro, C., Kebede-Westhead, E., 2008. Treatment of dairy manure efuent using freshwater algae: algal productivity and recovery of manure nutrients using pilot-scale algal turf scrubbers. *Bioresour Technol*, 99(17):8137–8142.

Nakano, J., 2021. The geopolitics of critical minerals Supply Chains. Center for Strategic and International Studies, Washington, D.C., USA.

Nan, L., Zhang, Y., Liu, M., Zhao, L., Zhu, Y., Zhang, X., 2025. Application of magnetic aquatic plant biochar for efficient removal of antimony from water: Adsorption properties and mechanism. *Separations*, 12(1):2. https://doi.org/10.3390/separations12010002

Ndlela, L.L., Schroeder, P., Genthe, B., Cruzeiro, C., 2023. Removal of antibiotics using an algae-algae consortium (*Chlorella protothecoides* and *Chlorella vulgaris). Toxics*, 11(7):588. https://doi.org/10.3390/toxics11070588

Öbek, E. ve Şaşmaz A., 2011. Bioaccumulation of aluminum by *Lemna gibba* L. from secondary treated municipal wastewater effluents. *Bull Environ Contam Toxicol,* 86:217–220. https://doi.org/10.1007/s00128-011-0197-z

Öbek, E., Topal Arslan, E.I., Topal, M., 2021. Assessment of potential health risk associated with the use of *Cladophora fracta* as mulch. *Environ Geochem Health,* 43:2175–2191. https://doi.org/10.1007/s10653-020-00790-1

Pietrantonio, M., Pucciarmati, S., Forte, F., Piergrossi, V., Marcoaldi, C., Fontana, D., 2024. Vanadium recovery from bayer process liquor residue. *JOM,* 76:1531–1538. https://doi.org/10.1007/s11837-023-06336-x

Popov, V.V., Grilli, M.L., Koptyug, A., Jaworska, L., Katz-Demyanetz, A., Klobcar, D., Balos, S., Postolnyi, B.O., Goel, S., 2021. Powder bed fusion additive manufacturing using critical raw materials: A Review. *Materials,* 14(4):909. https://doi.org/10.3390/ma14040909

Rani, S., Gunjyal, N., Ojha C.S.P., Singh, R.P., 2021. Review of challenges for algae-based wastewater treatment: strain selection, wastewater characteristics, abiotic, and biotic factors. *Journal of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste,* 25(2).

Razaviarani, V., Arab, G., Lerdwanawattana, N., Gadia, Y., 2023. Algal biomass dual roles in phycoremediation of wastewater and production of bioenergy and value-added products. *Int. J. Environ. Sci. Technol.,* 20:8199–8216. https://doi.org/10.1007/s13762-022-04696-6

Robla, J.I., Alcaraz, L., Alguacil, F.J., 2025. Strategies for strontium recovery/elimination from various sources. *Processes,* 13(3):807. https://doi.org/10.3390/pr13030807

Rosario-Beltre, A.J., Sanchez-Espana, J., Rodriguez-Gomez, V., Fernandez-Naranjo, F.J., Bellido-Martin, E., Adanez-Sanjuan, P., Arranz-Gonzalez, J.C., 2023. Critical raw materials recovery potential from Spanish mine wastes: A national-scale preliminary assessment. *Journal of Cleaner Production,* 407.

Salama, E.S., Roh, H.S., Dev, S., Khan, M.A., Abou-Shanab, R.A.I., Chang, S.W., Jeon, B-H., 2019. Algae as a green technology for heavy metals removal from various wastewater. *World J Microbiol Biotechnol,* 35(5). https://doi.org/10.1007/s11274-019-2648-3

Schicho, M. ve Tercero Espinoza, L., 2024. Criticality assessment for raw materials: perspectives and focuses. *Miner Econ.* https://doi.org/10.1007/s13563-024-00474-7

Schulz, K.J., DeYoung, J.H., Jr., Seal, R.R., II, Bradley, D.C., 2017. Critical mineral resources of the United States—Economic and environmental geology and prospects for future supply: U.S. Geological Survey Professional Paper 1802, 797 p., https://doi.org/10.3133/pp1802.

Selvaraj, D., Dhayabaran, N.K., Mahizhnan, A., 2023. An insight on pollutant removal mechanisms in phycoremediation of textile wastewater. *Environ Sci Pollut Res.,* 30:124714–124734. https://doi.org/10.1007/s11356-022-21307-6

Sengupta, S.L., Chaudhuri, R.G., Dutta, S., 2023. A critical review on phycoremediation of pollutants from wastewater—a novel algae-based secondary treatment with the opportunities of production of value-added products. *Environ Sci Pollut Res.,* 30:114844–114872. https://doi.org/10.1007/s11356-023-30470-3

Shackira, A.M., Sarath, N.G., Puthur, J.T., 2022. Phycoremediation: a means for restoration of water contamination. *Environmental Sustainability,* 5:25–38. https://doi.org/10.1007/s42398-022-00220-1

Sichov, M., Boriak, K., Kolomiets, L., 2022. Technology for obtaining high-pure magnesium compounds using the hydrolytic processes of sedimentation . *Eastern-European Journal of Enterprise Technologies,* 1(6(115):43–52. https://doi.org/10.15587/1729-4061.2022.253544

Siddharthan, N., Lokesh, E., Sivarajan, A., 2025. Phycoremediation and fatty acid methyl ester production from *Chlorella vulgaris* using paper mill effluent. *Int. J. Environ. Sci. Technol.* https://doi.org/10.1007/s13762-025-06452-y

Singh, P. Borthakur, A., Singh, R., Bhadouria, R., Singh, V.K., Devi, P., 2021. A critical review on the research trends and emerging technologies for arsenic decontamination from water. *Groundwater for Sustainable Development,* 14.

Sooksawat, N., Meetam, M., Kruatrachue, M., Pokethitiyook, P., Nathalang, K., 2013. Phytoremediation potential of charophytes: Bioaccumulation and toxicity studies of cadmium, lead and zinc. *J. Environ. Sci.,* 25:596–604. https://doi.org/10.1016/S1001- 0742(12)60036-9

Stopic, S., Kostic, D., Emil-Kaya, E., Uysal, E., Gürmen, S., Mitrašinovic, A., Perusic, M., Friedrich, B., 2024. High-pressure and high-temperature dissolution of titanium from titanium and aluminum residues: A comparative study. *Surfaces,* 7(4):1096-1108. https://doi.org/10.3390/surfaces7040072

Şaşmaz A. ve Öbek, E., 2009. The accumulation of arsenic, uranium, and boron in Lemna gibba L. exposed to secondary effluents. *Ecological Engineering,* 35(10):1564-1567.

Şaşmaz, M., 2014. *Lemna gibba* L. ve *Lemna minor* L.' ün galeri suyundaki bazı ağır metalleri alım kapasitelerinin karşılaştırılması. *Yüksek Lisans Tezi,* Fırat Üniversitesi, Elazığ. 38s.

T.C. Çevre, Şehircilik ve İklim Değişikliği Bakanlığı, Malatya İli 2023 Yılı Çevre Durum Raporu. Malatya, 2024.

T.C. Enerji ve Tabii Kaynaklar Bakanlığı, Türkiye Kritik ve Stratejik Madenler Raporu. Ankara, 2025.

Taylor, T.P., Ding, M., Ehler, D.S., Foreman, T.M., Kaszuba, J.P., Sauer, N.N., 2003. Beryllium in the environment: A review. *Journal of Environmental Science and Health,* 38(2):439–469. https://doi.org/10.1081/ESE-120016906

Toama, H.Z., 2017. World phosphate industry. *Iraqi Bulletin of Geology and Mining,* 7:5-23.

Topal, M., 2021. Investigation of some metal accumulation ability of *Phragmites australis* from poultry slaughterhouse wastewaters. *Arab J Sci Eng,* 46:115–122.

Topal, M., Arslan Topal, E. I., Öbek, E., 2022. A green algae *Cladophora fracta* for accumulation of toxic/harmful pollutants causing environmental pollution in mine gallery waters. *International Journal of Environmental Science and Technology,* 19(5):4481–4490.

Topal, M., Arslan Topal, E. I., Öbek, E., 2023. Phycoremediation of thallium toxic metal present in gallery water of an abandoned mine area by algae *Cladophora fracta*. *Journal of the Institute of Science and Technology,* 13(4):2546-2554. https://doi.org/10.21597/jist.1243880

Topal, M., Öbek, E., Arslan Topal, E.I., 2020a. Phycoremediation of precious metals by *Cladophora fracta* from mine gallery waters causing environmental contamination. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.,* 105:134–138. https://doi.org/10.1007/s00128-020-02879-w

Topal, M., Öbek, E., Arslan Topal, E.I., 2020b. Performance of *Cladophora fracta* for bioaccumulation of critical raw materials from mine gallery waters. *Arab J Sci Eng,* 45:4531–4539. https://doi.org/10.1007/s13369-020-04522-6

Tripathi, R., Gupta, A., Thakur, I.S., 2019. An integrated approach for phycoremediation of wastewater and sustainable biodiesel production by green microalgae, *Scenedesmus* sp. ISTGA1. *Renewable Energy,* 135:617–625.

Tursucular, O.F. ve Tursucular, E.D., 2024. A review study on boron (B) element and its derivatives. *Juniper Online Journal Material Science,* 8(4).

Van Gaalen, J.M. ve Chris Slootweg, J., 2025. From critical raw materials to circular raw materials. *ChemSusChem,* 18(2).

Wang, J., Liu, F., Liao, B., Liao, C., Zhang, W., Tan, H., Hu, D., Wu, C., 2024. Gallium electrowinning in complex solutions produced by a zinc hydrometallurgy system. *ACS Omega,* 9(52):51421-51430.

Wang, Z., Xiang, P., Xu, Z., Gu, M., Zhang, R., Li, Y., Chen, H., He, L., Yi, C., 2025. The role of magnesium, zinc, and strontium in osteoporotic fracture repair. *Bioengineering,* 12(2):201. https://doi.org/10.3390/bioengineering12020201

Weng, Z.H., Jowitt, S.M., Mudd, G.M., Haque, N., 2013. Assessing rare earth element mineral deposit types and links to environmental impacts. *Applied Earth Science,* 122(2):83–96. https://doi.org/10.1179/1743275813Y.0000000036

Wittenberg, A. ve de Oliveira, D., 2023. Critical raw material resource potentials in Europe. *Materials Proceedings*, 15(1):24. https://doi.org/10.3390/materproc2023015024

Xu, L., Guo, X., Xu, M., Jia, Y., Zhong, Z., 2024. Evaluation and impact factors of cobalt resource industrial international competitiveness: a perspective based on trade networks. https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-3893457/v1, 10 Ocak 2025.

Xu, X., Hua, J., Zhang, C., Zhang, J., Zhang, D., Lv, Y., Wang, Y., Zhao, Z., Yu, Q., 2024. Environmental risk assessment of reclaimed water purification using an agent prepared from waste acid resulting from titanium dioxide industry. *Water,* 16(24):3588. https://doi.org/10.3390/w16243588

Zeng, H., Zeng, Y., Xu, H., Sun, S., Zhang, J., Li, D., 2024. Sb(III) removal by granular adsorbent synthesized with iron-containing water treatment residuals and chitosan. *Polymers*, 16(22):3214. https://doi.org/10.3390/polym16223214

Zhao, B. ve Su, Y., 2014. Process efect of microalgal-carbon dioxide fxation and biomass production: A review. *Renew Sustain Energy Rev*, 31:121–132.

Zhu, Y., Yang, J., Zhang, J., Tong, Y., Su, H., Rensing, C., Feng, R., Zheng, S., 2025. Assessment of ecological recovery potential of various plants in soil contaminated by multiple metal(loid)s at various sites near XiKuangShan Mine. *Land*, 14(2):223. https://doi.org/10.3390/land14020223