

**T.C.
SAKARYA ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

**AEROBİK DÜZENLİ DEPOLAMA BİYOREAKTÖRLERİNDE GÜMÜŞ
NANOPARTİKÜLLERİN MİKROBİYAL ÇEŞİTLİLİĞE ETKİLERİNİN FISH
(FLUORESCENCE IN SITU HYBRIDIZATION) YÖNTEMİ İLE İNCELENMESİ**

YÜKSEK LİSANS TEZİ

Süheyla DURAN

Enstitü Anabilim Dalı : ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ

Tez Danışmanı : Dr.Öğr.Üyesi Aliye Suna Erses YAY

Haziran 2018

T.C.
SAKARYA ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

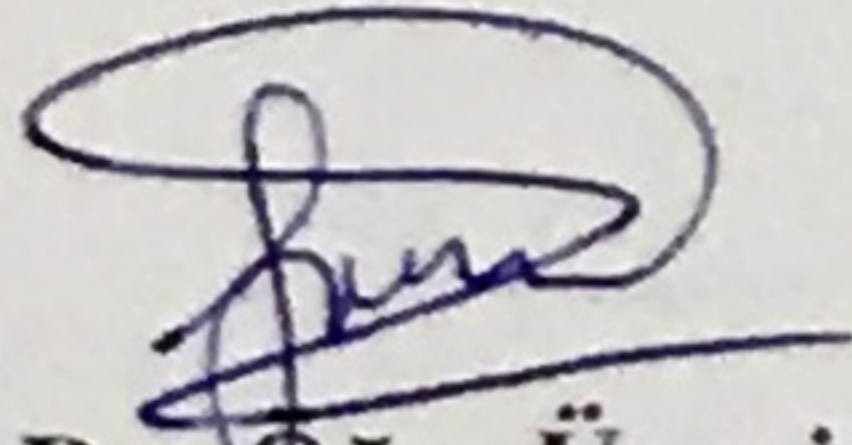
AEROBİK DÜZENLİ DEPOLAMA BİYOREAKTÖRLERİNDE GÜMÜŞ
NANOPARTİKÜLLERİN MİKROBİYAL ÇEŞİTLİLİĞE ETKİLERİNİN FISH
(FLUORESCENCE IN SITU HYBRIDIZATION) YÖNTEMİ İLE İNCELENMESİ

YÜKSEK LİSANS TEZİ

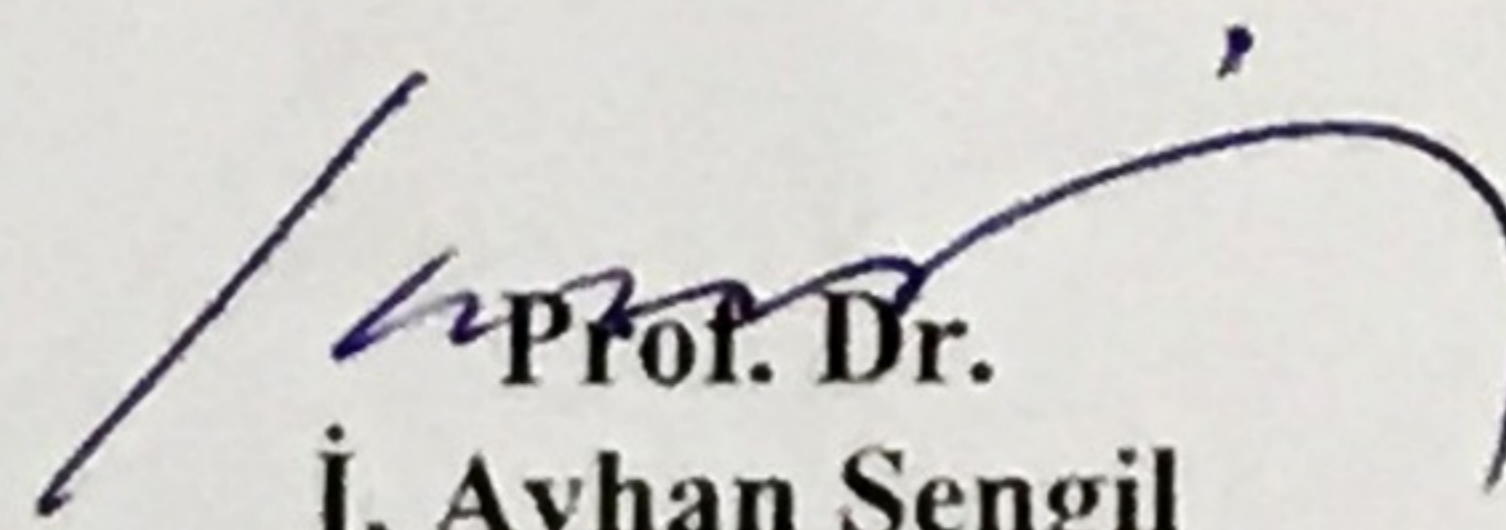
Süheyla DURAN

Enstitü Anabilim Dalı : ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ

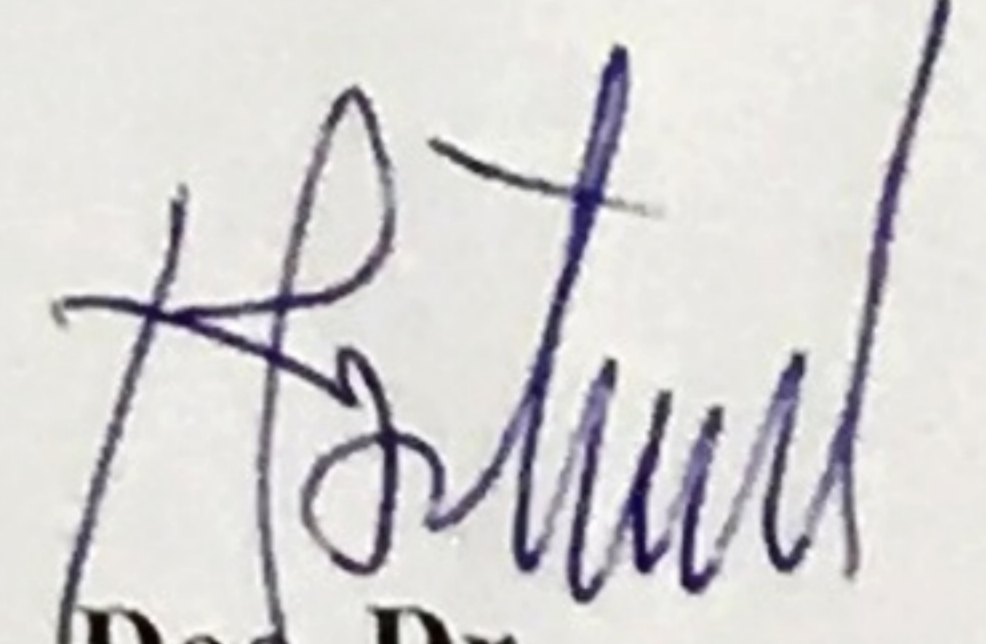
Bu tez .../.../2018 tarihinde aşağıdaki jüri tarafından oybirliği / oyçokluğu ile kabul edilmiştir.



Dr. Öğr. Üyesi
Aliye Suna Erses YAY
Jüri Başkanı



Prof. Dr.
İ. Ayhan Şengil
Üye



Doç. Dr.
H. Cengiz Yatmaz
Üye

BEYAN

Tez içindeki tüm verilerin akademik kurallar çerçevesinde tarafımdan elde edildiğini, görsel ve yazılı tüm bilgi ve sonuçların akademik ve etik kurallara uygun şekilde sunulduğunu, kullanılan verilerde herhangi bir tahrifat yapılmadığını, başkalarının eserlerinden yararlanılması durumunda bilimsel normlara uygun olarak atıfta bulunulduğunu, tezde yer alan verilerin bu üniversite veya başka bir üniversitede herhangi bir tez çalışmasında kullanılmadığını beyan ederim.

Süheyla DURAN

12.06.2018

TEŞEKKÜR

Yüksek lisans eğitimim boyunca değerli bilgi ve deneyimlerinden yararlandığım, araştırmanın planlanmasından yazılmasına kadar tüm aşamalarında yardımlarını esirgemeyen, teşvik eden, aynı titizlikte beni yönlendiren değerli danışman hocam Dr. Öğr. Üyesi. Aliye Suna Erses YAY'a teşekkürlerimi sunarım.

Yüksek lisans eğitimi süresince kendisini yakından tanıma fırsatı bulduğum, laboratuvar çalışmalarımın her aşamasında tüm özverisiyle her koşulda yardımcı olan, maddi ve manevi desteğini hiçbir zaman eksik etmeyen çok sevgili hocam Arş. Gör. Meryem MEHMETBAŞOĞLU'na teşekkür ederim.

Deneysel çalışmalarım sırasında yardımlarını esirgemeyen arkadaşlarım Çevre Mühendisi Pınar TOPTAŞ, Çevre ve İnşaat Mühendisi Betül KAMA ve onların çok değerli ailelerine teşekkür ederim.

Laboratuvar olanakları konusunda anlayış ve yardımlarını esirgemeyen Sakarya Üniversitesi Biyoloji Bölümü hocalarından Doç. Dr. Hüseyin AKSOY'a teşekkür ederim.

Hayatım boyunca attığım her adımda yanımda olan ve daima beni destekleyen aileme teşekkürü bir borç bilirim.

Ayrıca bu çalışmanın maddi açıdan desteklenmesine olanak sağlayan Sakarya Üniversitesi Bilimsel Araştırma Projeleri (BAP) Komisyon Başkanlığına (Proje No: 2014-50-01-033) teşekkür ederim.

İÇİNDEKİLER

TEŞEKKÜR	i
İÇİNDEKİLER	ii
SİMGELER VE KISALTMALAR LİSTESİ	vi
ŞEKİLLER LİSTESİ	vii
TABLolar LİSTESİ	xiv
ÖZET	xv
SUMMARY	xvi
BÖLÜM 1.	
GİRİŞ	1
BÖLÜM 2.	
DÜZENLİ DEPOLAMA	4
2.1. Düzenli Depolama Yönetim Sistemleri	5
2.1.1. Konvansiyonel (Geleneksel) depolama sistemi	5
2.1.2. Biyoreaktör depolama sistemi	6
2.1.2.1. Anaerobik biyoreaktör sistemleri	7
2.1.2.2. Hibrit biyoreaktör sistemleri	8
2.1.2.3. Aerobik biyoreaktör sistemleri	9
2.2. Düzenli Depolama Sahası Stabilizasyonu	12
2.2.1. Anaerobik depolama sahası stabilizasyon aşamaları	13
2.2.2. Aerobik depolama sahası stabilizasyon aşamaları	16
2.2.3. Depolama sahalarında stabilizasyona etki eden faktörler	17
2.2.3.1. Su muhtevası	17
2.2.3.2. Havalandırma	18

2.2.3.3. Sıcaklık	19
2.2.3.4. Karbon/azot (C/N) oranı	21
2.2.3.5. pH ve alkalinite	22
2.2.3.6. Nütrientler	23
2.2.3.7. Mikroorganizmalar	23
2.3. Depo Gazı Oluşumu ve Yönetimi	24
2.4. Sızıntı Suyu Oluşumu ve Yönetimi	25
2.5. Depolama Sahalarında Stabilizasyonun Hızlandırılması	29
2.5.1. Depolama sahasına giren atıkların kontrolü	29
2.5.2. Atıkların sıkıştırılması	29
2.5.3. Atıkların öğütülmesi	30
2.5.4. Evsel çamur ilavesi	30
2.5.5. Enzim ilavesi	30
2.5.6. Tampon ilavesi	30
2.5.7. Aerobik depolama	31
2.5.8. Sızıntı suyu geri devri	31
BÖLÜM 3.	
DÜZENLİ DEPOLAMA SAHALARINDA MİKROBİYAL ÇEŞİTLİLİK	32
3.1. Bakteri Çeşitliliği	34
3.2. Arkea Çeşitliliği	36
3.3. Mikrobiyal Çeşitliliği Belirlemede Kullanılan Yöntemler	39
3.3.1. Geleneksel yöntemler	39
3.3.2. Moleküler yöntemler	40
3.3.2.1. Polimer zincir reaksiyonu (PCR)	41
3.3.2.2. Denatüre gradient jel elektroforezi (DGGE)	42
3.3.2.3. Klonlama	44
3.3.2.4. Klon kütüphanesi oluşturma	45
3.3.2.5. DNA dizi analizi	45
3.3.2.6. Slot – Blot hibridizasyon	46
3.3.2.7. Fluorescence in situ hybridization (FISH)	46

BÖLÜM 4.

GÜMÜŞ NANOPARTİKÜLLER	50
4.1. Nanoteknoloji ve Nanopartikül Kavramı	50
4.2. Nanopartiküllerin Üretim Yöntemleri	51
4.3. Gümüş	53
4.4. Gümüş Nanopartikül	56
4.4.1. Gümüş nanopartiküllerin karakterizasyonu	57
4.4.2. Gümüş nanopartiküllerin kullanım alanları	58
4.5. Gümüşün Etki Mekanizması ve Toksisitesi	59

BÖLÜM 5.

MUHTELİF ÇALIŞMALAR	61
5.1. Düzenli Depolama Sahalarında Sızıntı Suyu Geri Devri	61
5.2. Düzenli Depolama Sahalarında Havalandırmanın Etkisi	64
5.3. Düzenli Depolama Sahası Mikrobiyolojisinde FISH Çalışmaları	67
5.4. Gümüş Nanopartiküllerin Mikrobiyal Yapıya Olan Etkisi	71

BÖLÜM 6.

MATERYAL VE YÖNTEM	76
6.1. Reaktörlerin Tasarımı	76
6.2. Gümüş Nanopartikülün (AgNP) Hazırlanışı	78
6.3. Reaktörlere Depolanan Atıkların Miktar ve Bileşenleri	78
6.4. Reaktörlerin İşletilmesi	81
6.4.1. Kimyasal analizler	82
6.4.2. Floresanlı yerinde hibritleşme (FISH)	85
6.4.2.1. Etanol fiksasyonu	85
6.4.2.2. Paraformaldehit (PFA) fiksasyonu	85
6.4.2.3. Susuzlaştırma	86
6.4.2.4. Hibridizasyon	86
6.4.2.5. Yıkama	87
6.4.2.6. DAPI boyama	87
6.4.2.7. Görüntüleme	88

6.5. Reaktörlerin Sonlandırılması	88
BÖLÜM 7.	
ARAŞTIRMA BULGULARI	90
7.1. Sızıntı Suyu Analizleri	90
7.1.1. Reaktörlerde meydana gelen sızıntı suyu miktar değişimleri ...	90
7.1.2. pH	91
7.1.3. Alkalinite	92
7.1.4. Oksidasyon – redüksiyon potansiyeli (ORP)	93
7.1.5. Toplam çözünmüş katı madde (TÇK) ve iletkenlik	94
7.1.6. Klorür (Cl)	95
7.1.7. Sızıntı suyunun organik içeriği	96
7.1.8. Toplam organik karbon (TOK)	98
7.1.9. Amonyak azotu (NH ₄), nitrit (NO ₂) ve nitrat (NO ₃) analizleri	99
7.1.10. Toplam ve ortofosfat analizleri	103
7.1.11. Sülfat (SO ₄ ²⁻) ve sulfur bileşikleri	105
7.2. Katı Atık Analizleri	108
7.3. Gaz Analizleri	110
7.4. Ağır Metal ve Gümüş Analizi	111
7.5. Mikroorganizmaların FISH Tekniği ile İncelenmesi	115
7.5.1. Reaktörlerdeki arkea çeşitliliği	125
7.5.2. Reaktörlerdeki bakteri çeşitliliği	134
BÖLÜM 8.	
TARTIŞMA VE SONUÇ	170
KAYNAKÇA.....	175
ÖZGEÇMİŞ	192

SİMGELER VE KISALTMALAR LİSTESİ

AgNPs	: Gümüş Nanopartikül
AgSR	: Gümüş Nanopartikül İçeren Sürekli (Aerobik) Biyoreaktör
AOA	: Amonyak Oksitleyici Arkeler
DAPI	: 4,6-Diamidino-2-Phenylindole
DGGE	: Denatüre Edici Gradyan Jel Elektroforezi
DNA	: Deoksiribo Nükleik Asit
FISH	: Fluorescence In Situ Hybridization
KOİ	: Kimyasal Oksijen İhtiyacı
LFG	: Çöp Gazı (Landfill Gas)
NOB	: Nitrit Oksitleyici Bakteriler
ORP	: Oksidasyon - Redüksiyon Potansiyeli (Mv)
PBS	: Phosphate Buffered Saline
PCR	: Polimeraz Zincir Reaksiyonu
PFA	: Paraformaldehit
pH	: Bir Çözeltinin Hidrojen İyonu Konsatrasyonu
PVA	: Polivinil Alkol
PVC	: Polivinilklorür
rRNA	: Ribozomal Ribonükleik Asit
SEM	: Taramalı Elektron Mikroskopisi
SR	: Sürekli (Aerobik) Biyoreaktör
SRB	: Sülfat İndirgeyici Bakteri
TDS	: Toplam Çözünmüş Katı Madde (TÇK)
TKM	: Toplam Katı Madde
UKM	: Uçucu Katı Madde
UYA	: Uçucu Yağ Asiti
XRD	: X-Işını Kırınımı Yöntemleri

ŞEKİLLER LİSTESİ

Şekil 2.1. Geleneksel depolama alanı genel düzeni	5
Şekil 2.2. Anaerobik biyoreaktörlerin tasarımı ve operasyonel özellikleri.....	8
Şekil 2.3. Hibrit biyoreaktör tasarımı ve operasyonel özellikleri.....	9
Şekil 2.4. Aerobik biyoreaktör tasarımı ve operasyonel özellikleri.....	10
Şekil 2.5. Depo sahalarında madde dönüşümü.....	13
Şekil 2.6. Atıkların anaerobik stabilizasyon evreleri	14
Şekil 2.7. Katı atık bileşenleri ve sızıntı suyu oluşum basamakları	26
Şekil 3.1. Biyoreaktörlerde mikroorganizmaların rolü ile katı atık ayrışmasının şematik gösterimi.....	34
Şekil 3.2.16S (veya 18S) rRNA dizilerine dayanan üç alanı gösteren köklü evrensel filogenetik ağaç.....	37
Şekil 3.3. PCR Aşamaları.....	42
Şekil 3.4. Denatüre gradyan jel elektroforezi (DGGE) aşamaları.....	43
Şekil 3.5. FISH protokolünün çizimi.....	49
Şekil 4.1. Nanopartiküllerin top-down ve bottom-up yaklaşımlarına göre sentezi.....	51
Şekil 6.1. SketchUp programı kullanılarak hazırlanan şematik reaktör çizimi...	77
Şekil 6.2. Farklı boyutlarda AgNP görüntüleri.....	78
Şekil 6.3. Reaktörlere depolanan inorganik atıklar.....	79
Şekil 6.4. Reaktörlere depolanan organik atıklar.....	80
Şekil 6.5. Reaktörlerdeki drenaj tabakası ve havalandırma sistemi.....	81
Şekil 6.6. Reaktörlerin doldurulması.....	81
Şekil 6.7. Epiflüoresan mikroskop ve dijital kamera.....	88
Şekil 6.8. Reaktörlerin sonlandırılması ve nihai derinliğin ölçülmesi	89
Şekil 6.9. Boşaltılmış reactor ve çıkan suların arıtılması.....	89
Şekil 7.1. Aerobik (SR) ve Gümüşlü Aerobik (AgSR) biyoreaktörlerinde pH...	90

Şekil 7.2. SR ve AgSR biyoreaktörlerinde alkalinite değişimi.....	91
Şekil 7.3. SR ve AgSR biyoreaktörlerinde ORP değişimi.....	92
Şekil 7.4. SR ve AgSR biyoreaktörlerinde TDS değişimi.....	93
Şekil 7.5. SR ve AgSR biyoreaktörlerinde iletkenlik değişimi.....	94
Şekil 7.6. SR ve AgSR biyoreaktörlerinde klorür değişimi.....	95
Şekil 7.7. SR ve AgSR biyoreaktörlerinde KOİ değişimi.....	96
Şekil 7.8. SR ve AgSR biyoreaktörlerinde çözünmüş KOİ değişimi.....	98
Şekil 7.9. SR ve AgSR biyoreaktörlerinde TOK değişimi.....	99
Şekil 7.10. SR ve AgSR biyoreaktörlerinde NH ₄ -N değişimi.....	100
Şekil 7.11. SR ve AgSR biyoreaktörlerinde nitrit değişimi.....	101
Şekil 7.12. SR ve AgSR biyoreaktörlerinde nitrat değişimi.....	102
Şekil 7.13. SR ve AgSR biyoreaktörlerinde sülfat değişimi.....	105
Şekil 7.14. SR ve AgSR biyoreaktörlerinde sülfid değişimi.....	106
Şekil 7.15. SR ve AgSR biyoreaktörlerinde sülfür değişimi.....	107
Şekil 7.16. SR ve AgSR biyoreaktörlerinde oksijen ve karbondioksit değişimi..	110
Şekil 7.17. SR ve AgSR biyoreaktörlerinde hidrojen sülfür değişimi.....	111
Şekil 7.18. SR 11. gün DAPI ve EUB mix görüntüleri.....	118
Şekil 7.19. SR 19. gün DAPI ve EUB mix görüntüleri.....	118
Şekil 7.20. SR 48. gün DAPI ve EUB mix görüntüleri.....	118
Şekil 7.21. SR 86. gün DAPI ve EUB mix görüntüleri.....	119
Şekil 7.22. SR 111. gün DAPI ve EUB mix görüntüleri.....	119
Şekil 7.23. SR 160. gün DAPI ve EUB mix görüntüleri.....	119
Şekil 7.24. SR 175. gün DAPI ve EUB mix görüntüleri.....	119
Şekil 7.25. Ag-SR 11. gün DAPI ve EUB mix görüntüleri.....	120
Şekil 7.26. Ag-SR 19. gün DAPI ve EUB mix görüntüleri.....	120
Şekil 7.27. Ag-SR 48. gün DAPI ve EUB mix görüntüleri.....	120
Şekil 7.28. Ag-SR 86. gün DAPI ve EUB mix görüntüleri.....	120
Şekil 7.29. Ag-SR 111. gün DAPI ve EUB mix görüntüleri.....	121
Şekil 7.30. Ag-SR 160. gün DAPI ve EUB mix görüntüleri.....	121
Şekil 7.31. Ag-SR 175. gün DAPI ve EUB mix görüntüleri.....	121
Şekil 7.32. SR 11. gün DAPI ve ARC915 (tüm arkea) görüntüleri.....	122
Şekil 7.33. SR 19. gün DAPI ve ARC915 (tüm arkea) görüntüleri.....	122

Şekil 7.34. SR 48. gün DAPI ve ARC915 (tüm arkea) görüntüleri.....	122
Şekil 7.35. SR 86. gün DAPI ve ARC 915 (tüm arkea) görüntüleri.....	122
Şekil 7.36. Ag-SR 11. gün DAPI ve ARC915 (tüm arkea) görüntüleri.....	123
Şekil 7.37. Ag-SR 19. gün DAPI ve ARC 915 (tüm arkea) görüntüleri.....	123
Şekil 7.38. Ag-SR 48. gün DAPI ve ARC915 (tüm arkea) görüntüleri.....	123
Şekil 7.39. Ag-SR 86. gün DAPI ve ARC915 (tüm arkea) görüntüleri.....	123
Şekil 7.40. SR 19. gün DAPI ve EURY499 (metanojenik arkea) görüntüleri...	125
Şekil 7.41. SR 48. gün DAPI ve EURY499 (metanojenik arkea) görüntüleri...	126
Şekil 7.42. SR 86. gün DAPI ve EURY499 (metanojenik arkea) görüntüleri...	126
Şekil 7.43. SR 111. gün DAPI ve EURY499 (metanojenik arkea) görüntüleri..	126
Şekil 7.44. AgSR 11. gün DAPI ve EURY499 (metanojenik arkea) görüntüleri..	127
Şekil 7.45. AgSR 48. gün DAPI ve EURY499 (metanojenik arkea) görüntüleri..	127
Şekil 7.46. AgSR 86. gün DAPI ve EURY499 (metanojenik arkea) görüntüleri..	127
Şekil 7.47. SR 48. gün DAPI ve MB1174 (Methanobacteriales) görüntüleri...	129
Şekil 7.48. SR 86. gün DAPI ve MB1174 (Methanobacteriales) görüntüleri...	129
Şekil 7.49. AgSR 48. gün DAPI ve MB1174 (Methanobacteriales) görüntüleri..	130
Şekil 7.50. AgSR 111. gün DAPI ve MB1174 (Methanobacteriales) görüntüleri	130
Şekil 7.51. AgSR 48. gün DAPI ve MC1109 (Methanococcales) görüntüleri...	131
Şekil 7.52. AgSR 160. gün DAPI ve MC1109 (Methanococcales) görüntüleri...	131
Şekil 7.53. SR 48. gün DAPI ve MG1200 (Methanomicrobiales) görüntüleri...	131
Şekil 7.54. SR 86.gün DAPI ve MG1200 (Methanomicrobiales) görüntüleri...	131
Şekil 7.55. SR 48. gün DAPI ve MS821 (Methanosarcina) görüntüleri.....	132
Şekil 7.56. SR 111. gün DAPI ve MS821 (Methanosarcina) görüntüleri.....	132
Şekil 7.57. SR 48. gün DAPI ve MX825 (Methanosaeta) görüntüleri.....	133
Şekil 7.58. SR 111. gün DAPI ve MX825 (Methanosaeta) görüntüleri.....	133
Şekil 7.59. AgSR 48. gün DAPI ve MS821 (Methanosarcina) görüntüleri.....	133
Şekil 7.60. AgSR 111. gün DAPI ve MS821 (Methanosarcina) görüntüleri.....	133
Şekil 7.61. AgSR 48. gün DAPI ve MX825 (Methanosaeta) görüntüleri.....	134
Şekil 7.62. AgSR 111. gün DAPI ve MX825 (Methanosaeta) görüntüleri.....	134
Şekil 7.63. SR 11. gün sırasıyla ALF1b, BET42a ve GAM42a'ya ait DAPI ve prob görüntüleri.....	135

Şekil 7.64. SR 19. gün sırasıyla ALF1b, BET42a ve GAM42a'ya ait DAPI ve prob görüntüleri.....	136
Şekil 7.65. SR 48. gün sırasıyla ALF1b, BET42a ve GAM42a'ya ait DAPI ve prob görüntüleri.....	136
Şekil 7.66. SR 86. gün sırasıyla ALF1b, BET42a ve GAM42a'ya ait DAPI ve prob görüntüleri.....	136
Şekil 7.67. AgSR 11.gün sırasıyla ALF1b, BET42a ve GAM42a'ya ait DAPI ve prob görüntüleri.....	137
Şekil 7.68. AgSR 19. gün sırasıyla ALF1b, BET42a ve GAM42a'ya ait DAPI ve prob görüntüleri.....	137
Şekil 7.69. AgSR 48. gün sırasıyla ALF1b, BET42a ve GAM42a'ya ait DAPI ve prob görüntüleri.....	137
Şekil 7.70. AgSR 86. gün sırasıyla ALF1b, BET42a ve GAM42a'ya ait DAPI ve prob görüntüleri.....	138
Şekil 7.71. SR 19. gün sırasıyla LGC354 a, LGC354b ve LGC354c'ye ait DAPI ve prob görüntüleri.....	139
Şekil 7.72. SR 48. gün sırasıyla LGC354a, LGC354b ve LGC354c'ye ait DAPI ve prob görüntüleri.....	139
Şekil 7.73. SR 86. gün sırasıyla LGC354a, LGC354b ve LGC354c'ye ait DAPI ve prob görüntüleri.....	139
Şekil 7.74. AgSR 11. gün sırasıyla LGC354a, LGC354b ve LGC354c'ye ait DAPI ve prob görüntüleri.....	140
Şekil 7.75. AgSR 48. gün sırasıyla LGC354a, LGC354b ve LGC354c'ye ait DAPI ve prob görüntüleri.....	140
Şekil 7.76. SR 11. gün DAPI ve CF319a görüntüleri.....	141
Şekil 7.77. SR 19. gün DAPI ve CF319a görüntüleri.....	141
Şekil 7.78. SR 48. gün DAPI ve CF319a görüntüleri.....	141
Şekil 7.79. SR 86. gün DAPI ve CF319a görüntüleri.....	141
Şekil 7.80. SR 111. gün DAPI ve CF319a görüntüleri.....	142
Şekil 7.81. AgSR 11. gün DAPI ve CF319a görüntüleri	142
Şekil 7.82. AgSR 19. gün DAPI ve CF319a görüntüleri.....	142
Şekil 7.83. AgSR 48. gün DAPI ve CF319a görüntüleri.....	142

Şekil 7.84. AgSR 86. gün DAPI ve CF319a görüntüleri.....	143
Şekil 7.85. AgSR 111. gün DAPI ve CF319a görüntüleri.....	143
Şekil 7.86. SR 11. gün DAPI ve BAC303 (Bacteroidales) görüntüleri.....	143
Şekil 7.87. SR 19. gün DAPI ve BAC303 (Bacteroidales) görüntüleri.....	144
Şekil 7.88. SR 48. gün DAPI ve BAC303 (Bacteroidales) görüntüleri.....	144
Şekil 7.89. SR 86. gün DAPI ve BAC303 (Bacteroidales) görüntüleri.....	144
Şekil 7.90. SR 111. gün DAPI ve BAC303 (Bacteroidales) görüntüleri.....	144
Şekil 7.91. SR 160. gün DAPI ve BAC303 (Bacteroidales) görüntüleri.....	145
Şekil 7.92. AgSR 11. gün DAPI ve BAC303 (Bacteroidales) görüntüleri.....	145
Şekil 7.93. AgSR 19. gün DAPI ve BAC303 (Bacteroidales) görüntüleri.....	145
Şekil 7.94. AgSR 48. gün DAPI ve BAC303 (Bacteroidales) görüntüleri.....	145
Şekil 7.95. AgSR 86. gün DAPI ve BAC303 (Bacteroidales) görüntüleri.....	146
Şekil 7.96. AgSR 160. gün DAPI ve BAC303 (Bacteroidales) görüntüleri.....	146
Şekil 7.97. SR 11. gün DAPI ve MG64 (Tip I) görüntüleri.....	147
Şekil 7.98. SR 19. gün DAPI ve MG64 (Tip I) görüntüleri.....	147
Şekil 7.99. SR 48. gün DAPI ve MG64(Tip I) görüntüleri.....	147
Şekil 7.100. SR 86. gün DAPI ve MG64 (Tip I) görüntüleri.....	147
Şekil 7.101. SR 111. gün DAPI ve MG64 (Tip1) görüntüleri.....	148
Şekil 7.102. SR 175. gün DAPI ve MG64 (Tip I) görüntüleri.....	148
Şekil 7.103. AgSR 11. gün DAPI ve MG64 (Tip I) görüntüleri.....	148
Şekil 7.104. AgSR 19. gün DAPI ve MG64 (Tip I) görüntüleri.....	148
Şekil 7.105. AgSR 48. gün DAPI ve MG64 (Tip I) görüntüleri.....	149
Şekil 7.106. AgSR 86. gün DAPI ve MG64 (Tip I) görüntüleri.....	149
Şekil 7.107. AgSR 111. gün DAPI ve MG64 (Tip I) görüntüleri.....	149
Şekil 7.108. AgSR 175. gün DAPI ve MG (Tip I) görüntüleri.....	149
Şekil 7.109. SR 11. gün DAPI ve MA621 (Tip II) görüntüleri.....	150
Şekil 7.110. SR 19. gün DAPI ve MA621 (Tip II) görüntüleri.....	150
Şekil 7.111. SR 48. gün DAPI ve MA621 (Tip II) görüntüleri.....	150
Şekil 7.112. SR 86. gün DAPI ve MA621 (Tip II) görüntüleri.....	151
Şekil 7.113. SR 111. gün DAPI ve MA621 (Tip II) görüntüleri.....	151
Şekil 7.114. AgSR 11. gün DAPI ve MA621 (Tip II) görüntüleri.....	151
Şekil 7.115. AgSR 19. gün DAPI ve MA621 (Tip II) görüntüleri.....	151

Şekil 7.116. AgSR 48. gün DAPI ve MA621 (Tip II) görüntüleri.....	152
Şekil 7.117. AgSR 86. gün DAPI ve MA621 (Tip II) görüntüleri.....	152
Şekil 7.118. AgSR 111. gün DAPI ve MA621 (Tip II) görüntüleri.....	152
Şekil 7.119. SR 11. gün DAPI ve NSO190 görüntüleri.....	154
Şekil 7.120. SR 48. gün DAPI ve NSO190 görüntüleri.....	154
Şekil 7.121. SR 86. gün DAPI ve NSO190 görüntüleri.....	154
Şekil 7.122. SR 111. gün DAPI ve NSO190 görüntüleri.....	154
Şekil 7.123. SR 160. gün DAPI ve NSO190 görüntüleri.....	155
Şekil 7.124. AgSR 11. gün DAPI ve NSO190 görüntüleri.....	155
Şekil 7.125. AgSR 48. gün DAPI ve NSO190 görüntüleri.....	155
Şekil 7.126. AgSR 86. gün DAPI ve NSO190 görüntüleri.....	155
Şekil 7.127. AgSR 111. gün DAPI ve NSO190 görüntüleri.....	156
Şekil 7.128. AgSR 160. gün DAPI ve NSO190 görüntüleri.....	156
Şekil 7.129. SR 4. gün DAPI ve NSM156 görüntüleri.....	156
Şekil 7.130. SR 19. gün DAPI ve NSM156 görüntüleri.....	157
Şekil 7.131. SR 48. gün DAPI ve NSM156 görüntüleri.....	157
Şekil 7.132. SR 86. gün DAPI ve NSM156 görüntüleri.....	157
Şekil 7.133. SR 126. gün DAPI ve NSM156 görüntüleri.....	157
Şekil 7.134. AgSR 6. gün DAPI ve NSM156 görüntüleri.....	158
Şekil 7.135. AgSR 13. gün DAPI ve NSM156 görüntüleri.....	158
Şekil 7.136. AgSR 48. gün DAPI ve NSM156 görüntüleri.....	158
Şekil 7.137. AgSR 86. gün DAPI ve NSM156 görüntüleri.....	158
Şekil 7.138. AgSR 126. gün DAPI ve NSM156 görüntüleri.....	159
Şekil 7.139. AgSR 147. gün DAPI ve NSM156 görüntüleri.....	159
Şekil 7.140. SR 48. gün DAPI ve NSV443 (Nitrosospira spp) görüntüleri.....	159
Şekil 7.141. SR 111. gün DAPI ve NSV443 (Nitrosospira spp) görüntüleri.....	160
Şekil 7.142. SR 160. gün DAPI ve NSV443 (Nitrosospira spp) görüntüleri.....	160
Şekil 7.143. AgSR 48. gün DAPI ve NSV443 (Nitrosospira spp) görüntüleri...	160
Şekil 7.144. AgSR 111. gün DAPI ve NSV443 (Nitrosospira spp) görüntüleri...	160
Şekil 7.145. AgSR 160. gün DAPI ve NSV443 (Nitrosospira spp) görüntüleri.	161
Şekil 7.146. AgSR 175. gün DAPI ve NSV443 (Nitrosospira spp) görüntüleri.	161
Şekil 7.147. SR 86. gün DAPI ve NB1000 (Nitrobacter spp) görüntüleri.....	162

Şekil 7.148. SR 111. gün DAPI ve NB1000 (Nitrobacter spp) görüntüleri.....	162
Şekil 7.149. SR 160. gün DAPI ve NB1000 (Nitrobacter spp) görüntüleri.....	162
Şekil 7.150. AgSR 48. gün DAPI ve NB1000 (Nitrobacter spp) görüntüleri....	163
Şekil 7.151. AgSR 111. gün DAPI ve NB1000 (Nitrobacter spp) görüntüleri...	163
Şekil 7.152. AgSR 160. gün DAPI ve NB1000 (Nitrobacter spp) görüntüleri...	163
Şekil 7.153. AgSR 175. gün DAPI ve NB1000 (Nitrobacter spp) görüntüleri.....	163
Şekil 7.154. AgSR 48. gün DAPI ve NIT3 (Nitrobacter spp) görüntüleri.....	164
Şekil 7.155. AgSR 86. gün DAPI ve NIT3 (Nitrobacter spp) görüntüleri.....	164
Şekil 7.156. AgSR 111. gün DAPI ve NIT3 (Nitrobacter spp) görüntüleri.....	164
Şekil 7.157. SR sırasıyla 19. 48. ve 86. günlerdeki DAPI ve SRB385 görüntüleri.....	166
Şekil 7.158. AgSR sırasıyla 19. 48. ve 86. günlerdeki DAPI ve SRB385 görüntüleri.....	166
Şekil 7.159. SR sırasıyla 19. 48. ve 86. günlerde DAPI ve SRB804 görüntüleri..	167
Şekil 7.160. AgSR sırasıyla 11. 48. ve 86. günlerde DAPI ve SRB804 görüntüleri.....	167
Şekil 7.161. SR 48. gün DAPI ve SRB687 görüntüleri.....	168
Şekil 7.162. SR 86. Gün DAPI ve SRB687 görüntüleri.....	168
Şekil 7.163. AgSR 48. gün DAPI ve SRB687 görüntüleri.....	168
Şekil 7.164. AgSR 86. gün DAPI ve SRB687 görüntüleri.....	168
Şekil 7.165. SR 48. gün DAPI ve DSV407 görüntüleri.....	169
Şekil 7.166. SR 111. gün DAPI ve DSV407 görüntüleri.....	169
Şekil 7.167. AgSR 48. gün DAPI ve DSV407 görüntüleri.....	169
Şekil 7.168. AgSR 111. gün DAPI ve DSV407 görüntüleri.....	169

TABLolar LİSTESİ

Tablo 2.1.	Daha önce yapılmış çalışmalarda kullanılan hava oranları	19
Tablo 2.2.	Evsel katı ve sıvı atıkları oluşturan çeşitli organik maddelerin toplam azot ve C/N değerleri	22
Tablo 2.3.	Genç ve yaşlı çöp sızıntı suyu karakteristikleri	27
Tablo 3.1.	Bakteri, arke ve ökaryotlar arasındaki bazı temel benzerlikler ve farklılıklar	33
Tablo 6.1.	Sakarya ili katı atık kompozisyonu	78
Tablo 6.2.	Reaktör özellikleri ve depolanan atık	79
Tablo 6.3.	Sızıntı suyu ile gerçekleştirilen deneylerin yöntem ve uygulama periyotları	81
Tablo 6.4.	Hibridizasyon solüsyonu içeriği	84
Tablo 6.5.	Yıkama solüsyonu içeriği	85
Tablo 7.1.	Reaktörlerdeki sızıntı suyu değişimi	88
Tablo 7.2.	Biyoreaktörlerde kullanılan atıkların özellikleri	107
Tablo 7.3.	Katı atık numunelerinde ağır metal analizi sonuçları	111
Tablo 7.4.	Sızıntı suyu numunelerinde Ag-Nano miktarları	113
Tablo 7.5.	FISH tekniğinde kullanılan oligonükleodit proplar ve temel özellikleri	115
Tablo 7.6.	Metanojenik arke tespitinde kullanılan spesifik proplar ve hedef mikroorganizmaların taksonomisi	127

ÖZET

Anahtar kelimeler: Düzenli depolama, aerobik biyoreaktör, gümüş nanopartikül, mikrobiyal analiz, FISH

Antibakteriyel özelliği bilinen gümüşün, nanoteknolojik gelişmelerle birlikte birçok sektörde ham madde olarak kullanılması depolama sahalarındaki mikrobiyal yapıya olan etkisini araştırma ihtiyacı doğurmuştur.

Bu çalışmanın amacı depolama sahalarını simule eden biyoreaktörlerin aerobik koşullar altında gümüş nanopartikülün davranışı, taşınımı ve mikrobiyal çeşitliliğe olan etkisini incelemektir. Bu sebeple, laboratuvar koşullarında her biri 35 L hacminde olan iki adet biyoreaktör tasarlanmış, Sakarya ili kentsel katı atığını temsil edecek şekilde hazırlanan atıklar ile doldurulmuştur. Gümüş nanopartikül (AgNP) çözeltisi eklenen biyoreaktör AgSR ve kontrol grubu biyoreaktörü SR mezofilik şartlarda aerobik ve geri devirli olarak işletilmiştir. Araştırmanın başında ve sonunda katı atık analizleri, nem muhtevası, elementel analiz, yoğunluk ve ağır metal analizleri yapılmıştır. Sızıntı suyundaki gümüş nanopartikülden kaynaklanan değişimler pH, alkalinite, ORP, toplam çözülmüş katı madde, iletkenlik, klorür, KOİ, Çözülmüş KOİ, TOK, NO₂⁻, NO₃⁻, NH₄⁺, TP, PO₄⁻³, SO₄⁻², SO₃⁻², S²⁻ analizleri yapılarak değerlendirilmiştir. Mikrobiyal çeşitlik geleneksel yöntemlere kıyasla daha hızlı ve doğruluğu kesin sonuçlar veren moleküler tekniklerden Fluorescence in situ hybridization (FISH) tekniği kullanılarak incelenmiştir.

Sonuç olarak antibakteriyel etkisi olduğu bilinen gümüş nanopartikülün evsel atığa 10 mg/kg yüklenmesine rağmen atıkların biyolojik ayrışmasına engel teşkil edecek toksik etkisi gözlenmemiştir. Bununla birlikte sülfat indirgeyen bakterilerin gümüş nanopartiküller tarafından inhibe olması substrat rekabetini nitrifikasyon bakterilerinin kazanmasına yol açmıştır. AgSR'deki ayrışma AgNP'e rağmen devam etmiş ve kontrol reaktörü ile aynı ayrışma trendini göstermiştir. AgNP'ün sızıntı suyunda birikmeyip katı atık numunelerinde tutunduğu görülmüştür. Gümüş nanopartikül sızıntı suyundan çok atığın kendi bünyesinde biriktiğinden sızıntı suyu ile yeraltı veya yüzeysel sulara taşınımının da kısıtlı olduğu düşünülmektedir.

INVESTIGATION OF THE EFFECTS OF SILVER NANOPARTICLES ON THE MICROBIAL DIVERSITY OF AEROBIC BIOREACTOR LANDFILLS BY FISH (FLUORESCENCE IN SITU HYBRIDIZATION) METHOD

SUMMARY

Keywords: Landfill, aerobic bioreactor, silver nanoparticles, microbial analysis, FISH

Along with nanotechnological developments, the use of silver which has antibacterial properties as a raw material in many sectors led to the need to better understand its effect into the microbial structure in the landfills.

The aim of this study is to examine the behavior and transport of silver nanoparticles and their effects for the microbial diversity in the simulated bioreactor landfills operated under aerobic conditions. For this reason, two bioreactors with a volume of 35 L were constructed in the laboratory conditions and filled with the synthetically prepared solid waste representing the average municipal solid waste composition of Sakarya. The bioreactor with nanosilver particle solution (AgSR) and the control bioreactor (SR) were operated under aerobic and mesophilic conditions with leachate recirculation. Preliminary and final analyses on the waste matrix were carried out for moisture content, density, elemental and heavy metal analyses. Leachate were monitored to understand the effect of the silver nanoparticles for pH, alkalinity, ORP, total dissolved solids, conductivity, chloride, COD, dissolved COD, TOC, NO_2^- , NO_3^- , NH_4^+ , TP, PO_4^{3-} , SO_4^{2-} , SO_3^{2-} , S^{2-} . Microbial diversity has been investigated using fluorescence in situ hybridization (FISH) molecular technique that yield faster and more accurate results when compared to the conventional methods.

As a conclusion, toxic effect has not been observed although the silver nanoparticle having antibacterial effect is loaded into solid waste as 10 mg / kg. On the other hand, nitrification bacteria gained the substrate competition due to the inhibition of sulphate reductive bacteria by silver nanoparticles. Waste stabilization of the AgSR and control reactors indicated the same decrease trend. AgNP did not accumulate in the leachate and was found to be retained in solid waste matrix. Therefore, it was thought that the transport of AgNP into groundwater and surface water would be limited.

BÖLÜM 1. GİRİŞ

Gümüş; düşük konsantrasyonlarda bile antibakteriyel, antifungal ve antiviral özellikleri ile geniş spektrumlu antimikrobiyal etkiye sahip olduğundan pek çok alanda kullanılmakta ve oligodinamik olarak tanımlanmaktadır (Dastjerdi ve Montazer, 2010; Can ve Körlü, 2011). M.Ö 3100'lü yıllarda Mısırlılar tarafından kullanılmaya başlandığı bilinen gümüş bu özelliği sebebiyle uzun yıllar boyunca kronik yara ve yanık tedavisinde ve zührevi hastalıkları tedavide rol almış; göz damlası olarak kullanılmıştır (Klasen, 2000; Landsdown, 2002; Castellano ve ark., 2007).

Teknolojik gelişmelerle birlikte maddenin atomik boyutta mühendisliğini yaparak yepyeni özelliklerini açığa çıkaran nanoteknoloji sayesinde gümüş nanoboyuta indirgenmiş ve kullanım alanları artmıştır. Gümüş nanopartiküller makro boyutlu gümüşten farklı fizikokimyasal davranışlara ve özelliklere sahiptir (Gitipour ve ark., 2013). Gümüş nanopartiküllerin düşük konsantrasyonda antibakteriyel etkisinin partikül boyutunun küçülmesi ve dolayısıyla yüzey alanının artması ile antibakteriyel aktivite için daha fazla etki sağladığı belirlenmiştir (Baker ve ark., 2005). Diğer taraftan küçük partiküllerin hücre duvarından daha kolay geçmesi ile gümüş nanopartiküllerin daha hızlı ve etkin antibakteriyel etki gösterdiği de literatürde mevcuttur (Dizaji, 2012). Bu sebeple günlük hayatta kullanılmakta olan ve zararlı mikroorganizmaların yoğun olarak bulunduğu cam, plastik, tekstil, kâğıt, boya, elektronik, kozmetik, oyuncak vb. birçok malzemede gümüş nanopartikül kullanılmaktadır. Oldukça geniş bir endüstriye sahip olan gümüş nanopartikülün antibakteriyel etkisinin yanı sıra çevreye yapacağı potansiyel etkileri de endişeye yol açan bir diğer meseledir (Benn ve Westerhoff, 2008; Kaegi ve ark, 2011). Çünkü

limitli kullanımı olan bu ürünler faydalı ömürleri tükendiğinde kentsel katı atıklarla birlikte depolama sahalarında bertaraf edilmektedir.

Günümüzde kullanılan atık bertaraf yöntemlerindeki en büyük amaç atık miktarını minimize etmektir. Bu sebeple hangi atık bertaraf yöntemi kullanılırsa kullanılsın nihai olarak depolanması gereken bir kısım meydana gelmektedir. Gerek ekonomik avantajları gerekse atık stabilizasyonu tamamlanana kadar ayrışmaya imkan vermesi nedeniyle düzenli depolama yöntemi tüm dünyada en yaygın olarak kullanılan atık bertaraf teknolojisidir. Düzenli depolama sahalarındaki ayrışmanın uzun yıllar boyunca sürmesi, oluşan depo gazı ve sızıntı sularının insan sağlığı ve çevre üzerinde olumsuz etkileri ve atıkların stabilizasyonu sağlanıncaya kadar bu sahaların kontrol edilmesi gerekliliği sebebiyle, ayrışmanın hızlandırılması için biyoreaktör depolama sistemleri geliştirilmiştir (Bilgili, 2006). Bu sistemler biyolojik olarak ayrışabilen organik atıkların daha kısa sürede stabilize olmalarını sağlayacak şekilde tasarlanan depolama sahaları olup gerekirse süreç optimizasyonunu saptamak için atığın sıkıştırılması, hava enjeksiyonu, sızıntı suyu geri devri, tampon ilavesi gibi dışarıdan müdahaleye izin veren sistemlerdir.

Depolama sahaları; mikroorganizmaların yaşamlarını sürdürdükleri, hâkim çevresel koşullara ve substrat türüne bağlı olarak çok çeşitli mikrobiyal toplulukların egemen olabileceği heterojen bir sistemdir. Kompleks ortamlardaki önemli biyolojik dönüşümlerden de sorumlu oldukları bilinen mikroorganizmalar sayesinde depolama sahalarında gerçekleşen biyolojik işlemler stabilizasyonu önemli ölçüde etkilemektedir. Bu nedenle depolama sahalarındaki karışık mikrobiyal toplulukların çeşitliliğine, yapısına ve işlevine dair edinilen bilgiler, reaktör performansını ve inhibitör bileşiklere karşı stabiliteyi geliştirmek için gereklidir (Çallı ve ark., 2006). Homojen olmayan depolama alanlarındaki mikrobiyal çeşitliliğin belirlenmesinde kullanılan kültüre dayalı geleneksel yöntemler mikroorganizmaların ekiminde karşılaşılan zorluklar nedeniyle sınırlı bilgi vermiştir. Son yıllarda rağbet gören kültürden bağımsız moleküler yöntemler ile mikroorganizma türlerinin geniş aralıkta tanımlanmasına olanak sağlamış hem arıtma verimi hemde mikrobiyal gruplardaki

değişim hakkında bilgi edinilebilmiştir. rRNA hedefli oligonükleotid problemler kullanılarak uygulanan FISH yöntemi, 1989 yılından beri kompleks sistemlerde bulunan mikroorganizmaların önceden bir kültürleme ve izolasyona tabi tutulmadan incelenmesi için kullanılan en yaygın yaklaşımlardan biri haline gelmiştir (DeLong ve ark.,1989; Nielsen, Daims ve Lemmer, 2009).

Bu çalışmanın amacı aerobik katı atık biyoreaktörlerinde gümüş nanopartikülün mikrobiyal çeşitliliğe olan etkisini incelemektir. Bu sebeple laboratuvar koşullarında işletilmek üzere aerobik ve geri devirli işletilmek üzere iki adet biyoreaktör tasarlanıp reaktörlerden birine AgNP çözeltisi eklenmiştir. Aerobik stabilizasyon sırasındaki değişimi değerlendirebilmek için sızıntı suyu numunelerinin geleneksel parametreleri izlenmiştir. Mikrobiyal çeşitliliği değerlendirebilmek adına geleneksel yöntemlere kıyasla daha hızlı ve doğruluğu kesin sonuçlar veren moleküler tekniklerden Fluorescence in situ hybridization (FISH) uygulanmış ve mikroskop yardımı ile görüntülenen bakteriler dijital fotoğraf makinesiyle fotoğraflanmıştır.

BÖLÜM 2. DÜZENLİ DEPOLAMA

Düzenli depolama; tabanı kil ve geomembranla geçirimsiz hale getirilmiş arazilere sistematik olarak yerleştirilen katı atığın sıkıştırılması ve üzerinin uygun materyal ile örtüldüğü, yer altı ve yer üstü sularının kirlenme riskinin minimum olduğu, metan gazının kontrollü bir şekilde gaz bacaları ile toplandığı bir yöntem olarak tanımlanabilir (Bilgili, 2002; Sekman, 2009).

Katı atıkların bertaraf edilebilmesi için birçok farklı yöntem bulunmasına rağmen düzenli depolama sahalarında atığın nihai bertarafı diğer yöntemlere kıyasla daha ekonomik olduğundan ve aynı zamanda atığın kontrollü şartlarda stabilize maddelere dönüşüncüye kadar ayrışmasına imkan sağlandığından yaygın olarak kullanılmaktadır.

Düzenli depolama sahaları stratejik olarak belirlenen yerleşim yerine inşa edilirken, ek olarak alınan ve tasarıma dahil edilen koruyucu önlemler şunlardır (<http://www.cyen.org/innovaeditor/assets/Solid%20waste%20management.pdf>);

- Deponi alanında sızıntı suyunun geçirimsizliğini sağlamak için kil veya geomembran kaplanır.
- Toplanan sızıntı suyu arıtılmak üzere yüzeye pompalanır.
- Yeraltı suyu kalitesini izlemek amacıyla depolama sahası yakınına izleme kuyuları açılır. Böylelikle depo tabanında oluşabilecek sorunlar belirlenir.
- Birden fazla hücre olacak şekilde tasarlanan sahada günlük olarak atılan atık alana serilip hacim azaltmak için sıkıştırıldıktan sonra günlük örtü tabakası ile kaplanır, böylece atığın rüzgar ve yağmura maruziyeti en aza indirilir.
- Depolama alanı maksimum kapasiteye eriştiğinde killi topraktan oluşan geçirimsiz örtü tabası ile kapatılır.

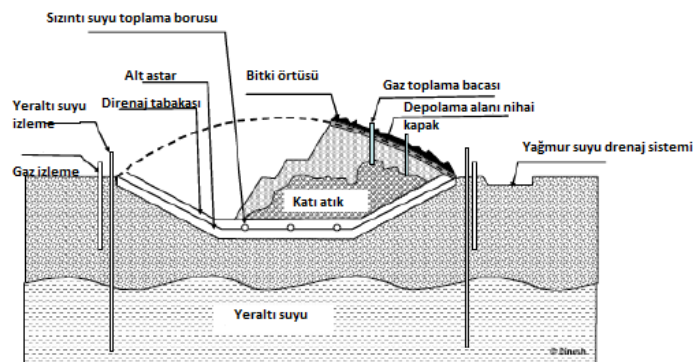
- Depolama alanları oluşan çöp gazı ise toplanarak enerji üretiminde kullanılabilir.

2.1. Düzenli Depolama Yönetim Sistemleri

Bugün entegre yönetim sisteminde önemli bir yeri olan düzenli depolama yönetim sistemleri konvansiyonel (geleneksel) ve biyoreaktör depolama sistemleri olmak üzere iki gruba ayrılmaktadır. Bu sistemler sayesinde sızıntı suyu ve depo gazı üretiminin olası çevresel riskleri en aza indirilebilir.

2.1.1. Konvansiyonel (Geleneksel) depolama sistemi

Genelde anaerobik şartlarda işletilen geleneksel depolama sahaları düşük nem içeriği nedeniyle atığın yavaş stabilize olduğu, depo gazı ve sızıntı suyu üretiminin kontrol edilemediği sistemlerdir.



Şekil 2.1. Geleneksel depolama alanı genel düzeni (Erses, 2008).

Çevresel riskleri azaltmak için depolama alanı hücreler, geçirimsizlik tabakaları, gaz toplama bacaları, sızıntı suyu toplama sistemleri, kaçak algılama sistemleri, ara ve nihai örtü tabakaları ile tasarlanırken aynı zamanda üretilen sızıntı suyu ve depo gazı üretimini en aza indirmek için kuru tutulduğundan “kuru mezar” olarak da adlandırılmaktadır (Hot, 2012). Ayrıca depolama alanı kapatıldıktan sonraki

minimum 30 yıllık süre zarfında atık içerisinde bulunan organik bileşikler, tuzlar ve ağır metallerin uzun süreli çevresel etkileri denetlenmektedir (Erses, 2008).

2.1.2. Biyoreaktör depolama sistemleri

Konvansiyonel depolama sistemindeki “kuru mezar” anlayışının aksine aktif depolama yöntemine dayanan biyoreaktör depolama kavramı fiziksel, kimyasal ve biyolojik süreçleri içeren bir anlayış üzerinde durmaktadır.

Biyoreaktör depolama sistemleri konvansiyonel depolamada uzun süren (minimum 30 – 50 yıl) atıktaki organik fraksiyonun ayrışımını, dönüşüm oranlarını ve süreç etkinliğini geliştirilmiş mikrobiyolojik süreçleri kullanarak önemli ölçüde artırır ve stabilizasyonun kısa sürede (5 - 10 yıl) gerçekleşmesini sağlar (Mertoğlu, 2005; Harmankaya, 2013). Bu kavram basitçe atıkların depolanması yerine mevcut yasal düzenlemeler çerçevesinde atığın stabilizasyon sürecinin kontrollü olarak izlenmesini ve optimizasyonunu hedefler. Mikrobiyal ayrışma süreçlerini geliştirmek için bazı operasyonel değişiklikler ve işletim faaliyetlerine ihtiyaç duyan biyoreaktör depolama sistemleri kontrollü ve sürdürülebilir kullanıldığı takdirde çevre dostu bir atık yönetim stratejisi sağlayabilir (Townsend, Kumar, Ko, 2008).

Atık içinde mevcut durumdaki nem genellikle mikrobiyal gereksinimleri karşılamak için yeterli olmadığından biyoreaktörlere nem ilavesi gerekir (Townsend, Kumar, Ko, 2008). Biyoreaktör depolama alanlarında hem ekonomik hem de önemli bir parametre olan nem ilavesi genelde sızıntı suyu geri devri şeklinde temin edilse de diğer nem kaynakları (filtrelenmiş yağmur suyu, saf su vs.) da kullanılabilir. Atık stabilizasyonu ve depo gazı üretimini arttırmak, besin ve mikroorganizmaların düzgün dağılımını sağlamak, pH tamponlamak, inhibitör bileşikleri seyreltmek, sıvı depolamak ve çevresel etkileri en aza indirmek gibi birçok avantaja sahiptir (Harmankaya, 2013).

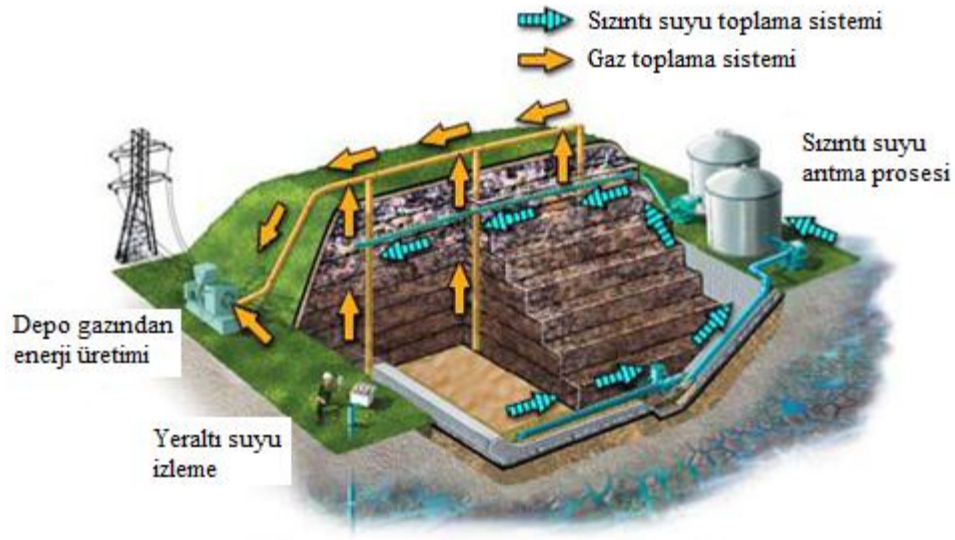
Biyoreaktörlerin doğuşu 1960’lı yıllarda ABD’ de yaşanan enerji krizine alternatif bir uygulama olarak atık bozunmasından sorumlu mevcut mikroorganizmalar ile çöp

gazı (CH₄, CO₂) üretimine dayandığı için geleneksel anaerobik sistemler olarak geliştirilmiştir (<http://dste.puducherry.gov.in/envisnew/books&reports1.pdf>; Erses, 2008). Daha sonra biyoreaktörlere hava eklenerek aerobik işletilmesi ileri sürülmüş ve atığın ayrışma hızının anaerobik işletilen biyoreaktörlere kıyasla daha hızlı olduğu görülmüştür (Townsend, Kumar, Ko, 2008).

Nem ve hava ilavesinin yanı sıra sıcaklık, pH ve nutrient miktarlarının da önemli parametreler olduğu bu teknolojiye işletme şartlarına bağlı olarak aerobik ve anaerobiğin yanı sıra hibrit, retrofit, semi-aerobik biyoreaktör sistemleri de bulunmaktadır.

2.1.3. Anaerobik biyoreaktör sistemleri

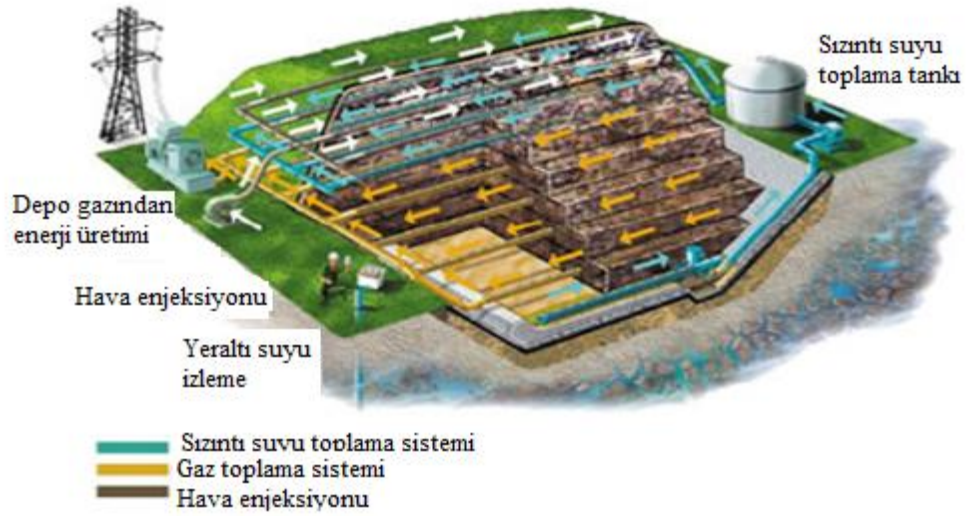
En yaygın görülen bu biyoreaktör sistemleri sızıntı suyu geri devri ve gaz yönetimi ile geleneksel depolama alanlarının modifikasyonları olup anaerobik koşullar altında yaşam faaliyetlerini sürdüren mikroorganizmalar için şartların optimize edilmesiyle atık parçalanmasını hızlandırarak çalışmaktadır (Warith, 2003; Mertoğlu, 2005; Erses, 2008; Hot, 2012; Harmankaya 2013). Organik atıklar, oksijensiz ortamda biyolojik süreçlerle parçalanarak organik asitlere daha sonra CH₄, CO₂, NH₃, H₂S içeren çöp gazına (LFG) dönüşmektedir (Warith, 2003; Fersiz, 2010). Bu depo gazının yaklaşık % 50 si metan ve karbondioksit içerikli olup sera gazı emisyonlarını en aza indirmek için enerji üretiminde kullanılmaktadır (Townsend, Kumar, Ko., 2008). Optimum koşullar altında yaklaşık 6-7 yıl içinde atığın stabilizasyona ulaşabildiği, Avustralya konsepti olarak bilinen bu sistemin yoğun olarak izlenmesi esastır (<http://dste.puducherry.gov.in/envisnew/books&reports1.pdf>).



Şekil 2.2. Anaerobik biyoreaktörlerin tasarımı ve operasyonel özellikleri (Warith, 2003).

2.1.4. Hibrit biyoreaktör sistemleri

Depo sahasına kısa süreli hava enjeksiyonu ve ardından aerobik ve anaerobik şartların birlikte meydana gelmesi ile iki aşamada gerçekleşir. Sistemde, organik atıkların aerobik ayrışması daha hızlı bir şekilde gerçekleşirken anaerobik ayrışma sonucu metan gazı üretimi de gerçekleşmektedir. Anaerobik depolamada ilk faz olan aerobik faz havanın atık içerisine suni olarak pompalanmasıyla uzatılmakta ve aerobik bozunmaya müsaade edilmektedir (Top, 2009). Bazı hibrit depolama sahalarında nem ilavesi sağlayan farklı metodlar da kullanılmaktadır. Depo gövdesinin üst kısımlarındaki atıklar daha yüksek hızda bozunurken, gaz depo gövdesinin daha alt kısımlarında toplanmakta ve metan safhası aerobik sistemlere göre daha erken başlamaktadır. Depo gazından enerji kazanımı klasik depolamaya göre daha hızlı başlamaktadır. Hibrit depo sahaları bir depo sahasının ilk yıllarındaki verimsiz geçen süreyi kısaltıp, depo gazından enerji kazanımının mümkün olduğunca çabuk olması için metan fazının daha erken başlamasını sağlamaktadır (Rich ve ark., 2008).

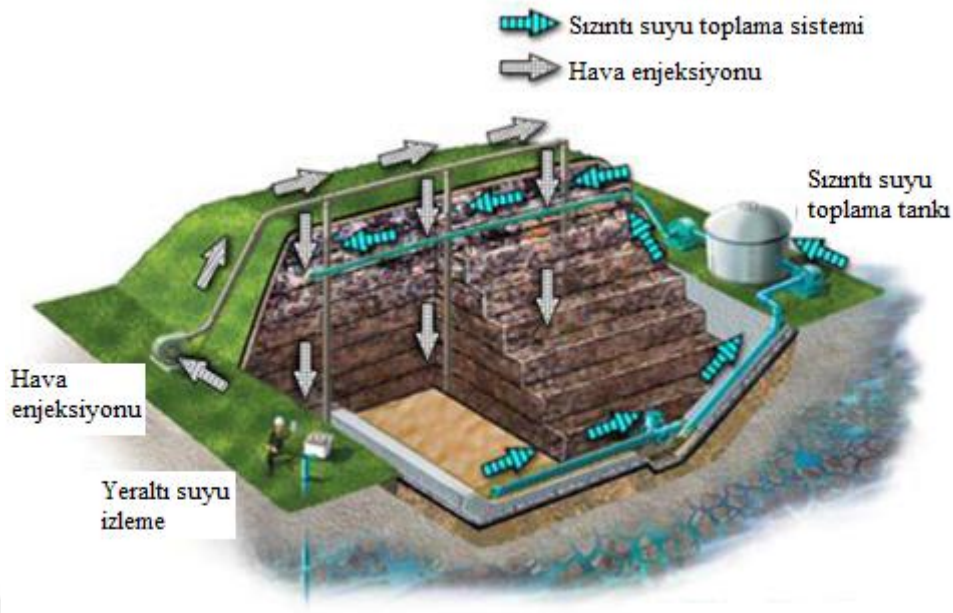


Şekil 2.3. Hibrit biyoreaktör tasarımı ve operasyonel özellikleri (Erses, 2008).

2.1.5. Aerobik biyoreaktör sistemleri

Kompostlaştırma gibi aktif aerobik ayrışma prosesleri, katı atıkların organik kısmının aerobik şartlar altında ortamda yeterli miktarda oksijen ve nem muhtevasının bulunması durumunda anaerobik ayrışma süresinden çok daha kısa bir sürede ayrıştığını göstermiştir (Read ve ark., 2001).

İlk kez 1962 yılında California’da katı atık düzenli depolama sahalarındaki atıkların aerobik ayrışmasını sağlamak için tam ölçekli bir saha havalandırılmış, ancak ortama verilen hava miktarı yetersiz kaldığından sonuçlar başarısız bulunmuştur (Bilgili, 2006). Japonya’da düzenli depolama teknolojileri üzerine başlatılan çalışmalar ile 1966 yılında depo gövdesine hava enjeksiyonu tekrar gündeme gelse de gerekli olan hava miktarının fazla olması nedeniyle ekonomik bulunmamıştır. Yapılan deneysel çalışmalar sonucu yeni bir alternatif geliştirilerek havanın depo gövdesine sızıntı suyu toplama boruları vasıtası ile dağıtılması sağlanmıştır. Semi-aerobik (Fukuoka Yöntemi) olarak adlandırılan bu sistemde havanın depo gövdesinde dağılması dış ortam ile atık içindeki sıcaklık farkından kaynaklanan ısı adveksiyonu ile sağlanmaktadır (Hanashima,1999).



Şekil 2.4. Aerobik biyoreaktör tasarımı ve operasyonel özellikleri (Warith, 2003).

Olumlu sonuçlanan çalışmalar neticesinde, özellikle 1990'lı yıllardan itibaren aerobik depolama yöntemi üzerine bir çok araştırma yapılmıştır. Aerobik şartlar altında atığın kısa sürede stabilizasyonu, depo sahasında çökme miktarının artması, depo gövdesindeki sızıntı suyunun neredeyse tamamının buharlaştırılması, metan üretiminin % 50 – 90 arasında azalması ve anaerobik şartlar altında ayrışmayan organik maddelerin parçalanması gibi avantajlar ortaya çıkmıştır (Hudgins ve Green, 1999).

Stessel ve Murphy (1992), tarafından yürütülen laboratuvar çalışmalarının sonuçlarına göre, aerobik ortamda mevcut mikroorganizmalar, atıkların ayrışabilen kısmını CO₂ ve suya dönüştürmekte, artık madde olarak da humus benzeri bir ürün ortaya çıkarmaktadır. İlk izlenim olarak, ortaya çıkan bu nispeten zararsız nihai ürünler depo sahası işletmecilerine ve sahiplerine oldukça cazip gelmektedir. Katı atıkların sızıntı suyu geri devir uygulaması ile birlikte aerobik ayrışması sonucu biyokütle oluşumunun da arttığı gözlenmiştir.

Ortamdaki mikroorganizmaların, havadan aldıkları oksijeni organik bileşiklerin çeşitli elementleri ile birleştirerek yan ürünler ve yeni hücreler oluşmasını sağlaması

esasına dayanan aerobik ayrışma sırasında meydana gelen biyokimyasal ayrışma işlemi üç fazda gerçekleşmektedir (Bilgili, 2006);

- Şeker, glikoz, nişasta gibi kolay ayrışabilen organikler kısa sürede parçalanır ve yüksek miktarda ısı açığa çıkarırlar.
- Katı atık içerisinde hemiselüloz, lignin, yağlar, reçine, vs. gibi zor ayrışan bileşiklerin ayrışması nispeten daha uzun sürede gerçekleşir ve bu ayrışmanın ikinci kademesini oluşturur.
- Aerobik ayrışma sonucunda oluşan humus benzeri malzemenin (kompostun) değerlendirilmesi isteniyorsa, mineralizasyon işleminden kaçınılmalıdır.

Aerobik depolama işleminin etkili bir şekilde gerçekleşebilmesi için sıcaklık ve nem muhtevasının aerobik ayrışma için optimum şartlarda olması gerekmektedir. Bunun için atık içerisindeki hava akışı ve sızıntı suyu geri devrinin dengeli bir şekilde uygulanması gerekmektedir (Read ve ark., 2001). Hava ve sızıntı suyunun uygun olmayan bir şekilde dengelenmesi aerobik ayrışma performansının zayıf olmasına ve atık kütledeki sıcaklığın artışına yol açabilir. Bu nedenle hava enjeksiyonu öncesinde atığın nem içeriğinin ağırlıkça % 50 – 70 arasında olabilmesi için atık külesine sıvı pompalanır, optimal nem koşullarına ulaşıldıktan sonra hava enjeksiyonu başlar (Mertoğlu, 2005).

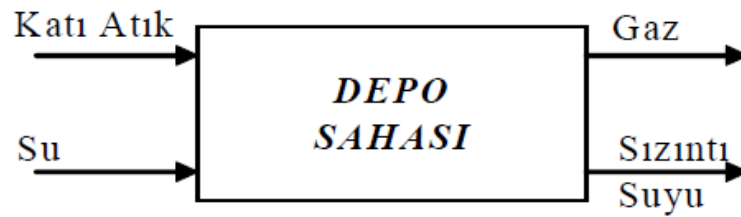
Havalandırma sistemi blowerlardan veya kompresörler ile havalandırma için optimize edilmiş borulardan meydana gelmektedir. Atık içerisinde dikey enjeksiyon kuyuları ile gerekli olan oksijen dağıtılmaktadır. Blowerlar genellikle atık kütle içinden hava çıkışını sağlamak için bir ağ üzerindeki deliklerden oluşmaktadır. Sızıntı suyu toplama sistemi mevcut olan depo sahalarında havalandırma işlemi bu toplama boruları vasıtasıyla da gerçekleştirilebilir. Sızıntı suyu toplama boruları kullanılarak depo gövdesinin havalandırılması ile ilgili yapılan bir çalışmada, havalandırma işlemi sırasında da sızıntı suyunun toplanabildiği belirtilmiştir (Read, ve ark., 2001). Sızıntı suyu toplama sistemi olmayan depo sahalarında ise yatay ve düşey havalandırma sistemleri oluşturulabilir (Bilgili, 2006).

Aerobik depo sahalarının anaerobik depo sahalarına göre avantajları şu şekilde sıralanabilir;

- Anaerobik şartlara nazaran sızıntı suyu kalitesinde önemli ölçüde ve daha hızlı bir iyileşme söz konusudur. Anaerobik şartlarda ayrışmayan bazı kimyasalların aerobik ortamda ayrışması ile organik atıklar ve amonyağın daha yüksek oranda arıtılması söz konusu olup bunun sonucunda sızıntı suyu arıtma maliyetlerinde azalma sağlanır.
- CH₄, aerobik ayrışmanın bir ürünü olmadığından aerobik depo sahasında metan emisyonunda % 50 – 90 oranında azalma sağlanmış olur (Hudgins ve Green, 1999). Ayrıca anaerobik ortamda ortaya çıkan depo gazı içerisinde kokuya sebep olan diğer kimyasalların bir çoğu da azalır.
- Aerobik ayrışmanın hızlı olması sebebiyle stabilizasyon süresinin kısaltılması, kapanmış depo sahalarının daha kısa sürede başka amaçlarla kullanılmasına olanak sağlar.
- Depo sahasına verilen hava, depo gövdesinin neminin giderilmesiyle sızıntı suyu miktarının azalması sağlanabilir.

2.2. Düzenli Depolama Sahası Stabilizasyonu

Düzenli depo sahalarında atığın ayrışması ve stabilize olması sırasında gerçekleşen proseslerin anlaşılabilmesi için, öncelikle depolanan atığın maruz kaldığı parçalanma proseslerinin anlaşılması gerekmektedir. Bu prosesler eş zamanlı olarak gerçekleşmelerine ve birbirleriyle yakın ilişkide olmalarına rağmen, genellikle fiziksel, kimyasal ve biyolojik olmak üzere 3 gruba ayrılırlar. Bu üç prosesin sonunda gaz, sızıntı suyu, artık madde ve biyolojik olarak stabilize olmuş nihai ürünler meydana gelir.

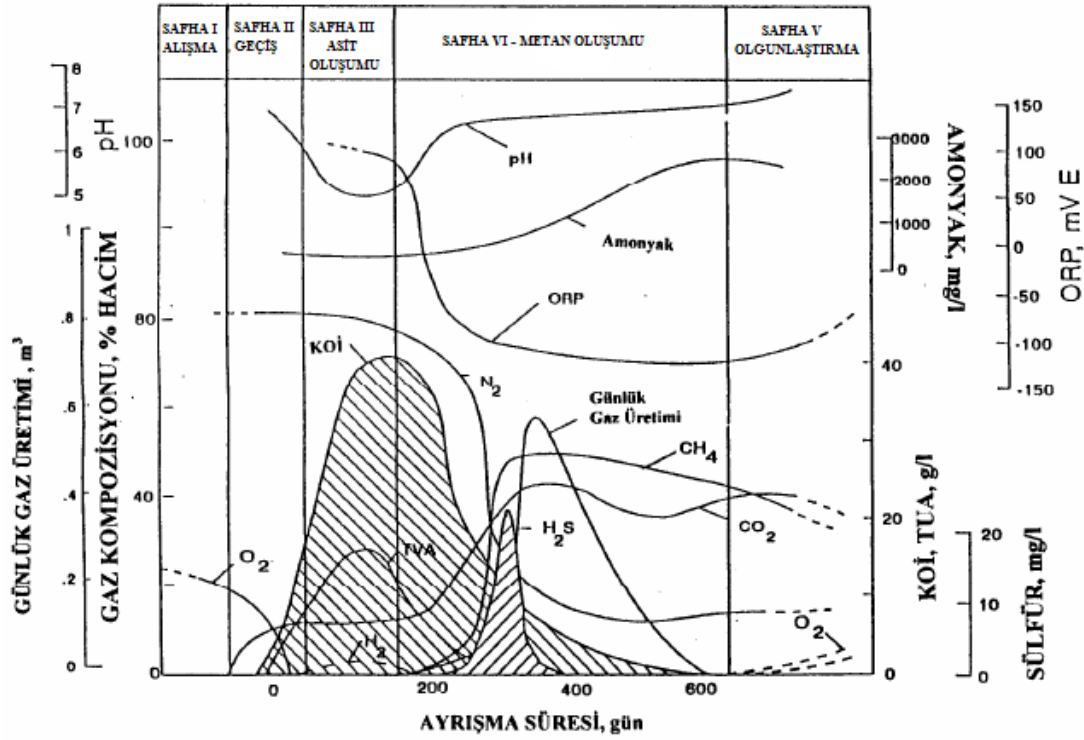


Şekil 2.5. Depo sahalarında madde dönüşümü

Bir depolama sahasında organik katıların stabilizasyonu öncelikli olarak atık karakteristikleri, nem muhtevası, nütrient durumu ve işletme koşullarının hakimiyetinden etkilenen dinamik, karmaşık ve biyolojik kaynaklı bir süreçtir. Depolama sahasına atık yerleştirildiğinde biyolojik ayrışma için gerekli mikrobiyolojik sistemin kurulmuş olması ve uygun büyüme koşulları gereklidir. Bu süre zarfında meydana gelen fiziksel ayrışma, farklı materyallerin atıklardan ayrılması ve ayrışma sonunda atığın fiziksel özelliklerinde meydana gelen değişiklikler olarak tanımlanabilir. Kimyasal ayrışma sırasında atık içerisindeki maddeler sızıntı suyuyla çözünürken çökeltme reaksiyonları, adsorpsiyon ve desorpsiyon reaksiyonları da meydana gelir. Uygun ortam hazır olduğunda meydana gelen biyolojik ayrışma, atıkların maruz kaldığı en önemli süreçtir, pH ve redoks potansiyelleri gibi değişkenler üzerindeki etkisinden dolayı fiziksel ve kimyasal ayrışmayı da kontrol eder (Bilgili, 2006).

2.2.1. Anaerobik depolama sahası stabilizasyon aşamaları

Klasik anaerobik depolama alanlarında atıkların stabilizasyonu beş evrede tanımlanır fakat depolama sahasında çeşitli bölümleri var olduğundan ve mevcut atıklar farklı yaşlara sahip olduğundan bu evreler iç içe meydana gelir.



Şekil 2.6. Atıkların anaerobik stabilizasyon evreleri (Bilgili, 2006)

Faz I – Hidroliz: Atık depolama alanına yerleştirildikten çok kısa bir süre sonra kentsel katı atıktaki biyolojik olarak parçalanabilir bileşikler oksijen varlığında mikrobiyal bozunmanın etkisine girerler (Warith, 2003). Bu evrede basit şekerler hızla parçalanırken, lignin gibi doğal polimerlerin biyolojik ayrışması daha yavaş olur. Önemli miktarda kimyasal ara ürünle birlikte çoğunluğu CO_2 ve amonyak olan ve içerisinde önemli miktarda su bulunan gaz karışımı oluşur. Atık içerisindeki oksijen sınırlı olduğundan aerobik bozunma kısa bir süre devam eder. Atık sıcaklığında meydana gelen hızlı artış bu evrede büyük miktarda enerjinin açığa çıktığını gösterir.

Faz II – Fermantasyon (Geçiş Evresi): Oksijenin tükenmesi ile anaerobik koşullara geçişin başladığı ve anaerobik safhanın ara ürünlerinin oluşmaya başladığı evredir. Başta uçucu yağ asitleri (UYA) olmak üzere alkoller, CO_2 ve H_2 bu evrenin ürünleridir. Geçiş fazı boyunca, yüksek konsantrasyonlardaki karbondioksit ve organik asitlerin varlığından dolayı oluşan sızıntı suyunun pH'ı düşmeye başlar (pH=5-6) (Warith, 2003). Redoks potansiyeli düştükçe sızıntı suyunun başlangıçtaki

yüksek sülfat konsantrasyonu (500 – 2000 mg/L) azaldıkça üretilen sülfür, bu safhanın başlangıcında çözülmüş olan demir, mangan ve diğer ağır metalleri çöktürür (Top, 2009). Bu aşamanın sonunda, KOİ ve uçucu organik asitlerin (VOA) ölçülebilir konsantrasyonları ayrıştırıcı olarak tespit edilebilir (Durmaz, 2005).

Faz III – Asit Oluşum Fazı: Bu fazda iki ana reaksiyon gerçekleşir (Top, 2009); birinci reaksiyon, daha yüksek moleküler kütle bileşiklerinin (lipit, polisakkarit, protein, nükleik asit) mikroorganizmalar tarafından enerji kaynağı olarak kullanılabilen bileşiklere dönüşümüdür (hidroliz). İkinci reaksiyon olan asitojen ise ilk reaksiyon sonucu oluşan mikrobiyal bileşiklerin asetik asit (CH_3COOH) bileşikleri gibi daha düşük moleküler kütle bileşiklerine dönüştürür. Bu dönüşüme daha çok metanojenik olmayan veya asitojenler olarak bilinen mikroorganizmalar dahil olmaktadır. Bu aşamanın önemli gaz ürünü küçük miktarda hidrojen gazıyla birlikte üretilen karbondioksit gazıdır. Depo sahasında artan CO_2 konsantrasyonu pH'ın düşmesine sebep olmaktadır. Sızıntı suyundaki organik asitlerin çözünmesi ile ortamdaki biyokimyasal oksijen ihtiyacı (BOİ_5), kimyasal oksijen ihtiyacı ve iletkenlik artacaktır (Warith, 2003).

Faz IV – Metan Oluşum Fazı: Bu evrede bir grup mikroorganizma asetik asit ve hidrojen gazını metan ve karbondioksit'e dönüştürür. Bu reaksiyondan sorumlu olan bakteriler metanojenik veya metanojenler olarak adlandırılırlar (Warith, 2003). Bikarbonat tampon sistemi tarafından kontrol edilen pH seviyesi düşer ve dolayısıyla metanojenik bakterilerin büyümesini destekler (Mertoğlu, 2005). Bu evrede metanojenik faaliyetlerden dolayı uçucu yağ asitleri ve pH konsantrasyonları düşmektedir. Sızıntı suyundaki organik içeriğin azalmasına bağlı olarak KOİ ve BOİ_5 değerlerinde de düşüş gözlenir.

Faz V – Olgunlaşma Fazı: Biyolojik olarak ayrışabilen maddelerin karbondioksit ve metana dönüştürülmesinden sonra başlar. Mevcut olan nürtientlerin çoğunun metanojenik faz boyunca sızıntı suyuyla uzaklaştırılması ve kalan substratların biyolojik olarak yavaş bozunabilenlerden olması sebebiyle depo gazı üretimi gözle görülür bir şekilde azalır. Sızıntı suyu düşük konsantrasyonlarda sabit kalır. Oksijen

ve oksitlenmiş türler yavaş yavaş yeniden ortaya çıkabilir, bununla birlikte yavaş bozunan dirençli organik fraksiyonların üretimi humik-benzeri maddeler ile devam edebilir (Mertoğlu, 2005). Birkaç gün mertebesinde süren ilk aerobik safhadan sonra diğer safhalar sırasıyla, ay, yıl ve on yıl mertebesinde sürebilir.

2.2.2. Aerobik depolama sahası stabilizasyon aşamaları

Depo sahası gövdesinin havalandırılmasıyla oluşan aerobik stabilizasyon süresince aşağıdaki prosesler gelişmektedir (Heyer ve ark, 2003);

Biyolojik olarak mevcut atık bileşiklerinin bozunması aerobik şartlarda hızlanmaya başlar. Yerinde havalandırma boyunca karbon dönüşümündeki artış organik maddelerin daha hızlı bir şekilde stabilizasyonunu sağlar. Aerobik ayrışma prosesinin bir sonucu olarak artan sıcaklık, depo gövdesindeki suyu buharlaştırır. Stabilizasyon prosesinin sonunda, organik bileşikler çok düşük artık gaz potansiyeli olan çok zor bozunabilen veya bozunamayan bileşiklerden oluşur. Hızlanmış biyolojik bozunma prosesinin bir sonucu olarak, sahada meydana gelen çökmeler de artar.

Sızıntı suyunda, KOİ, BOİ₅ ve azot (TKN, NH₄-N) parametrelerinin azalmasının hızlanması, organik bileşiklerin aerobik bozunması ve havalandırmanın bir sonucu olarak bunların gaz fazına geçişi (çoğunlukla karbondioksit) gerçekleşir. Anaerobik şartlarla karşılaştırıldığında, sızıntı suyu için depo sahası kapatıldıktan sonraki bakım periyotları, havalandırma sonucunda azaltılmış olur. Havalandırma sırasında büyük ölçüde azaltılan sızıntı suyu miktarıyla, oldukça masraflı olan sızıntı suyu arıtma prosesi önemli ölçüde ortadan kaldırılmış olur.

Karbon bozunmasının hızlandırılmasıyla karbondioksit oluşma oranı artmakta böylece kirlenmiş havadaki metan kapasitesinin azalmasıyla patlama riski azaltılmaktadır. Havalandırma sonucunda organik maddenin bozunmasıyla karbon deşarjı, anaerobik şartlar altındaki durumdan ortalama 1,5 - 5 kat daha fazla olup geriye humus benzeri stabilize olmuş bir madde kalmaktadır.

2.2.3. Depolama sahalarında stabilizasyona etki eden faktörler

Su muhtevası, havalandırma, sıcaklık, pH, nutrient (besin), toksik maddeler, katı atık karakteristiği gibi çevresel faktörler depolama sahalarındaki atık stabilizasyonunu etkilemektedir.

2.2.4. Su muhtevası

Bütün biyolojik olaylarda olduğu gibi depolama sahası stabilizasyonunu etkileyen en önemli faktörlerden biri ortamın su muhtevasıdır. Depolama sahasın içindeki su hidroliz reaksiyonlarında reaktan olarak hizmet eder, nutrient ve enzimleri taşır, metabolitleri çözer, pH tamponlamayı sağlar, inhibitor bileşiklerini seyreltir, mikrobiyal saldırı yüzey alanını artırır ve mikrobiyal hücre şişmesini kontrol eder (Noble ve Arnold, 1991). Biyokimyasal ayrışmayı sağlayan mikroorganizmaların %80'ini sudur ve besinlerini suda çözülmüş olarak alırlar. Yapılan çalışmalarda düşük su muhtevasının mikrobiyal aktiviteyi nispeten kuru depolamada olduğu gibi çok yavaş stabilize ettiği hatta durdurduğu ve anaerobik depolama alanlarındaki gaz üretimini sınırladığı görülmüştür (Bilgili, 2006; Erses, 2008).

Hızlı bir aerobik bozunma için genellikle % 40 civarında su muhtevası gerekir aksi takdirde mikrobiyal aktivite yavaşlar (Giannis ve ark., 2008). Su muhtevasının % 25-30'un altına düşmesi bozunmayı sonlandırır (Sesay ve ark., 1998). Bu sebeple su muhtevası depolama sahalarında %40 ila %70 aralığında olmalıdır. Depo sahasında oluşan sızıntı suyu geri devrettirilerek hem depo gövdesinin su muhtevası artırılır hem de sızıntı suyu miktar ve kalitesinde önemli bir iyileşme elde edilir (Read ve ark., 2001).

Atık içerisindeki su ve hava birbiriyle ters orantılıdır. Su miktarının fazla olması halinde boşluklar suyla dolacağından oksijen difüzyonunu engeller ve aerobik aktiviteyi sınırlar. Bu nedenle depo gövdesindeki su muhtevasının ayrışma sırasında direkt ölçümlerle sürekli izlenmesi gerekmektedir. Böylelikle istenen nem derecesini elde etmek için atık içerisine devrettirilecek sızıntı suyu miktarı hesaplanabilir.

Depolama sahası sızıntı suyu enjeksiyon kuyuları ilave edilen suyun depo gövdesinde uniform dağılmasını sağlayacak şekilde tasarlanmalıdır.

2.2.5. Havalandırma

Anaerobik bakterilerin ayrışma proseslerini gerçekleştirebilmesi için ortamda oksijen bulunmaması gerekir. Oksijen kimyasal olarak bağlı bile olsa anaerobik arıtma sürecini olumsuz yönde etkilemektedir. Bu yüzden NO_3^- , H_2O_2 , SO_4^{2-} , vb. maddeler bakteri yaşamı için risk teşkil eder. Metanojenik bakteriler O_2 'ye en duyarlı bakteriler olup -330 mV altında bir redoks potansiyeline ihtiyaçları vardır (Christensen, 2012).

Diğer taraftan aerobik depolama alanlarında meydana gelebilecek anaerobik koşulları önlemek, kütle sıcaklığını ve nem içeriğini ayarlayabilmek için uygun oksijen miktarı depolama alanlarına enjekte edilmektedir. Ortama verilen havanın atık içerisinde tüm bölgelere dağılmasını sağlanmalıdır. Düşük oksijen miktarı ayrışmanın anaerobik şartlarda gerçekleşmesine yol açarken, atık sıcaklığını düşürmek, muhtemel anaerobik mikroorganizmaları bertaraf etmek ve aşırı nemi ortamdaki uzaklaştırmak için ortama verilen aşırı oksijen miktarı yüksek işletme maliyeti dışında proses üzerinde olumsuz bir etkiye neden olmaz. Tosun (2003), aerobik mikroorganizmaların %5 oksijene kadar faaliyetlerini devam ettirebildiği ancak optimum oksijen konsantrasyonunun %10'dan daha büyük olması gerektiğini söylemektedir.

Aerobik depo sahalarında ortama verilecek hava miktarı atık niteliğine ve miktarına bağlı olduğundan uygun havalandırma oranını belirlemek oldukça zordur. Bu kapsamda yapılmış çalışmaların birkaçı ve kullanılan hava oranları Tablo 2.1'de verilmiştir. Bilgili ve ark., (2006) tarafından gerçekleştirilen çalışmada aerobik reaktörlerin işletimi boyunca, çıkış gazındaki O_2 konsantrasyonu % 8'in altına düştüğü zaman, metan üretiminin gözlemlendiği ve bu sebeple havalandırma miktarının çıkış gazındaki O_2 oranı %8 ila %14 arasında olacak şekilde ayarlandığı belirtilmiştir. Aynı zamanda çıkış gazındaki CO_2 konsantrasyonu %15 olacak şekilde

ortama hava verilmesinin katı atıkların aerobik bozunması için yeterli olduğuna dair genel bir görüş mevcuttur (Binner, 2003).

Tablo 2.1. Daha önce yapılmış çalışmalar ve kullanılan hava oranları

Referans	Havalandırma Oranları
Ahmadifar ve ark., (2016)	0,15 – 0,24 L-kg/dk
Slezak ve ark., (2015)	4,41.10 L-kg/dk
Raga ve Cossu (2013)	2 L-kg/saat
Sünbül, (2012)	0,1 – 0,5 ve 1 L-kg/dk
Slezak, (2010)	0,03 – 0,07 – 0,1 – 0,16 L-kg/dk
Sekman, (2009)	0,1 – 0,3 – 0,6 ve 1 L-kg/dk
Erses, (2008)	0,11 L-kg/dk
Bilgili, (2006)	0,084 - 0,086 L-kg/dk
Borglin ve ark., (2004)	0,04 L-kg/dk
Ishigaki ve ark., (2004)	0,8 L-kg/dk
Kim ve Yang, (2002)	0,03 L-kg/dk
Smith ve ark., (2000)	0,0002 L-kg/dk
Hanashima, (1999)	4,2 L-kg/dk
Bernreuter ve Stessel, (1999)	0,5 L-kg/dk
Keener ve ark., (1997)	0,35 – 0,97 L-kg/dk

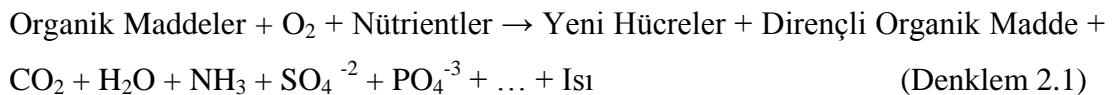
2.2.6. Sıcaklık

Her bir mikroorganizma optimum büyüme sıcaklığına sahiptir ve bu sıcaklıktaki herhangi bir sapma enzimin deaktivasyonu ve hücre duvarının yırtılması nedeniyle büyümeyi azaltacaktır (Durmaz, 2005). Anaerobik bozunma prosesinin en önemli faktörlerinden olup her fazı etkileyen sıcaklığın anaerobik ayrışma için üç aralığı tanımlanmıştır. Bunlar; psikrofil (20°C'nin altında), mezofil (20 ila 40°C) ve termofil (50 ila 70°C) dir. Metan bakterileri 40°C civarında yaşayan mezofilik bir grup ve

maksimum 70°C civarında yaşayan termofilik bir gruptan oluşurlar. Metan üretimi sıcaklık arttıkça artar ve 35 °C’de birinci pik değerine ulaşır. Ancak 45°C ve üzerinde termofilik kademenin başlamasıyla metan üretimi 55°C de maksimum değere ulaşana kadar yeniden artar. Hartz, ve ark., (1982), biyolojik ayrışma ile sıcaklık arasındaki ilişkiyi ampirik bir ifadeyle belirtmiş ve depo sahalarında metan oluşumu için optimum sıcaklığın 41°C olduğunu belirlemiştir. Anaerobik biyolojik ayrışmanın ilk safhasında depo sıcaklığı 70°C gibi yüksek sıcaklıklara ulaşır, ayrışmanın başlaması ile mezofilik metan bakterileri için optimum sıcaklığa (30-35°C) düşerek sabitlenir. Yoğunluk, yüzey alanı, nem muhtevası gibi faktörlerden etkilenen depo sıcaklığının artması gaz üretiminin de arttığının göstergesi olarak kabul edilir.

Sıcaklık doğrudan biyolojik aktiviteyle ilgili bir parametredir (Ponsá ve ark., 2007). Ayrışma sırasında ortamda düşük ve yüksek sıcaklıkların uzun süre devam etmesi mikroorganizma faaliyetleri üzerinde olumsuz etki yapmaktadır. Sıcaklık bakteriyel büyümeyi, depo sahası içindeki kimyasal reaksiyonları, oksijen içeriğini ve nem muhtevasını etkiler (Nagendran ve ark. 2006). Aerobik ayrışma ekzotermik bir prosestir ve yüksek miktarda ısı üreterek atık içerisindeki sıcaklığın yükselmesini sağlar. Anaerobik ayrışma sırasında oluşan enerjinin % 8’i biyokütle içerisinde, % 89’luk kısmı da oluşan metan gazı içerisinde depolanırken, sadece %3’lük kısmı kullanılır (Bilgili, 2006). Aerobik ayrışma sırasında ise elde edilen enerjinin %59’u biyokütle içerisinde depolanırken (yeni bakteri hücreleri), % 41’i kullanılır (Bilgili, 2006).

Katı atıkların aerobik ortamda biyolojik ayrışması genel olarak Denklem 2.1 ile ifade edilmektedir (Bizukojc ve Ledakowicz, 2003):



Depo sıcaklığındaki en hızlı artış ilk 8 haftada meydana gelir (Huang ve ark., 2008). Yapılan arazi çalışmalarında aerobik depo sahalarında sıcaklığın 60°C’nin üzerine

çıkabildiği belirlenmiştir (Borglin ve ark., 2004). Ortam ısısının yükselmesi hem mikroorganizma aktivitesinin ölçüsü hem de patojenleri öldürme aracıdır. Sıcaklık arttıkça ölen mikroorganizmaların yerini yeni duruma adapte olan türler alır ve bu genelde daha hızlı ayrışmaya yol açar. Bununla birlikte 55°C'nin üzerindeki sıcaklıklarda kompostlaşma verim ve hızı önemli oranda düşer. Genel olarak depo gövdesinde sıcaklık 70-75°C'nin altındadır ancak biyolojik inhibisyonundan kaçınmak için genellikle 50-65°C civarında olması istenir (Meima ve ark., 2008). Bu gibi durumlarda sıcaklığı azaltmak için havalandırma oranını artırmak veya karıştırma işlemini daha sık yapmak gerekir.

Aerobik depo sahalarında sıcaklık kontrolü ayrışmanın tamamlanıp tamamlanmadığını anlamının önemli bir ölçüsüdür. Depo gövdesinde sıcaklığın düşmesi ve çıkış gazında oksijen konsantrasyonunun artması ayrışmanın tamamlandığının ve ayrışabilen organiklerin stabilize olduğunun bir göstergesidir. Bundan sonra depo sahasının daha fazla kontrol edilmesine gerek yoktur.

2.2.7. Karbon/azot (C/N) oranı

Yüksek yapılı bitkilerde olduğu gibi mikroorganizmalar da karbon, azot, kükürt, fosfor, kalsiyum, magnezyum, potasyum gibi besin maddelerinden faydalanırlar. Azot dışındaki diğer bütün elementler evsel katı atıklarda yeteri kadar bulunduğundan aerobik ayrışmanın gerçekleşmesi için C/N oranı büyük önem taşımaktadır. C/N oranının 20 ile 78 arasında değiştiği bir çalışmada optimum C/N oranının 30 ile 35 arasında olduğu tespit edilmiştir (Bilgili, 2006). Aerobik depolama alanlarında tercih edilen C/N oranlarının 20:1/50:1 arasında değiştiği yapılan çalışmalar ile bildirmiştir (Varank, 2006). Bazı katı ve sıvı atıklardaki C/N oranı Tablo 2-2 de verilmiştir. (Bilgili, 2006).

Tablo 2.2. Evsel katı ve sıvı atıkları oluşturan çeşitli organik maddelerin toplam N ve C/N değerleri (Bilgili,2006).

Organik madde	N Miktarı (% Katı Madde)	C/N Oranı
Ham Çamur	3,5	15
Çürütülmüş Çamur	3,5	13
Aktif Çamur	5 - 6	6 - 8
Mutfak Artıkları	2,1	25
Hızır Talaşı	0,15	511
Karışık Evsel Katı Atık	1,15	40
Saman	0,3	128

2.2.8. pH ve alkalinite

pH doğrudan mikroorganizmaların büyümesini ve maddelerin çözünürlüğünü etkileyen önemli bir parametredir. Anaerobik ayrışma için en uygun pH 6,4 – 7,6 arasında değişmektedir (Anderson ve Yang, 1992). Metanojenik bakteriler pH değişikliklerine en duyarlı gruptur. Laboratuvar çalışmalarında aşırı organik asit üretiminden kaynaklanan düşük pH değerlerinde metan bakterilerinin faaliyetlerini sonlandırdığı bulunmuştur (Farquhar ve Rover, 1973). Optimum metan oluşumu pH 7,0 – 7,2 aralığında görülmektedir (Bilgili, 2006).

Anaerobik sistemlerde alkalinite, ayrışma için gerekli pH değerinin istenen seviyenin altına düşmesine yol açan uçucu ve diğer asitleri tamponlama kapasitesini gösterir. Düşük alkalinite değerinde uçucu yağ asitleri birikir ve ortamdaki organik asitler pH değerinin düşmesine sebep olarak biyolojik aktiviteyi sınırlarken, yüksek alkalinite değerleri sistemi düzensiz pH değişimlerine karşı korur. Genelde kalsiyum karbonat konsantrasyonu olarak ifade edilen alkalitenin depolama sahasına eklenmesi sızıntı suyunda kirleticilerin azalmasına ve stabilizasyonun hızlanmasına sebep olur. Atığın ayrışması için uygun olan toplam alkalinite 1000 – 5000 mg/L CaCO₃ dür. Farquhar ve Rover (1973) optimum alkalitenin 2000 mg/L CaCO₃ ı aştığını belirtmişlerdir.

Aerobik depolama için de oldukça önemli bir parametre olan pH, başlangıçta CO₂ ve organik asitlerin oluşumuyla yaklaşık 5-6 seviyelerine düşerken, proses ilerledikçe

mikroorganizmaların asitleri substrat olarak kullanmasıyla 8-8,5 seviyelerine kadar ulaşabilir. Bu durum çoğunlukla CO₂ eliminasyonundan olduğu kadar proteinlerin ayrışmasından da ileri gelmektedir. Aerobik reaksiyonlar pH 3-11 aralığında meydana gelebilir, ancak en iyi sonuçlar pH 5-9 aralığında elde edilir (Chefetz ve ark., 1996). Bazı durumlarda pH depo sahalarında nitrifikasyon prosesi boyunca komplikasyona sebep olabilmektedir (Rich ve ark., 2008). Aerobik depolama sahalarındaki sızıntı suyu pH'ı genelde nötrale yakın veya biraz yukarisındadır (Berge ve ark., 2005).

2.2.9. Nütrientler

Anaerobik ayrışmanın optimum düzeyde gerçekleşebilmesi için gerekli olan çok sayıda organik ve inorganik madde bulunmaktadır. İndirgenecek organik karbon haricinde genellikle nutrient olarak adlandırılan azot ve fosforun yanı sıra sulfur, vitaminler ve bir takım iz elementlere (Fe, Ni, Mg, Ca, Na, Ba, Tu, Mo, Se, Co) ihtiyaç duyulmaktadır. Bu iz elementlerin ortamda düşük miktarda bulunması, anaerobik ayrışma prosesini hızlandırırken, belirli eşik seviyenin üzerinde inhibisyon etkisi göstermektedir. Anaerobik sistemler için KOİ: N: P arasındaki optimum oran 100: 0,44: 0,08'dir (Cossu, 1989). Bu oranda en düşük değere sahip olan fosfor anaerobik ayrışmada kısıtlayıcı nütrienttir. Diğer taraftan aerobik proseslerde C/N oranının 20:1/50:1 aralığında olması istenmektedir (Read ve ark., 2001).

2.2.10. Mikroorganizmalar

Depolama alanları farklı türdeki organizmalara ev sahipliği yapan kompleks heterojen bir sistemdir. Katı atıkların aerobik ayrışması her bir mikrobiyal grubun ortama sınırlı sürelerde uyum sağlamasıyla zincirleme gerçekleşen dinamik bir prosestir. Atık boyutu, su muhtevası, pH, sıcaklık, oksijen miktarı ve indirgenme derecesi reaksiyona hâkim olan organizmaların cinsini etkilemektedir.

Aerobik ayrışmanın başlangıcında çoğunluğu bakteri olan mikroorganizmalar çoğalırken, ısı, CO₂ ve su buharı açığa çıkar. İlk aşamada mezofilik bakterilerle

beraber aktinomisetler, maya ve diğer mantarlar, yağlar, proteinler ve karbonhidratları ayrıştırırlar. Sıcaklık 40-50°C'ye ulaştığında başlangıçta mevcut olan organizmaların neredeyse tamamı ölür ve bunların yerini 70°C'ye dayanabilen ve ısı üretebilen termofilik bakteriler alır. Termofilik bakteriler kendileri için mevcut besini tükettiklerinde ısı üretmeyi durdururlar ve atıklar soğumaya başlar. Soğuyan atıklarda, geriye kalan besinlerle beslenen, genellikle mantar ve aktinomisetlerden oluşan yeni bir grup organizma çoğalır.

2.3. Depo Gazı Oluşumu ve Yönetimi

Katı atık içerisindeki organik maddelerin anaerobik şartlar altında ayrışması sonucu meydana gelen depo gazı metan, karbondioksit, karbonmonoksit, hidrojen, oksijen, nitrojen ve hidrojen sulfur karışımından oluşmaktadır. Bu gazlar arasında en baskın metan ve karbondioksit olup konsantrasyonları %40-60 arasında değişkenlik göstermektedir. Depo gazı içerisindeki metanın uzun yıllardır varlığının tespit edilmesi, bu gazın insan ve çevreye olan zararı ve yüksek enerji kapasitesine sahip olması sebebiyle kontrol edilme gerekliliğini ortaya çıkarmıştır (Qin ve ark., 2001).

Depo sahalarında oluşan gazın bileşimi, zamana ve atık içerisindeki organik maddelerin biyolojik ayrışması sırasında meydana gelen stabilizasyon proseslerinin bir fonksiyonu olarak meydana gelir. Biyolojik ayrışmanın karakteristik özelliği CO₂ ve CH₄ oluşumudur. Başlangıçta, aerobik mikroorganizmalar O₂ fraksiyonunu tamamen tüketir ve CO₂ 'nin oluşmaya başlamasıyla birlikte azot (N₂) miktarı azalmaya başlar. Bunun akabinde CH₄ miktarı artış gösterir. Metan ve karbondioksit üretimi oluşum potansiyeli ve oluşum hızı ile tarif edilir. Oluşum potansiyeli atığın biyolojik ayrışma için uygun olan organik kısmına bağlıdır. Su muhtevası, yoğunluk, sıcaklık, pH vb. çevresel faktörler gaz oluşum potansiyelini oldukça etkiler (Nopharatana ve ark., 1998).

Katı atıklar, depo sahalarında depolandıkları ilk anda gaz fazını atmosferik hava oluşturmakta, daha sonra meydana gelen ayrışma prosesleri ile birlikte başlangıçta gaz fazını oluşturan bileşenler ya tamamen tükenmekte yada üretilen diğer gazlarla

yer değiştirmektedir (Bilgili, 2006). Ayrıca depo sahasına difüzyon veya adveksiyon yöntemi ile giren bazı gazlar da vardır.

Oluşan depo gazındaki CH₄ en düşük konsantrasyona sahip olduğundan depolama gövdesi ve sahada yangına sebebiyet verebilir, ayrıca karbondioksit kadar olmasada atmosferde sera gazına neden olur. CO₂ ise patlayıcı veya zehirli olmamasına rağmen, atmosferdeki CO₂ konsantrasyonu özellikle son yıllarda sera etkisinden dolayı küresel ısınmaya yol açabilecek seviyededir. CO₂ in yol açtığı ikinci büyük tehlike ise su ile teması halinde sıvı faza geçen CO₂'in bikarbonat (HCO₃⁻) iyonları ve/veya karbonik asit (H₂CO₃) oluşturarak pH'ın düşmesini ve bunun sonucunda sızıntı suyu sertliği ve mineral madde muhtevasını arttırabilecek olmasıdır (Bilgili, 2002). Bu nedenle depo gazlarının atmosfere taşınmasına izin verilmeden toplanarak enerji eldesi için arıtılıp işlenmesi hem olumsuz etkilerin bertarafını hem de yeni bir enerji kaynağı olarak kullanabilmeyi sağlar.

Depo gazının nihai kullanım alternatifleri şunlardır (Reinhart, 1994);

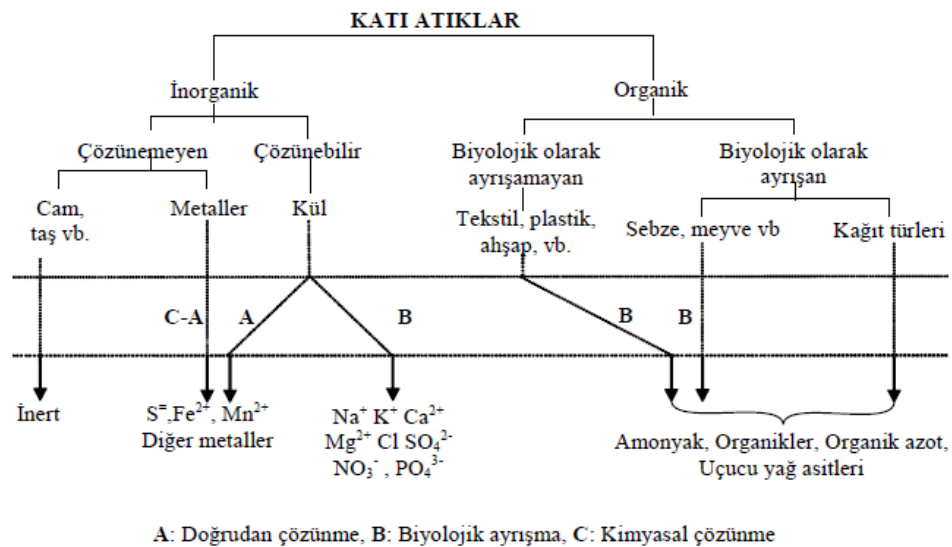
- Havalandırma (geri kazanım yok, koku ve patlama tehlikesi, sera etkisi),
- Flairlarda yakma (geri kazanım yok, daha az koku ve patlama tehlikesi),
- Direkt yakma (ısı üretimi),
- Motor yakıtı (ısının geri kazanımlı ve geri kazanımsız mekanik veya elektrik gücü),
- Türbin yakıtı (elektrik gücü),
- Araç yakıtı (mekanik gücü),
- Doğal gaz şebekesine enjeksiyon,
- Kimyasal madde üretimi.

2.4. Sızıntı Suyu Oluşumu ve Yönetimi

Yapılan çalışmalarda sızıntı suyu düşük pH değerı, yüksek biyolojik oksijen ihtiyacı (BOİ), kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) ve toksik maddelerin bulunması ile

karakterize edilmiş yüksek kirliliğe sahip atıksular olarak tanımlanmıştır (Keser, 2009).

Katı atıklardan gelen bir su akıntısı olan sızıntı suyu çözünebilir veya çözünemeyen bileşiklerin çöplerden süzülmesi ve depolama alanında meydana gelen reaksiyonlar sonucu oluşmakta olup Şekil 2.7’de gösterilmiştir. Oluşan sızıntı suyu miktarı sahaya özgü özellikler göstermesine rağmen genel olarak atık bileşimi (organik-inorganik, ayrışabilen-ayrışamayan, çözünebilir-çözünemeyen), depolama tekniği, depo sahasına dışarıdan giren suyun özellikleri (miktar ve bileşenler), örtü tabakasının permeabilitesi ve topoğrafik özellikler, depo sahasının özellikleri (redox potansiyeli, pH, sıcaklık, nem ve depo yaşı) ve atık içerisindeki fiziko-kimyasal reaksiyonlarla yakından ilgilidir (Bilgili, 2006).



Şekil 2.7. Katı atık bileşenleri ve sızıntı suyu oluşum basamakları (Bilgili, 2006).

Depolama sahasındaki kirlilik potansiyelini ve meteorolojik parametreleri de kullanarak saha içindeki nem miktarını tahmin etmede su dengesi metodundan (Water Balance Method) faydalanılır. Bu metoda göre, depo sahasına giren ve çıkan su miktarları birbirine eşittir.

Sızıntı suyu kompozisyonu ve karakteristikleri, atık türü, iklim, organik madde içeriği, depo sahası hidrojeolojisi ve işletme şartları gibi çeşitli faktörlere bağlı olup Tablo 2-3’de verilmiştir.

Tablo 2.3. Genç ve yaşlı çöp sızıntı suyu karakteristikleri (Çalı ve Balahorli, 2013)

Parametre*	Genç Çöp Sızıntı Suyu (< 2 Yıl)		Olgun Çöp Sızıntı Suyu (> 10 yıl)
	Aralık	Genel	Aralık
BOİ₅	2000 - 30000	10000	100 - 200
TOK	1500 - 20000	6000	80 - 160
KOİ	3000 - 60000	18000	100 - 500
AKM	200 - 2000	500	100 - 400
Organik N	10 - 800	200	80 - 120
NH₃ - N	10 - 800	200	20 - 40
NO₃	5 - 40	25	5 - 10
Toplam P	5 - 100	30	5 - 10
PO₄ - P	4 - 80	20	4 - 8
Alkalinite (CaCO₃)	1000 - 10000	3000	200 - 1000
pH	4,5 – 7,5	6	6,6 – 7,5
Sertlik (CaCO₃)	300 - 10000	3500	200 - 500
Kalsiyum (Ca)	200 - 3000	1000	100 - 400
Magnezyum (Mg)	50 - 1500	250	50 - 200
Potasyum (K)	200 - 1000	300	50 - 400
Sodyum (Na)	200 - 2500	500	100 - 200
Klor (Cl)	200 - 3000	500	100 - 400
Sülfat (SO₄)	50 - 1000	300	20 - 50
Demir (Fe)	50 - 1200	60	20 - 200

*pH dışındaki tüm parametreler mg/L cinsindedir.

Sızıntı suyu kirleticileri dört grup altında incelenebilir (Bilgili, 2006);

- Çözünmüş organik maddeler; KOİ, TOK, uçucu yağ asitleri (UYA), fulvik ve humik asitler.
- İnorganik makro bileşenler; kalsiyum (Ca^{2+}), magnezyum (Mg^{2+}), sodyum (Na^+), potasyum (K^+), amonyum (NH_4^+), demir (Fe^{2+}), mangan (Mn^{2+}), klorür (Cl^-), sülfat (SO_4^{2-}) ve hidrojen bikarbonat (HCO_3^-).
- Ağır metaller; bakır (Cu), çinko (Zn), kadmiyum (Cd), krom (Cr), kurşun (Pb) ve nikel (Ni).
- Evsel ve endüstriyel kimyasallardan kaynaklanan ve genellikle 1mg/L'den daha düşük konsantrasyonlarda mevcut olan ksenobiyotik organik bileşikler (XOC) ise aromatik hidrokarbonlar, fenoller, klorlu alifatikler ve pestisitler gibi bileşikleri ihtiva ederler.

Yukarıda belirtilen sızıntı suyundaki her hangi bir kirletici için sabit bir konsantrasyon değerinden söz etmek mümkün değildir ancak tüm kirleticiler zamana bağlı olarak bir azalma eğilimi göstermektedir. Sızıntı suyundaki kirleticilerin arıtımı için geliştirilen fiziksel, kimyasal, biyolojik ve ileri biyolojik arıtma metodlarından herhangi birinin tek başına kullanımında yüksek oranda arıtma verimi ve çıkış suyu kalitesi eldesi zordur. Bu nedenle sızıntı suyu arıtımında genellikle fiziksel, kimyasal (koagülasyon-flokülasyon, kimyasal çöktürme, kimyasal-elektrokimyasal oksidasyonlar) ve biyolojik (aerobik, anaerobik ve anoksik proses kombinasyonları) metodların kombinasyonu, ileri arıtma metodlarında ise adsorpsiyon ve membran teknolojileri kullanılmaktadır (Keser, 2009).

2.5. Depolama Sahalarında Stabilizasyonun Hızlandırılması

Katı atık düzenli depolama alanı tasarımı yapılırken, depo gövdesine giren su miktarının minimize edilerek sızıntı suyu ve depo gazı oluşumu ile çevresel etkilerin en aza indirilmesi amaç edinilmelidir. Ancak depolama alanlarının yaygınlaşması ve geçen süre boyunca elde edilen tecrübeler, sistemin uzun süreli olumsuz etkilere yol

açtığı, sızıntı suyu ve depo gazının uzun yıllar boyunca oluştuğu gözlenmiştir. Buna bağlı olarak düzenli depolama alanlarındaki atık stabilizasyonunun hızlandırılmasının sorunu çözeceği düşüncesi ile çeşitli alternatifler üzerinde durulmuş ve çok sayıda arazi ve laboratuvar ölçekli çalışmalar gerçekleştirilmiştir. Yöntemler arasında sızıntı suyu geri devri ile birlikte son yıllarda çalışılan aerobik depolama uygulaması da üzerinde en çok durulan konulardandır.

2.5.1. Depo sahasına giren atıkların kontrolü

Yapılan araştırmalar neticesinde farklı atık bileşenlerinin nem, substrat ayrışabilirliği ve inhibitörlerin varlığı gibi özelliklerinden dolayı ayrışma prosesinin olumlu ve olumsuz olarak etkilenebileceği görülmüştür (Farquar, 1988; Yuen, 1999). Mesela depolama sahasında kolay ayrışabilen organiklerin (mutfak ve bahçe atıkları) fazla olması sonucunda sahada meydana gelen yoğun organik asitler metan üretimini geciktirebilir. Ayrıca sentetik organiklerin ayrışmasının da uzun zaman aldığı ve yüksek inorganik atıkların (kül, hafriyat atıkları vb.) varlığının metan üretimi üzerinde olumsuz etkileri saptanmıştır (Yuen, 1999).

2.5.2. Atıkların sıkıştırılması

Atıkların sıkıştırılması ile birlikte depolama kapasitesi artırılarak sahanın optimum sürede kullanımı sağlanmaktadır. Sıkıştırılan atıkların bir diğer avantajı da, ortamdaki serbest oksijen miktarını minimize ederek aerobik ayrışma safhasını kısaltmak olduğundan anaerobik bozunma üzerinde de etkilidir. Yüksek nem muhtevasına sahip atıklar depolanıp sıkıştırıldığında, substrat ve bakterilerin teması ile nutrient dağılımı sağlanır (Yuen, 2001).

2.5.3. Atıkların öğütülmesi

Depolama sahasına girecek olan atıkları parçalayarak atık hacmini azaltmak mümkündür. Aynı zamanda atığın karıştırılması da homojenliğini arttırarak stabilizasyona olumlu etki etmektedir. Atıkların öğütülmesi ile yüzey alanı artan atıklar için biyolojik ayrışmanın hızlanması sağlanmaktadır. Atığın öğütülmesi, hidroliz ve asit üretimini destekleyeceğinden organik asitlerden dolayı meydana gelecek pH düşüşü kontrol edilebilirse (tampon ilavesi) anaerobik ortamın gelişmesini engellemez böylece hidroliz ve asit üretiminin erken gelişmesi atıkların ayrışmasına pozitif etki sağlayabilir (Bilgili, 2006).

2.5.4. Evsel çamur ilavesi

Kentsel atıkların evsel arıtma çamurlarıyla bertarafı, atıkların nem dağılımı, nutrient temini ve anaerobik mikroorganizmaların gelişimine katkı sağlayabilir. Arıtma çamuru ilavesi, nötr pH ile eklendiğinde CH₄ oluşumunu artıran olumlu bir etkiye sahiptir (Hot, 2012).

2.5.5. Enzim ilavesi

Hidroliz işlemi fermantatif bakteriler tarafından üretilen enzimler yardımıyla gerçekleştiği için hidroliz prosesini doğal enzim aktivitesine müdahale etmek suretiyle hızlandırmak ve kontrol etmek, atıkların ayrışmasına katkı sağlayabilir (Tınmaz, 2009). Enzimler ve saf kültürler ayrıca biyolojik arıtma işlemleri sırasında veya öncesinde hidrolizi arttırmak için de kullanılmıştır (Cammarota ve Freire, 2006).

2.5.6. Tampon ilavesi

Henüz dengede olmayan depolama ortamında organik asit üretimi sonucu pH'ın düşmesi ile engellenen metan üretimi tampon ilavesi ile giderilebilmektedir (Tınmaz, 2009). Tamponlayıcı madde olarak genelde karbonat ve bikarbonat iyonu içeren

kalsiyum karbonat, kalsiyum bikarbonat gibi maddelerin ilavesinin yanında tamponlayıcı olarak kireç de ilave edilebilir (Bilgili, 2006).

2.5.7. Aerobik depolama

Depo gövdesindeki atıkların aerobik proseslerle ayrışması ile atık stabilizasyonunun hızlandığı, oluşacak metan gazı miktarının azaltıldığı, sızıntı suyundaki toksik organik maddelerin konsantrasyonunun azaltıldığı ve oluşan sızıntı suyu miktarını azaltılarak arıtma maliyetlerinin düştüğü yapılan çalışmalarda görülmüştür (Das, vd., 2002; Ağdağ ve Sponza, 2004; Bilgili, 2006; Ponsá, vd., 2007; Giannis, vd., 2008; Erses, vd. 2008).

2.5.8. Sızıntı suyu geri devri

Sızıntı suyu geri devri, ortaya çıkan ve geri devrettirilen sızıntı suyunun tamamının kontrol edilebildiği, etkili bir sızıntı suyu toplama sistemi olan sahalarda uygulanmalıdır. İyi tasarlanmış geri devir sisteminde suyun depo gövdesinde uniform dağılmasını sağlamak ve sahadan çıkan sızıntı suyu miktarını olabildiğince azaltmak ana hedeflerden olmalıdır.

Sızıntı suyu geri devrinin amacı ortamdaki optimum nem muhtevası ile aktif bir mikrobiyal ayrışma, mikroorganizma, substrat ve nütrientlerin atık içerisinde etkin bir şekilde taşınmasını sağlayacak su akışının temini ve depolama alanındaki inhibitörlerin yüksek konsantrasyonlarının seyreltilmesidir.

BÖLÜM 3. DÜZENLİ DEPOLAMA SAHALARINDA MİKROBİYAL ÇEŞİTLİLİK

Mikroorganizmalar Robert Hooke tarafından 1665 yılında küflerin üreme yapılarının tanımlanması ile keşfedilmiştir. Sonrasında Hooke'un çalışmalarından bilgisi olan amatör mikroskop yapımcısı Antony Van Leuwenhoek 1684 yılında kendi yaptığı basit bir mikroskopla doğal maddeleri mikrobiyal yönden incelemiştir. Koch ve Pasteur gibi bilim adamları yaptıkları yeni çalışmalar sonucunda mikroorganizmaların yaygın olarak hastalıklardan sorumlu olduklarına inanmış ve kesin kanıtlar için araştırmalarını sürdürmüşlerdir (http://erzurum.edu.tr/Content/Yuklemeler/Personel/Arzu_GORMEZ/Mikrobiyoloji_I16405.pdf).

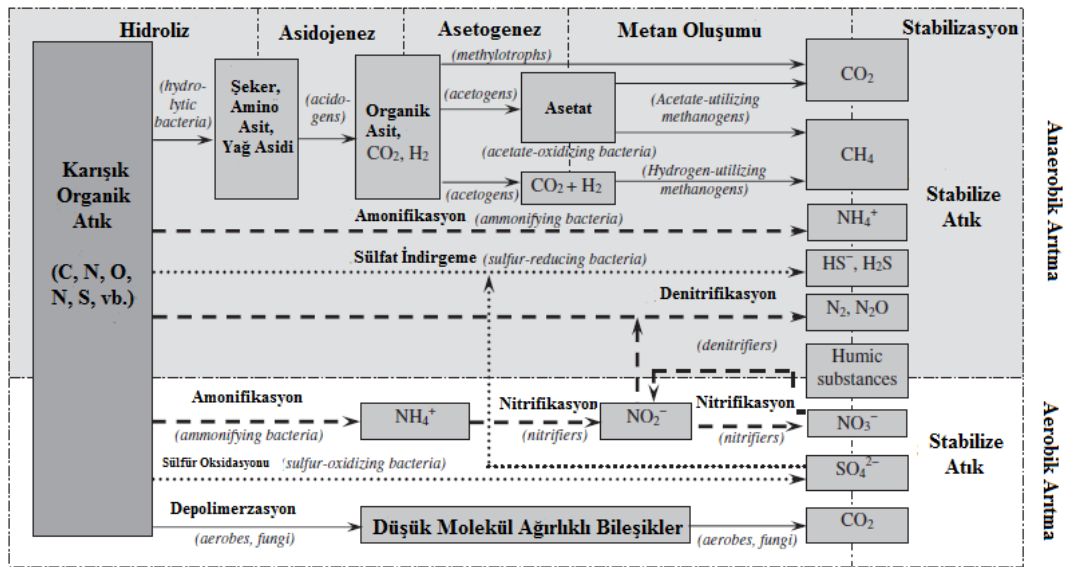
Diğer taraftan içerisindeki dört ana kimyasal bileşenlerin proteinler, nükleik asitler, lipitler ve polisakkaritlerin olduğu canlıların temel yapı taşı hücreler oldukça organize yapılar olmakla birlikte ister çok hücreli organizmalarda isterse mikroorganizmalarda bulunsunlar biyokimyasal yönden pek çok ortak özelliğe sahiptirler. Tablo 3-1'de verilen tüm bu ortak özellikler mikroorganizmaları, insan dâhil, yüksek organizmalarda hücre işlevinin anlaşılması bakımından kullanılabilir mükemmel bir model haline getirmektedir. Mesela insanın genetik bilgilerini taşıyan küçük bir parçayı bakteriye verip orada ona göre protein sentezi yaptırmak, hormonlar, antijenler ve diğer proteinleri üretmek mümkündür. Faydalı ve/veya zararlı bilinen tüm özelliklerinin yanı sıra hala açığa çıkmamış yönleri olan ve her geçen gün daha farklı durumlarda karşımıza çıkan mikroorganizmalar adeta bir kara kutu olup keşfedilmeyi beklemektedir.

Tablo 3.1. Bakteri, arke ve ökaryotlar arasındaki bazı temel benzerlikler ve farklılıklar (Özcan, 2004)

ÖZELLİKLER	BAKTERİLER	ARKELER	ÖKARYOTLAR
Moleküler Özellikler			
Halkasal kromozom yapısı	+	+	-
Plazmid bulunuşu	+	+	Nadir
Ribozom sedimentasyon sabiti	70 S	70 S	80 S ¹
Ribozomal RNA sedimentasyon sabitleri	16S, 23S, 5S	16S, 23S, 5S	18S, 28S, 5.85S, 5S
RNA polimeraz sayısı	1 adet (4 alt birim)	Birkaç adet (Herbiri 8-12 alt birim)	3 adet (Herbiri 12-14 alt birim)
Trinskripsiyon faktörü (EF-2) gerekliliği	-	+	+
Promotör yapıları	TATAAT (Pribnow) kutusu (-10 ve -35 sekansları)	TATA kutusu (-38 ve -25 sekansları)	TATA kutusu (-30 ve -25 sekansları)
Metabolik Özellikler			
Azot fiksasyonu	+	+	-
Denitrifikasyon	+	+	-
Metan oluşturma	-	+	-
Klorofille fotosentez	+	-	+
Kemolitotrofik metabolizma	+	+	-
80°C üzerindeki sıcaklıkta ve 1.5 M'in üzerindeki tuz konsantrasyonlarında üreme	+	+	-
Kimyasal Analizlere Dayalı Özellikler			
PHB üretimi	+	+	-
Peptidoglikan bulunuşu	+ ²	-	-
Sterol bulunuşu (hücre zarlarında)	+	-	+
Zar lipitleri	Gliserole ester bağlı yağ asitleri	Gliserole eter bağlı fanil zincirleri	Gliserole ester bağlı yağ asitleri
Sitolojik Özellikler			
Prokaryotik hücre yapısı	+	+	-
Histon proteinleri	-	+ ³	-
9+2 düzeninde flagella yapısı	-	-	+
Başlangıç amino asiti	N-formilmetiyonin	Metiyonin	Metiyonin
5'CAP ve poli-A uzantısı	-	-	+
Mitoz	-	-	+
Antibiyotiklere Duyarlılık			
B-laktam, kloramfenikol, streptomisin	+	-	-
Sikloheksimit	-	-	+

1: Mitokondri ve kloroplast hariç, 2: Protein yapıda hücre duvarına sahip Chlamydiae ve Planctomycet'ler hariç, 3: Bazı tRNA genleri intron proteinleri içermektedir

Depolama sahaları; mikroorganizmaların yaşamlarını sürdürdükleri, hâkim çevresel koşullara ve substrat türüne bağlı olarak çok çeşitli mikrobiyal toplulukların egemen olabileceği heterojen bir sistemdir. Kompleks ortamlardaki önemli biyolojik dönüşümlerden de sorumlu oldukları bilinen mikroorganizmalar sayesinde depolama sahalarında gerçekleşen biyolojik işlemler stabilizasyonu önemli ölçüde etkilemektedir.



Şekil 3.1. Biyoreaktörlerde mikroorganizmaların rolü ile katı atık ayrışmasının şematik gösterimi. Semboller: Sürekli çizgi; karbon parçalanması, noktalı çizgi; sülfür dönüşümü, kesik çizgi; azot dönüşümü. (Sang ve ark., 2012)

Düzenli depolama sahalarının stabilizasyon süreci ve biyolojik durumları arasındaki ilişkinin sağlıklı olması için fiziksel ve kimyasal indekslerin yanı sıra mikrobiyal topluluk yapısının da incelenmesi gerekirse arkea ve bakteri olmak üzere iki başlık altında ele alınabilir.

3.1. Bakteri Çeşitliliği

Depolama sahasındaki moleküler popülasyonun araştırıldığı ve moleküler araçlar kullanılarak incelendiği birçok çalışma bakterilerin baskın grup olduğunu ve çoğunlukla fermantatif ve asitojenik bakterilerden oluştuğunu göstermiştir (Mertoğlu, 2005). Fermantatif bakteriler zorunlu anaerobik ve fakültatif anaerobik bakterilerin geniş heterojen bir grubu olup hidroliz ve organik asit fermantasyonunda rol almaktadır. Asidojenik bakteriler fermantasyon sırasında açığa çıkan ürünleri asetik aside dönüştüren heterojen bakterilerdir.

Daly ve ark. (2000); depolama sahasındaki atık örneklenmesinin zor olması nedeniyle sızıntı suyu örneklerini kullandığı çalışmada sülfat indirgeyici bakterilerin (SRB) beklenmedik düzeyde yüksek çeşitliliğini bulmuşlardır. Depolama

sahalarının ölçeğinin ve aşırı heterojenliğinin mikrobiyal çeşitliliği teşvik edeceğini belirtmişlerdir.

Boon ve ark. (2000); DGGE tekniği kullanarak depolama sahasındaki bakteri topluluğunu araştırmış ve farklı derinliklerden alınan toprak örnekleri arasından sadece bakteriyel topluluk yapısının birkaç grubunda bazı farklılıklar gözlemlemiştir. Bu sonuçlar derinliğin bir fonksiyonu olarak bazı bakterilerin bastırılabilirliği veya uyarılabilirliği anlamına gelip Felske ve Akkermans'ın (1998) bulgularını doğrulamaktadır.

Depolama sahasındaki atık yığını ve sızıntı suyunda bulunan aerobik mikrobiyal popülasyon ABD'deki belediye çöp depolama sahaslarının birindeki test hücresinde aerobik biyodegradasyon işlemi sırasında Boothe ve ark. (2001) tarafından karakterize edilmiştir. Hem aeroblar hem de fakültatif anaeroblar, sızıntı suyu ve yığın örneklerinden izole edilen bakteriler arasında olduğu gözlenmiştir. Ancak, stabilizasyon işlemi sırasında mevcut olan bu metabolik tiplerin her birinin nispi sayıları belirlenmemiştir. Aerobik biyolojik inceleme işlemi sırasında mevcut olan mikroorganizmaların diğer metabolik özelliklerini açıklayan ek çalışmalar bu teknolojiyi daha da optimize etmek için bilgi sağlayabileceği sonucuna ulaşılmıştır.

Kim (2003); yaptığı çalışmada depolama sahasındaki mikrobiyal topluluğu depo gazı kullanarak araştırmış ve bakterilerin depolama alanlarındaki baskın grup olduğunu belirtmiştir.

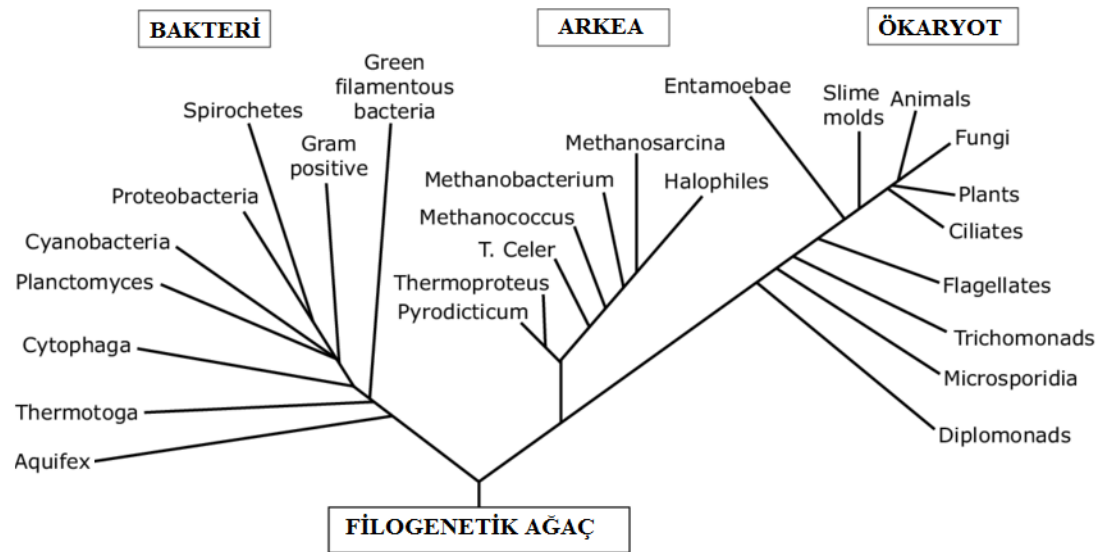
Mehmood ve ark. (2009); çalışmanın amacı depolama sahasındaki sızıntı suyu arıtımında kullanılan yerinde havalandırmalı lagünlerdeki mikrobiyal değişimin KOİ giderim verimliliği ve N dönüşümleri de dikkate alınarak DGGE aracılığı ile izlenmesidir. Mikrobiyal toplum analizleri dört lagünün her birinin ayrı, sabit mikrobiyal bir profile sahip olduğunu göstermiştir. Mikrobiyal yapının farkının lagünlerdeki nütrient durumunun farklı olmasından kaynaklandığı dile getirilmiştir.

Zhang ve ark. (2011); semi-aerobik ve anaerobik düzenli depolama sahalarındaki bakteri topluluğunun miktarını ve filogenetik yapısını gerçek zamanlı PCR ve DGGE vasıtasıyla karşılaştırmışlardır. Kararlı dönemde metan oksitleyici bakterilerin her iki depolama sahasında da başlangıç periyodundan daha düşük olduğu görülmüştür. Bununla birlikte yarı aerobik sızıntı suyunda anaerobik ortamdakine oranla daha fazla metanotrofik bakteri popülasyonuna rastlanmıştır. Bunun yanısıra proteobakterler ve bakteroidler, yarı aerobik depolama sahası sızıntı suyunda baskın olarak daha yüksek bir orana sahip oldukları yapılan çalışmada görülmektedir. Çalışma sonunda atıkların farklı şartlarda depolanması ve depolama sahasındaki atığın yaşının semi-aerobik ve anaerobik depolama sahalarının sızıntı suyundaki bakteri miktarı ve bileşimi üzerine de çok önemli etkileri olduğu sonucuna ulaşılmıştır.

Bu çalışmada Dao ve ark. (2016) tarafından kurak ve yağışlı mevsimlerde (Şubat-Eylül arası ve sırasıyla Ekim-Ocak ayları arası) Vietnamdaki Danang Şehri'nde bulunan Khanh Son çöp sahasında sızıntı suyu ve sızıntı suyu arıtım sisteminde (14 süreç) mikrobiyal topluluğun kompozisyonlarının kapsamlı bir analizi yapılmıştır. Kuru ve yağışlı mevsimlerdeki ham sızıntı suyunda Arcobacter, Clostridia, Thermotogales, Methanobacteriaceae, and Methanosaeta baskın olduğu görülmüştür. Sistemin her iki sezon boyunca farklı mikrobiyal topluluk kompozisyonuna sahip olduğu görülmüştür.

3.2. Arkea Çeşitliliği

1990 yılına kadar bir çeşit bakteri grubu olarak düşünülmesine rağmen Woese ve arkadaşları prokaryot yapılı bu canlıların ökaryotlara ve bakterilere benzer yönleri olsa bile diğer bakterilerden belirgin bazı farkları olduğunu görmüş ve arkelerin ayrı bir alem olabileceklerini ileri sürerek yaşamın üç alanı kavramını ortaya atmışlardır: Bakteriler, Arke ve ökaryotlar (Woese ve ark., 1990).



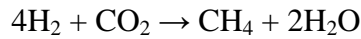
Şekil 3.2. 16S (veya 18S) rRNA dizilerine dayanan üç alanı gösteren köklü evrensel filogenetik ağaç (Woese ve ark., 1990)

Boyutları 0,1 μm ile 15 μm arasında değişen arkealar zorunlu anaerob olup oksijensiz ortamlarda yaşayabilmektedirler (<https://biologywise.com/archaeobacteria-kingdom>). Yakın zamana kadar arkeler üzerinde yapılan çalışmaların çoğu soy özelliklerinden çok ekolojileri ile alakalı olduğu için yaşam ortamları üzerinde yoğunlaşmıştır. Başlangıçta arkeaların kaplıcalar (termofiller), tuzlu göller (halofiller), aşırı düşük ve yüksek pH (sırasıyla asidofiller ve alkalifiller) gibi ekstrem koşullarda yaşadıkları düşünülmüştür (Prakash ve ark., 2013). Kültürden bağımsız yaklaşımlara ilişkin daha sonraki gelişmeler arkelerin kutuplardaki soğuk suda, pirinç tarlaları ve diğer karasal ve tatlı su habitatları gibi farklı koşullarda da yaygın olarak bulunduğunu ve Dünya üzerindeki mikrobiyal yaşamın büyük bir bölümünü oluşturduğunu göstermiştir (DeLong, 1992; e Silva ve ark., 2012; Lu ve Jia, 2013). Yaygın dağılımına ek olarak arkealar karbon ve azot döngüsü, biyogaz üretimi, anaerobik arıtma vb. işlemlerin de bir parçasıdır (Prakash ve ark., 2013).

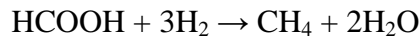
Küresel karbon döngüsü, metan emisyonu ve alternatif enerji üretimi için önemli katkılarda bulunan metanojenler arkeaların çok çeşitli bir grubu olup oksijene duyarlı anaeroblardır (Mertoğlu, 2005; Yadav ve ark., 2015). Metanojenlerin büyük bir kısmı asetati kullanarak metana çevirirler bununla birlikte birkaç zorunlu metilotropik ve asetotrofik türler haricinde enerji kaynağı olarak moleküler hidrojen ve karbondioksiti kullanıp metan üreten türler de mevcuttur (Müller ve ark., 1993).

Metan üretimi sırasında açığa çıkan reaksiyonlar sırasında hidrojen kullanan metanojenler asetat kullananlara göre daha fazla enerji ürettiğinden hidrojen bulunan ortamlarda daha aktiflerdir. Bu reaksiyonlar şu şekilde gösterilebilir (Mertoğlu, 2005; Çallı, 2006 – Proje No: 105Y245):

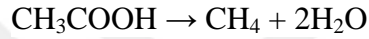
- Hidrojenotroflar (38 tür) tarafından hidrojen oksitlenip karbondioksit indirgenğinde;



- Metilotroflar (20 tür) tarafından metil bileşikleri kullanıldığında;



- Asetotrofik metanojenler (9 tür) tarafından asetat metil grubu kullanıldığında;



Metanojenler depolama sahalarında ve/veya bu sahaları temsil eden reaktörlerde bulunan katı atığın ayrışmasında oldukça önemli rol oynayan mikroorganizmalardır (Christensen ve ark., 2001). Literatürde bir çok araştırma olmasına rağmen depolama sahalarında metanojenlerin dağılımı konusunda yeterli bilgi mevcut değildir. Geleneksel yöntemler kullanılarak yapılan ekim tekniklerinin uzun süreç gerektirmesi bu bilgi eksikliğinin en temel sebebidir (Grosskopf ve ark., 1998). Son yıllarda 16S rRNA gen dizisine dayanan moleküler tekniklerin kullanılmaya başlanmasıyla birlikte depolama sahasındaki mikrobiyal ekoloji hakkında daha güçlü bilgiler elde etmek mümkün hale gelmiştir (Amann ve ark., 1995).

Chen ve arkadaşları 2003 yılında yayımladıkları araştırmalarında eski ve yeni katı atık depolama sahalarından aldıkları numunelerde arkea popülasyonunu incelemişlerdir. Her iki depolama sahasında bulunan baskın arkea grubu hidrojen kullanan metanojenler olarak belirlemişlerdir. Genç depolama sahasında daha yüksek miktarda Methanosarcina bulunurken eski depolama sahasında Methanothermobacter türünün baskın olduğu gözlenmiştir (Chen ve ark., 2003). Bu çalışma metanojen arkelerin depo yaşına bağlı olarak farklılıklar gösterebileceği çıkarımı yapılabilmektedir.

Krishnamurthi ve Chakrabart (2013), Hindistan'ın Chandigarh kentinde bulunan katı atık depolama alanındaki bakteri ve arkea çeşitliliğini kültüre bağlı geleneksel yöntemler ve kültüre bağlı olmayan moleküler yaklaşımlarla incelemiştir. Geleneksel yöntemler kullanılarak yapılan analizler depolama sahasında phylum Firmicutes baskın olduğu (%86.6), bunu Actinobacteria (% 9.6) ve Proteobacteria (% 3.7) izlediği tespit edilmiştir. Kültürden bağımsız yapılan analizlerde de baskın grubun phylum Firmicutes olduğu görülmüştür. Elde edilen sonuçların literatürdeki benzer çalışmalarla kıyaslandığında, belediye katı atıklarının (özellikle de organik maddelere ve kağıdın) bileşimindeki farklılıklar ve iklim dikkate alınmaksızın birçok ülkenin çöplüklerinde bulunan bakteri ve arkea topluluklarının üyeleri geniş ölçüde benzer kaldığı görülmüştür.

3.3. Mikrobiyal Çeşitliliği Belirlemede Kullanılan Yöntemler

Biyolojik sistemlerdeki karışık mikrobiyal toplulukların çeşidi, yapısı ve işleyişine dair bilgiler sistemdeki mikrobiyal ekolojiyi anlamada, biyokütle oluşum ve stabilizasyonu sırasında mikroorganizmaların rolünü öğrenmede oldukça önemli rol oynamaktadır. Aynı zamanda sistemi önleyici bileşiklere karşı arıtma etkinliğini ve stabilitesini arttırmak için şart olan bu bilgiler geleneksel ve moleküler yöntemler olmak üzere iki başlıkta ele alınabilir.

3.3.1. Geleneksel yöntemler

Mikroorganizmaların tanımlanmasında kullanılan geleneksel yöntemler genellikle seçici besiyeri üzerinde çoğaltma ve saflaştırma esasına dayanan kültür metotları, biyokimyasal testler ve morfolojik ve bazı yapısal özelliklerin doğrudan mikroskop altında incelenmesi esasına dayanmaktadır (Saatçi ve ark, 2006 - Proje No:104I031). Bu yöntemlerin büyük bir kısmı mikrobiyolojik aktiviteyi dolaylı yollardan ölçmektedir ve aynı zamanda mikroorganizma grubunun kendi yaşam alanları dışında teşhis etmeye dayandığından saf kültür elde etme aşamasında ortamda istenmeyen türlerin oluşması muhtemeldir (Demirel, 2012).

Geleneksel mikroorganizma tanımlama tekniklerinde herhangi bir ortamın ve ekilebilirlik koşullarının yanı sıra mikroorganizmalar arasındaki etkileşim ve iletişimin seçici olması da mikrobiyal çeşitlilik ve tür sayısı üzerinde sınırlamalar getirmektedir. Bu nedenle mikroorganizmaların yaşam alanı gerçek anlamda temsil edilemeyebilir.

Oldukça zahmetli olan ve uzun zaman alan bu tekniklerin dezavantajlarından bir diğeri de doğal mikrobiyal toplulukların yalnızca küçük bir kısmının kültürlenmiş mikroorganizmalar tarafından temsil edilmesi olup bunun sonucunda ekosistemdeki tür dağılımının yanlış yorumlanmasına yol açabileceğidir (Altınbaş, 2007). Çevre ile ilgili yapılan çalışmalar tüm mikroorganizmaların yalnızca % 0.1 – 10'luk kısmının ekilebilir olduğunu göstermektedir (Çallı, 2003).

Mikroorganizmaların morfolojisi ve büyüklüğü hakkında bilgi verebilen ancak farklı mikroorganizmaların tanımlanmasında kullanılamayan klasik yöntemlerde ortaya çıkan problemlere çözüm sağlayarak bakterileri hızlı ve güvenilir bir şekilde tanımlamak için dünya genelindeki birçok laboratuvar tarafından benimsenmiş daha yeni ve yüksek verimli yöntemler geliştirilmiştir (Kshikhundo, Itumhelo 2016).

3.3.2. Moleküler yöntemler

Kültürden bağımsız olarak mikroorganizma türlerinin geniş aralıkta tanımlanmasına olanak sağlayan moleküler tekniklerin geliştirilmesiyle hem arıtma verimi hem de mikrobiyal gruplardaki değişim izlenebilmektedir.

rRNA / rDNA tabanlı moleküler yöntemler, bir gen, protein veya belirli bir hücre yapısı gibi spesifik bir bileşenin tanımlanması yoluyla mikrobiyal popülasyonların genetik çeşitliliğinin belirlenmesinde son derece önemlidir (Akpınar, 2006). Çünkü rekombinant DNA'daki ilerlemeler ve diğer moleküler biyolojik yöntemler, farklı ekosistemlerde bulunan kompleks mikroorganizmaların türüne ihtiyaç duymadan tanımlanmasına izin vermektedir (Altınbaş, 2007). Bakteriler ve arkealar, sırasıyla yaklaşık 120, 1500 ve 3000 nükleotit uzunluğunda olan 5S, 16S ve 23S rRNA'lar

içerir (Akpınar, 2006). Filogenetik çalışmaların ilk analizlerinde tercih edilen 5S RNA molekülleri ile elde edinilen bilgi oldukça sınırlı kalmıştır (Güler, 2006). Evrimin ilk başlarından beri 16S rRNA geninin fonksiyonu değişmemiş ve bu nedenle nükleotid sekansları ve sekonder yapıları yüksek derecede korunmuştur (Çokay, 2011). Nükleik asit veri tabanlarında bulunan 16S rRNA dizilerinin günden güne artış göstermesi bu genleri hedef alan moleküler tekniklerin kullanım alanının artmasını sağlamıştır (Çallı ve ark. 2006).

Polimeraz zincir reaksiyonu (PCR), denatüre edici gradyan jel elektroforezi (DGGE), floresan in situ hibridizasyon (FISH) ve slot-blot hibridizasyonu gibi çevresel numunelerde mikroorganizmaları tanımlamak ve ölçmek için geliştirilen çeşitli rRNA tabanlı yöntemler, klonlama ve DNA dizi analizi ile birlikte mikrobiyal popülasyonların tanımlanmasında kullanılan güçlü tekniklerdendir (Mertoğlu, 2005).

3.3.3. Polimer zincir reaksiyonu (PCR)

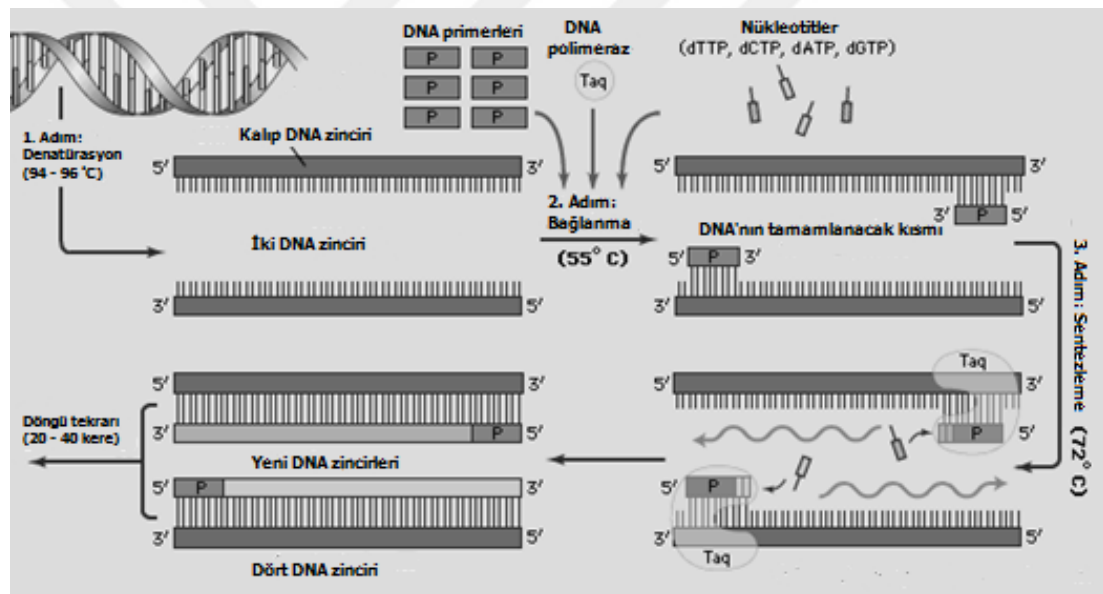
1983 yılında Kary Mullis tarafından geliştirilmiş olan PCR 1993 yılında Kimya dalında Nobel ödülü kazanmasına sebep olmuştur (Çallı, Yükselen ve Durmaz, 2006 – Proje No:105Y245). PCR tekniği, bakteri, arkea, protozoa, mantar ve virus gibi mikroorganizmalara ait hedef nükleik asit zincirlerinin in vitro koşullarda, özgün primerler ve ısıya dayanıklı enzimleri kullanarak programlanabilir ısı döngü cihazları ile çoğaltılmasını sağlayan özgün ve güvenilir bir yöntemdir (Mullis ve Faloona, 1987).

PCR'in üç temel aşama vardır (Çallı, Yükselen ve Durmaz, 2006 – Proje No:105Y245; Güngör, 2015).

- Denatürasyon: Çift sarmal DNA'daki tamamlayıcı bazlar arasındaki hidrojen bağları 94 - 96°C sıcaklıkta kopararak birbirinden ayrılarak tek sarmal haline getirilir.

- Bağlanma: Primer olarak kullanılan iki oligonükleotid her bir DNA sarmalı üzerinde eşleniği oldukları bölgelerle uygun sıcaklıkta (37 – 65°C) birleştirilir.
- Uzama: Mg^{2+} iyonlarının varlığında, 72°C’de, yüksek sıcaklığa dayanabilen polimeraz enzimi ortama fazla miktarda eklenen deoksिनükleotit trifosfatları (dNTP) kullanarak DNA sentezi tamamlanır.

PCR’ın Şekil 3.3.’de verilen bu aşamaları pek çok kez tekrar edilir ve hedef DNA’dan her bir döngü sonunda PCR ürünleri iki katına çıkarak bir genin tek kopyasından milyonlarca kopya yapılabilir.

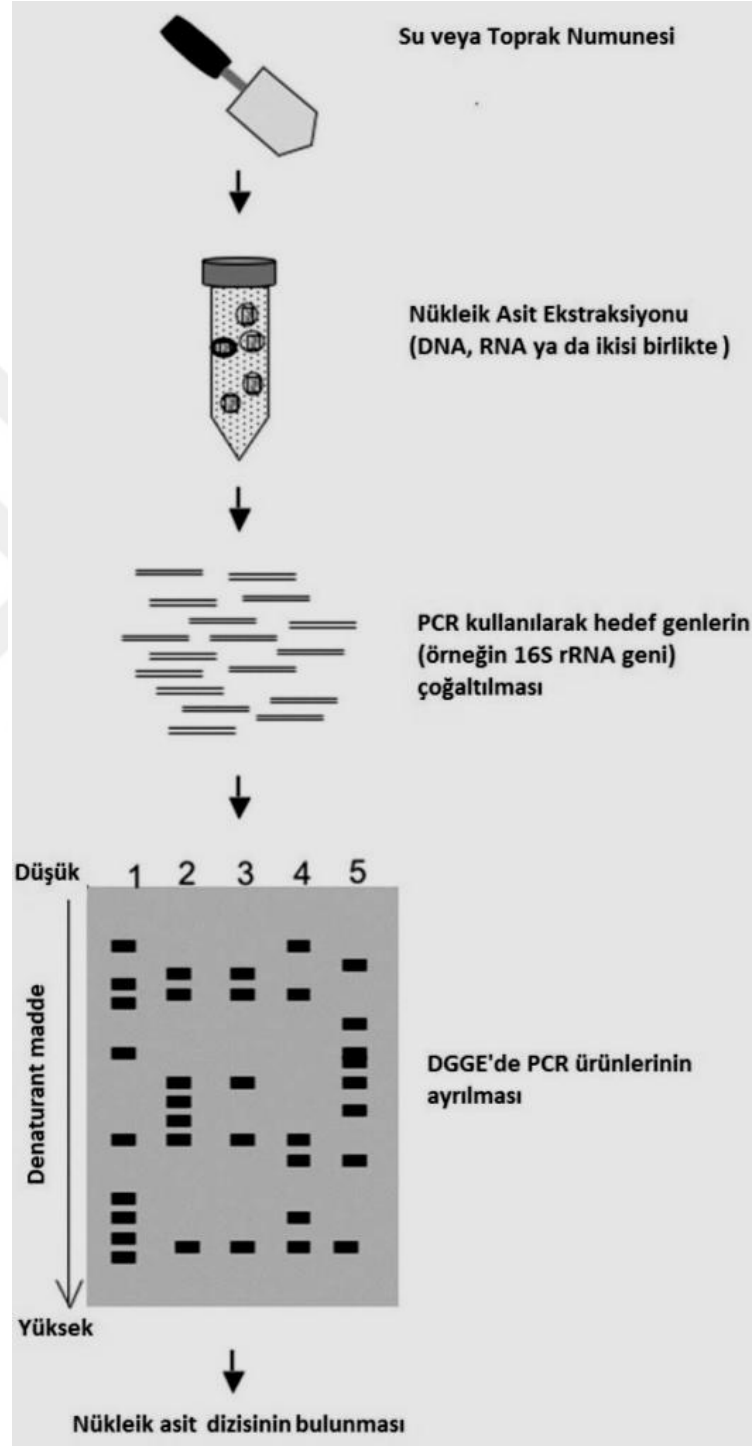


Şekil 3.3. PCR Aşamaları (https://faculty.unlv.edu/wmojica/PCR_LAB2.htm)

3.3.4. Denatüre gradient jel elektroforezi (DGGE)

DNA adenin (A), guanin (G), sitozin (C) ve timin (T) adı verilen dört kimyasal bazdan oluşan bir kod olarak saklanır. DGGE ise PCR temelli olup aynı boyutta ancak baz dizilimleri farklı çift zincirli DNA parçalarını ayıran elektroforetik bir yöntemdir. Şekil 3.4.’de aşamaları verilen DGGE analizi farklı işletme koşullarında

mikrobiyal popülasyonda meydana gelen değişimleri izlemek amacıyla kullanılmaktadır (Özkaya ve Demir, 2011).



Şekil 3.4. Denatüre gradyan jel elektroforezi (DGGE) aşamaları (Nakatsu, 2007)

DGGE’de PCR ile çoğaltılan 16S rRNA yada 18S rRNA genleri, üre ve formamid gibi denatüre edici ajanların varlığında ve giderek dereceli artan bir konsantrasyona sahip poliakrilamid jel içinde elektriksel alana maruz bırakıldıklarında ayrışırlar (Güngör, 2015). Sarmalın açılmasıyla DNA parçasının jel üzerindeki hareketliliğini azalır ve DNA hareketsiz kalana kadar bu işlem devam eder (Çallı, 2006). DNA çift sarmalının tamamen birbirinden ayrılmasını önlemek için erime sıcaklığı yüksek, guanin-sitozin (G-C) miktarı fazla bir molekül yapay olarak DNA’ya eklenir. Jelin uygun DNA boyası ve uygun tampon çözeltide bekletilmesi ile DNA parçaları görüntülenir.

3.3.5. Klonlama

‘DNA klonlama’, ‘moleküler klonlama’ yada ‘gen klonlama’ gibi tanımlamaları mevcut olan klonlamanın amacı kopyalanmak istenilen DNA parçasının başka bir organizmada bulunan ve kendi kendini çoğaltabilen genetik bir elemente aktararak çoğaltılmasıdır.

Klonlamanın aşamaları şöyledir (Mocali ve Benedetti, 2010):

- DNA'nın izole edilmesi PCR ile çoğaltılması
- DNA'nın uygun vektörlere eklenmesi
- Uygun konak hücreler içinde istenen DNA'nın klonlanması yani transformasyonu
- Basic Local Alignment Search Tool (BLAST), GenBank, Ribosomal Database Project (RDP) gibi klon kütüphanelerinin taraması (Maidak ve ark., 2001; Benson ve ark., 2004)
- Biyoinformatik analizi

Mikrobiyal çeşitliliğin belirlenmesinde kullanılan en güvenilir yöntem olan klonlama sayesinde hem kültüre edilen hem kültüre edilemeyen mikroorganizmaların kullanılan primerler ile (genel veya spesifik gen bölgeleri) cins ve tür düzeyinde belirlenebilir. Ancak mikrobiyal çeşitliliğin doğru olarak ortaya konması için çok

sayıda beyaz kolonilerin yani klonların seçilmesi gerektirmesi zaman, emek ve maliyetin artmasına neden olmaktadır.

3.3.6. Klon kütüphanesi oluşturma

Çevresel örneklerden kopyalanan PCR ürünlerini analiz etmenin en yaygın metodu tek tek gen parçalarını klonlayıp sonrasında dizilemektir (DeSantis ve ark. 2007). 16S rDNA, rDNA klonları ya da rRNA transkriptlerinden oluşan gen kütüphanesindeki diziler BLAST gibi bilgisayar programları kullanılarak NCBI-GenBank (Amerikan Ulusal Biyoteknoloji Bilgi Merkezi) EMBL (Avrupa Moleküler Biyoloji Laboratuvarı) ve DDJB (Japonya veritabanı) gibi veri tabanlarındaki bilinen dizilerle karşılaştırılır (Güngör, 2015). Böylelikle yakınlık derecelerini gösteren filogenetik ağaçların çizilebilmesinin yanısıra mevcut türlere benzerlik oranına göre türün daha önce tanımlanıp tanımlanmadığı da anlaşılabilir.

16S rRNA genlerinin tipik klon kütüphanelerinde 1000'den az dizi bulundurması mevcut örnekteki mikrobiyal zenginliğin yalnızca küçük bir kısmını açığa çıkarabilir çünkü çevresel numunelerdeki mikrobiyal zenginliğin yarısını belgelemek için bile min 40000 klon gerekmektedir (Güngör, 2015). Yoğun emek harcanması, fazla zaman gerektirmesi ve maliyetli olması gibi zorlukları olsada doğruluğu yüksek ve mikrobiyal çeşitliliğe yaptığı katkılara bakıldığında oldukça avantajlıdır.

3.3.7. DNA dizi analizi

Bu teknik, iki topluluk arasındaki DNA karşılaştırmalarının tamamı için veya tek bir topluluğun dizi çeşitliliğini incelemek için kullanılan en hassas teknik olup yaygın olarak kullanılan Sanger'dir. DNA polimeraz enzimi kullanılarak tek zincirli DNA'nın bir kopyasının oluşturulmasıyla dizi belirlenir. Dideoksinükleotid sentezlenmiş ipliğe dahil edildikten sonra 3 hidroksilden mahrum olduğu için ipliğin daha fazla uzamasını engellerler. Elde edilen DNA parçalarının uzunlukları farklıdır ve bu parçalar birbirlerinden elektroforezle ayrılmışlardır. Sonlandırma ürünlerinin her birine denk gelen bantlar ise radyografiyle veya floresan uygulaması ile belirlenir

(Güngör, 2015). Sanger yöntemi ile az sayıda nükleotid okunabildiğinden çok elverişli olmamaktadır.

3.3.8. Slot – blot hibridizasyon

Membrana bağlanan nükleik asitlerin hibridizasyon aşamasında hedef olarak kullanıldığı bu teknik ile arıtma sistemlerindeki hassas mikrobiyal türler hızlı bir şekilde tespit edilerek miktar bazlı olarak incelenebilir ve işletme problemleri farklı bakış açıları ile değerlendirilebilir (Saatçi ve ark, 2006 – Proje No:1004I031). Saf kültür kullanılarak yapılan rRNA kalibrasyonu ile ışımının şiddetine göre nükleik asit miktarı ve bunun akabinde mikroorganizma miktarı belirlenir.

3.3.9. Fluorescence in situ hybridization (FISH)

PCR gibi doğrudan nükleik asit analizine dayanan yöntemler çok çeşitli mikroorganizmaların ekim yapılmadan doğada görünmesine fırsat vererek çok sayıda gen dizisinin karşılaştırmalı analizini büyük ölçüde kolaylaştırmıştır (Saiki ve ark., 1985; Giovannoni, 1991; Amann ve ark., 1995). Ancak, bu yöntemler ile organizmaların morfolojisi, sayısı, mekansal dağılımı ve hücre ortamı hakkında bilgi sağlanamamaktadır (Akpınar, 2006). Bunun aksine, Fluorescence in situ hybridization (FISH) yöntemi ise moleküler genetiğin kesinliğini, mikroskobiden alınan görsel bilgilerle birleştirerek, doğal ortamlarında münferit mikrobiyal hücrelerin görselleştirilmesine ve tanımlanmasına izin verir (Wagner ve ark., 2003). FISH, yalnızca kültürlü mikroorganizmaların saptanmasına izin vermekle kalmaz, aynı zamanda henüz kültürlenmemiş (sözde kültürlenmemiş) organizmalara da izin verir ve bu nedenle karmaşık mikrobiyal toplulukları anlamada yardımcı olabilir (Moter ve Göbel, 2000).

rRNA hedefli oligonükleotid problemler kullanılarak uygulanan FISH yöntemi, 1989 yılından beri kompleks sistemlerde bulunan mikroorganizmaların önceden bir kültürlenme ve izolasyona tabi tutulmadan incelenmesi için kullanılan en yaygın

yaklaşımlardan biri haline gelmiştir (DeLong ve ark.,1989; Nielsen, Daims ve Lemmer, 2009).

rRNA'ların FISH için ana hedef molekülleri olmasının sebepleri şunlardır (Amann, Fuchs ve Behrens, 2001):

- Tüm canlı organizmalarda bulunurlar,
- Nispeten kararlıdır ve yüksek kopya sayılarında meydana gelirler (genellikle hücre başına birkaç bin)
- Hem değişken hem de yüksek ölçüde korunmuş dizi alanları içerir.

Mikroorganizmaların in situ (yerinde) tanımlanmaları ve sayımı, morfolojik yapısı bozulmamış hücrelerin içindeki rRNA'ları, onları hedef alan floresan boyalı oligonükleotidlerle melezleştirilmesi ve gözlenmesi esasına dayanmaktadır (Çokay, 2011; Demirel, 2012). Genetik stabilitesi, yüksek kopya sayısı ve metabolik olarak aktif hücresi nedeniyle uygulamaların büyük çoğunluğunda 16S rRNA'yı hedefleyen FISH problemleri kullanılmaktadır (Kjørlaug, 2013).

FISH'te kullanılan problemler 5' ucunda bir flüoresan boya ile kovalent olarak işaretlenmiş olup, kısa DNA parçalarından (genellikle 15-25 nükleotid uzunluğunda) oluşur ve bunlar, hedef hücrede rRNA yapıları üzerinde tamamlayıcı hedef dizilerine spesifik olarak hibritlenecek şekilde tasarlanmıştır (Gözdereliler, 2008; Nielsen, Daims ve Lemmer, 2009).

Klasik bir FISH protokolü 4 aşamadan oluşmaktadır (Şekil 3.5):

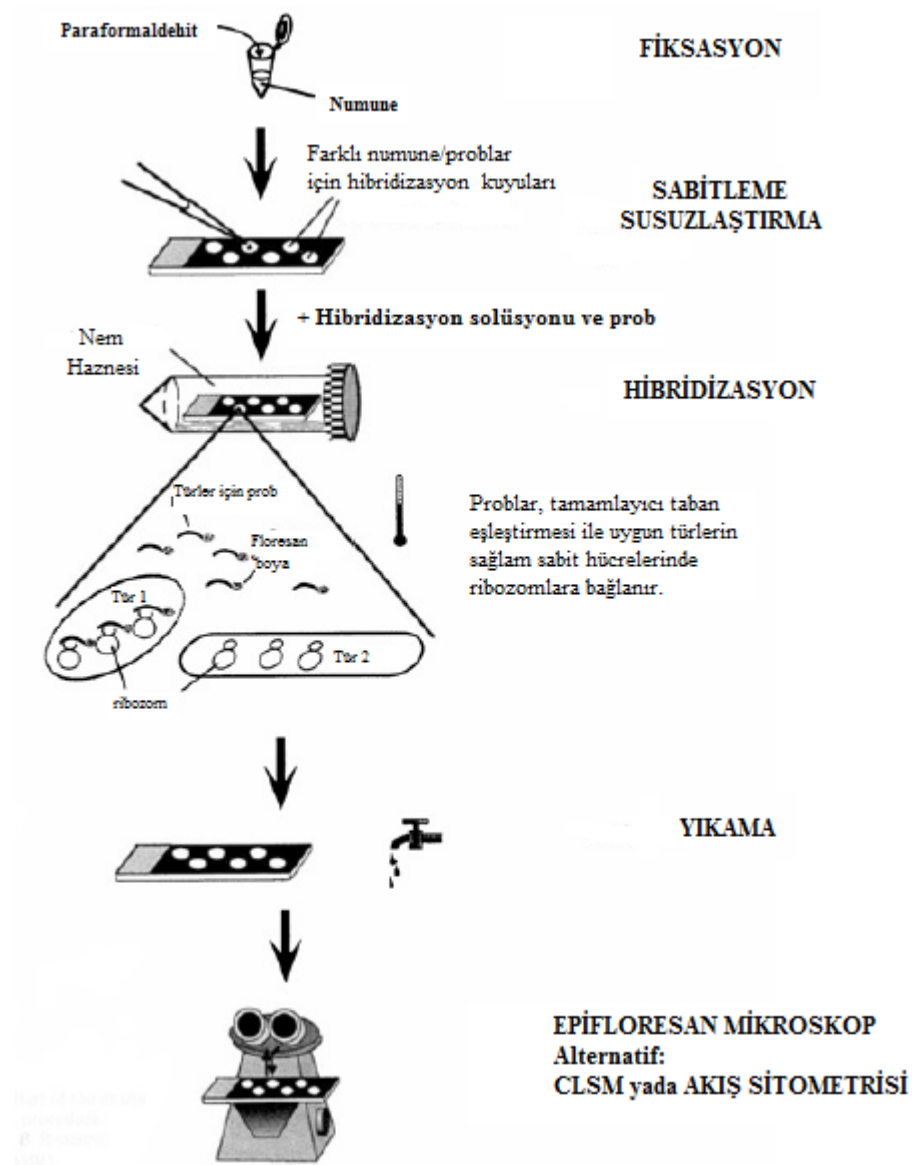
- Fiksasyon: hücrelerin morfolojisi stabilize edilmeli ve hücre duvarları ve membranlar problemlerin nüfuz etmesi için geçirgen hale getirilmelidir. Fiksasyonun bileşimi hedef hücreye bağlıdır. Gram-pozitif hücrelerin çoğu etanol kullanılabilirken, gram-negatif hücrelerin çoğu % 3 - 4 formaldehit veya paraformaldehid solüsyonu ile sabitlenmelidir.

- Hibridizasyon: Fikslenen numuneler ilgili hedef sekansları saptamak için mikroskop lamaları üzerine yerleştirilir. Etanol ile yıkanarak susuzlaştırılan numuneler üzerine floresan boyalı problemleri içeren hibridizasyon solüsyonu eklenir. Uygun hibridizasyon sıcaklığı (genellikle 35 ila 50 °C) ve nemli ortamda inkübe edilir.
- Yıkama: Hibridizasyon sonrası bağlanmamış problemlerin uzaklaştırılması için yıkama solüsyonu kullanılarak lamalar yıkanır ve kurutulur.
- Görüntüleme: CSLM (Confocal Scanning Laser Mikroskop) veya epifloresan mikroskop altına yerleştirilen lamalar problemlerde bulunan floresan boyaya uygun ışık filtreleri kullanılarak görüntülenir. Böylece numune içerisindeki bakteri hücrelerinin morfolojileri, dağılımları ve miktarları tespit edilebilir.

FISH tekniği uygulanırken en çok düşük yoğunluklu sinyaller ve mikroskopik inceleme ile ilgili problemler ortaya çıkmaktadır. Bu tür sorunları en aza indirmek (Nielsen, Daims ve Lemmer, 2009):

- Numunelere NonEUB gibi anlamsız hedef prob uygulanarak spesifik olmayan bağlanmalar için test etmek (Stahl ve Amann, 1991),
- Gram negatif ve gram pozitif hücreler için uygun fiksasyon prosedürü kullanmak,
- Hibridizasyon verimliliği hibridizasyon uzunluğuna bağlı olduğundan yeni numuneler üzerinde optimize etmek,
- Uyarıcı ışığın aydınlatmasının minimumda tutarak numunelerin ışıkla temasını engellemek,
- Probu erişilememesi sinyal yokluğu veya düşük flüoresansa neden olabileceğinden yardımcı problemler ile bunu engellemek (Fuchs ve ark., 2000),
- Hibridizasyon süresini arttırarak probun hücreye difüzyonunu geliştirerek hedef bölgenin erişilebilirliğinin kinetik engellerini azaltmak (Yılmaz ve ark., 2006),

- Slaytların güçlü ışık kaynaklarına uzun süre maruziyetini engellemek adına karanlıkta saklamak,
- Fiksasyon süresinin uzaması geçirgenliği azaltacağı için çok uzun süren fiksasyonlardan kaçınmak,
- Yeni ve eski problemlerin özgüllüğü ve kapsamını düzenli olarak test etmek ile mümkün hale gelebilmektedir.



Şekil 3.5. FISH protokolünün çizimi (Kjørlaug, 2013).

BÖLÜM 4. GÜMÜŞ NANOPARTİKÜLLER

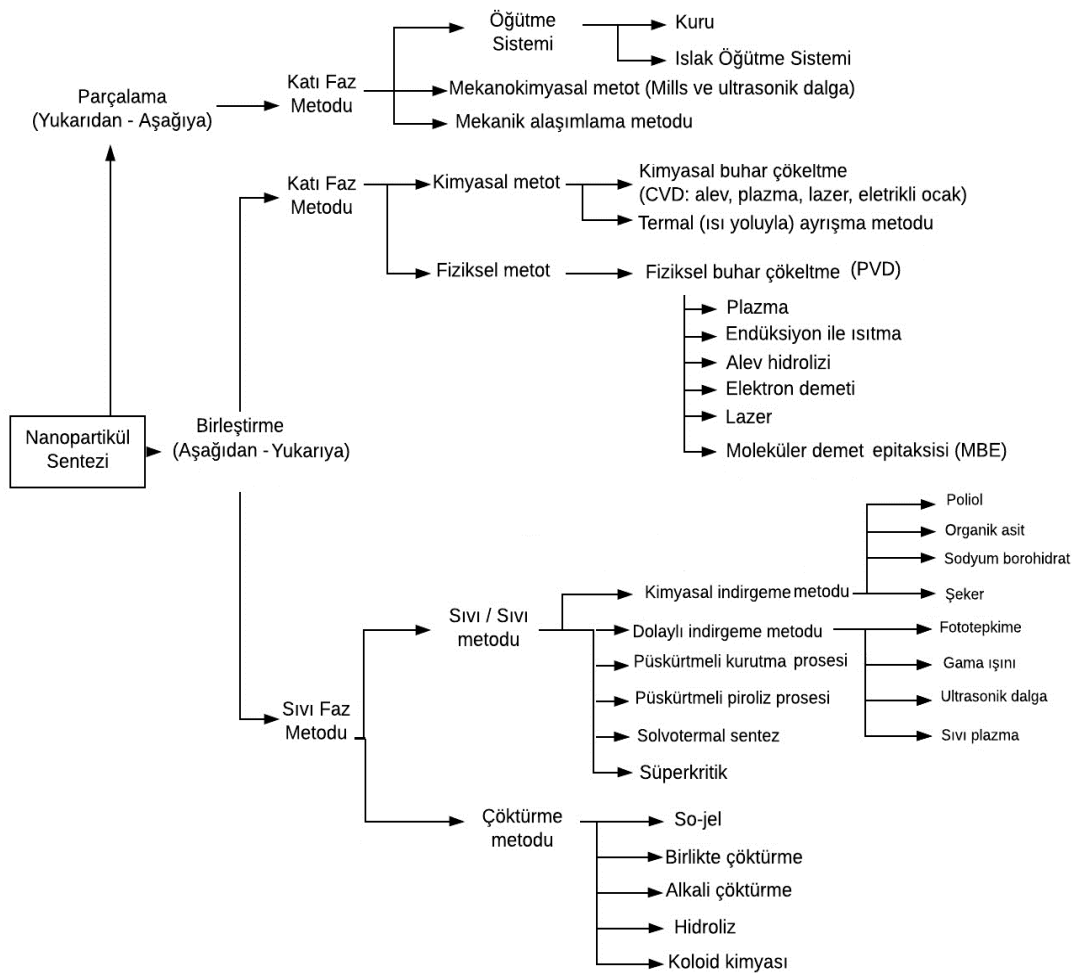
4.1. Nanoteknoloji ve Nanopartikül Kavramı

Günümüzde oldukça popüler bir bilim dalı haline gelen nanoteknoloji, maddenin atomik-moleküler boyutta mühendisliğin yapılarak yepyeni özelliklerinin açığa çıkarılması; metrenin milyarda biri yani nanometre ölçeğindeki fiziksel, kimyasal ve biyolojik olayların anlaşılması, kontrolü ve üretimi amacıyla, fonksiyonel materyallerin, cihazların ve sistemlerin geliştirilmesi esasına dayanmaktadır(http://www.mmo.org.tr/resimler/dosya_ekler/388bd976685064b_ek.pdf?dergi=535). Disiplinler arası bir teknolojik yaklaşım olan nanoteknoloji mekanik, elektronik, malzeme bilimi, optik, tıp, enerji gibi birçok alanda son yıllarda giderek artan uygulama sahaları bulmuştur (Yuen ve ark, 2005). Nanoboyutlu malzeme olarak tanımlanan yapılar; nanokristaller, nanopartiküller, nanotüpler, nanoteller, nanoçubuklar gibi farklı sınıflara ayrılmaktadır.

Nanoteknolojide en fazla araştırılan konulardan biri olan nanopartiküller 1-100nm boyutlarındaki kolloidal yapılar olup sentetik veya doğal kaynaklı bir makro molekülden meydana gelirler (Kavaz, 2011). Günümüzde dolgu maddeleri, opaklaştırıcılar, katalizörler, tıbbi ilaçlar, yağlar, kozmetikler, elektronik aletler ve diğer ev aletleri gibi bir çok üründe nanopartikül içermektedir (Nel ve ark, 2006). Bu nanopartiküller serbest formda kullanılabilirdiği gibi bir substratada sabitlenebilir (Piotrowska ve ark, 2009). Bilgisayar, inşaat, kozmetik, enerji, çevre, gıda ve içecek, medikal, paketlenme, boya ve kaplama, spor ve eğlence, tekstil, giyim ve ulaşım nanopartiküllerin en yaygın kullanıldığı sektörlerdendir. Ag, Fe, Pt, Sn, Al, Cu, Zr, Se, Ca, Mg, TiO₂, ZnO, CeO₂, SiO₂, Al₂O₃, karbon siyahı, CNT, fullerenler, nanokil, seramik, kuantum noktalar, organik NPS en yaygın kullanılan nanopartiküllerdendir (Parlak, 2013).

4.2. Nanopartiküllerin Üretim Yöntemleri

Fiziksel, kimyasal ve biyolojik birçok yöntemle üretilebilen nanopartiküllerin sentezlenmesinde iki yaklaşım bulunur. Bunlardan birincisi bütün halindeki malzemelerle işleme başlanıp malzemeleri küçük parçalar haline getirmek için harici bir kuvvetin uygulandığı yukarıdan-aşağıya (top-down) yaklaşımıdır. Diğer yaklaşım ise nanoyapı ve nanopartikül yapmak için kullanılan kimyasal ve biyolojik metodları kapsamaktadır (Sarsar ve ark, 2014).



Şekil 4.1. Nanopartiküllerin top-down ve bottom-up yaklaşımlarına göre sentezi (Horikoshi ve Serpone, 2013).

Yukarıdan-aşağıya yöntemi hacimsel malzemelerin parçalanma yoluyla nanopartiküller boyuta indirgenme işlemi olup ıslak ve kuru öğütme olmak üzere iki

alt başlığa ayrılabilir. Kuru öğütme yönteminde silindirik değirmen, bilyalı değirmen, kesme değirmeni gibi popüler yöntemler kullanılarak katı madde sıkıştırma, şok ya da sürtünme sonucu zımparalanır. Bu teknikle parçacıkların yüzey enerjisi arttığından küçük parçacıkların yoğunlaşmasına da neden olduğundan 3 μ m'den küçük partiküllerin elde edilmesi oldukça zordur (Horikoshi ve Serpone, 2013). Diğer taraftan ıslak öğütmede santrifüjlü sıvı değirmeni, bilyalı değirmen, titreşimli bilyalı değirmen, ıslak jet değirmeni kullanılan yöntemlerden birkaçıdır. Kuru yöntemle karşılaştırıldığında bu yöntemde nanopartiküller daha dağınık yapıda elde edilebilmektedir. Tüm bunların haricinde mekanokimyasal yöntem ve mekanik alaşımlama yöntemi de yukarıdan-aşağıya yöntemleri olarak bilinir.

Atomların ve moleküllerin kimyasal reaksiyonlarla boyutça büyümesi sonucu sentezlenerek malzeme elde edilen aşağıdan-yukarıya (bottom-up) yaklaşımı kabaca gaz fazı ve sıvı faz yöntemleri olarak ayrılabilir. Kimyasal reaksiyon gerektiren kimyasal buhar çökeltme yöntemi (CVD) gaz fazındaki kimyasal tepkime ile 1 μ m den çok daha küçük parçacıklar üretebilir. Bu yöntemde yüksek sıcaklıktaki kimyasal reaksiyonun gerçekleşebilmesi için ısı kaynakları gerekmektedir. Fiziksel buharlı bırakım (PVD) yönteminde katı veya sıvı malzeme buharlaştırılır ve elde edilen buhar daha sonra hızla soğutulur ve elde edilen nanopartikül üretimi gerçekleşmiş olur. Gaz fazı yöntemlerinde sıvı faz yöntemlerine kıyasla organik yabancı madde oluşumu minimuma inmesinin yanı sıra yüksek maliyetli ve düşük verimliliğe sahip karmaşık ekipmanların kullanımı dezavantajları arasındadır (Horikoshi ve Serpone, 2013).

Sıvı faz yöntemleri uzun yıllar boyunca nanopartiküllerin başlıca sentezlenme yöntemleri arasında olmuştur. Metal iyonlarının kimyasal indirgenmesiyle çeşitli şekillerdeki ürünlerin kolayca elde edilmesi bu yöntemdeki sıvı/sıvı metodunun tipik bir örneğidir. Kimyasal indirgenme yönteminde sıcaklık, indirgeyici ajan, reaksiyon süresi ve dispersiyon ajanı değiştirilerek nanopartiküllerin şekil ve boyutu ayarlanabilir. Metal iyonlarının karmaşık olmayan ekipmanlar kullanılarak sıfır değerliğe indirgenmesini sağlayan bu yöntemle kısa sürede düşük maliyetle büyük miktarda nanopartiküller üretilir. Bu yöntemin dışında kimyasal indirgeyici

kullanmak yerine püskürterek kurutma, püskürtme pirolizi, solvotermal sentez ve süperkritik yöntemler de mevcuttur.

Diğer bir sıvı faz yöntemi olan çöktürme yöntemindeki genel teknik ise sol-jel prosesi olup metal oksit nanoparçacıklarının imalatı için yaygın olarak kullanılmaktadır.

4.3. Gümüş

M.Ö.3100'lü yıllarda Mısırlılar tarafından kullanılmaya başlandığı bilinen gümüş M.Ö.800 yıllarında para olarak kullanılmaya başlanmıştır. Her ne kadar gümüşün tarihi çok eski zamanlara dayanıyor olsa da altın ve bakırdan daha sonra keşfedilmiştir. Gümüşün ilk olarak Romalılar tarafından işlendiği iddia edilmekle birlikte endüstri ilerledikçe gümüş üzerinde yapılan çalışmaların artması ve gelişen teknoloji kullanım alanlarını oldukça genişletmiştir. Bugün gümüş büyük bir nispette bakır, kurşun ve çinko üretiminde yan ürün olarak elde edilir (Altuner, 2013).

Parlak beyaz renkte değerli bir metal olan gümüşe bu özelliği ve parlaklığı nedeniyle Latince beyaz ve parlak anlamına gelen "argertum" adı verilmiştir. Doğada serbest halde bulunsa bile ender olan gümüş ışığı çok iyi yansıtır, dövülebilir ve esnektir. Gerek ısı iletkenlik gerekse elektrik iletkenliği bakımından tüm metallerin başında gelir.

Atmosferde oksitlenmeye karşı büyük bir mukavemet gösterir. Bakırdan daha zor, altından ise daha kolay oksitlenir. Asitlere ve birkaç organik maddeye karşı dayanıklıdır. Fakat nitrik asit ve derişik sıcak sülfürik asitte kolayca eritilir. Ayrıca kükürt ve birçok kükürt bileşikleriyle hemen birleşir. Gümüş eşya üzerindeki kararmanın sebebi, havadaki hidrojen sülfür ve yumurta gibi bazı yiyeceklerde bulunan kükürttür.

Kullanım alanları incelendiğinde sanayii, yatırım ve süs-mücevherat olmak üzere ele alınan üç ana sektör taleplerinin % 95'ini oluşturan gümüşün bazı kullanım alanları

aşağıda verilmiş olup şu şekildedir (<http://docplayer.biz.tr/8485014-Nadir-ve-kiymetli-metaller-metalurjisi-y-doc-dr-isil-kerti.html>):

Fotoğrafçılık: Yaklaşık 5000 renkli fotoğrafta 1 ons gümüş kullanılmaktadır. AgNO_3 'den hazırlanan AgBr 'ün fotoğraf film ve camlarının üzerine sıcak jelatinli emülsiyonu ince homojen bir tabaka halinde kaplanır. Soğuyan AgBr -jelatin çözeltisinin donması ile fotoğraf filmi hazırlanmış olur.

Madeni Para Basımı: 19.yy sonlarına kadar birçok ulusun para birimi gümüş standardındaydı. Günümüzde az miktarda da olsa kurlarında gümüş kullanan tek ülke sadece Meksikadır. Bunun yanısıra birçok ülke madalyon ve kupa gibi özel üretimlerde gümüş kullanmaktadır.

Su Arıtımı: Gümüşün temel kullanım alanlarından biridir. Gümüş kullanılan filtreler bakteri üremesini önler. İçme suyundaki zararlı mikroorganizmalar, klor, kurşun, partiküller ve koku problemi gümüş ile ortadan kaldırılmış olur. Aynı zamanda boru ve bağlantılar ile su hazneleri içerisinde meydana gelen Lejyoner hastalığını tamamen ortadan kaldırır.

Pencere ve Camlar: Güneş ışınlarının dışarıda tutulup içerideki ısının korunması için gümüş şeffaf olarak pencelere kaplanmaktadır. Pencereleri güçlendirmek için kullanılan gümüş kaplı polyester levhaların kullanımı bilinen diğer bir uygulamadır.

Tıp: Bakterilerin yaşaması için kimyasal bağlar oluşturduğu hücresel aktiviteleri engellediği bilinen gümüşün bu yönü antibakteriyel özelliğini öne çıkarmaktadır. Bakterilerin çoğalmasını önlemesi, yeni hücre çoğalmasını desteklemesi ve dolayısıyla iyileşme sürecini kısaltması gümüşün yanık ve yaralanma vakalarında tercih edilme sebebidir. “Süperböcek” denilen MRSA bakterisi gümüş hariç neredeyse bütün kimyasal antibiyotiklere karşı dirençlidir. Bundan dolayı birçok hastane ve sağlık kuruluşları zararlı mikroorganizmaları öldürücü etkisinden dolayı gümüş içeren malzemeleri kullanmaktadır.

Nanoteknoloji: Pigmentlerde, fotoğrafçılıkta, yara tedavisinde ve elektronik cihazlarda (buzdolabı, çamaşır makinesi, klima, elektrik süpürgesi gibi.) yaklaşık 650 tür bakteriye karşı sterilizasyon için gümüş nano-parçacıklar kullanılmaktadır.

Uzay ve Havacılık: NASA Magellan uzay gemisinde Güneş'ten gelen radyasyonları korumak için, gümüş kaplı seramik levhalar kullanmıştır. Hava kuvvetleri nakliye uçaklarında ve Apaçi helikopterlerinde temel madde olarak gümüş alüminyum alaşımından elde edilen dünyanın en güçlü alaşımını kullanmaktadır.

Sanayi: Pahalı olmalarına rağmen güç/ağırlık oranı diğer pillere kıyasla yüksek olan gümüş oksit piller düğme şeklindeki kameralarda, oyuncaklarda, işitme cihazlarında, saat ve hesap makinelerinde yaygın olarak kullanılmaktadır. Ayrıca gümüş-çinko piller su bazlı olmaları ve lityum veya yanıcı sıvı içermemelerinden dolayı tercih edilmektedir.

Katalizör olarak kullanılan gümüşün yaklaşık %90'ı etilen oksit ve formaldehit üretimi esnasında kullanılmaktadır.

Lehimleme ve kaynak işlemi esnasında gümüş kullanmak pürüzsüz, sızdırmaz ve korozyona dayanıklı birleşim noktaları oluşturmaya imkan verir. Büyük musluk üreticileri antibakteriyel olmasından ötürü gümüş bazlı malzemeler kullanmaktadır.

Günümüzdeki arabalarda her bir elektriksel işlem (motoru başlatmak, pencereleri açmak vb.) gümüş kaplı bağlantılar ile gerçekleşmektedir. Otomobillerin arka camlarındaki ısıtıcı şeritlerde iletken olarak gümüş-seramik teller kullanılmaktadır. Ayrıca araçtaki antifrizlerde de gümüş aracılığı ile elde edilen etilen oksit bileşiği kullanılmaktadır.

Amonyaklı gümüş nitrat çözeltisi metalik gümüşe indirgenip cam üzerinde ince bir gümüş tabakası oluştururlar ve böylelikle gümüş ayna meydana getirilir.

Elektronik: Sadece hafif bir dokunuş gerektiren televizyonlar, telefonlar, mikrodalga fırınlar, oyuncaklar, bilgisayar klavyelerinde tuş olarak kullanılan gümüş membranlı anahtarlar bulunmaktadır. Bu anahtarlar birçok kez açma/kapama durumuna karşı dayanıklıdır. Gümüş aynı zamanda klasik elektrik anahtarlarında da kullanılmaktadır.

Cep telefonlarından, bilgisayarlara kadar birçok üründe bulunan baskılı devre kartlarında elektrik yolları oluşturmak için gümüş bazlı mürekkep ve filmler kullanılmaktadır. RFID etiketleri ve antenlerinde de gümüş kullanılmaktadır. CD, DVD ve plazma görüntü panelleri de gümüş kullanılarak üretilmektedir.

Teknoloji: Güneş ışınlarını doğrudan elektrik enerjisine çeviren panellerdeki kristalize silikonların %90'ında gümüşten elde edilen macun kullanılır. Ayrıca jenaratörleri çalıştırmak için kullanılan ve güneş enerjisini depolayan tuz içerikli kolektörlerin üzerinde de kullanılmaktadır.

4.4. Gümüş Nanopartikül

Gümüş iyonlarının indirgenmesi ile oluşan boyutları 1-100 nm aralığındaki gümüş nanopartiküller küresel, üçgen, kübik ya da çubuk şeklinde olabilirler (Gupta ve Kumar, 2014). Gümüş nanopartiküllerin özellikleri boyut, dağılım ve morfoloji gibi spesifik karakterlere bağlı olarak değişmektedir (Sarsar ve ark., 2014).

Boyutunun küçüklüğüne bağlı olarak daha geniş yüzey alanına sahip gümüş nanopartiküllerin biyolojik aktiviteleri, kimyasal reaktiviteleri ve katalizör davranışları aynı kimyasal yapıdaki büyük partüküllere kıyasla daha fazladır (Garnett ve Kallinteri, 2006; Limbach ve ark., 2007). Gümüş nanopartiküllerin düşük konsantrasyonda antibakteriyel etkisinin partikül boyutunun küçülmesi ve dolayısıyla yüzey alanının artması ile antibakteriyel aktivite için daha fazla etki sağladığı belirlenmiştir (Baker ve ark., 2005). Diğer taraftan küçük partüküllerin hücre duvarından daha kolay geçmesi ile gümüş nanopartiküllerin daha hızlı ve etkin antibakteriyel etki gösterdiği de literatürde mevcuttur (Dizaji, 2012).

Pal ve arkadaşları 2007 yılında farklı şekillerdeki gümüş nanopartiküllerin antibakteriyel özelliklerini araştırmış ve antibakteriyel etkinin gümüş nanopartiküllerin şekillerine bağlı olduğunu bulmuşlardır. Bu araştırmaya göre gümüş nanopartiküllerin antibakteriyel etkisi sırasıyla çubuk, küresel ve üçgen şekline sahip olmalarına göre giderek artmaktadır (Pal ve ark., 2007).

4.4.1. Gümüş nanopartiküllerin karakterizasyonu

Gelişen teknoloji ile birlikte nano yapıların atomik boyuta kadar görüntülenebilmesi de mümkün kılınmış böylece yapısal, optik ve elektron geçiş özellikleri gibi nano yapıların birçok özelliği de incelenebilmiştir. Nanopartikül karakterizasyonunda kullanılan bazı cihazlar şunlardır (Bulut, 2007):

Taramalı elektron mikroskopisi (SEM): Materyal yüzeylerinin büyütülmüş görüntülerini sağlamaktadır. Çözünürlüğü birkaç nanometreye kadar yaklaşabilmekte ve büyütme 10 ile 300.000 kata kadar ayarlanabilmektedir. Hassas reaksiyonlarda zaman zaman hatalı sonuçlar verebilir.

X-ışını kırınımı yöntemleri (XRD): Geniş açılı elastic x-ışını saçılmalarına dayanan bu yöntem materyallerin yapılarını belirlemede oldukça önemlidir.

Yüksek çözünürlüklü aktarım elektron mikroskopisi: Yüksek voltajlı bir elektron demeti çok ince numune içinden geçer ve elektronların geçişine izin vermeyen numune alanları görüntüye dönüştürülür.

Taramalı uç mikroskopisi: Keşfi 1980'lere dayanan bu teknik iğne şekilli çok keskin bir ucun, numune yüzeyine çok yakın olarak ve numune boyunca sürüklenmesini içerir.

4.4.2. Gümüş nanopartikülün kullanım alanları

Nanoteknolojideki gelişmelerle birlikte insanoğlu nanometre boyutundaki magnetik partiküllere aşırı ilgi duymuş böylelikle nanopartiküllerin ve nano yapıda malzemeler modern kimya, fizik, teknoloji ve biyo-mühendislik için önemli hedefler haline gelmiştir.

Gümüşün çok eski zamanlardan beri bilinen antibakteriyel özelliği ve bakteriler üzerindeki inhibitör etkisi birçok araştırmacı tarafından incelenmiştir. Yapılan çalışmalar neticesinde elde edilen bulgulara göre gümüş bakterilerin hücre duvarı ve hücre zarına bağlanıp proteinlerin tiyol grupları ile reaksiyona girerek solunum enzimlerini inhibe etmekte ve böylece mikroorganizmaların ölümüne yol açmaktadır (Durán ve ark., 2010). Bu sebeple gümüş nanopartiküller yanık kapama, iskelet, cilt donörü gibi sağlık bakım ürünlerinin yanı sıra su arıtma sistemlerinde, medical cihazlarda, günlük hayatta kullanılan ve zararlı mikroorganizmaların yoğun şekilde bulunduğu birçok malzeme yüzeyinin (tekstil, seramik, cam, plastik, metal, boya, kağıt vb.) üretimi esnasında veya üretim sonrası yüzey kaplamalarında sıklıkla kullanılmaktadır (Yazıcı, 2009; Keskin, 2011). Gümüş katkılı materyaller kimyasal olarak oldukça dayanıklı olup, gümüş iyonlarını uzun bir süre yüzeylerinde absorbe edebilirler. Antibakteriyel uygulamalarla kullanımının yanı sıra biyosensörlerin içindeki elektron transferini hızlandırarak biyosensörlerin hassasiyetini arttırmada da yüksek iletkenliğe sahip gümüş nanopartiküllerin önemli bir rolü vardır (Ren ve ark., 2005).

Nanoyapılı gümüşün kullanıldığı sektörler ve bu sektörlerdeki uygulama alanları şöyledir (Yazıcı, 2009):

- Tıbbi Cihazlar: İmplantlar, sondalar, yara bantları, hijyenik polimer malzemeler vb.
- Tekstil Sektörü: Kıyafetler (iç çamaşırı, çorap, gömlek, iş elbiseleri, anti-alerjik elbiseler), maskeler, eldivenler, mendiller, halılar vb.

- Günlük Kullanımlar: PC klavyeleri, cep telefonları, araba endüstrisi (direksiyon, torpido), koku önleyici, antibakteriyel yaşam alanları
- Elektrikli Ev Aletleri: Hava temizleyiciler, hava nemlendiriciler, klima filtreleri, soğuma fanları, çamaşır makineleri, bulaşık makineleri, elektrik süpürgesi, fırın, buzdolabı
- Spor Ürünleri: Spor kıyafetleri, kasketler, spor aletleri, eldivenler, spor ayakkabılar
- Kozmetik: Sabun, losyonlar, akne ürünleri, antiseptik merhemler, spreylere vb.
- Oyuncak Endüstrisi: Oyuncak bloklar ve bebekler, doldurulmuş hayvanlar, yap-boz vb.
- Yer ve Duvar Kaplama: Antibakteriyel polimerik yer kaplamaları, duvar kâğıtları, antibakteriyel boyalar

4.5. Gümüşün Etki Mekanizması ve Toksisitesi

Gümüşün mikroplar üzerindeki etki mekanizması tam olarak bilinmemekle birlikte, bakteri hücrelerinde yapısal ve morfolojik değişiklikler oluşturarak etkide bulunduğu bildirilmektedir (Özcan, 2014).

Nanopartiküller gram negatif bakteriler üzerine daha fazla etkide bulunmaktadır, doza bağımlı olan bu etkiler iki şekilde gösterilir (Singh, ve ark., 2008):

- 1-10 nm boyutundaki nanopartiküller bakteri hücre membranına yapışmakta ve geçirgenlik ile solunum gibi özellikleri etkilemektedir.
- Bakteri içerisine geçmekte ve DNA ile reaksiyona girmesi ile hücre ölümüne (apoptosis) neden olmaktadır.

Gümüşün insan sağlığı üzerindeki etkileri incelendiğinde deri ve göz hücrelerinde mavimsi-gri renk değişikliğine (argyria) neden olduğu görülmüştür. Birçok çalışmada gümüş nanopartikülün toksik olmadığı, ancak küçük boyutları ve değişken özellikleri nedeniyle çevreye zararlı olacağı belirtilmiştir (Rai, ve ark., 2009). Şekilleri, partikül boyutları, kristaliniteleri, yüzey özellikleri, ortam nemi, ortamın

pH'ı, ortamda bulunan katyonlar ve derişimleri gümüş nanopartiküllerin toksisitesini etkileyen faktörlerdendir (Jones ve Hoek, 2010). Gıda, kozmetik ve paketleme endüstrisinde kullanılan nano gümüşün in-vivo olarak insan ve çevre üzerinde uzun zaman periyodunda kronik toksisite gösterdiği bilinmektedir (Dizaji, 2012). Hussain ve ark. 2005 yılında yaptıkları araştırmalara göre gümüş nanopartiküllerin 24 saatlik maruziyetinde in-vitro olarak fare karaciğer hücrelerinde oksidatif stress, hücresel büzülme ve mitokondriyal fonksiyon bozukluğuna neden olduğu anlaşılmıştır. Ayrıca in-vitro çalışmalarla nano gümüş partiküllerin memelilerde beyin, karaciğer ve üreme hücrelerinde hasarlar meydana getirdiği sonucuna varılmıştır (Can ve Körlü, 2011). Nanogümüşlerin hücrelerde gösterdiği etkilerin bakterilere olan etkisine benzer olduğu düşünölmektedir. Ayrıca gümüş nanopartiküllerin yeraltı ve yerüstü sularına karışarak besin zincirine ulaşması ile hem doğa hemde ekosistemi oluşturan canlıları etkileyebileceği rapor edilmektedir. Endüstride de kullanılan gümüş nanopartiküllerin antibakteriyel özelliğine rağmen insan ve çevre için toksisiteleri dikkate alınmalı ve iyice araştırılmalıdır.

BÖLÜM 5. MUHTELİF ÇALIŞMALAR

5.1. Düzenli Depolama Sahalarında Sızıntı Suyu Geri Devri

Katı atık depolama sahalarında ayrışmanın ve depo gazı oluşumunun hızlanması düşüncesi 1970'li yılların başında sızıntı suyu geri devri uygulaması ile ilgili araştırmaları da beraberinde getirmiştir. Elde edilen bilgilere göre ilk temel araştırmanın 1975 yılında Pohland tarafından yapıldığı sızıntı suyu geri devir çalışmaları gerek pilot ölçekli gerekse tam ölçekli depolama sahalarında günümüze kadar devam etmiştir. Bu konuda yapılmış çalışmaların birkaçı bu başlık altında verilmiştir.

O'Keefe ve Chynoweth, 2000

Laboratuvar ölçekli yapılan bu çalışmada faz ayrımı, sızıntı suyu geri devri ve havalandırmanın atık stabilizasyonu üzerindeki etkisi incelenmiştir. Sızıntı suyu geri devri ile inhibasyon etkisi bulunan fermantasyon ürünlerinin kontrolü ve asitlerin tamponlanması sağlanmıştır. Faz ayrımının stabilizasyon hızına olumlu etkisi olduğu ve prosesin verimli bir şekilde çalıştığı sonucuna ulaşılmıştır. Çalışma süresince havalandırma uygulaması yapılmış olsa dahi uygun sonuçların elde edilemediği bildirilmiştir.

San ve Onay, 2001

Farklı sızıntı suyu geri devir rejimlerinin atık bozunumu üzerindeki etkilerini incelemek adına biri geri devirli diğeri geri devirsiz 1m yüksekliğinde 35 cm çapında iki adet reaktör oda sıcaklığında (34°C) anaerobik olarak işletilmiştir. Anaerobik şartların sağlanabilmesi için azot gazı geçirilen reaktörlerde sızıntı suyu geri devir miktar ve sıklığı periyodik olarak değiştirilmiştir. Haftada dört kez 2 L sızıntı suyu geri devredildiğinde en yüksek derecede atık stabilizasyonunun sağlandığı bununla birlikte, haftada dört kez yapılan geri devri tam ölçekte uygulamanın özellikle yağış

miktarının arttığı bölgelerde taşkın veya tıkanma gibi bazı işletme sorunlara neden olabileceği çalışma sonunda elde edilen sonuçlardandır.

Özkaya, 2004

İstanbul Büyükşehir Belediyesi katı atık depolama sahalarından Odayeri Düzenli Depo Sahasının 2500 m²'lik alanında geri devirli ve geri devirsiz iki adet test hücresi kurulmuş ve sızıntı suyu geri devrinin atık ayrışması ve depo gazı bileşenlerine olan etkisi 950 gün boyunca izlenmiştir. Çalışma sonunda sızıntı suyu geri devrinin atık stabilizasyonunu hızlandırdığı ve metan oluşumunu optimize ettiği görülmüştür.

Bilgili, 2006

Bu çalışmada 50 cm çapında 200 cm yüksekliğinde 4 adet tasarlanan reaktörlerin birer adedi kontrol amaçlı (A-2 ve AN-2) birer adedi de sızıntı suyu geri devirli (A-1 ve AN-1) olarak işletilmiş, sızıntı suyu geri devrinin hem aerobik hem de anaerobik ayrışma sırasında atık stabilizasyonu, sızıntı suyu ve depo gazı özelliklerine etkisi incelenmiştir. Çalışma boyunca izlenen sızıntı suyu miktar ve bileşenleri, katı atık analizleri ve depo gazı ölçümlerinin değişimi zamana bağlı olarak izlenmiştir. Elde edilen veriler incelendiğinde sızıntı suyu geri devrinin oluşan sızıntı suyu miktarının azaltılmasında oldukça etkili olduğu görülmüştür. Sızıntı suyu sirkülasyonunun olumlu etkisi anaerobik depolama alanındaki aerobik depolama alanlarına kıyasla daha net bir şekilde ortaya çıkmaktadır. Aynı zamanda aerobik ayrışma anaerobik ayrışmaya göre organik madde stabilizasyonunu önemli ölçüde hızlandırmıştır. Anaerobik şartlarda ortaya çıkan gaz emisyonları aerobik ortamda önemli oranda kontrol altına alınmıştır. Aerobik şartların sağlanamadığı durumlarda sızıntı suyu geri devri uygulanarak stabilizasyon süresinin kısalmayacağı, saha içerisinde sızıntı suyu arıtımının sağlanabileceği ve depo gazı oluşumunun hızlanmasında etkili olabileceği görülmüştür.

Tınmaz, 2009

Atık boyutu, sızıntı suyu geri devri, havalandırma ve havalandırma yönünün atık stabilizasyonu ve sızıntı suyu karakterizasyonuna etkisinin incelendiği bu çalışmada 5 adet biyoreaktör tasarlanmıştır. Reaktörlerden biri (R1) kontrol reaktörü olup

konvansiyonel (anaerobik ve kuru) olarak işletilmiş ikinci reaktör (R2) anaerobik ve sızıntı suyu geri devirli olarak çalıştırılmıştır. Diğer reaktörlerin tamamı aerobik ve geri devirli olarak işletilmiş ancak hava girişi R4'de üstten, R3 ve R5'de reaktör tabanından yapılmıştır. İlk dört reaktör ham karışık atıkla doldurulurken R5'e aynı atığın 80 mm'lik elekten geçirildikten sonra elek altında kalan kısmı doldurulmuştur. Sızıntı suyu geri devir oranları R2, R3, R4 ve R5'te sırasıyla 0.53, 0.42, 0.56 ve 0.21 l/ton atık-gündür. Aerobik işletilen reaktörlere verilen hava miktarları R3, R4 ve R5 için sırasıyla 1,819; 4,352 ve 1,565 m³/ton atık-gün olarak belirlenmiştir.

Havalandırma ve sızıntı suyu geri devri için uygulanan bu oranlar, sızıntı suyu kalitesinin iyileştirilmesinde ve atık stabilizasyonunun hızlanmasında etkili olmuştur. Çalışma sonucunda, havalandırmanın sızıntı suyundaki kirletici konsantrasyonların gideriminde etkili olduğu belirlenmiştir. Sızıntı suyu geri devirli reaktörlerde havalandırmanın üstten uygulanmasının atık stabilizasyonunu hızlandırdığı ve sızıntı suyu kirletici konsantrasyonlarını düşürdüğü görülmüştür. Atık boyutunun azaltılması, atık stabilizasyonda, sızıntı suyu ve depo gazı kalitesinin iyileşmesinde etkili olmuştur.

Sızıntı suyu geri devriyle ilgili yapılmış olan çalışmaların tümü göz önüne alındığında elde edilen sonuçlar şöyle özetlenebilir;

- Sızıntı suyu kirletici konsantrasyonu ve sızıntı suyu miktarının azaltılması sonucunda sızıntı suyu toplama ve arıtma maliyetlerinde azalma,
- Depo gazı oluşumunun hızlandırılması,
- Daha etkili bir ayrışmanın sonucunda atıkların daha fazla sıkışmasının sağlanması,
- Depo sahasında meydana gelecek çökmelerin daha hızlı gerçekleşmesi,
- Depolama sahasının işleme kapatılması sonrasındaki izleme süresi ve maliyetinin azalması.

5.2. Düzenli Depolama Sahalarında Havalandırmanın Etkisi

Son yıllarda oldukça dile gelen konulardan biri olan katı atıkların aerobik depolanması ile ilgili yapılan çalışmaların bir kısmı aşağıda verilmiştir.

Das ve ark., 2002

Bu çalışmada tam ölçekli bir depolama sahasının belli bir kısmı Ocak 1997 ve Eylül 1997 tarihleri arasında aerobik olarak işletilmiş bunu takip eden 5 ay boyunca (Ekim 1997- Şubat 1998) ise anaerobik olarak çalıştırılmıştır. Elde edilen sonuçlar karşılaştırıldığında aerobik olarak işletilen depolama sahaslarında atık stabilizasyonunun anaerobik depolamaya göre daha iyi sonuç verdiği gözlenmiştir.

Jun ve ark., 2007

Havalandırma ve çamur ilavesinin etkilerinin incelendiği çalışmada biri havalandırmasız ve çamur ilavesiz (Reaktör A), diğeri havalandırmalı ve çamur ilavesiz (Reaktör B) ve sonuncusu havalandırmalı ve çamur ilaveli (Reaktör C) olmak üzere 3 adet reaktör sızıntı suyu geri devirli olarak işletilmiştir. Haftada 3 kere sızıntı suyu geri devri yapılan reaktörlerden havalandırmalı olanlara 0,5 L/dk hava verilmiştir. Çalışma sonunda en fazla azot giderilen reaktörün C olduğu tespit edilmiş buna bağlı olarak havalandırmanın ve çamur ilavesinin azot gideriminde etkili olduğu açıklanmıştır.

Giannis ve ark., 2008

Aerobik bir biyoreaktör sıcaklığın kontrollü olarak 22 ± 2 °C'de tutulduğu bir odada 17 ay boyunca zamana bağlı olarak izlenmiştir. Sızıntı suyu geri devri oranının ortalama üretim oranına bağlı olduğu çalışmada gerektiğinde sisteme deiyonize su da eklenmiştir. Deneyin başında yeterli hava akış oranını belirlemek için yapılan çalışmalarda standart sıcaklıktaki aerobik koşullar için 10L/dk'lık bir miktarın yeterli olduğu bulunmuştur. Bununla birlikte atıktaki çökme arttıkça sistemdeki uygun havalandırma koşullarının sağlanması için hava debisi artırıldığından çalışma süresince aerobik koşulların korunması için gereken ortalama hava debisi 18L/dk olmuştur. %90 oranında KOİ, %100'e yakın BOİ'nin giderildiği, ağır metal

konsantrasyonlarının azaldığı yapılan sızıntı suyu analizleri ile görülmüştür. Oksijen tüketimi ve organik maddelerin biyolojik bozunma oranlarının aerobik ayrışmanın uygulanabilir bir yöntem olduğunu gösterdiği çalışmada elde edilen kompostun tarımsal üretimde toprak iyileştirici olarak kullanılabileceği belirtilmiştir. Çalışma sonunda atık gövdesinde %26 lık çökme miktarı kaydedilmiştir.

Erses, 2008

Katı atık düzenli depolama yönetim sistemlerinin en verimli ve ekonomik olanını belirlemek için yapılan çalışmada 4 adet simüle reaktör tasarlanmıştır. Havalı, havasız, havalı-havasız, havasız-havalı olarak tasarlanan reaktörler İstanbul katı atık karakterizasyonuna göre sentetik olarak hazırlanan 19,5 kg atıkla doldurulmuş ve 32°C'de sızıntı suyu geri devredilerek işletilmiştir. Çalışma sonunda havalandırmanın atık stabilizasyonunu hızlandırdığı, organik madde, azot ve fosforun hızla giderildiği gözlenmiştir. Sızıntı suyu geri devredildiğinden ek sızıntı suyu arıtma ihtiyacının ve masrafının azaldığı görülmüştür. Anaerobik reaktörlere kıyasla havalı-havasız ve havasız-havalı reaktörlerin stabilizasyon süresi ve sızıntı suyu kirletici yükünü azaltması bakımından daha etkin olduğu sonucuna ulaşılmıştır.

Sekman, 2009

Düzenli depolama sahası stabilizasyonunda etkin bir yöntem olan aerobik ayrışmada gerekli olan optimum hava miktarını belirlemek amacıyla 5 adet reaktör tasarlanmıştır. Reaktörlerden biri kontrol amaçlı anaerobik (R1), diğer dört reaktör (R2, R3, R4 ve R5) farklı miktarlarda havanın verildiği aerobik şartlarda sızıntı suyu geri devirli olarak 150 gün boyunca işletilmiştir. Çalışma sonunda havalandırma miktarının artmasının sızıntı suyu özelliklerinde önemli sayılabilecek değişimleri gözlemlemediğini söyleyen Sekman, optimum hava miktarı için ekonomik parametreleri de göz önüne aldığı çalışmada kullandığı min hava miktarı olan 0,1 L/dk-kg atık değerinin uygun olduğunu belirtmiştir.

Top ve ark., 2011

Düzenli depolama sahalarında aerobik ve anaerobik ayrışma proseslerinin incelenmesi için yapılan çalışmada İstanbul Anadolu Yakası'nın atıklarının

depolandığı Kömürcüoda Düzenli Depolama sahasında 20x40x5 m boyutlarında A1 (semi-aerobik), A2 (basınçlı havalandırılmalı aerobik), AN1 (klasik anaerobik) ve AN (sızıntı suyu geri devirli anaerobik) olmak üzere 4 adet test hücresi belirlenmiş ve 250 gün boyunca işletilmiştir. Yapılan çalışma ile birlikte anaerobik ayrışmaya kıyasla aerobik ayrışmanın sızıntı suyu kalitesinde önemli ölçüde ve hızlı bir şekilde iyileşme gerçekleştirdiği görülmüş bu da sızıntı suyu arıtma maliyetinin azalmasına olanak sağlamıştır. Aerobik ayrışma ile stabilizasyon süresinin kısalması kapatılmış depolama sahalarının farklı amaçlarla değerlendirilebilmesini sağlamıştır.

Xu ve ark., 2015

Farklı havalandırma frekanslı hibrit biyoreaktörlerdeki sızıntı suyu karakterizasyonu ve biyogaz üretimini anaerobik şartlarla karşılaştırmak adına yapılan çalışmada Çin'in Shenzhen şehrine ait kentsel katı atık bileşenlerini temsil eden numuneler hazırlanmış ve 5 cm'den daha küçük parçalara ayrılmıştır. Laboratuvar ölçekli hazırlanan üç reaktörden biri anaerobik (A1) işletilirken; diğer ikisi reaktörün üst kısmından farklı miktarda hava verilerek aerobik-anaerobik şartlarda hibrit (C1 ve C2) olarak 10 ay boyunca işletilmiştir. C1 günde iki kere, C2 ise günde 4 kere aralıklı olmak şartıyla 2 saat boyunca yaklaşık 250 ml/dk akış hızı ile havalandırılmıştır. Bu hava enjeksiyonu pH 7 ye ulaşana kadar devam etmiş sonrasında biyogaz üretimi için hibrit reaktörlere verilen hava durdurularak anaerobik koşullara geçilmiştir.

Çalışma sonunda aerobik-anaerobik modun atığın bozunma oranını arttırabildiği ve daha önce yapılan çalışmalara uygun olarak metan üretimini hızlandırabildiği görülmüştür. Hibrit biyoreaktörde daha yüksek havalandırma frekansı kullanımı yerleşim oranını ve büyüklüğünü arttırmıştır (C1'de % 15 ve C2'de % 25). Bu çalışmada, aerobik-anaerobik geçiş aşaması sırasında sızıntı suyu geri devrinin metan üretim hızına olumsuz etkileri gözlemlenmiştir.

Dolayısıyla, düzenli depolama sahalarında metan geri kazanımının maksimize edilmesi amaçlandığında, havalandırma sıklığının çok olması önerilmemiştir. Havalandırmanın durdurulması sızıntı suyundaki metanojenler üzerinde toksik etki

gösteren uçucu yağ asitlerinin (VFA) artmasına sebep olmuştur. Metanojenlerin inhibasyonunu önlemek için sızıntı suyu geri devrinin VFA konsantrasyonu takip edilerek yapılması önerilmektedir.

5.3. Düzenli Depolama Sahası Mikrobiyolojisinde FISH Çalışmaları

Katı atık depo sahalarındaki işletme kıstasları eskiden olduğu gibi sadece sızıntı sularının karakterizasyonu ve üretilen biyogazın kompozisyonu ile değil aynı zamanda mikroorganizmaların stabilizasyon süresince sistem içerisindeki dağılım ve değişimleri ile de incelenmektedir. Sistemdeki bu mikrobiyal değişimler ve onları meydana getiren mikroorganizmaların tanımlanması için kullanılan en uygun yöntem moleküler mikrobiyoloji teknikleridir. Bu tekniklerden biri olan FISH tekniği ile düzenli depolama sahalarındaki mikrobiyal faaliyetleri inceleyen çalışmaların bir kaçı aşağıda sunulmuştur.

Aoi ve ark., 2000

Çeşitli tiplerde atıksu arıtma işlemlerinde nitrifikasyon bakterilerinin mikrobiyal ekolojisi ve biyofilmlerdeki mikrobiyal ekolojinin dinamik cevabı, 16s rRNA-hedefli oligonükleotid problarla floresan in situ hibridizasyon (FISH) kullanılarak araştırılmıştır. Nitratlayıcı bakterilerin farklı substrat bileşimi ve konsantrasyonu koşulları altında çeşitli organizasyon biçimleri sergiledikleri bulunmuştur. Amonyak-oksitleyici bakteriler, amonyak açısından zengin inorganik atık sularda baskınken, heterotrofik bakteriler ve amonyak oksitleyici bakteriler, organik atık sudaki biyofilmden farklı pozisyonlarda lokalize olmuşlardır. Alt tabaka bileşimindeki kademeli bir değişimin neden olduğu amonyak-oksitleyici bakterilerin ve heterotrofik bakterilerin mekansal dağılımına ilişkin biyofilmden mikrobiyal ekolojinin dinamikleri FISH analizi ile başarılı bir şekilde izlenmiştir.

Saatçi ve Çallı, 2003 – Proje No: 102I058

Aynı depolama sahası sızıntı suyunu arıtan yukarı akışlı anaerobik çamur yatağı ve hibrit reaktörlerdeki metanojenik popülasyon dinamiğinin incelendiği çalışmada reaktör yüksekliği boyunca yerleştirilen yedi numune musluğundan çamur örnekleri

alınmıştır. FISH, DGGE, klonlama ve DNA dizi analizi teknikleri kullanılarak Methanosaeta benzeri uzun iplikli metanojenler düşük serbest amonyak seviyelerinde reaktördeki baskın tür olarak tespit edilmiştir. Kısa süreli serbest amonyak şokları hassas olduğu bilinen Methanosaeta türlerini ciddi şekilde etkilememiş ve kalıcı inhibisyonlara sebep olmamıştır. Fakat uzun iplikli Methanosaeta hücreleri daha kısa çubuksu yapılara dönüşmüş ve floklaşma özelliklerini kaybetmiştir.

Mertoğlu, 2005

Bu çalışma ile düzenli depo sahası ve havalandırılmalı biyoreaktördeki mikrobiyal dağılım moleküler metodlar kullanılarak incelenmiştir. Geleneksel depo sahalarında yapılan çalışmalarda farklı stabilizasyon fazlarında birbirinden çok farklı metanojenik popülasyon çeşitliliği tespit edilmiştir. Asetatı sübstrat olarak kullanan Methanosarcina türleri genç depo sahalarında baskın olarak görülürken, uzun çubuk yapıdaki filament metanojen arkea türü olan Methanosaeta olgunlaşmış depo sahalarında aktif olarak tespit edilmiştir. Ayrıca bu çalışmada, havalandırılmalı biyoreaktör içerisinde nitrifikasyon ve denitrifikasyon eş zamanlı olarak gerçekleşmiştir. In-situ hibridizasyon sonuçları, arkea ve bakteri aktivitelerinin, ayrışma proses hızıyla birlikte arttığını göstermektedir. Arkea türleri içerisinde, ilk aylarda baskın olan Methanobacteriales ve Methanomicrobiales türleri zamanla yerini Methanosarcina türlerine bırakmıştır. Havalandırılmalı depo sahasının bir yıllık işletme periyodunda, amonyağı nitrite oksitleyen bakterilerden Nitrosomonas, nitriti nitrate oksitleyen bakterilerden de Nitrospira türleri diğer nitrifikasyon bakterilerine göre baskın türler olarak görülmüştür.

Onay, İnce, Erses ve Öz, 2006 – Proje No: 06Y101

Bu çalışma, verimli bir depolama yönetimi kavramını değerlendirmek için depolama alanlarındaki mikrobiyal popülasyonların daha iyi anlaşılmasını amaçlamaktadır. Bu kapsamda düzenli depolama sahalarını temsil eden anaerobik, anaerobik-aerobik, aerobik ve aerobik-anaerobik olmak üzere 4 adet biyoreaktör tasarlanmış ve her bir reaktöre 19,5 kg'lık parçalanmış katı atık karışımı sıkıştırılarak doldurulmuştur. Laboratuvar ortamında 32°C' sabit sıcaklıkta ve geri devirli işletilen reaktörlerden

alınan sızıntı suyu numunelerindeki arke, sulfur ve nitrifikasyon bakterilerinin çeşitliliği incelenmek adına FISH gerçekleştirilmiştir.

Sonuçlar incelendiğinde; sülfidojenlerle rekabet nedeniyle metanojenler için mevcut organik karbon miktarını sınırlandırarak artan sülfat konsantrasyonları metanojenler üzerinde olumsuz bir etkiye sebep olmuştur. Reaktör 4'te (aerobik-anaerobik), metanojenik Arkea da havalandırma döneminde gözlenmiştir. Reaktör 4'ün aerobikden anaerobik koşullara dönüştürülmesinden sonra, Methanosarcina görünür şekilde baskın bulunmuştur. Reaktörler 3 ve 4' te, organizmalar genel olarak büyük çok hücreli yapılarda tanımlanmıştır.

Aerobik reaktörde, FISH sonuçları nitrifikasyon bakterilerinin (Amonyak okside edici beta proteobakteriler, Nitrobacter, Nitrospira, Anammox bakterileri), diğer günlere kıyasla ilk 75 gün boyunca sinyal gücü açısından daha yoğun olarak algılandığını göstermiştir. Nitrospira (NTSPA 662) cinsinden nitrit oksitleyici bakteriler, Nitrobacter (NIT 3) ile karşılaştırıldığında baskın olarak bulunmuştur. 166. günde, nitratlayıcı maddelerin sülfat indirgeyen bakteriler (SRB'ler) tarafından substrat için rekabet etmesi nedeniyle nitrifikasyon bakterilerinin mevcudiyeti gözle görülür biçimde azalmıştır. Ayrıca, azalan amonyak ve yüksek sülfat konsantrasyonları reaktörde ototrofik denitrifikasyon varlığını doğrulamıştır. FISH sonuçları, ORP, NH₃ ve SO₄ verileri nitrifikasyon/denitrifikasyon veya Anammox'ın aerobik biyoreaktör depolama sahasında azot giderilmesinden sorumlu önemli reaksiyonlar olduğunu ileri sürmüştür.

Çallı, Yükselen ve Durmaz, 2006 – Proje No: 105Y245

İstanbul Kemerburgaz düzenli Katı Atık Depo Sahasının çeşitli kısımlarına ait farklı zamanlarda toplanmış 14 adet sızıntı suyu numunesi kullanılarak sızıntı sularındaki arkea ve bakteri türleri incelenmiştir. Sonuçlar incelendiğinde sızıntı suyu numunelerinin kimyasal kompozisyonu ve mikrobiyal içeriği arasında önemli bir bağlantı olduğu tespit edilmiştir. Sızıntı suyu numunelerindeki bakteri miktarının arkea miktarından çok daha fazla olduğu gözlemlenmiştir. Tüm numunelerde az miktarda H₂ kullanan metanojen görüntülenmiştir. Asetat kullanan Methanosarcina

ve Methanosaeta türleri de yoğun bir şekilde tespit edilmiştir. Depo sahasının genç kısmına ait bir numunede büyük kümeler halinde ve çok sayıda bulunan Methanosarcina görüntülenirken depolama sahasının en genç kısmından alınan iki numunede ise daha az sayıda ve küçük boyutlarda görüntülenmiştir. Bu durum depo sahasının en genç kısmının henüz asit fazının başında olduğunu ve ortamda Methanosarcina'ların baskın hale gelmesini sağlayacak miktarda asetat bulunmadığını göstermektedir.

Gözdereliler, 2008

Bu çalışmada, tam ölçekli bir anaerobik EGSB (Expanded Granular Sludge Bed) reaktöründen alınan çamur ile aşılana laboratuvar ölçekli ardışık kesikli bir anaerobik reaktör 47 gün boyunca işletilmiştir. Anaerobik reaktörden alınan çamurda sırasıyla SMA testleri ve FISH tekniği kullanılarak metanolün, metanojenik aktiviteye ve mikrobiyal komüniteye inhibitör etkisi incelenmiştir.

FISH sonuçlarına göre, Methanosaeta ve Methanosarcina türlerinin oluşturduğu asetoklastik metanojenler tam ölçekli anaerobik EGSB (Expanded Granular Sludge Bed) reaktör ve laboratuvar ölçekli ardışık kesikli reaktör çamurunda en baskın türler olarak belirlenmiştir. Fakat, metanolün inhibitör etkisi sonucunda asetoklastik metanojenlerden, hidrojenotrofik metanojenlere doğru bir kayma tespit edilmiştir. Özellikle Methanobacteriales türlerindeki artış, bu türlerin inhibitör varlığı gibi stres şartları altında daha dayanıklı olduklarını göstermektedir.

Aliyazıcıoğlu, 2011

Depolama sahalasındaki azot döngüsünü sağlayan hassas mikroorganizmaların tespitinin yapıldığı çalışmada Türkiye'nin farklı şehirlerinden alınan sızıntı suyu numuneleri kullanılmış ve amonyak oksitleyici bakteriler (Anammox), amonyak oksitleyici arkeler (AOA) ve nitrit oksitleyici bakteriler (NOB) moleküler tekniklerle incelenmiştir. Bakteriyel prob ve Anammox probu için FISH görüntüsü ile gözlenen sonuçlar biyokütlenin depolama sahasında varlığını göstermiştir. Nitrospira türlerinin hibridizasyon sinyallerinin dikkate değer görüntüleri tespit edilmiştir.

Fernandes ve ark, 2013

Bu çalışmanın amacı, depolama sahası sızıntı sularının arıtılması için kullanılan stabilizasyon havuz sistemindeki parametrelerin mekansal ve zamansal değişimini değerlendirmek aynı zamanda FISH ve filogenetik analiz yoluyla mikrobiyal yapıyı incelemektir. Sızıntı suyu Brezilya'nın güneyinde bulunan Santa Catarina eyaletindeki Biguaçu şehrinde bulunan ve 1991 yılından beri faaliyette olan bir düzenli depolama sahasından alınmıştır. 5000L kapasiteli fiberglas tanka sahip bir kamyonla deneysel sisteme nakledilip orjinal koşullarını korumak için kapatılmış ve hazneye aylık olarak sızıntı suyu girişi yapılmıştır. 200L/gün akış hızında üç adet ardışık fiberglas havuzdan oluşan sistemin çalışmasından 16 ay sonra havuzların belli noktalarından 5 ay boyunca her hafta numune alınmıştır. Bakteriyel çeşitlilik moleküler teknikler (FISH, PCR ve filogenik analiz) ile belirlenirken, fitoplankton topluluğu optik mikroskopi ile değerlendirilmiş ve Sedgewick-Rafter odası ile ölçülmüştür.

Sonuçlar sistemin analiz edilen kalite faktörlerinde tatmin edici bir azalma oranı göstermiş ancak yüzey sularına deşarj standartlarını sağlaması için sızıntı suyu geri devri ile toplam KOİ ve amonyumu azaltmak adına tamamlayıcı bir arıtma adımına ihtiyaç duyulmaktadır. Fitoplankton topluluğunun analizi, Chlamydomonas sp'nin baskın olduğu ve Cryptomonas sp'nin varlığının düşük olduğu az sayıda tür göstermiştir. Planctomycetales, Verrucomicrobiales, bazı Desulfovibionaceae sülfat indirgeyen bakteriler ve Pseudomonas sp. ise bakteriyel çeşitlilik analizi sonuçlarından elde edilmiştir. Organik maddenin anaerobik bozunma işleminde yer alan bakteriyel türler tespit edilmiş ve Planctomycete filumuna ait tescilli organizmalar, östrofik koşulları ve bu organizmaların sıklıkla alglerin bulunduğu yerlerde yüksek bir insidansı olduğunu göstermektedir.

5.4. Gümüş Nanopartiküllerin Mikrobiyal Yapıya Olan Etkisi

Uzun yıllardan beri antibakteriyel etkisi bilinen gümüş nanopartikül boyutlarına kadar indirgenip bu özelliğinden faydalanılarak birçok alanda kullanılmaktadır. Limitli kullanımı olan bu ürünlerin bertarafı sırasında içeriğindeki gümüş

nanopartiküllerin çevreye yayılımı merak konusudur. Kasıtlı ya da kasıtsız olarak depolama sahalarına ve atıksu arıtma tesislerine giren nanopartiküller büyük endişe kaynağı olarak ortaya çıkmaktadır. Bu kapsamda gümüş nanopartiküllerin mikrobiyal yapıya etkisinin incelendiği bazı çalışmalar bu başlık altında sunulmuştur.

Morones ve ark., 2005

Yüksek açılı halkalı karanlık alan (HAADF) tarama iletim elektron mikroskobu (STEM) kullanarak Gram negatif bakterilerde 1-100 nm aralığındaki gümüş nanoparçacıkların etkisinin araştırıldığı çalışmada nanoparçacıkların bakterisidal (bakterilerin ölümüne neden olan) özelliklerinin boyuta bağlı olduğu çünkü bakterilerle doğrudan etkileşime giren tek nanopartiküllerin ~ 10 nm'lik bir çapa sahip olduğu görülmüştür.

Choi ve ark. 2008

Bu çalışmada gümüş nanopartikülleri (Ag NPs), Ag⁺ iyonları ve AgCl kolloidleri gibi önemli gümüş türlerinin mikrobiyal büyüme üzerindeki inhibe edici etkileri incelenmiştir. Atıksu arıtma sistemleri için önemli olan ototrofik bakteri için nitrifikasyon bakterileri, heterotrofik bakteriler için Escherichia coli kullanılmıştır. Çevresel taramalı elektron mikroskobu (ESEM), mikrobiyal/nanopartikül etkileşimlerini incelemek için tamamlayıcı bir teknik olarak uygulanmıştır. Çalışma sonunda gümüş nanopartiküllerin mikrobiyal büyümeyi güçlü bir şekilde inhibe ettiği, gümüş kolloidlerin de mikrobiyal büyümeyi engellediği görülmüştür. Nitrifikasyon bakterilerinin özellikle Ag NP'leri tarafından inhibisyona duyarlı olduğu ve Ag NP'lerinin birikiminin atık su arıtımındaki mikroorganizmalar üzerinde zararlı etkilere sahip olabileceği çalışma sonunda elde edilen sonuçlardandır. Parçacık büyüklüğüne ve biyoyararlılığına bağlı olarak, AgCl kolloidleri tarafından inhibisyonun Ag⁺ iyonlarınınki kadar önemli olabileceği belirtilmiştir.

Choi ve Hu, 2008

Bu çalışma Ag nanopartiküllerinin boyuta bağlı inhibisyonunu belirlemek ve inhibisyon ile reaktif oksijen türleri (ROS) arasındaki ilişkiyi değerlendirmek için

yapılmıştır. Ortalama boyut aralığı 9 - 21 nm olan nanopartiküller, solüsyondaki $\text{BH}_4^-/\text{Ag}^+$ molar oranlarının değiştirilmesi ile sentezlenmiştir. Nanopartikül boyutu dağılımı, fotokatalitik ROS oluşumu, hücre içi ROS birikmesi ve nitrifikasyon inhibisyonu arasındaki korelasyonu inceleyerek, nitrifikasyon organizmalara karşı inhibisyonun süspansiyonda Ag nanoparçacıklarının fraksiyonu ile 5 nm'den az korelasyon gösterdiğini gözlemlenmiştir. Bu boyutta nanoparçacıkların bakteriler için nanopartiküllerin herhangi bir diğer fraksiyonuna veya onlara karşılık gelen toplu türlerine göre daha toksik olabileceği görülmüştür. Dahası Ag nanoparçacıklarının yanı sıra gümüşün diğer formları (Ag Cl kolloid ve Ag + iyon) tarafından inhibisyon, fotokatalitik ROS fraksiyonlarıyla değil hücre içi ROS konsantrasyonları ile iyi korelasyon göstermiştir.

Hou ve ark. 2012

Bu çalışmada, atıksu arıtma işlemleri sırasında sitratla stabilize edilmiş gümüş nanopartiküllerin (Ag NP) uzaklaştırılması ve bunların arıtma performansı üzerindeki etkisi incelenmiştir. Çalışmalar sitratla stabilize edilmiş Ag NP'lerin büyük bir kısmının (>%90) birincil yıkamadan sonra su akışında kalacağını göstermiştir. Bununla birlikte, simüle edilmiş SBR prosesinin havalandırılması ve ikincil saflaştırılması, 15 günlük deney boyunca Ag NP'leri atık sudan tamamen uzaklaştırdı. Ayrıca atıksudaki Ag NP'lerin KOİ giderimi üzerinde güçlü bir etkisi görülmemiştir. SBR işlemi sırasında az miktarda ilk redüksiyon ve ardından NH_4 giderme işlemi hızlı bir şekilde geri kazanıldığında, Ag NP'lerin NH_4 giderimi üzerindeki etkisinin az olduğunu göstermektedir. Ag NP'lerin aktif çamurdaki KOİ ve NH_4 'den sorumlu bakterilere karşı toksisite eksikliğini nanopartiküllerin biyolojik ortamda hızla kimyasal değişikliğe uğrayabildiği bilgisi kısmen açıklayabilir.

Parlak, 2013

Belirli nanopartiküller ile gerçek aktif çamur arasındaki ilişki karakterinin belirlenmesi üzerine yapılan bu çalışmada endüstriyel bazda yaygın olarak kullanılan Ag NP ve Al NP'ün gerçek atıksu arıtma tesisinde bulunan mikrobiyal toplulukların aktivitesi üzerindeki inhibisyon etkileri, solunum testleri ve biyolojik analizlerle araştırılmıştır. Üç aşamada gerçekleşen deneylerin ilk aşamasında nanopartiküllerin

çözünme oranları belirlenmiş, ikincisinde kısa süreli toksisite testleri ve solunum analizleri ile nanopartiküllerin etkisi çalışılmış, üçüncü aşamada uzun süreli testlerle nanopartiküllerin toksik etkileri izlenmiştir. Yapılan analizlere göre Ag NP çözünürlüğünün pH 7'de ve % 0,1 konsantrasyon oranında maksimum olduğu ancak sıcaklığın artmasıyla azaldığı, karıştırma hızı 400 rpm iken çözünürlüğün önce maksimum olup sonrasında düştüğü gözlemlenmiştir. Al NP çalışmaları Ag NP ile hemen hemen paralel olması nedeniyle deneyler aynı şartlarda yapılmıştır. Respirometrik deneyler incelendiğinde Ag NP'nin içsel solunum hızını Al-NP'ye oranla daha fazla azalttığı gözlemlenmiş ve nanopartikülün bakteri üzerinde inhibisyon etkisi olduğu sonucuna varılmıştır. Nanopartiküllerin aktif çamur üzerindeki uzun süreli etkisinde Ag NP için bakteriyel büyümeyi belirgin şekilde etkilemediği, vizkozite değerini değiştirmediği görülmüştür (Parlak, 2013).

Yang ve ark, 2013

Ag NP'lerin ve Ag⁺ iyonlarının anaerobik düzenli depolama saharındaki metanojenik popülasyon dinamiklerine etkisinin incelendiği çalışma için eşit hacimde toplam 6 adet tezgah üstü katı atık biyoreaktörleri ikili olarak hazırlanmıştır. Ag NP ve Ag iyonlarının eşit konsantrasyonda eklendiği reaktörlere stabilizasyonu hızlandırmak adına birer litrelik mezofilik anaerobik çamur eklenmiştir. Yaklaşık 200 gün boyunca metan üretimi, çözünebilir KOİ, uçucu yağ asitleri (VFA), gümüş ve metanojenik toplulukların popülasyonları da dâhil olmak üzere sızıntı suyu bileşenleri izlenmiştir. Çalışma sonunda 10 mg/kg katı madde konsantrasyonunda gümüş iyonlarının metan üretimi üzerinde hiçbir etkisinin olmadığı ancak bu konsantrasyondaki Ag NP lerin metanojen bakterilerini inhibe ettiği görülmüştür.

Güvenç ve ark, 2016

Düzenli depolama sahası sızıntı suyundaki kirleticilerin yeraltısuyuna geçişinde TiO₂ ve Ag nanopartiküllerin etkisinin araştırıldığı çalışma için Aerobik kontrol reaktörü, TiO₂ NP içeren aerobik reaktör ve Ag NP içeren aerobik reaktör olmak üzere 3 adet aerobik biyoreaktör tasarlanmıştır. Reaktörlerin her birine Odayeri Düzenli Depolama sahasından temin edilen yaklaşık 900 kg'lık belediye katı atıkları yüklenmiş ve geri devirli olarak oda sıcaklığında 375 gün işletilmiştir. Çalışma

sonunda TiO₂ nanopartikülleri içeren reaktörün yeraltısuyunda KOİ değerinin kontrol grubundan yüksek çıktığı bunun da TiO₂ nanopartiküllerinin sızıntı suyundaki organik içeriğin yeraltısuyuna taşınma oranını arttırabileceğini göstermiştir. Ayrıca Ag NP içeren reaktörün yeraltısuyundaki pH, alkalinite, Cl⁻, iletkenlik ve KOİ parametre değerlerinin diğer reaktörlerden yüksek olduğu görülmüştür. Bu nedenle Ag nanopartiküllerin sızıntı suyu kirleticilerinin yeraltısuyuna taşınımını arttırdığı sonucuna ulaşılmıştır.

Güvenç, Ertürk ve Bilgili, 2016

Ag nanopartiküllerinin aerobik depo sahası biyoreaktörlerinde gerçekleşen aerobik parçalanmaya etkileri araştırıldığı bu çalışma için 6 adet aerobik biyoreaktör tasarlanmıştır. Biyoreaktörlerden biri kontrol reaktörü olarak kullanılmış, kalan 5 biyoreaktöre farklı miktarlarda Ag nanopartiküller (10, 50, 100, 500 ve 1000 mg/kg) eklenmiş ve İstanbul'daki Türkiye Kompost ve Geri Dönüşüm Tesisi fermantasyon ünitesinin girişinden alınan yaklaşık 30 kg'lık katı atık numuneleri ile karıştırılmıştır. Anaerobik koşulları önlemek için, tüm biyoreaktörlerdeki çıkış gazındaki O₂ oranı, havalandırma ile % 8-14 arasında tutulmuştur. 106 gün boyunca geri devirli ve aerobik işletilen reaktörlerdeki sızıntı suyunda gerçekleşen fiziksel ve kimyasal değişimler incelenmiştir. Çalışma sonunda hava enjeksiyonu ve sızıntı suyu devridaiminin depolama alanlarındaki biyodegradasyon oranını arttırmakla kalmadığı, aynı zamanda sızıntı suyu kalitesini de arttırdığı görülmüştür. AgNP'nin aerobik katı atık degradasyonu üzerinde önemli bir etkisi olmadığı gözlenmiştir.

BÖLÜM 6. MATERYAL VE YÖNTEM

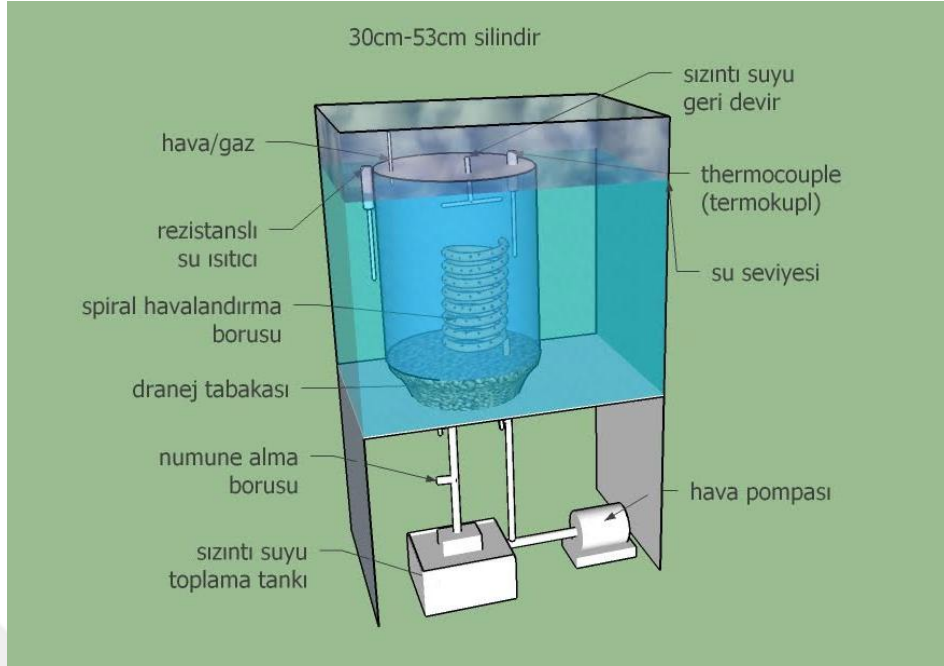
Depo sahalarında havalandırmanın önemli ölçüde atık ayrışmasını ve çökme oranını arttırabildiği, metan üretimini ve sistemden ayrılan sızıntı suyunu azaltabildiği ayrıca sahanın işletme ömrünü önemli derecede arttırabildiği bilinmektedir. Nanoteknolojik gelişmelerle birlikte bir çok sektörde antibakteriyel özelliği sebebiyle kullanılan gümüşün depolama sahalarındaki mikrobiyal yapıya olan etkisi araştırmacılar tarafından merak konusu haline gelmiştir.

Bu çalışmada katı atık düzenli depo sahalarında bulunan atıkların aerobik olarak ayrışmasından sorumlu mikroorganizma türlerine gümüş nanopartikülün etkisi laboratuvar ölçekli biyoreaktörlerde Floresanlı Yerde Hibritleşme (FISH) yöntemi kullanılarak belirlenmiştir.

6.1. Reaktörlerin Tasarımı

Her biri 30 cm iç çaplı ve 50 cm yüksekliğine sahip olan 35 L hacminde aerobik olarak işletilen 2 adet reaktörden birine gümüş nanopartikül eklenmiştir. Kullanılan bu reaktörlerin tasarım detayı şematik olarak Şekil 6.1’de gösterilmiştir.

İşletme sırasında meydana gelebilecek ısı alışverişlerinin engellenmesi ve istenilen mikrobiyal topluluğun büyümesinde mezofilik koşulların sağlanması için reaktörler havuz içerisine yerleştirilerek rezistanslı ısıtıcılar ile sıcaklığın $\pm 32^{\circ}\text{C}$ ’de sabit kalması sağlanmıştır. Hem üst hem de alt kapaklara destek sağlamak için PVC flanş kullanılmıştır. Reaktörlerde su ve gaz kaçağı olmaması için tüm bağlantı ve eklem yerleri silikonlanmıştır.



Şekil 6.1. SketchUp programı kullanılarak hazırlanan şematik reaktör çizimi

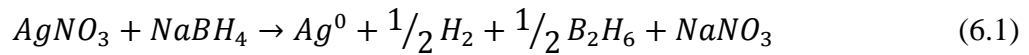
Reaktörlerin tabanında biri sızıntı suyu toplamak ve numune almak için, diğeri reaktöre hava girişini sağlamak için 2 adet giriş musluğu bulunmaktadır. Reaktörlere hava kompresör yardımı ile verilmekte olup havanın reaktör içerisinde homojen dağılımı bakır malzemeden spiral olarak tasarlanan delikli havalandırma boruları ile sağlamaktadır.

Reaktörlerin üst kısmında 3 adet bağlantı noktası bulunmaktadır. Bu bağlantı noktalarından birine thermocouple yerleştirilerek bir kablo aracılığı ile dijital termometreye bağlanmış böylelikle reaktördeki günlük sıcaklık değişimleri izlenmiştir. Diğer bağlantı yağmur suyu besleme noktası ve sızıntı suyu geri devir noktası olarak kullanılmıştır. Üçüncü ve son bağlantı reaktörlerdeki hava çıkış noktası olmakla birlikte haftada bir kez gaz ölçüm cihazı bağlanarak reaktör içerisindeki gaz konsantrasyonlarını belirlemekte kullanılmıştır.

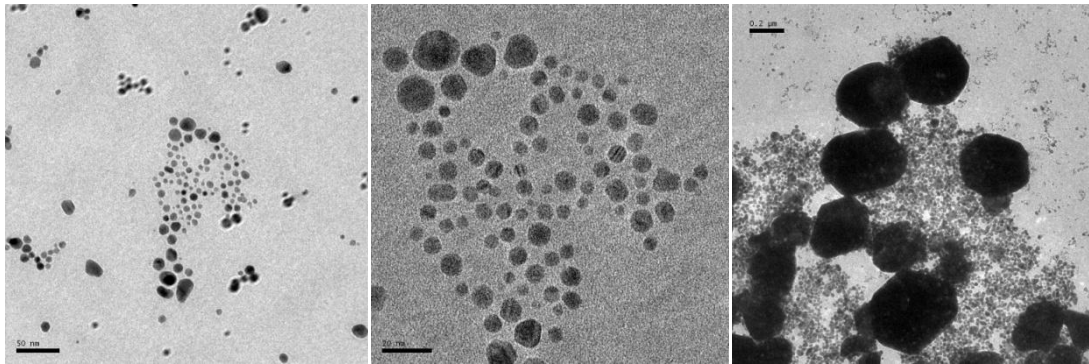
Atıklar doldurulmadan önce reaktör tabanı çakıl taşlarından oluşturulmuş drenaj tabakası ile örtülerek boruların tıkanması önlenmiştir.

6.2. Gümüş Nanopartikülün (Ag-NP) Hazırlanışı

Gümüş nitrat ($AgNO_3$) ile indirgeyici madde olarak sodyum borohidrat ($NaBH_4$) kullanılarak aşağıda verilen (Denklem 6.1) e göre laboratuvar ortamında kimyasal yöntemle sentezlenmiştir. Gümüş nanopartiküllerin aglomerasyonunu engellemek için koruyucu madde olarak polivinil alkol (PVA) kullanılmıştır (Choi ve Hu, 2008).



Reaktör işleme alındıktan sonra sızıntı suyu geri devir vanasından 10 mg/kg olacak şekilde eklenmiştir (Yang, ve ark., 2012; Yang, ve ark., 2013). Atık su arıtma tesislerinden çıkan atık çamur içindeki gümüşün tahmini konsantrasyonu 1.3 ile 6.2 mg/kg arasında değişmekte, arıtma çamurları nihai olarak atık depolama alanlarına katılmakta olduğundan AgNP konsantrasyonu bu şekilde seçilmiştir (Gottschalk et al., 2009). Hazırlanan gümüş nanopartiküllerin görüntüleri TEM (transmission electron microscopy) kullanılarak elde edilmiş ve Şekil 6.2’de verilmiştir. Ayrıca ImageJ adlı program kullanılarak nanopartikül boyutu 2-9 nm bulunmuştur.



Şekil 6.2. Farklı boyutlarda AgNP görüntüleri

6.3. Reaktörlere Depolanan Atıkların Miktar ve Bileşenleri

Katı atıklar miktar ve bileşenleri bakımında büyük farklılıklar gösteren heterojen karışımlar olsa dahi en büyük bileşenin organik atıklardan oluştuğu söylenebilir.

Tablo 6.1. Sakarya ili katı atık kompozisyonu

Sakarya İli Katı Atık Kompozisyonu	Yüzde Oran (%)	Sakarya İli Katı Atık Kompozisyonu	Yüzde Oran (%)
Mutfak Atığı	42,4	Diğer Yanmayan	0,9
Plastik	13,4	Metal	0,8
Diğer Yanabilen	12,1	Tehlikeli Atık	0,6
Kül, toz, kum, taş karışımı	11,3	Hacimli Karton	0,5
Karton	5,3	Atık Elektrik Ekipman	0,3
Kağıt	5,2	Hacimli Metal	0
Cam	3,6	Diğer Hacimli Yanabilen	0
Park-Bahçe Atığı	2,3	Diğer Hacimli Yanamayan	0
Diğer	1,3		

Bu çalışmada kullanılan atıklar Tablo 6.1.'de verilen Sakarya ili katı atık kompozisyonunu temsil edecek şekilde sentetik olarak hazırlanmış olup ayrışma hızını arttırmak amacıyla parçalanmış ve karıştırılarak homojenize edilmiştir (Şekil 6.2. ve Şekil 6.3.).



Şekil 6.3. Reaktörlere depolanan inorganik atıklar



Şekil 6.4. Reaktörlere depolanan organik atıklar

Reaktörlere depolanacak atık miktarları, reaktör hacmi ve atık yoğunluğu göz önünde bulundurularak hesaplanmış ve Tablo 6-2 de verilmiştir.

Tablo 6.2. Reaktör özellikleri ve depolanan atık miktarları

Reaktör Yüksekliği	50 cm
Reaktör Çapı	30 cm
Çakıl Tabakasının Yüksekliği	10 cm
Atık Yüksekliği	40 cm
Reaktör Hacmi	0,035m ³
Depolanan Atık Miktarı	Ag SR: 4,91 kg SR: 4,96 kg

Her bir reaktör için hazırlanan katı atık karışımlarından yaklaşık 500 gramı nem ve yoğunluk tayini için ayrılmış kalanı ise elle sıkıştırılarak reaktörlere doldurulmuştur.



Şekil 6.5. Reaktörlerdeki drenaj tabakası ve havalandırma sistemi



Şekil 6.6. Reaktörlerin doldurulması

6.4. Reaktörlerin İşletilmesi

Atıkların depolanmasından itibaren 181 gün boyunca işletilen reaktörlerdeki aerobik stabilizasyon için gerekli olan hava miktarı daha önce yapılmış literature çalışmaları baz alınarak seçilmiş ve elektrikli kompresör ile 0.07 L-kg/dk olarak temin edilmiştir

(Bkz. Tablo 2.1). Reaktörler sızıntı suyu geri devirli olarak işletilmiş geri devir miktarı literatürde incelenen çalışmalar ve atık miktarına bağlı olarak 1000 ml/hafta olarak belirlenmiştir (San ve Onay, 2001). Bunun dışında T.C. Orman ve Su İşleri Bakanlığı Meteoroloji Genel Müdürlüğü'nden alınan 1970 - 2013 yılları arasındaki Sakarya iline ait yağış ve buharlaşma verileri göz önünde bulundurularak 70 mm/yıl olarak hesaplanan ortama yağış miktarını temsilen 200 ml/hafta su reaktörlere eklenmiştir.

6.4.1. Kimyasal analizler

Sızıntı suyu geri devirli işletilen aerobik reaktörlerde gümüş nanopartikül ilavesiyle sızıntı suyunun özelliklerinde meydana gelen değişimleri görmek amacıyla, reaktörlerde biriken sızıntı sularından numuneler alınmış ve yapılan analizlerle pH, alkalinite, oksidasyon-redüksiyon potansiyeli (ORP), toplam çözünmüş katı madde (TÇKM), iletkenlik, klorür, KOİ, Çözünmüş KOİ, toplam organik karbon (TOK), nitrit (NO₂), nitrat (NO₃), amonyum (NH₄), toplam fosfor (TP), ortofosfat (PO₄), sülfat (SO₄), sülfid (SO₃), sülfür (S²⁻) parametreleri zamana bağlı olarak izlenmiştir.

Reaktöre depolanan katı atıklardan alınan giriş ve çıkış numunelerinde nem muhtevası, atığın yoğunluğu, C/N oranı, uçucu katı madde (UKM) analizleri gerçekleştirilmiş, depo gazı ölçümleri için portatif gaz analizörü kullanılarak ölçülmüştür.

Ağır metal analizleri ve gümüş konsantrasyonlarının ölçümü hem katı atık hem de sızıntı suyu numuneleri ile gerçekleştirilmiştir. Elde edilen sonuçlar Bölüm 7'de değerlendirilmiştir.

Gerçekleştirilen deneylerin uygulama yöntemleri ve uygulanma periyotları birlikte Tablo 6-3 'de verilmiştir.

Tablo 6.3. Sızıntı suyu, katı atık ve depo gazı ile gerçekleştirilen deneyler

SIZINTI SUYU ANALİZLERİ			
PARAMETRE	PERİYOT	KULLANILAN METOD	ALET
pH	3/hafta	4500-H B Metot Elektrometrik (Standart Metodlar)	Multimetre
ORP	3/hafta	2580 B Metot Elektrometrik (Standart Metodlar)	Multimetre
İletkenlik (EC)	3/hafta	2510 Metot Elektrometrik (Standart Metodlar)	Multimetre
TDS	3/hafta	2510 Metot Elektrometrik (Standart Metodlar)	Multimetre
KOİ	2/hafta	5220 D Metot Kapalı Refluks, Kolorimetrik (Standart Metodlar)	Spectrofotometre Merck Nova 60
Çözünmüş KOİ	1/hafta	5220 D Metot Kapalı Refluks, Kolorimetrik (Standart Metodlar)	Spectrofotometre Merck Nova 60
Alkalinite	1/hafta	2320 B Metot Titrimetrik (Standart Metodlar)	
Nitrat (NO₃)	1/hafta	4500 NO ₃ Metot Kolorimetrik (Standart Metodlar)	Spectrofotometre Merck Nova 60
Nitrit(NO₂)	1/hafta	4500 NO ₂ Metot Kolorimetrik (Standart Metodlar)	Spectrofotometre Merck Nova 60
Amonyak Azotu	1/hafta	4500 NH ₃ Metot Kolorimetrik (Standart Metodlar)	Spectrofotometre Merck Nova 60
Klorür	1/hafta	4500-Cl B Metot Argentometrik (Standart Metodlar)	
Sülfür	1/hafta	4500-S F Metot (Standart Metodlar)	Spectrofotometre Merck Nova 60

Tablo 6.3. (Devamı)

PARAMETRE	PERİYOT	KULLANILAN METOD	ALET
Sülfat	1/hafta	4500-SO ₄ ²⁻ Metot Turbidimetrik (Standart Metodlar)	Spectrofotometre Merck Nova 60
Toplam Fosfor	1/hafta	4500- P Metot Kolorimetrik (Standart Metodlar)	Spectrofotometre Merck Nova 60
PO₄	1/hafta	4500- P Metot Kolorimetrik (Standart Metodlar)	Spectrofotometre Merck Nova 60
TOK	1/hafta	Combustion	HACH Toplam organik karbon cihazı (TOC)
Ag-Nano ve Ağır Metal Analizleri		ICP - MS (İndüktif olarak eşleşmiş plazma – kütle spektrofotometrisi)	
Mikrobiyolojik Analizler	1/15 gün	FISH (Floresanlı Yerde Hibritleşme)	BAB Image Analysing Systems epifluoresan mikroskop ve dijital kamera
DEPO GAZI ANALİZLERİ			
Gas Kompozisyonu (CO₂, CH₄, O₂, N₂)	3/hafta		Geotech GA 5000 O ₂ ,CO, CO ₂ ,H ₂ S, CH ₄ portatif gaz analizörü
KATI ATIK ANALİZLERİ			
Nem muhtevası		Gravimetrik Yöntem	Etüv
Elementel analiz (C/N)		Kromotografik Yöntem	Elementel Analiz Cihazı
Uçucu Katı Madde (UKM)		2540 – B –E Standart Metod	Etüv, Fırın

6.4.2. Floresanlı yerinde hibritleşme (FISH)

Katı atık depolama sahalarındaki aerobik işletme koşullarında Ag-NP ile mikroorganizma türleri arasındaki ilişkinin belirlenebilmesi amacıyla kurulmuş biyoreaktörler vasıtası ile 16S rRNA'yı hedefleyen, floresan FRAP (Ferric Reducing Ability of Plasma-Ferric Reducing Antioxidant Power) testi maddelerle işaretlenmiş oligonükleotid probları kullanan Floresanlı Yerinde Hibritleştirme (FISH) tekniği uygulanmıştır (Amann ve ark., 1990; Manz ve ark., 1992).

6.4.3. Etanol fiksasyonu

Gram pozitif bakteriler için kullanılan etanol fiksasyonu için 15 günde bir sızıntı suyu numunesi alınmıştır. Aynı hacimde etanol eklenerek kısa süreli fiksasyonu yapılan ve -20 °C'de bekletilen sızıntı suyu numuneleri 14000 rpm'de santrifüjlenip üst fazı atılmıştır. Üzerine biyolojik uygulamalarda canlı organizmanın pH koşullarını sağlamakta kullanılan 1xPBS ilavesi ile yıkama yapılmıştır. Üst faz berraklaşana kadar devam eden yıkama sonrası numunenin üzerine fiksleme solüsyonu (1xPBS - Etanol) eklenerek hibridizasyon aşaması için -20 °C'de muhafaza edilmiştir.

6.4.4. Paraformaldehit (PFA) fiksasyonu

15 günde bir Eppendorf tüplerine alınan sızıntı suyu numuneleri ile gram negatif bakteriler için PFA fiksasyonu gerçekleştirilmiştir. Santrifüj sonrası üst fazı atılan numunelere % 4'lük paraformaldehit - PBS solüsyonu eklenip +4 °C'de 3 saat yada bir gece bekletilmiştir.

Fiksasyon sırasında kirliliğin giderilmesi için üst faz berraklaşana kadar uygulanması ön görülen santrifüjleme, üst fazın atılması, PBS ile yıkama, şıngalama adımlarının her birinde farklı yoğunluklarda (10x, 3x ve 1x) PBS kullanılmıştır. Şıngalama aşaması numune içerisinde görüntülenmesi istenen mikroskobik canlıların birbirlerinden ayrılıp daha iyi sonuç elde etmeyi amaçlamaktadır.

Sonrasında fiskeleme solüsyonu eklenen numuneler şırıngalama yapılarak -20 °C’de muhafaza edilmiştir.

6.4.5. Susuzlaştırma

Sabitlenen numuneler slayt hücrelerinin her birine 10 µl konulmuş ve 36 °C’de inkübatörde kurutulmuştur. Daha sonra sırasıyla 3’er dakika % 50, %80 ve % 100’lük etanol serisinden geçirilerek susuzlaştırma işlemine tabi tutulan slaytlar oda sıcaklığında kurumaya bırakılmıştır.

6.4.6. Hibridizasyon

Fikse edilmiş numunelerin transfer edildiği slaytlarda her bir kuyucuğa 17µl hibridizasyon solüsyonu (Tablo 6.4.) ve 3 µl flüoresan boyalı oligonükleotit proplar ilave edilmiştir. Nemli kalması istenen slaytlar petri kabında ıslak peçete üzerine yerleştirilerek propların Tm sıcaklığına bağlı olarak inkübatörde 3 saat boyunca hibridize edilmiştir. Formamid konstanrasyonları optimum hibridizasyon kalitesi elde etmek için proplara bağlı olarak değişiklik göstermiştir. Bu çalışmada kullanılan oligonükleotit proplar literatürdeki benzer çalışmalardan faydalanılarak belirlenmiştir.

Tablo 6.4. Hibridizasyon solüsyonu içeriği

NaCl	4.5 M	200 µl
Tris HCl	200 µM	20 µl
Denhards	1 X	200 µl
EDTA	0.5 M	10 µl
SDS	10%	10 µl
NaH₂PO₄	250 µM	50 µl
Formamide	1 X	X µl
MQ	-	490 - X µl
Toplam	-	1 ml

6.4.7. Yıkama

Hedef hücredeki RNA dizinleriyle uyuşmayan fazla problemlerin hücre içinden temizlenmesi amacıyla slaytlar hibridizasyon sonrası yaklaşık 20 dk yıkama solüsyonu (Tablo 6.5.) içinde inkübe edilmiştir. Daha sonra +4 °C’de bulunan mQ ile yıkama solüsyonu durulanmış ve oda sıcaklığında kurumaya bırakılmıştır.

Tablo 6.5. Yıkama solüsyonu içeriği

NaCl	4.5 M	750 µl
Tris HCl	200 µM	800 µl
EDTA	0.5 M	400 µl
SDS	10%	400 µl
MQ	-	50 ml - 2350 µl
Toplam	-	50 ml

6.4.8. DAPI boyama

DAPI deforme olmamış hücre zarından geçerek DNA’ya bağlanarak hem yaşayan hem de fikse edilen hücrelerin boyanarak görüntülenmesini sağlamaktadır. Bütün DNA’ları tespit etmek amacıyla kuyucuklar 10 µl DAPI (4,6-diamidino-2-phenylindole) – PBS (1:1) çözeltisi ile boyanarak 10 dakika boyunca oda sıcaklığında inkübe edilmiştir. Bu inkübasyon mikroorganizmaların tamamının flüoresan mikroskop altında görüntülenmesini sağlamaktadır. İnkübasyon sonrası +4°C’de bulunan mQ ile durulanan slaytlar 46°C de kurutulmuştur. Flüoresan boyanın şiddetini korumak amacıyla, slayt üzerindeki her kuyucuğa 3 µl antifadent (DABCO) çözeltisi eklenmiş ve lamelle kapatılarak karanlık ortamda -20 °C’de görüntülenmek üzere muhafaza edilmiştir.

6.4.9. Görüntüleme

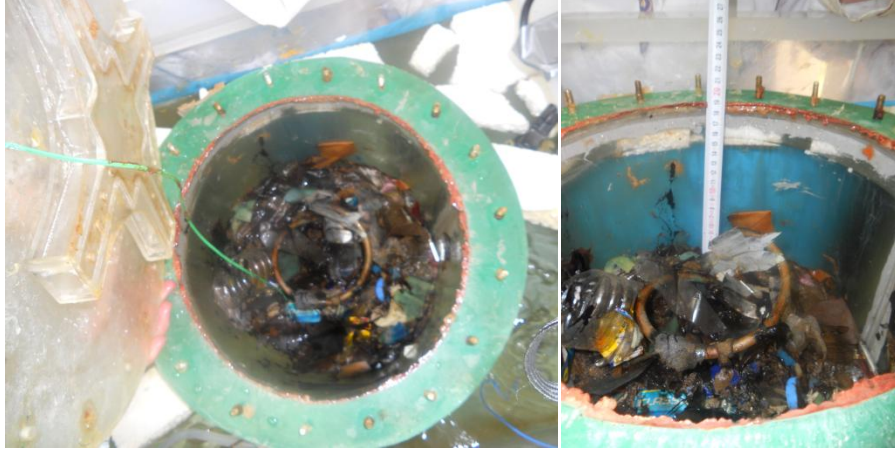
BAB Image Analysing Systems marka epiflüoresan mikroskop ve dijital kamera kullanılarak görüntülenen slaytlar fotoğraflanarak dijital ortama aktarılmıştır.



Şekil 6.7. Epiflüoresan mikroskop ve dijital kamera

6.5. Reaktörlerin Sonlandırılması

181. gün sonunda çalışmayı sonlandırılıp final analizlerini yapabilmek adına reaktörlere verilen hava kapatılmış ve reaktörlerin içerisindeki sızıntı sularının tamamını boşaltılmıştır. Bütün bağlantı ve eklem yerleri açılan reaktörlerin içindeki atık karışımının yerleşim oranını hesaplamak için nihai derinliği ölçülmüştür.



Şekil 6.8 Reaktörlerin sonlandırılması ve nihai derinliğin ölçülmesi

Reaktörler boşaltıldıktan sonra içerisinde kalan çöpün tamamı tartılıp temsili numuneler alınarak katı atık analizleri gerçekleştirilmiştir. Atıkların ön analizlerinden elde edilen sonuçlar nihai analiz sonuçları ile karşılaştırılmıştır.



Şekil 6.9 Boşaltılmış reaktör ve çıkan atıkların tartılması

BÖLÜM 7. ARAŞTIRMA BULGULARI

Katı atıkların ilk ve son analizleri, sızıntı suyu ile yapılan kimyasal analizler, gaz ölçümleri, ağır metal analizleri ve FISH sonuçları da dahil olmak üzere tüm deneyler bu bölümde değerlendirilmiştir.

7.1. Sızıntı Suyu Analizleri

7.1.1. Reaktörlerde meydana gelen sızıntı suyu miktar değişimleri

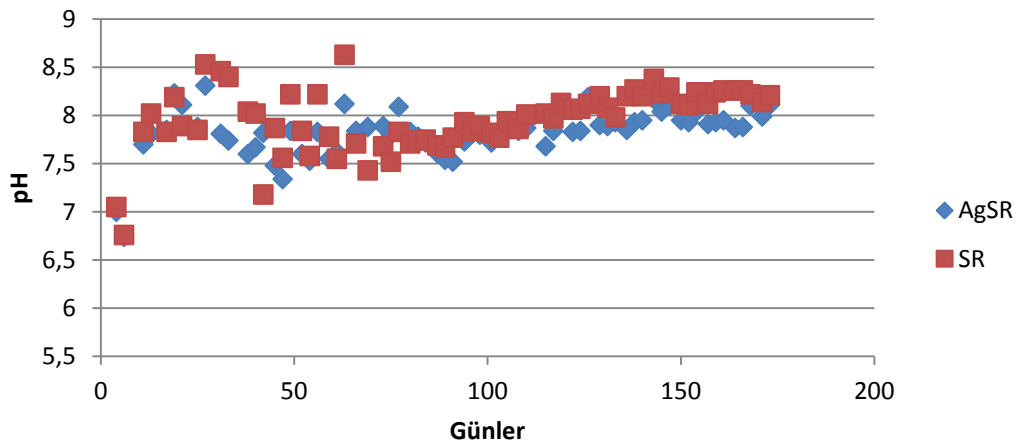
Çalışmanın başında atıklar doygunluğa ulaşmış, sızıntı suyu üretimi başlayıncaya kadar her iki reaktöre de distile su ilave edilmiştir. Sakarya ili yağış verileri ve yapılan hesaplama sonrası 70 mm/yıl eşdeğer yağışa tekabül eden 200 ml/hafta distile su çalışma boyunca reaktörlere eklenmiştir. Ayrıca sızıntı suyu tanklarında toplanan 1000 ml sızıntı suyu haftada bir kere reaktörlere geri devrettirilmiştir. Tüm bunların yanı sıra reaktörlerden haftada üç kere numune alınıp hafta ortasında alınan numuneler ile kimyasal analizler gerçekleştirilmiş, mikrobiyolojik analizler için ise iki haftada bir kere sızıntı suyu numuneleri alınmıştır. Her iki reaktördeki sızıntı suyu miktarlarının değişimi aşağıdaki Tablo 7.1.'de belirtilmiştir.

Tablo 7.1. Reaktörlerdeki sızıntı suyu değişimi

Sızıntı Suyu Miktarları (ml)	Sürekli Reaktör (SR)	Gümüşlü Reaktör (AgSR)	Sürekli
Eklenen Distile Su	6750	6520 + 230 ml Ag'li çözelti	
Geri Devrettirilen	22985	23065	
Numune İçin Alınan	2908	2992,8	
Damacanada Toplanan	34410	32275	

7.1.2. pH

Atık stabilizasyonunda mikrobiyal faaliyetlerin değerlendirilmesinde önemli parametrelerden biri pH'dır. Literatür araştırmasında görülen pH aralığı aerobik şartlar altındaki bozunma sürecinde 7 ila 9 değerleri arasındadır (Ağdağ ve Sponza, 2004; Kim, 2005; Erses ve ark., 2008). Sistemin pH'ı sızıntı suyundaki alkalinite ve uçucu asit konsantrasyonu ile stabilizasyon süresince üretilen gazdaki karbon dioksit içeriği arasındaki ilişkiye bağlıdır. Havalandırmanın etkisiyle CO₂'in reaktör dışına atılması aerobik bozunmanın anaerobik bozunmaya göre daha yüksek pH değerlerinde gerçekleşmesine sebep olmaktadır (Kim, 2005; Jun ve ark. 2007).



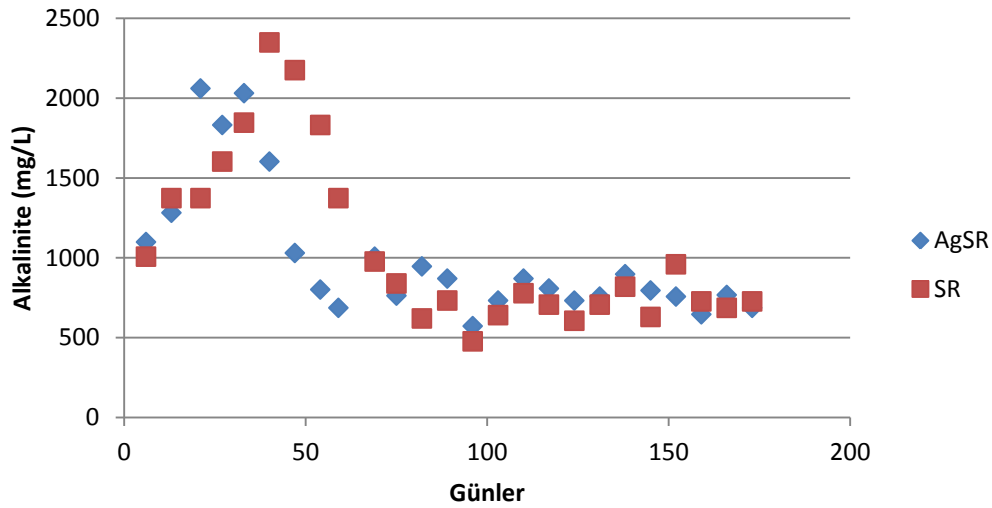
Şekil 7.1. Aerobik (SR) ve Gümüşlü Aerobik (AgSR) biyoreaktörlerinde pH

Yukarıda verilen Şekil 7.1. incelendiğinde pH değerlerinin ilk günden itibaren alkali değerlerde olduğu ancak 6. günde pH'ın 7'nin altına düştüğü görülmüş ve sebebinin reaktörlere gönderilen hava miktarındaki sorundan kaynaklandığı bulunmuştur. Bunun haricinde çok büyük pH değişimleri olmamakla birlikte iki reaktör arasındaki değerlerin birbirlerine yakın olduğu gözlemlenmiştir. Aerobik ayrışmanın başından itibaren gözlemlenen pH değerleri 4.günde nötr iken ilerleyen günlerde yükselmeye devam etmiş, ayrışmanın tamamlandığı 145. gün sonunda 8,04 ve 8,23 olarak ölçülmüştür. Bu durum karbonik asit birikiminin engellendiği sistemlerde ani pH düşüşlerinin yaşanmadığını göstermiştir. Sonuçlar incelendiğinde reaktöre eklenen

Ag nanopartikül miktarının aerobik bozunma süresince meydana gelen pH değişimini etkilemediği görünmüştür.

7.1.3. Alkalinite

Sızıntı suyu içerisindeki karbonat, bikarbonat, borat, amonyak, organik bazlar, sülfid ve fosfattan kaynaklanan alkalinite ayrışma için gereken pH değerinin istenen seviyeye düşmesine yol açan uçucu ve diğer asitlerin tamponlanma kapasitesini göstermektedir (Erses, 2008). Genelde kalsiyum karbonat konsantrasyonu olarak ifade edilen alkalinitenin depolama sahasına eklenmesi, sızıntı suyundaki kirleticilerin azalması ve stabilizasyonun hızlanmasına sebep olur.



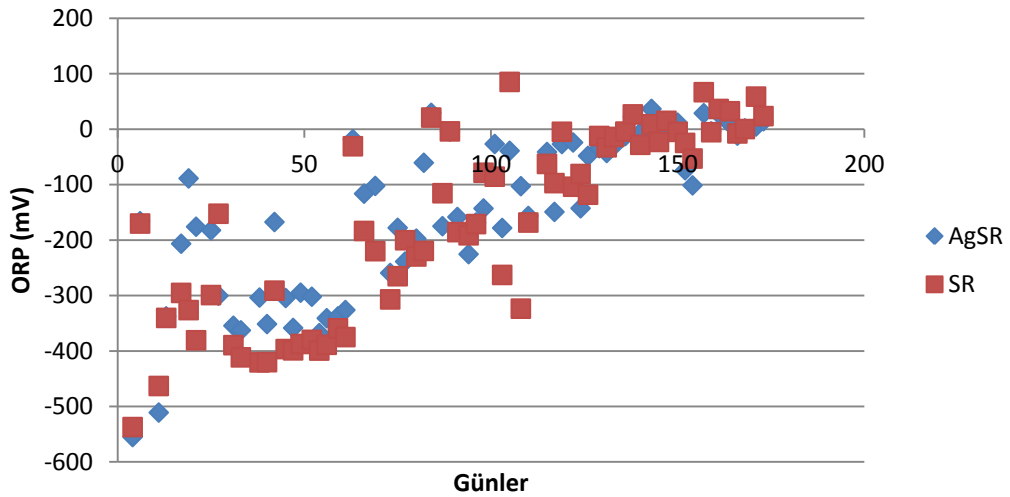
Şekil 7.2. SR ve AgSR biyoreaktörlerinde alkalinite değişimi

Yapılan analizler sonucu Şekil 7.2.'ye göre AgSR'nin başlangıçtaki alkalinite değeri 1099,2 mg/L CaCO_3 olarak ölçülmüş ve hızla yükselerek 21.günde 2061 mg/L CaCO_3 olan en yüksek seviyesine ulaşmıştır. SR 'de ise ilk ölçülen değer 1007,6 mg/L CaCO_3 olup 40.günde 2350 mg/L CaCO_3 'ye kadar ulaşmıştır. Daha sonra hızla düşmeye başlayan değerlere paralel olarak amonyak değerlerinde de azalma meydana gelmiştir. Ayrıca AgSR'nin SR ye göre daha önce maksimum seviyeye ulaştığı gözlemlenmiştir. Her iki reaktörde alkalinite seviyeleri 69.günden sonra 470

ila 1000 mg/L CaCO_3 arasında seyretmiştir. Bu sonuçlara göre AgNP'ün aerobik bozunma sırasında sızıntı suyundaki alkalinite konsantrasyonları üzerinde bir etkisi olmadığı sonucuna varılabilir.

7.1.4. Oksidasyon-redüksiyon potansiyeli (ORP)

Atıkların ayrışma mekanizmalarının belirlenmesinde kullanılan ORP katı atıkların kimyasal karakterleri hakkında bilgi verir. Metan oluşumu için optimum ORP genel olarak -100 ila -300 mV arasında değişmektedir (Christensen ve Kjeldsen, 1989; Pohland, 1980). Asidojenik fazda elektron alıcı olarak kullanılan SO_4^{2-} 'ün ve NO_3^- 'ün indirgenmesi ile ORP -50 ila -100 mV aralığındadır (Tchobanoglous ve ark. 1993).



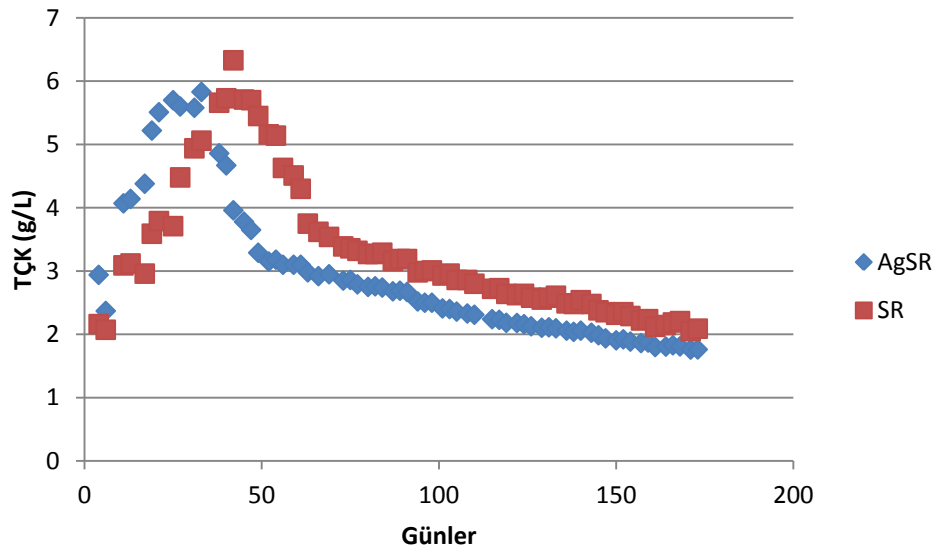
Şekil 7.3. SR ve AgSR biyoreaktörlerinde ORP değişimi

Aerobik koşullarda atık ayrışma hızı anaerobik koşullara göre daha hızlı olduğundan ORP değerleri daha düşük negatif değerlere sahip olmaktadır. Şekil 7.3.'de görülen ORP değerlerindeki dalgalanma reaktöre verilen havanın reaktör tabanındaki sızıntı suyuna ulaşamadığı ve bu sebeple anaerobik koşullara sebebiyet vermesi ile açıklanabilir. Analiz sonuçlarının verildiği grafiğe bakıldığında ORP değerlerinin ayrışma sonunda negatiften pozitive geçtiği görülmüştür. Bu sonuç reaktörlerde bulunan organik maddelerin ayrışmalarını tamamladığını ve bu süreçte AgNP'ün

reaktörlerin stabilizasyon sürecindeki ORP değişimlerini etkilemediğini göstermiştir.

7.1.5. Toplam çözülmüş katı madde (TÇK) ve iletkenlik

Ortamdaki çözülmüş bileşenlerin konsantrasyonunun bir ölçüsü olan TÇK parametresinin içeriğinde genel olarak karbonat, bikarbonat, klorür, sülfat, fosfat, nitrat, kalsiyum, magnezyum, sodyum, organik iyonlar ve diğer iyonlar bulunmaktadır. Sızıntı suyunun TÇK'sinde hem organik hemde inorganik iyon ve moleküller bulunur.



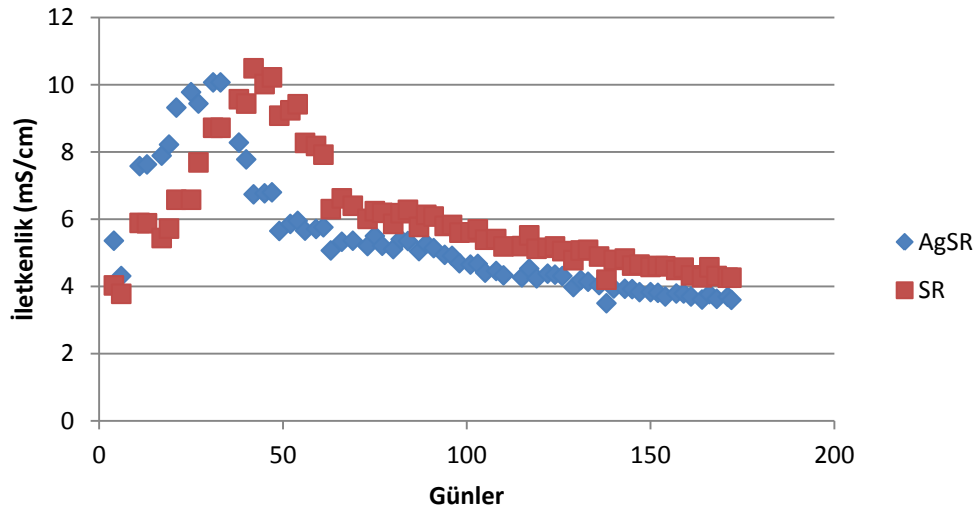
Şekil 7.4. SR ve AgSR biyoreaktörlerinde TDS değişimi

Şekil 7.4.'de sızıntı suyunda toplam çözülmüş katı madde miktarına ait veriler incelendiğinde çalışmanın ilk günlerinde artış gösteren çözülmüş katı miktarı 40.günden itibaren azalmaya başlamıştır. Bu azalışın yağmur suyunu temsilen haftalık olarak reaktörlere eklenen saf suyun sızıntı suyundaki çözülmüş iyon konsantrasyonunu seyreltmesi ile açıklanabilir.

Ayrıca çözülmüş katı madde konsantrasyonlarının belirlenmesi için iyonik gücün bir fonksiyonu olan suyun elektriksel iletkenliği ölçülerek yaklaşık bir tahminde

bulunabilir (Bilgili, 2006). Fakat sadece iyonize olan maddeler iletkenliğe katkıda bulunurken, iyonize olmadan çözünen bileşikler ve organik moleküller ölçülmediğinden iletkenlik ile TDS birebir eşit değildir (Bilgili, 2006).

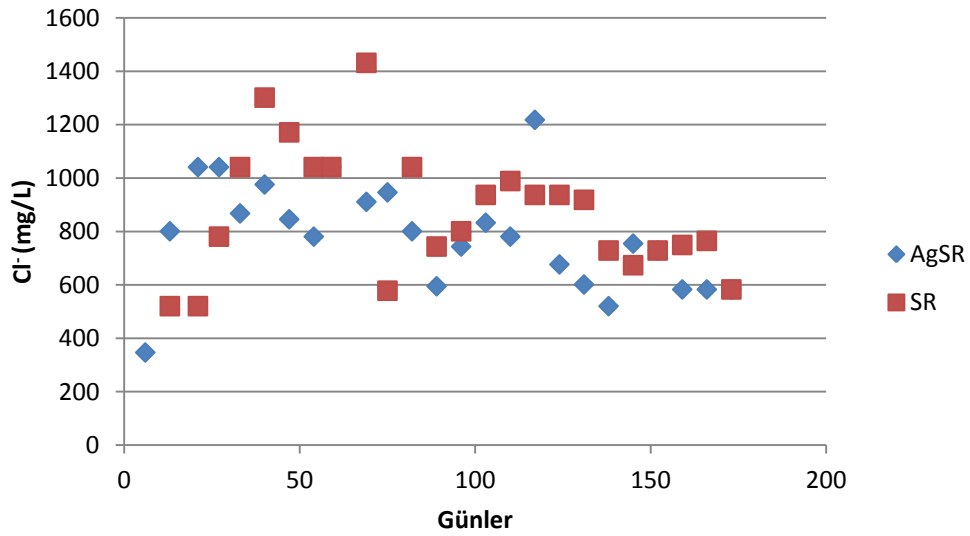
Her iki reaktörde oluşan sızıntı sularındaki iletkenlik parametresinin zamanla değişimi Şekil 7.5.'de verilmiştir. Her iki reaktörde ölçülen değerlere bakıldığında 50. günden sonra iletkenlik azalmıştır. İletkenliğin zamanla azalmasının nedeni sızıntı suyu içeriğinde bulunan metaller, Cl ve sülfat gibi kolay taşınabilir iyonların yıkanması, artan indirgeme koşullarında sülfatın sülfite indirgenmesi ve sülfitin de ağır metal-sülfid kompleksi oluşturup çökmesi ile açıklanabilir. İletkenlik parametresinin zamanla değişimi gerek aerobik reaktörde gerekse gümüşlü aerobik reaktörde TÇK ile aynı eğilimi göstermiştir.



Şekil 7.5. SR ve AgSR biyoreaktörlerinde iletkenlik değişimi

7.1.6. Klorür (Cl⁻)

Klorür biyolojik ayrışmaya karşı dirençli bir madde olduğundan, klasik anaerobik depo sahalarında genellikle sızıntı suyunda seyrelmenin varyasyonunu değerlendirmek amacıyla kullanılırken, aerobik ayrışmada ise CO₂ ve H₂O ile birlikte ayrışmanın temel ürünleri arasında yer almaktadır (Ağdağ ve Sponza, 2004).

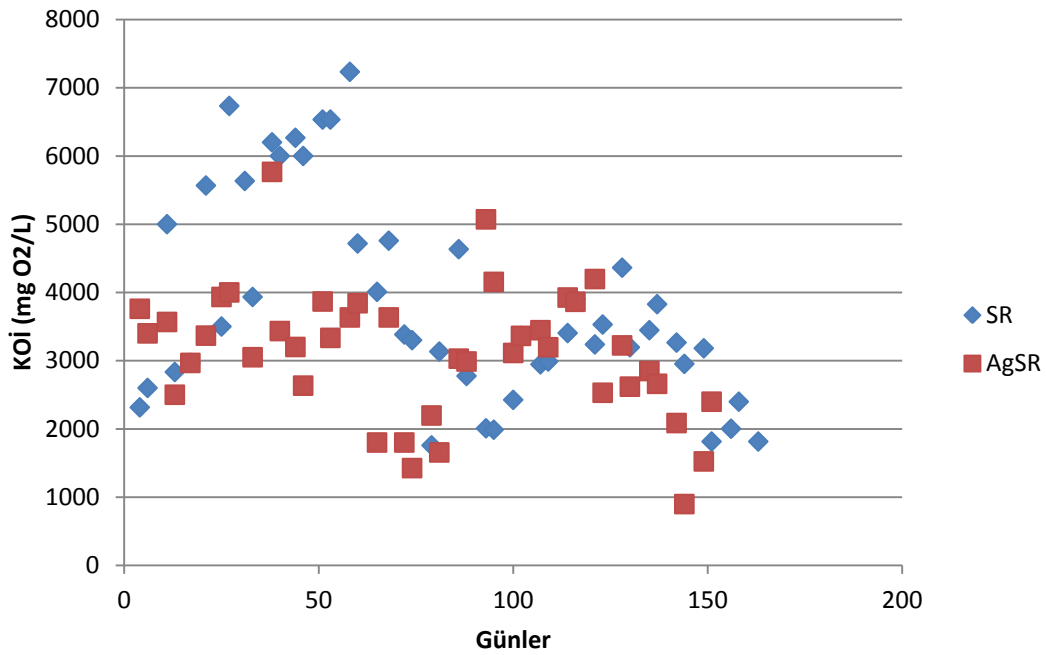


Şekil 7.6. SR ve AgSR biyoreaktörlerinde klorür değişimi

Reaktörlerin işletilmeye başlamasından kısa bir süre sonra aerobik ayrışmanın sonucu olarak klorür konsantrasyonu da diğer parametrelerde (pH, alkalinite, iletkenlik, TÇK) olduğu gibi yükselmeye başlamıştır (Şekil 7.6). Aynı zaman aralıklarında olan bu artış bize sonuçların güvenilir olduğunu göstermiştir. Klorür konsantrasyonlarında meydana gelen dalgalanma reaktöre geri devrettirilen sızıntı suyu ile birlikte Cl^- 'ün tekrar reaktöre verilmesi ile açıklanabilir.

7.1.7. Sızıntı suyunun organik içeriği

Depo sahalarında yapılmış çalışmalar atıkların ayrışmasının ilk safhalarında sızıntı suyundaki organik içeriğin oldukça yüksek olduğunu göstermiştir. Genç depo sahalarında oluşan sızıntı suyundaki organik muhtevanın çoğu asetik asit, propiyonik asit ve bütirik asit gibi asitlerden ileri gelmektedir. Ayrışmanın ilerleyen safhalarında kolay ayrışabilen organik asitlerin ayrışması ile BOİ ve KOİ konsantrasyonunda azalma meydana gelmektedir (Top, 2009).



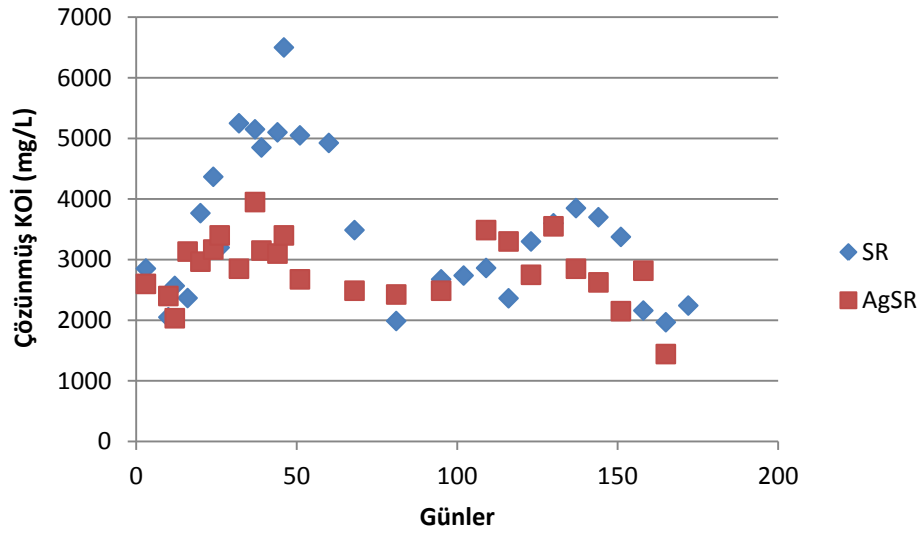
Şekil 7.7. SR ve AgSR biyoreaktörlerinde KOİ değişimi

AgSR ve SR'nin KOİ değerleri Şekil 7.7.'de verilmiştir. Başlangıç KOİ değeri 7256 mg O₂/L olan AgSR 33.günde 8834 mg O₂/L değeri ile en yüksek seviyesine çıkmış daha sonra hızla düşmeye devam etmiştir. Başlangıç KOİ'si 6200 mg O₂/L olan SR ise 60.günde maksimum 7234 mg O₂/L değerine yükselmiştir. AgSR ve SR'nin ayrışma sonundaki KOİ değerlerinin 2398 mg O₂/L ve 1815 mg O₂/L olduğu grlmştir.

Katı atık depo sahalarında oluşan sızıntı suyu gibi kuvvetli atıksuların arıtımında gerek ham atıksuda bulunan gerekse biyolojik arıtım sırasında oluşan ve konvansiyonel arıtma yöntemleri ile arıtımı mümkün olmayan inert organik maddeler, deşarj standartlarına ulaşılmasını engelleyebilmektedir (Bilgili, 2006). Bu nedenle sızıntı suyundaki KOİ parametresini biyolojik olarak ayrışabilen (çözünmüş) ve biyolojik olarak ayrışamayan (inert) KOİ olarak iki ana bileşene bölmek faydalı olacaktır.

Çözünmüş KOİ sızıntı suyunun 0,45 µm filtre kâğıdından szldkten sonra olçlen KOİ değeri olarak ifade edilebilir (Bilgili,2006). Çözünmüş KOİ, biyolojik olarak

ayrışamayan çözülmüş haldeki mikrobiyal ürünlerden oluşur ve oluşan bu ürünlerin substrat destabilizasyonu sırasında ana ürünler ve son ürünler olarak ifade edebiliriz (Boero ve ark., 1991).

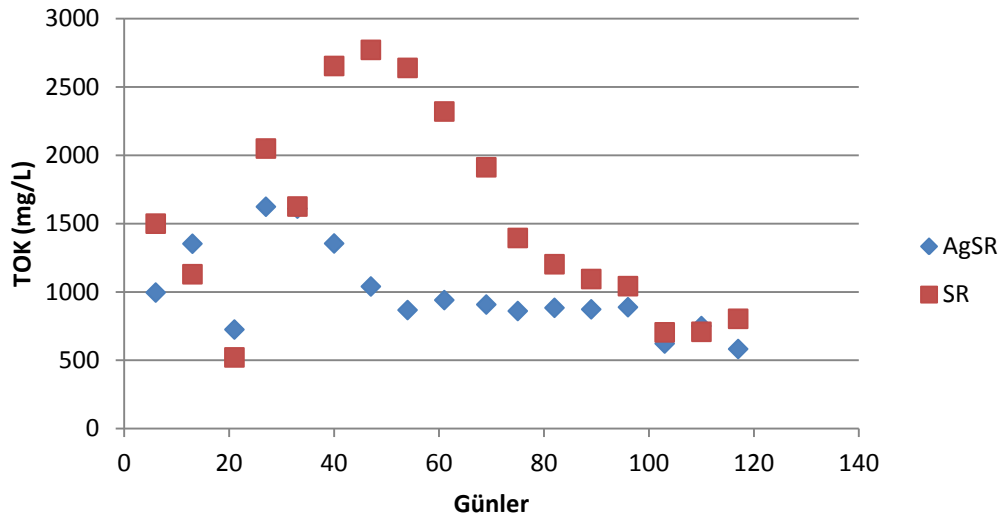


Şekil 7.8. SR ve AgSR biyoreaktörlerinde çözülmüş KOİ değişimi

Çalışmanın başında AgSR'nin çözülmüş KOİ değeri 4760 mg/l ölçülmüş olup 40 gün en yüksek değerine ulaşmış stabilizasyon tamamlandığında 1500 mg/L civarında kaydedilmiştir. SR'nin çalışmanın başında 2850 mg/l olarak kaydedilen çözülmüş KOİ değeri 46. günde pik yapmış çalışma sonunda 2200 mg/l civarında ölçülmüştür. Çözülmüş KOİ verilerinden elde edilen Şekil 7.8'de meydana gelen dalgalanmanın KOİ değerlerindeki dalgalanmaya benzer olduğu görülmüştür.

7.1.8. Toplam organik karbon (TOK)

Toplam organik karbon (TOK), humik asit, fulvik asit, uçucu organik asitler ve karbonhidratlar gibi birçok organik maddeyi temsil etmektedir. TOK terimi suda bulunan karbonlu organik maddelerin katalizör varlığında CO₂'ye oksitlenmesi esasıyla elde edilen karbonlu organik maddelerin miktarıdır (Sawyer ve ark., 2003).



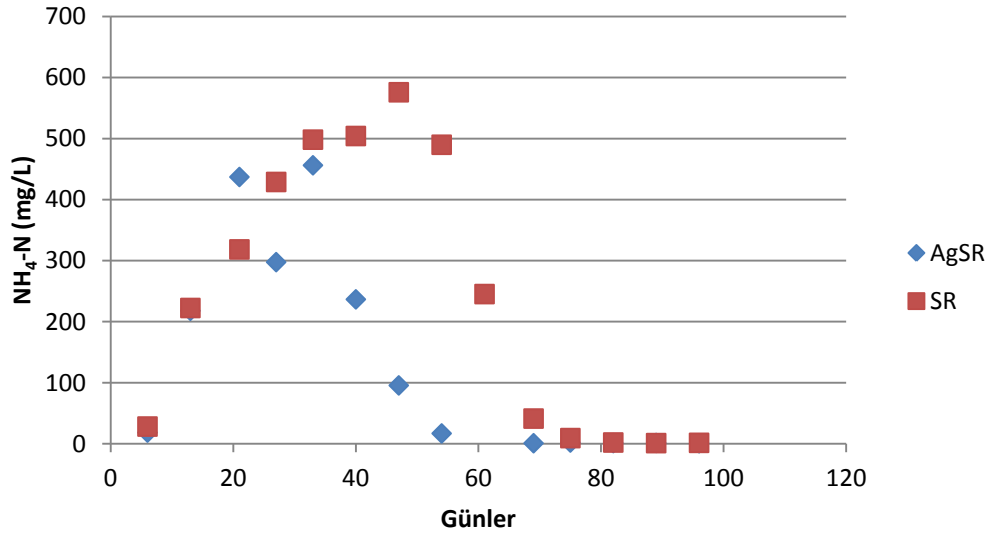
Şekil 7.9. SR ve AgSR biyoreaktörlerinde TOK değişimi

SR'nin ilk TOK analiz sonucu 1500 mg/L bulunmuş daha sonra yapılan analizlerde bir miktar düşüş yaşanmış olsa da artış göstermiş ve nihayetinde pik seviyede ölçüldüğü 47.gün sonrası hızla düşmeye devam etmiştir. AgSR incelendiğinde ilk analiz sonucu 1000 mg/L bulunmuş ve 27.günde en yüksek miktar olan 1610 mg/L'den sonra düşmeye başlamış son olarak 583 mg/L'de reaktör sonlanmıştır. Şekil 7.10.'da verilen her iki reaktöre ait TOK sonuçları KOİ sonuçları ile aynı eğilimde olduğu söylenebilir.

7.1.9. Amonyak azotu (NH₄), nitrit (NO₂) ve nitrat (NO₃) analizleri

Sızıntı suyunda amonyak oluşumu depolama sahalarında bulunan protein ve amino asitlerin ayrışması sonucu meydana gelmektedir. Sızıntı suyundaki azot miktarının çoğunluğunu amonyak azotu oluşturmaktadır. Yaklaşık olarak % 4 oranında protein içeren evsel katı atıkların bozunması ve buna bağlı olarak organik azotun bozunması sonucu amonyak açığa çıkar (Price, 2003). Yapılan çalışmalarda sızıntı suyundaki amonyak konsantrasyonunun 500-1000 mg/L aralığında olduğu ve bu konsantrasyonun zamanla önemli bir değişim meydana getirmediği belirlenmiştir (Kjeldsen, ve ark. 2002). Bunun yanı sıra ortamda oksijenin var olması dolayısı ile

amonyağın aerobik şartlarda nitrifikasyon yoluyla nitrata dönüşmesi ve buna bağlı olarak aerobik reaktörlerde amonyak konsantrasyonunun daha düşük olmasına sebebiyet vermektedir.

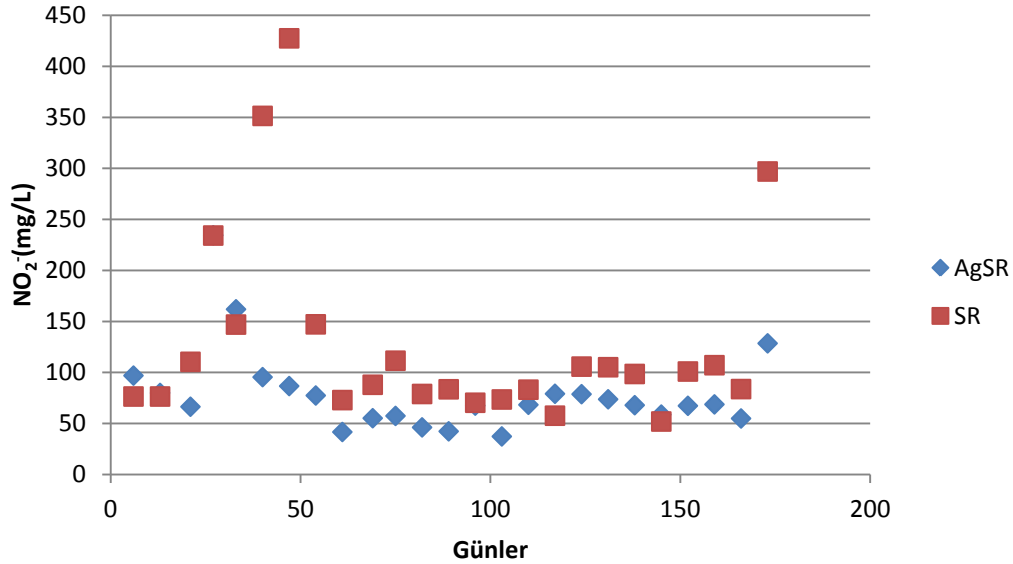


Şekil 7.10. SR ve AgSR biyoreaktörlerinde $\text{NH}_4\text{-N}$ değişimi

Yapılan çalışmada elde edilen Şekil 7.11.'deki sonuçlara bakıldığında her iki reaktörün başlangıçtaki amonyak verileri birbirine oldukça yakın şekilde ve azotlu organik bileşiklerin parçalanmasına bağlı olarak oldukça hızlı bir yükselme göstermiştir. Amonyak değerleri gözlemlenirken AgSR'deki amonyak değeri 35.günde 456 mg/L olarak ölçülmüş ve en yüksek değer olarak kaydedilmiştir. SR'de en yüksek amonyak miktarı 47.günde 576 mg/L olarak ölçülmüştür. Elde edilen en yüksek değerlerden sonra reaktörlerdeki amonyak konsantrasyonlarının hızlı bir şekilde düştüğü Şekil 7.11'de açıkça görülmektedir. 100. Gün itibariyle amonyak analizleri ölçüm aralığının çok altında çıktığından sonrasında ölçüm yapılamamıştır.

$\text{NH}_3\text{-N}$, anorganik azot bileşiklerinin en fazla redüklenmiş hali olup aerobik şartlarda Nitrosomonos grubu bakterilerin etkisiyle nitrite oksitlenir ve Nitrobakter grubu bakteriler oluşan bu nitriti çok daha hızlı bir şekilde nitrata oksitlerler. Aerobik reaktörlerde amonyak konsantrasyonunun azalmasının sebep olan bu nitrifikasyon

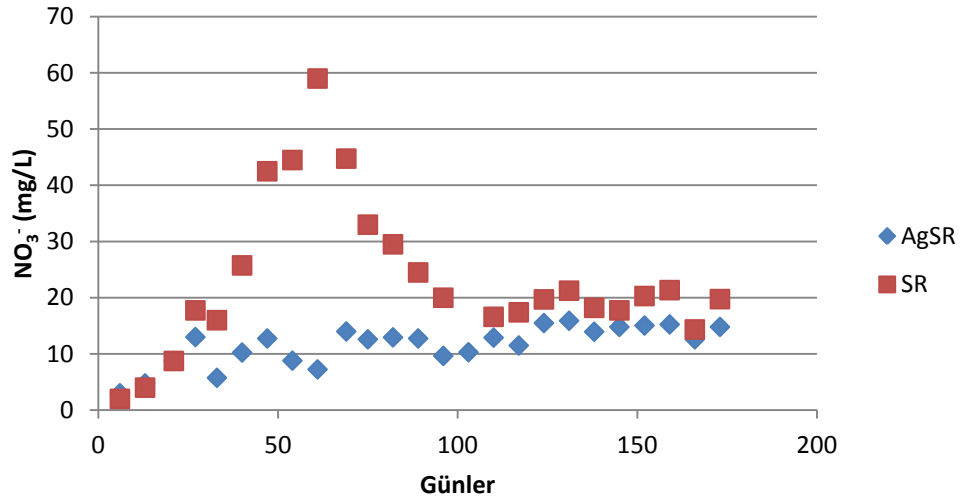
prosesindeki mikroorganizmalar oldukça hassas olup sıcaklık, çözülmüş oksijen konsantrasyonu, pH ve toksik maddelere karşı oldukça hassasiyet göstermektedir.



Şekil 7.11. SR ve AgSR biyoreaktörlerinde nitrit değişimi

Nitrifikasyonun birinci kademesi olan nitrit dönüşümü Şekil 7.12.'de görülmektedir. SR en yüksek değeri olan 427,5 mg/L NO₂'ye 47.günde ulaşmış ve sonrasında çok hızlı bir düşüş yaşamıştır. Bu hızlı düşüşün sebebinin nitrat üretimi olduğu Şekil 7.13'de açıkça görülmektedir. AgSR 27.günde en yüksek değeri olan 234,5 mg/L NO₂'ye ulaşmış ve SR'ye benzer şekilde keskin bir düşüş yaşamasa da 60. Günden sonra SR ile aynı eğilimi göstermiştir.

Choi ve ark. 2008 yılında yaptıkları çalışmada 1 mg/L gümüş konsantrasyonunda ortalama 14 nm boyutundaki AgNP'ler nitrifikasyon bakterilerinin büyümesini % 86 ± 3 inhibe ederken AgNO₃ formundaki Ag⁺ iyonlarının % 42 ± 7 oranında inhibe ettiği bulunmuştur. Bu çalışma ve elde edilen veriler iki reaktör arasındaki farkın gümüş nanopartikülden kaynaklandığını düşündürmektedir. Aynı zamanda reaktörlerden alınan sızıntı suyunda anaerobik şartların mevcut olması da AgSR'deki bu duruma bir etken olarak gösterilebilir.



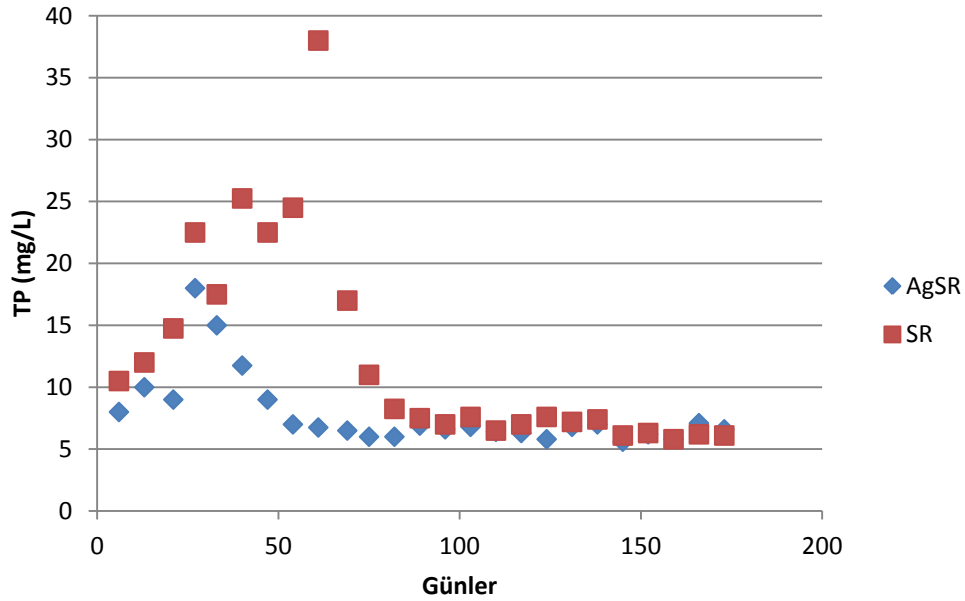
Şekil 7.12. SR ve AgSR biyoreaktörlerinde nitrat değişimi

Nitrat değişimini gösteren Şekil 7.13. incelendiğinde reaktörlerdeki amonyak konsantrasyonunun ve dolayısı ile nitritin azalmasının sebebi sistemdeki oksijen varlığı sayesinde nitrata dönüşmesi ile açıklanabilir. SR'de 61. Günde en yüksek değeri olan 59 mg/L NO_3^- ölçülmüş ve ardından reaktördeki azotlu organik maddelerin ve amonyağın azalmasına bağlı olarak azalma meydana gelmiş 120.günde 19,7 mg/L değerine kadar gerilemiştir. AgSR verileri incelendiğinde SR'nin aksine oldukça düzensiz veriler kaydedilmiştir. AgSR'de görülen bu dalgalanmanın ortamda oluşmuş olan nitrit konsantrasyonlarına benzer eğilimde olduğu görülmüştür. AgSR'deki nitrit ve nitrat miktarında çok büyük değişimler gözlenmemesi Ag nanopartikülün nitrat indirgeyen bakterileri inhibe etmiş olabileceği sonucunu akla getirmektedir.

7.1.10. Toplam ve ortofosfat analizleri

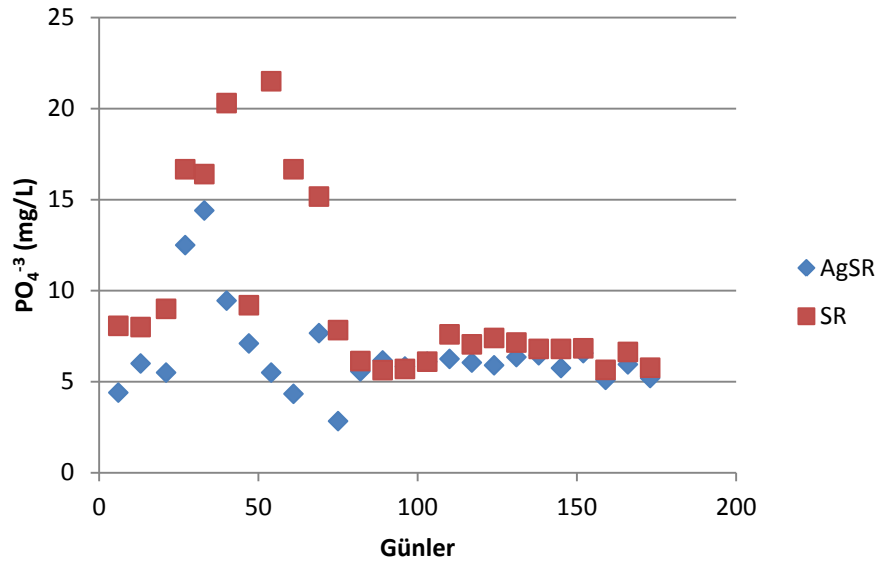
Doğal sularda ve atıksularda genellikle fosfat (PO_4) şeklinde bulunan fosfor depolama sahalarında bulunan mikrobiyal aktivitenin sürmesi için gereken başlıca besin maddelerindendir. Sızıntı suyunda ortofosfat (PO_4^{-3}), polifosfat (P_2O_7) ve organik bağlı fosfat şeklinde görülen fosfor hücrenin yapıtaşı olan DNA ve RNA'nın

yanı sıra ATP sentezinde de büyük önem taşımaktadır. Çalışmamız süresince toplam fosfor ve ortofosfat parametreleri aerobik ayrışmanın temel nütrientlerinden biri olarak her hafta gözlenmiştir. Deney süresince gözlemlenen bu haftalık değişimler Şekil 7.17. ve Şekil 7.18.'de sunulmuştur.



Şekil 7.17. SR ve AgSR biyoreaktörlerinde toplam fosfor değişimi

Reaktörlerin toplam fosfor analiz sonuçları 13. günde SR ve AgSR için sırasıyla 12 ve 10 mg/L'dir. SR 38 mg/L ile 61. günde maksimum değerde gözlemlenirken AgSR'de en yüksek değer 27. günde 18 mg/L olarak ölçülmüştür. Son olarak 173. günde SR 6,1 mg/L, AgSR ise 6,6 mg/L olarak kaydedilmiştir. Bu sonuçlara göre TP miktarlarının önce arttığı, maksimum seviyeden sonra hızlı bir azalma gösterdiği kaydedilmiştir.



Şekil 7.18. SR ve AgSR biyoreaktörlerinde PO_4^{3-} - P değişimi

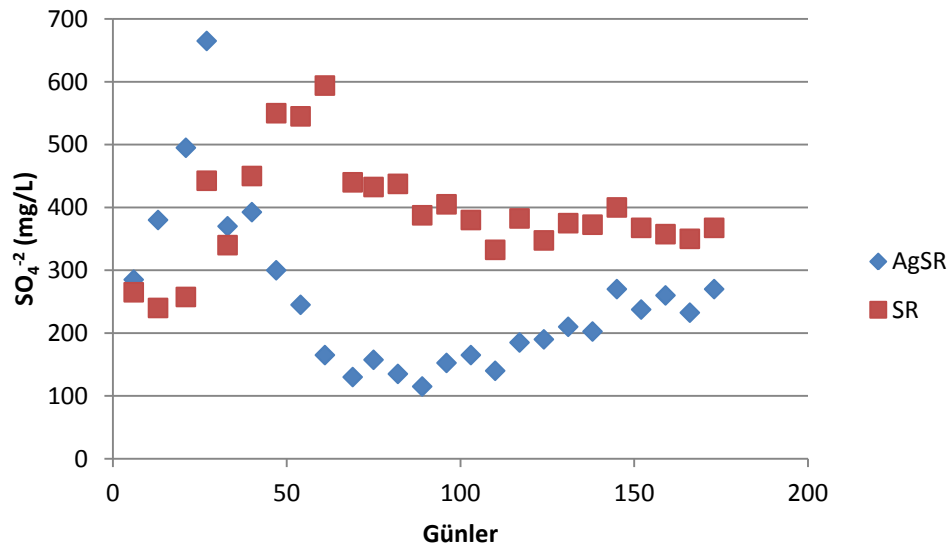
Reaktörlerin ortafosfat konsantrasyonları da toplam fosfora benzer bir eğilim sergileyerek hızlı bir düşüş göstermiştir. AgSR 33. günde 14,4 mg/L ile maksimum seviyede ölçülürken SR'de 21,5 mg/L ile en yüksek değer 54. günde görülmüştür. Çalışmanın 82.gününden sonra ortofosfat değerlerinin birbirine yakın çıktığı görülmüş ve en son yapılan 173. gün ölçümlerinde SR 5,8 mg/L AgSR ise 5,2 mg/L olarak kaydedilmiştir.

Biyolojik aktivitenin devamında oldukça önemli olan C:N:P oranı literatürde anaerobik parçalanma için 250:5:1 ila 500:5:1 aralığında verilirken aerobik ayrışmada 100:5:1 olarak belirtilmiştir (Metcalf ve Eddy, 1991; Henze vd., 1995; Maier, 2000). C:N:P oranını hesaplamak için TOK, NH_4 -N ve PO_4 -P parametrelerinin analiz sonuçları kullanılmıştır. 13. gün analiz sonuçları ile yapılan hesaplama neticesinde bu oran SR için 141:28:1 iken AgSR için 226:36:1 olarak bulunmuştur. 117. gün C:N:P oranı SR için 194:0,3:1 iken AgSR için 142:0,13:1 olarak bulunmuştur.

Özet olarak fosfor konsantrasyonlarının azalması mikrobiyal kullanım, yıkama (seyreltme) ve muhtemel kompleksleşme reaksiyonlarıyla ilişkilendirilebilir. Ortofosfatın çoğu, mikrobiyal metabolizma sırasında kullanılır ve bazıları Ca^{2+} ve Mg^{2+} gibi çeşitli katyon iyonları ile çökeltilir (Ziyang ve ark., 2009). Gümüş nanopartikülün gram negatif bakterilerin içine nüfuz edebildiği ve DNA gibi sülfür ve fosfor içeren bileşiklerle etkileşime girerek daha fazla hasara neden olabilmektedir (Morones ve ark., 2005). Bu kapsamda aynı şartlarda işletilen iki reaktörde meydana gelen farklılık gümüş nanopartikülün antibakteriyel özelliğine de atfedilebilir.

7.1.11. Sülfat (SO_4^{2-}) ve sülfür bileşikleri

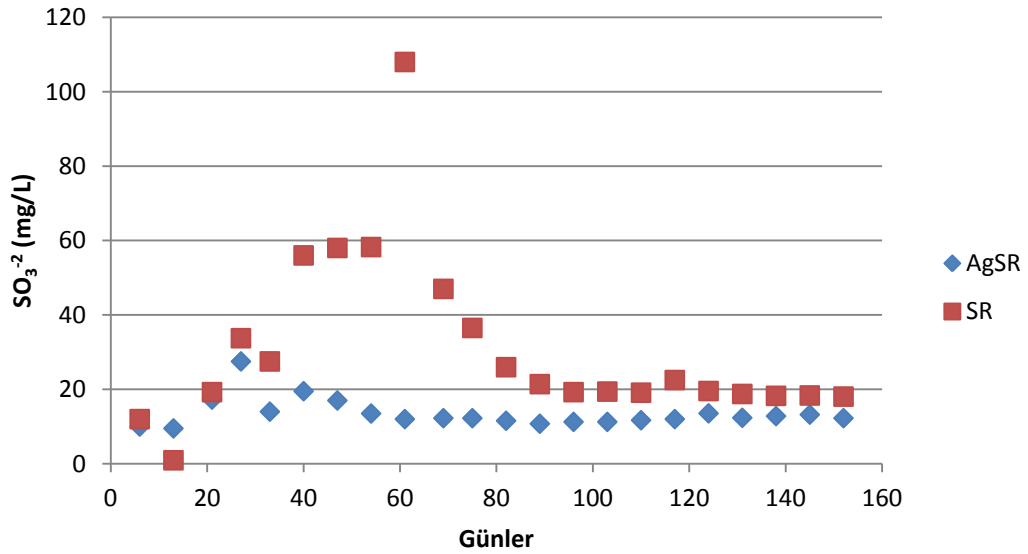
Katı atık ve sızıntı suyunda çözünebilir sülfat ve çökebilir sülfid formlarında bulunan sülfür bileşikleri depolama sahası içerisindeki indirgenme potansiyelinin bir göstergesi olarak çalışma süresince izlenmiştir. Sülfatın sülfite indirgenme derecesi anaerobik sistemlerde önemli bir parametredir ve sülfid ve ağır metal toksisitesini kontrol etmekte kullanılır (Erses, 2008).



Şekil 7.13. SR ve AgSR biyoreaktörlerinde sülfat değişimi

Proje kapsamında yapılan sülfat analizleri incelendiğinde (Şekil 7.14) aerobik reaktörün 61. günde 594 mg/L ile en yüksek seviyesi gözlenmiş olup gümüş içeren reaktörde 665 mg/L olan en yüksek seviye 27. günde kaydedilmiştir. AgSR'de 89. Günde başlangıç konsantrasyonuna göre oldukça düşük olan 115 mg/L ölçülen sülfat konsantrasyonu daha sonra artmaya başlamış ve çalışma sonunda 270 mg/L olarak kaydedilmiştir. SR'de ise ölçülen en düşük değer 330 mg/L olup çalışma sonunda da 370 mg/L civarında ölçülmüştür.

Anaerobik ayrışma sırasında sülfat ve diğer sülfat ihtiva eden inorganik bileşiklerin ayrışması ve proteinlerin parçalanması ile sülfid bileşikleri ortaya çıkar (Bilgili, 2006).

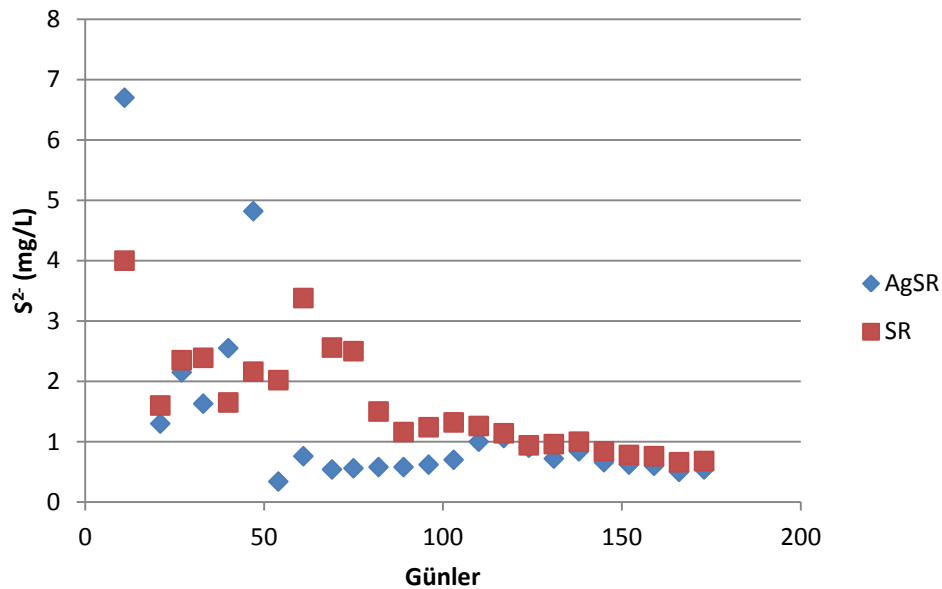


Şekil 7.14. SR ve AgSR biyoreaktörlerinde sülfid değişimi

Sülfid miktarlarının olduğu Şekil 7.15. verileri incelendiğinde gümüş içeren aerobik reaktörde 28 mg/L ile 27. günde kaydedilen maksimum seviye aerobik reaktörde 61.günde 108 mg/L olarak ölçülmüştür. Her iki reaktördeki sülfat miktarının en yüksek olduğu gün sülfid miktarlarının da maksimum olması sülfatın sülfite

dönüştüğü şeklinde yorumlanabilir. Çalışmanın ilk yarısında AgSR’de sülfat miktarı en düşük seviyelerinde ölçülmüş sonrasında gözle görülür derecede artış göstermiştir. Bu süreçte AgSR’deki sülfid miktarında çok büyük değişimler gözlenmemesi Ag nanopartikülün sülfat indirgeyen bakterileri inhibe etmiş olabileceği sonucunu akla getirmektedir.

Sülfür indirgeyen bakterilerin metan bakterileri gibi asetik asit ve hidrojen kullanarak enerji elde ediyor olması sebebiyle metan üretimi aşamasında sülfat miktarı düşer ve sülfüre indirgenir (Tchobanoglus ve ark. 1993; Erses, 2008).



Şekil 7.15. SR ve AgSR biyoreaktörlerinde sülfür değişimi

Şekil 7.16.’daki sülfür analizleri incelendiğinde her iki reaktörde en yüksek seviye 11. günde AgSR’de yaklaşık 7 mg/L ve SR ‘de 4 mg/L olarak ölçülmüş sonrasında azalma eğilimi göstermişlerdir. İlk 60 gün içerisinde meydana gelen dalgalanma havanın reaktörün her yerine ulaşmamasıyla oluşan anoksik bölgelerde ve sızıntı suyunun hava almayan bölgelerinde sülfatın sülfüre indirgenmesiyle açıklanabilir.

7.2. Katı Atık Analizleri

Sızıntı suyu geri devirli işletilen aerobik reaktörlerde gümüş nanopartikül ilavesiyle katı atıkların özelliklerinde meydana gelen değişimlerini izlemek amacıyla atıklar reaktörlere doldurulmadan önce ham katı numunesi alınarak kuru ağırlığı, nem muhtevası, atığın ıslak yoğunluğu (wet density), C/N oranı, toplam katı madde (TKM), uçucu katı madde (UKM), elementel analizleri ve ağır metal analizleri yapılmıştır.

Ham katı atık numunesi ile yapılan tüm ön analizler dolgu malzemelerinin karakterizasyonu için gerekli olan verileri sağlamıştır. Çalışma sonunda reaktörlerden uygulanan ön analizler alınan temsili atık numunesi ile tekrarlanmış ve elde edilen sonuçlar Tablo 7.2.'de karşılaştırılmıştır.

Tablo 7.2. Biyoreaktörlerde kullanılan atıkların özellikleri

	AgSR		SR	
	Giriş	Çıkış	Giriş	Çıkış
Atığın yüksekliği (cm)	40	22	40	21
Kuru Ağırlık (kg)	2,76	1,96	4,27	1,90
Atık Yoğunluğu (kg/m³)	174	319	175	392
Karbon (%)	64,46	71,20	54,26	57,79
Azot (%)	6,73	0,67	1,75	4,27
Hidrojen (%)	8,27	6,10	7,32	3,25
Sülfür (%)	0	0	0	0
Nem muhtevası (%)	43,85	61,82	13,83	62,41
Uçucu katı madde (%)	88	82	99	61

Çalışmanın tamamlanmasının ardından reaktörlerdeki atığın çökme miktarı ölçülmüştür. Başlangıçta 40 cm olan atık boyu biyolojik bozunma ve ıslaklığın artması sonucu atıklarda meydana gelen kütle ve hacim kaybı sonrasında sürekli

reaktörde 21 cm ölçülen atık boyu gümüşlü reaktörde 22 cm olarak kaydedilmiştir. Atık miktarlarının gün geçtikçe artması ve depolama sahalarının sınırlı olmasından dolayı meydana gelen bu çökme miktarı bir miktar daha atık için yer temini anlamına gelmektedir.

Stabilizasyonu tamamlanmış atıklar boşaltıldıktan sonra nitel gözlemleri yapılmıştır. Metal, cam, plastik gibi maddelerin kolayca anlaşılabilirdiği karışımda kağıt parçalarının bir kısmında fiziksel ve kimyasal değişimlerin meydana geldiği görülmüş ve sızıntı suyu ile olan reaksiyondan kaynaklandığı kanaatine varılmıştır.

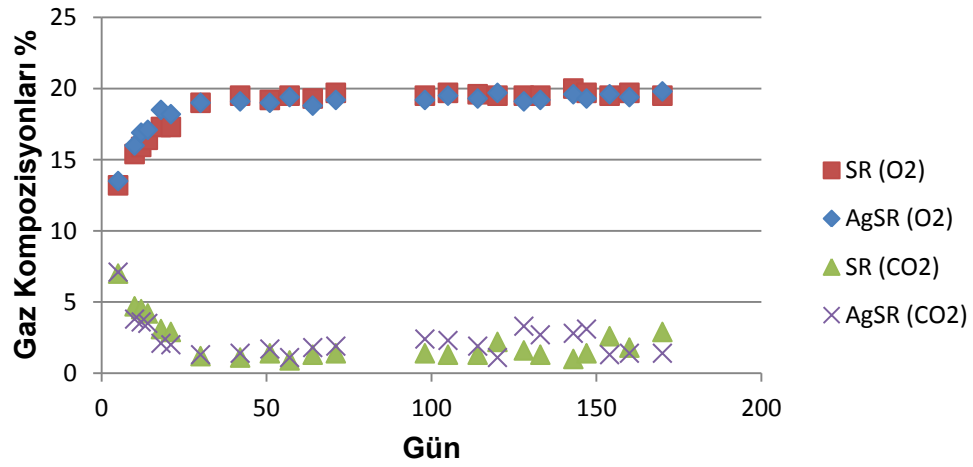
Başlangıçtaki nem muhtevasının belirlenmesi; arazi kapasitesine ulaşmak için gerekli olan nem ve reaktörlerin çalışması için gerekli olan sızıntı suyu gereksinimlerini belirlemek için önemli bilgilerdir. Reaktörlere yerleştirilen atıklardan alınan numuneler ile giren atığın nem muhtevaları hesaplanmıştır. Elde edilen sonuçlara bakıldığında nem muhtevasının AgSR 'de % 43, 8 civarında SR'de ise % 13, 8 civarında olduğu görülmüştür. Her iki reaktöre yerleştirilen atıklar aynı özellikte olmasına rağmen nem muhtevalarındaki bu fark analiz için alınan SR numunelerinin yeterince homojen olmaması ile açıklanmıştır. Tamamlanan çalışmanın ardından nitel gözlem gerçekleştirilmiş, atıkların tartılmasının akabinde yapılan analizle nem muhtevasının arttığı görülmüştür. Reaktörlerin final analizindeki nem muhtevalarının % 62 civarında olduğu ve birbirine oldukça yakın sonuçlandığı görülmüştür. Artan nem içeriğinin sebebinin yağmur suyu simülasyonu olarak eklenen su ve geri devredilen sızıntı suyu sonrasında atığın doygunluğuna ulaşması ile açıklanmıştır.

Kentsel katı atıkların büyük bir bölümünü oluşturan organik bileşiklerin içeriğindeki maddelerin tamamının tespit edilmesi mümkün değildir. Atık içerisindeki organik bileşenlerin en yoğun olanını belirleyebilmek için geliştirilen yöntemlerden olan elementel analiz yardımıyla atığın organik içeriğindeki biyolojik ayrışabilirlik tespit edilebilmektedir. Bu kapsamda atık içerisindeki C, N, H, S miktarları 14'er gramlık 3'er tekrarlı alınan numuneler kullanılarak elementel analiz ile tespit edilmiştir.

Öte yandan reaktörlere depolanan atıkların uçucu katı madde muhtevalarının giriş değerleri ile çıkış değerleri kıyaslandığında aerobik reaktördeki UKM gideriminin gümüşlü aerobik reaktöre göre çok daha fazla olduğu görülmüştür.

7.3. Gaz Analizleri

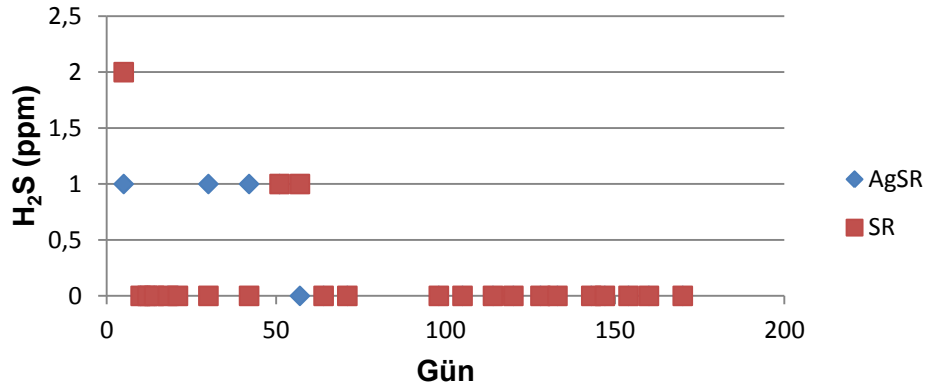
Geotech marka GA 5000 model O₂, CO, CO₂, H₂S, CH₄ portatif gaz analizörü kullanılarak reaktörlerde üretilen gaz kompozisyonu belirlenmiştir. Başlangıçta haftada 3 kez yapılması planlanan gaz analizleri reaktör içerisinde vakuma neden olup sorunlara sebep olduğundan haftada bir kez yapılması uygun görülmüştür. Çalışma süresince her iki reaktörün metan içeriği % 0,1 olarak ölçüldüğünden grafiğe gereksinim duyulmamıştır.



Şekil 7.16. SR ve AgSR biyoreaktörlerinde oksijen ve karbondioksit değişimi

Başlangıçta % 10 ila 15 arasında olup artış gösteren O₂ gazı içerikleri iki reaktörde de aynı oranda seyretmiş çalışma sonuna kadar %20 civarında ölçülmüştür. Aerobik reaktörlerde optimum oksijen konsantrasyonununun %10 un altında olmaması gerektiğinden, istenen şartların sağlandığı 7.17'de açıkça görülmektedir. CO₂ konsantrasyonu çalışmanın başlangıcından itibaren % 0-10 aralığında devam etmekte olup reaktörler arasında büyük farklılıklar görülmemiştir. Beklenildiği gibi her iki

reaktördeki oksijen konsantrasyonları aerobik mikrobiyal solunumun bir sonucu olarak karbondioksit konsantrasyonları ile kolerasyon göstermiştir.



Şekil 7.17. SR ve AgSR biyoreaktörlerinde hidrojen sülfür değişimi

Aerobik ortamda beklenmeyen bir gaz olması dolayısıyla H₂S konsantrasyonları oldukça düşük değerlerde ölçülmüş, elde edilen sonuçlar 7.18.'de verilmiştir.

7.4. Ağır Metal ve Gümüş Analizi

Doğada sentetik olarak üretilemeyen ve yoğunluğu 5 g/cm³ ten yüksek metaller olarak gerçek tanımını yapabileceğimiz ağır metaller çok eski zamanlardan beri etkileri tam olarak bilinmeden çeşitli amaçlar için kullanılmıştır. Gelişen teknoloji ve sanayileşme ile birlikte çok sayıda endüstriyel, evsel, tarımsal, medikal ve teknolojik uygulamalarda yer alan ağır metaller ekosistemdeki doğal çevrimlere nazaran insan faaliyetleri sonucunda atmosfere, hidrosfere (su küre) ve pedosfere (toprak küre) yayılmaya başlamışlardır (Kahvecioğlu ve ark., 2003; Tchounwou ve ark. 2012).

Depolama sahalarındaki ağır metallerin başlıca kaynakları, bertaraf edilen endüstriyel atıklar, yakma külleri, maden atıkları, pil ve batarya, boya, baskı mürekkepleri gibi evsel tehlikeli maddelerdir (Jun ve ark., 2007). Düzenli depolama sahasındaki bu atıkların bileşimlerindeki maddelerin heterojen olması sebebiyle

bünyelerinde bulundukları Cd, Zn, Pb, Cr gibi ağır metaller sızıntı suyuyla topraktan diğer ekosistem bileşenlerine aktarılabilirler (Long ve ark, 2010).

Ekosisteme ve canlı yaşamına olan toksik etkilerinin yanı sıra depolama sahalarında meydana gelen genel süreçleri de ciddi bir şekilde etkileyebileceği göz önüne alınarak biyoreaktörlerden alınan katı atık numunelerinde ölçülen ağır metal konsantrasyonları Tablo 7.3.'de verilmiştir.

Tablo 7.3. Katı atık numunelerinde ağır metal analizi sonuçları

	Cu, mg/kg	Zn, mg/kg	Fe, mg/kg	Cd, mg/kg	Cr, mg/kg	Pb, mg/kg	Mn, mg/kg	Ni, mg/kg	Ag, mg/kg
AgSR (Giriş)	23,09	41,16	812,4	<1,250	42,89	58,73	37,42	<1,250	<6,25
SR (Giriş)	34,2	52,81	487,7	<1,250	14,54	17,96	27,44	<1,250	<6,25
AgSR (Çıkış)	308,9	157,9	2917	<1,250	63,02	53,69	764,8	<1,250	40,69
SR (Çıkış)	379,8	75,48	1378	<1,250	57,74	19,26	66,7	6,178	<6,25

Yüksek elektrik ve ısı iletkenliği, aşınma ve korozyon direnci gibi özelliklere sahip olan Bakır (Cu)'ın alaşımları elektrik, elektronik, otomotiv, basınçlı sistemler gibi birçok endüstride farklı amaçlarla kullanılmaktadır (Kartal ve ark, 2004). Başlangıçta 20 ila 35 mg/kg aralığında olan bakır konsantrasyonlarının çalışma sonunda 300 mg/kg ı aştığı görülmektedir.

Çinko (Zn), su bazlı boyalarda, pillerin gövdelerinin yapımında, reçetesiz satılan bazı merhemlerde, lastik sanayinde, otomotiv endüstrisinde, sabun yapımında, pişik kremlerinde, ahşap koruyucularda bulunurlar (<https://www.cinko.gen.tr/cinko-kullanim-alanlari.html>). Giriş numunelerinde sırasıyla AgSR ve SR deki çinko miktarları 41 mg/kg ile 52,8 mg/kg olarak bulunmuştur. Çıkış numunelerindeki SR de artan çinko konsantrasyonu 75 mg/kg iken AgSR'de yaklaşık 160 mg/kg

civarında kaydedilmiştir.

Demir (Fe), ağır sanayinin en önemli hamaddesi olup inşaat, makine ve araçların üretiminde, teknolojik aletlerin üretiminde de yer almaktadır. Reaktörlerin çıkış numunelerindeki demir konsantrasyonlarında artış söz konusu olmuştur.

Gemi sanayinde çeliklerin kaplanmasında, boya endüstrisinde, otomotiv ve metal endüstrisinde, sentetik elyaf ve plastik sanayinde, günlük hayatta kullanılan pillerde (Ni-Cd, Ag-Cd, Hg-Cd) kullanılan kadmiyum (Cd) doğada kadmiyum sülfat ve sülfid, kadmiyum oksit, kadmiyum klorür şeklinde bulunur (Boğa, 2007). Reaktörlerin giriş ve çıkış numunelerindeki kadmiyum miktarlarının 1,250 mg/kg ın altında kalmıştır. Her ne kadar sızıntı suyundaki miktarını bilmese de suda çözünme özelliği en yüksek metalin kadmiyum olması kaydedeğer bir değişiklik olmadığına sebep olarak gösterilebilir.

Krom (Cr) metal alaşımlarında, metal kaplamalar, paslanmaz çelik, rezistans, çimento, boya, kağıt ve kauçukta kullanılır (Filiz, 2007). Gümüş içeren reaktördeki giriş miktarı 40 mg/kg ın üzerinde olan krom aerobik reaktörde 15 mg/kg civarında kaydedilmiştir. Reaktörlerin çıkış numunelerindeki krom konsantrasyonu ise birbirine yakın değerlerde (ortalama 60 mg/kg) görülmüştür.

Kurşun (Pb)'un kullanım yerlerine benzin ve boya maddelerinin yanı sıra özellikle endüstriyel ve şehir merkezine yakın yerlerde yetişen yiyecekler, kozmetik malzemeler, böcek ilaçları, sigara, eski su tesisatları, teneke kutular, seramik sırları, kurşun-kalay alaşımlı kaplar ve aküler örnek olarak verilebilir. AgSR'nin giriş numunesinde yaklaşık 60 mg/kg ölçülen kurşunun çıkış numunesinde 54 mg/kg'a düştüğü gözlemlenirken SR'de başlangıçta 18 mg/kg olan konsantrasyon çıkış numunesinde 19,26 mg/kg'a yükselmiştir.

Mangan (Mn) çinko, karbon ve alkalimli pillerin üretiminde yer almasının yanı sıra modern tarımda da gübre içeriğinde kullanılan önemli bir elementtir. AgSr'deki mangan miktarı giriş numunesinde yaklaşık 40 mg/kg iken çıkış numunesinde

yaklaşık 765 mg/kg'a ulaşmıştır. SR'de ki artış miktarı bu kadar fazla olmamakla birlikte 28 mg/kg'dan 70 mg/kg'a varan bir değer kaydedilmiştir.

Nikel (Ni) bazı bataryalarda, elektronik aksam pillerinde, renkli camların boyanmasında, bazı takılarda bulunmasının yanı sıra sigarada da bulunabilmektedir (Kartal ve ark, 2004; Boğa, 2007). Her iki reaktörün giriş numunelerinde 1,250 mg/kg ın altında ölçülen nikel değeri AgSR'de değişmemiş ancak SR'de artarak 6 mg/kg civarına ulaşmıştır.

Gümüş (Ag) konsantrasyon sonuçları incelendiğinde başlangıçta her iki reaktörde 6,25 mg/kg'ın altında ölçülen değerler deney sonunda gümüş nanopartikül eklenen AgSR'de 40,69 mg/kg olarak kaydedilmiştir.

Tablo 7.4. Sızıntı suyu numunelerinde gümüş nanopartikül (Ag-Nano) miktarları

Sızıntı Suyu Numunesi	SR (mg/L)	AgSR (mg/L)
11.gün	<0,05	0,123
17.gün	<0,05	0,212
27.gün	<0,05	0,281
59.gün	<0,05	<0,05
94.gün	<0,05	<0,05
126.gün	<0,05	0,054
154.gün	<0,05	<0,05
181.gün	<0,05	<0,05

Ağır metal salınımı, pH ve mevcut kompleks oluşturucu maddelerin konsantrasyonu gibi sızıntı suyu özelliklerinin bir fonksiyonudur (Hot, 2012). Tablo 7.4.'deki sızıntı suyu numuneleri üzerinde yapılan analizlerde gümüş nanopartikül miktarı 11. günde AgSR de 0.123 mg/L iken, SR de 0.05 mg/L'nin altında kaydedilmiştir. Hazırlanan AgNP çözeltisi çalışmanın ikinci haftasında AgSR'ye geridevir vanasından ilave edilmiştir. Zaman içerisinde sızıntı suyunda artan gümüş miktarı, çalışmanın ilk aylık

periyodu tamamlandığında en yüksek seviyede ölçülmüş ancak deneylerin sonunda kontrol reaktörü SR’de olduğu gibi 0.05 mg/L’nin altına düşmüştür. Yağışı temsil etmesi adına eklenen distile su ve sızıntı suyu geri devrinin yanı sıra sızıntı suyundaki pH artışı da reaktördeki gümüş konsantrasyonunun seyrelmesine sebep olmuştur.

Her iki reaktörde bulunan gümüş miktarlarını öğrenmek için yapılan ICP analizi ile katı atık analiz sonuçları karşılaştırıldığında AgNP’ün sızıntı suyunda birikmediği ve katı atık numunelerine tutunduğu sonucuna ulaşılabılır. Ağır metallerin depolama sahasındaki durumuna genel bir bakış sunacak olursak; katı atık numunelerinde incelenen ağır metal konsantrasyonlarının neredeyse tamamında bir artış söz konusu olmuştur. Aerobik biyo-azaltma işlemi sırasında, malzeme kütesinin azalması ve bunun sonucunun da nihai üründe metallerin konsantrasyonunda bir artışa neden olması ile açıklanabilir (Das ve ark, 2002; Tosun, 2003; Bilgili, 2006).

7.5. Mikroorganizmaların FISH Tekniği ile İncelenmesi

Çalışmanın bu aşamasında sızıntı suyu numunelerinde bulunan mikroorganizmaların hücrelerine zarar vermeden, 16S ve 23S rRNA genlerini hedefleyen oligonükleotid proplar kullanılarak gerçekleştirilen FISH analizinin sonuçları verilmiştir. Öncelikle reaktörlerden alınan her bir numune içerisindeki tüm bakteri, arkea ve ökaryotların yoğunluğunu tespit etmek için sırasıyla EUBmix, ARC 915 ve EUK 516 genel proplar kullanılmış daha sonra her bir grubun içerisindeki spesifik türlere ait proplar kullanılmıştır. Çalışmada elde edilen sonuçların güvenilir olabilmesi adına yapılan negatif kontrol Non338 probu ile sağlanırken, pozitif kontrol hücre permeabilizasyonunun ve hücrelerin rRNA içeriğinin başarısını değerlendirmek adına tüm organizmaları tanımlayan evrensel prob UNIV1390 kullanılarak yapılmıştır. Çalışma süresince kullanılan tüm oligonükleotid proplar ve temel özellikleri Tablo 7.5.’de sunulmuştur.

Tablo 7.5. FISH tekniğinde kullanılan oligonükleotid problemler ve temel özellikleri

Dizi Adı	5' Modifikasyon	5' → 3' dizilimi	% Formamit	Prob Kategorisi
ALF 1b	CY3	CGT TCG YTC TGA GCC AG	20	Alphaproteobacteria, some Deltaproteobacteria, Spirochaetes
AMX 1240	CY3	TTT AGC ATC CCT TTG TAC CAA CC	60	Anaerobic ammonium oxidizing bacteria
AMX 820	CY3	AAA ACC CCT CTA CTT AGT GCC C	40	Anaerobic ammonium oxidizing bacteria, Anammox
ARC 915	CY3	GTG CTC CCC CGC CAA TTC CT	-	Archaea
BAC 303	CY3	CCA ATG TGG GGG ACC TT	0	Bacteroidales
BET 42a	CY3	GCC TTC CCA CAT CGT TT	35	Betaproteobacteria
CF 319 a	CY3	TGG TCC GTG TCT CAG TAC	35	most Flavobacteria, some Bacteroidetes, some Sphingobacteria
DSV 407	CY3	CCG AAG GCC TTC TTC CCT	50	Few Desulfovibrionaceae, Desulfohalobiaceae, Desulfonatronumaceae
EUB 338	FLUOS	GCT GCC TCC CGT AGG AGT	0-50	most Bacteria
EUB 338 III	CY3	GCT GCC ACC CGT AGG TGT	0-50	Verrucomicrobiales
EUK 516	CY3	ACC AGA CTT GCC CTC C	-	Eukarya
EURY 499	CY3	CGG TCT TGC CCG GCC CT	20	Methanosarcina, Methanosaeta, Methanomicrobiales groups, VAL47,VAL1,VAL9,VAL78 clones
GAM 42a	CY3	GCC TTC CCA CTT CGT TT	35	Gammaproteobacteria
LGC 354 A	CY3	TGG AAG ATT CCC TAC TGC	35	Firmicutes (Gram positive bacteria with low G+C content)
LGC 354 B	CY3	CGG AAG ATT CCC TAC TGC	35	Firmicutes (Gram positive bacteria with low G+C content)
LGC 354 C	CY3	CCG AAG ATT CCC TAC TGC	35	Firmicutes (Gram positive bacteria with low G+C content)
MA 621	CY3	TCA AAG GCA GTT CCG AGG TT	10	type II methanotrophs including Methylocystis spp., Methylosinus spp.
MB 1174	CY3	TAC CGT CGT CCA CTC CTT CCT C	45	Methanobacterium spp., Methanobrevibacter spp., Methanosphaera spp.
MB 1174	CY3	TAC CGT CGT CCA CTC CTT CCT C	45	Methanobacteriales (minus Methanothermus)

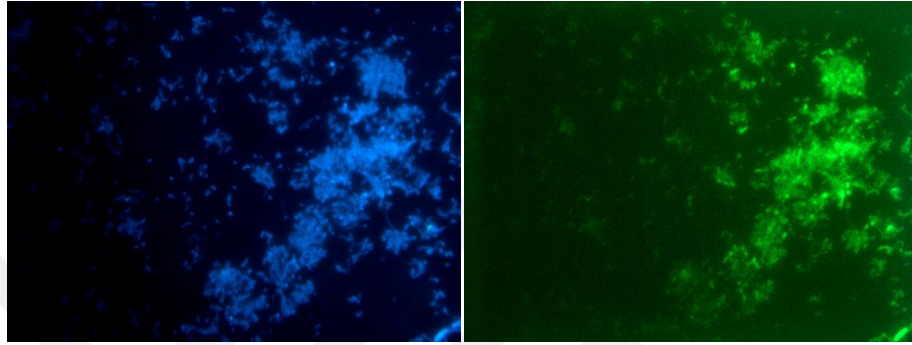
*Prob özellikleri probeBase den alınmıştır. (<http://probebase.csb.univie.ac.at/>)

Tablo 7.5. Devamı

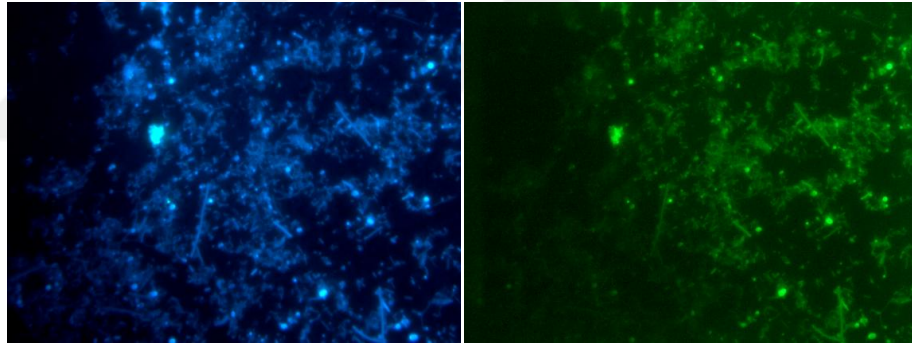
Dizi Adı	5' Modifikasyon	5' → 3' dizilimi	% Formamit	Prob Kategorisi
MB 310	CY3	CTT GTC TCA GGT TCC ATC TCC G		Methanobacterium spp., Methanobrevibacter spp., Methanosphaera spp.
MC 1109	CY3	GCA ACA TAG GGC ACG GGT CT	45	Methanococcus spp.
MC 1109	CY3	GCA ACA TAG GGC ACG GGT CT	45	Methanococcaceae
MG 1200	CY3	CGG ATA ATT CGG GGC ATG CTG	20	Methanomicrobium spp., Methanogenium spp., Methanoculleus spp., Methanospirillum spp., Methanocorpusculum spp., Methanoplanus spp.
MG 64	CY3	CCG AAG GCC TRT TAC CGT TC	20	type I methanotrophs including Methylomonas spp., Methylophredonium spp., Methylobacter spp., Methylococcus
MS 821	CY3	CGC CAT GCC TGA CAC CTA GCG AGC	40	Methanosarcina
MSMX 860	CY3	GGC TCG CTT CAC GGC TTC CCT	45	Methanosarcinales (all Methanosarcina and Methanosaeta)
MX 825	CY3	TCG CAC CGT GGC CGA CAC CTA GC	50	Methanosaeta spp.
NB 1000	CY3	TGC GAC CGG TCA TGG		Nitrobacter spp.
NIT 3	CY3	CCT GTG CTC CAG GCT CCG	40	Nitrobacter spp.
NON 338	TAMRA	ACT CCT ACG GGA GGC AGC	-	control probe complementary to EUB338
NSM 156	CY3	TAT TAG CAC ATC TTT CGA T	5	Nitrosomonas spp., Nitrosococcus mobilis
NSO 1225	CY3	CGC CAT TGT ATT ACG TGT GA	35	Betaproteobacterial ammonia-oxidizing bacteria
NSO 190	CY3	CGA TCC CCT GCT TTT CTC C	55	Betaproteobacterial ammonia-oxidizing bacteria
NSV 443	CY3	CCG TGA CCG TTT CGT TCC G	30	Nitrospira spp.
NTSPA 662	CY3	GGA ATT CCG CTC TCC TCT	35	genus Nitrospira
SRB 385	CY3	CGG CGT CGC TGC GTC AGG	35	Most Desulfovibrionales and other Bacteria
SRB 660	CY3	GAA TTC CAC TTT CCC CTC TG		Desulfobulbus
SRB 687	CY3	TAC GGA TTT CAC TCC T		Desulfovibrionaceae
SRB 804	CY3	CAA CGT TTA CTG CGT GGA		Desulfobacter group, Desulfococcus, Desulfosarcina, Desulfobotulus, Desulfobacterium
SRB 814	CY3	ACC TAG TGA TCA ACG TTT		Desulfococcus group
UNIV 1390	TAMRA	GAC GGG CGG TGT GTA CAA	0	All Organisms

*Prob özellikleri probeBase den alınmıştır. (<http://probebase.csb.univie.ac.at/>)

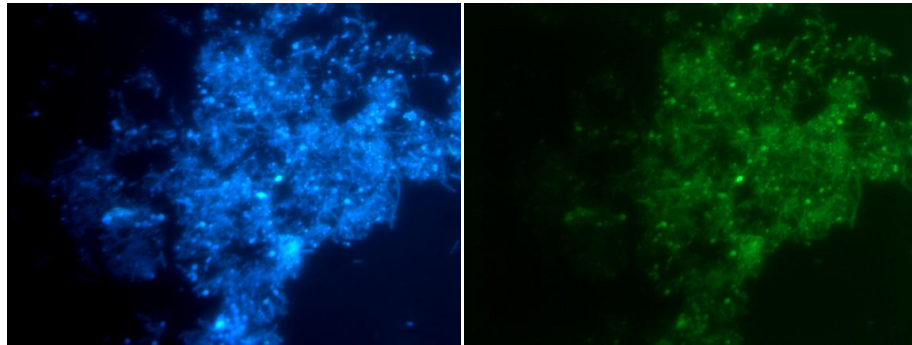
SR ve AgSR biyoreakörlerinden alınan sızıntı suyu numunelerindeki bakteri popülasyonunu görebilmek için FLUOS boyalı EUB338 ve CY3 boyalı EUB338(III) problemlarının birlikte kullanıldığı EUBmix ile elde edilen görüntüler Şekil 7.19., Şekil 7.20., Şekil 7.21., Şekil 7.22., Şekil 7.23., Şekil 7.24., Şekil 7.25., Şekil 7.26., Şekil 7.27., Şekil 7.28., Şekil 7.29., Şekil 7.30., Şekil 7.31., Şekil 7.32’de verilmiştir.



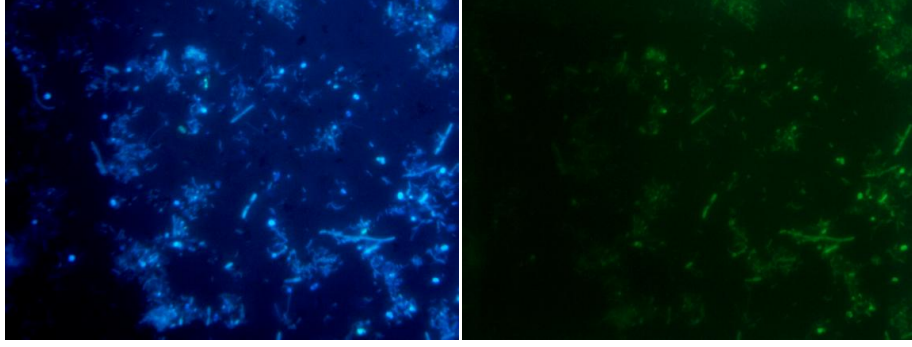
Şekil 7.18. SR 11. gün DAPI ve EUB mix görüntüleri



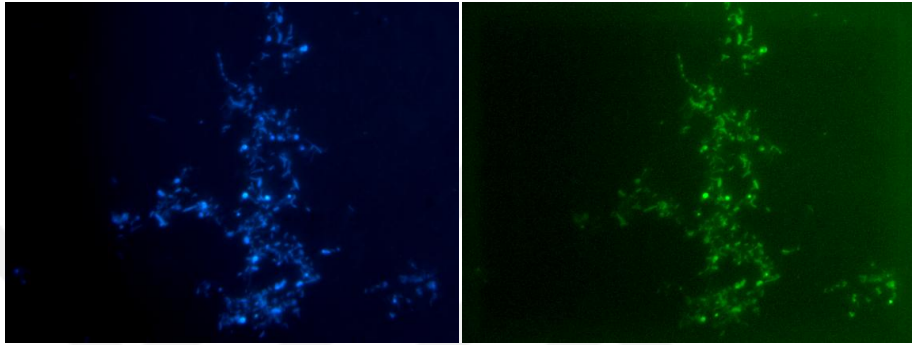
Şekil 7.19. SR 19. gün DAPI ve EUB mix görüntüleri



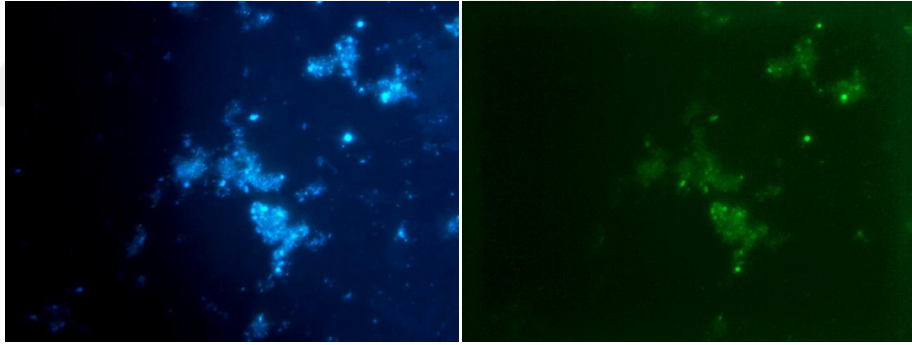
Şekil 7.20. SR 48. gün DAPI ve EUB mix görüntüleri



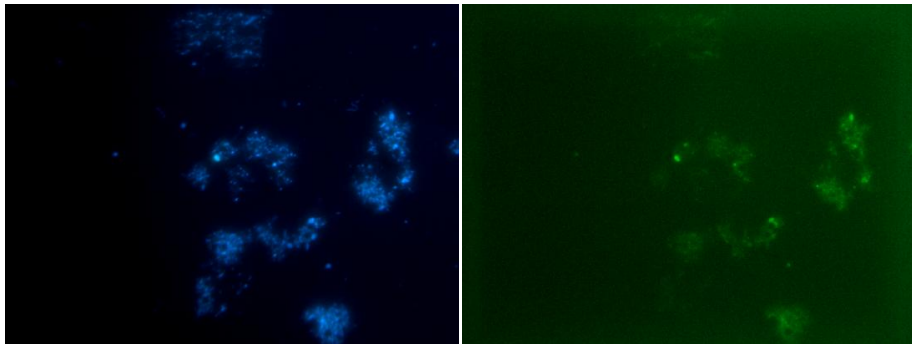
Şekil 7.21. SR 86. gün DAPI ve EUB mix görüntüleri



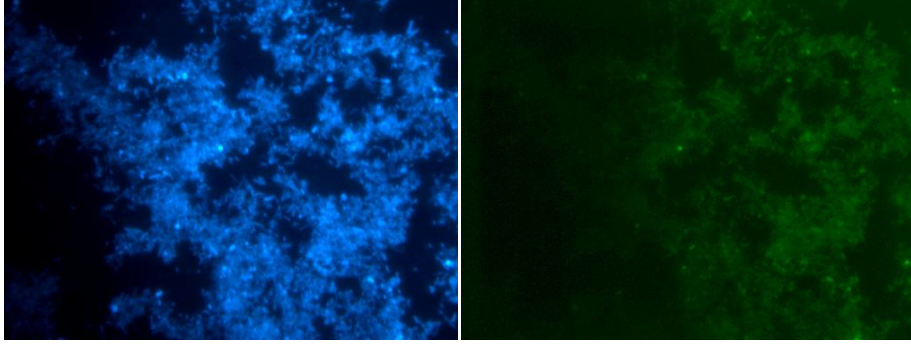
Şekil 7.22. SR 111. gün DAPI ve EUB mix görüntüleri



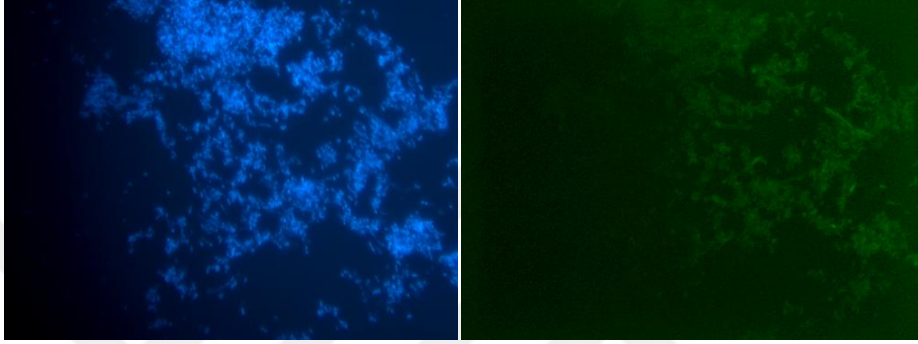
Şekil 7.23. SR 160. gün DAPI ve EUB mix görüntüleri



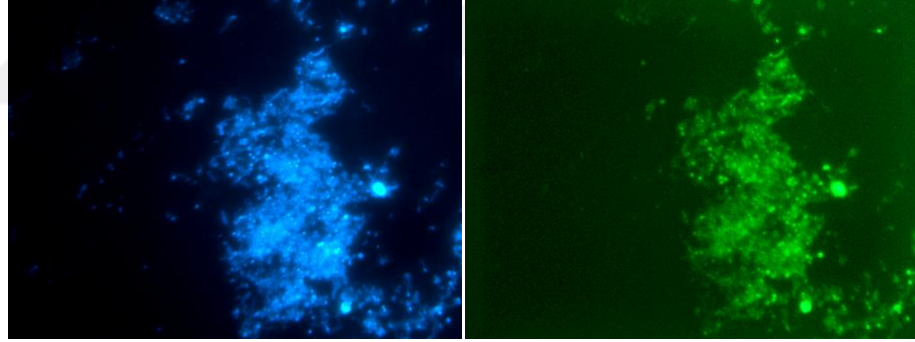
Şekil 7.24. SR 175. gün DAPI ve EUB mix görüntüleri



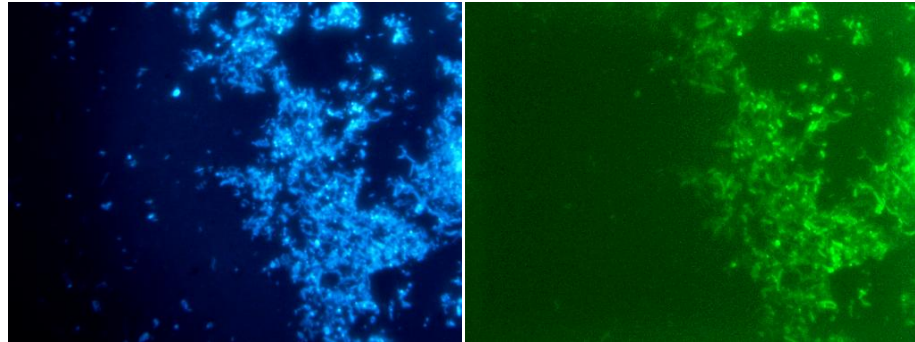
Şekil 7.25. Ag-SR 11. gün DAPI ve EUB mix görüntüleri



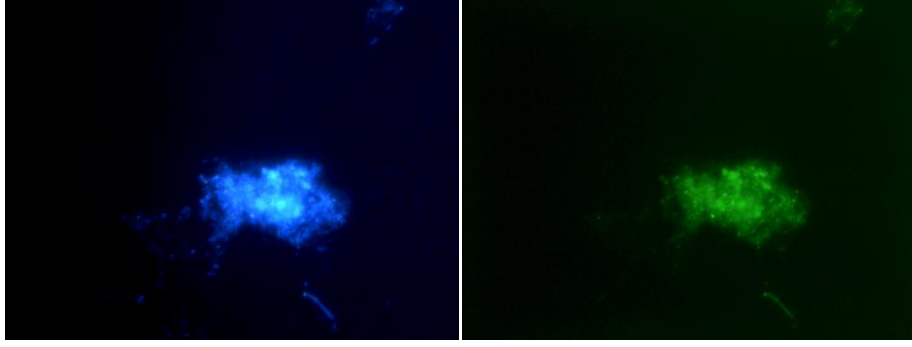
Şekil 7.26. Ag-SR 19. gün DAPI ve EUB mix görüntüleri



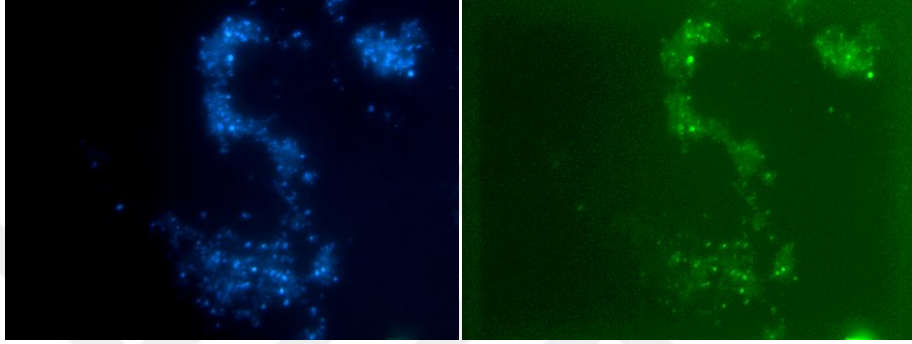
Şekil 7.27. Ag-SR 48. gün DAPI ve EUB mix görüntüleri



Şekil 7.28. Ag-SR 86. gün DAPI ve EUB mix görüntüleri



Şekil 7.29. Ag-SR 111. gün DAPI ve EUB mix görüntüleri



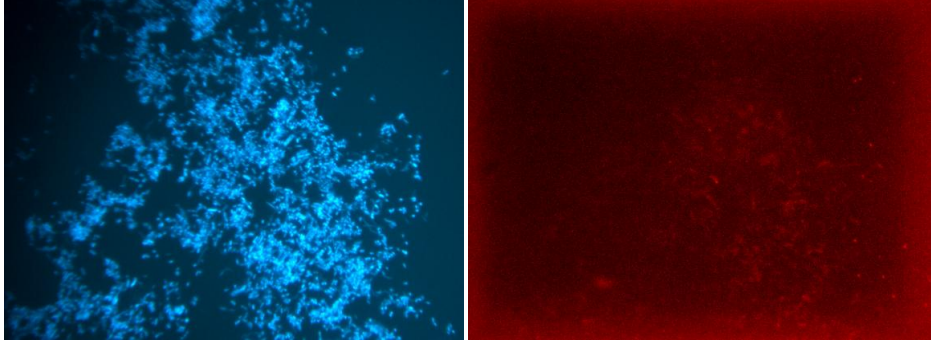
Şekil 7.30. Ag-SR 160. gün DAPI ve EUB mix görüntüleri



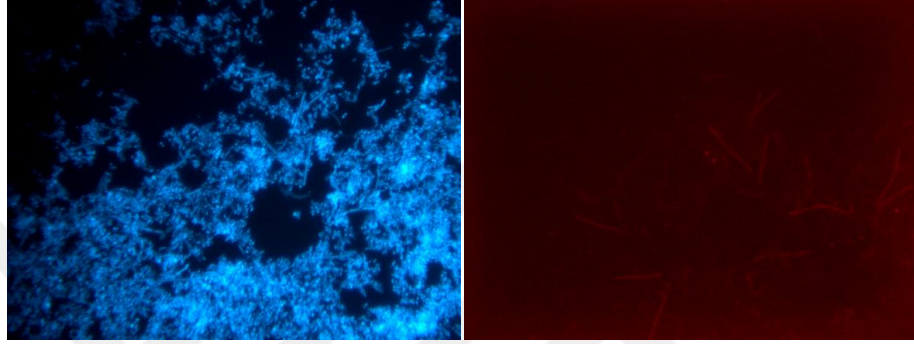
Şekil 7.31. Ag-SR 175. gün DAPI ve EUB mix görüntüleri

Her iki reaktörün bakteri yoğunluğunun benzer olduğu ve 86. Günden sonra azalmaya başladığı alınan prob görüntüleri yardımıyla tespit edilmiştir.

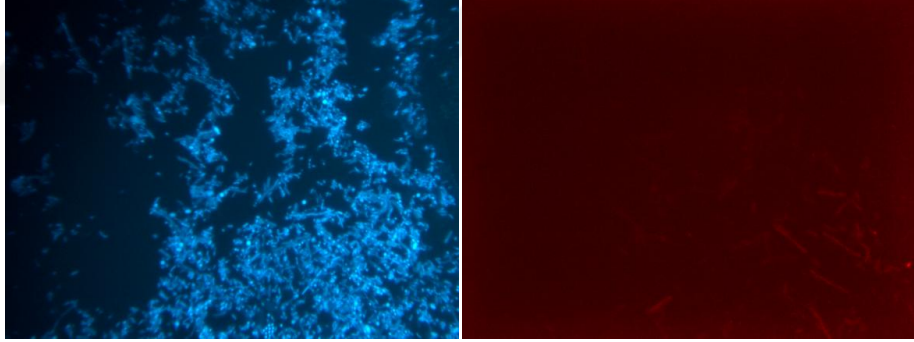
Reaktörlerdeki arkea popülasyonunu değerlendirebilmek için CY3 boyalı ARC915 probu kullanılmış olup, elde edilen görüntüler Şekil 7.33., Şekil 7.34., Şekil 7.35., Şekil 7.36., Şekil 7.37., Şekil 7.38., Şekil 7.39. ve Şekil 7.40.'da verilmiştir.



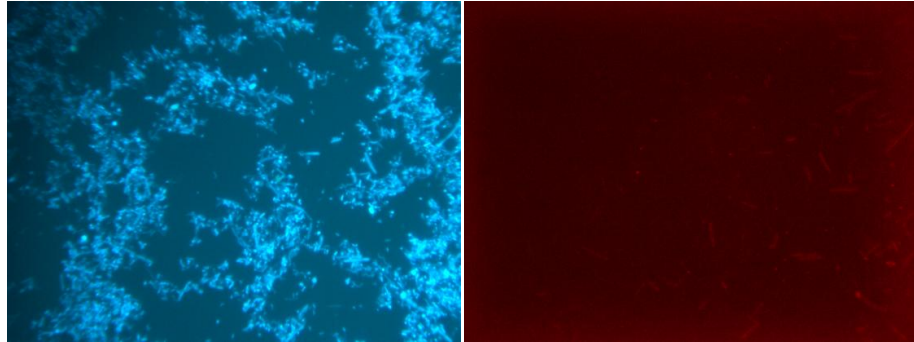
Şekil 7.32. SR 11. gün DAPI ve ARC915 (tüm arkea) görüntüleri



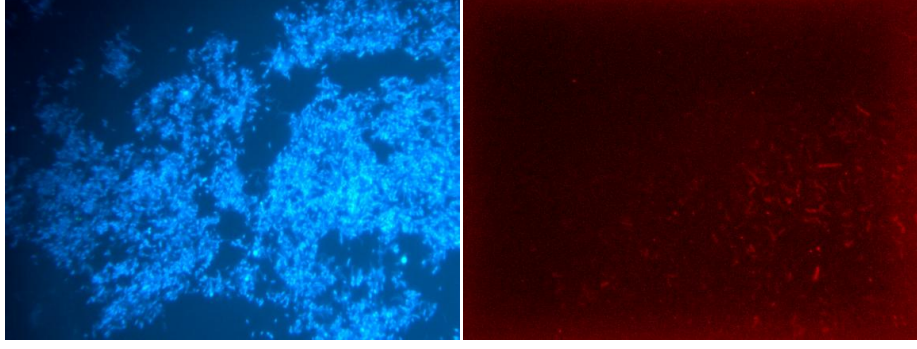
Şekil 7.33. SR 19. gün DAPI ve ARC915 (tüm arkea) görüntüleri



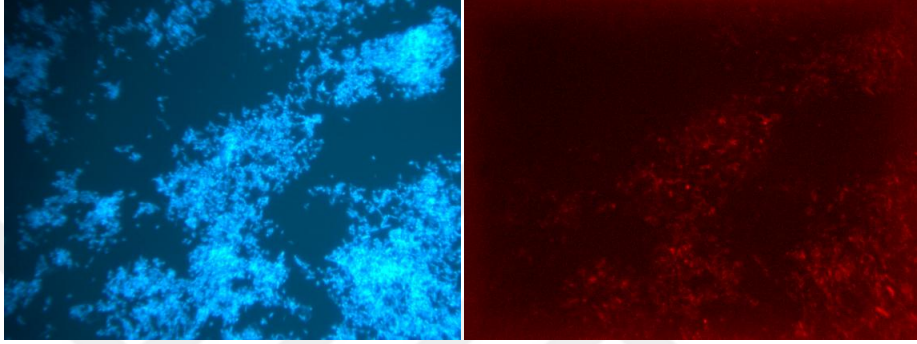
Şekil 7.34. SR 48. gün DAPI ve ARC915 (tüm arkea) görüntüleri



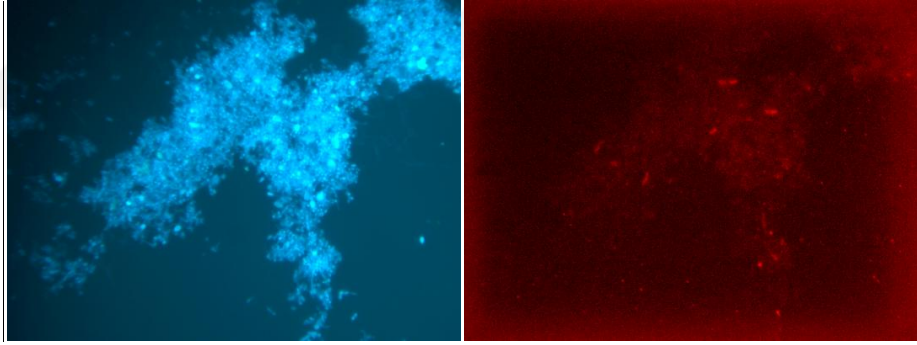
Şekil 7.35. SR 86. gün DAPI ve ARC 915 (tüm arkea) görüntüleri



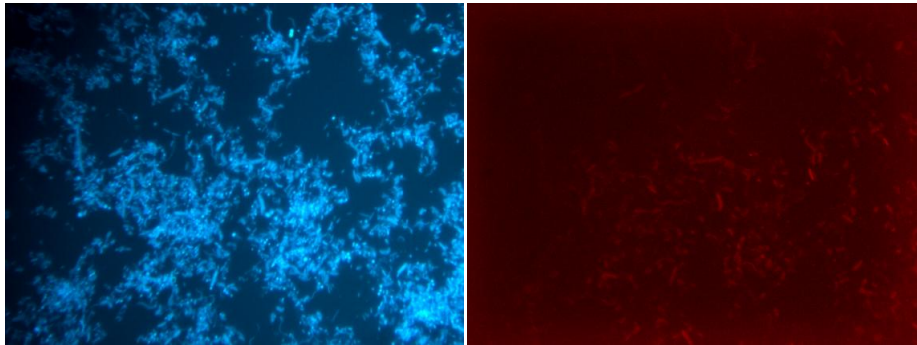
Şekil 7.36. Ag-SR 11. gün DAPI ve ARC915 (tüm arkea) görüntüleri



Şekil 7.37. Ag-SR 19. gün DAPI ve ARC 915 (tüm arkea) görüntüleri



Şekil 7.38. Ag-SR 48. gün DAPI ve ARC915 (tüm arkea) görüntüleri



Şekil 7.39. Ag-SR 86. gün DAPI ve ARC915 (tüm arkea) görüntüleri

Aerobik ortamlarla ilgili mikrobiyolojik çalışmaların birçoğunda zorunlu anaeroblar olarak bilinen ve oksijensiz ortamda yaşayabilen arkelerin varlığı göz ardı edilmiş ve önemsenmemiştir. Ancak yapılan bu çalışma sırasında ARC915 probu ile elde edilen görüntülerde hava enjeksiyonuna rağmen her iki reaktörde de önemli oranda arkea tespit edilmiştir. Reaktörlerdeki arkea varlığı, biyoreaktörlerin tabanında biriken sızıntı sularında anoksik koşulların oluştuğunun bir göstergesi olup verilen havanın biyoreaktör tabanına ulaşamadığı ve yetersiz olduğu anlamına gelebilmektedir. Aynı zamanda çalışmada elde edilen ORP değerleri ile ortamdaki arke varlığının nedeni açıklanabilmektedir. Bu sonuçlar daha önce yapılmış olan bazı çalışmalarda elde edilen verileri destekler niteliktedir (Gray ve ark, 2002; Onay ve ark, 2006 – 06Y101).

ARC915 probundan alınan görüntüler incelendiğinde;

- 11. Günde her iki reaktörde de arkealar kısa çubuk ve nokta şeklinde görülmüştür.
- 19. Gün SR 'de kısa çubuk ve nokta şeklinde olan arkealar yerini uzun ipliksi arkealara bırakmıştır. AgSR 'de önemli bir değişiklik kaydedilmemiştir.
- 48. Günde SR'de uzun ipliksi arkeler yerini daha kısa çubuk şeklinde olanlara bırakmış ve arkea yoğunluğu azalmaya başlamıştır. AgSR'de miktar olarak azalan arkeaların görüntüleri bugüne kadar olduğu gibi dağınık olmayan topluluklar halinde fotoğraflanmıştır.
- Arkeaların son görüntüleri 86.gün itibariyle alınmış AgSR'de daha dağınık yapıda oldukları görülmüştür. Sonraki günlerde her iki reaktörde de yoğunlukları gözle görülür derecede azalmış ve eser miktarda görüntülenmelerine rağmen net bir şekilde mikroskop görüntüsü elde edilememiştir.

EUBmix ve ARC915 problemleri ile elde edilen mikroskopik görüntülerin geneline bakıldığında numunelerdeki bakteri miktarının arkea miktarından çok daha fazla olduğu gözlenmiştir. Bu sonuçlar daha önce yapılan benzer çalışmalar sonunda elde edilen genel kanı ile örtüşmüştür (Huang ve ark. 2002; Chen ve ark. 2003; Mori ve

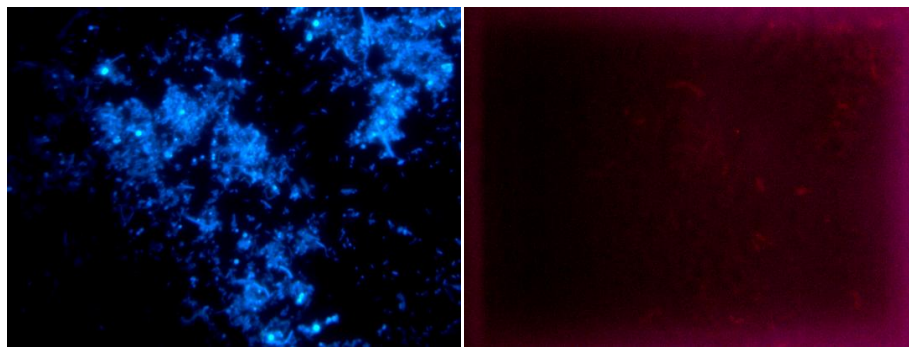
ark 2003; Mertoğlu, 2005). Bununla birlikte ökaryotların biyoreaktör içerisindeki popülasyonu hakkında bilgi edinebilmek için CY3 boyalı EUK516 probu kullanılmış, yapılan analizler neticesinde numunelerin hiçbirinde görüntü elde edilememiştir.

7.6. Reaktörlerdeki arke çeşitliliği

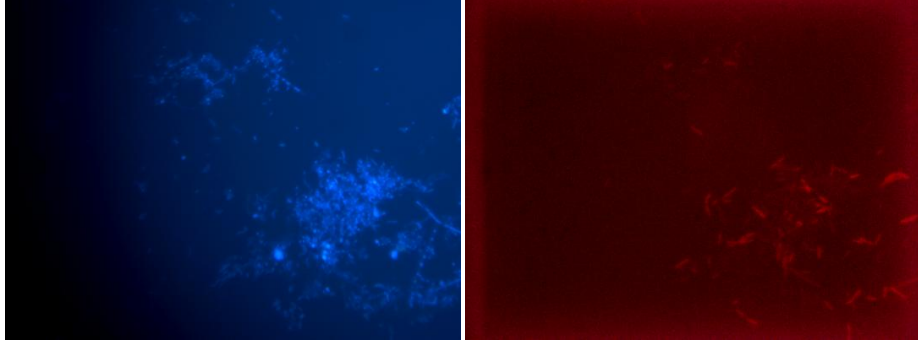
Bilinen tüm metanojenler, prokaryotik bakterilerden ve ökaryotik bitki ve hayvanlardan farklı eşsiz bir mikroorganizma grubu olup arkea grubundandır (Palmisano ve Barlaz, 1996). Metanojenik arkea, atık ve atık suların anaerobik arıtımı sırasında metan üretiminden sorumlu olmaları nedeniyle önemli bir ekonomik değere sahiptir (Garcia ve ark, 2000).

SR ve AgSR biyoreaktörlerinde ARC915 probu ile elde edilen bulgularla birlikte arkeaların birçoğunu görüntülediğimiz her iki reaktördeki metanojen yoğunluğunu görebilmek adına metanojenik arkea türlerine mahsus problar kullanılmıştır. İlk olarak reaktörlerdeki metanojenik arkea durumunu görebilmek adına Methanosarcina, Methanosaeta, Methanomicrobiales gruplarına ve VAL 47, VAL 1, VAL 9, VAL 78 klonlarına özgü EURY499 probu kullanılmıştır.

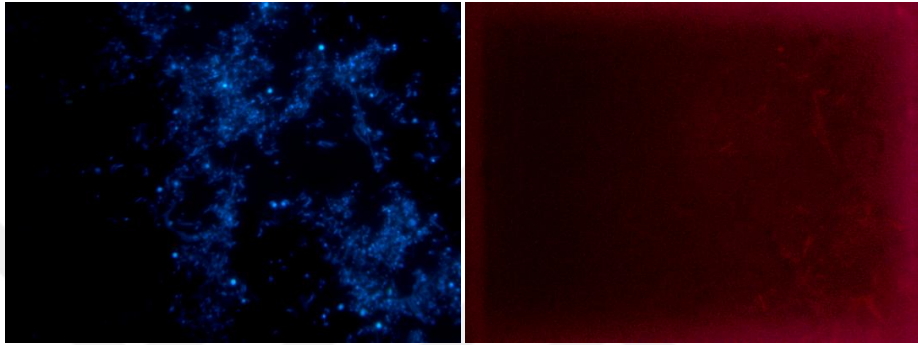
Aerobik reaktörlerdeki metanojenik arkea görüntüleri Şekil 7.41., Şekil 7.42., Şekil 7.43. ve Şekil 7.44.'te verilmiştir.



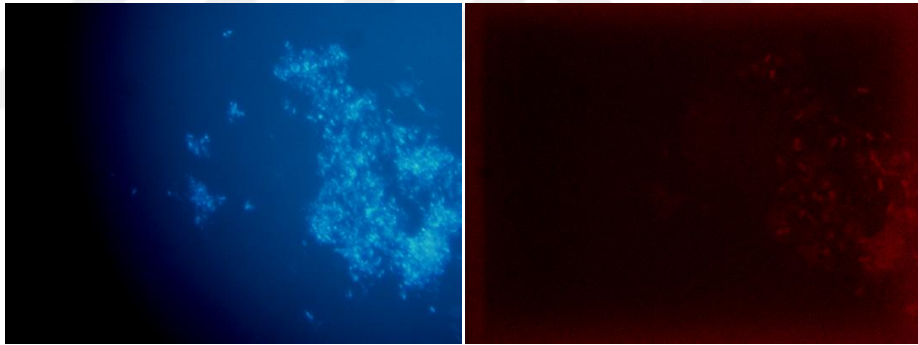
Şekil 7.40. SR 19. gün DAPI ve EURY499 (metanojenik arkea) görüntüleri



Şekil 7.41. SR 48. gün DAPI ve EURY499 (metanojenik arkea) görüntüleri

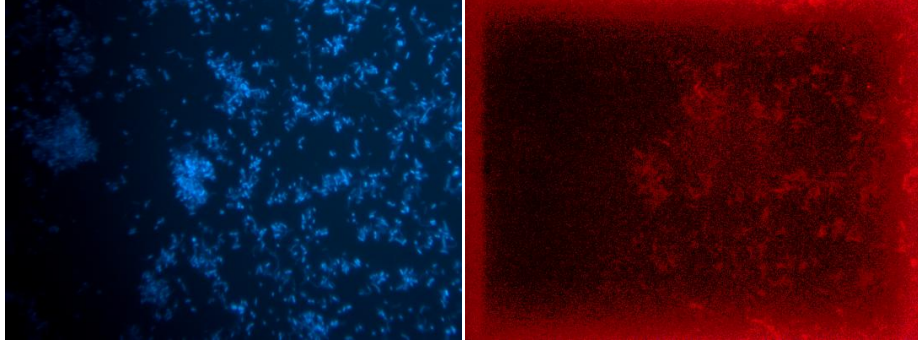


Şekil 7.42. SR 86. gün DAPI ve EURY499 (metanojenik arkea) görüntüleri

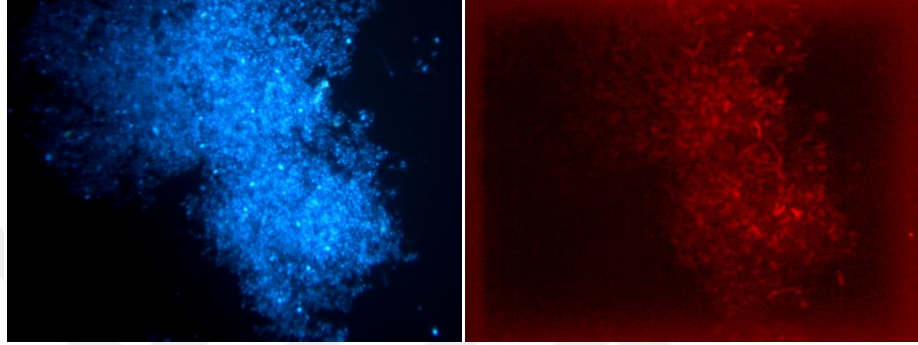


Şekil 7.43. SR 111. gün DAPI ve EURY499 (metanojenik arkea) görüntüleri

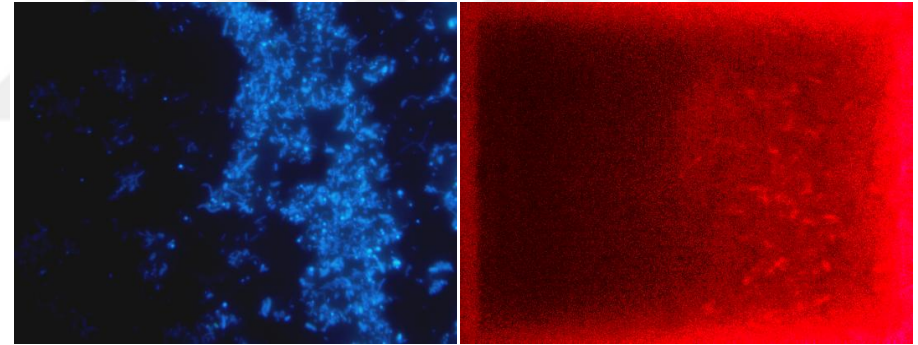
Prob görüntüleri incelendiğinde aerobik reaktörde 19. Gün itibariyle kısa çubuk şeklinde ortaya çıkan metanojenik arkea görüntülerinin en yoğun hali 48. ve 86. Günlerde görülmüştür. 86. Günde kısa çubuk şekilli arkeaların yanı sıra uzun ipliksi yapıda arkealar da görüntülenmiştir. 111. Gün görüntülerinde uzun ipliksi yapıların yerini kısa çubuk şeklindekilere bırakan arkeaların sonrasında azalmaya başladığı tespit edilmiş ve 160. Gün itibariyle hiç rastlanmamıştır.



Şekil 7.44. AgSR 11. gün DAPI ve EURY499 (metanojenik arkea) görüntüleri



Şekil 7.45. AgSR 48. gün DAPI ve EURY499 (metanojenik arkea) görüntüleri



Şekil 7.46. AgSR 86. gün DAPI ve EURY499 (metanojenik arkea) görüntüleri

Şekil 7.45., Şekil 7.46. ve Şekil 7.47.'de gümüş nanopartikül içeren aerobik reaktördeki metanojenik arkea görüntüleri verilmiştir. 11. Günde görüntülendikleri halde 19. Günde AgSR'den alınan numunelerle yapılan FISH sonuçlarında hiçbir metanojenik arkea görüntüsü elde edilememiştir. 48. Günde en yoğun hali ile 86. Günde ise eskisine nazaran daha az miktarda görüntülenen metanojenik arkeaların 111. Gün ve sonrasında AgSR de EURY499 probu görüntüleri elde edilememiştir.

Elde edilen EURY499 görüntülerinin geneline bakıldığında AgSR'de metanojenik arkeaların şekil bakımından değişiklik göstermediği ancak dağınık halde bulunan

mikroorganizmaların 46. Günde daha bölgesel ve toplu halde görüntülendikleri söylenebilir. Aynı zamanda AgSR'de SR'ye kıyasla daha fazla metanojenik arkea olduğu tespit edilmiş ancak daha çabuk tükendiği gözlemlenmiştir.

Hidrojen kullanan metaojenik arkeaların tespiti için MB310, MB1174, MC1109 ve MG1200 spesifik problemler; asetat kullanan metanojenik arkeaların tespiti için ise MSMX860, MX825 ve MS821 problemleri kullanılmış olup Tablo 7.6.'da listelenmiştir.

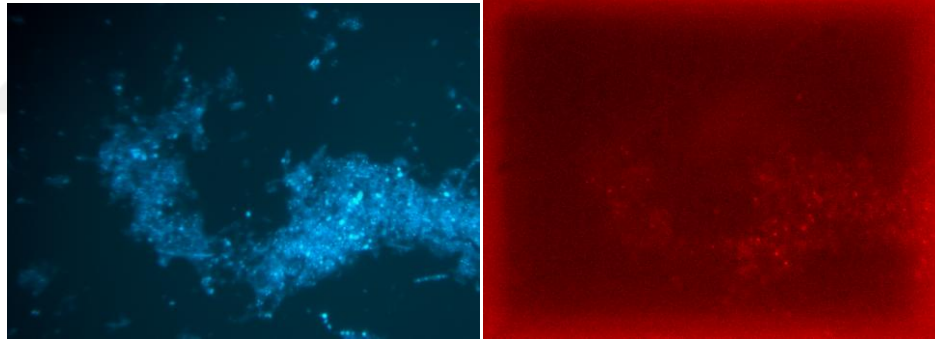
7.6. Metanojenik arkea tespitinde kullanılan spesifik problemler ve hedef mikroorganizmaların taksonomisi

PROB	HEDEF MİKROORGANİZMA	
MB 310 MB 1174	Class I. Methanobacteria	
	Order I. Methanobacteriales	
	Family I. Methanobacteriaceae	
	Genus I. Methanobacterium	
	Genus II. Methanobrevibacter	
	Genus III. Methanosphaera	
	Genus IV. Methanothermobacter	
	Family II. Methanothermaceae	
	Genus I. Methanothermus	
	Class II. Methanococci	
MC 1109	Order I. Methanococcales	
	Family I. Methanococcaceae	
	Genus I. Methanococcus	
	Genus II. Methanothermococcus	
	Order II. Methanomicrobiales	
MG 1200	Family I. Methanomicrobiaceae	
	Genus I. Methanomicrobium	
	Genus II. Methanoculleus	
	Genus III. Methanofollis	
	Genus IV. Methanogenium	
	Genus V. Methanolacinia	
	Genus VI. Methanoplanus	
	Family II. Methanocorpusculaceae	
	Genus I. Methanocorpusculum	
	Family III. Methanospirillaceae	
	Genus I. Methanospirillum	
	Genera insertae sedus	
	Genus I. Methanocalculus	
	Order III. Methanosarcinales	
	MS 821	Family I. Methanosarcinaceae
Genus I. Methanosarcina		
Genus II. Methanococcoides		
Genus III. Methanohalobium		
Genus IV. Methanohalophilus		
Genus V. Methanolobus		
Genus VI. Methanomicrococcus		
Genus VII. Methanosalsum		
MSMX 860		Family II. Methanosaetaceae
		Genus I. Methanosaeta
MX 825		

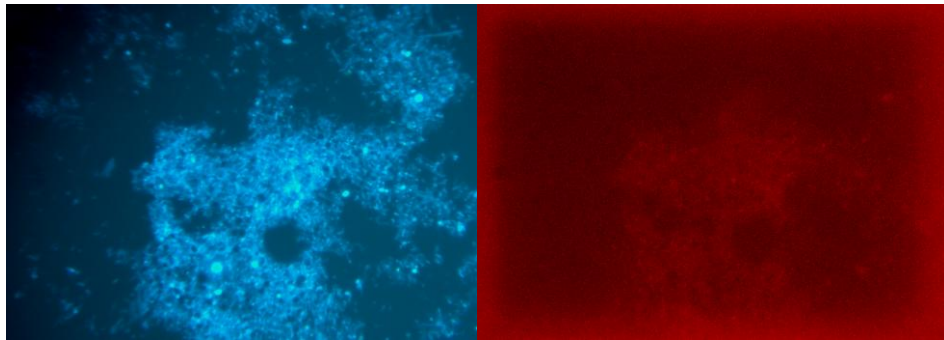
*Taksonomi Bergey'in Sistematik Bakteriyoloji El Kitabından alınmıştır (Garrity, 2001)

MB310 ve MB1174 spesifik problemleri ile *Methanobacteria* sınıfına ait hidrojen kullanan metanojenik arkeaların tayini mümkündür. Yapılan analizler sırasında her iki reaktörün 11.Gün ve 19. Günlerine ait numunelerinde hiçbir şekilde *Methanobacteriales* görüntüsü elde edilememiştir. 48. Gün'e ait reaktör numunelerinin MB310 ve MB1174 problemlerine ait görüntülerinde *Methanobacteriales* en yoğun şekilde tespit edilmiştir. Ayrıca MB1174 görüntülerinde SR'de *Methanobacteriales* yoğunluğu 86. Günde de devam etmiş sonrasında oldukça azalmıştır. MB310 probuna ait görüntülerde 48. Gün hariçinde çok fazla *Methanobacteriales* tespit edilememiş reaktörlerde % 90'a varan bir azalma görülmüştür.

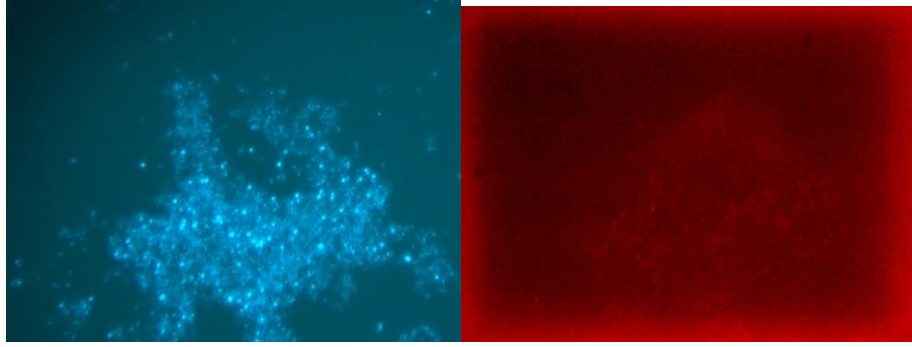
Metan üretimi sırasında hidrojen kullanan *Methanobacteriales* görüntüleri Şekil 7.48., Şekil 7.49., Şekil 7.50. ve Şekil 7.51.'de verilmiştir.



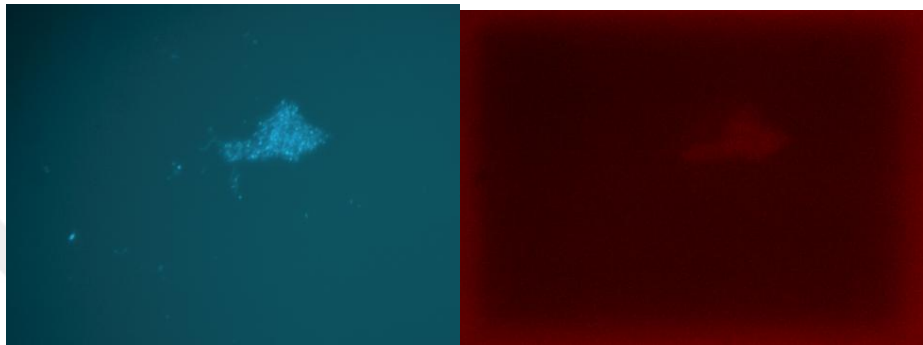
Şekil 7.47. SR 48. gün DAPI ve MB1174 (*Methanobacteriales*) görüntüleri



Şekil 7.48. SR 86. gün DAPI ve MB1174 (*Methanobacteriales*) görüntüleri



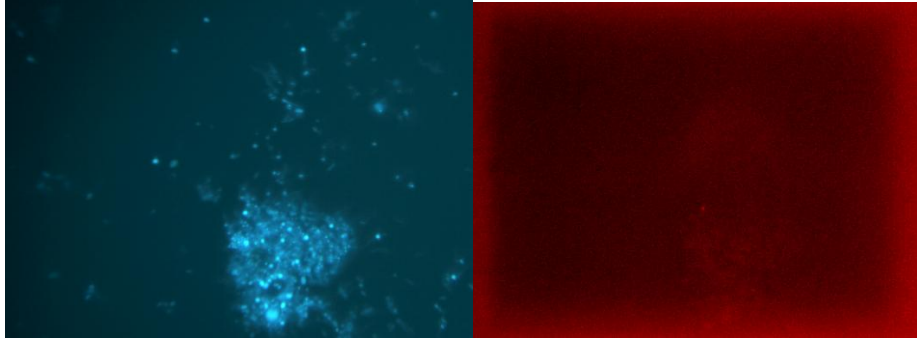
Şekil 7.49. AgSR 48. gün DAPI ve MB1174 (Methanobacteriales) görüntüleri



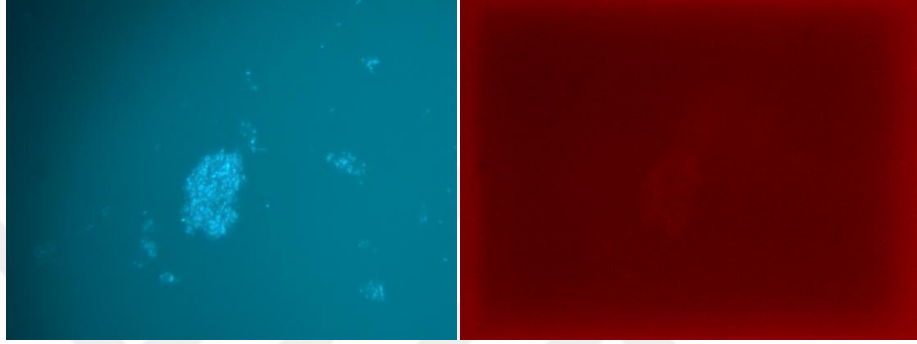
Şekil 7.50. AgSR 111. gün DAPI ve MB1174 (Methanobacteriales) görüntüleri

Enerji kaynağı olarak hidrojen kullanan *Methanococcales* grubuna ait arkeaların tayini MC1109 ile *Methanomicrobiales* grubuna ait arkeaların tayini ise MG1200 probuları ile yapılmış ve elde edilen görüntüler Şekil 7.52., Şekil 7.53., Şekil 7.54. ve Şekil 7.55.'de verilmiştir.

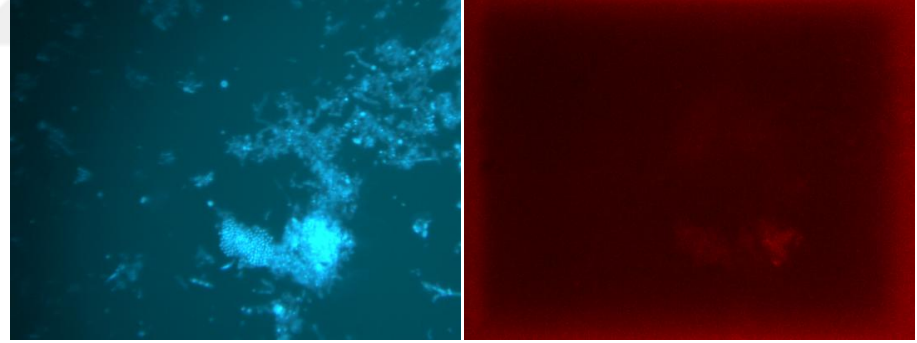
Aerobik reaktörde MC1109 (*Methanococcales*) probuna ait görüntüler elde edilememişken AgSR'de 48. Gün itibari ile ortaya çıkmış ve çalışmanın sonuna kadar reaktörde eser miktarda da olsa gözlenmiştir. AgSR'nin sadece 111. Gününde MC1109 probuna ait görüntüler elde edilememiş bununla birlikte MG1200 probu ile *Methanomicrobiales* grubuna ait metanojenik arkea görüntüleri yalnızca 111. Gün'e ait AgSR numunesinde elde edilmiştir. Aerobik reaktörde MG1200 ile yapılan analizde ise 48. Gün ve 86. Günde *Methanomicrobiales* görüntüleri elde edilmiştir.



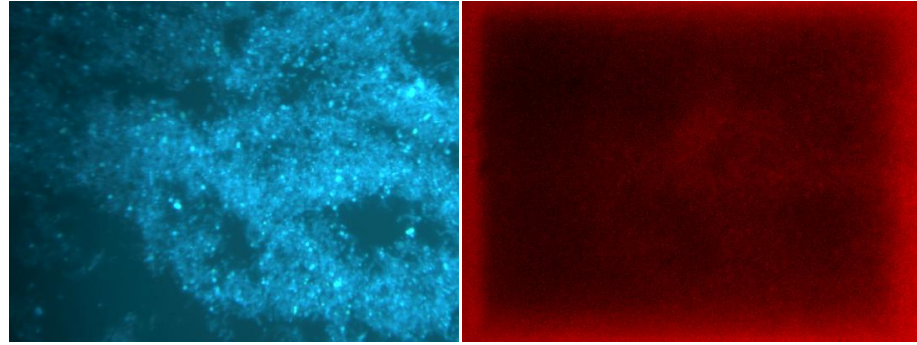
Şekil 7.51. AgSR 48. gün DAPI ve MC1109 (Methanococcales) görüntüleri



Şekil 7.52. AgSR 160. gün DAPI ve MC1109 (Methanococcales) görüntüleri



Şekil 7.53. SR 48. gün DAPI ve MG1200 (Methanomicrobiales) görüntüleri

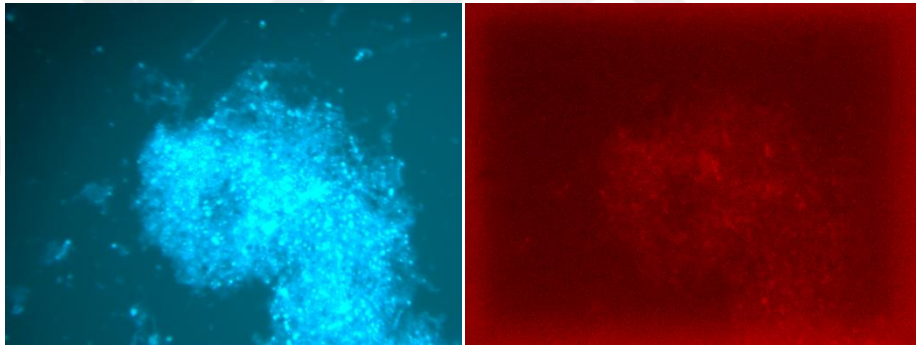


Şekil 7.54. SR 86.gün DAPI ve MG1200 (Methanomicrobiales) görüntüleri

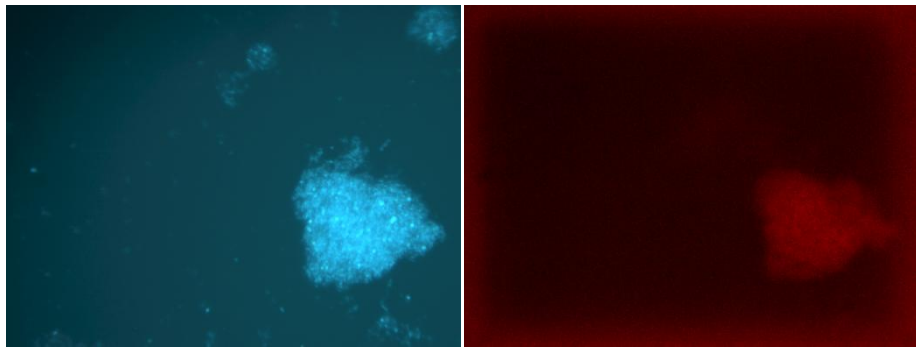
Asetatı enerji kaynağı olarak kullanan ve *Methanosarcinales* grubuna ait metanojenik arkeaların tespiti MSMX860 probu ile belirlenmektedir. Alt türlerden *Methanosarcina* cinsi ve akrabaları MS821 probu; *Methanosaeta* cinsi ise MX825 probu kullanılarak tespit edilmektedir.

Uygulanan FISH tekniği sonuçları çalışma boyunca MSMX860 probuna ait arkea görüntülerinin her iki reaktörde de gözlenmemiştir. Ancak MX821 ve MS825 problemler ile yapılan çalışmada hem SR hem de AgSR reaktörlerinde 19. günden itibaren *Methanosarcina* ve *Methanosaeta* görüntülerine ulaşılmıştır.

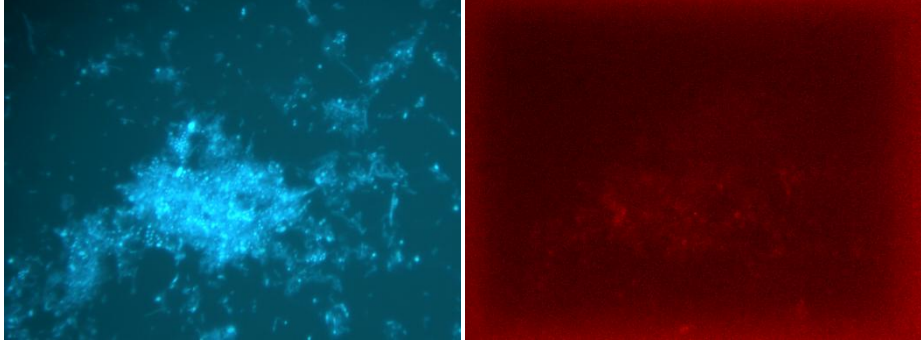
Asetoklastik metanojen popülasyonuna ait görüntüler Şekil 7.56., Şekil 7.57., Şekil 7.58., Şekil 7.59., Şekil 7.60., Şekil 7.61., Şekil 7.62. ve Şekil 7.63.'de verilmiştir.



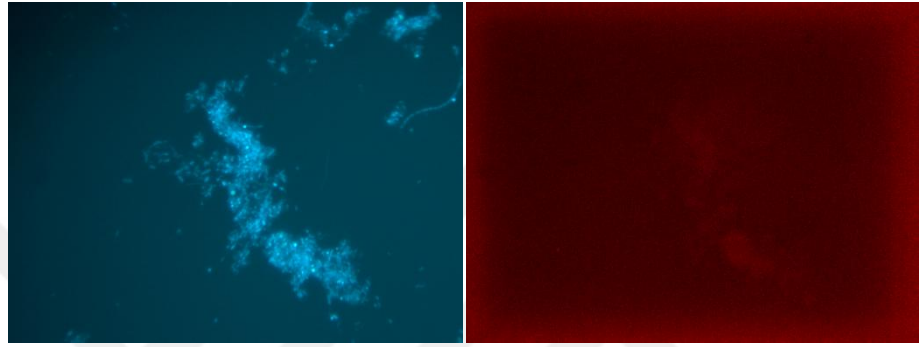
Şekil 7.55. SR 48. gün DAPI ve MS821 (*Methanosarcina*) görüntüleri



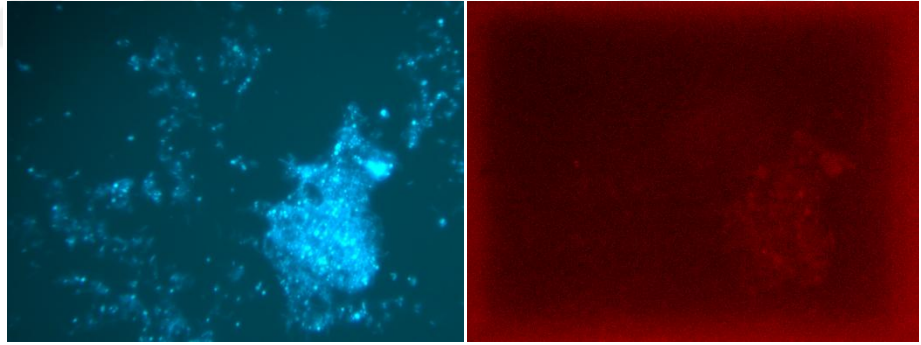
Şekil 7.56. SR 111. gün DAPI ve MS821 (*Methanosarcina*) görüntüleri



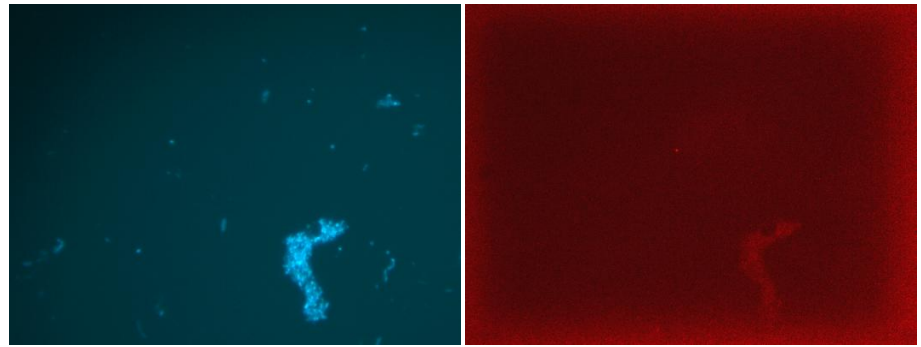
Şekil 7.57. SR 48. gün DAPI ve MX825 (Methanosaeta) görüntüleri



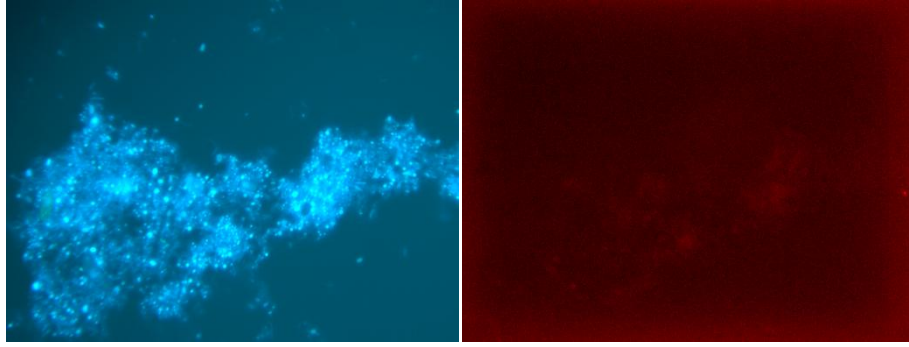
Şekil 7.58. SR 111. gün DAPI ve MX825 (Methanosaeta) görüntüleri



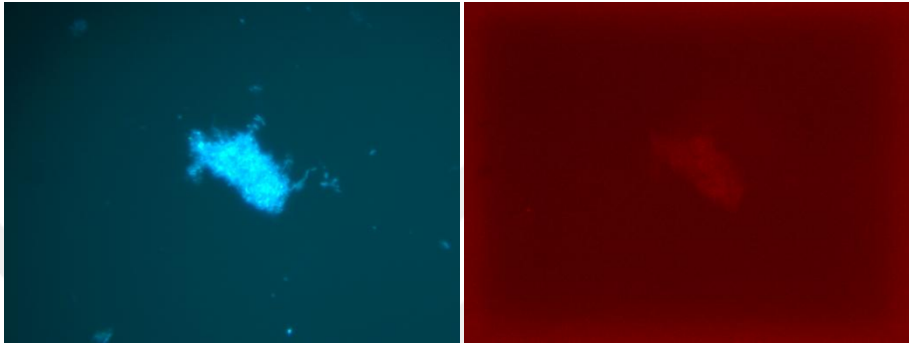
Şekil 7.59. AgSR 48. gün DAPI ve MS821 (Methanosarcina) görüntüleri



Şekil 7.60. AgSR 111. gün DAPI ve MS821 (Methanosarcina) görüntüleri



Şekil 7.61. AgSR 48. gün DAPI ve MX825 (Methanoseta) görüntüleri



Şekil 7.62. AgSR 111. gün DAPI ve MX825 (Methanoseta) görüntüleri

Arke proplarının tümü göz önüne alındığında *Methanosarcinales*, *Methanomicrobiales*, *Methanococcales* ve *Methanobacteriales* gruplarının her iki biyoreaktörde var olması metanojenlerin anoksik ortamlarda aktif olabildiğini ve yaşamlarını sürdürebildiklerini göz önüne sermektedir.

7.7. Reaktörlerdeki bakteri çeşitliliği

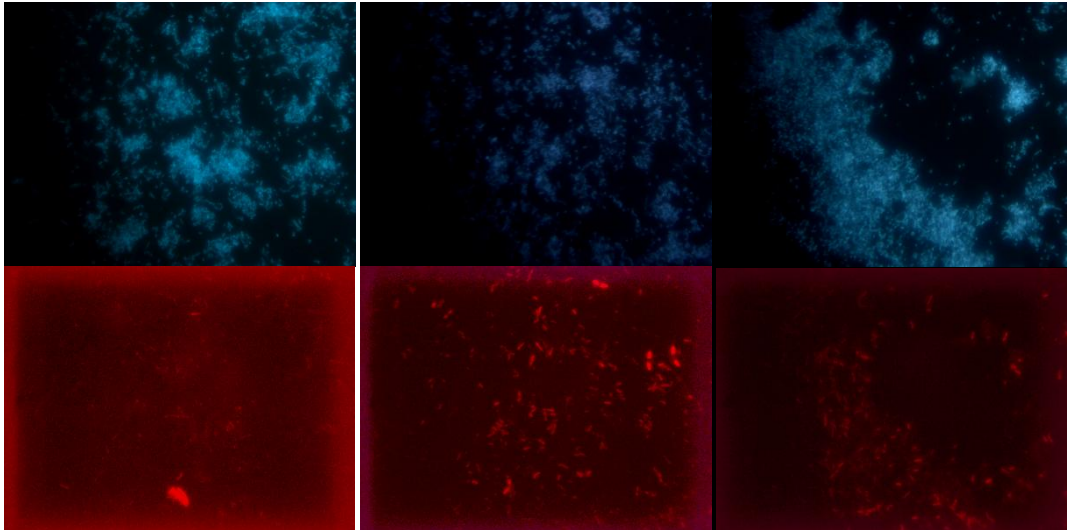
Aerobik (SR) ve Gümüşlü Aerobik (AgSR) biyoreaktörlerdeki bakteri türlerini görebilmek adına *Proteobacteria*'nın Gram (-) ve Gram (+) alt sınıfları, *Bacteroidetes* türleri, metanotrofları, azot döngüsünde yer alan bakterileri ve sülfat indirgeyen bakterileri tanımlayan spesifik proplar kullanılmış olup elde edilen sonuçlar bu başlık altında verilmiştir.

Proteobacteria ailesinin en geniş kollarından alfa (α), beta (β) ve gama (γ) alt sınıfları çok geniş bir metabolik çeşitliliğe sahiptir. Tamamı Gram negatif (-) olan bu

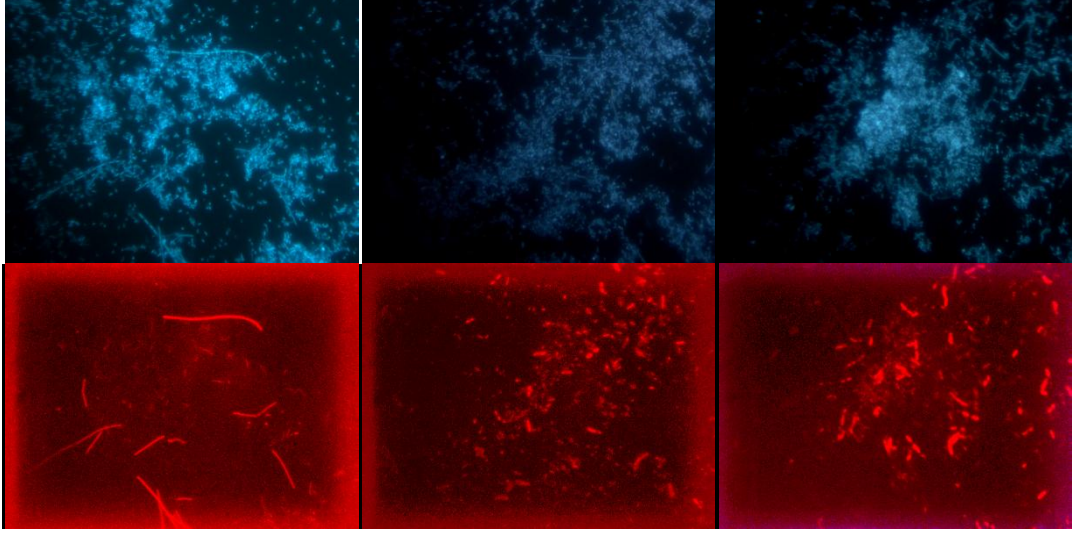
bakteri türlerini inceleyebilmek için Cy3 boyalı ALF1B, BET42a, GAM42a probları kullanılmıştır.

Aerobik reaktörde *Alfa proteobacteria* ortamda en az rastlanan tür olarak tespit edilmiş ve 86. Günden sonra ALF1b'ye ait görüntü elde edilememiştir. *Beta proteobacteria* ve *Gamma proteobacteria* türlerine ait en yoğun görüntüler en son 86. Güne numunesinden alınmış sonrasında azaldığı tespit edilmiştir. AgSR'ye ait *Proteobacteria* görüntüleri incelendiğinde ise SR'ye benzer şekilde ortamda *Alfa proteobacteria* cinsinin rastlantısal sayılabilecek derecede az olduğu görülmüştür. *Gamma proteobacteria* ve *Beta proteobacteria* türlerinin yoğun olarak görüldüğü AgSR'de 86. Gün numunesinden sonraki numunelerde prob görüntüleri alınmamıştır. Reaktöre eklenen AgNP'ün Bet42a'nın tanımladığı türleri de inhibe ettiği görülmektedir.

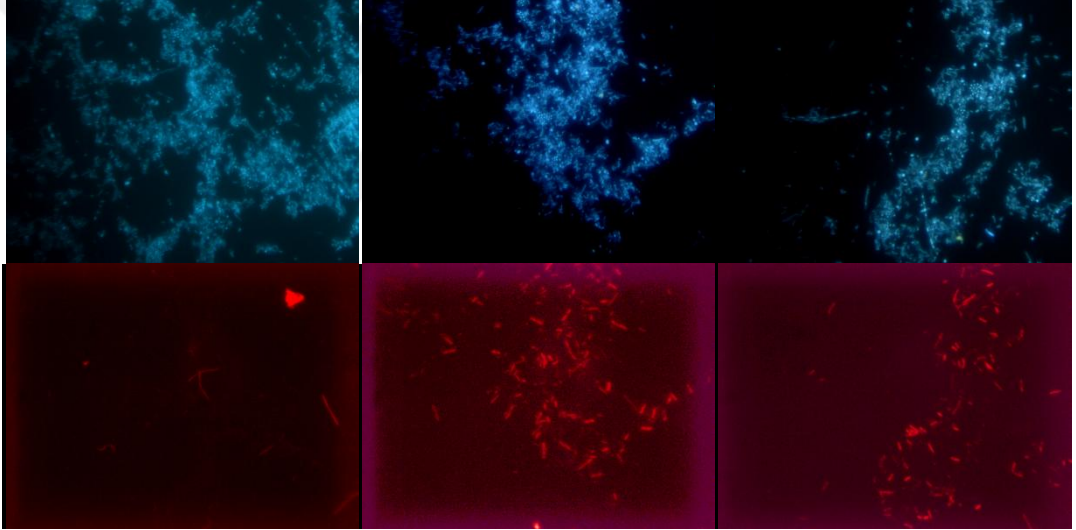
BET42a ve GAM42a'nın oligonükleotidleri birbirlerinden yalnızca bir baz farklı olduklarından birinin diğer gruba ait bakterileri de boyamış olabileceği ihtimali göz önüne alınmış olmakla birlikte elde edilen görüntülerde (Şekil 7.64. – Şekil 7.71.) her iki reaktördeki en baskın türün *Gamma proteobacteria* olduğu kanaatine varılmıştır.



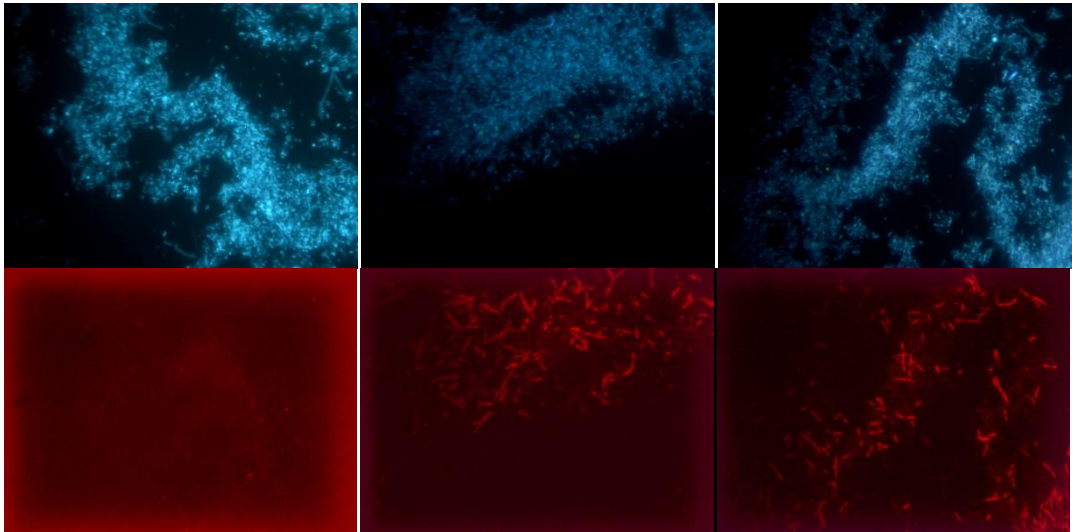
Şekil 7.63. SR 11. gün sırasıyla ALF1b, BET42a ve GAM42a ya ait DAPI ve prob görüntüleri



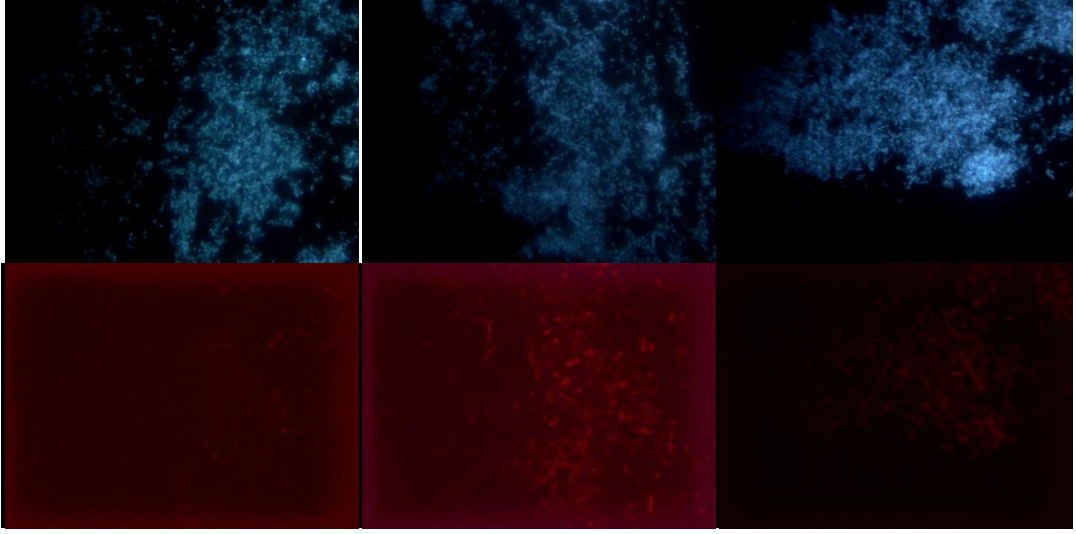
Şekil 7.64. SR 19. gün sırasıyla ALF1b, BET42a ve GAM42a ya ait DAPI ve prob görüntüleri



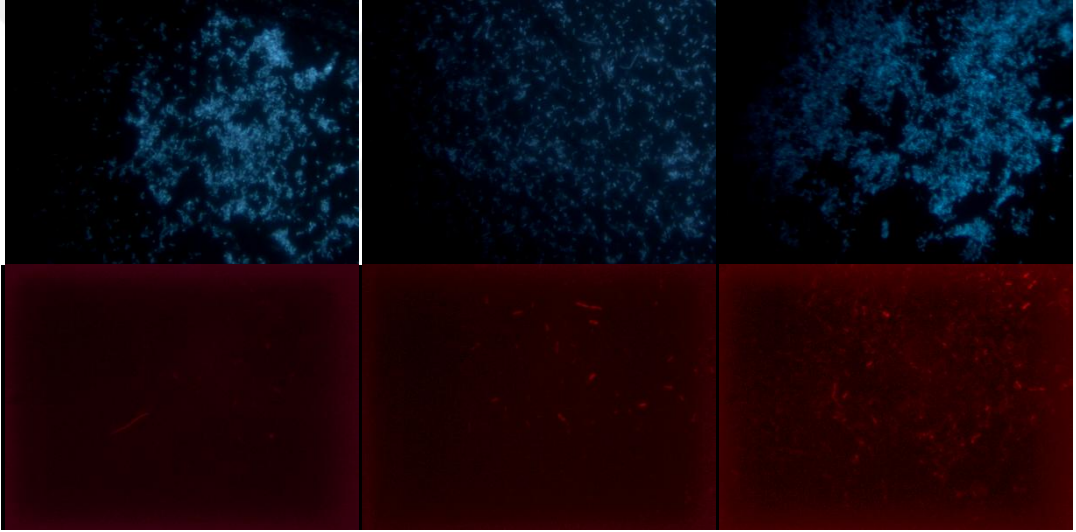
Şekil 7.65. SR 48. gün sırasıyla ALF1b, BET42a ve GAM42a ya ait DAPI ve prob görüntüleri



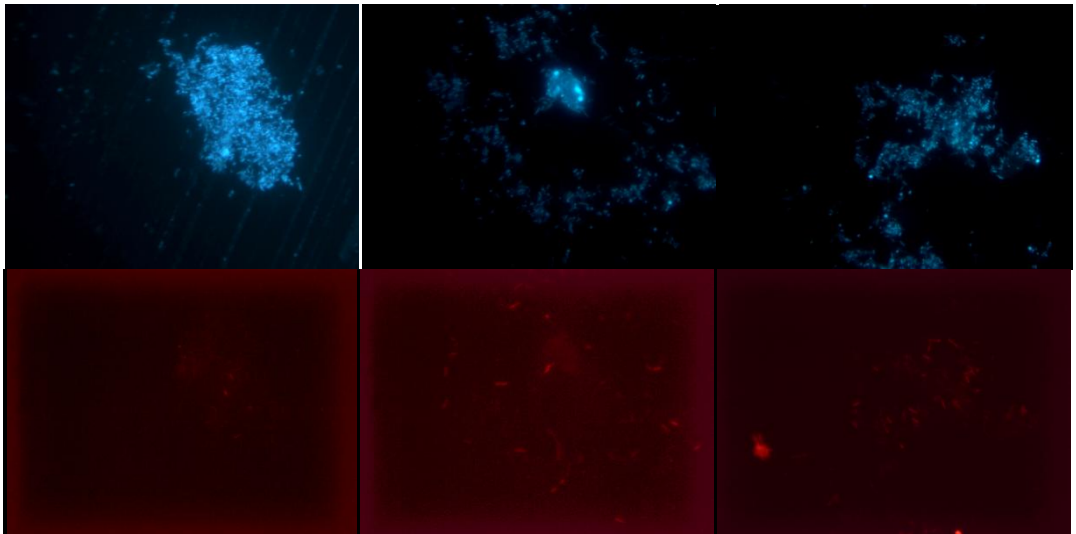
Şekil 7.66. SR 86. gün sırasıyla ALF1b, BET42a ve GAM42a ya ait DAPI ve prob görüntüleri



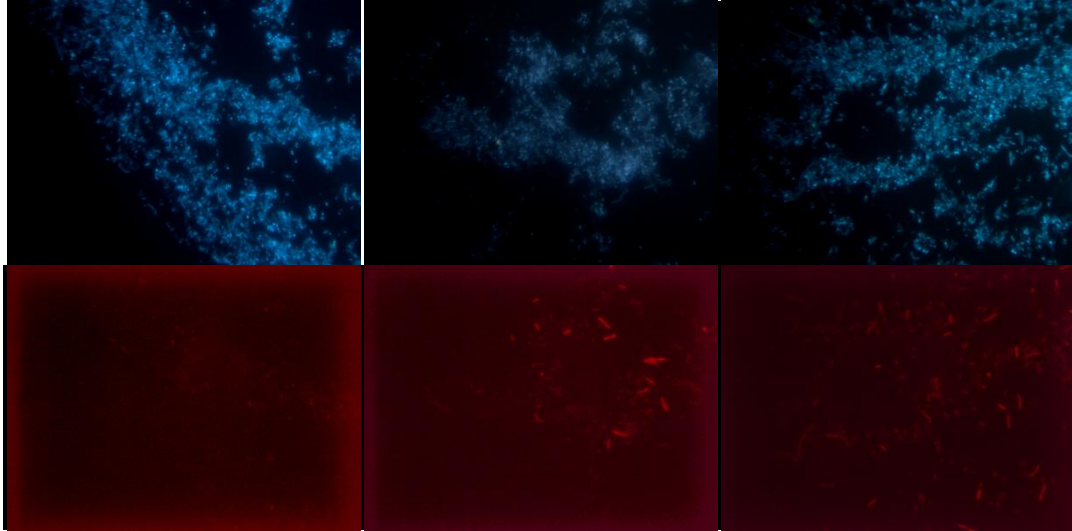
Şekil 7.67. AgSR 11.gün sırasıyla ALF1b, BET42a ve GAM42a ya ait DAPI ve prob görüntüleri



Şekil 7.68. AgSR 19. gün sırasıyla ALF1b, BET42a ve GAM42a ya ait DAPI ve prob görüntüleri



Şekil 7.69. AgSR 48. gün sırasıyla ALF1b, BET42a ve GAM42a ya ait DAPI ve prob görüntüleri



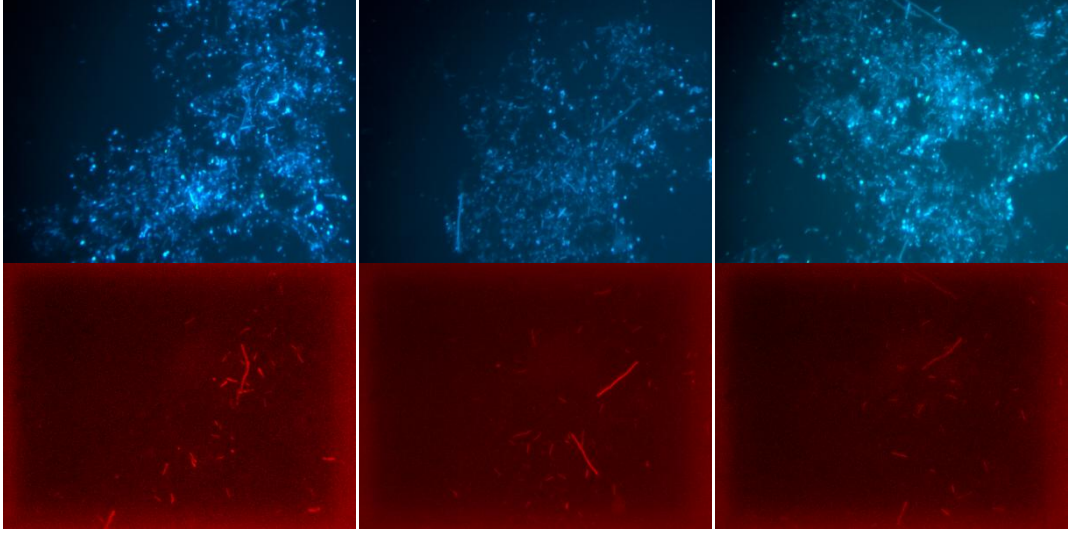
Şekil 7.70. AgSR 86. gün sırasıyla ALF1b, BET42a ve GAM42a ya ait DAPI ve prob görüntüleri

Proteobacteria'nın düşük Guanin (G) ve Sitozin (C) içeren Gram (+) alt sınıflarını inceleyebilmek için etanol fiksasyonu yapılmış SR ve AgSR numuneleri ile LGC354a, LGC354b, LGC354c probları kullanılmıştır.

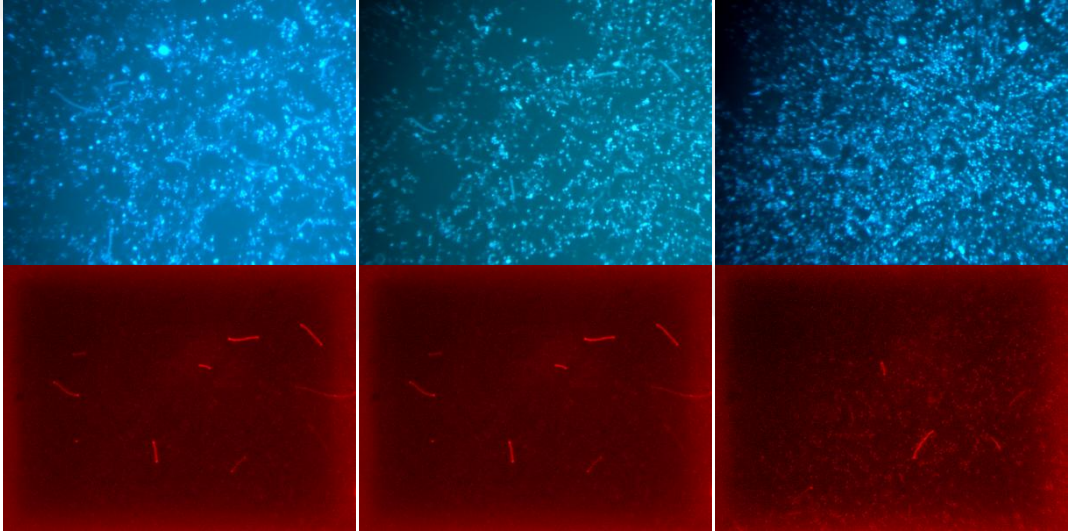
Aerobik reaktörde en yoğun hallerinin 19. ve 48. Günler olduğu görülen Gram pozitif bakterilerin 86. Günden sonra tükenmiş ve yalnızca LGC354c ye ait bakteri grubu 111. Güne kadar görüntülenebilmiştir (Şekil 7.72., Şekil 7.73., Şekil 7.74.).

Gümüş içeren AgSR'de ise 11. ve 48. Günlerde görüntülenen proplar diğer günlerde net görüntü elde edilememiş fakat LGC354c probuna ait bakterilerin 111. Günde de mevcut oldukları tespit edilmiştir (Şekil 7.75., Şekil 7.76.).

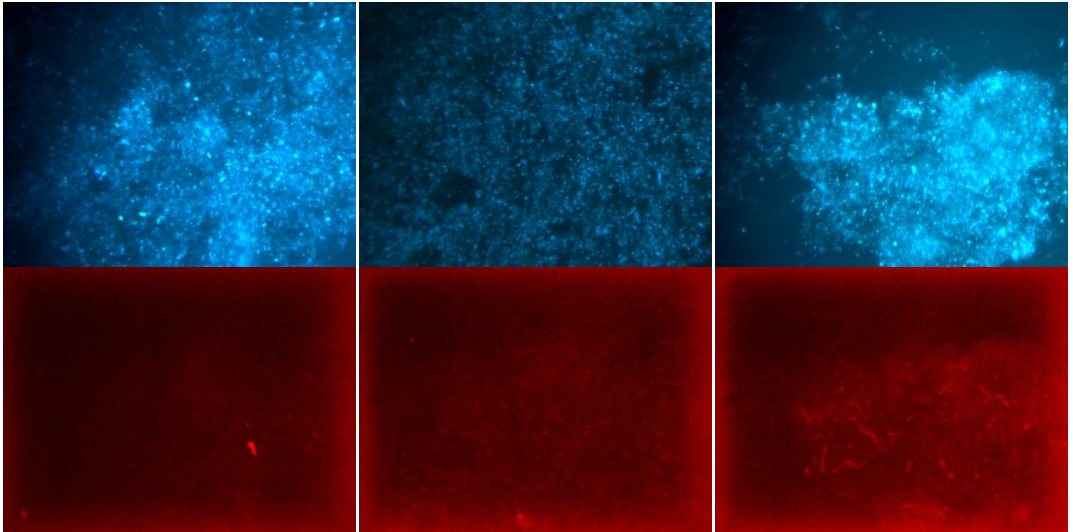
Huang ve arkadaşlarının 2004 ve 2005 yıllarında yaptıkları çalışmada düşük guanin (G) ve sitozin (C) içerikli Gram (+) bakterileri sızıntı suyundaki en yaygın tür olarak bildirmişlerdir (Huang ve ark, 2004; Huang ve ark, 2005). Elde edilen prob görüntüleri incelendiğinde her iki reaktörde de bakterilerin eser miktarda tespit edilmesi söz konusu çalışmada elde edilen yargıya ters düşmektedir.



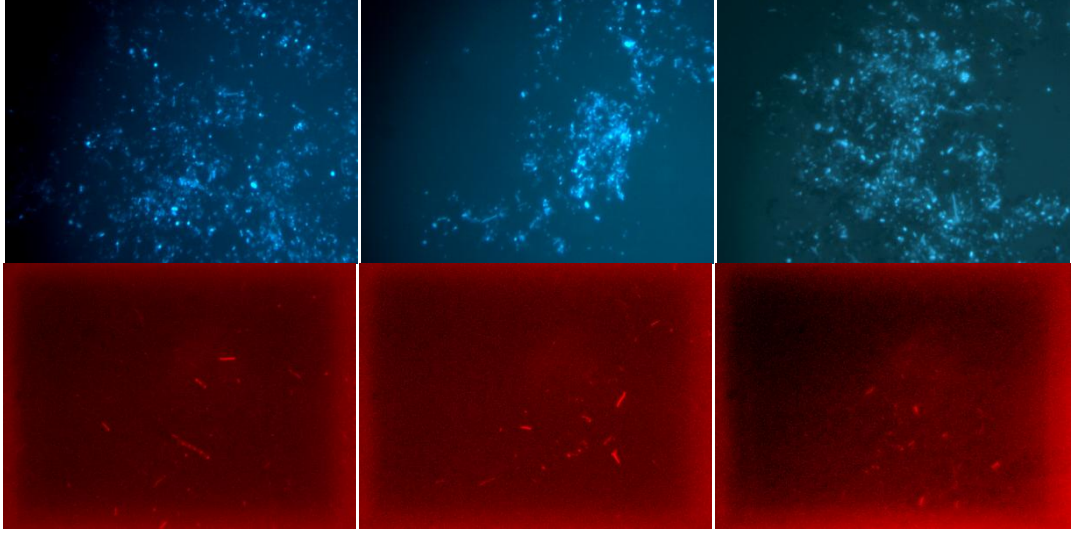
Şekil 7.71. SR 19. gün sırasıyla LGC354 a, LGC354b ve LGC354c ye ait DAPI ve prob görüntüleri



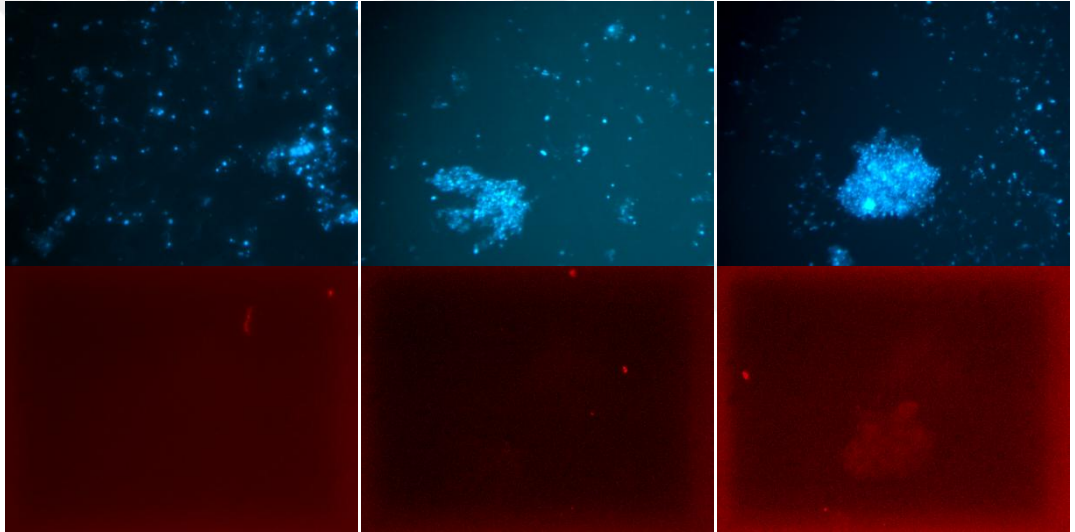
Şekil 7.72. SR 48. gün sırasıyla LGC354a, LGC354b ve LGC354c ye ait DAPI ve prob görüntüleri



Şekil 7.73. SR 86. gün sırasıyla LGC354a, LGC354b ve LGC354c ye ait DAPI ve prob görüntüleri

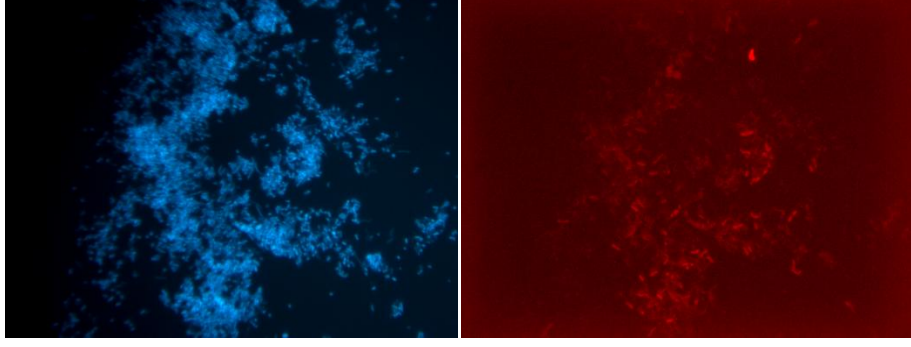


Şekil 7.74. AgSR 11. gün sırasıyla LGC354a, LGC354b ve LGC354c ye ait DAPI ve prob görüntüleri

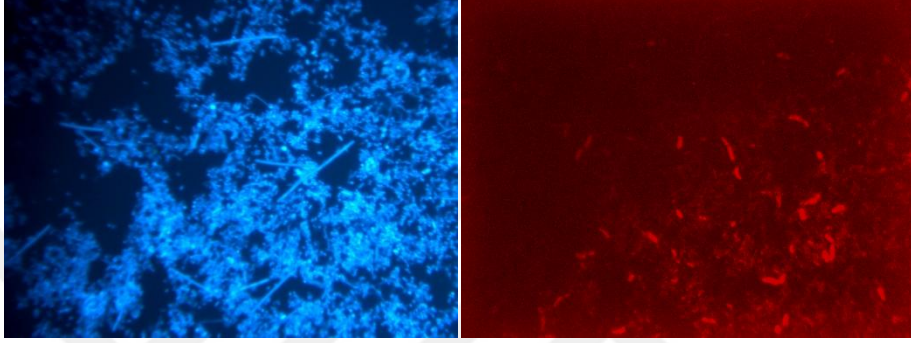


Şekil 7.75. AgSR 48. gün sırasıyla LGC354a, LGC354b ve LGC354c ye ait DAPI ve prob görüntüleri

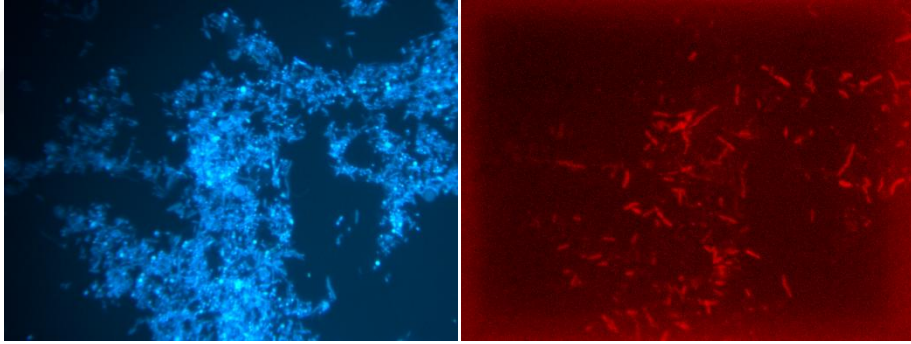
Hem tek hücreler hem de filamentli bakterilerden oluşan *Bacteroidetes*'in *Flavobacteriia* sınıfı için CF319a, *Bacteroidales* grubu için BAC303 probları kullanılmıştır. CF319a probuna ait fotoğraflar incelendiğinde *Flavobacteriia*'nın her iki reaktörde de yoğun olduğu 111. Günde oldukça azaldığı Şekil 7.77 ile Şekil 7. 86 aralığındaki fotoğraflarda verilmiştir.



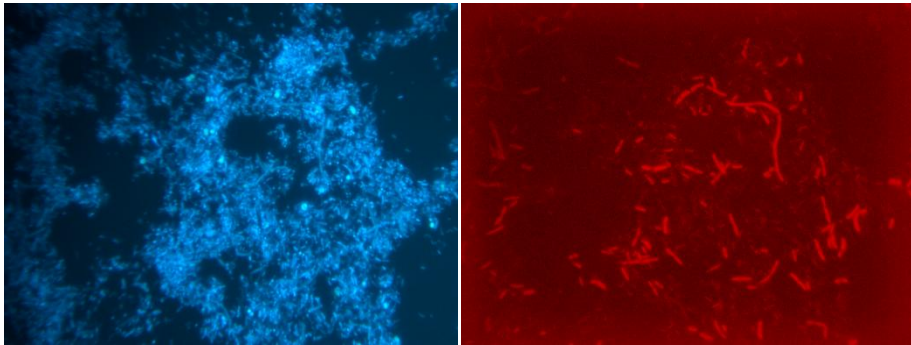
Şekil 7.76. SR 11. gün DAPI ve CF319a görüntüleri



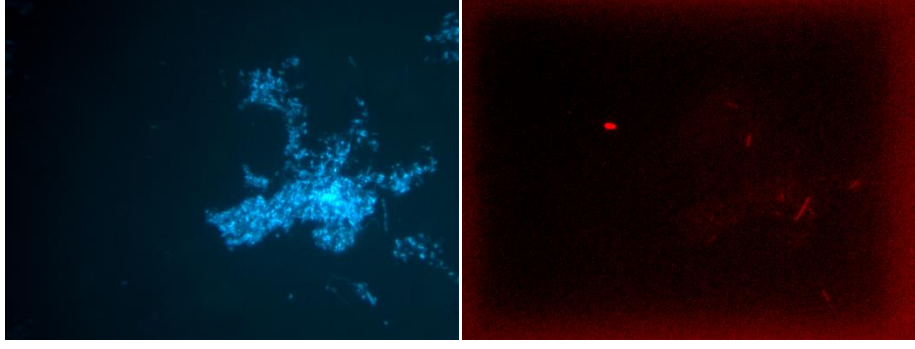
Şekil 7.77. SR 19. gün DAPI ve CF319a görüntüleri



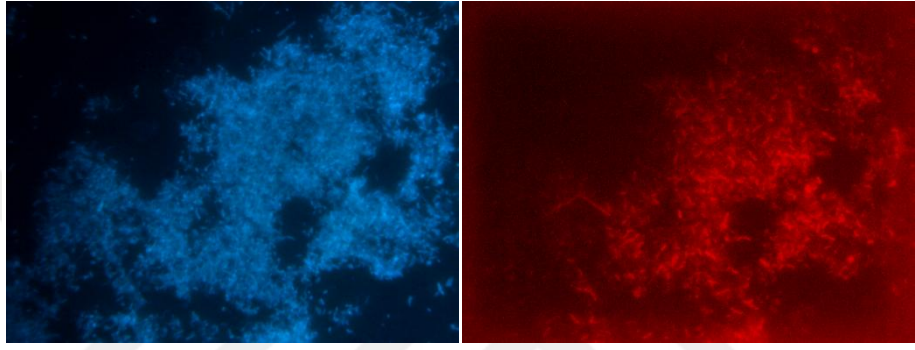
Şekil 7.78. SR 48. gün DAPI ve CF319a görüntüleri



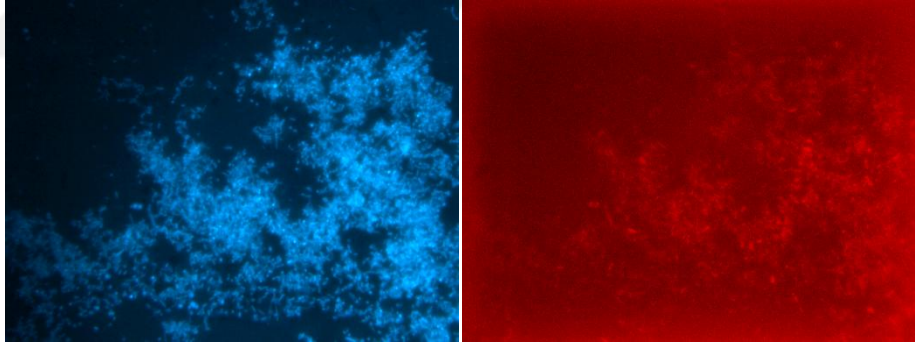
Şekil 7.79. SR 86. gün DAPI ve CF319a görüntüleri



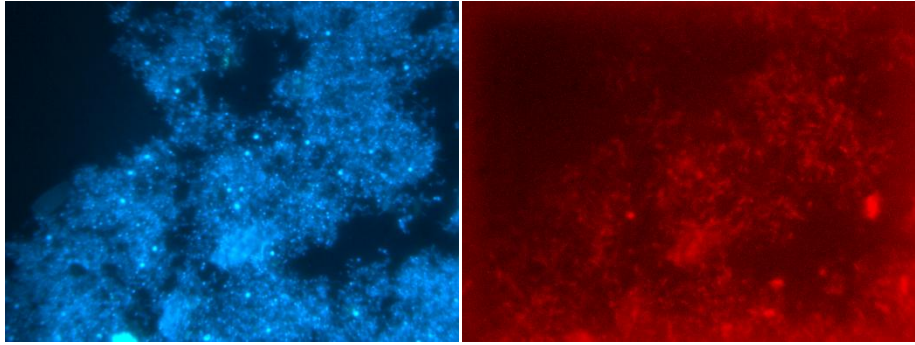
Şekil 7.80. SR 111. gün DAPI ve CF319a görüntüleri



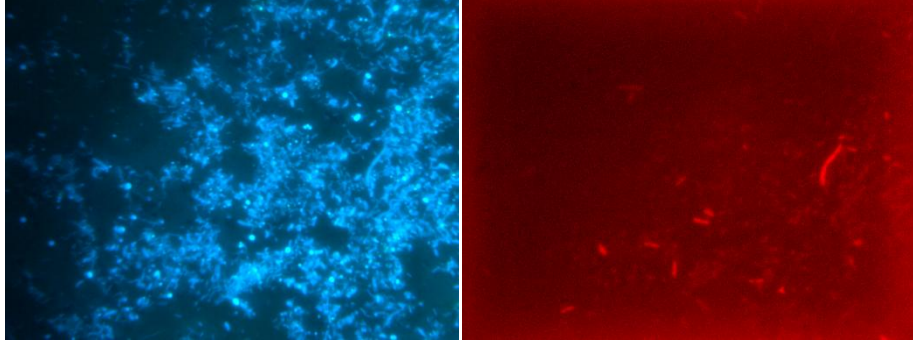
Şekil 7.81. AgSR 11. gün DAPI ve CF319a görüntüleri



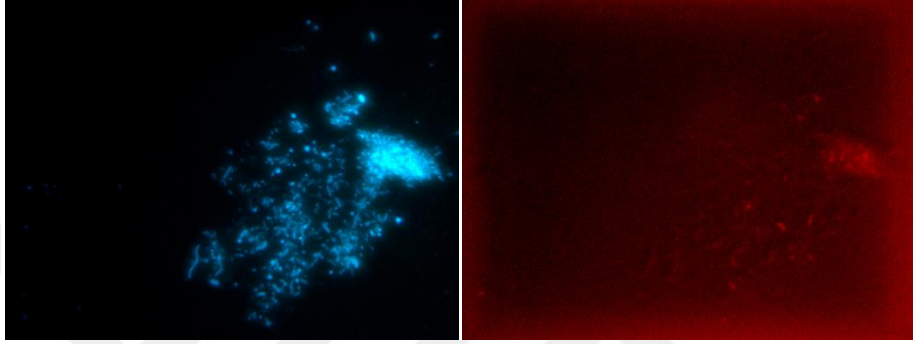
Şekil 7.82. AgSR 19. gün DAPI ve CF319a görüntüleri



Şekil 7.83. AgSR 48. gün DAPI ve CF319a görüntüleri

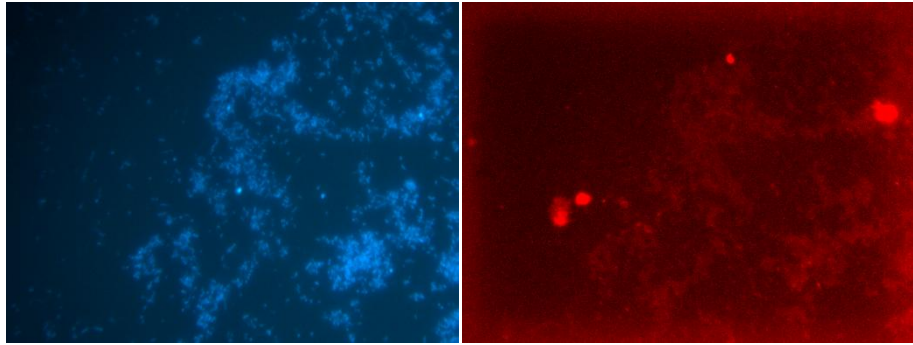


Şekil 7.84. AgSR 86. gün DAPI ve CF319a görüntüleri

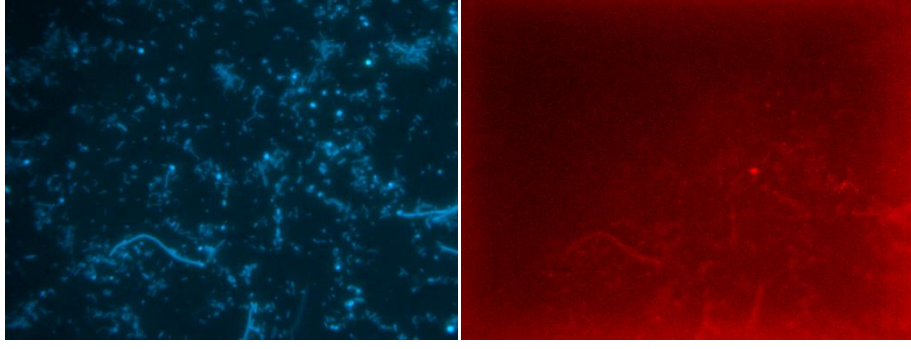


Şekil 7.85. AgSR 111. gün DAPI ve CF319a görüntüleri

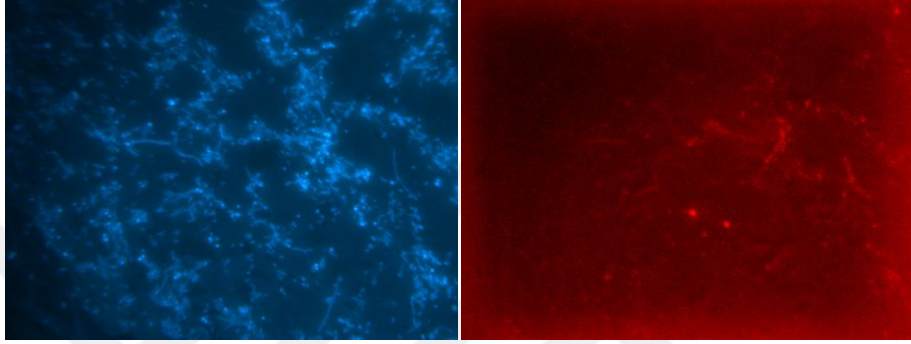
Bacteroidales'lerin görüntülenmesi için kullanılan BAC303 probuna ait görüntüler Şekil 7.87. – Şekil 7.97. aralığında verilmiş olup CF319a probuna ait görüntülere kıyasla reaktörlerdeki miktarlarının daha az olduğu ve *Flavobacteriia* 'nın her iki reaktörde baskın grup olduğu görülmüştür.



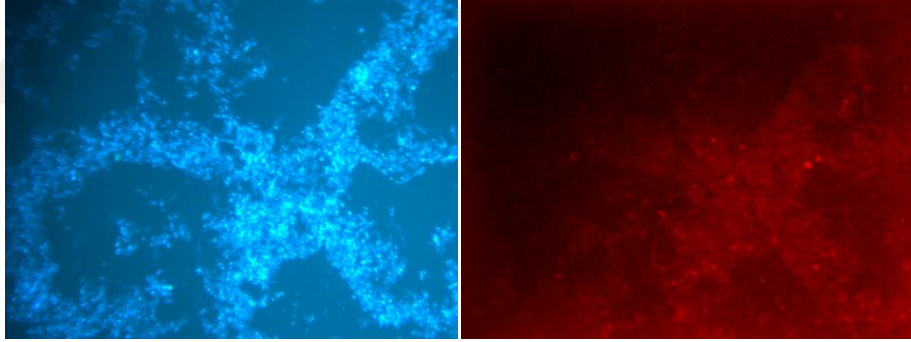
Şekil 7.86. SR 11. gün DAPI ve BAC303 (*Bacteroidales*) görüntüleri



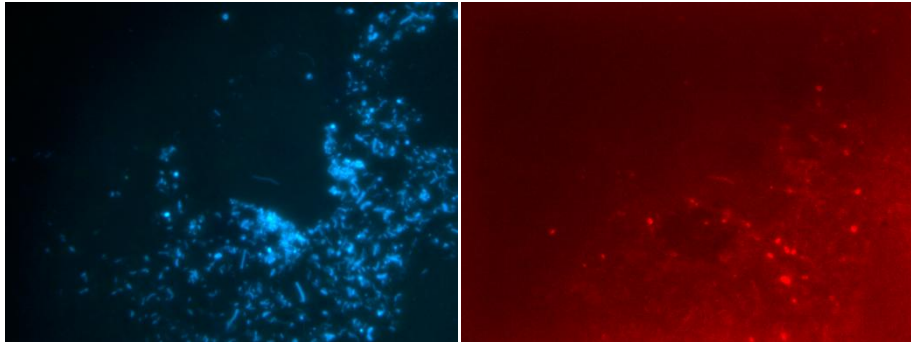
Şekil 7.87. SR 19. gün DAPI ve BAC303 (Bacteroidales) görüntüleri



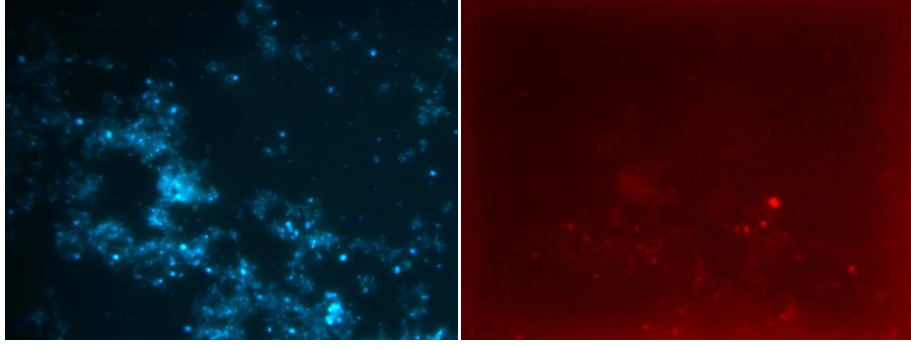
Şekil 7.88. SR 48. gün DAPI ve BAC303 (Bacteroidales) görüntüleri



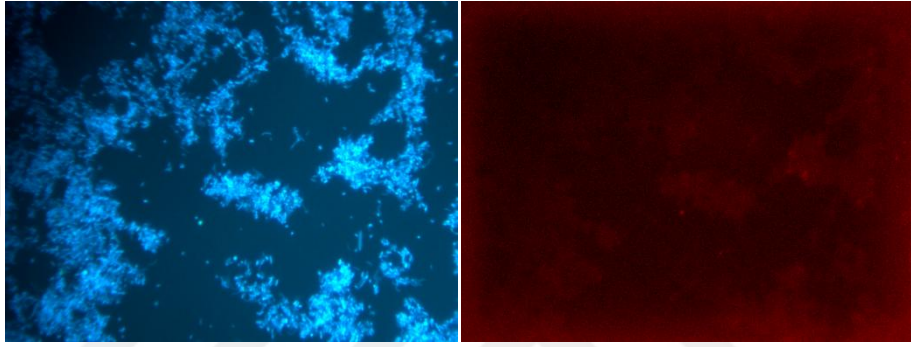
Şekil 7.89. SR 86. gün DAPI ve BAC303 (Bacteroidales) görüntüleri



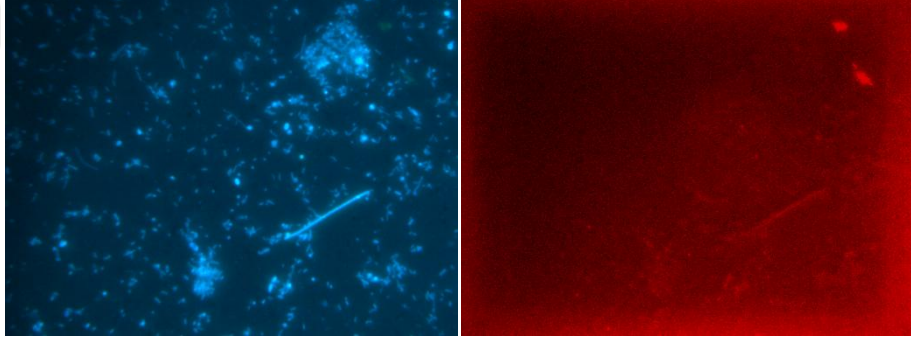
Şekil 7.90. SR 111. gün DAPI ve BAC303 (Bacteroidales) görüntüleri



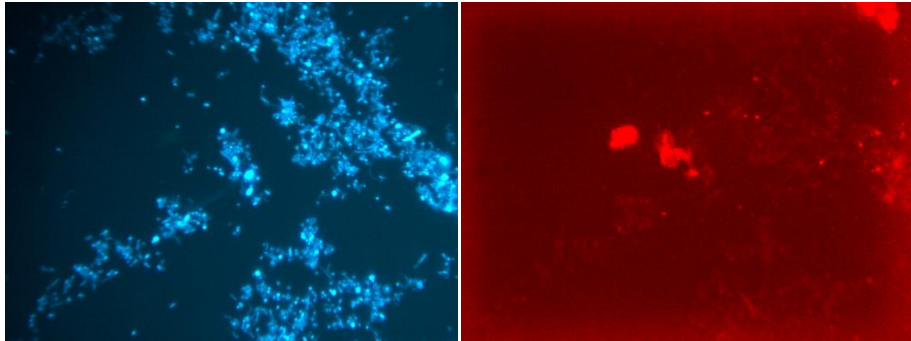
Şekil 7.91. SR 160. gün DAPI ve BAC303 (Bacteroidales) görüntüleri



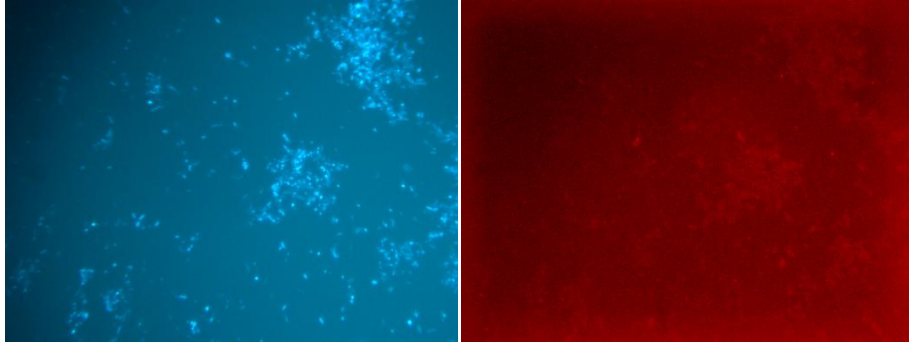
Şekil 7.92. AgSR 11. gün DAPI ve BAC303 (Bacteroidales) görüntüleri



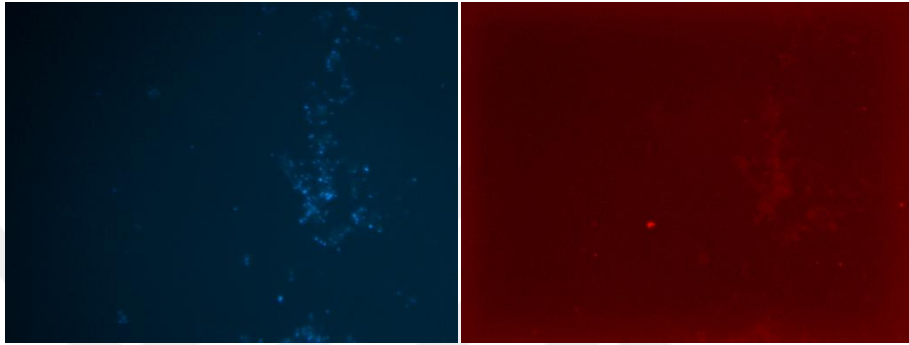
Şekil 7.93. AgSR 19. gün DAPI ve BAC303 (Bacteroidales) görüntüleri



Şekil 7.94. AgSR 48. gün DAPI ve BAC303 (Bacteroidales) görüntüleri



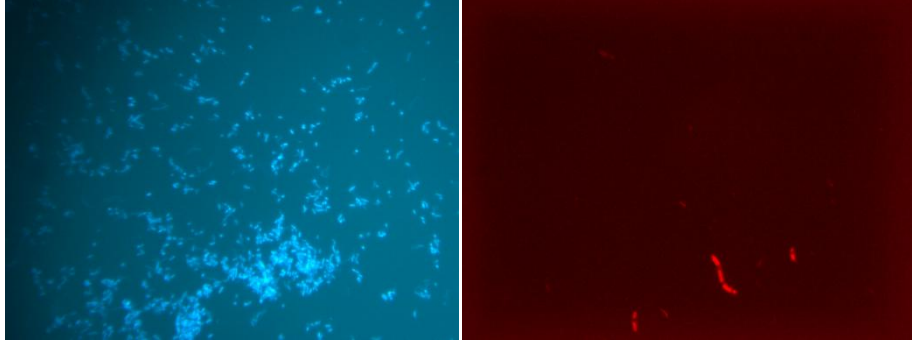
Şekil 7.95. AgSR 86. gün DAPI ve BAC303 (Bacteroidales) görüntüleri



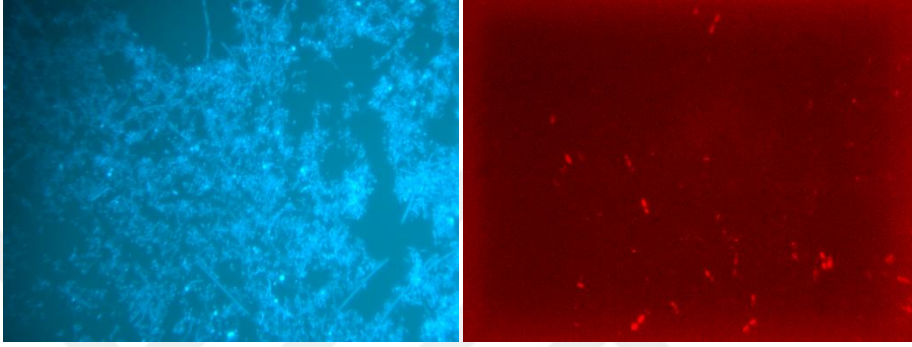
Şekil 7.96. AgSR 160. gün DAPI ve BAC303 (Bacteroidales) görüntüleri

Metanotroflar, metilotroflar olarak bilinen fizyolojik bir bakteri grubunun alt kümesi olup metanojenlerin aksine aerobik koşullarda metan oksitleyebilirler (Hanson ve Hanson, 1996). Metanı karbon ve enerji kaynağı olarak kullanan metanotroflar farklı karbon asimilasyon yolları ve farklı hücre içi membranlarına göre Tip I ve Tip II olarak ayrılabilirler (Bodrossy ve ark, 1997). Tip I *γ-proteobakterinin* bir parçasıdır ve karbonu asimile etmek için ribuloz monofosfat (RuMP) yolunu kullanır, Tip II ise *α-proteobakterinin* bir parçası olup karbonu asimile etmek için serine yolunu kullanırlar (Pfluger ve ark, 2011).

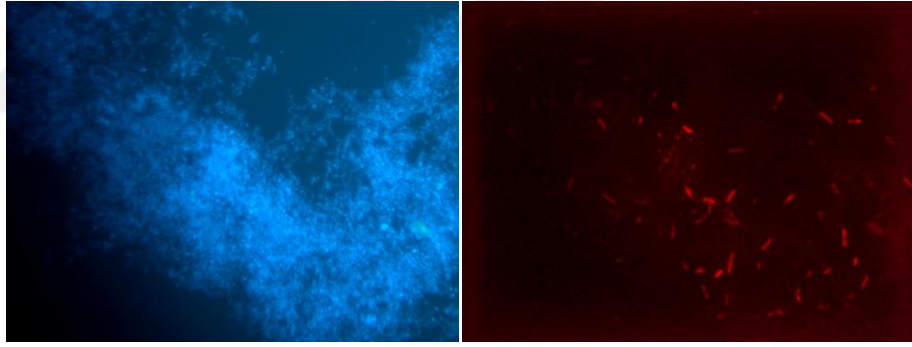
MG64 probu ile elde edilen SR ve AgSR reaktörlerine ait Tip I Metanotrof görüntüleri Şekil 7.98 - Şekil 7.109 aralığında verilmiştir.



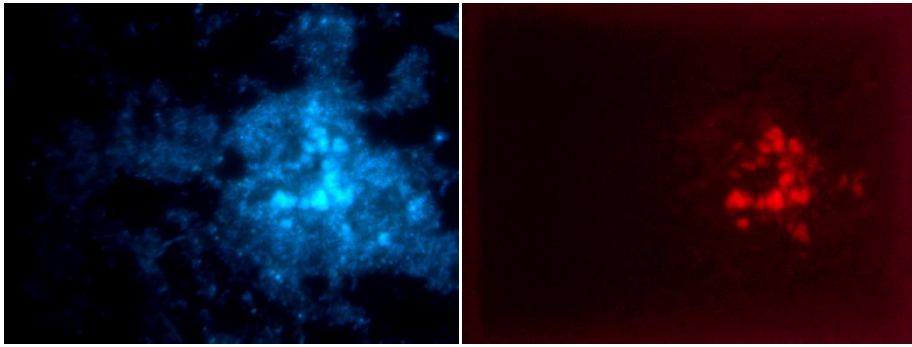
Şekil 7.97. SR 11. gün DAPI ve MG64 (Tip I) görüntüleri



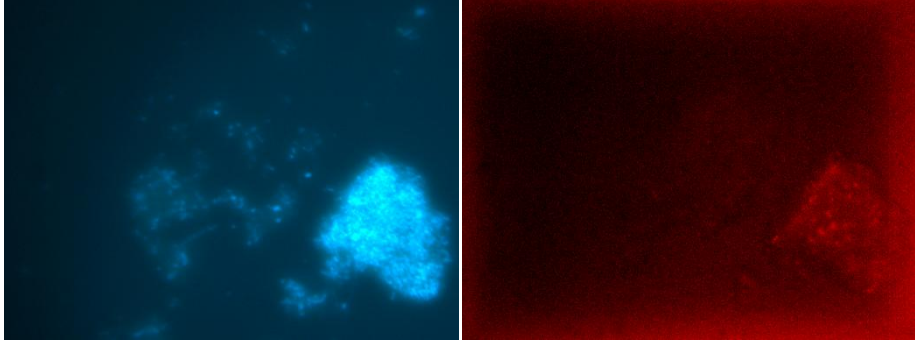
Şekil 7.98. SR 19. gün DAPI ve MG64 (Tip I) görüntüleri



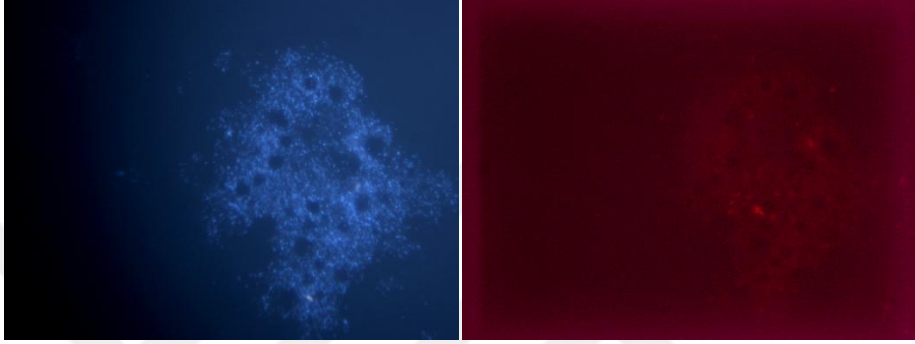
Şekil 7.99. SR 48. gün DAPI ve MG64(Tip I) görüntüleri



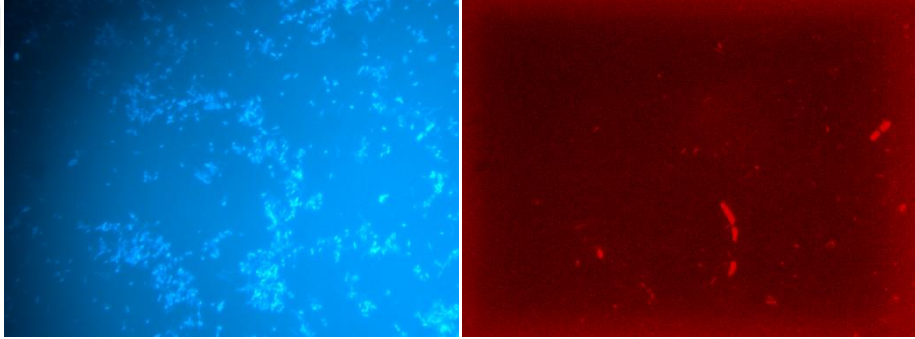
Şekil 7.100. SR 86. gün DAPI ve MG64 (Tip I) görüntüleri



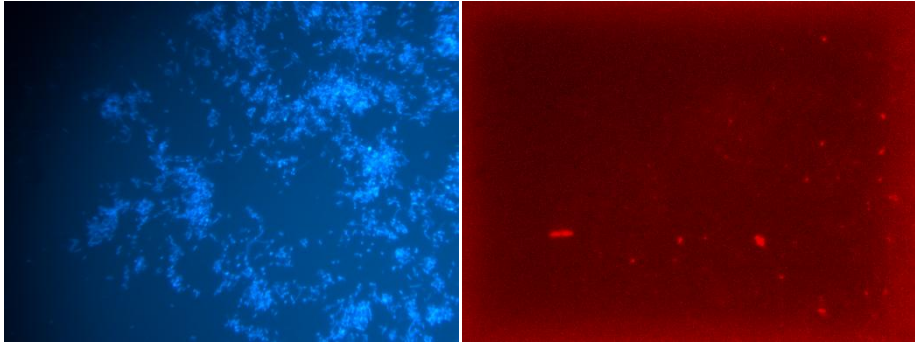
Şekil 7.101. SR 111. gün DAPI ve MG64 (Tip1) görüntüleri



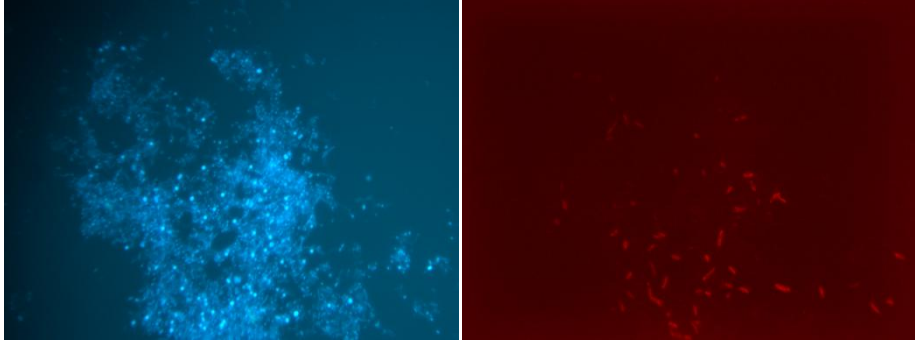
Şekil 7.102. SR 175. gün DAPI ve MG64 (Tip I) görüntüleri



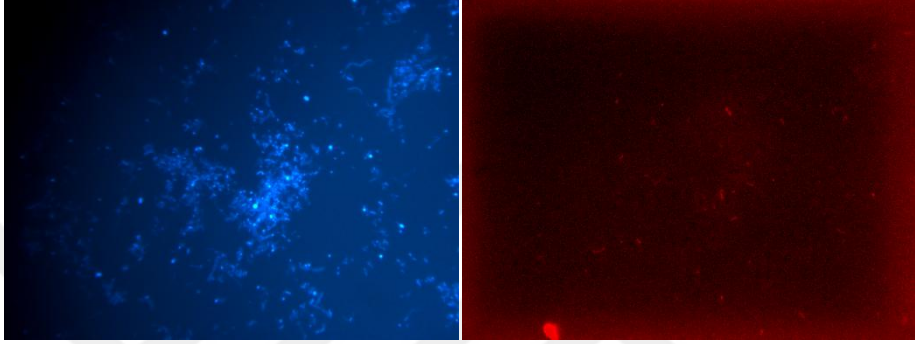
Şekil 7.103. AgSR 11. gün DAPI ve MG64 (Tip I) görüntüleri



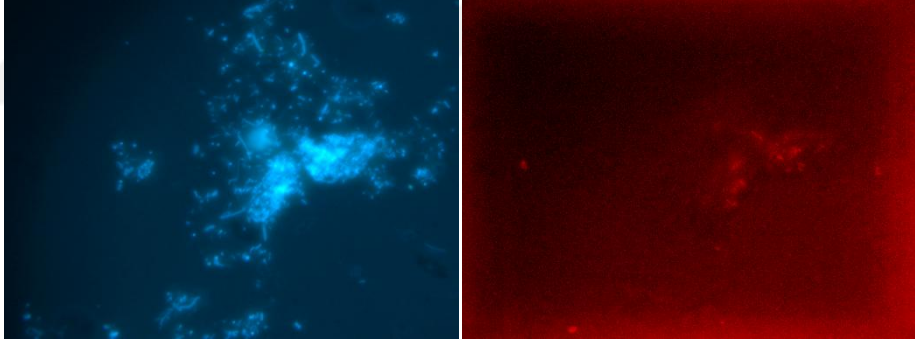
Şekil 7.104. AgSR 19. gün DAPI ve MG64 (Tip I) görüntüleri



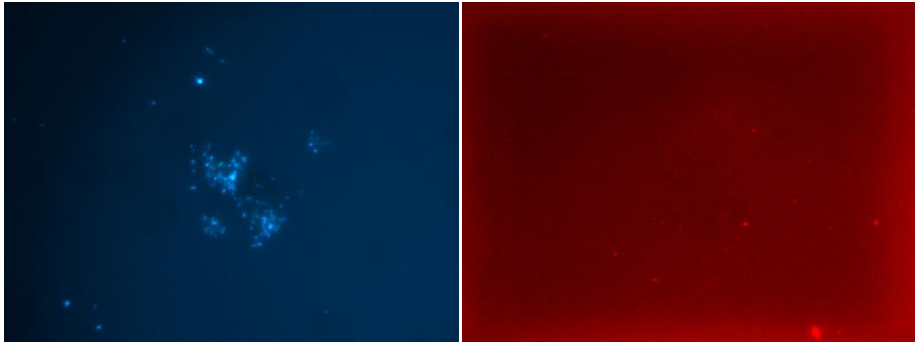
Şekil 7.105. AgSR 48. gün DAPI ve MG64 (Tip I) görüntüleri



Şekil 7.106. AgSR 86. gün DAPI ve MG64 (Tip I) görüntüleri

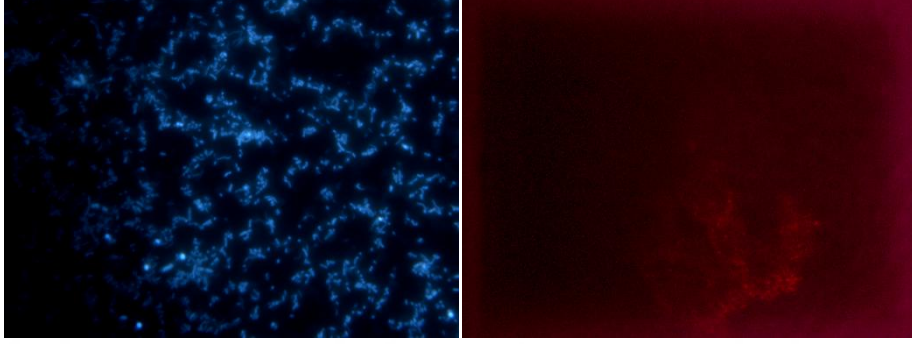


Şekil 7.107. AgSR 111. gün DAPI ve MG64 (Tip I) görüntüleri

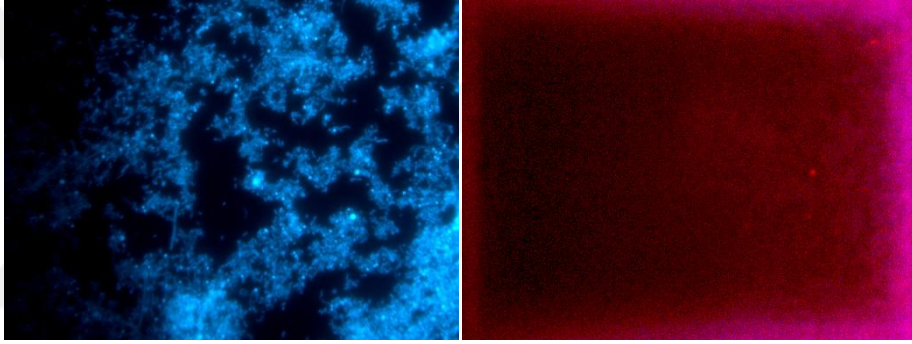


Şekil 7.108. AgSR 175. gün DAPI ve MG (Tip I) görüntüleri

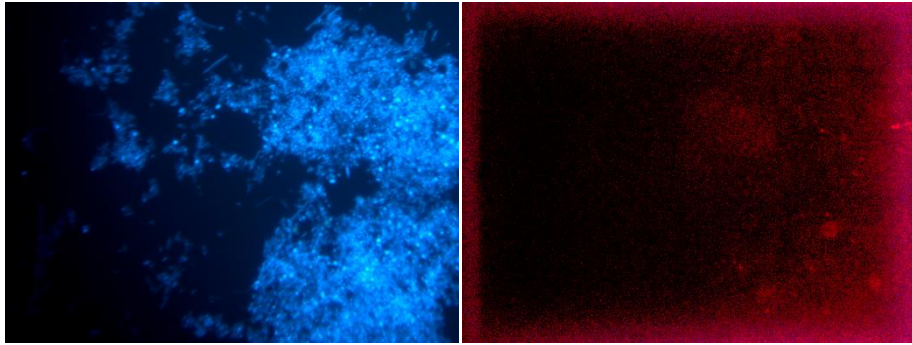
MA621 probu ile elde edilen SR ve AgSR reaktörlerine ait Tip II Metanotrof görüntüleri Şekil 7.110. ile Şekil 7.119. aralığında verilmiştir.



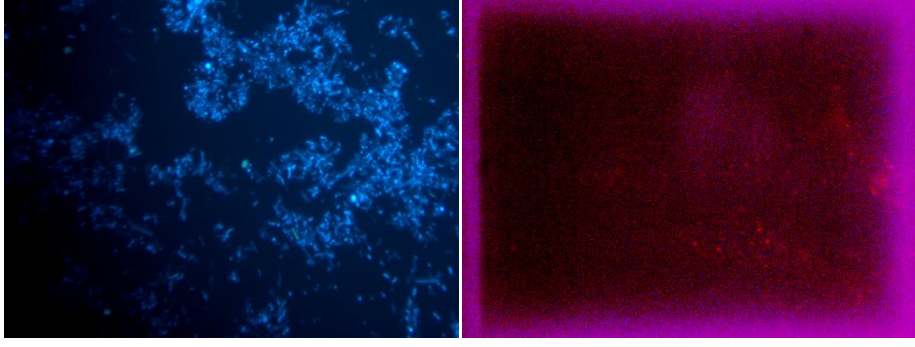
Şekil 7.109. SR 11. gün DAPI ve MA621 (Tip II) görüntüleri



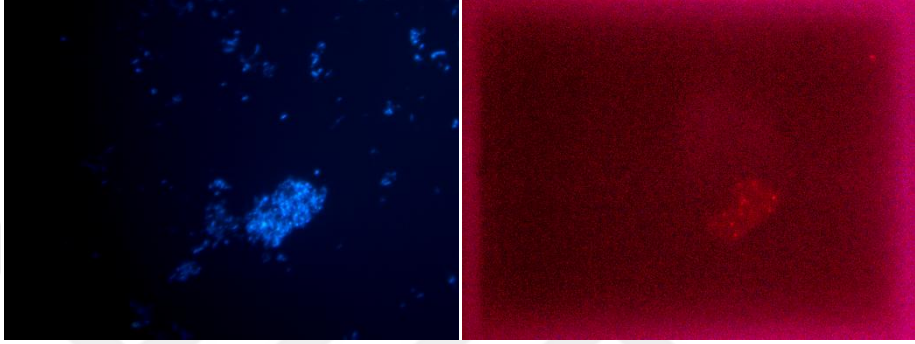
Şekil 7.110. SR 19. gün DAPI ve MA621 (Tip II) görüntüleri



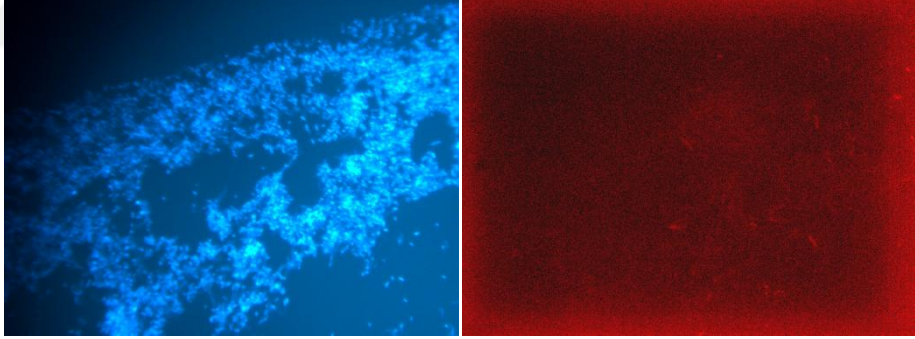
Şekil 7.111. SR 48. gün DAPI ve MA621 (Tip II) görüntüleri



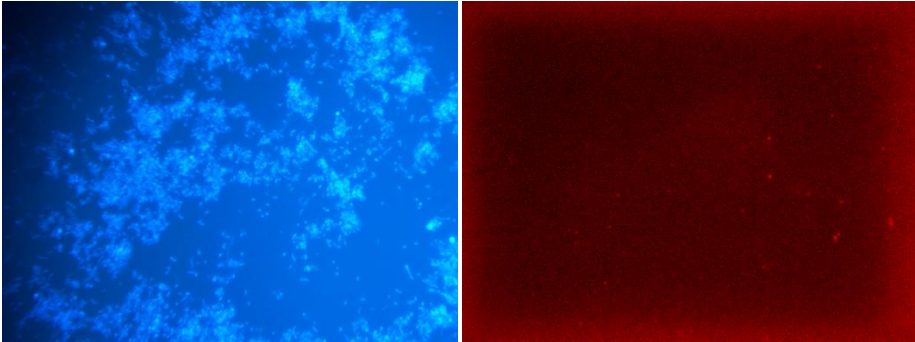
Şekil 7.112. SR 86. gün DAPI ve MA621 (Tip II) görüntüleri



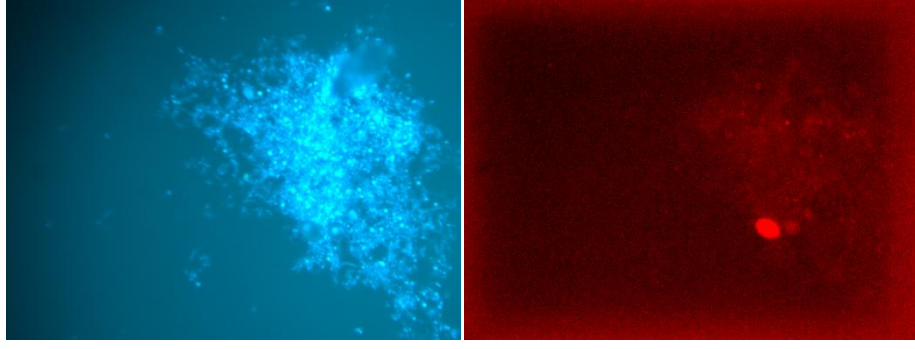
Şekil 7.113. SR 111. gün DAPI ve MA621 (Tip II) görüntüleri



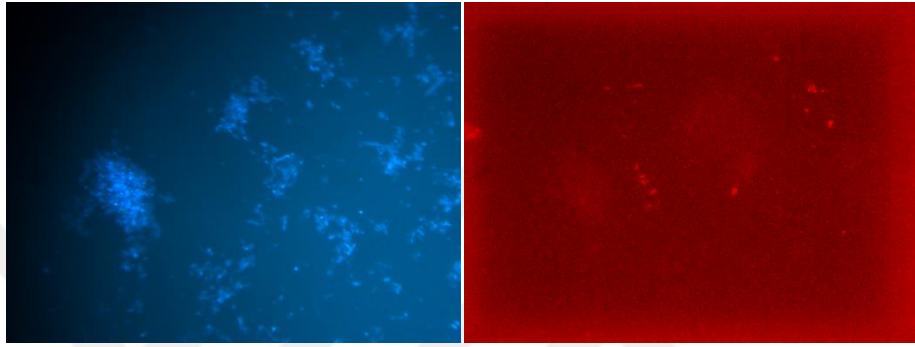
Şekil 7.114. AgSR 11. gün DAPI ve MA621 (Tip II) görüntüleri



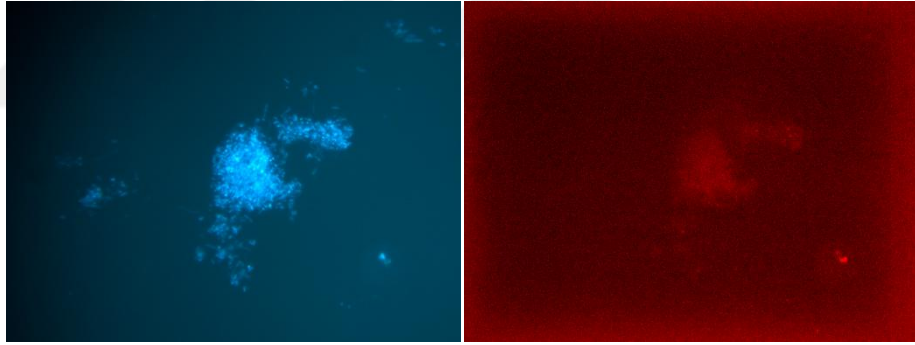
Şekil 7.115. AgSR 19. gün DAPI ve MA621 (Tip II) görüntüleri



Şekil 7.116. AgSR 48. gün DAPI ve MA621 (Tip II) görüntüleri



Şekil 7.117. AgSR 86. gün DAPI ve MA621 (Tip II) görüntüleri



Şekil 7.118. AgSR 111. gün DAPI ve MA621 (Tip II) görüntüleri

Metanotrofların reaktörler içerisindeki varlığını belirlemek için kullanılan MG64 (Tip I) ve MA621 (Tip II) problemlerine ait görüntüler incelendiğinde MG64'ün her iki reaktörde de daha yoğun olduğu tespit edilmiştir.

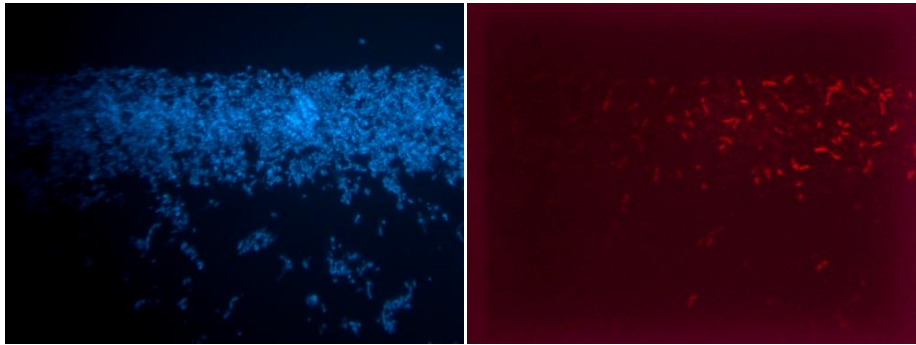
Sızıntı suyunda genellikle amonyak veya organik azot formunda bulunan azot bahçe atıkları, gıda atıkları ve biyokatılarda bulunan proteinlerden oluşmaktadır (Burton ve Watson-Craik, 1998). Depolama sahalarındaki amonyak kaptan sahaların izlenme süresinin uzunluğunu belirleyen bir parametre olup en önemli ve uzun vadeli kirlilik

sorunlarındandır (Berge ve diğ. 2005). Deşarj standartlarını sağlamak adına gerekli olan amonyak giderimi için kullanılan en yaygın yöntem nitrifikasyon ve denitrifikasyon kademelerinden oluşan biyolojik azot giderim prosesidir.

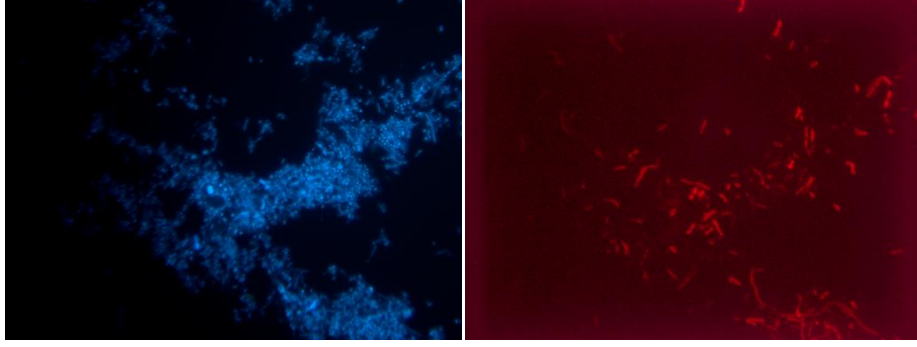
Nitrifikasyon işlemleri aerobik, ototrofik ve kemolitrofik mikroorganizma türlerinin aktif rol oynadığı ve amonyağın ara kademe olan nitrit oluşumu üzerinden nitrate biyolojik oksidasyonu olarak tanımlanabilir (Samsunlu, 2006). Denitrifikasyon ise anoksik koşullar altında çeşitli fakültatif heterotrof mikroorganizmalar tarafından nitrit ve nitratın azot gazına indirgenmesi prensibine dayanmaktadır.

Proje kapsamında azot döngüsünde yer alan bakteriler için NSO1225, NSO190, NSM156, NSV443, NTSPA662, NIT3, NB1000, AMX1240 ve AMX820 problemleri kullanılmıştır.

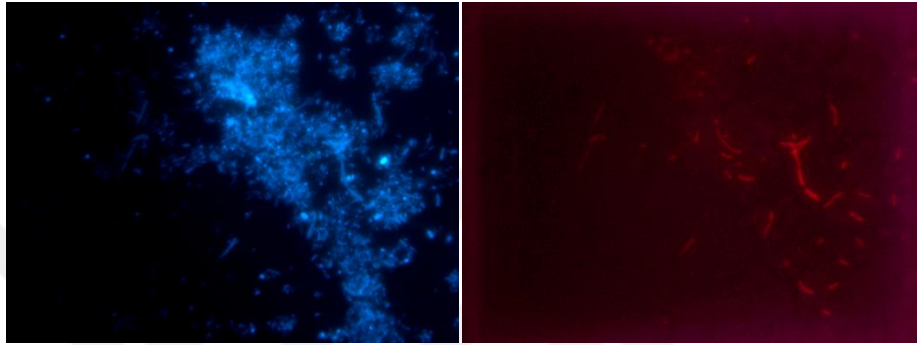
Amonyak oksitleyici bakterilerden (AOB) *β -proteobacterial amonyak oksitleyici bakterilerin* NSO1225 ve NSO190 problemleri ile yapılan analizlerde NSO1225 probuna ait sağlıklı görüntüler elde edilememişken NSO190 probuna ait görüntüler sızıntı suyu numunelerinde oldukça zengin olduklarını göstermiştir. Her iki reaktörde de 86. Gün sonrasında bakterileri miktarının azalmış olduğu tespit edilmiş 111. Gün sonrasında net görüntüler elde edilememiştir. Elde edilen görüntüler Şekil 7.120, Şekil 7.121, Şekil 7.122, Şekil 7.123, Şekil 7.124, Şekil 7.125, Şekil 7.126, Şekil 7.127, Şekil 7.128 ve Şekil 7.129’da verilmiştir.



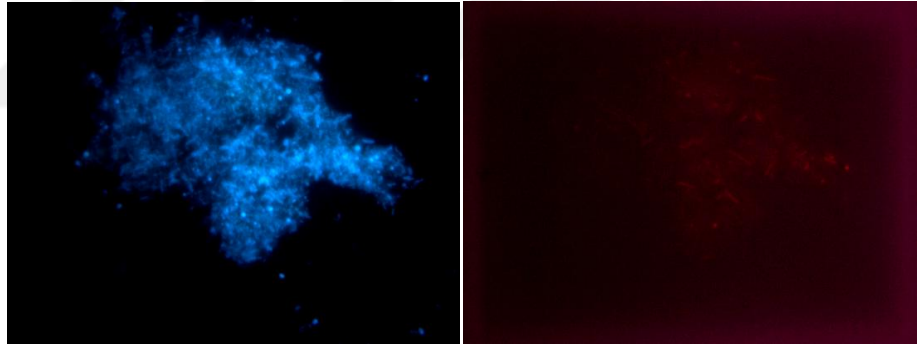
Şekil 7.119. SR 11. gün DAPI ve NSO190 görüntüleri



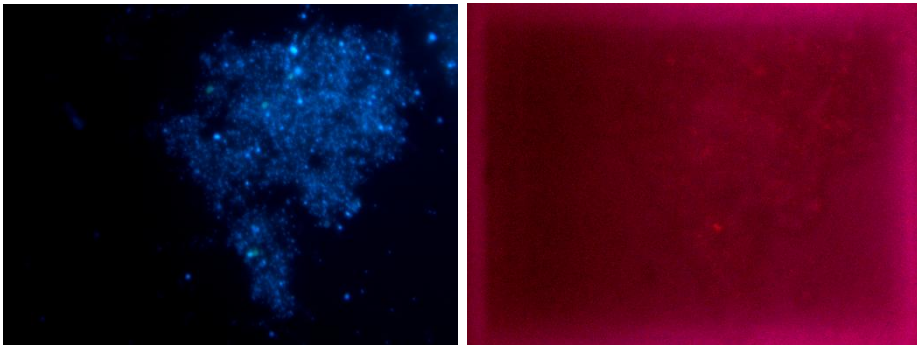
Şekil 7.120. SR 48. gün DAPI ve NSO190 görüntüleri



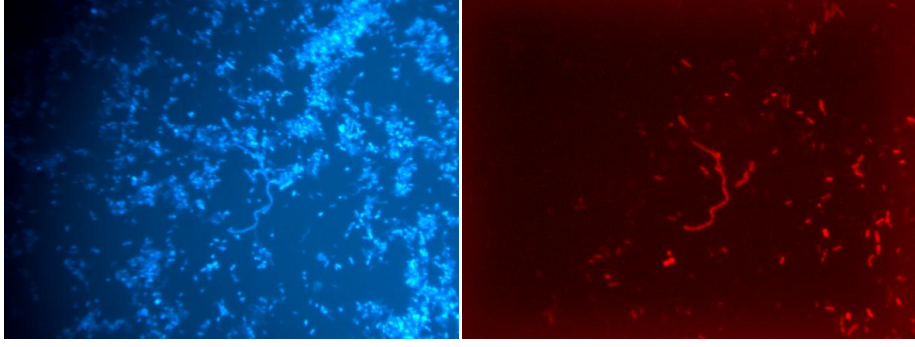
Şekil 7.121. SR 86. gün DAPI ve NSO190 görüntüleri



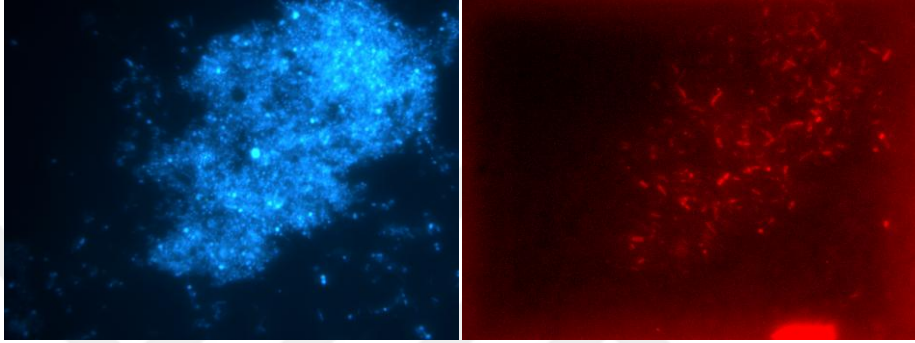
Şekil 7.122. SR 111. gün DAPI ve NSO190 görüntüleri



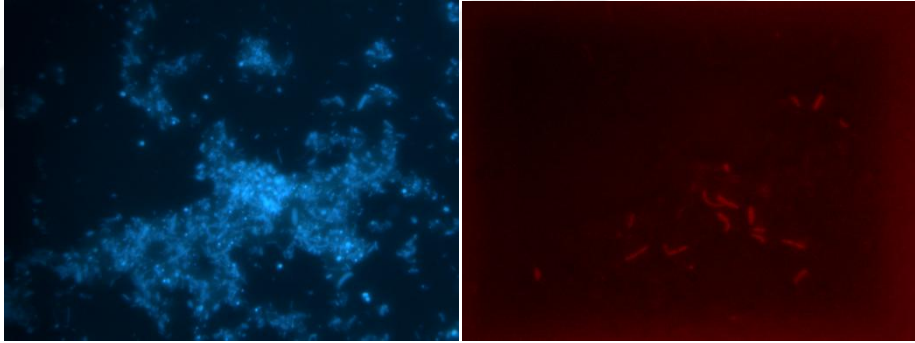
Şekil 7.123. SR 160. gün DAPI ve NSO190 görüntüleri



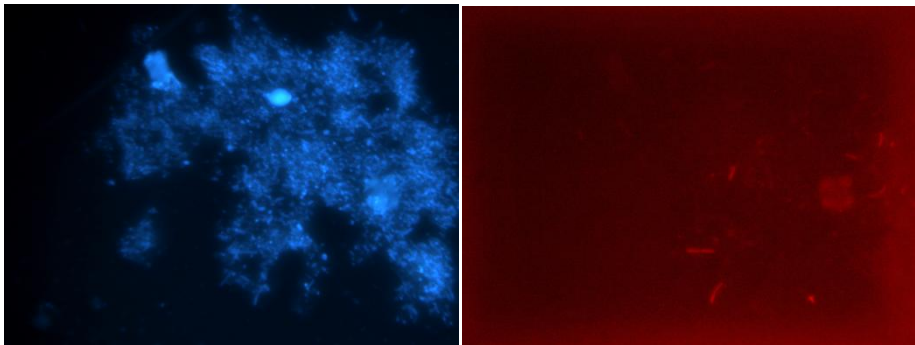
Şekil 7.124. AgSR 11. gün DAPI ve NSO190 görüntüleri



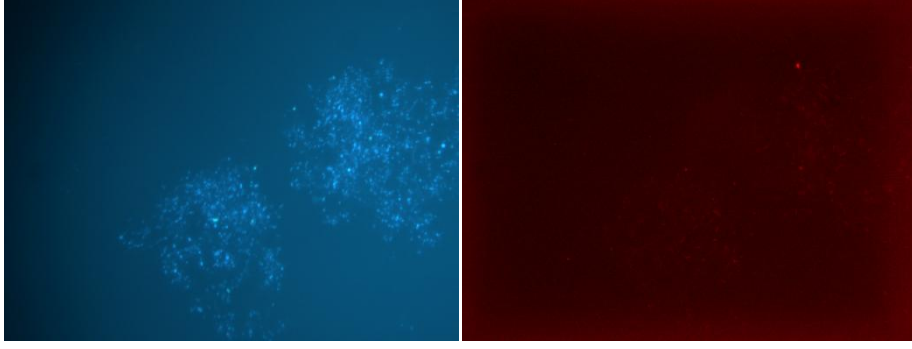
Şekil 7.125. AgSR 48. gün DAPI ve NSO190 görüntüleri



Şekil 7.126. AgSR 86. gün DAPI ve NSO190 görüntüleri

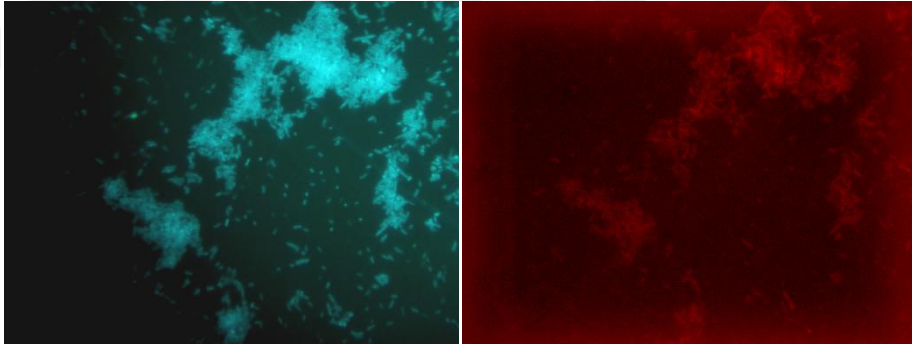


Şekil 7.127. AgSR 111. gün DAPI ve NSO190 görüntüleri

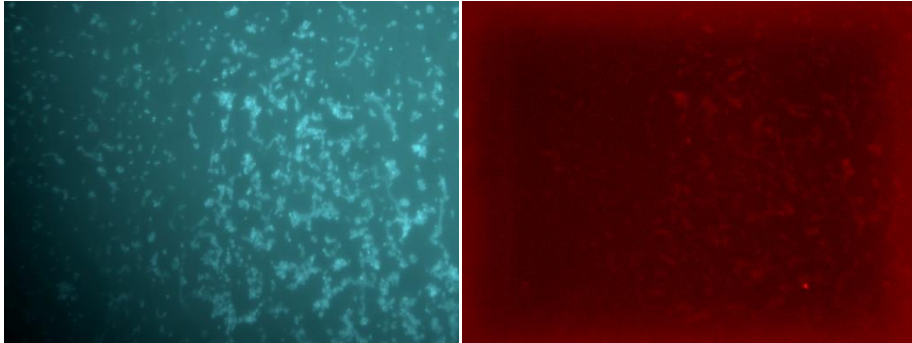


Şekil 7.128. AgSR 160. gün DAPI ve NSO190 görüntüleri

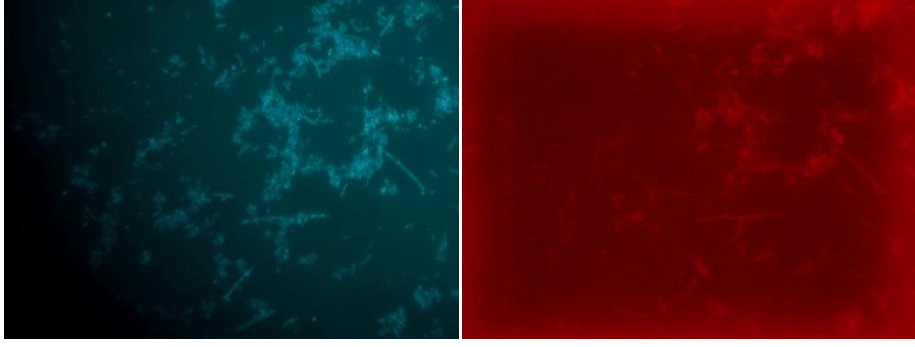
NSM156 probununa ait fotoğraflar incelendiğinde SR'de 126. Günden itibaren AgSR'de ise 147. Günden sonra *Nitrosomonas spp.* ve *Nitrosococcus mobilis* görüntüleri elde edilememiş olup gözlem sonucunda AgSR'deki bakteri yoğunluğunun SR'den fazla olduğu kanaatine varılmıştır. Elde edilen görüntüler Şekil 7.130 ile Şekil 7.140 aralığında verilmiştir.



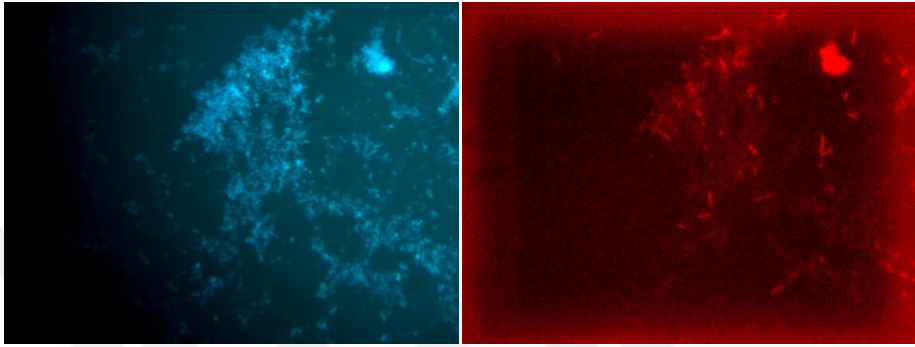
Şekil 7.129. SR 4. gün DAPI ve NSM156 görüntüleri



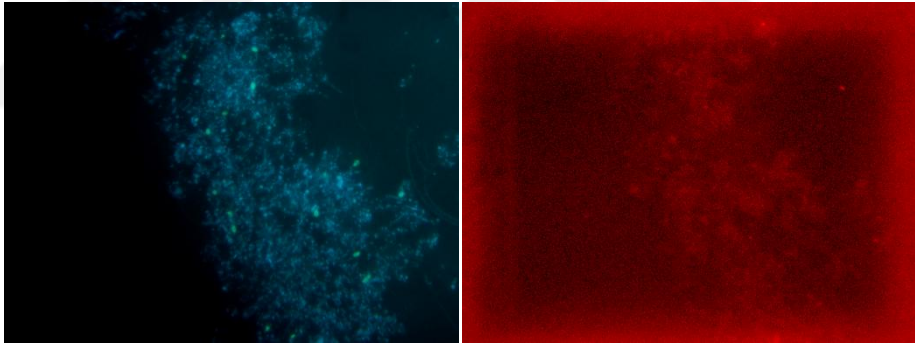
Şekil 7.130. SR 19. gün DAPI ve NSM156 görüntüleri



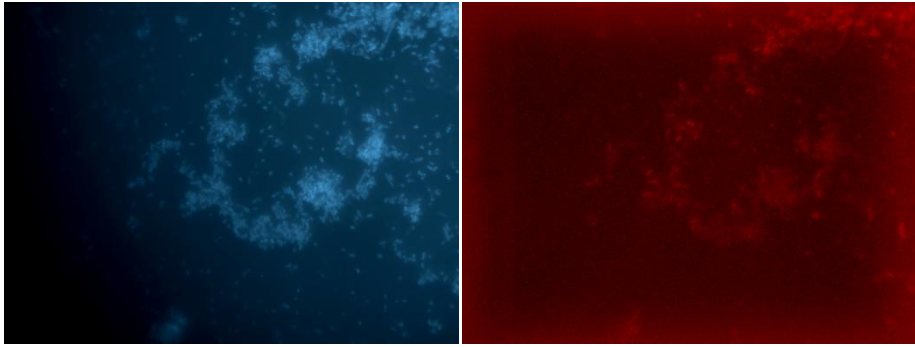
Şekil 7.131. SR 48. gün DAPI ve NSM156 görüntüleri



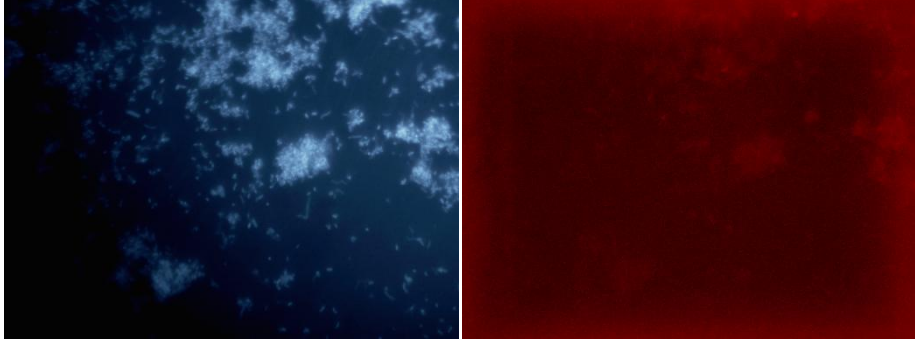
Şekil 7.132. SR 86. gün DAPI ve NSM156 görüntüleri



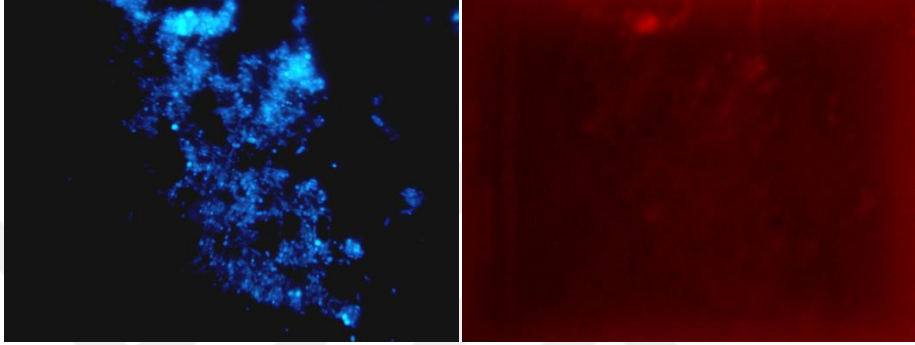
Şekil 7.133. SR 126. gün DAPI ve NSM156 görüntüleri



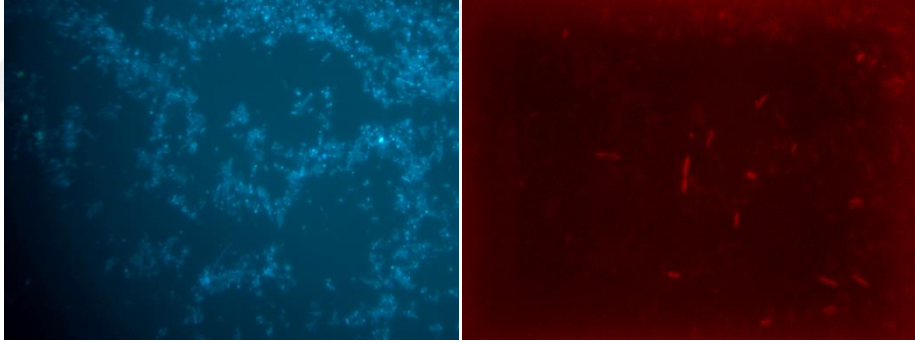
Şekil 7.134. AgSR 6. gün DAPI ve NSM156 görüntüleri



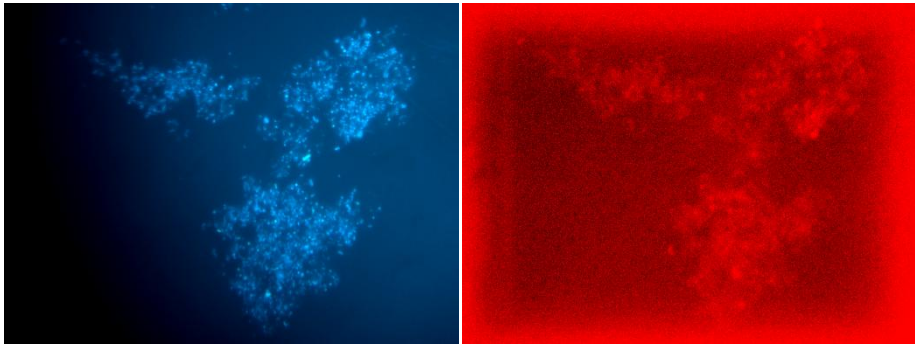
Şekil 7.135. AgSR 13. gün DAPI ve NSM156 görüntüleri



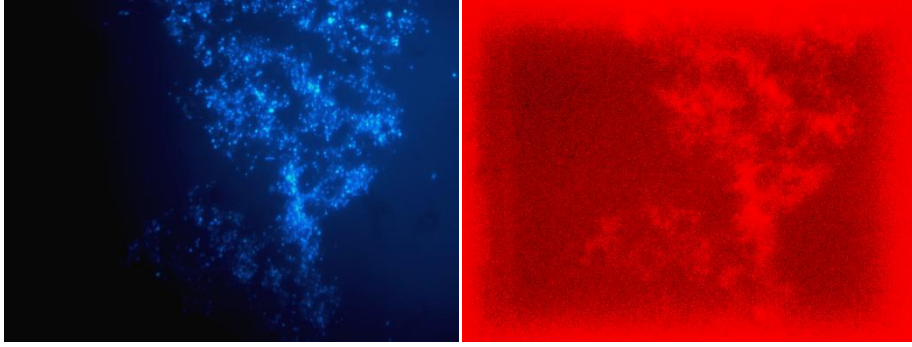
Şekil 7.136. AgSR 48. gün DAPI ve NSM156 görüntüleri



Şekil 7.137. AgSR 86. gün DAPI ve NSM156 görüntüleri

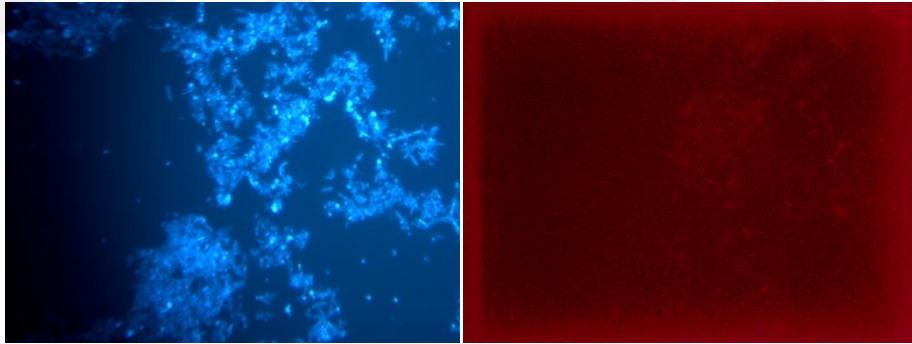


Şekil 7.138. AgSR 126. gün DAPI ve NSM156 görüntüleri

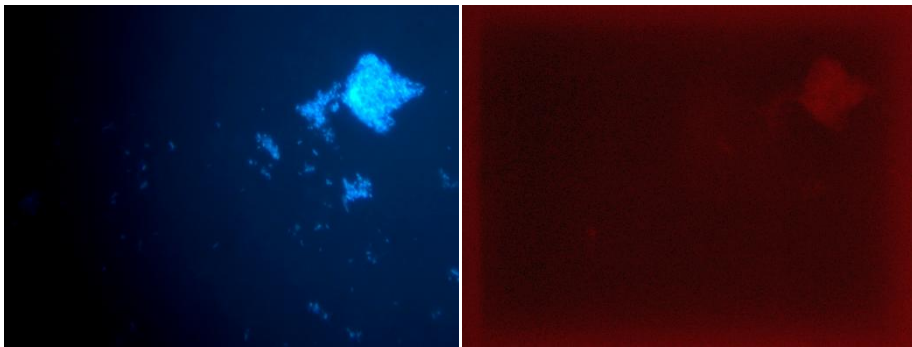


Şekil 7.139. AgSR 147. gün DAPI ve NSM156 görüntüleri

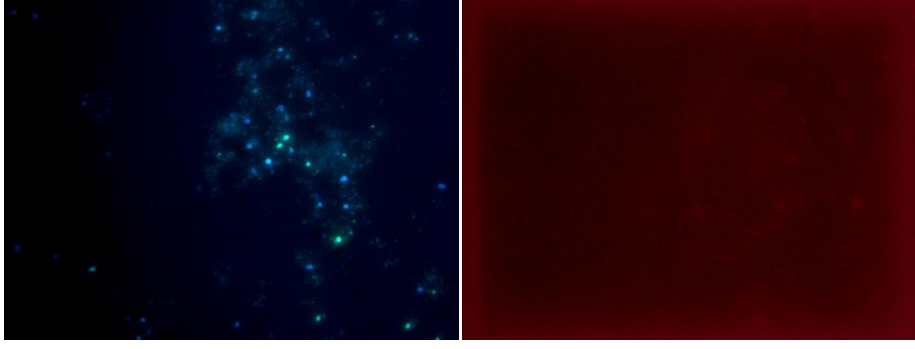
NSV443 (*Nitrospira spp.*) problemleriyle yapılan analizler sonucu her iki reaktörün 48. Güne kadar olan numunelerinde bakteri görüntüleri elde edilememiştir. AgSR'deki bakteri yoğunluğunun SR'den fazla olduğu tespit edilmiş ve elde edilen görüntüler Şekil 7.141., Şekil 7.142., Şekil 7.143., Şekil 7.144., Şekil 7.145., Şekil 7.146. ve Şekil 7.147.'de verilmiştir.



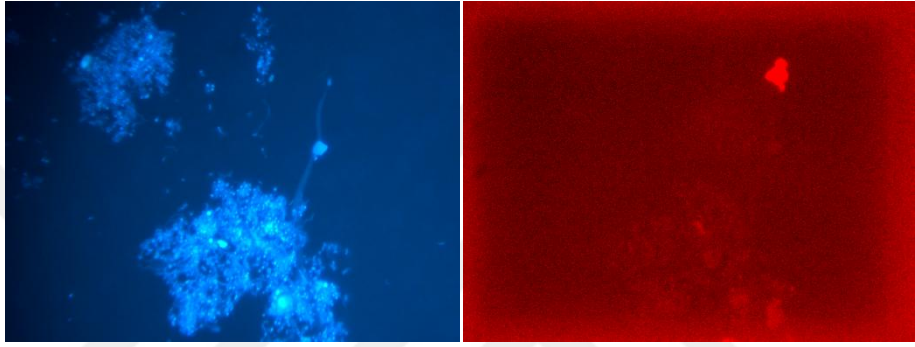
Şekil 7.140. SR 48. gün DAPI ve NSV443 (*Nitrospira spp*) görüntüleri



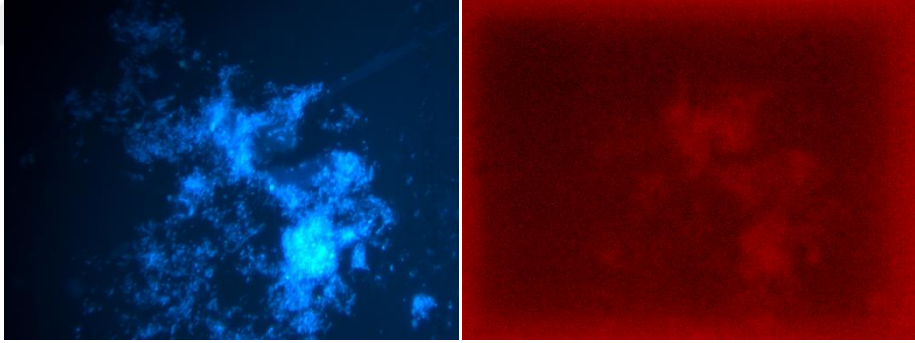
Şekil 7.141. SR 111. gün DAPI ve NSV443 (*Nitrospira spp*) görüntüleri



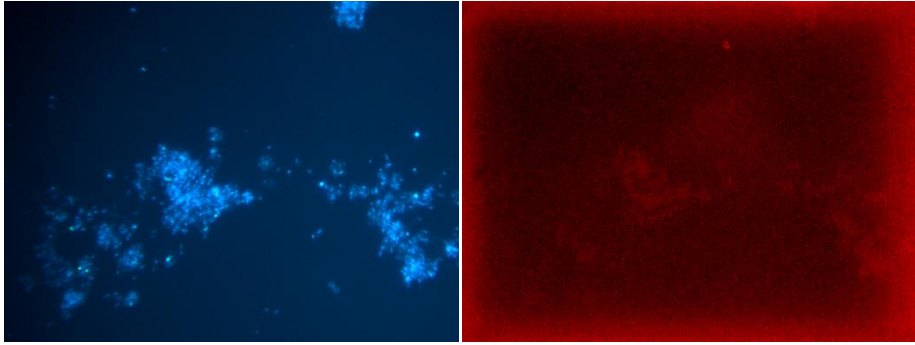
Şekil 7.142. SR 160. gün DAPI ve NSV443 (Nitrosospira spp) görüntüleri



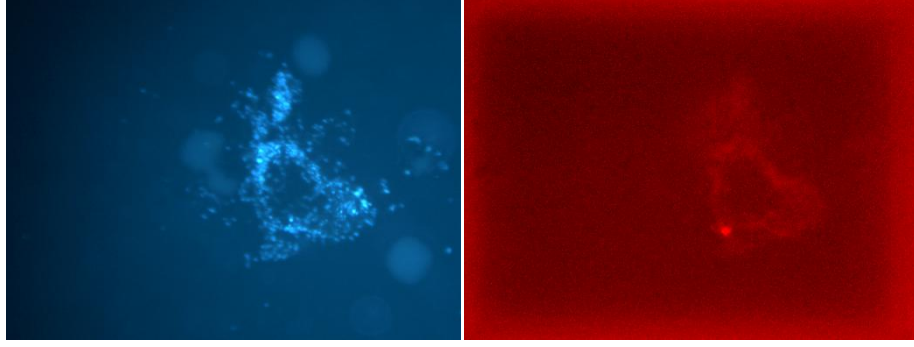
Şekil 7.143. AgSR 48. gün DAPI ve NSV443 (Nitrosospira spp) görüntüleri



Şekil 7.144. AgSR 111. gün DAPI ve NSV443 (Nitrosospira spp) görüntüleri



Şekil 7.145. AgSR 160. gün DAPI ve NSV443 (Nitrosospira spp) görüntüleri



Şekil 7.146. AgSR 175. gün DAPI ve NSV443 (*Nitrosospira* spp) görüntüleri

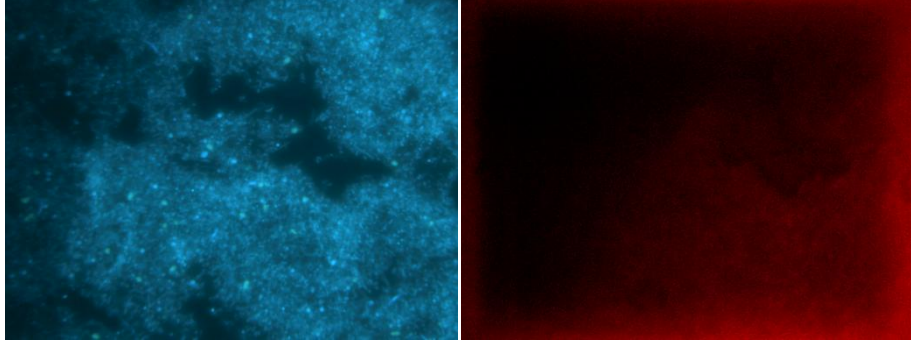
Azot oksitleyici bakterilerin (NOB) tespiti için NTSPA662 (*genus Nitrospira*), NB1000 (*Nitrobacter spp.*) ve NIT3 (*Nitrobacter spp.*) problemleri kullanılmıştır.

Nitrospira cinsi nitrit oksitleyici bakterilere SR'de 86. ve 111. Günlerde, AgSR'de ise yalnızca 48. Gün numunesinde eser miktarda karşılaşılmış ancak kullanılan NTSPA662 probundan net bir fotoğraf alınamamıştır.

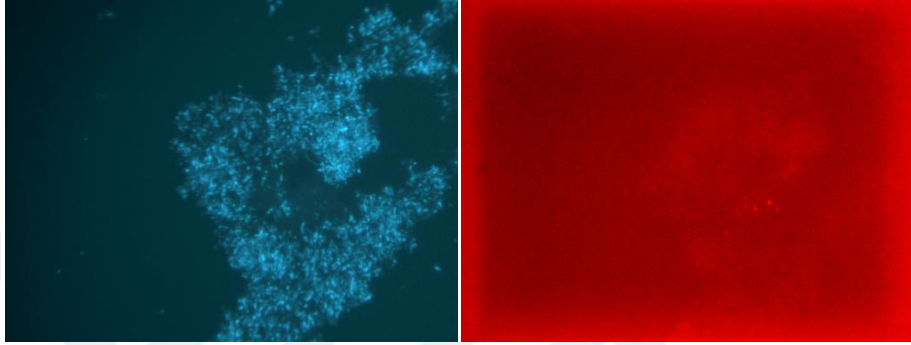
SR'nin 19. Gün ile 86. Gün aralığında NIT3 probu ile bakterilerin var olduğu görülmüş ancak düşük sinyal yoğunluğu nedeniyle net olarak fotoğraflanamamış; NB1000 probu kullanılarak yapılan analizler incelendiğinde ise *Nitrobacter spp.* cinsi bakterilere ait en net görüntülerin 86. Gün itibari ile elde edildiği 160. Gün'de de oldukça azaldığı kaydedilmiştir.

AgSR'nin *Nitrobacter spp.* cinsi bakteri görüntüleri NIT3 ve NB1000 problemlerinin her ikisinde de 48. Gün itibariyle gözlemlenmiş, NIT3'e ait görüntüler 111. Gün sonrasında kaydedilmemişken NB1000'e ait görüntüler 175. Gün numunesinde dahi az da olsa görülmüştür.

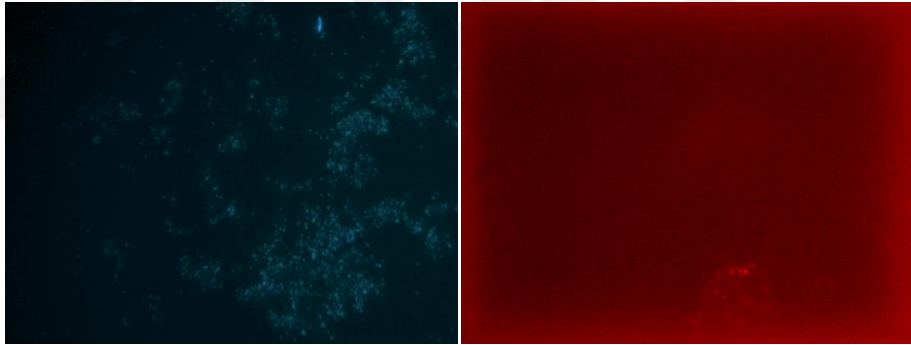
Elde edilen *Nitrobacter spp.* cinsi bakteri görüntüleri Şekil 7.148, Şekil 7.149, Şekil 7.150, Şekil 7.151, Şekil 7.152, Şekil 7.153, Şekil 7.154, Şekil 7.155, Şekil 7.156 ve Şekil 7.157'de verilmiştir.



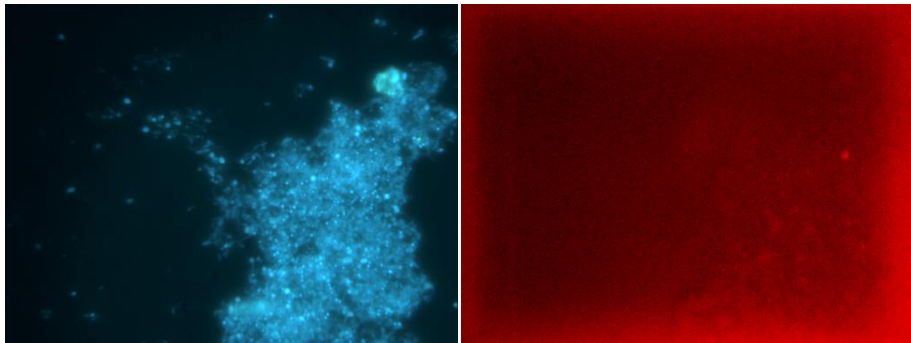
Şekil 7.147. SR 86. gün DAPI ve NB1000 (Nitrobacter spp) görüntüleri



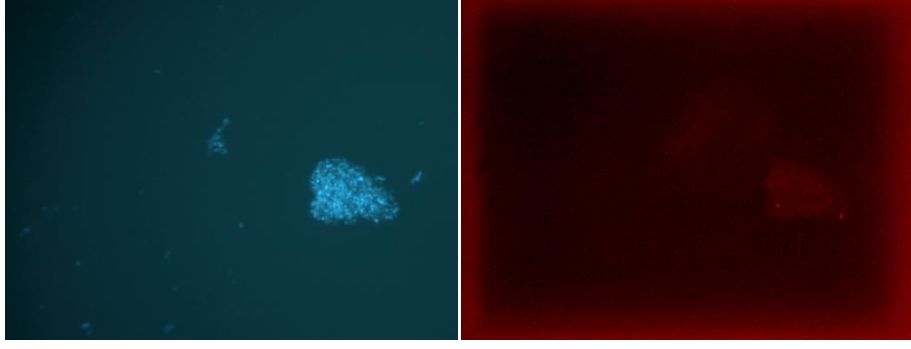
Şekil 7.148. SR 111. gün DAPI ve NB1000 (Nitrobacter spp) görüntüleri



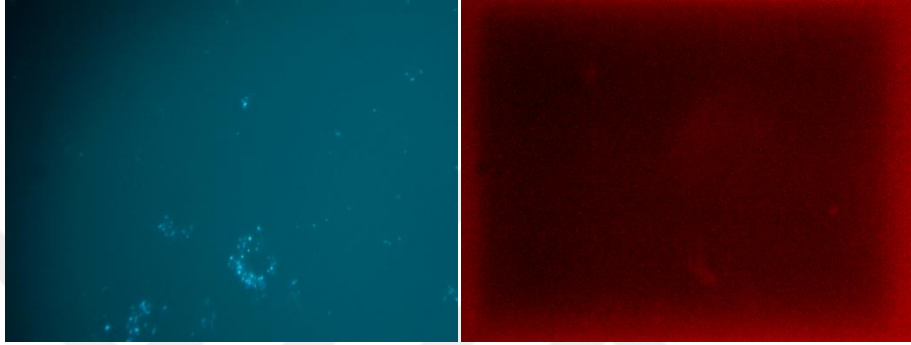
Şekil 7.149. SR 160. gün DAPI ve NB1000 (Nitrobacter spp) görüntüleri



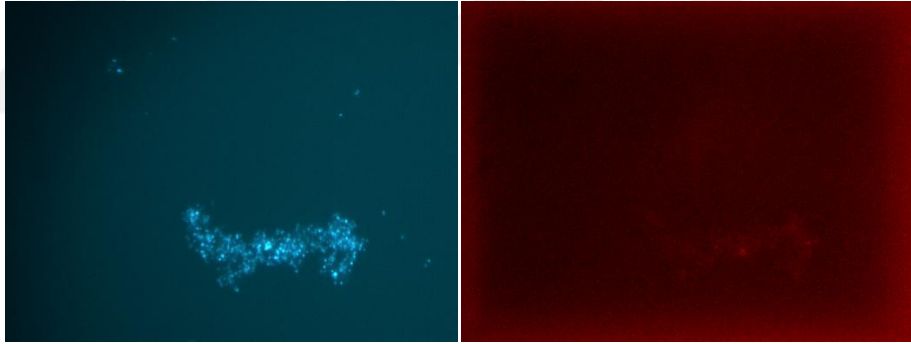
Şekil 7.150. AgSR 48. gün DAPI ve NB1000 (Nitrobacter spp) görüntüleri



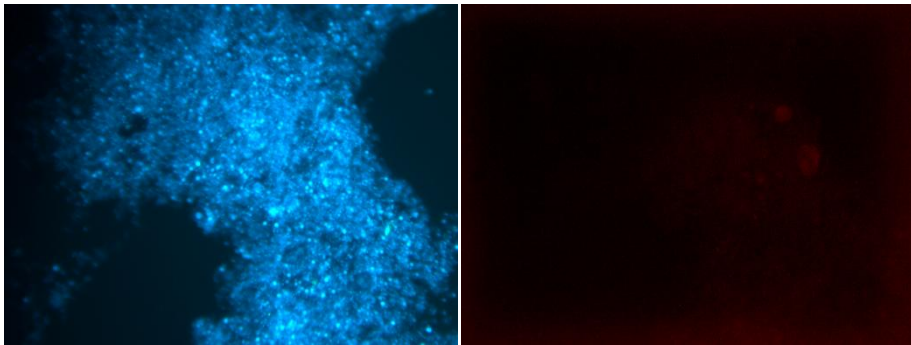
Şekil 7.151. AgSR 111. gün DAPI ve NB1000 (Nitrobacter spp) görüntüleri



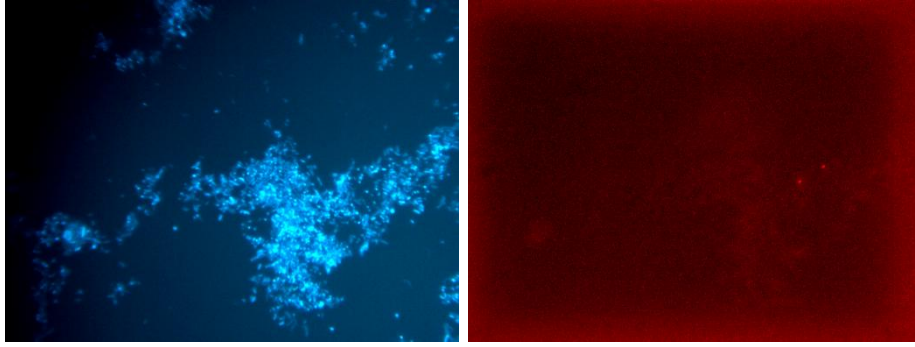
Şekil 7.152. AgSR 160. gün DAPI ve NB1000 (Nitrobacter spp) görüntüleri



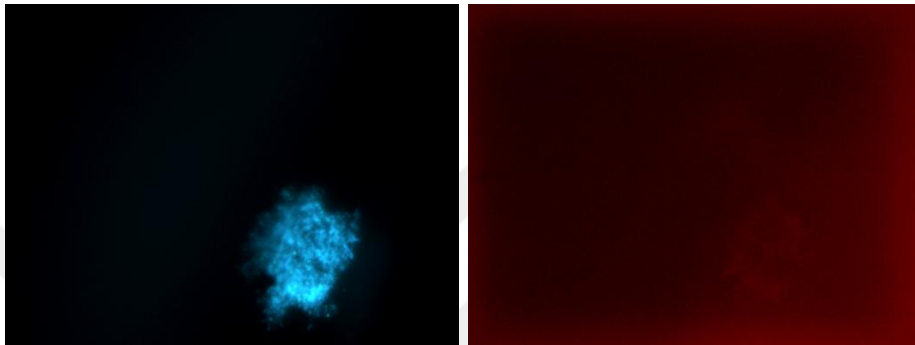
Şekil 7.153. AgSR 175. gün DAPI ve NB1000 (Nitrobacter spp) görüntüleri



Şekil 7.154. AgSR 48. gün DAPI ve NIT3 (Nitrobacter spp) görüntüleri



Şekil 7.155. AgSR 86. gün DAPI ve NIT3 (Nitrobacter spp) görüntüleri



Şekil 7.156. AgSR 111. gün DAPI ve NIT3 (Nitrobacter spp) görüntüleri

Azot oksitleyici bakteriler kıyaslandığında her iki reaktörde de *Nitrobacter spp* cinsinin *Nitrospira* cinsine göre daha baskın olarak bulunmuştur.

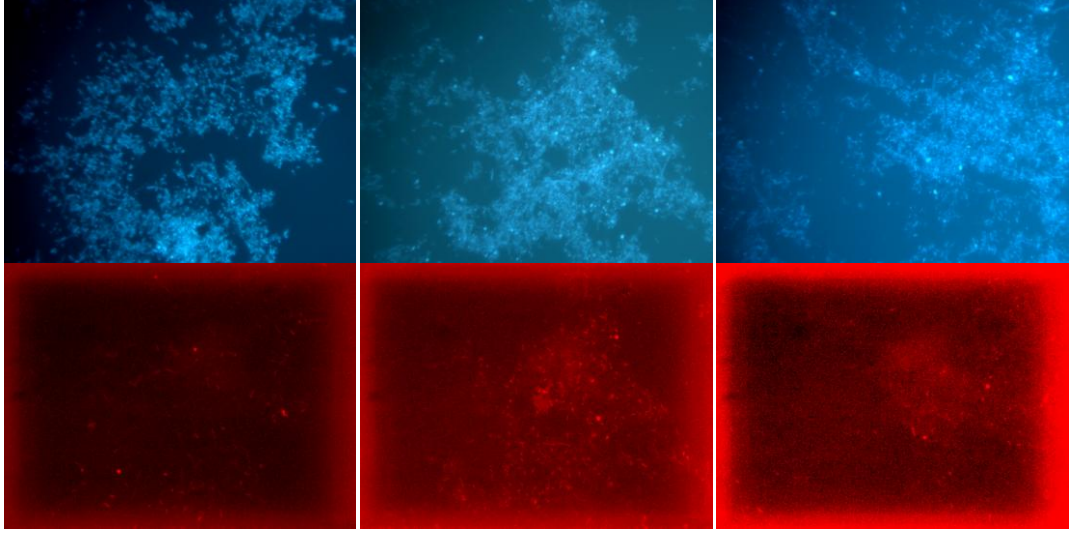
Anammox bakterilerinin tespiti için AMX1240 (*Ca. Brocadia*) ve AMX820 (*Ca. Brocadia*, *Ca. Kuenenia*) problemleri ile yapılan analizde aerobik reaktör olan SR'de yalnızca 175. Gün AgSR 'de ise 160. ve 175. Günlerde eser miktarda bakteri görüntüleri alınmıştır.

Depolama sahalarındaki sülfür bileşikleri esas olarak sızıntı suyu ve katı atıkta çözünebilir sülfat ve çökelmiş sülfid formlarında bulunmaktadır. Sülfat indirgeyen bakteriler (SRB) elektron alıcısı olarak sülfatı kullanan yani sülfatı indirgeme yeteneğine sahip hem bakteri hemde arkeotik yapıda prokaryotlardır (Thauer ve ark., 2007). Sülfat indirgeyen bakteri türlerinin çoğu kemoototrof olmamasına rağmen diğer birçok tür (*Desulfosarcina*, *Desulfonema*, *Desulfococcus*, *Desulfobacterium*, *Desulfotomaculum* ve *Desulfovibrio'nun belirli türleri*) elektron vericisi olarak H₂, elektron alıcısı olarak SO₄ ve tek karbon kaynağı olarak CO₂ kullanıp büyüeyebilen

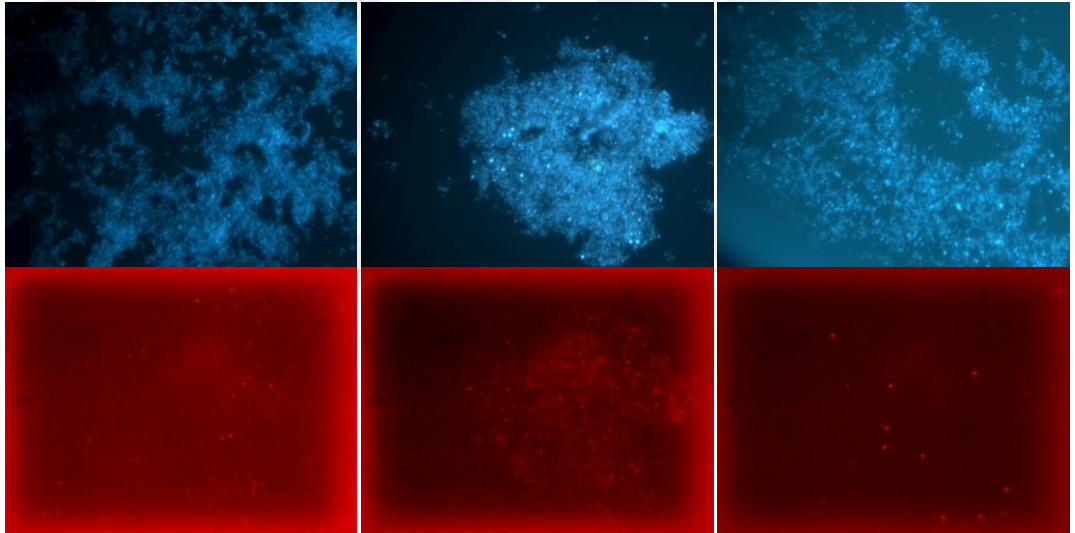
fakültatif kemoototroflardır (Akpınar, 2006). Bazı *Desulfovibrio* ve *Desulfobulbus* suşları asetat, H₂ ve CO₂ varlığında hem ototrofik hemde heterotrofik olarak büyüebilmektedir. Oksijen, nitrat ya da ferrik iyonları varlığında inhibe olan sülfat indirgenme reaksiyonunun hızı genellikle karbonla sınırlandırılır. SRB, asetat ve H₂ gibi elektron donörleri için metanojenlerle rekabet edebilir ve metanogenezi inhibe etme potansiyeline sahiptir (Gurijala ve Suflita, 1993; Harvey ve ark., 1997). Bu nedenle SRB kesinlikle anaerobik mikroorganizmalar olarak kabul edilir ve esas olarak sülfat bakımından zengin anoksik habitatlarda bulunur (Cypionka, 2000; Fareleira ve ark., 2003; Sass ve ark., 1992). Daly ve arkadaşları 2000 yılında yaptıkları çalışmada sızıntı suyu koşullarının, SRB için substrat görevi gören çeşitli uçucu yağ asitleri üretmek için fermentatif mikroorganizmalar lehine olduğunu ve depolama sahalarının ölçeğinin ve aşırı heterojenliğinin mikrobiyal çeşitliliği destekleyeceğini ileri sürdüler (Daly ve ark., 2000).

Sülfür indirgeyici bakterilerin SR ve AgSR içerisindeki kompozisyonlarını öğrenebilmek için her biri Cy3 boyalı SRB385 (*Gram negatif SRB'lerin tümü*), SRB804 (*Desulfobacteria*), SRB814 (*Desulfococcus*), SRB660 (*Desulfobulbus*), SRB687(*Desulfovibrio*) ve DSV407 (*Desulfovibrio*) probaları kullanılmıştır.

Tüm Gram (-) SRB'leri tanımlayan SRB385 probuna ait görüntüler incelendiğinde SR ve AgSR'de en yoğun bakterileri görüntüsünün 48. Gün numunesinde olduğu ve 86. Gün numunesinden sonra görüntü elde edilemediği sonucuna ulaşılmıştır (*Şekil 7.158 ve Şekil 7.159*).

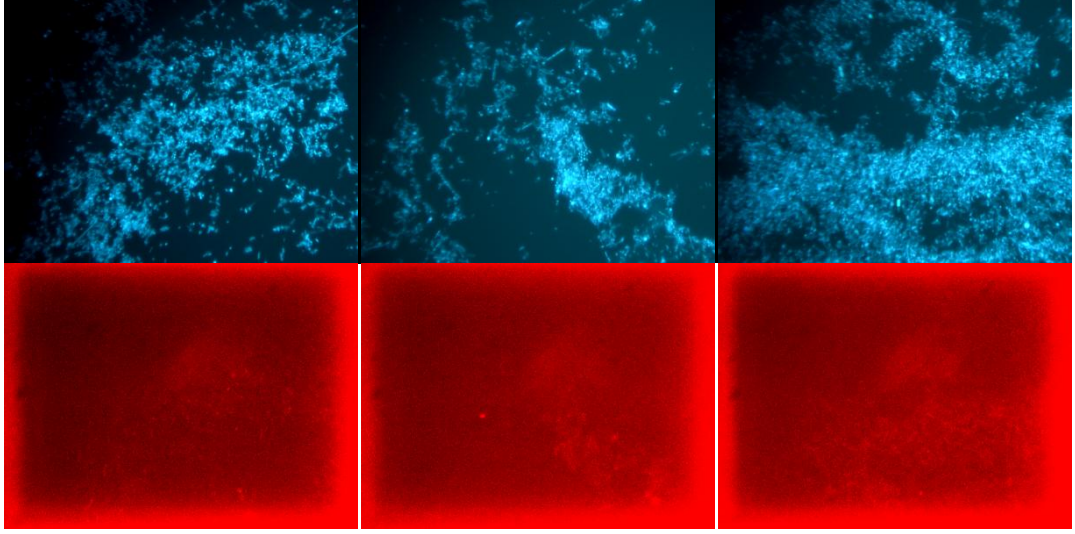


Şekil 7.157. SR sırasıyla 19. 48. ve 86. günlerdeki DAPI ve SRB385 görüntüleri

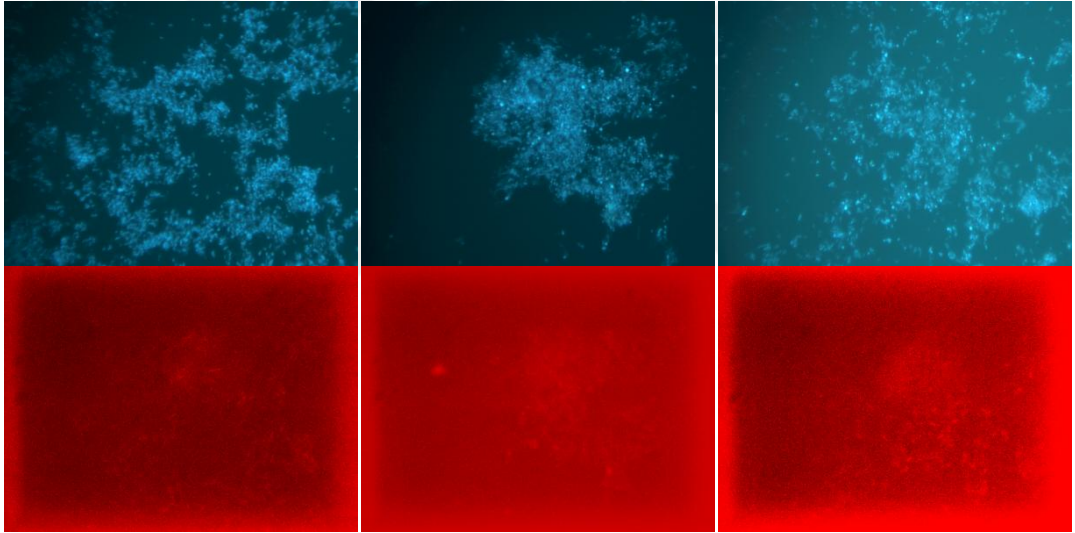


Şekil 7.158. AgSR sırasıyla 19. 48. ve 86. günlerdeki DAPI ve SRB385 görüntüleri

SRB804 probuna ait görüntüler incelendiğinde SR'de AgSR 'ye kıyasla daha yoğun bakteri olduğu görülmüş, 86. Gün sonrası SR'den görüntü alınmamış ancak AgSR'de azalmış olsa da bakteri varlığı tespit edilmiştir (Şekil7.160 ve Şekil 7.161). SRB814 probuna ait bakteriler hiç bir reaktörlerde bulunamamışken SRB660 probunda sadece 19. ve 48. Günlerde SR'de uzun iplikli bakteriler tespit edilmiştir.

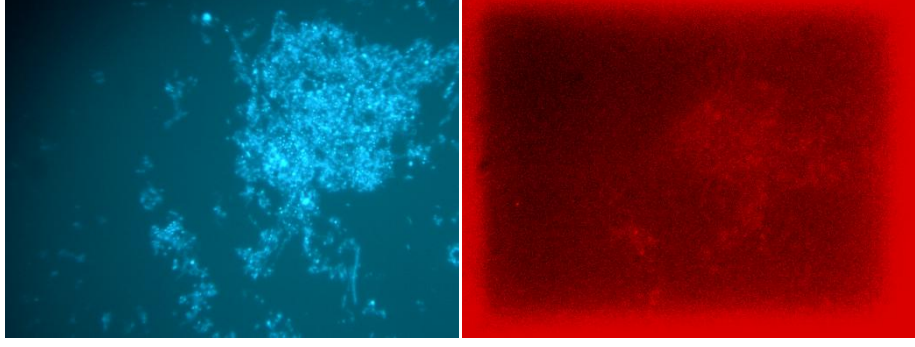


Şekil 7.159. SR sırasıyla 19. 48. ve 86. günlerde DAPI ve SRB804 görüntüleri

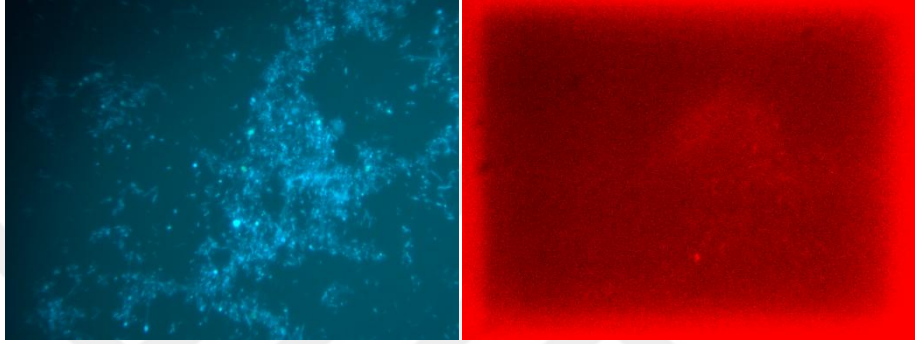


Şekil 7.160. AgSR sırasıyla 11. 48. ve 86. günlerde DAPI ve SRB804 görüntüleri

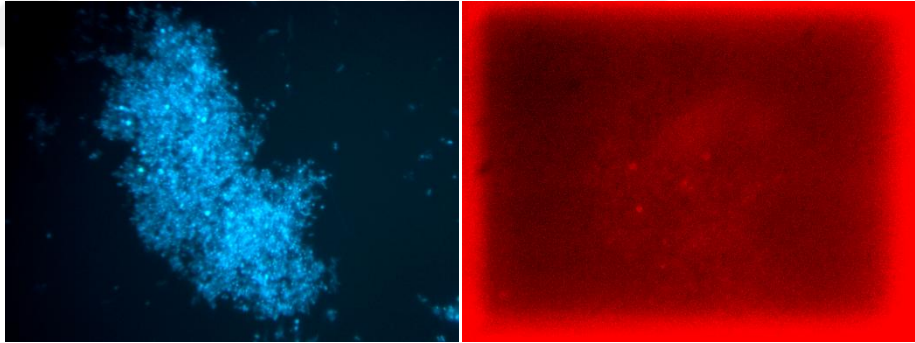
Her iki reaktördeki bakterilere SRB687 probunda 48. ve 86. Günlerde, DSV407 probunda 48. ve 111. Günlerde ulaşılmıştır (Şekil 7.162 - Şekil 7.169).



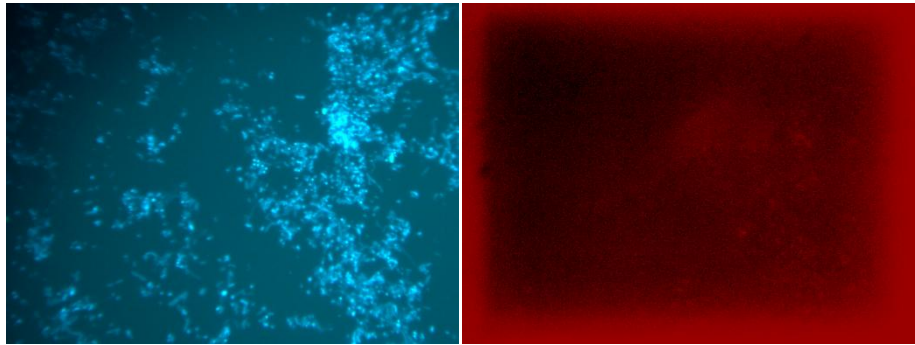
Şekil 7.161. SR 48. gün DAPI ve SRB687 görüntüleri



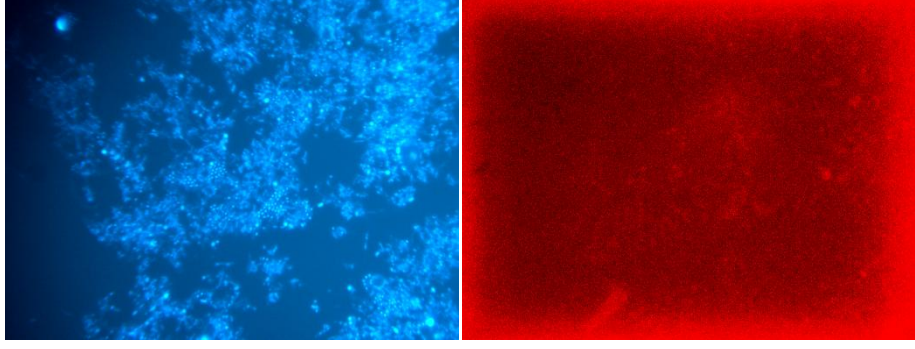
Şekil 7.162. SR 86. gün DAPI ve SRB687 görüntüleri



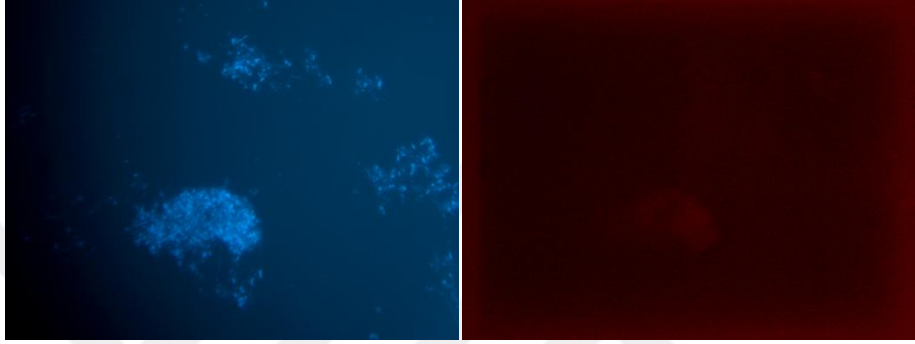
Şekil 7.163. AgSR 48. gün DAPI ve SRB687 görüntüleri



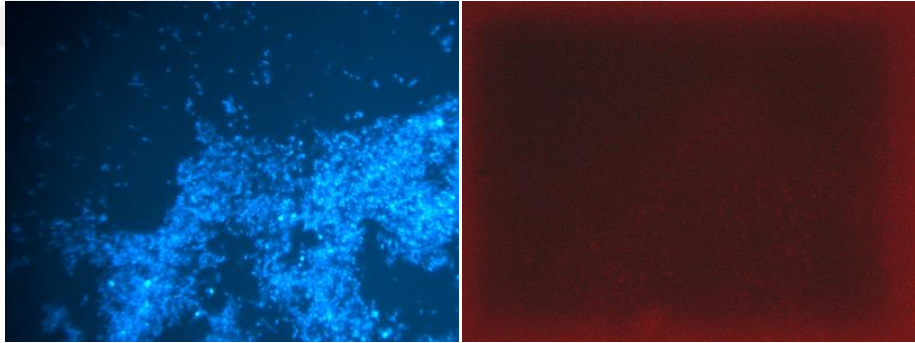
Şekil 7.164. AgSR 86. gün DAPI ve SRB687 görüntüleri



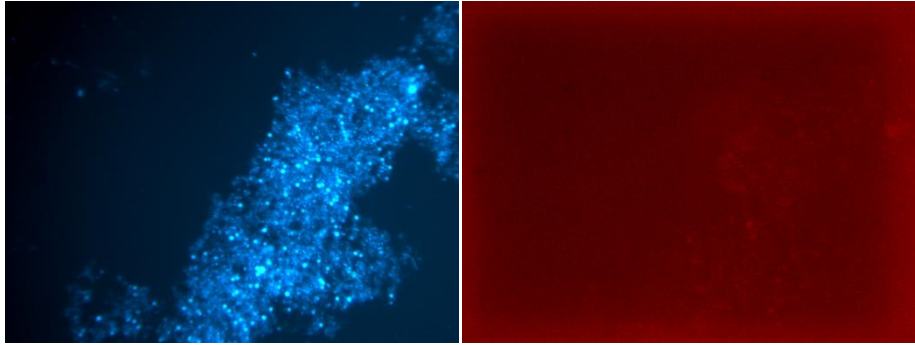
Şekil 7.165. SR 48. gün DAPI ve DSV407 görüntüleri



Şekil 7.166. SR 111. gün DAPI ve DSV407 görüntüleri



Şekil 7.167. AgSR 48. gün DAPI ve DSV407 görüntüleri



Şekil 7.168. AgSR 111. gün DAPI ve DSV407 görüntüleri

BÖLÜM 8. TARTIŞMA VE SONUÇ

Bu çalışmada, aerobik olarak işletilen katı atık biyoreaktörlerindeki gümüş nanopartikülün mikrobiyal çeşitliliğe etkisini incelemek için 30 cm çapında ve 50 cm yüksekliğinde ve hacmi 35 L olan 2 adet reaktör kullanılmıştır. Reaktörlerin her birine yaklaşık 5'er kilogram atık sentetik olarak hazırlanmış ve homojen olarak doldurulmuştur. Tasarlanan reaktörlerden biri kontrol reaktörü (SR) olarak işletilmiş böylece hem aerobik şartların hemde sızıntı suyu geri devrinin ayrışma sırasında depolama sahalarında meydana getireceği değişimler izlenmiştir. Antibakteriyel amaçla birçok sektörde kullanılan gümüş nanopartikül laboratuvar ortamında kimyasal yöntemle sentezlendikten sonra işleme alınan reaktörlerden ikincisine (AgSR) sızıntı suyu geri devir vanasından 10 mg/kg olacak şekilde eklenmiş ve AgNP'ün reaktörde meydana getireceği değişim araştırılmıştır.

Reaktörlerin 181 günlük işletme süreci boyunca sızıntı suyu bileşenleri ve depo gazı ölçümlerinin zamana bağlı değişimleri tespit edilmiş, katı atık analizleri yapılmış ve ağır metal konsantrasyonları ölçülmüştür.

Mikrobiyal açıdan meydana gelen değişimleri görebilmek adına geleneksel yöntemlere kıyasla daha hızlı ve güvenilir sonuçlar veren moleküler tekniklerden Fluorescence in situ hybridization (FISH) tercih edilmiştir. Mikroorganizmaların hücre yapılarına zarar vermeden flouresan boyalı oligonükleotidler kullanılarak RNA'larının boyanması ve epifloresan mikroskop altında izlenmesi prensibine dayanan FISH analizi kapsamında sızıntı suyunda bulunması muhtemel arkea ve bakteri türlerine özgü yaklaşık 40 adet oligonükleotid kullanılmış ve 15000 civarında fotoğraf taranmıştır.

Çalışmamızdan elde edilen önemli bulgular şu şekilde açıklanmıştır:

- a. Reaktörlerdeki pH değerleri ilk günden itibaren alkali değerlerde olup çalışma boyunca SR ve AgSR'nin pH değerleri 7 ile 9 arasında değişmiştir.
- b. Deneysel çalışma boyunca tüm reaktörlerdeki alkalilik konsantrasyonlarının, atıkların ayrışması sonucu açığa çıkan uçucu yağ ve diğer asitlerinin olası etkilerini tamponlamak için yeterli olduğu gözlenmiştir. SR ve AgSR'de gerek düşüş eğilimi gerekse değerleri arasında önemli bir fark olmayan alkalinite konsantrasyonları 69. Günden sonra her iki reaktörde de 470 ile 1000 mg/L CaCO₃ aralığında kaydedilmiştir.
- c. Atıkların ayrışma mekanizmasını belirlemek için kullanılan ve katı atıkların kimyasal karakterleri hakkında bilgi veren ORP değerleri her iki reaktörde de pozitif geçmiş ve organik madde ayrışımı tamamlanmıştır.
- d. Toplam çözülmüş katı madde ve iletkenlik parametrelerinin zamanla değişimi gerek SR gerekse AgSR'de aynı düşüş eğiliminde gözlenmiş ve yakın değerlerde bulunmuştur.
- e. Klorür konsantrasyonları meydana gelen dalgalanma sızıntı suyu geri devri ile ortama klorürün tekrar reaktöre verilmesinden kaynaklanmaktadır.
- f. Amonyak konsantrasyon verileri incelendiğinde 54. Günde AgSR'de 17mg/L olarak ölçülen amonyak 69. Gün itibariyle 1-2 mg/L aralığında seyrederken 54. Günde SR'de 490 mg/L olarak elde edilen değer ancak 82. Günden sonra 1-2 mg/L aralığına gerilemiştir. AgSR reaktöründeki amonyak azotu oksijen varlığında nitrifikasyon yoluyla SR'ye kıyasla daha hızlı bir şekilde giderilmiştir. Nitrifikasyondan sorumlu mikroorganizmaların pH, çözülmüş oksijen konsantrasyonu, sıcaklık ve toksik maddelere karşı oldukça hassas olması reaktörlerde meydana gelen nitrit ve nitratın konsantrasyon farkını açıklamaktadır.
- g. Fosfor içeren organik materyalin ayrışması, tüm reaktörlerde sızıntı suyundaki ortofosfat konsantrasyonlarında azalmaya neden olmuştur. Fosfor zayıflaması mikrobiyal kullanım, yıkama (seyreltme) ve olası kompleksleşme reaksiyonlarına bağlanmıştır. Aynı şartlarda işletilen reaktörlerdeki fosfor konsantrasyonları arasında meydana gelen farklılık gümüş nanopartikülün antibakteriyel etkisine dayandırılmıştır.

- h. Sülfat analizleri incelenen reaktörlerden AgSR'nin 27. Günde SR'nin ise 61. Günde hem sülfat hem de sülfid konsantrasyonlarının en yüksek seviyeye ulaştıkları görülmüştür. Bu sonuç sülfatın sülfite dönüştüğünü göstermektedir. Çalışmanın ilk yarısında AgSR'de en düşük seviyelerine gerileyen sülfat konsantrasyonuna rağmen sülfid miktarlarında çok büyük değişimlerin gözlenmemesi sülfat indirgeyen bakterilerin AgNP ile inhibe edilmesine dayandırılabilir.
- i. Başlangıçtaki nem muhtevaları SR'de %14, AgSR'de %44 olarak bulunmuştur. Çıkış numunelerinde ise reaktörlerin ortalama nem muhtevaları %62 olarak bulunmuştur. İki reaktör arasındaki bu farkın temel sebebi katı atık analizleri için ayrılan SR'ye ait giriş numunesinin homojen olmaması ve bu sebeple atığı yanlış temsil etmesinden kaynaklanmaktadır.
- j. Sızıntı suyu numunelerindeki AgNP miktarları 11. Gün için SR'de 0,05 mg/L'nin altında iken AgSR'de 0,123 mg/L olarak ölçülmüştür. Çalışmanın ikinci haftasında AgSR'ye eklenen gümüş nanopartikül çözeltisi bir süre artmış ancak çalışmanın sonunda SR'de olduğu gibi 0,05 mg/L'nin altına düşmüştür. Katı atık numunelerindeki gümüş konsantrasyonu başlangıçta her iki reaktör için 6,25 mg/kg'ın altında bulunmuş AgSR'nin çıkış numunesindeki AgNP miktarı ise 40,69 mg/kg olarak kaydedilmiştir.
- k. Her iki reaktör bakteri hâkimiyetinde olup yoğunlukları birbirine benzerdir. Beklenilenin aksine ortamda arkeaların bulunması sistemde anoksik koşulların oluştuğunun bir göstergesi olup ORP sonuçları ile desteklenmektedir. Bakteri ve arkeaların 86. Gün numunesi ile birlikte azalmaya başladıkları görülmüştür. Kimyasal parametrelere ait verilerin de aynı günlerde azalmış olması mikrobiyal aktivitenin ayrışma proses hızıyla birlikte arttığını göstermektedir.
- l. Her iki reaktörde *Methanosarcinales*, *Methanomicrobiales*, *Methanococcales* ve *Methanobacteriales* grupları tespit edilen metanojen arkealardan asetat kullananlar reaktörlerdeki baskın arkea grubunu oluşturmaktadır. Zamanla değişiklik gösterip kısa çubuksu ve uzun iplikli yapılarda görüntülenen metanojenik arkealar AgSR'de çalışma süresince şekil bakımından değişiklik göstermemiştir.

- m. *Gamma proteobacteria* ve *Beta proteobacteria* türlerinin yoğun olarak görüldüğü reaktörlerde AgSR'ye eklenen AgNP'ün Bet42a'nın tanımladığı türleri inhibe ettiği görülmektedir.
- n. NSO190 probuna ait görüntüler *β -proteobacterial amonyak oksitleyici bakterilerin* sızıntı suyu numunelerinde oldukça zengin olduklarını ortaya koymuştur. Her iki reaktörde de 86. Gün sonrasında bakterileri miktarının azalmış olduğu görülmüştür. NSM156 probuna ait *Nitrosomonas spp.* ve *Nitrosococcus mobilis* görüntüleri ile NSV443 probuna ait *Nitrospira spp.* Görüntüleri AgSR'de aerobik reaktöre göre daha fazla olduğu tespit edilmiştir.
- o. Azot oksitleyici bakterilerden *Nitrobacter spp* cinsinin *Nitrospira* cinsine göre her iki reaktörde daha baskın olarak bulunmuştur. Ayrıca Gümüşlü Aerobik reaktördeki (AgSR) bakteri yoğunluğunun aerobik reaktöre (SR) göre az olması Ag'ün azot oksitleyici bakterileri inhibe etmesi ile açıklanabilir.
- p. Sülfat indirgeyen bakterileri yoğunluğunun AgSR'de daha az olması kimyasal analizleri destekler niteliktedir. Bu durumun sebebi gümüş nanopartiküllerin bakterileri inhibe etmesi ve/veya sülfatın Ag ile reaksiyona girip çökmesinden kaynaklanan besin yetersizliği ile açıklanabilir.

Sonuç olarak;

- Reaktörlerdeki atık stabilizasyonu 181. gün sonunda gerçekleşmiştir.
- Amonyak oksitleyici bakterilerin kontrol reaktörüne kıyasla AgSR'de daha fazla olmasının açıklaması substrat için rekabet ettikleri sülfat indirgeyen bakterilerin gümüş nanopartiküller tarafından inhibe olmasından kaynaklanmaktadır.
- Antibakteriyel etkisi olduğu bilinen gümüş nanopartikülün evsel atığa 10 mg/kg yüklenmesine rağmen atıkların biyolojik ayrışmasına engel teşkil edecek toksik etkisi gözlenmemiştir.
- Reaktördeki ayrışma Ag-NP'e rağmen devam etmiş ve kontrol reaktörü ile aynı ayrışma trendini göstermiştir.
- Ag-NP'ün sızıntı suyunda birikmeyip katı atık numunelerinde tutunduğunu görülmüştür.

- Gümüş nanopartikül sızıntı suyundan çok atığın kendi bünyesinde biriktiğinden, sızıntı suyu ile yeraltı veya yüzeysel sulara taşınımının da kısıtlı olduğu düşünülmektedir.



KAYNAKLAR

- Ağdağ, O.N., Sponza, D. 2004. Katı atıkların simüle biyoreaktörlerde ayrışmasını etkileyen faktörler: Katı atıkların sıkıştırılması ve parçalanması. Cilt: 6, Sayı: 3, 83-94
- Ahmadifar, M., Sartaj, M., & Abdallah, M. 2016. Investigating the performance of aerobic, semi-aerobic, and anaerobic bioreactor landfills for MSW management in developing countries. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 18(4), 703-714.
- Akpınar, C. 2006. Use of fluorescently labelled oligonucleotide probes for identification and quantification of sulphate reducing bacterial populations in anoxic sediments of the Marmara Sea. İstanbul Teknik Üniversitesi, Institute of Science and Technology, Yüksek Lisans tezi, İstanbul.
- Aliyazıcıoğlu, Ç. 2011. Quantification of sensitive nitrogen converting organisms in landfills by using molecular techniques. Marmara University, Institute for graduate studies in pure and applied sciences, Thesis for the degree of master of science in environmental engineering, İstanbul.
- Altınbaş, M. 2007. Population dynamics in butyrate degrading communities in anaerobic bioreactors. İstanbul Teknik Üniversitesi, Doktora tezi, İstanbul.
- Altuner, E. E. 2013. Nano Kremlerin Üretimi. Selçuk Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Kimya ABD, Yüksek Lisans Tezi.
- Amann R.I., Ludwig W., and Schleifer K.H. 1995. Phylogenetic identification and in situ detection of individual microbial cells without cultivation. *Microbiol. Rev.* 59, 143–169.
- Amann, R., Binder, B., Olson R., Chisholm, S., Devereux, R., Stahl, D. 1990. Combination of 16S rRNA-targeted oligonucleotide probes with flow cytometry for analyzing mixed microbial populations. *Appl. Environ. Microbiol.*, 56 1919–1925.
- Amann, R., Fuchs, B. M., & Behrens, S. 2001. The identification of microorganisms by fluorescence in situ hybridisation. *Current opinion in biotechnology*, 12(3), 231-236.

- Anderson, G. K. Yang, G. 1992. Determination of bicarbonate and total volatile acid concentration in anaerobic digesters using a simple titration. *Water Environment Research*, 64, 1, 53-59.
- Aoi, Y., Miyoshi, T., Okamoto, T., Tsuneda, S., Hirata, A., Kitayama, A., & Nagamune, T. 2000. Microbial ecology of nitrifying bacteria in wastewater treatment process examined by fluorescence in situ hybridization. *Journal of bioscience and bioengineering*, 90(3), 234-240.
- Baker, C., Pradhan, A., Pakstis, L., Pochan, D. J., Shah, S. I. 2005, Synthesis and antibacterial properties of silver nanoparticles. *Journal of nanoscience and nanotechnology*, 5(2), 244-249.
- Benn, T. M., & Westerhoff, P. 2008. Nanoparticle silver released into water from commercially available sock fabrics. *Environmental science & technology*, 42(11), 4133-4139.
- Benson, DA., Karsch-Mizrachi, I., Lipman, DJ., Ostell, J., Wheeler, DL. 2004. Genbank:update. *Nucleic Acids Res.*, 32:D23-D26.
- Berge, N.D. Reinhart, D.R. ve Townsend, T.G. 2005. the fate of nitrogen in bioreactor landfills. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 35 :365–399.
- Bernreuter, J. ve Stessel, R.I. 1999. A review of aerobic biocell research and technology. White Paper submitted to Biological Processes Subcommittee of SWANA. Earth and Environmental Engineering, Columbia University, New York, NY, 10027.
- Bilgili, M.S. 2002. Katı atık düzenli depo sahalarında depo gazı oluşumunu etkileyen faktörlerin belirlenmesi. Yıldız Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Bölümü, Yüksek Lisans Tezi.
- Bilgili, M.S. 2006. Katı atık düzenli depo sahalarında atıkların aerobik ve anaerobik ayrışması üzerine sızıntı suyu geri devrinin etkileri. Yıldız Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği ABD, Doktora Tezi, İstanbul.
- Binner, E. 2003. The impact of mechanical-biological pretreatment on the landfill behaviour of solid wastes. in Langenkamp, H. and Marmo, L. (Eds), *Biological Treatment of Biodegradable Waste – Technical Aspects, Workshop Proceedings, Brussels*.
- Bizukoje, E.L. ve Ledakowicz, S. 2003. Stoichiometry of the aerobic biodegradation of the organic fraction of municipal solid waste (MSW). *Biodegradation*, 14: 51–56, 2003.

- Bodrossy, L. Holmes, E.M. Holmes, A.J. Kovács, K.L. and Murrell, J.C. 1997. Analysis of 16S rRNA and methane monooxygenase gene sequences reveals a novel group of thermotolerant and thermophilic methanotrophs, *Methylocaldum* gen. nov. *Archives of Microbiology*, 168. 493-503.
- Boero V.J., Eckenfelder Jr. W.W., Bowers A. R., 1991. Soluble microbial product formation in biological systems. *Water Science and Technology*, 23, 1067-1076.
- Boğa, A. 2007. Ağır Metallerin Özellikleri ve Etki Yolları. *Arşiv Kaynak Tarama Dergisi*, 16(3).
- Boon, N., Marle, C., Top, E.M., Verstraete, W., 2000. Comparison of the spatial homogeneity of physico-chemical parameters and bacterial 16S rRNA genes in sediment samples from a dumping site for dredging sludge. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 53, 742-747.
- Boothe, D.D.H., Smith, M.C., Gattie, D.K.; Das, K.C.. 2001. Characterization of microbial populations in landfill leachate and bulk samples during aerobic bioreduction. *Advances in Environmental Research*, 5,285-294.
- Borglin, S.E. Hazen, T.C., Oldenburg, C.M. ve Zawislanski, P.T. 2004. Comparison of aerobic and anaerobic biotreatment of municipal solid waste. *Journal of the Air & Waste Management Association*, Vol. 54: 815-822.
- Bulut, E. 2007. Gümüş nanopartiküllerin polifeollerle sentezi ve karakterizasyonu. Sakarya Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Kimya EABD, Yüksek Lisans Tezi, Sakarya.
- Burton, S.A.Q. Watson-Craik, I.A. 1998. Ammonia and nitrogen fluxes in landfill sites: Applicability to sustainable landfilling. *Waste Manage. Res.* 16, 41-53.
- Cammarota, M. C., Freire, D. M. G. 2006. A review on hydrolytic enzymes in the treatment of wastewater with high oil and grease content. *Bioresource technology*, 97(17), 2195-2210.
- Can, C. Körlü, A. 2011. Antibakteriyel tekstil üretiminde sıkça kullanılan gümüşün etki mekanizması ve toksisitesi. *Tekstil Teknolojileri Elektronik Dergisi*, 3(5), 54-59.
- Castellano, J. J., Shafii, S. M., Ko, F., Donate, G., Wright, T. E., Mannari, R. J., & Robson, M. C. 2007. Comparative evaluation of silver-containing antimicrobial dressings and drugs. *International wound journal*, 4(2), 114-122.
- Chefetz, B. Hatcher, P.G. Hadar, Y. Chen, Y. 1996. Chemical and biological characterization of organic matter during composting of municipal solid waste. *Journal of Environmental Quality*, 25, 776-785.

- Chen, A. C., Ueda, K., Sekiguchi, Y., Ohashi, A., & Harada, H. 2003. Molecular detection and direct enumeration of methanogenic Archaea and methanotrophic Bacteria in domestic solid waste landfill soils. *Biotechnology letters*, 25(18), 1563-1569.
- Choi, O., Hu, Z. 2008. Size dependent and reactive oxygen species related nanosilver toxicity to nitrifying bacteria. *Environmental science & technology*, 42(12), 4583-4588.
- Choi, O., Deng, K. K., Kim, N. J., Ross, L., Surampalli, R. Y. & Hu, Z. 2008. The inhibitory effects of silver nanoparticles, silver ions, and silver chloride colloids on microbial growth. *Water research*, 42(12), 3066-3074.
- Christensen, T. (Ed.), 2012. *Sanitary landfilling: process, technology and environmental impact*. Elsevier, 29-49.
- Christensen, T. H., Kjeldsen, P., Bjerg, P. L., Jensen, D. L., Christensen, J. B., Baun, A. & Heron, G. 2001. Biogeochemistry of landfill leachate plumes. *Applied geochemistry*, 16(7-8), 659-718.
- Christensen, T.H., Kjeldsen, P. 1989. Basic biochemical processes in landfills. *Sanitary Landfilling: Process, Technology and Environmental Impact*. Academic Press, London, UK.
- Cossu, R. 1989. Role of landfilling in solid waste management. In: *Sanitary Landfilling: Process, Technology and Environmental Impact*, Edited by Christensen, T.H., Cossu, R., Stegmann, R., Academic Press, London, 3-10.
- Çalli, B. 2003. Elucidation of ammonia inhibition in anaerobic treatment process by using 16 S rRNA/DNA based microbial identification techniques, Boğaziçi Üniversitesi, Doktora tezi, İstanbul, Türkiye.
- Çalli, B. Yükselen, M. A. Durmaz, S. 2006. Katı atıkların stabilizasyonuna bağlı olarak depo sahasındaki mikrobiyal dağılımda meydana gelen değişikliklerin incelenmesi. (Proje No. 105Y245)
- Çalli, B. ve Balahorli, V. 2013. Landfill leachate management. *Istanbul international solid waste, Water and Wastewater Congress 2013*, 22-24 Mayıs 2013, Haliç Kongre Merkezi, İstanbul. (http://mebig.marmara.edu.tr/Presentations/Leachate_IST3W.pdf)
- Çalli, B., Mertoğlu, B., Roest, K. and İnanç, B. 2006 Comparison of long-term performances and final microbial compositions of anaerobic reactors treating landfill leachate. *Bioresource Technology* 97(4), 641-647.
- Çokay B.İ., 2011. FISH ve standart mikrobiyolojik yöntemlerle gıda ve sulardaki önemli bakterilerin belirlenmesi, Adnan Menderes Üniversitesi, Doktora Tezi, Aydın, Türkiye.

- Daly, K., Sharp, R.J., McCarthy, A.J. 2000. Development of oligonucleotide probes and PCR primers for detecting phylogenetic subgroups of sulfate-reducing bacteria. *Microbiology*, 146, 1693-1705.
- Dao, H. T., Kuroda, K., Nakahara, N., Danshita, T., Hatamoto, M., & Yamaguchi, T. 2016. 16S rRNA gene-based comprehensive analysis of microbial community compositions in a full-scale leachate treatment system. *Journal of bioscience and bioengineering*, 122(6), 708-715.
- Das, K. C., Smith, M. C., Gattie, D. K., Boothe, D. D. H. 2002. Stability and quality of municipal solid waste compost from a landfill aerobic bioreduction process. *Advances in Environmental Research*, 6(4), 401-409.
- Dastjerdi, R., Montazer, M. 2010. A review on the application of inorganic nano-structured materials in the modification of textiles: focus on anti-microbial properties. *Colloids and Surfaces B: Biointerfaces*, 79(1), 5-18.
- DeLong, E. F., 1992. Archaea in coastal marine environments. *Proc Natl Acad Sci USA* 89:5685–5689
- DeLong, E.F., Wickham, G.S. and Pace, N.R., 1989. Phylogenetic strains: ribosomal RNA based probes for the identification of single cells, *Science*, 243, 1360-1363.
- Demirel, S. 2012. Molecular techniques for determining microbial diversity in treatment systems. *Sigma*, 30, 179-192.
- DeSantis, T. Z., Brodie, E. L., Moberg, J. P., Zubieta, I. X., Piceno, Y. M., & Andersen, G. L. 2007. High-density universal 16S rRNA microarray analysis reveals broader diversity than typical clone library when sampling the environment. *Microbial ecology*, 53(3), 371-383.
- Dizaji A. N. 2012. Rhodopseudomonas Palustris kullanılarak gümüş nanopartiküllerin üretimi. Hacettepe Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Biyomühendislik Anabilim Dalı, Yüksek Lisans Tezi, Ankara.
- Durán, N. Marcato, P.D. De Conti, R. Alves, O.L. Costa, F.T.M. Brocchi, M. 2010. Potential use of silver nanoparticles on pathogenic bacteria, their toxicity and possible mechanism of action. *J.Braz.Chem.Soc.*20(6): 949-959.
- Durmaz, S. 2005. Identification of prevalent microbial communities in municipal solid waste landfill leachate. Marmara Üniversitesi, Sağlık ve Uygulamalı Bilimler Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Programı, Yüksek Lisans Tezi.
- Erses, A.S. 2008. Sustainable Solid waste management and in situ attenuation mechanisms in landfills under aerobic and anaerobic conditions. Boğaziçi Üniversitesi, Çevre Bilimleri Enstitüsü, Çevre Teknolojisi Bölümü, Doktora Tezi, İstanbul.

- Erses, S., Onay, T.T. ve Yenigün, O., 2008. Comparison of aerobic and anaerobic degradation of municipal solid waste in bioreactor landfills. *Bioresource Technology*, 99, 5418-5426.
- Farquar, G.J., 1988. Leachate: Production and characterisation. *Canadian Journal of Civil Engineering*, 16, 317-325.
- Farquhar, G. J. Rovers, F. A. 1973. Gas production during refuse decomposition. *Water, Air and Soil Pollution*, 2, 483-495.
- Felske, A., Akkermans, A.D.L. 1998. Spatial homogeneity of abundant bacterial 16S rRNA molecules in grassland soils. *Microbial Ecology*, 36, 31-36.
- Fernandes, H., Viancelli, A., Martins, C. L., Antonio, R. V., & Costa, R. H. 2013. Microbial and chemical profile of a ponds system for the treatment of landfill leachate. *Waste management*, 33(10), 2123-2128.
- Fersiz, S. 2010. Evsel organik atıkların anaerobik ve aerobik çürütülmesi. Kocaeli Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği ABD, Doktora Tezi.
- Filiz, E. 2007. Doğal kaynaklardan elde edilen adsorbanlarla sulardan ağır metal giderimi. İstanbul Teknik Üniversitesi, Fen bilimleri enstitüsü, Doktora tezi.
- Fuchs B.M., Glockner F.O., Wulf J. ve Amann R. 2000. Unlabeled helper oligonucleotides increase the in situ accessibility to 16S rRNAoffluorescently labeled oligonucleotide probes. *Appl. Environ. Microbiol.* 66, 3603–3607.
- Garcia, J.L., Patel, B.K.C., Ollivier, B., 2000. Taxonomic phylogenetic and ecological diversity of methanogenic Archaea. *Anaerobe* 6, 205–226.
- Garnett, M. C. Kallinteri, P. 2006. Nanomedicines and nanotoxicology: some physiological principles. *Occupational Medicine*, 56(5), 307-311.
- Garrity G. New York: Springer-Verlag; 2001. *Bergey's manual of systematic bacteriology* 721.721 p
- Giannis, A., Makripodis, G., Simantiraki, F., Somara, M. ve Gidarakos, E. 2008. monitoring operational and leachate characteristics of an aerobic simulated landfill bioreactor. *Waste Management*, 28, 1346-1354.
- Gitipour, A., El Badawy, A., Arambewela, M., Miller, B., Scheckel, K., Elk, M. & Tolaymat, T. 2013. The impact of silver nanoparticles on the composting of municipal solid waste. *Environmental science & technology*, 47(24), 14385-14393.

- Gottschalk, F., Sonderer, T., Scholz, W., & Nowack, B. 2009. modeled environmental concentrations of engineered nanomaterials (ENM) for different regions and at different resolutions. *Environ. Sci. Technol*, 43, 9216-9222.
- Gözdereliler, E. 2008. Evaluation of methanol effect on an anaerobic sludge using methanogenic activity measurements and fluorescent in situ hybridization. Boğaziçi Üniversitesi, Yüksek lisans tezi, İstanbul 2008.
- Gray, N. D., Miskin, I. P., Kornilova, O., Curtis, T. P., & Head, I. M. 2002. Occurrence and activity of Archaea in aerated activated sludge wastewater treatment plants. *Environmental Microbiology*, 4(3), 158-168.
- Großkopf, R., Janssen, P. H., & Liesack, W. 1998. Diversity and structure of the methanogenic community in anoxic rice paddy soil microcosms as examined by cultivation and direct 16S rRNA gene sequence retrieval. *Applied and environmental microbiology*, 64(3), 960-969.
- Gupta, V. Kumar, A. 2014. Nanosilver Products-A Review. *Asian Journal of Biochemical and Pharmaceutical Research Issue 4 (Vol. 4) 2014 (91-107)*
- Güler, N. 2006. Identification of nitrifier diversity and activity in biological wastewater treatment systems. Marmara Üniversitesi, Yüksek Lisans Tezi, İstanbul, 2006.
- Güngör, N. D. 2015. Some molecular techniques applied in determination of environmental microbial diversity. *Sigma: Journal of Engineering & Natural Sciences/Mühendislik ve Fen Bilimleri Dergisi*, 33(1).
- Güvenç, S. Y., Alan, B., Adar, E., Bilgili M.S. 2016. Effect of TiO₂ and Ag nanoparticles on migration behavior of leachate contaminants in aerobic bioreactor landfills. *Sigma J Eng & Nat Sci* 34 (4), 2016, 493-503
- Güvenç, S. Y., Ertürk, Ö., Bilgili, M. S., Kır, M., Kızıltunç, H., Hacı, M. & Özkavucu, A. (2016). The effect of ag nanoparticles on leachate characteristics from aerobic landfill bioreactors. *Sigma Journal Of Engineering And Natural Sciences-Sigma Mühendislik Ve Fen Bilimleri Dergisi*, 34(4), 483-492.
- Hanashima, M. 1999. Pollution control and stabilization process by semi-aerobic landfill type. In *Proceedings of the 7th International Waste Management and Landfill Symposium*. Cngliari, Italy:[sn] (pp. 238-256).
- Harmankaya, M. 2013. Impacts of sewage sludge codisposal on waste degradation in aerobic and anaerobic bioreactors. Boğaziçi Üniversitesi, Çevre Bilimleri Enstitüsü, Çevre Teknolojisi Bölümü, Yüksek Lisans Tezi.
- Hartz, K.E. Klink, R.E. ve Ham, R.K. 1982. Temperature effects: Methane generation from landfill samples. *Journal Of Environmental Engineering Division*, 108, 629-638.

- Henze, M., Harremoës, P., Jansen, J.C. and Arvin, E., 1995. Wastewater Treatment. Biological and Chemical Processes, Springer-Verlag, Berlin.
- Heyer, K.U. Hupe, K. Koop, A. et. al. 2003. The low pressure aeration of landfills: Experience, operation and costs. Proceedings Sardinia 2003, Ninth International Waste Management and Landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy.
- Horikoshi, S. Serpone, N. 2013. Introduction to Nanoparticles. In: Microwaves in Nanoparticle Synthesis, edited by Satoshi Horikoshi, and Nick Serpone, John Wiley & Sons, Incorporated, 2013.
- Hot, E. 2012. Investigation of waste stabilization potential of a medium aged solid waste in a bioreactor landfill. Boğaziçi Üniversitesi, Çevre Bilimleri Enstitüsü, Çevre Teknolojisi Bölümü, Yüksek Lisans Tezi.
- Hou, L., Li, K., Ding, Y., Li, Y., Chen, J., Wu, X. & Li, X. 2012. Removal of silver nanoparticles in simulated wastewater treatment processes and its impact on COD and NH₄ reduction. Chemosphere, 87(3), 248-252.
- <https://biologywise.com/archaeobacteria-kingdom>, Erişim Tarihi: 28.02.2018.
- <http://dste.puducherry.gov.in/envisnew/books&reports1.pdf>, Erişim Tarihi: 19.02.2018.
- http://erzurum.edu.tr/Content/Yuklemeler/Personel/Arzu_GORMEZ/Mikrobiyoloji_I16405.pdf
- https://faculty.unlv.edu/wmojica/PCR_LAB2.htm, Erişim Tarihi: 09.10.2017.
- <http://probase.csb.univie.ac.at/>, Erişim Tarihi: 18.05.2018.
- <https://www.cinko.gen.tr/cinko-kullanım-alanları.html>, Erişim Tarihi: 29.03.2018.
- <http://www.cyen.org/innovaeditor/assets/Solid%20waste%20management.pdf>, Erişim Tarihi 05.02.2018.
- http://www.mmo.org.tr/resimler/dosya_ekler/388bd976685064b_ek.pdf?dergi=535 (Güneşoğlu C. Mühendis ve Makine Cilt:50 Sayı: 591 sayfa:25 (DERGİ) Erişim Tarihi: 06.10.2016)
- <http://www.yarbis1.yildiz.edu.tr/web/userAnnouncementsFiles/dosyaeee736d46da46dd5a0743f2c7703248c.pdf> (Kerti, I. Nadir ve Kıymetli Metaller Metalurjisi. Yıldız Teknik Üniversitesi, Malzeme Müh. Bölümü Ders Notu, Erişim Tarihi: 06.10.2016)
- Huang, L. N., Zhou, H., Zhu, S., & Qu, L. H. 2004. Phylogenetic diversity of bacteria in the leachate of a full-scale recirculating landfill. FEMS Microbiology Ecology, 50(3), 175-183.

- Huang, L. N., Zhu, S., Zhou, H., & Qu, L. H. 2005. Molecular phylogenetic diversity of bacteria associated with the leachate of a closed municipal solid waste landfill. *FEMS microbiology letters*, 242(2), 297-303.
- Huang, Q. Yang, Y. Pang, X. ve Wang, Q. 2008. Evolution on qualities of leachate and landfill gas in the semi-aerobic landfill. *Journal of Environmental Sciences*, 20, 499-504.
- Hudgins, M., Green, L. 1999. Using an Aerobic Landfill System. In SWANA's 22nd Landfill Gas Symposium, Orlando, Florida.
- Hanson, R.S. Hanson, T.E. 1996. Methanotrophic bacteria. *Microbiol Rev* 60: 439-471.
- Hussain, S. M. Hess, K. L. Gearhart, J. M. Geiss, K. T. Schlager, J. J. 2005. in vitro toxicity of nanoparticles in BRL 3A rat liver cells. *Toxicol In Vitro*, 19: 975-83.
- Ishigaki, T., Sugano, W., Nakanishi, A., Tateda, M., Ike, M., & Fujita, M. 2004. The degradability of biodegradable plastics in aerobic and anaerobic waste landfill model reactors. *Chemosphere*, 54(3), 225-233.
- Jones, C. Hoek, E. 2010. A review of the antibacterials effects of silver nanomaterials and potential implications for human health and the environment. *Journal of Nanoparticules Research*, vol:12, p. 1531-1551.
- Jun, D., Yongsheng, Z., Henry, R.K. ve Mei, H., 2007. Impacts of aeration and active sludge addition on leachate recirculation bioreactor. *Journal of Hazardous Materials*, 147, 240-248.
- Kaegi, R., Voegelin, A., Sinnet, B., Zuleeg, S., Hagendorfer, H., Burkhardt, M., & Siegrist, H. 2011. Behavior of metallic silver nanoparticles in a pilot wastewater treatment plant. *Environmental science & technology*, 45(9), 3902-3908.
- Kahvecioğlu, Ö., Kartal, G., Güven, A., & Timur, S. 2003. Metallerin çevresel etkileri-I. *Metalurji Dergisi*, 136, 47-53.
- Kartal, G., Güven, A., Kahvecioğlu, Ö., Timur, S., & Metalurji, İ.T.Ü. 2004. Metallerin çevresel etkileri-II. *Metalurji Dergisi*, 137, 46-51.
- Kavaz, D. 2011. Nanopartiküller. *Nanobülten13 Dergisi*, Mayıs 2011, 12-19.
- Keener, H.M., Elwell, D.L., Das, K. ve Hansen, R.C., 1997. Specifying Design/Operation of Composting Systems Using Pilot Scale Data. *Applied Engineering in Agriculture*, 13 (6), 767-772
- Keser S. 2009. Katı atık düzenli depolama sahalarında oluşan çöp sızıntı suları ve arıtılması üzerine incelemeler. Atatürk Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği ABD, Yüksek Lisans Tezi.

- Keskin, A.S. 2011. Nano boyutta gümüş sentezi ve tetra pirollerle etkileşimlerinin incelenmesi. İstanbul Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Kimya ABD, Yüksek Lisans Tezi, İstanbul.
- Kim, H., 2005. Comparative studies of aerobic and anaerobic landfills using simulated landfill lysimeters, University of Florida, Doktora Tezi, USA.
- Kim, M. 2003. The study of landfill microbial communities using landfill gas and landfill gas condensate. Drexel University, PhD Thesis, USA.
- Kjeldsen, P., Barlaz, M. A., Rooker, A. P., Baun, A., Ledin, A., Christensen, T. H., 2002. Present and long term composition of msw landfill leachate: A review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 32 (4), 297-336.
- Kjørhaug, O. M. 2013. Assessment of biomass functionalities in a biofilm membrane bioreactor (BF-MBR) targeting biological nutrient removal. Institutt for biotechnology, Master's thesis.
- Klasen, H. J. 2000. Historical review of the use of silver in the treatment of burns. I. Early uses. *Burns*, 26(2), 117-130.
- Krishnamurthi, S., & Chakrabarti, T. 2013. Diversity of bacteria and archaea from a landfill in Chandigarh, India as revealed by culture-dependent and culture-independent molecular approaches. *Systematic and applied microbiology*, 36(1), 56-68.
- Kshikhundo, R. Itumhelo, S. 2016. Bacterial species identification. *World News of Natural Sciences*, 3, 26-38.
- Lansdown, A. B. 2002. Silver I: its antibacterial properties and mechanism of action. *Journal of wound care*, 11(4), 125-130.
- Limbach, L. K. Wick, P. Manser, P. Grass, R. N. Bruinink, A. Stark, W. J. 2007. Exposure of engineered nanoparticles to human lung epithelial cells: influence of chemical composition and catalytic activity on oxidative stress. *Environmental science & technology*, 41(11), 4158-4163.
- Long, Y. Y., Shen, D. S., Wang, H. T., & Lu, W. J. 2010. Migration behavior of Cu and Zn in landfill with different operation modes. *Journal of hazardous materials*, 179(1-3), 883-890.
- Lu, L., & Jia, Z. 2013. Urease gene-containing Archaea dominate autotrophic ammonia oxidation in two acid soils. *Environmental microbiology*, 15(6), 1795-1809.
- Maidak, BL., Cole, JR., Lilburn, TG., Parker, CT., Saxman, PR., Farris, RJ, Garrity, GM., Olsen, GJ., Schmidt, TM, Tiedje JM. 2001. The RDP-II (Ribosomal Database Project). *Nucleic Acids Res.*, 29: 173-174.

- Manz, W., Amann, R., Ludwig, W., Wagner, M., Schleifer, K-H., 1992. Phylogenetic oligodeoxynucleotide probes for the major subclasses of Proteobacteria: problems and solutions. *Syst. Appl. Microbiol.* 15,593 - 600.
- Mehmood, M. K., Adetutu, E., Nedwell, D. B., & Ball, A. S., 2009. In situ microbial treatment of landfill leachate using aerated lagoons. *Bioresource technology*, 100(10), 2741-2744.
- Meier, R. Pepper, I. Gerba, C.. 2000. Biogeochemical Cycling. In: *Environmental Microbiology*, Academic Press, San Diego, CA, USA,332–340.
- Meima, J.A. Naranjo, N.M. ve Haarstrick, A. 2008. Sensitivity analysis and literature review of parameters controlling local biodegradation processes in municipal solid waste landfills. *Waste Management*, 28, 904–918.
- Mertoğlu, B. 2005. Investigation of microbial communities in sanitary and bioreactor landfills. Marmara Üniversitesi, Sağlık ve Uygulamalı Bilimler Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Programı, Doktora Tezi.
- Metcalf and Eddy, 1991. *Wastewater engineering, treatment, disposal and reuse*. McGraw Hill, New York.
- Mocali, S., Benedetti A., 2010. Exploring research frontiers in microbiology: the challenge of metagenomics in soil microbiology. *Res. Microbiol.* 161: 497–505.
- Morones, J. R., Elechiguerra, J. L., Camacho, A., Holt, K., Kouri, J. B., Ramírez, J. T., Yacaman, M. J., 2005. The bactericidal effect of silver nanoparticles. *Nanotechnology*, 16(10), 2346.
- Moter, A., Göbel, U. B. 2000. Fluorescence in situ hybridization (FISH) for direct visualization of microorganisms. *J Microbiol Methods*, 41:85-112.
- Mullis, K.B., Faloona, F.A. 1987. Specific synthesis of DNA in vitro via a polymerase-catalyzed chain reaction. *Methods. Enzymol.* 155:335–350.
- Müller, V., Blaut, M., & Gottschalk, G. 1993. Bioenergetics of methanogenesis. In *Methanogenesis* (pp. 360-406). Springer, Boston, MA.
- Nagendran, R. Selvam, A. Joseph, K. ve Chiemchaisri, C. 2006. Phytoremediation and rehabilitation of municipal solid waste landfills and dumpsites: A brief review. *Waste Management*, 26, 1357-1369.
- Nakatsu C.H. 2007. Soil microbial community analysis using denaturing gradient gel electrophoresis, *Soil Science Society of America Journal*, 71 (2), 562-571, 2007.
- Nel, A. Xia, T. Madler, L. Li, N. 2006. Toxic potential of materials at the nanolevel. *Science* 311, 622–627.

- Nielsen, P. H., 2009. Protocol for Fluorescence in situ hybridization (FISH) with rRNA-targeted oligonucleotides. İçinde: FISH Handbook for Biological Wastewater Treatment. Identification and quantification of microorganisms in activated sludge and biofilms by FISH, IWA Publishing, London, 73-84.
- Nielsen, P. H., Daims, H., Lemmer, H., Arslan-Alaton, I., & Olmez-Hanci, T. (Eds.). 2009. FISH handbook for biological wastewater treatment. Iwa publishing.
- Noble, J.J., Arnold, A.E., 1991. Experimental and mathematical modeling of moisture transport in landfills. Chemical Eng. Comm. 100 (1991): 95-111.
- Nopharatana, A. Clarke, W.P. Pullammanappallil, P.C. Silvey, P. Chynoweth, D.P. 1998. Evaluation of methanogenic activities during anaerobic digestion of municipal solid waste. Bioresource Technology, 64, 169-174.
- O'keefe, D. M. & Chynoweth, D. P. 2000. Influence of phase separation, leachate recycle and aeration on treatment of municipal solid waste in simulated landfill cells. Bioresource Technology, 72(1), 55-66.
- Onay, T. T. İnce, B. Erses A. S. Öz, N. A. 2006. Identification and quantification of prevalent microbial diversity by using fluorescent in-situ hybridization (FISH) technique in simulated municipal solid waste landfill reactors. (Proje No: 06Y101).
- Özcan, B. 2004. Türkiye'den Halofilik arkebakterilerin izolasyonu ve karakterizasyonu. Ankara Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Doktora Tezi, Ankara.
- Özcan, M.A 2014. Gümüş nanopartiküller ve kanatlı hayvan beslemede kullanıma yönelik çalışmalar. Tavukçuluk Araştırma Dergisi 11 (2): 16-20.
- Özkaya, B. 2005. Katı Atık Depo Sahalarında Sızıntı Suyu Geri Devrinin Depo Gazı Bileşenleri Üzerindeki Etkilerinin İncelenmesi. J. Fac. Eng. Arch. Selcuk Univ, 20(1).
- Özkaya, B., & Demir, A. 2011. Microbial community analysis with PCR-DGGE-SEQUENCING based molecular methods in municipal solid waste management. Sigma Mühendislik ve Fen Bilimleri Dergisi, 3, 219.
- Pal S. Tak Y.K. Song J.M. 2007. Does the antibacterial activity of silver nanoparticles depend on the shape of the nanoparticle? A study of the gram-negative bacterium escherichia coli. Appl Environ Microbiol 2007;27(6):1712–20.
- Palmisano, A. C. & Barlaz, M. A. 1996. Microbiology of solid waste (Vol. 3). CRC press. (sy:71-115)

- Parlak, E. B. 2013. Gümüş ve alüminyum nanoparçacıklarının aktif çamurdaki mikrobiyal yapıya olan nanotoksikolojik etkilerinin belirlenmesi. İstanbul Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Nanobilim ve Nanomühendislik Programı, Yüksek Lisans Tezi.
- Pereira E, Silva MC, Dias AC, van Elsas JD, Salles JF. 2012. Spatial and temporal variation of archaeal, bacterial and fungal communities in agricultural soils. PLoS ONE 7(12):e51554
- Pflugler, A. R. Wu, W. M. Pieja, A. J. Wan, J. Rostkowski, K. H. Criddle, C. S. 2011. Selection of type I and type II methanotrophic proteobacteria in a fluidized bed reactor under non-sterile conditions. Bioresour Technol 102:9919–9926
- Piotrowska, G. B. Golimowski, J. Urban, P. L. 2009. Nanoparticles: Their potential toxicity, waste and environmental management. Waste Management 29,2587–2595.
- Pohland, F.G., 1980. Leachate recycle as landfill management option. Journal of Environmental Engineering, 106, s. 1057-1069.
- Ponsá, S. Gea, T., Alern, L., Cerezo, J. ve Sánchez, A. 2007. Comparison of aerobic and anaerobic stability indices through a MSW biological treatment process. Waste Management, 28, 2735-2742.
- Prakash, O., Jangid, K., & Shouche, Y. S. 2013. Carl Woese: from biophysics to evolutionary microbiology. Indian journal of microbiology, 53(3), 247-252.
- Price, G.A., Barlaz, M.A., Hater, G.R., 2003. Nitrogen management in bioreactor landfills. Waste Management, 23, 675-688.
- Qin, W. Egolfopoulos, F.N. Tsotsis, T.T. 2001. Fundamental and enviromental aspects of landfill gas utilization for power generation. Chemical Engineering Journal, 82, 157-172.
- Raga, R., & Cossu, R. 2013. Bioreactor tests preliminary to landfill in situ aeration: A case study. Waste Management 33, 871–880
- Rai, M. Yadav, A. Gade, A. 2009. Silver nanoparticles as a new generation of antimicrobials. Biotechnology Advances, 27, p. 76-83.
- Read, A.D. Hudgins, M. ve Phillips, P. 2001. Aerobic Landfill Test Cells and Their Implications for Sustainable Waste Disposal. The Geographical Journal, 167(3), 235–247
- Reinhart, D.R. 1994. Beneficial use of landfill gas. Florida Center for Solid and Hazardous Wastes, Report 94-7.

- Ren, X. Mena X. Chen D. Tang F. Jiao J. 2005. Using silver nanoparticle to enhance current response of biosensor. *Biosensors and Bioelectronics*, 21, 433-437.
- Rich, C. Gronow, J. ve Voulvoulis, N. 2008. The Potential for Aeration of MSW Landfills to Accelerate Completion. *Waste Management*, 28, 1039–1048.
- Saatçi, A. M. ve Çallı, B. 2003. Sızıntı suyu arıtan anaerobik reaktörlerdeki mikrobiyal çeşitliliğin moleküler tekniklerle incelenmesi. (Proje No. 102I058 - İÇTAG – A034)
- Saatçi, A. M. Çeçen, F. Yükselen, M. A. Çallı, B. Mertoğlu, B. Girgin E. 2006. Biyolojik atıksu arıtma sistemlerindeki nitrifikasyon bakterilerinin türlerinin ve aktivitelerinin belirlenmesi (Proje No. İÇTAG-Ç106 104I031)
- Saiki, R. K., Scharf, S., Faloona, F., Mullis, K. B., Horn, G. T., Erlich, H. A., & Arnheim, N. 1985. Enzymatic amplification of beta-globin genomic sequences and restriction site analysis for diagnosis of sickle cell anemia. *Science*, 230(4732), 1350-1354.
- Samsunlu. A.. 2006. Atık Suların Arıtılması. 3.baskı, Birsen Yayınevi, İstanbul.
- San, İ., Onay, T. T., 2001. Impact of various leachate recirculation regimes on municipal solid waste degradation. *Journal of Hazardous Materials*, 87, 259-271
- Sang, N. N., Soda, S., Ishigaki, T., & Ike, M. 2012. Microorganisms in landfill bioreactors for accelerated stabilization of solid wastes. *Journal of bioscience and bioengineering*, 114(3), 243-250.
- Sarsar, V. Selwal, K. K. Selwal, M. K. 2014. Nanosilver: potent antimicrobial agent and its biosynthesis. *African Journal of Biotechnology*, 13(4).
- Sass H., Steuber J., Kroder M., Kroneck P.M., Cypionka H., 1992, Formation of thionates by freshwater and marine strains of sulphate-reducing bacteria, *Arch. Microbiol.*, 158, 418–421.
- Sawyer, C., McCarty, P. L., Parkin, G. F. 2003. *Chemistry for environmental engineering and science*. McGraw-Hill, 5th Ed., NewYork.
- Sekman, E. 2009. katı atıkların aerobik ayrışması sırasında gerekli olan optimum hava miktarının belirlenmesi. Yıldız Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Bölümü, Yüksek Lisans Tezi, İstanbul.
- Sesay, A.A. Lasaridi, K.E. Stentiford, E.I. 1998. Aerated static pile composting of municipal solid waste. *Waste Management and Research*, 16, (3), 264-272.

- Singh, M. Singh, S. Prasad, S. Gambhir, I.S. 2008. Nanotechnology in medicine and antibacterial effect of silver nanoparticles. *Dig. J. Nanomater. Bios.* 3,115-122.
- Slezak, R., Krzystek, L., & Ledakowicz, S. 2015. Degradation of municipal solid waste in simulated landfill bioreactors under aerobic conditions. *Waste management*, 43, 293-299.
- Smith, M.C., Gattie, D.K., Boothe, D.D.H. ve Das, K.C., 2000. Enhancing aerobic bioreduction under controlled conditions in a municipal solid waste landfill through the use of air injection and water recirculation. *Advances in Environmental Research*, 3 (4), 459–470
- Stahl D.A. ve Amann R. 1991. Development and application of nucleic acid probes. In *Nucleic acid techniques in bacterial systematics*. Stackebrandt E. and Goodfellow M. Eds. pp. 205–248, Wiley.
- Stessel, R., Murphy, A., 1992. A Lysimeter Study of the Aerobic Landfill Concept. *Waste Management and Research*, 10, 485 - 503.
- Sünbül, B. 2012. Havalı işletilen biyoreaktörlerde optimum hava miktarının belirlenmesi, Sakarya Üniversitesi, Mühendislik Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, Lisans Tezi.
- Tchobanoglous, G., Theisen, H., Vigil, S.A., 1993. *Integrated solid waste management: Engineering principles and management issues*. McGraw Hill, Inc, USA.
- Tchounwou, P. B., Yedjou, C. G., Patlolla, A. K., & Sutton, D. J. 2012. Heavy metal toxicity and the environment. In *Molecular, clinical and environmental toxicology* (pp. 133-164). Springer, Basel.
- Thauer, R. K. Stackebrandt, E. & Hamilton, W. A. 2007. Energy metabolism and phylogenetic diversity of sulphate-reducing bacteria. *Sulphate-reducing bacteria: Environmental and engineered systems*, 1-37.
- Tınmaz, E. 2009. Bioreaktör depolama alanlarında sızıntı suyu geri devrinin, atık boyutunun, havalandırmanın ve havalandırma yönünün atık stabilizasyonuna etkisi. İstanbul Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Bilimleri Ve Mühendisliği Programı, Doktora Tezi, İstanbul.
- Top, S. 2009. Katı atıkların aerobik ve anaerobik ayrışma proseslerinin arazi ölçekli test hücrelerinde incelenmesi. Yıldız Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği, Yüksek Lisans Tezi, İstanbul.
- Tosun, İ. 2003. Gül işleme posasının evsel katı atıklarla birlikte kompostlaşabilirliği. Yıldız Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Programı, Doktora Tezi.

- Townsend, T. Kumar, D. Ko, J. 2008. Bioreactor Landfill Operation: A Guide for Development, Implementation and Monitoring: version 1.0 (July 1, 2008). Prepared for the Hinkley Center for Solid and Hazardous Waste Management, Gainesville, FL.
- Varank, G. 2006. Aerobik olarak stabilize edilmiş katı atıklar ile kompost ürününün karşılaştırılması. Yıldız Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Üniversitesi, Çevre Mühendisliği ABD, Yüksek Lisans Tezi.
- Wagner M., Horn M., and Daims H. 2003. Fluorescence in situ hybridisation for the identification and characterisation of prokaryotes. *Curr. Opin. Microbiol.* 6, 302–309.
- Warith, M.A. 2003. Solid Waste Management: New Trends in Landfill Design. *Emirates Journal for Engineering Research*, 8(1), 61–70.
- Woese, C. R., Kandler, O., & Wheelis, M. L. 1990. Towards a natural system of organisms: proposal for the domains Archaea, Bacteria, and Eucarya. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 87(12), 4576-4579.
- Xu, Q, Tian, Y., Wang, S. & Ko, J. H. 2015. A comparative study of leachate quality and biogas generation in simulated anaerobic and hybrid bioreactors. *Waste Management*, 41, 94-100.
- Yadav, S., Kundu, S., Ghosh, S. K., & Maitra, S. S. 2015. Molecular analysis of methanogen richness in landfill and marshland targeting 16S rDNA sequences. *Archaea*, 2015.
- Yang, Y., Gajaraj, S., Wall, J. D., & Hu, Z. 2013. A comparison of nanosilver and silver ion effects on bioreactor landfill operations and methanogenic population dynamics. *Water research*, 47(10), 3422-3430.
- Yang, Y., Xu, M., Wall, J. D., & Hu, Z. 2012. Nanosilver impact on methanogenesis and biogas production from municipal solid waste. *Waste management*, 32(5), 816-825.
- Yazıcı, E. 2009. Ultrasonik sprey piroliz tekniğiyle küresel gümüş nanopartiküllerinin üretimi. İstanbul Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Metalurji ve Malzeme Mühendisliği ABD, Üretim Metalurjisi ve Teknolojileri Mühendisliği Programı, Yüksek Lisans Tezi, İstanbul.
- Yilmaz L.S., Ökten H.E., and Noguera D.R. 2006. Making all parts of the 16S rRNA of *Escherichia coli* accessible in situ to single DNA oligonucleotides. *Appl. Environ. Microbiol.* 72, 733–744.
- Yuen, C.W.M., Li, Y., Ku, S.K., Mak, C.M., Kan, C.W. 2005. Experimental study on fabric water repellency using nanotechnology. *AATCC*, 5(8): 41-45.

- Yuen, S.T.S., 1999. Bioreactor landfills promoted by leachate recirculation: A full-scale study. University of Melbourne, Department of Civil&Environmental Engineering, Ph.D. Thesis, Australia.
- Yuen, S.T.S., 2001. Bioreactor landfills: Do they work?, 2nd ANZ Conference on Environmental Geotechnics, Newcastle, Australia, 28-30 November.
- Zhang W, Yue B, Wang Qi, Huang Z C, Huang Q F, Zhang Z Q, 2011. Bacterial community composition and abundance in leachate of semi-aerobic and anaerobic landfills. *Journal of Environmental Sciences*, 23(11): 1770–1777
- Ziyang, L. Dong, B., Chai, X., Song, Y., Zhao, Y., Zhu, N., 2009. Characterization of refuse landfill leachates of three different stages in landfill stabilization process. *Journal of Environmental Sciences*, 21, 1309–1314.



ÖZGEÇMİŞ

Süheyla Duran, 29.06.1989 da İstanbul'da doğdu. İlk, orta ve lise eğitimini İstanbul'da tamamladı. 2007 yılında Özel Başarılı Eğitim Kurumlarından mezun oldu. 2008 yılında Sakarya Üniversitesi Çevre Mühendisliği bölümüne girdi ve 2012 yılında mezun oldu. Ardından Sakarya Üniversitesi Çevre Mühendisliği EABD 'nda yüksek lisans eğitimine başladı.