



Hibrit Biyoreaktörlerde Katı Atık Stabilizasyonu ve Mikrobiyal Çeşitlilik Üzerine Etkisinin Araştırılması

Program Kodu: 1002

Proje No: 112Y257

Proje Yürütücüsü:
Yrd. Doç.Dr. A.Suna ERSES YAY

Araştırmacı(lar):
Arş.Gör. Meryem AKSU

OCAK, 2015
SAKARYA

ÖNSÖZ

Bu çalışmada, havasız, hibrit (havasız-havalı), havalı ve kesikli havalı olarak işletilen katı atık biyoreaktörleri kurularak, katı atıkların farklı prosesler altında ayrışması incelenmiştir. Moleküler tekniklerden floresanlı yerinde hibritleşme (FISH) yöntemiyle de hibrit, aerobik ve anaerobik reaktörlerden alınan sızıntı suyu örneklerinde mikroorganizma topluluğu oluşumu ile reaktör performansları arasındaki ilişki tanımlanmaya çalışılmıştır.

Bu proje Türkiye Bilimsel ve Teknolojik Araştırma Kurumu (TUBİTAK) Hızlı destek programı(1002) kapsamında süre uzatımı ile birlikte toplamda 15 ay süresince desteklenmiştir.

İÇİNDEKİLER

TABLO DİZİNİ	iv
ŞEKİL DİZİNİ	v
SEMBOLLER	xi
ÖZET	xii
ABSTRACT	xiv
1. AMAÇ VE KAPSAM.....	1
2. MATERYAL VE YÖNTEM.....	3
2.1 Reaktörlerin Tasarımı	3
2.2 Reaktörlerin İşletilmesi	5
2.3 Reaktörlerin Doldurulması	6
2.1 Yapılan analizler ve Yöntem.....	7
3. ANALİZ ve BULGULAR	9
3.1. Katı Atık Analizleri.....	9
3.1.1. Katı Atıkta Ağır Metal Analizleri.....	9
3.2 Sızıntı Suyu Analizleri.....	10
3.2.1 pH ve Alkalinite	10
3.2.2 Yükseltgenme İndirgenme Potansiyeli (ORP).....	12
3.2.3 İletkenlik ve Toplam Çözünmüş Katı Madde	13
3.2.4 Klorür	14
3.2.5 Sızıntı Suyunun Organik Muhtevası	15
3.2.6 Toplam Organik Karbon.....	19
3.2.7 NO ₃ ⁻ ve NH ₃ -N Analizleri	20
3.2.8 Sülfat ve Sülfür Analizleri	22
3.2.9 Toplam ve Ortofosfat Analizleri	23
3.3 Mikrobiyolojik Analizler.....	25
3.3.1 Sızıntı Suyu Numunelerinde Bakteri ve Arkea Dağılımı	28



3.4 Gaz Analizleri	72
4. EKONOMİK ANALİZ	75
5. SONUÇLAR.....	91
A. KAYNAKLAR.....	93

TABLO DİZİNİ

Tablo 1 Reaktörlere göre işletme koşulları	6
Tablo 2 Sakarya ili evsel atık kompozisyonu.....	6
Tablo 3 Reaktöre eklenen atığın özellikleri	7
Tablo 4 Çalışmada yapılan analizler ve analiz yöntemleri	7
Tablo 5 Katı atıkta ağır metal analiz sonuçları.....	9
Tablo 6 FISH analizlerinde kullanılan proplar ve proplarla ilgili temel bilgiler.....	27
Tablo 7 Günlük örtüden sızan su miktarı.....	77
Tablo 8 Nihai örtüden sızan su miktarı.....	77
Tablo 9 Metan üretim hızı değerleri (k).....	80
Tablo 10 Biyoreaktör düzenli depolama fiyatların karşılaştırması.....	90

ŞEKİL DİZİNİ

Şekil 1	Reaktör Tasarımı	4
Şekil 2	Reaktör Havalandırma ve Drenaj Sistemi	4
Şekil 3	Biyoreaktör sistemi.....	5
Şekil 4	Biyoreaktörlere konulan atık karışımı	7
Şekil 5	pH ve Alkalinite Analiz Sonuçları	10
Şekil 6	ORP analiz sonuçları	12
Şekil 7	İletkenlik ve Toplam Çözülmüş Katı Analiz Sonuçları.....	13
Şekil 8	Klorür Sonuçları Analiz.....	14
Şekil 9	Sızıntı suyu KOİ analiz sonuçları.....	16
Şekil 10	Çözülmüş KOİ analiz sonuçları.....	16
Şekil 11	BOİ ₅ analiz sonuçları.....	17
Şekil 12	BOİ ₅ /KOİ oranları	18
Şekil 13	TOK analiz sonuçlar	19
Şekil 14	NH ₄ ⁻ analiz sonuçları.....	21
Şekil 15	Nitrat analiz sonuçları.....	21
Şekil 16	SO ₄ ⁻ analiz sonuçları.....	22
Şekil 17	S ²⁻ analiz sonuçları	23
Şekil 18	PO ₄ ⁻ - P analiz sonuçları	24
Şekil 19	Toplam P analiz sonuçları.....	24
Şekil 20	AnR, 3. gün DAPI ve EUBmix (tüm bakteriler) görüntüleri.....	29
Şekil 21	AnR, 67. gün DAPI ve EUBmix (tüm bakteriler) görüntüleri.....	29
Şekil 22	AnR, 111. gün DAPI ve EUBmix (tüm bakteriler) görüntüleri.....	29
Şekil 23	HR, 3. gün DAPI ve EUBmix (tüm bakteriler) görüntüleri.....	30
Şekil 24	HR, 67. gün DAPI ve EUBmix (tüm bakteriler) görüntüleri.....	30
Şekil 25	KR 3. Gün DAPI ve EUB Mix(tüm bakteriler) görüntüleri	30
Şekil 26	KR 67. Gün DAPI ve EUB Mix (tüm bakteriler) görüntüleri	31
Şekil 27	SR 3. Gün DAPI ve EUB Mix (tüm bakteriler) görüntüleri	31
Şekil 28	SR 32. Gün DAPI ve EUB Mix (tüm bakteriler) görüntüleri	31
Şekil 29	SR 67. Gün DAPI ve EUB Mix (tüm bakteriler) görüntüleri	32
Şekil 30	SR 95. Gün DAPI ve EUB Mix (tüm bakteriler) görüntüleri	32
Şekil 31	SR 111. Gün DAPI ve EUB Mix (tüm bakteriler) görüntüleri	32

Şekil 32 AnR 11. Gün DAPI ve UNIV1390(tüm organizmalar) görüntüleri.....	33
Şekil 33 AnR 48. Gün DAPI ve UNIV1390(tüm organizmalar) görüntüleri.....	33
Şekil 34 AnR 86. Gün DAPI ve UNIV1390(tüm organizmalar) görüntüleri.....	33
Şekil 35 AnR 111. Gün DAPI ve UNIV1390(tüm organizmalar) görüntüleri.....	34
Şekil 36 AnR 175. Gün DAPI ve UNIV1390(tüm organizmalar) görüntüleri.....	34
Şekil 37 AnR 223. Gün DAPI ve UNIV1390(tüm organizmalar) görüntüleri.....	34
Şekil 38 AnR 301. Gün DAPI ve UNIV1390(tüm organizmalar) görüntüleri.....	35
Şekil 40 HR 301. Gün DAPI ve UNIV1390(tüm organizmalar) görüntüleri.....	35
Şekil 41 KR 11. Gün DAPI ve UNIV1390(tüm organizmalar) görüntüleri.....	35
Şekil 42 KR 48. Gün DAPI ve UNIV1390(tüm organizmalar) görüntüleri.....	36
Şekil 43 KR 86. Gün DAPI ve UNIV1390(tüm organizmalar) görüntüleri.....	36
Şekil 44 KR 111. Gün DAPI ve UNIV1390(tüm organizmalar) görüntüleri.....	36
Şekil 45 KR 175. Gün DAPI ve UNIV1390(tüm organizmalar) görüntüleri.....	37
Şekil 46 KR 223. Gün DAPI ve UNIV1390(tüm organizmalar) görüntüleri.....	37
Şekil 47 KR 245. Gün DAPI ve UNIV1390(tüm organizmalar) görüntüleri.....	37
Şekil 48 SR 11. Gün DAPI ve UNIV1390(tüm organizmalar) görüntüleri	38
Şekil 49 SR 48. Gün DAPI ve UNIV1390(tüm organizmalar) görüntüleri	38
Şekil 50 SR 86. Gün DAPI ve UNIV1390(tüm organizmalar) görüntüleri	38
Şekil 51 SR 111. Gün DAPI ve UNIV1390(tüm organizmalar) görüntüleri	39
Şekil 43 AnR 11. Gün DAPI ve BET42a(Betaproteobacteria) görüntüleri	39
Şekil 44 AnR 48. Gün DAPI ve BET42a(Betaproteobacteria) görüntüleri	40
Şekil 45 AnR 86. Gün DAPI ve BET42a(Betaproteobacteria) görüntüleri	40
Şekil 46 AnR 111. Gün DAPI ve BET42a(Betaproteobacteria) görüntüleri	40
Şekil 47 AnR 175. Gün DAPI ve BET42a(Betaproteobacteria) görüntüleri	41
Şekil 48 AnR 223. Gün DAPI ve BET42a(Betaproteobacteria) görüntüleri	41
Şekil 49 AnR 301. Gün DAPI ve BET42a(Betaproteobacteria) görüntüleri	41
Şekil 52 HR 11. Gün DAPI ve BET42a(Betaproteobacteria) görüntüleri	42
Şekil 51 HR 48. Gün DAPI ve BET42a(Betaproteobacteria) görüntüleri	42
Şekil 52 HR 86. Gün DAPI ve BET42a(Betaproteobacteria) görüntüleri	42
Şekil 53 HR 111. Gün DAPI ve BET42a(Betaproteobacteria) görüntüleri	43
Şekil 54 HR 175. Gün DAPI ve BET42a(Betaproteobacteria) görüntüleri	43
Şekil 55 HR 223. Gün DAPI ve BET42a(Betaproteobacteria) görüntüleri	43
Şekil 56 HR 301. Gün DAPI ve BET42a(Betaproteobacteria) görüntüleri	44

Şekil 57 KR 11. Gün DAPI ve BET42a(Betaproteobacteria) görüntüleri	44
Şekil 58 KR 48. Gün DAPI ve BET42a(Betaproteobacteria) görüntüleri	44
Şekil 59 KR 86. Gün DAPI ve BET42a(Betaproteobacteria) görüntüleri	45
Şekil 60 KR 111. Gün DAPI ve BET42a(Betaproteobacteria) görüntüleri	45
Şekil 63 KR 245. Gün DAPI ve BET42a(Betaproteobacteria) görüntüleri	45
Şekil 64 SR 11. Gün DAPI ve BET42a(Betaproteobacteria) görüntüleri	46
Şekil 65 SR 48. Gün DAPI ve BET42a(Betaproteobacteria) görüntüleri	46
Şekil 66 SR 86. Gün DAPI ve BET42a(Betaproteobacteria) görüntüleri	46
Şekil 67 SR 111. Gün DAPI ve BET42a(Betaproteobacteria) görüntüleri	47
Şekil 69 AnR 11. Gün DAPI ve Alf1b(Alphaproteobacteria) görüntüleri	47
Şekil 70 AnR 48. gün DAPI ve Alf1b(Alphaproteobacteria) görüntüleri	47
Şekil 76 AnR 86. gün DAPI ve Alf1b(Alphaproteobacteria) görüntüleri	48
Şekil 77 AnR 111 gün DAPI ve Alf1b(Alphaproteobacteria) görüntüleri	48
Şekil 78 AnR 175 gün DAPI ve Alf1b(Alphaproteobacteria) görüntüleri	48
Şekil 79 AnR 223 gün DAPI ve Alf1b(Alphaproteobacteria) görüntüleri	49
Şekil 80 AnR 301 gün DAPI ve Alf1b(Alphaproteobacteria) görüntüleri	49
Şekil 81 HR 11. gün DAPI ve Alf1b(Alphaproteobacteria) görüntüleri	49
Şekil 82 HR 48. gün DAPI ve Alf1b(Alphaproteobacteria) görüntüleri	50
Şekil 83 HR 86. gün DAPI ve Alf1b(Alphaproteobacteria) görüntüleri	50
Şekil 84 HR 111. gün DAPI ve Alf1b(Alphaproteobacteria) görüntüleri	50
Şekil 85 HR 175. gün DAPI ve Alf1b(Alphaproteobacteria) görüntüleri	51
Şekil 86 HR 223. gün DAPI ve Alf1b(Alphaproteobacteria) görüntüleri	51
Şekil 87 HR 301. gün DAPI ve Alf1b(Alphaproteobacteria) görüntüleri	51
Şekil 88 SR 11. gün DAPI ve Alf1b(Alphaproteobacteria) görüntüleri	52
Şekil 89 SR 48. gün DAPI ve Alf1b(Alphaproteobacteria) görüntüleri	52
Şekil 90 SR 86. gün DAPI ve Alf1b(Alphaproteobacteria) görüntüleri	52
Şekil 91 SR 111. gün DAPI ve Alf1b(Alphaproteobacteria) görüntüleri	53
Şekil 92 SR 175. gün DAPI ve Alf1b(Alphaproteobacteria) görüntüleri	53
Şekil 93 AnR 11. Gün DAPI ve GAM42a (gammaproteobacteria) görüntüleri	53
Şekil 94 AnR 48. Gün DAPI ve GAM42a (gammaproteobacteria) görüntüleri	54
Şekil 95 AnR 86. Gün DAPI ve GAM42a (gammaproteobacteria) görüntüleri	54
Şekil 96 AnR 111. Gün DAPI ve GAM42a (gammaproteobacteria) görüntüleri	54
Şekil 97 AnR 175. Gün DAPI ve GAM42a (gammaproteobacteria) görüntüleri	55

Şekil 98 AnR 223. Gün DAPI ve GAM42a (gammaproteobacteria) görüntüleri.....	55
Şekil 99 AnR 301. Gün DAPI ve GAM42a (gammaproteobacteria) görüntüleri.....	55
Şekil 100 HR 11. Gün DAPI ve GAM42a (gammaproteobacteria) görüntüleri.....	56
Şekil 101 HR 48. Gün DAPI ve GAM42a (gammaproteobacteria) görüntüleri.....	56
Şekil 117 HR 86. Gün DAPI ve GAM42a (gammaproteobacteria) görüntüleri.....	56
Şekil 103 HR 111. Gün DAPI ve GAM42a (gammaproteobacteria) görüntüleri.....	57
Şekil 104 HR 175. Gün DAPI ve GAM42a (gammaproteobacteria) görüntüleri.....	57
Şekil 105 HR 223. Gün DAPI ve GAM42a (gammaproteobacteria) görüntüleri.....	57
Şekil 106 HR 301. Gün DAPI ve GAM42a (gammaproteobacteria) görüntüleri.....	58
Şekil 107 . AnR 3. Gün DAPI ve NSM156,(Nitrosomonas spp., Nitrosococcus mobilis) görüntüleri.....	59
Şekil 108 AnR 6. Gün DAPI ve NSM156 (Nitrosomonas spp., Nitrosococcus mobilis) görüntüleri.....	59
Şekil 109 AnR 48. Gün DAPI ve NSM156 (Nitrosomonas spp., Nitrosococcus mobilis) görüntüleri.....	60
Şekil 110 AnR 86. Gün DAPI ve NSM156 (Nitrosomonas spp., Nitrosococcus mobilis) görüntüleri.....	60
Şekil 111 AnR 95. Gün DAPI ve NSM156 (Nitrosomonas spp., Nitrosococcus mobilis) görüntüleri.....	60
Şekil 112 AnR 111. Gün DAPI ve NSM156 (Nitrosomonas spp., Nitrosococcus mobilis) görüntüleri.....	61
Şekil 113 AnR 126. Gün DAPI ve NSM156 (Nitrosomonas spp., Nitrosococcus mobilis) görüntüleri.....	61
Şekil 114 AnR 160. Gün DAPI ve NSM156 (Nitrosomonas spp., Nitrosococcus mobilis) görüntüleri.....	61
Şekil 115 AnR 196. Gün DAPI ve NSM156 (Nitrosomonas spp., Nitrosococcus mobilis) görüntüleri.....	62
Şekil 116 HR 3. Gün DAPI ve NSM156(Nitrosomonas spp., Nitrosococcus mobilis) görüntüleri.....	62
Şekil 117 HR 6. Gün DAPI ve NSM156 (Nitrosomonas spp., Nitrosococcus mobilis) görüntüleri.....	62
Şekil 118 HR 48. Gün DAPI ve NSM156 (Nitrosomonas spp., Nitrosococcus mobilis) görüntüleri.....	63

Şekil 119 HR 67. Gün DAPI ve NSM156(Nitrosomonas spp., Nitrosococcus mobilis) görüntüleri.....	63
Şekil 120 HR 86. Gün DAPI ve NSM156 (Nitrosomonas spp., Nitrosococcus mobilis) görüntüleri.....	63
Şekil 121 HR 111.Gün DAPI ve NSM156(Nitrosomonas spp., Nitrosococcus mobilis) görüntüleri.....	64
Şekil 122 HR 126. Gün DAPI ve NSM156 (Nitrosomonas spp., Nitrosococcus mobilis) görüntüleri.....	64
Şekil 123 HR 160. Gün DAPI ve NSM156 (Nitrosomonas spp., Nitrosococcus mobilis) görüntüleri.....	64
Şekil 124 KR 6. Gün DAPI ve NSM156 (Nitrosomonas spp., Nitrosococcus mobilis) görüntüleri.....	65
Şekil 125 KR 48. Gün DAPI ve NSM156 (Nitrosomonas spp., Nitrosococcus mobilis) görüntüleri.....	65
Şekil 126 KR 86. Gün DAPI ve NSM156 (Nitrosomonas spp., Nitrosococcus mobilis) görüntüleri.....	65
Şekil 127 KR 111. Gün DAPI ve NSM156 (Nitrosomonas spp., Nitrosococcus mobilis) görüntüleri.....	66
Şekil 128 KR 160. Gün DAPI ve NSM156 (Nitrosomonas spp., Nitrosococcus mobilis) görüntüleri.....	66
Şekil 129 KR 196. Gün DAPI ve NSM156 (Nitrosomonas spp., Nitrosococcus mobilis) görüntüleri.....	66
Şekil 130 AnR 67. Gün , DAPI ve NIT3(Nitrobacter spp.) görüntüleri	67
Şekil 131 AnR 95. Gün DAPI ve NIT3(Nitrobacter spp.) görüntüleri	67
Şekil 132 HR,67. gün DAPI ve NIT3 (Nitrobacter spp.) görüntüleri	67
Şekil 133 AnR 13. Gün DAPI ve NSO1225 (β -Proteobakteriyel AOB) görüntüleri	68
Şekil 134 AnR 196. Gün DAPI ve NSO1225 (β -Proteobakteriyel AOB) görüntüleri	68
Şekil 135 KR 48. Gün DAPI ve NSO1225 (β -Proteobakteriyel AOB) görüntüleri	68
Şekil 136 KR 86. Gün DAPI ve NSO1225 (β -Proteobakteriyel AOB) görüntüleri	69
Şekil 137 KR 111. Gün DAPI ve NSO1225 (β -Proteobakteriyel AOB) görüntüleri	69
Şekil 138 KR 196. Gün DAPI ve NSO1225 (β -Proteobakteriyel AOB) görüntüleri	69
Şekil 139 KR 67. Gün DAPI ve SRB385 (sülfat indirgeyen bakteriler) görüntüleri.....	70
Şekil 140 SR 48. Gün DAPI ve SRB385 (sülfat indirgeyen bakteriler) görüntüleri	71



Şekil 141 H ₂ S Gaz Konsantrasyonunun Zamana Bağlı Değişimi	73
Şekil 142 CO ₂ Konsantrasyonunun Zamana Bağlı Değişimi	74
Şekil 143 CH ₄ Konsantrasyonlarının Zamana Bağlı Değişimi.....	74
Şekil 144 Gaz Üretimi.....	81

SEMBOLLER

- HR** Hibrit Biyoreaktör
- AnR** Anaerobik Biyoreaktör
- SR** Sürekli Havalı Biyoreaktör
- KR** Kesikli Havalı Biyoreaktör
- KOİ** Kimyasal Oksijen İhtiyacı
- BOİ** Biyolojik Oksijen İhtiyacı
- TOK** Toplam Organik Karbon
- TÇK** Toplam Çözünmüş Katı
- ORP** Yükseltgenme İndirgenme Potansiyeli

ÖZET

Projenin amacı katı atık depolama sahalarında farklı işletme koşulları ile mikroorganizma türleri arasındaki ilişkinin belirlenebilmesidir. Bu amaçla anaerobik, hibrit (anaerobik-aerobik), aerobik ve kesikli aerobik koşullarda işletilen dört adet biyoreaktör kurulmuştur. Kurulan reaktörlere Sakarya ili katı atık kompozisyonunu temsil eden yaklaşık 5,5 kg parçalanmış atık konulmuştur. Proje kapsamında yapılan analizleri katı atık analizleri, sızıntı suyu analizleri, gaz analizleri ve mikrobiyolojik analizler olmak üzere dört başlıkta toplamak mümkündür. Sızıntı suyunda yapılan analizler ise her bir reaktörden alınan sızıntı suyu numunelerine yapılan pH, ORP, toplam çözünmüş katı madde, iletkenlik, toplam alkalinite, KOİ, Çözünmüş KOİ, BOİ, Cl⁻, NH₄-N, NO₃, PO₄-P, toplam P, SO₄⁼ ve S²⁻ analizleridir. Gaz ölçümleri için taşınabilir gaz ölçüm cihazı kullanılmış ve haftalık olarak CH₄, CO₂, H₂S ve O₂ analizleri yapılmıştır. Mikrobiyolojik analizler sızıntı suyu numunelerine Floresanlı Hibritleştirme (FISH) tekniği ile biyoreaktörlerdeki mikrobiyolojik dağılımın ve reaktör performansı arasındaki ilişkinin belirlenmesi amacıyla uygulanmıştır.

Yapılan analizlerine göre anaerobik ve hibrit reaktörler metan üretim aşamasının başlangıcındadır ve çalışmaları devam etmektedir. Sürekli havalı reaktör ise 176 günün sonunda biyolojik olarak parçalanmasını tamamlamış olduğundan reaktör çalışması sonlandırılmıştır. Kesikli havalı reaktörde ayrışma anaerobik reaktörlere kıyasla oldukça hızlı olmasına rağmen sürekli havalı reaktörden daha yavaştır, kesikli biyoreaktör 245 gün boyunca gözlemlenmiştir. Biyoreaktörlerden alınan sızıntı suyu numunelerinde bakteriler FLUOS boyalı EUB338 probu ile tespit edilirken arkealar için CY3 boyalı ARC915 probu kullanılmıştır. Yapılan analizler neticesinde geline şu güne kadar bakterilerin arkealara göre daha baskın olduğu sonucunda ulaşılmıştır. ARC915 probu ile henüz bir görüntü elde edilememiş olup *Methanosarcina*, *Methanosaeta*, *Methanobrevibacterium* ve *Methanobacterium* türlerine rastlanmamıştır. Bakteriler için yapılan analizlerde EUB338 probu kullanılmış anaerobik reaktörlerde *Nitrosomonas spp.*'nin aerobiklere kıyasla yoğun olduğu görülürken yine aynı reaktörlerde *Nitrobacter spp.*'den de az miktarda sinyal alınmıştır. Sülfat indirgeyici bakterilere bakıldığında ise sadece 67. Günde kesikli havalı reaktörden görüntü elde edilmiştir. Tüm proplarla çalışılmaya devam edilmektedir. Ekonomik analiz sonucuna göre de havalı prosesler daha kısa sürede stabilize olduklarından ekonomik olarak daha uygun çıkmıştır.

Anahtar Kelimeler ; Katı atık, Aerobik, Anaerobik, Hibrit, Kesikli Aerobik, Biyoreaktör depolama alanı, FISH.

ABSTRACT

The aim of this study is to determine the relationship between the molecular diversity and landfill operation conditions. For this goal, four different bioreactors have been operated which are working in anaerobic, hybrid (anaerobic–aerobic), aerobic and semi-aerobic conditions. The reactors were filled about 5,5 kg shredded waste representing the municipal waste composition of Sakarya. The analyzes performing under this project can be classified under four title as solid waste , leachate, gas and microbiological analyzes. pH, ORP, total dissolved solids, conductivity, total alkalinity, COD, dissolved COD, BOD, Cl^- , NH_4-N , NO_3^- , PO_4-P , total P, $SO_4^{=}$ ve S^{2-} concentrations were analysed in leachate samples. The gas emitted from the bioreactors were determined by using portable gas analyser. Microbial diversity is determined by using fluorescent in situ hybridization (FISH) in order to understand relationship between the formation of microbial community and reactor performance.

According to the results of leachate analyzes, anaerobic and hybrid bioreactors are at the beginning of methane production. Waste stabilization in aerobic reactor is completed within 176 days. On the other hand, waste stabilization in semi aerobic reactor is faster than anaerobic and hybrid reactors but slower than aerobic reactor and so this reactor is monitored as 245 days. The results of FISH tests in leachate samples are shown that any arkea population were not detected by using ARC915 probe coloured with CY3. Bacteria population, analysed with EUB338 probe which coloured with TAMRA, were more dominant than arkea. Moreover, *Methanosarcina*, *Methanosaeta*, *Methanobrevibacterium* ve *Methanobacterium* species were not determined. In anaerobic reactors *Nitrosomonas spp* are more concentrated than aerobic reactors and *Nitrobacter spp* has weak signals in hybrid and anaerobic reactors. On the other hand sulfate reducing bacterias were only determined in semi aerobic reactor on day 67. According to economic analysis results, aerobic bioreactors are more cheaper than the other bioreactors since waste stabilization time is shortened.

Keywords ; Municipal Solid Waste, Aerobic, Anaerobic, Hybrid, Semi Aerobic, Bioreactor Landfill, FISH.

1. AMAÇ VE KAPSAM

Gün geçtikçe artan nüfus yoğunluğu ile birlikte ortaya çıkan katı atık miktarının artması çevre açısından giderilmesi karmaşık küresel bir soruna dönüşmekte olup, bu sorunların çözümü için farklı bertaraf yöntemleri geliştirilmiştir. Entegre katı atık yönetimi kaynağında azaltma, geri dönüşüm, geri kazanım, yakma ve düzenli depolama yöntemlerini içermektedir. Bu metotlar arasında günümüz dünyasında ekonomik olması sebebiyle en çok kullanılan yöntem düzenli depolama olarak göze çarpmaktadır. Ülkemizde evsel nitelikli atıkların bertarafında yaygın olarak vahşi ve düzenli depolama metodu kullanılmaktadır. Çevre ve Şehircilik Bakanlığı 2013 yılı Performans Programına göre 2012 yılı itibariyle ülkemizde 69 adet düzenli depolama sahası inşaa edilmiş olmakla beraber bu rakam 2013 yılı sonunda 79'a ulaşması planlanmıştır. Ülkemizde 81 il, 16 büyükşehir belediyesi ve 2950 belediye olduğu göz önünde bulundurulursa atık yönetiminin hala yetersiz kaldığı söylenebilir. Evsel atıkların yaklaşık %43'ü mevzuata uygun olarak düzenli depolanırken geri kalan miktar ne yazık ki hala vahşi olarak depolanmaktadır. Avrupa Birliği katılım sürecinde gerçekleşen uyum çalışmaları kapsamında atık yönetim mevzuatında değişiklikler yapılmış ve mahalli idarelerin yapılan değişiklikleri uygulaması için çeşitli hedefler konulmuştur. Bu amaçla AB direktiflerinden biri olan Düzenli Depolama Direktifi (1999/31/EC), atıkların düzenli depolanmasıyla ilgili teknik koşulları tanımlayarak, atık depolama faaliyetlerinin çevre üzerindeki etkilerini mümkün olduğunca ortadan kaldırmayı ya da azaltmayı amaçlamakta; atıkların düzenli depolanması için yerleşim, tasarım, gözetim ve izleme ile ilgili genel koşulları belirlemektedir. Direktif üye ülkeler için depolanacak biyolojik olarak ayrışabilir atıkların azaltılması amacıyla, bu atıkların depolanacak miktarının, 1995 yılındaki miktarlar esas alınmak sureti ile 2006 yılında %75, 2009 yılında %50 ve 2016 yılında %35 oranına indirilmesi hedeflenmiştir (Erdem ve ark., 2010). Diğer taraftan, depolama metodunda atıklar anaerobik şartlarda çok yavaş ayrıştığından, çevre ve insan sağlığını tehdit eden yüksek kirletici içeriğine sahip, çevresel etkileri çok uzun yıllar hatta yüzyıllar sürebilen, sızıntı suyu ile küresel ısınmaya ve/veya sera etkisine katkıda bulunan metan ve karbondioksit gibi depo gazları çıkmaktadır (Hudgins ve March, 1998; Kruempelbeck ve Ehrig,1999). Ayrıca katı atıkların yavaş ayrışması varolan düzenli depolama alanlarının kapasitesinin azalmasına sebep olmaktadır. Özellikle yüksek nüfus yoğunluğuna sahip şehirlerde düzenli depolama amacıyla kullanılacak arazi kalmamaktadır. Dolayısıyla depolama alanlarının verimli ve sorunsuz

olarak işletilebilmesi için atık stabilizasyonunun hızlandırılması, katı atık yönetiminde önemli bir adımdır.

Biyoreaktörler, depolama alanlarının verimli ve sorunsuz olarak işletilebilmesi için biyolojik prosesleri kullanarak atık stabilizasyonu hızlandıran bir sistemdir. Biyoreaktörlerin vazgeçilmez bir parçası olan sızıntı suyunun geri devrinin önemi çok sayıda yapılan laboratuvar, pilot ve arazi ölçekli çalışmalarla kanıtlanmıştır (Pohland, 1975; Pohland, 1980; Doedens ve Cord-Landwehr, 1989; Merrit, 1992; Otieno, 1994; Townsend vd.,1996; El-Fadel, 1999; Churg vd., 1998; Al-Yousfi ve Pohland, 1998; Erses ve Onay, 2003; Bilgili, 2006; Sekman, 2009; Öncü vd., 2012). Organik maddelerin parçalanmasını hızlandırması, biyogaz üretimini arttırması, sızıntı suyu bertaraf miktarını azaltması, sızıntı suyu arıtma maliyetini düşürmesi ve anaerobik arıtma için uygun çevre şartları sağlaması geri devir uygulamasının başlıca avantajlarından (Warzinski vd., 2000). Sızıntı suyu geri devri ile yapılan çalışmalardan Leckie vd., (1979) atıkların nem muhtevasının arttırılmasının atık stabilizasyonunu hızlandırdığını göstermiştir. Chugh vd., (1998) ise sızıntı suyu geri devir miktarının atık stabilizasyonu üzerindeki etkisini araştırmıştır. Çalışmalarında sızıntı suyu geri devir miktarı olarak, reaktör hacminin %2, %10, %30'unu seçmişler ve artan nem miktarının atık ayrışmasını hızlandırdığını gözlemlemişlerdir.

Son yıllarda, atık yönetiminde yeni bir bakış açısı olarak geliştirilen havalandırmalı biyoreaktör teknolojisi ile atık stabilizasyonunun hızlandırılması, anaerobik ayrışma kaynaklı zehirli kirleticilerin yok edilebilmesi, sera gazı etkisi olan metan ve karbondioksit emisyonlarının azaltılması, uçucu organiklerin ve koku giderimi sağlanabilmektedir. Bu teknoloji sayesinde atık stabilizasyonu için gereken süre 30-50 yıl olan bir depo sahası kontrol altında 2-5 yıl gibi kısa bir sürede stabilize edilebilmektedir (Palmisano ve Barlaz, 1996). Ancak aerobik ayrışmanın gerçekleşmesi mikroorganizma faaliyetleri için gerekli oksijenin varlığına bağlıdır. Yetersiz oksijen ortamdaki ayrışmanın anaerobik olarak gerçekleşmesine sebep olur. Diğer taraftan mikroorganizmaların ihtiyacından daha fazla oksijenin varlığı proses üzerinde olumsuz bir etkiye sahip olmamakla beraber ekonomik olarak işletme maliyetlerini arttırmaktadır. Bu sebepler dolayısıyla havalandırma miktarının optimum şartlarda tutulması oldukça önemlidir. Aerobik proseslerin daha verimli olarak işletilmesi için ayrışması sağlayan mikrobiyal çeşitliliğin ve atık stabilizasyonu üzerinde etkili faktörlerin anlaşılması oldukça önemlidir. Yapılan çalışmalarla anaerobik depolama sahalarındaki

mevcut mikrobiyal ekoloji üzerinde kazanılmış olana tecrübeye (Saatçi ve Çallı, 2004, Mertoğlu vd., 2005, Çallı vd, 2006, Sanin ve Tınmaz, 2010) rağmen aerobik şartlarda işletilecek sahaların mikrobiyal komünite dinamiğiyle ilgili literatür bilgisi oldukça sınırlıdır ve bu konuda yapılacak çalışmalara ihtiyaç vardır. Anaerobik reaktörlerden kaynaklanan sızıntı suyu kirletici yükünün minimize edilmesi, aerobik işletme sahalarının getireceği ekstra maliyeti düşürmek ve bununla beraber biyogazdan enerji eldesi avantajını ortadan kaldırmamak için önce anaerobik ve ardından aerobik işletme basamaklarını içeren hibrit biyoreaktör çalışmaları yeni yeni yapılmaya başlanmıştır. Aynı zamanda hibrit ayrışma proseslerinden sorumlu mikrobiyal ekolojiye ait bir bilgi henüz rapor edilmemiştir.

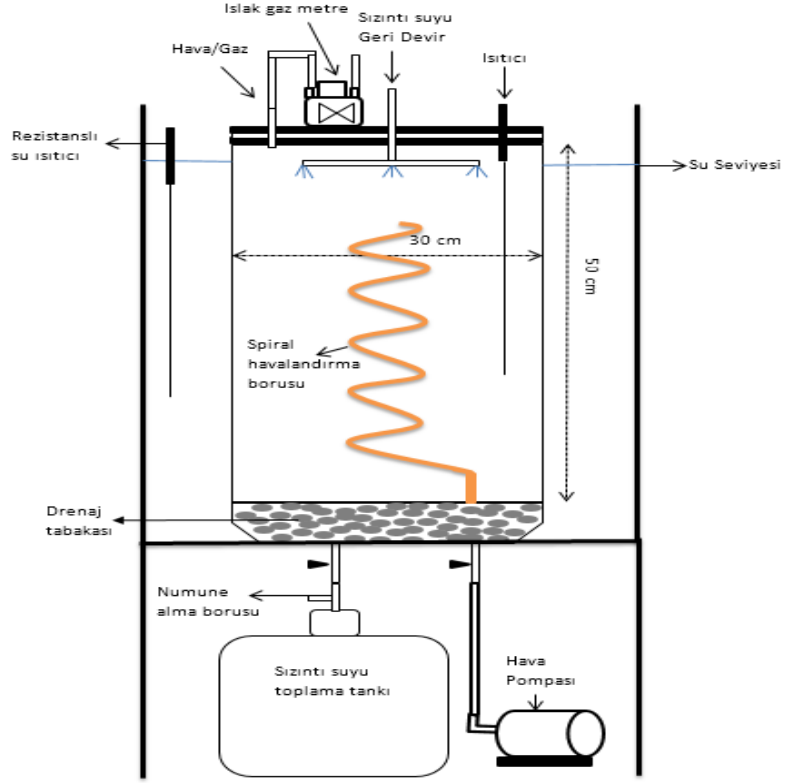
Bu sebeplerle, bu projede katı atıkların anaerobik ve aerobik ayrışmasında kullanılan proseslerin avantajlarına bağlı olarak kurulup, işletilecek olan hibrit biyoreaktör teknolojisi ile anaerobik, aerobik ve kesikli aerobik sistemler arasındaki farklar ve benzerliklerin incelenmesi amaçlanmıştır. Ayrıca mikroorganizma topluluğu oluşumu ile reaktör performansları arasındaki ilişkiyi belirlemek için, tüm biyoreaktörden sızıntı suyu numuneleri alınıp mikrobiyal komünitenin çeşitliliği ve dinamikleri moleküler tekniklerden floresanlı yerinde hibritleşme (FISH) yöntemi kullanılarak belirlenmeye çalışılmıştır.

2. MATERYAL VE YÖNTEM

2.1 Reaktörlerin Tasarımı

Çalışma için pleksi glass malzemedan yapılmış 4 adet reaktör kurulmuştur. Tüm reaktörler 30 cm çap ve 50 cm yüksek ve 35 L'lik hacme sahiptir. Havalı olarak işletilen reaktörlerde havanın homojen dağılımını sağlamak için bakır malzemedan spiral delikli havalandırma boruları tasarlanıp reaktöre yerleştirilmiştir. Reaktörler mezofilik sıcaklıkta çalıştırılmakta olup bu amaçla kurulan içi su dolu bir havuzda muhafaza edilmektedir. Suyun sıcaklığı rezistanslı bir ısıtıcı aracılığıyla sabit tutulmaktadır. Havalı ve havasız reaktörlerin tasarımı Şekil 1'de görüldüğü gibidir. Reaktörlerin üst kısmında 3 adet bağlantı borusu bulunmaktadır. Bunlardan ilk boru yerleştirilen sıcaklık ölçer ile dijital termometreye bağlanır ve sürekli olarak sıcaklık ölçer. İkinci boru anaerobik reaktörde oluşan gaz miktarını ölçen ıslak gaz metrelerine bağlıdır ve sürekli olarak gaz miktarını ölçer. Aynı borudan yapılmış bir diğer bağlantı aparatı ile de haftada bir gaz ölçüm cihazı aracılığıyla oluşan gazın konsantrasyonu

belirlenir. Üçüncü ve son boru ise sızıntı suyu geri devri ve yağmur suyu besleme borusu olarak kullanılmaktadır. Reaktörler alttan da iki adet musluğa sahip olup birinci musluk oluşan sızıntı suyunu toplamak ve geri devrettirmek için kullanılırken diğeri havalı reaktörlerde bulunan spiralli havalandırma borularına havayı ileten hava pompasına bağlıdır.

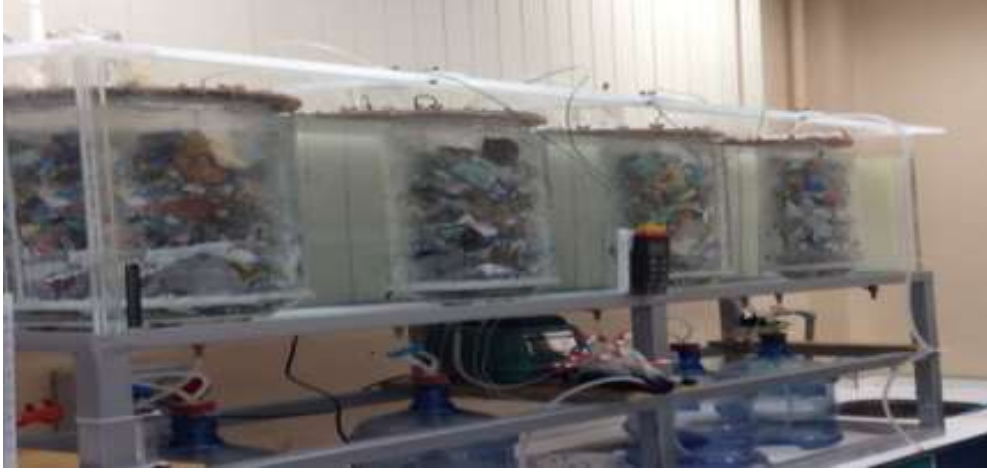


Şekil 1 Reaktör Tasarımı



Şekil 2 Reaktör Havalandırma ve Drenaj Sistemi

Reaktör tabanında boruları tıkanmadan korumak amacıyla çakıl taşlarından oluşturulmuş bir drenaj tabakası mevcuttur. Drenaj tabakası ve delikli spiral havalandırma borusu Şekil 2’de görüldüğü gibi yerleştirilmiştir. Reaktörlerin sabit sıcaklıkta çalışmaları için kurulan havuz ve reaktörün işletmeye alınmış hali Şekil 3’deki gibidir.



Şekil 3 Biyoreaktör sistemi

2.2 Reaktörlerin İşletilmesi

Çalışmada 4 adet reaktör kullanılmaktadır. Bu reaktörlerden ilki anaerobik, ikincisi hibrit (havasız-havalı), üçüncüsü havalı ve dördüncüsü kesikli havalı olarak işletilmektedir. Bütün reaktörler sızıntı suyu geri devirli olarak işletilirken geri devir miktarı literatürde incelenen çalışmalara ve çöp miktarına bağlı olarak 1000 ml/hafta olarak belirlenmiştir (San ve Onay, 2001). Geri devir miktarı dışında T.C. Orman ve Su işleri Bakanlığı Meteoroloji Genel Müdürlüğünden alınan 1970-2013 yılları arasındaki yağış ve buharlaşma verileri kullanılarak hesaplanan 70 mm/yıl ortalama yağış miktarını temsil eden 200 ml su reaktöre haftalık olarak eklenmektedir. Çalışmada kullanılan işletme koşulları Tablo 1’de özetlenmiştir.

Tablo 1 Reaktörlere göre işletme koşulları

Reaktörler	Havalandırma Oranı(L-kg/dk)	Havalandırma Süresi	Geri Devir Miktarı (ml)	Eklenen Su Hacmi (ml)
Anaerobik (AnR)	-	-	1000	200
Hibrit (HR)	-	-	1000	200
Sürekli havalı (SR)	0,07	Sürekli	1000	200
Kesikli havalı (KR)	0,07	60 dak/gün	1000	200

2.3 Reaktörlerin Doldurulması

Çalışmada kullanılan biyoreaktör sistemi Sakarya ili belediye katı atık karakterizasyonu'na (Tablo 2) uygun olacak şekilde laboratuvarında hazırlanmış atıkla doldurulmuştur. Katı atıklar reaktöre doldurulmadan önce homojen olması ve ayrışmanın daha hızlı gerçekleşebilmesi amacıyla parçalanmış ve karıştırılmıştır (Şekil 4). Reaktörlere konan atık miktarları ve atık yoğunlukları Tablo 3'de görüldüğü gibidir.

Tablo 2 Sakarya ili evsel atık kompozisyonu

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

Tablo 3 Reaktöre eklenen atığın özellikleri

Reaktörler	Atık Miktarı (kg)	Atık Yoğunluğu (kg/cm ³)
Anaerobik (AnR)	4,986	381,7
Hibrit (HR)	4,964	316,5
Havalı (SR)	4,962	551,3
Kesikli havalı (KR)	4,991	280

**Şekil 4** Biyoreaktörlere konulan atık karışımı

2.4 Yapılan analizler ve Yöntem

Proje kapsamında yapılan sızıntı suyu ve gaz analizleri Tablo 4’ de listelenmiştir.

Tablo 4 Çalışmada yapılan analizler ve analiz yöntemleri

PARAMETRE	SÜREKLİLİK	METOT	ALET
pH	3/hafta	4500-H B Metot Elektrometrik (APHA, AWWA-WPCF-2012)	Multimetre
ORP	3/hafta	2580 B Metot Elektrometrik (APHA, AWWA-WPCF-2012)	Multimetre
İletkenlik (EC)	3/hafta	2510 Metot Elektrometrik (APHA, AWWA-WPCF-2012)	Multimetre
TDS	3/hafta	2510 Metot Elektrometrik (APHA, AWWA-WPCF-2012)	Multimetre

KOİ	2/hafta	5220 D Metot Kapalı Refluks, Kolorimetrik (APHA, AWWA- WPCF-2012)	Spectrofotometre Merck Nova 60
Çözünmüş KOİ	1/hafta	5220 D Metot Kapalı Refluks, Kolorimetrik (APHA, AWWA- WPCF-2012)	Spectrofotometre Merck Nova 60
Alkalinite	1/hafta	2320 B Metot Titrimetrik (APHA, AWWA-WPCF-2012)	
BOİ₅	1/hafta	5210 B Metot Titrimetrik (APHA, AWWA-WPCF-2012)	
Nitrat (NO₃)	1/hafta	4500 NO ₃ Metot Kolorimetrik (APHA, AWWA-WPCF-2012)	Spectrofotometre Merck Nova 60
Nitrit(NO₂)	1/hafta	4500 NO ₂ Metot Kolorimetrik (APHA, AWWA-WPCF-2012)	Spectrofotometre Merck Nova 60
Amonyak Azotu	1/hafta	4500 NH ₃ Metot Kolorimetrik (APHA, AWWA-WPCF-2012)	Spectrofotometre Merck Nova 60
Klorür	1/hafta	4500-Cl B Metot Argentometrik (APHA, AWWA-WPCF-2012)	
Sülfür	1/hafta	4500-S F Metot (APHA, AWWA-WPCF-2012)	Spectrofotometre Merck Nova 60
Sülfat	1/hafta	4500-SO ₄ ²⁻ Metot Turbidimetrik (APHA, AWWA-WPCF-2012)	Spectrofotometre Merck Nova 60
Toplam Fosfor	1/hafta	4500- P Metot Kolorimetrik (APHA, AWWA-WPCF-2012)	Spectrofotometre Merck Nova 60
PO₄	1/hafta	4500- P Metot Kolorimetrik (APHA, AWWA-WPCF-2012)	Spectrofotometre Merck Nova 60
Gaz Üretimi	Günlük		Mikro Flow Gaz Metre
Gas Kompozisyonu (CO₂, CH₄, O₂, N₂)	3/hafta		Geotech GA 5000 O ₂ ,CO, CO ₂ ,H ₂ S, CH ₄ portatif gaz analizörü

3. ANALİZ ve BULGULAR

3.1. Katı Atık Analizleri

Katı atık özelliklerinde oluşacak değişimlerin belirlenmesi için çalışmanın başlangıcı ve sonunda ayrışma sonucu reaktörlerde meydana gelen hacimsel ve kütleli kayıp, yoğunluk ve nem tayini, ağır metal analizleri yapılmaktadır.

3.1.1. Katı Atıkta Ağır Metal Analizleri

Ağır metaller çevreye olan zararlı etkilerinden dolayı katı atık depolama sahalarında da önemli bir parametredir. Depo sahalarında ağır metaller asit oluşum evresinde pH'ın düşmesine bağlı olarak asidik çözünerek sızıntı suyuna ve bu yolla yer altı ve yüzey sularına geçerek insan sağlığına ve çevreye zarar verebilir (Bilgili ve ark, 2007). Nötr pH'da ise sülfür ağır metallerle reaksiyona girerek sülfür tuzları şeklinde çökmelerine neden olur (Tchobanoglus vd., 1993). Depo sahalarındaki mikrobiyal yapının gelişimi için eser miktarda ağır metale gerek duyulmaktadır ancak sınır değerlerin üstünde ağır metal konsantrasyonu toksik etkiye sahiptir. Proje kapsamında reaktörlerden çalışmanın başlangıcında çöp numunesi alınmış ve ağır metal analizleri yapılmıştır. Çöp numunesinde analizi yapılan metaller bakır, çinko, demir, gümüş, kadmiyum, krom, kurşun, mangan ve nikelidir. Analiz sonuçları Tablo 5'de görülmektedir. Reaktörlerin çalışması sonlandırıldıktan sonra tekrar aynı ağır metal analizleri yapılacaktır.

Tablo 5 Katı atıkta ağır metal analiz sonuçları

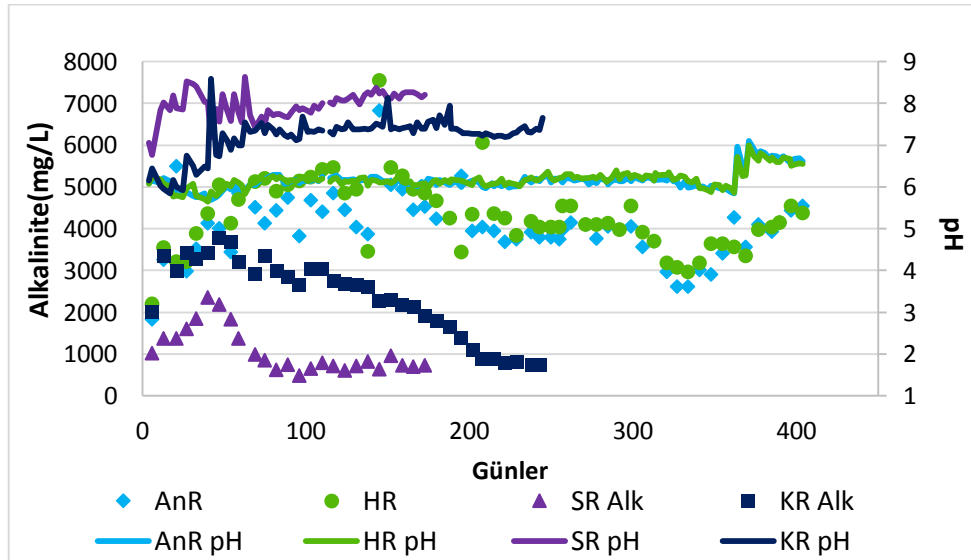
Ağır Metal (mg/kg)	AnR Giriş	HR Giriş	SR Giriş	KR Giriş
Bakır (Cu)	30,43	21,98	34,20	19,91
Çinko (Zn)	832,4	45,29	52,81	57,36
Demir (Fe)	614,7	977,4	487,7	526,4
Gümüş (Ag)	<6,25	<6,25	<6,25	<6,25
Kadmiyum (Cd)	<1,250	<1,250	<1,250	<1,250
Krom (Cr)	23,02	104,1	14,54	75,81
Kurşun (Pb)	26,64	161,0	17,96	36,82
Mangan (Mn)	44,03	37,43	27,44	41,41
Nikel (Ni)	<1,250	<1,250	<1,250	<1,250

3.2 Sızıntı Suyu Analizleri

Yapılan çalışmada reaktörlerden haftada 3 kez sızıntı suyu alınmış ve kimyasal ve biyolojik analizler yapılmıştır. Yapılan kimyasal analizler pH, ORP, iletkenlik, toplam çözünmüş katı, kimyasal oksijen ihtiyacı, biyolojik oksijen ihtiyacı, toplam organik karbon, toplam fosfor, ortofosfat, nitrit, nitrat, amonyum, sülfid, sülfat ve hidrojen sülfür olarak sıralanabilir. Bu analizlere ait sonuçlar aşağıda grafiklerle açıklanacaktır.

3.2.1 pH ve Alkalinite

Atıkların ayrışmasında bakteriyel faaliyetleri etkileyen parametrelerden biriside pH'dır. Bu nedenle optimum değerlerin sağlanması oldukça önemlidir. Depo sahalarında üretilen aşırı organik asit pH'ı düşürürken bakteriyel faaliyetlerin durmasına neden olabilmektedir. Metanojenik aktivitenin en yüksek olduğu pH 6,8-7,4 aralığıdır (Palsimo ve Barlaz,1996). Alkalinite ayrışma proseslerinin optimum koşullarda yüksek verimle gerçekleşmesi için gerekli pH'ı düşüren yağ asitlerini tamponlama görevi görür. Yüksek alkalinite reaktör sistemini pH değişimlerinden korur ve biyolojik parçalanmayı hızlandırır (Sponza ve Ağdağ, 2005).

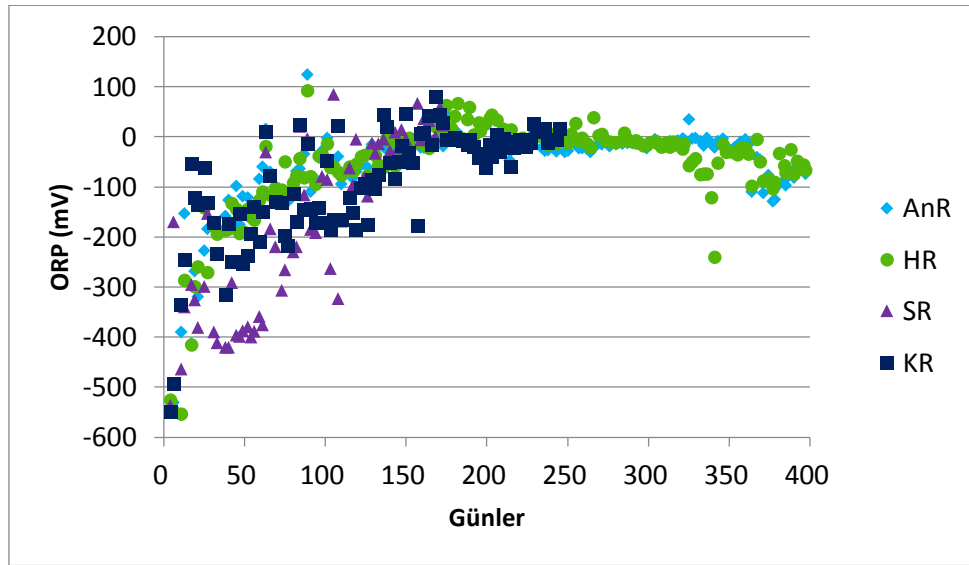


Şekil 5 pH ve Alkalinite Analiz Sonuçları

Proje kapsamında yapılan alkalinite ve pH analiz sonuçları Şekil 5 de sunulmuştur. Reaktörlerin çapı ve atık miktarı küçük olması dolayısıyla başlangıçta görülmesi beklenen nötrale olma durumu gözlenmeden pH değerleri doğrudan düşüşe geçmiş ve tüm reaktörler için gözlemlenen ilk pH değerler 6 civarında olmuştur. Anaerobik ve hibrit reaktörlerde ilk 60 gün süresince pH değeri azalırken 60. günün ardından yavaş bir yükselme (pH=6.11) gözlemlenmiştir. Çalışmanın 314. gününden itibaren pH yükselmesine karşı direncin devam etmesi sebebiyle reaktörlerde metan üretimini hızlandıracak pH artışını sağlamak amacıyla alkalinite takviyesi yapılmasına karar verilmiştir. 314. günden itibaren 20 ml/gün şeklinde 3g/L NaHCO₃ (Ağdağ ve Sponza, 2005) reaktörlere eklenmiş bu ekleme 13 gün boyunca devam etmiştir ancak reaktörler içindeki pH ı tamponlamak için bu miktarda alkalinitenin yetersiz olduğu kararına varılmıştır. Metan üretiminin düşük pH'larda mümkün olmaması nedeniyle eklenen alkalinite miktarı arttırılmış olup 328. günden itibaren 13 gün 20ml/gün 6g/L NaHCO₃ eklenmiş pH'da yükselme olmayınca konsantrasyon tekrardan arttırılarak 60g/L NaHCO₃ 363. gün itibari ile haftalık olarak geri devir suyunun pH'ı 6,7 olacak şekilde gereken miktarda eklenerek ayarlanmıştır. 398. günden sonra pH'lar 6,5 civarında sabitlendiği için alkalinite ilavesi sonlandırılmıştır. Metan üretiminin henüz gözlenmediği pH yükselmesine karşı görülen direnç reaktörlerde yağ asitlerinin birikimi olabileceğini düşündürmektedir. Nitrifikasyon işlemi sırasında amonyak azotunun nitrate oksitlenmesi için alkaliniteye ihtiyaç vardır (Metcalf & Eddy, 1991). Bu sebeple sürekli aerobik reaktörde (SR) alkalinite değerleri 40. günün ardından azalmaya başlarken bu duruma paralel olarak amonyak değerlerinde de azalma gözlenmiştir. pH değerine bakıldığında ise 4. günde nötr iken ilerleyen günlerde 8.5'e kadar yükselme göstermiş ve 63. gün itibari ile 8 civarında seyretmektedir. Bu durum reaktöre sağlanan hava ile CO₂ nin reaktörden ayrılması sebebiyle, H⁺ iyonlarını tüketen karbonik asit (H₂CO₃) ve bikarbonat (HCO₃) üretimi engellenmesi ile açıklanabilir (Stessel and Murphy, 1992; O'Keefe and Chynoweth, 2000; Ağdag and Sponza, 2005; Kim, 2005; Erses, 2008) Karbonik asit birikmesinin engellenmesi sistemi ani pH düşüşlerinden korur. Kesikli havalı reaktörde (KR) ise SR ile aynı eğilim gözlenmekle birlikte reaktöre verilen havanın günün yalnızca 1 saatiyle kısıtlı olması nedeniyle zaman zaman oluşan fakültatif ortam pH 'ın 7-7.5 seviyelerinde seyretmesine ve alkalinitenin de daha yüksek değerlere sahip olmasına neden olmuştur.

3.2.2 Yükseltgenme İndirgenme Potansiyeli (ORP)

ORP numunenin oksitlenme ve yükseltgenme potansiyeli ile ilgili bilgi veren fiziksel-kimyasal bir parametredir ve atığın ayrışma aşamaları ile ilgili bilgi verir. ORP değeri katı atıkların kimyasal karakteri ile ilgili bilgi vermesi sebebiyle bu tip çalışmalarda önemli bir parametredir. Metan üretimi için optimum ORP değeri -150 ile -300 mV (Christensen ve Kjeldsen,1989 ve Pohland,1980) iken asidojenik fazda elektron alıcı olarak SO_4^- 'ün ve NO_3^- 'ün indirgenmesine bağlı olarak -50 ile -100 mV aralığındadır (Tchobanoglus vd., 1993).

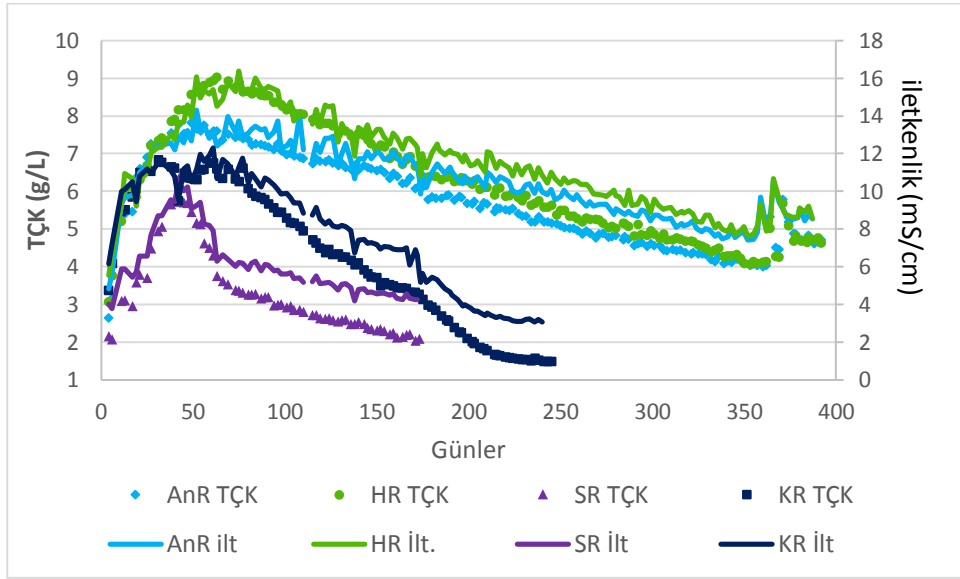


Şekil 6 ORP analiz sonuçları

Havalı ve kesikli havalı reaktörlere bakıldığında ORP değerlerinin anaerobik ve hibrit reaktörden daha düşük değerlere (negatif değerlere) sahip olduğunu görülmektedir. Bu durum, sisteme verilen havanın etkisiyle atık ayrışmasının daha hızlı olmasından kaynaklanmaktadır. Ayrışan atıklar, reaktör tabanında biriken sızıntı suyuna geçecek ve organik yükünü arttıracaktır. Bu durum biriken sızıntı suyu içinde anaerobik koşulların oluşmasına sebebiyet vereceğinden sızıntı suyunda oluşan H_2S miktarının yüksek olması da ORP değerlerinin düşüklüğünü açıklamaktadır. Anaerobik (AnR) ve hibrit (HR) reaktörler incelendiğinde AnR ve HR nin ORP değerlerinin genelde 0 ila -100 aralığında olması reaktörlerin henüz asidojenik fazı geçememiş olduğunu gösteren noktalardan biridir. SR'nin ORP değerleri incelendiğinde çalışmanın başlangıcında -500 değerleri ile başlayıp çalışmanın sonlandığı 175. gün itibari ile 23,6 değerini almıştır. KR' de ilk 120 gün -100 ile -200 aralığında seyrederken 245. günde 17,2 değeri ile sonlanmıştır.

3.2.3 İletkenlik ve Toplam Çözünmüş Katı Madde

Sızıntı suyunun iletkenliği çözünmüş formdaki iyonik maddelerin varlığı ile ilgili bilgi verir. Aynı zamanda suyun elektrik iletkenlik kapasitesidir. Genç depolama sahalarından alınan sızıntı suyundaki iletkenliği yağ asitleri gibi organik ve inorganik maddeler sağlarken, yaşlı sızıntı suyunda iletkenliği sağlayan temel maddeler ağır metaller, potasyum ve bikarbonat iyonlardır. İletkenlik verisinin yüksek olması çözünmüş inorganik katı maddelerin varlığının bir kanıtıdır. Eğer sızıntı suyunda yüksek miktarda çözünmüş katı varsa mineralizasyonun varlığının göstergesidir (Erses, 2008). Depolama alanı sızıntı suyunda atığın ayrışması sırasında asidojenik fazdan metanojenik faza geçiş yapılırken toplam katı madde konsantrasyonu azalma gösterir (Kylefors ve Lagerkvist ,1997; Erses, 2008, Sekman , 2009).

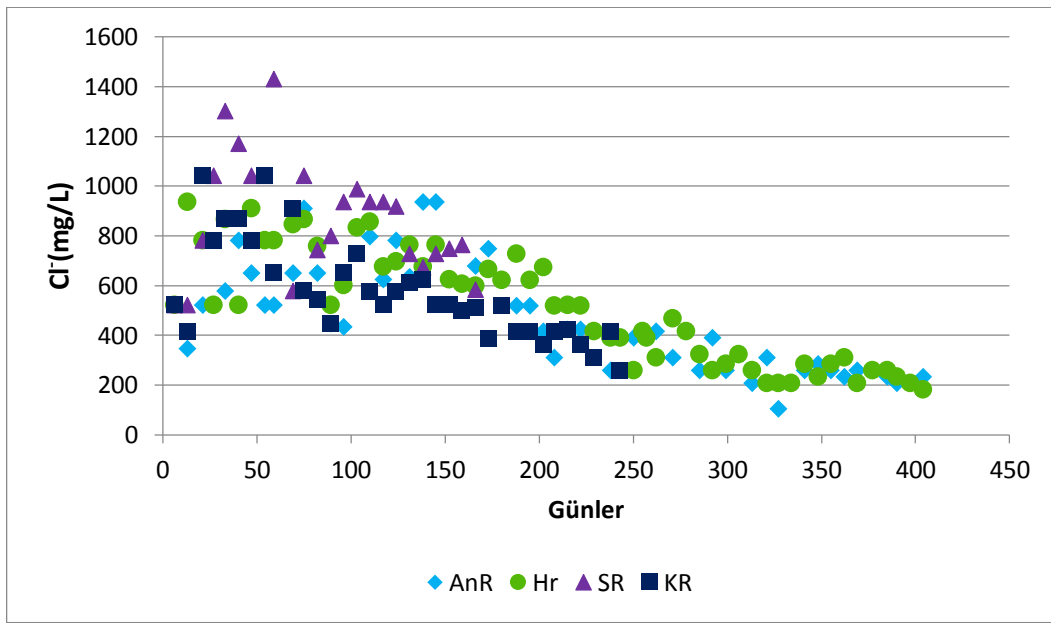


Şekil 7 İletkenlik ve Toplam Çözünmüş Katı Analiz Sonuçları

Aerobik ve anaerobik test hücrelerinde oluşan sızıntı sularında iletkenlik ve toplam çözünmüş katı madde parametrelerinin analiz sonuçları Şekil 7 'de görülmektedir. İletkenlik parametresinin zamanla değişimi, gerek aerobik gerekse anaerobik şartlarda TÇK ile aynı eğilimi göstermektedir. AnR, HR ve KR' de ilk 60 gün artış gösteren iletkenlik ve TÇK, 60 günün ardından azalmaya başlamıştır. Aynı şekilde SR' de ilk 40 gün artış gösteren bu parametreler 40. günün ardından ani şekilde azalış göstermektedir. Bu azalışı reaktöre haftalık olarak yağmur suyunu temsilen eklenen saf suyun seyreltmesi olarak açıklayabileceğimiz gibi

mineralizasyonun azalmasından kaynaklı olduğunu da söylemek mümkündür. SR ve KR'de ayrışmanın oksijen varlığında daha hızlı gerçekleşmesi nedeniyle TÇK ve İletkenlik miktarları daha hızla yükselip azalma göstermiştir. AnR ve HR'de iletkenlik ve toplam çözünmüş katı madde değerleri 360. günden itibaren ani bir artış göstermiştir. Bu artışın sebebi metan üretimini sağlamak için pH'ın yükseltmek amacıyla eklenen NaHCO_3 'ün TÇK ve iletkenlik üzerindeki etkisidir.

3.2.4 Klorür



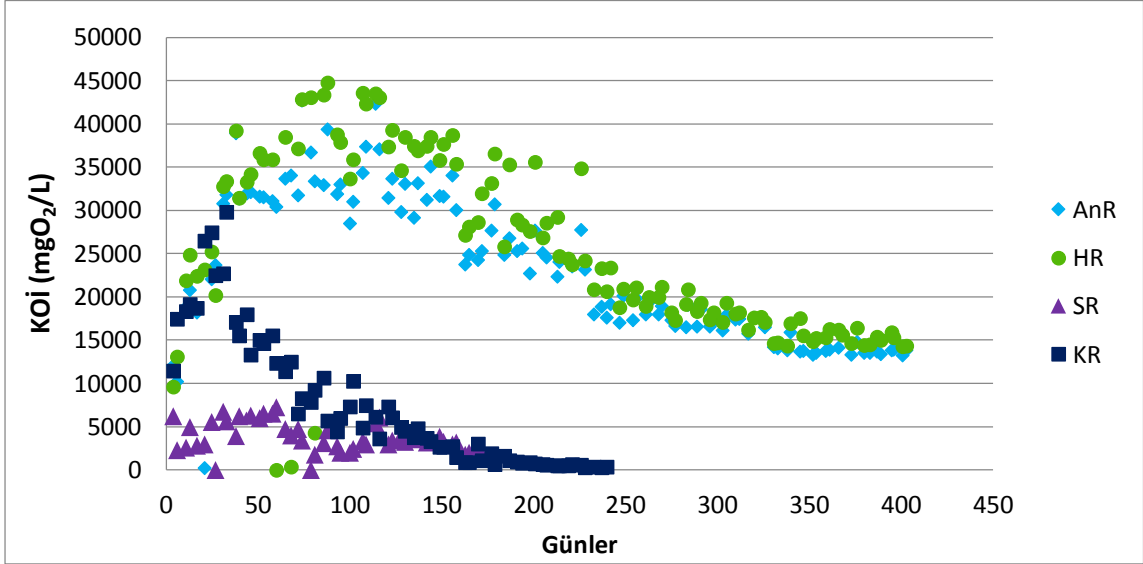
Şekil 8 Klorür Sonuçları Analiz

Klorür verisi biyolojik olarak ayrışmayan bir parametre olarak incelenmiştir. Depo sahalarında sızıntı suyundaki seyrelmeyi göstermesi açısından kontrol edilen bir parametredir. Klasik depo sahalarında asidojenik fazla metan fazı arasında Cl^- değerlerinde bir fark olmadığı yapılan bazı çalışmalarda gözlemlenmiştir (Ehrig ve Scheelhaase, 1993). Depo sahalarında zamanla infiltrasyonla azaldığı gözlemlenmiştir (Erses, 2007; Andreottola ve Cannas, 1992) Aerobik ayrışmada ise CO_2 ve H_2O ile birlikte ayrışmanın temel ürünleri arasında gözlemlenmektedir (Top ve diğerleri, 2011).Proje kapsamında yapılan Cl^- analizlerinin sonuçları Şekil 8 'de görülmektedir. Grafik incelendiğinde SR'de başlangıç 520 mg /L civarındayken son gün değeri de aynı civarda gözlemlenmiştir. Aynı şekilde KR'de ilk gün 520 mg/L olarak ölçülürken reaktör kapatılmadan ölçülen son değer 259 mg/L olarak

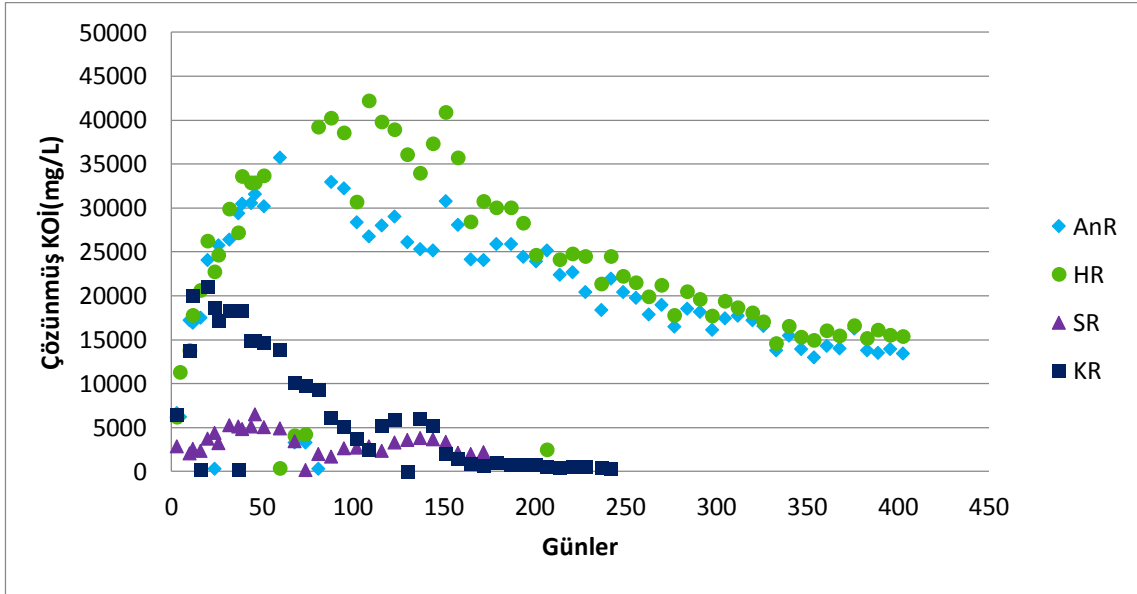
kaydedilmiştir. Ancak ayrışmanın daha hızlı olduğu ilk 70 gün her iki reaktör içine klorür değerleri genellikle 1000 mg/L'nin üzerinde seyretmiştir. Daha sonra oluşan sızıntı suyu miktarının artması ve dışarıdan eklenen yağmur suyu eşdeğeri su miktarı artıkça tekrar seyrelip düşüş göstermiştir. AnR ve HR'de klorür verisi aynı şekilde seyretmiştir. Başlangıçta tüm reaktörlerde aynı 500 mg/L civarlarında iken 404. günde yapılan son analizlerde AnR ve HR'de seyrelme devam etmiş 200 mg/L değerlerine düşmüştür.

3.2.5 Sızıntı Suyunun Organik Muhtevası

Çalışmada organik maddelerin göstergesi olarak BOİ ve KOİ değerleri kullanılmıştır. Depo sahalarında organik madde miktarı saha gençken yüksektir (Tchobanoglous et al., 1993). Buna bağlı olarak genç depo sahalarında organik maddelerin kaynağı organik asitler iken ilerleyen safhalarda kolay ayrışabilen organiklerin ayrışması ile KOİ ve BOİ konsantrasyonları düşmektedir. Çalışmada yapılan KOİ analiz sonuçları Şekil 9 'da görülmektedir. Grafiğe göre AnR ve HR'nin KOİ değerleri başlangıçta 10000mg/L civarında iken kompleks organik bileşiklerin basit moleküllere hidrolizinin bir sonucu olarak 74. gün itibari ile en yüksek 43 000 ve 45 000 mg/L değerlerine ulaşılmıştır. 116. günden sonra yavaşça KOİ değerleri azalmaya başlamış olup 403. günde yapılan analizler neticesinde KOİ 14 000 mg/L seviyelerindedir. Anaerobik ayrışma sonunda oluşan yağ asitlerinin birikmesi sonucu pH'ın düşmesi ve dolayısıyla metan üreten bakterilerin aktivitelerinin engellenmesi bu duruma sebep olabilir. Bunun yanı sıra KR' de ilk 38 gün yükselirken maksimum 29800 mg/L seviyesine yükselmiş ardından hızlı şekilde düşmeye devam etmiştir. KR 245 gün çalışmış olup reaktörün çalışmasına son verilmeden ölçülen KOİ değerleri 700 mg/L olarak gözlemlenmiştir. Sisteme verilen hava atıkların parçalanma hızını anaerobik reaktörlerle karşılaştırıldığında oldukça hızlandırmıştır. SR'deki durum ise sisteme giren oksijenin daha fazla olduğunu ve ayrışmanın hızlandığını kanıtlar niteliktedir. SR 60. günde maksimum 7200 mg/L KOİ değerine yükselirken 123. gün itibariyle 3000 mg/L seviyelerine gerilemiştir. Sürekli havalı biyoreaktör 176 gün boyunca çalıştırılmış KOİ minimum 1800 mg/L olarak ölçülmüştür. Bu seviyenin altına düşmekte direnç göstermesi zor ayrışan organiklerin birikmesi sebep olmuştur.



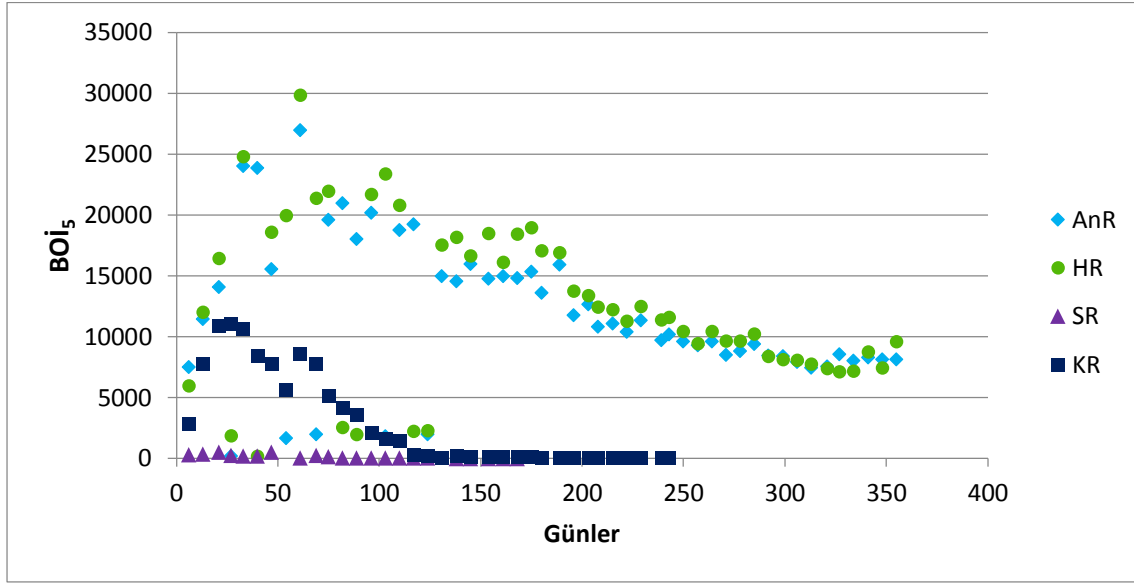
Şekil 9 Sızıntı suyu KOİ analiz sonuçları



Şekil 10 Çözünmüş KOİ analiz sonuçları

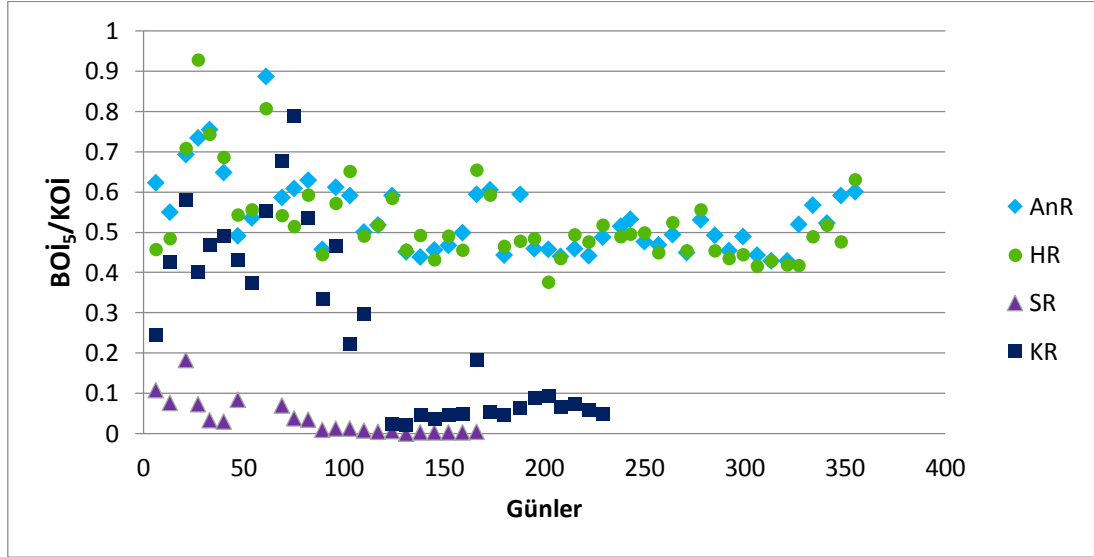
Sızıntı suyundaki KOİ parametresini biyolojik olarak ayrışabilen ve ayrışamayan olarak iki ana bileşene bölebiliriz: inert KOİ ve çözünmüş KOİ. Çözünmüş KOİ sızıntı suyunun 0,45

μm filtre kâğıdından süzöldükten sonra ölçölen KOİ değeri olarak ifade edilebilir (Bilgili, 2006). Çözönmüş KOİ terimi çözönmüş haldeki biyolojik olarak ayrışmayan mikrobiyal ürünler ve substrat destabilizasyonu sırasında oluşun ana ürünler ve son ürünler olarak ifade edebiliriz (Boero vd., 1991). Yapılan analizler sonucunda çözönmüş KOİ değeri Şekil 10’ da görölmektedir.



Şekil 11 BOİ₅ analiz sonuçları

Şekil 11’ de reaktörlerden alınan sızıntı sularına yapılan BOİ₅ analiz sonuçları verilmiştir. AnR’de 4. günde yapılan BOİ analizini neticesinde 7000 mg/L gibi bir değere ulaşılmıştır, 124. gün itibariyle BOİ değeri 19950 mg/L olarak ölçölmüştür. HR’de AnR ile aynı eğilimi gösterirken 4. gün değeri 6000 mg/L, 124. Gün BOİ değeri 23000 mg/L olarak ölçölmüştür. KOİ ve BOİ değeri aynı eğilimleri gösterirken 355. günde BOİ değeri sırasıyla AnR ve HR için 8100 ve 9600 mg/L değerlerini almışlardır. KR’ye bakıldığında ise sisteme verilen oksijen miktarı oldukça az ve kısa süreli olmasına rağmen anaerobik reaktörlere kıyasla ayrışmanın oldukça hızlı olduğu görölmektedir. KR’de 4. gün BOİ₅ değeri 2800 iken 1 ayın sonunda 11 000 mg/L seviyelerine yükselmiş ve 3 hafta gibi bir süre bu noktada kalmasının ardından ani şekilde düşmeye başlamıştır. Kesikli havalı biyoreaktör 243 çalıştırılmış reaktörde ölçölen son BOİ₅ değeri 20 mg/L olarak kaydedilmiştir. SR’nin BOİ₅ değeri çalışmanın başından beri diğerlerine kıyasla oldukça düşük değerler almıştır. SR toplamda 168 gün çalışmış olup en yüksek BOİ₅ değeri 540 mg/L ile 21. günde almışken 168 günde 8,43 mg/L ile kapatılmıştır.

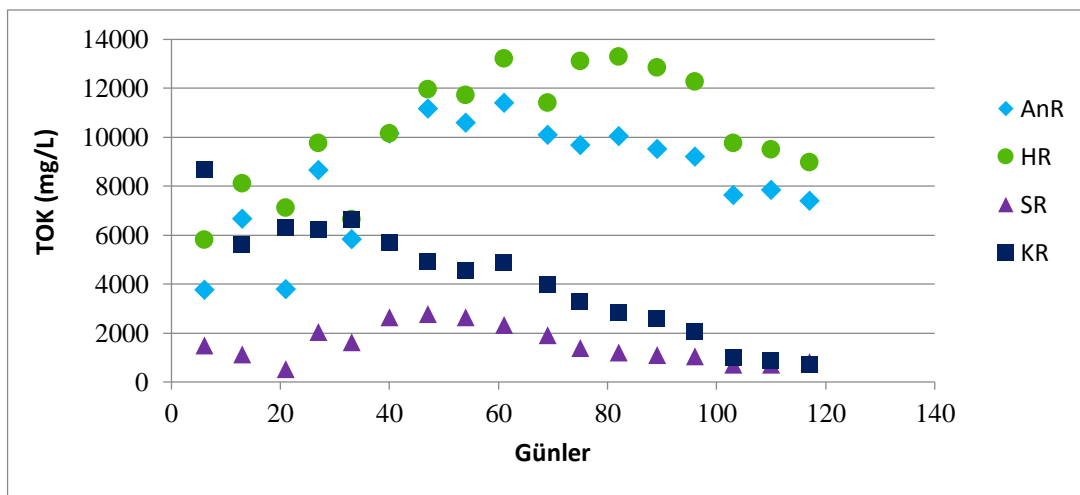


Şekil 12 BOİ₅/KOİ oranları

Diğer taraftan BOİ/KOİ oranları (Şekil 12) incelendiğinde KOİ değerleri BOİ değerine kıyasla oldukça yüksektir bunun sebebi biyolojik olarak kolay ayrışabilen maddelerin tükenmesi olarak açıklanabilir. BOİ/KOİ oranının 0,4-0,8 aralığında olması biyolojik parçalanmaya hazır organik madde miktarının fazla olduğunu gösterir (Tchobanoglus vd., 1993). Şekil 12 incelendiğinde AnR ve HR' de BOİ/KOİ oranı çalışma genelinde 0,4'in üstünde seyretmiş olup 355. günde her iki reaktör içinde 0,6 civarındadır. Ancak KR için bakıldığında ilk 69. günde en yüksek 0,79 değerini alırken bugünden sonra sürekli düşüş gösterip 229. günde 0,05 değeriyle kapatılmıştır. BOİ/KOİ oranının düşmesi atığın stabilizasyona yaklaştığının bir göstergesidir (Reinhart ve Townsend, 1998). Bu bilgiden yararlanarak aldıkları değerler incelendiğinde SR ve KR' nin stabilize olduğu sonucuna ulaşmak mümkündür.

3.2.6 Toplam Organik Karbon

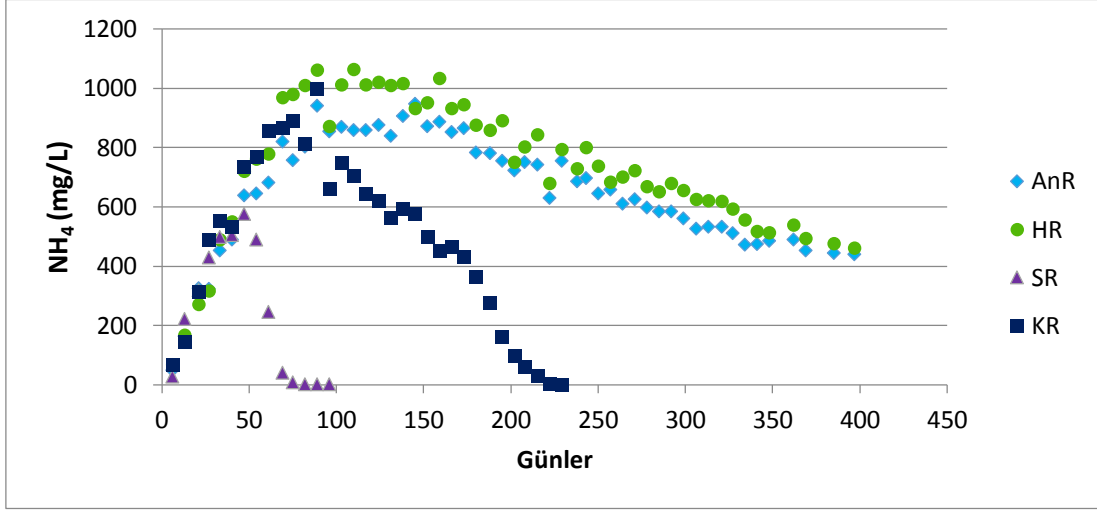
Toplam organik karbon humik asit, fulvik asit, uçucu organik asitler ve karbonhidratlar gibi birçok organik maddeyi temsil eden bir parametredir. Toplam organik karbon (TOK) suda bulunan karbonlu organik maddelerin katalizör varlığında CO₂'e oksitlenmesi esasıyla elde edilen karbonlu organik maddelerin miktarıdır (Sawyer vd., 2003). Çalışmada yapılan analizler sonucunda tüm reaktörlerde TOK analiz sonuçları KOİ sonuçları ile aynı eğilimdedirler (Şekil 13). SR'de tıpkı KOİ değerlerinde olduğu gibi 4.gün 1500 mg/L değerini alırken ikinci analizde ve üçüncü analizde düşüş yaşanmış ardından yükselişe geçerek 47. günde 2700 mg/L maksimum değerine ulaşmıştır. Bu noktadan sonra hızlı bir düşüşle 1000mg/L seviyelerine gerilemiştir. KR'deki eğilimde SR'dekine benzer olmakla birlikte sisteme verilen havanın daha az olması KOİ ve BOİ'de olduğu gibi TOK'un daha yüksek değerlere çıktığı görülmektedir. 33. günde maksimum 6645 mg/L TOK verisi elde edilirken ayrışmaya ve sistemden CO₂ olarak uzaklaşan karbonlu organiklere bağlı olarak 33. günün ardından azalma göstermiştir. AnR ve HR'de TOK miktarları başlangıçta sırasıyla 3775 ve 5797 mg/L iken sistemde biriken CO₂'nin etkisiyle ikisi de 11000 mg/L'ye kadar yükselmiş ve henüz CO₂ birikmesi durumunun sonlanmaması ve metan üretiminin başlamaması sebebiyle yavaşça azalan bir eğilim göstermektedirler. 120. günün ardından TOK cihazının bozulması nedeniyle ölçüm alınamamıştır.



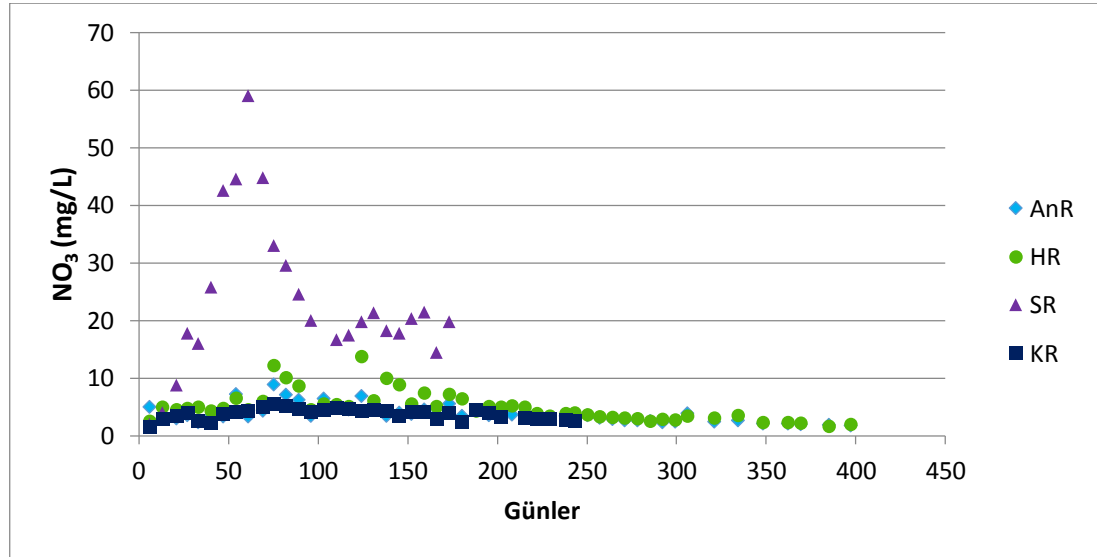
Şekil 13 TOK analiz sonuçları

3.2.7 NO₃⁻ ve NH₃-N Analizleri

Depo sahalarındaki mevcut protein ve amino asitlerin ayrışması sızıntı sularında amonyak olarak karşımıza çıkmaktadır. Sızıntı suyundaki azot miktarının çoğunluğu amonyak azotu olarak görülmektedir. Konvansiyonel anaerobik depo sahalarında amonyağın anaerobik koşullarda bir ayrışma mekanizması olmadığından sistemde biriktiği, sızıntı suyu geri devirli anaerobik biyoreaktörlerde ise amonyak oluşumu ve birikiminin daha fazla ortaya çıktığı bilinmektedir. (Berge vd., 2005). Ortaya çıkan yüksek miktarda amonyak azotunun metan oluşumu üzerinde inhibe edici bir etkisi oluşabilmektedir (Ağdağ ve Sponza, 2004, Sanin ve Tınmaz, 2010). Amonyak azotu değerleri anaerobik ve hibrit biyoreaktörlerde aynı eğilimi göstermektedirler. Biyoreaktördeki atıkların ayrışması sırasında azotlu organik bileşiklerin parçalanmasına bağlı olarak oldukça hızla yükselme göstermişlerdir. Şekil 14 ' de projede ölçülen amonyak azotu değerleri görülmektedir. Amonyak azotu değerleri AnR ve HR ' de 160. gün sonunda maksimum değerlerini almış olup ardından düşüş trendini devam ettirmişlerdir. Sürekli havalı biyoreaktör de ise 47 günde maksimum değeri gözlemlenmiş sonra ani şekilde düşüş göstermiş 96. günün sonunda amonyak analizleri ölçüm aralığının çok altında olması nedeniyle yapılamamıştır. Şekil 15 incelendiğinde SR'deki hızlı amonyak düşüşünün sebebi anlaşılmaktadır. Sistemdeki oksijenin varlığına bağlı olarak gerçekleşen nitrifikasyon prosesi ile amonyakların tümü nitrate dönüşmüş olup 61. günde en yüksek değeri olan 59 mg/L NO₃ gözlemlenmiştir. Ardından reaktördeki azotlu organik maddelerin ve amonyağın azalmasına bağlı olarak azalma göstermiş ve 120. günde 19,7 mg/L değerine kadar gerilemiştir. Kesikli havalı biyoreaktörde ki amonyak azotu değerlerine bakıldığında ise ilk 96 günde maksimum değere ulaşmış olup 238 günden sonra amonyak tespit edilememiştir.



Şekil 14 NH4- analiz sonuçları

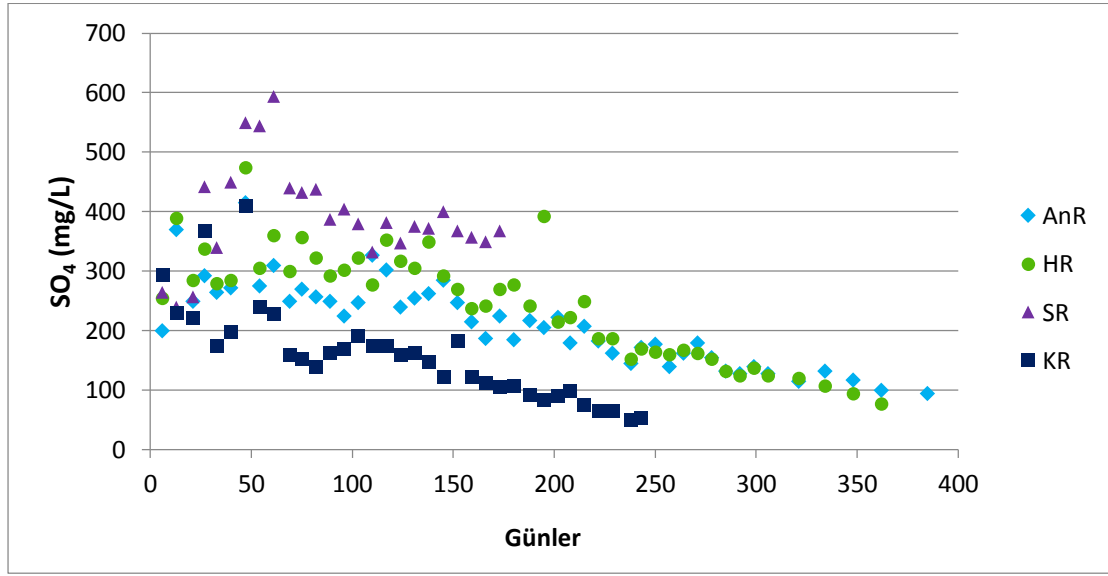


Şekil 15 Nitrat analiz sonuçları

Amonyak konsantrasyonunun artması sızıntı suyunun bakteriler üzerinde toksik etki göstermesine sebep olabilir. Eğer sızıntı suundaki amonyum konsantrasyonu 200-1500 mg/L aralığında ise anaerobik ayrışma üzerinde toksik etki göstermemektedir (Pohland vd., 1987). AnR, HR ve KR reaktörlerinin amonyak değerlerini incelediğimizde ulaştıkları maksimum konsantrasyonlar sırasıyla 940, 1063 ve 997 mg/L olup, bu değerler amonyumun toksik etki göstermediği aralık içerisinde. KR'nin amonyum ve nitrat değerleri incelendiğinde anaerobik reaktörlerle aynı eğilim içerisinde olması nitrifikasyon için gerekli oksijen miktarının altında kalması şeklinde açıklanabilir. Üç reaktörde nitrat değerlerine göre çalışma genelinde 10 mg/L değerinin altında kalmışlardır.

3.2.8 Sülfat ve Sülfür Analizleri

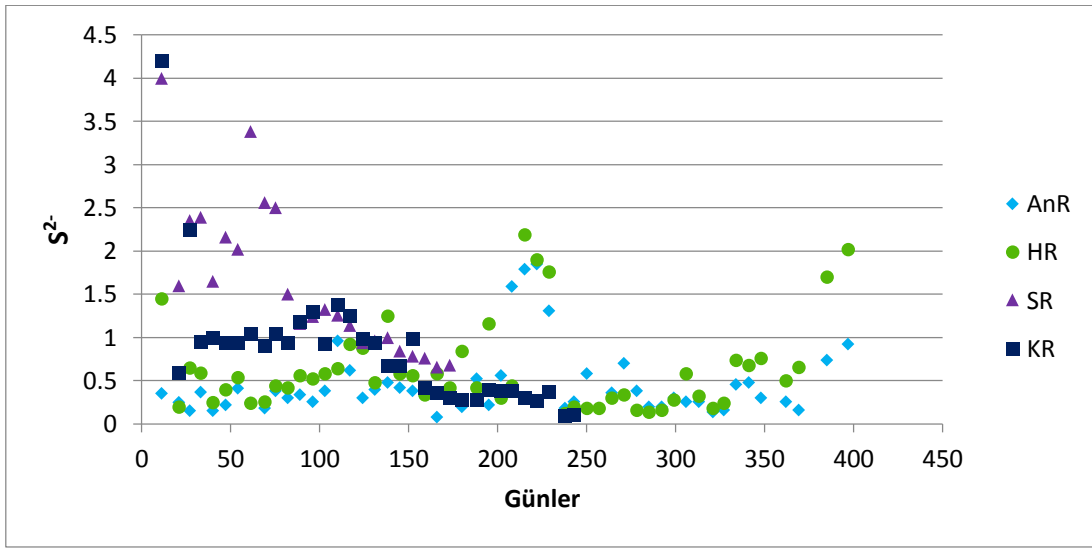
Sülfür anaerobik şartlarda indirgenme koşullarının göstergesi olan parametredir. Sülfür indirgeyen bakteriler metan bakterileri gibi asetik asit ve hidrojeni kullanarak enerji elde ettiğinden yüksek sülfür varlığında daha düşük metan üretimi gerçekleşirken üretilen H₂S miktarı artar. Sülfür miktarının azalması metan üretiminin artışının bir göstergesi olarak kabul edilebilir.



Şekil 16 SO₄⁻ analiz sonuçları

Sülfatın indirgenmesi ile sülfür oluştuğundan metan fazında sülfat miktarı aniden düşer ve sülfüre indirgenir (Tchobanoglus vd., 1993; Erses,2008). Nötr pH'da sülfür ağır metallerle reaksiyona girerek sülfür tuzları şeklinde çöker (Tchobanoglus vd., 1993). Proje kapsamında yapılan SO₄ ve S²⁻ analizleri incelendiğinde (Şekil 16 ve Şekil 17) sülfat miktarının AnR ve HR için çalışmanın başlangıcından beri aynı konsantrasyon aralığında seyrettiği gözlemlenmiş sırasıyla maksimum 47. günde 415 mg/L ve 475 mg/L değerlerine ulaşmışlardır. Ardından düşmeye başlayan sülfat miktarı 397. gün itibari ile 128 ve 140 mg/L olarak ölçülmüşlerdir. Sülfür miktarlarına bakıldığında ise reaktörlerin oldukça düşük sülfür değerlerine sahip oldukları gözlemlenmiş ve bu durum henüz sülfatın sülfüre indirgenmediği metanojenik faza ulaşamadığını göstermektedir. Diğer yandan aerobik reaktörlere bakıldığında SR'nin 60. günde 594 mg/L ile sızıntı suyundaki sülfat miktarının en yüksek

seviyesine ulaştığı gözlenmiş olup aynı günde sülfür miktarının da 3,94 mg/L olan maksimum miktarına ulaştığını görüyoruz. Bu durum reaktör içinde oluşan anaerobik bölgelerde ve sızıntı suyunun havalanmayan bölgelerinde SO_4 'ün S^{2-} 'ye indirgenmesi şeklinde açıklanabilir. KR'ye bakıldığında ise SO_4 miktarının 410 mg/L gibi yüksek bir seviyeye çıktığı görülürken S^{2-} konsantrasyonu ilk gün 4,4 mg/L seviyelerinden başlamasına rağmen sürekli bir azalma göstererek 1 mg/L seviyelerinde sabit kalmıştır. Reaktörün aerobik olması ve günün tamamında havalandırılmamasının yanı sıra ayrışmanın anaerobiklerden daha hızlı olması bu durumu açıklayabilir.

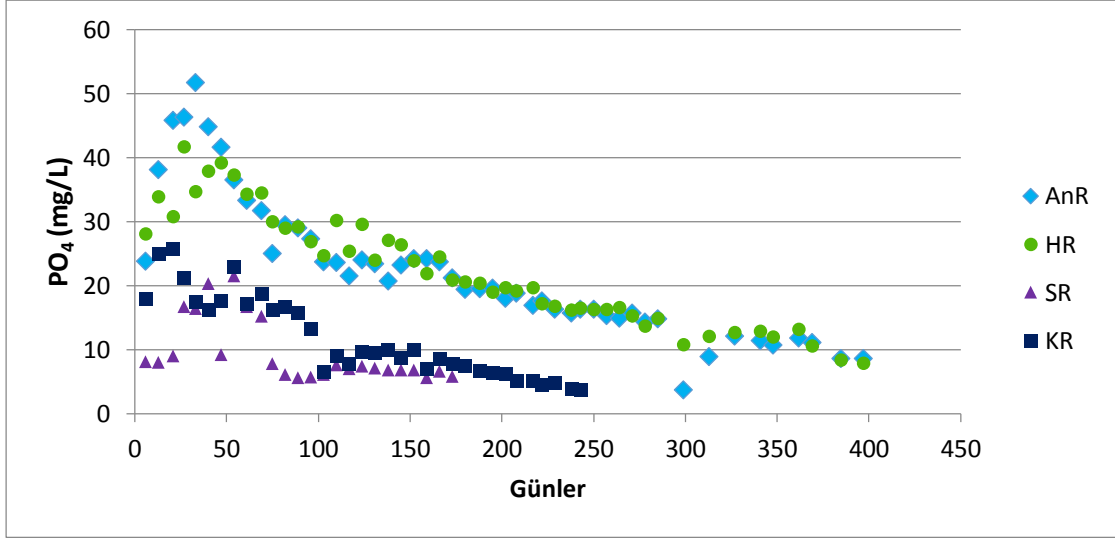


Şekil 17 S^{2-} analiz sonuçları

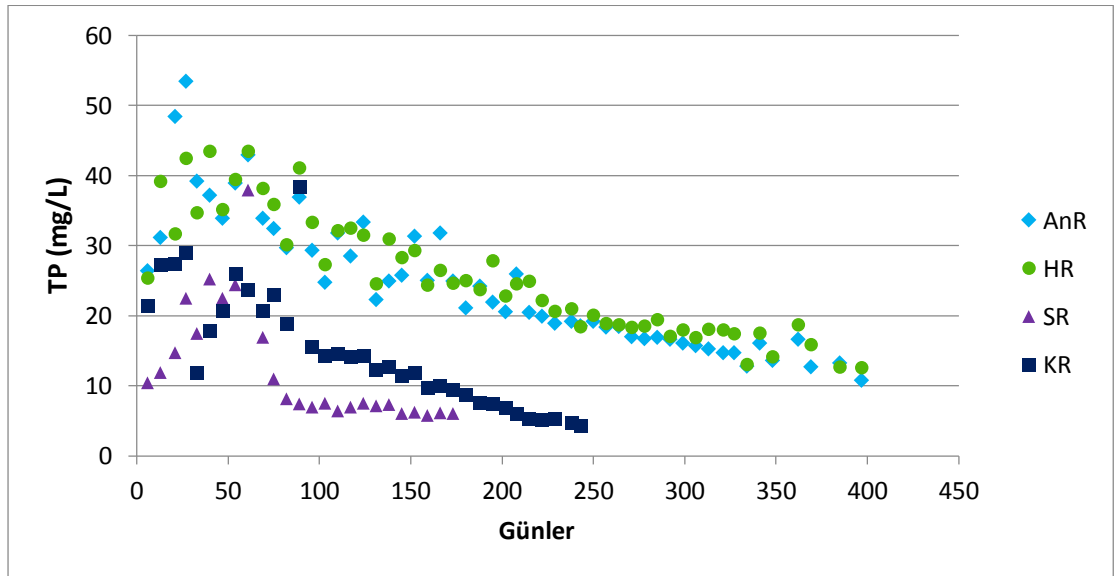
3.2.9 Toplam ve Ortofosfat Analizleri

Depolama sahalarındaki mikrobiyal aktivitenin devamı için fosfor başlıca gerekli besi maddelerindendir. Fosfor hücre yapısının temel elementlerinden DNA, RNA ve ATP'nin sentezinde hayati önem taşımaktadır. Bu çalışmada toplam fosfor ve ortofosfat parametreleri hem aerobik hemde anaerobik ayrışmanın temel nutrientlerden olması bakımından haftalık olarak gözlemlenmiştir. Biyolojik aktivitenin devamı için C/N/P oranı oldukça önemlidir. Anaerobik parçalanma için literatürde bu oran 250:5:1 ile 500:5:1 aralığında iken aerobik ayrışma için bu oran 100:5:1 olarak belirtilmiştir (Metcalf ve Eddy, 1991; Henze vd., 1995; Maier, 2000). Proje kapsamında tüm biyoreaktörler için yapılan toplam fosfor ve ortofosfat analiz sonuçları Şekil 18 ve Şekil 19' da gösterildiği gibidir. Analiz sonuçlarına göre C:N:P oranları TOK, NH_4-N ve PO_4-P sonuçları kullanılarak hesaplanmıştır. Yapılan hesaplamalar

neticesinde AnR ve HR biyoreaktörlerinin ilk iki haftadaki analiz sonuçlarına göre C:N:P oranları (sırasıyla 175:4,3:1 ve 239:5:1) iken 60. günden sonraki oranların (342:21:1 ve 385:23:1) olduğu görülmüştür. Havalı ve kesikli havalı olarak işletilen SR ve KR nin C:N:P oranlarına bakıldığında 13. gün analiz sonuçlarına göre SR için 141:28:1 iken KR için 233:6:1 olarak bulunmuştur.



Şekil 18 PO₄⁻ P analiz sonuçları



Şekil 19 Toplam P analiz sonuçları

Reaktörlerin toplam fosfor analiz sonuçları 13. günde AnR, HR, SR ve KR için sırasıyla 31,25; 39,25; 12 ve 27,25 mg/L'dir. 61. gün analiz sonuçlarına göre ise 43; 43,5; 38 ve 23,75 mg /L şeklinde KR dışındaki reaktörler için arttığı görülmüştür. Son olarak 124. günde ise 33,4; 31,6; 7,6 ve 14,3 mg/L'dir. Bu sonuçlara göre TP miktarlarının önce arttığı son günlere doğru ise tüm reaktörler için azalma gösterdiği gözlenmiştir.

3.3 Mikrobiyolojik Analizler

Katı atık depolama sahalarındaki farklı işletme koşulları ile mikroorganizma türleri arasındaki ilişkinin belirlenebilmesi amacıyla kurulan biyoreaktörler vasıtası ile 16S rRNA'yı hedefleyen, floresan maddelerle işaretlenmiş oligonükleotid problemleri kullanan 'Yerinde Floresanlı Hibritleştirme (FISH)' tekniği uygulanmıştır (Amann vd., 1990; Manz vd., 1992). 15 günde bir alınan sızıntı suyu numuneleri % 4'lük paraformaldehit – PBS solüsyonu ile sabitlenip hibridizasyon aşamasında kullanılmak üzere bir gece 4°C'de bekletilmiştir. Sabitlenen numuneler slayt hücrelerinin her birine 10 µl konular ve 36°C'de inkübatörde kurutulur. Daha sonra slaytlar sırasıyla 3'er dakika % 50, %80 ve % 100'lük etanol serisinden geçirilerek susuzlaştırma işlemine tabi tutulur ve oda sıcaklığında kurumaya bırakılır. Fikse edilmiş numunelerin transfer edildiği slaytlarda her bir kuyucuğa 17 µl hibridizasyon solüsyonu (4.5 M NaCl, 200 mM Tris/HCl pH 8.0, 10X Denhards, 0.5 M EDTA, %10 SDS, 250 mM NaH₂PO₄ ve farklı konsantrasyonlarda formamide) ve 3 µl flüoresan boyalı oligonükleotit problemler ilave edilir. Nemli kalması istenen slaytlar petri kabında ıslak peçete üzerine yerleştirilerek problemlerin T_m sıcaklığına bağlı olarak inkübatörde 3 saat boyunca hibridize edilir. Formamid konantrasyonları optimum hibridizasyon kalitesi elde etmek için problemlere bağlı olarak değişiklik göstermiştir. Bu çalışmada kullanılan oligonükleotit problemler literatürdeki benzer çalışmalardan faydalanılarak belirlenmiştir (Tablo 6). Hedef hücredeki RNA dizinleriyle uyuşmayan fazla problemlerin hücre içinden temizlenmesi amacıyla slaytlar hibridizasyon sonrası yaklaşık 20 dk yıkama solüsyonu (4.5 M NaCl, 200 mM Tris/HCl pH 8.0, 0.5 M EDTA, %10 SDS) içinde inkübe edilir. Daha sonra yıkama solüsyonu 4°C'de bulunan mQ ile durulanır ve oda sıcaklığında kurumaya bırakılır. Bütün DNA'ları tespit etmek amacıyla kuyucuklar 10 µl DAPI (4,6-diamidino-2-phenylindole) – PBS (1:1) çözeltisi ile boyanarak 10 dakika oda sıcaklığında inkübe edilir, böylece

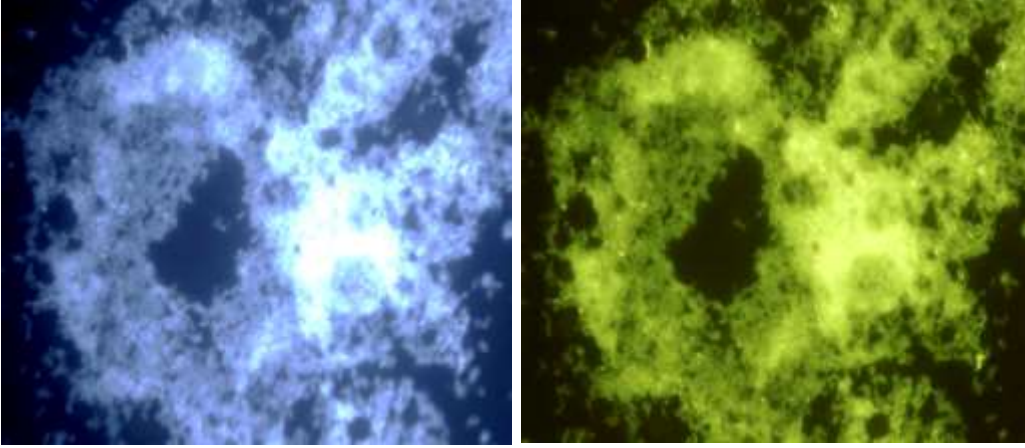
mikroorganizmaların tamamının flüoresan mikroskop altında görüntülenmesi sağlanır (Mertoglu vd., 2005). İnkübasyon sonrası 4°C’de bulunan mQ ile durulanan slaytlar 46°C de kurutulur. Flüoresan boyanın şiddetini korumak amacıyla, slayt üzerindeki her kuyucuğa 3 µl antifadent (DABCO) çözeltisi eklenir ve lamel ile kapatılır. Karanlıkta -20°C’de görüntülenmek üzere muhafaza edilen slaytlar BAB Image Analysing Systems marka epiflüoresan mikroskop ve dijital kamera kullanılarak görüntülenir.

Tablo 6 FISH analizlerinde kullanılan proplar ve proplarla ilgili temel bilgiler

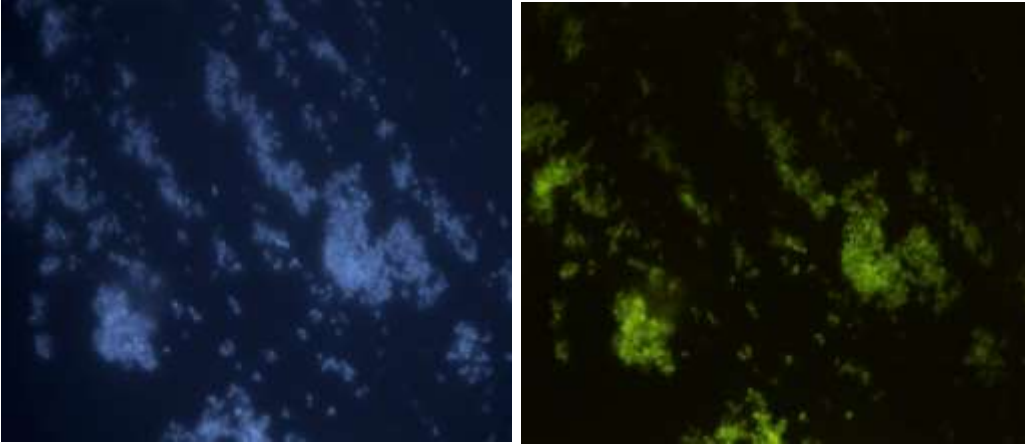
Dizi Adı	5' Modifikasyonu	5' → 3' Dizilimi	Tm (°C)	% Formamit	Prob Kategorisi	Kaynak
ARC 915	CY3	GTG CTC CCC CGC CAA TTC CT	61,8	-	Archaea domain	Çallı vd. , 2006
EUB 338	FLUOS	GCT GCC TCC CGT AGG AGT	55	0 - 50	Bacteria 16S Rna	Mijin Kim, 2003
NON338	TAMRA	ACTCCTACGGCAGGCAGC	55	0	Non sense prob	www.probebase.com
UNIV1390	TAMRA	GAC GGG CGG TGT GTA CAA	53	0	All known organisms	Mijin Kim, 2003
ALF1b	CY3	GCC TTC CCA CTT CGT TT	47	35	Alfaproteobacteria	Çallı vd. , 2006
BET42a	CY3	GCC TTC CCA CAT CGT TT	47	35	Betaproteobacteria	Çallı vd. , 2006
GAM42a	CY3	TCGCACCGTGGCCGACACCTAGC	64	50	Gammaproteobacteria	Çallı vd. , 2006
MB 310	CY3	CTT GCT TCA GGT TCC ATC TCC G	57	-	Methanobacteriaceae	Raskin L. vd, 1994
MS 821	CY3	CGC CAT GCC TGA CAC CTA GCG AGC	64	40	Methanosarcina	Raskin L. vd, 1994
MX 825	CY3	TCG CAC CGT GGC CGA CAC CTAG C	68,6	50	Methanosaetaceae	Çallı vd. , 2006
NSM156	CY3	TAT TAG CAC ATC TTT CGA T	39,5	5	Nitrosomonas spp.	Kyu-Jung Chae, 2008
NSO1225	CY3	CGC CAT TGT ATT ACG TGT GA	49,4	35	Ammonia oxidizers of the beta -Proteo bacteria	Marcus Schmid, 2000
NSO190	CY3	CGA TCC CCT GCT TTT CTC C	53,6	55	Ammonia oxidizers of the beta- proteobacteria	Mobarry B. K.vd, 1996
NIT3	CY3	CCT GTG CTC CAT GCT CCG	54,7	40	Nitrobacter spp.	Marcus Schmid, 2000
NTSPA662	CY3	GGA ATT CCG CGC TCC TCT	54,1	35	Nitrospira spp.	Daims H. vd, 2001
SRB 385	CY3	CGG CGT CGC TGC GTC AGG	63,3	35	Sulfate Reducing Bacteria	Çallı vd., 2006

3.3.1 Sızıntı Suyu Numunelerinde Bakteri ve Arkea Dağılımı

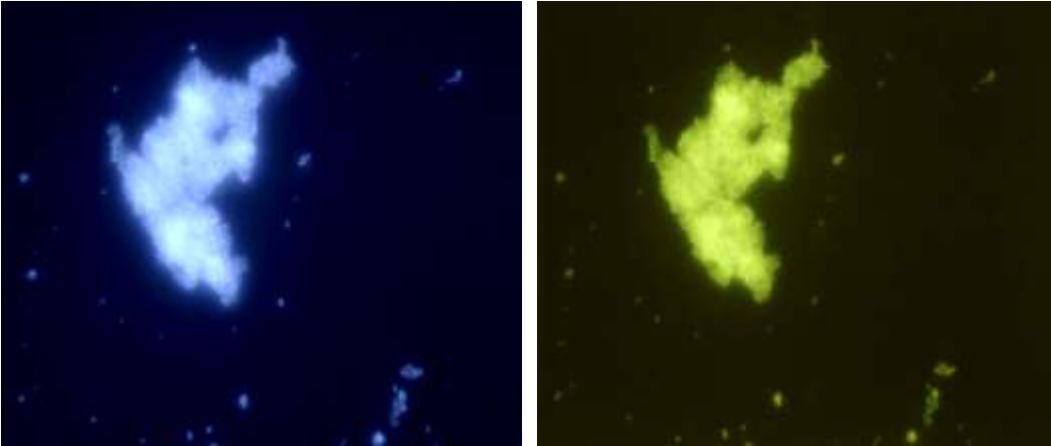
Düzenli depolama sahalarındaki mikrobiyal çeşitliliğin iyi anlaşılması, evsel katı atık yönetiminin iyileştirilebilmesi için önem taşımaktadır. Bu, düzenli depolama sahalarındaki katı atığın stabilizasyonu için gerekli zamanı azaltacak ve daha küçük ve kullanışlı düzenli depolama sahaları elde edilmesini sağlayacaktır. Bu çalışma kapsamında kurulan dört farklı işletme koşulundaki biyoreaktörde bakteri ve arkea dağılımını incelenmektedir. Anaerobik ve hibrit biyoreaktörlerin stabilizasyonun tamamlanmamış olması sebebiyle FISH analizleride henüz sonlandırılmamıştır. Proje kapsamında reaktörlerden alınan sızıntı suyu numunelerinde yapılan tüm FISH analizlerinde iki adet pozitif ve bir adet negatif kontrol kullanılmıştır. Pozitif kontrol olarak tüm bakterileri görüntülemek için fluos boyalı EUB338(I-II-II)mix , tüm organizmaların görüntülenmesi için TAMRA boyalı UNIV1390 probu kullanılmıştır. Diğer yandan negatif olarak için herhangi bir organizma ile bağlanmayan TAMRA boyalı NON338 probu kullanılmıştır. **Şekil 20** - **Şekil 31**' de EUBmix probu ile alınan ve aynı kuyucukta DAPI boyama ile alınan görüntüleri görebiliriz.



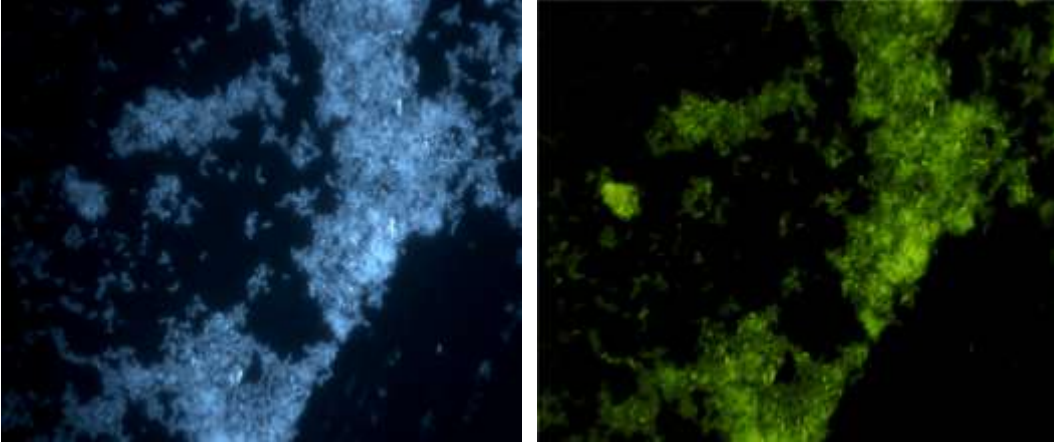
Şekil 20 AnR, 3. gün DAPI ve EUBmix (tüm bakteriler) görüntüleri



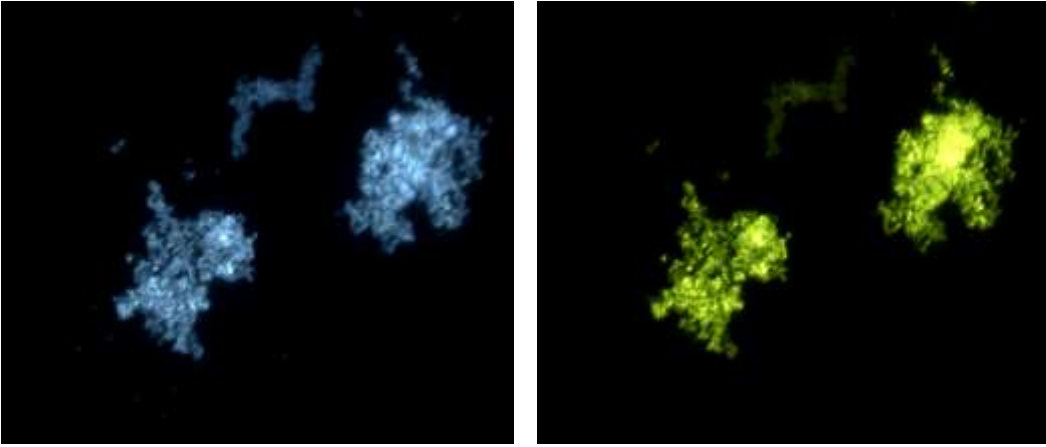
Şekil 21 AnR, 67. gün DAPI ve EUBmix (tüm bakteriler) görüntüleri



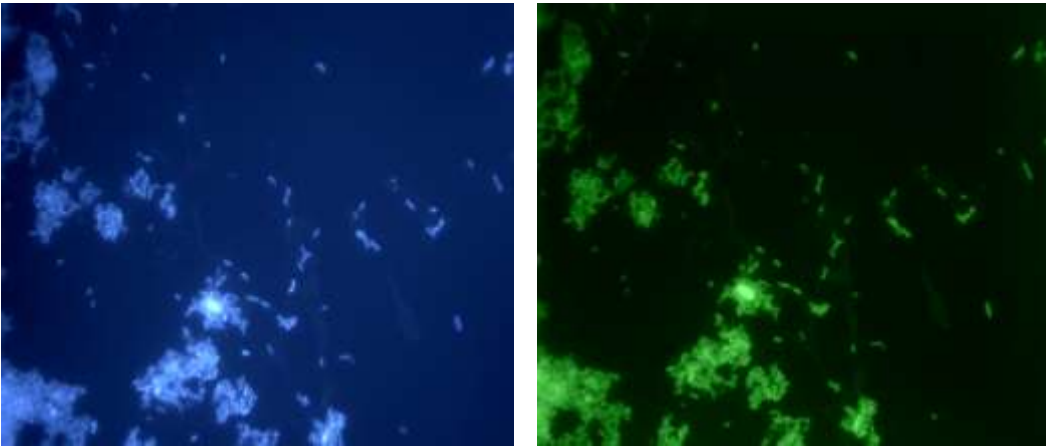
Şekil 22 AnR, 111. gün DAPI ve EUBmix (tüm bakteriler) görüntüleri



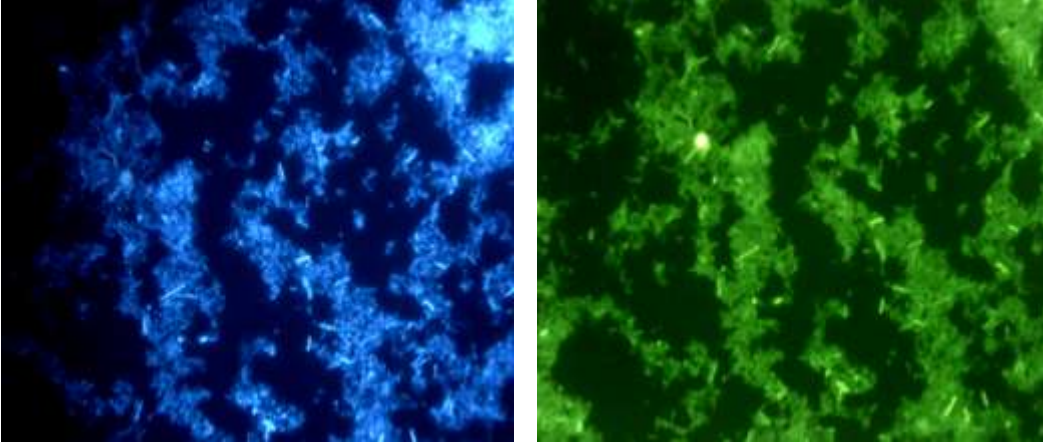
Şekil 23 HR, 3. gün DAPI ve EUBmix (tüm bakteriler) görüntüleri



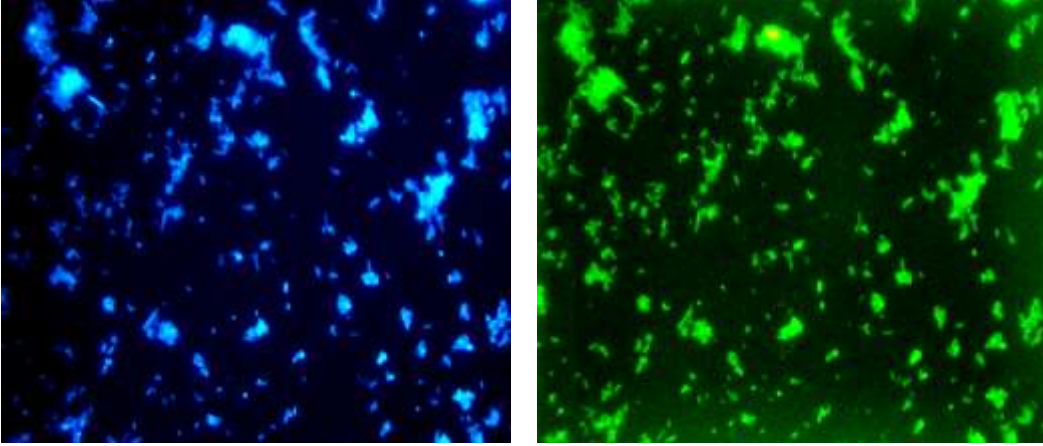
Şekil 24 HR, 67. gün DAPI ve EUBmix (tüm bakteriler) görüntüleri



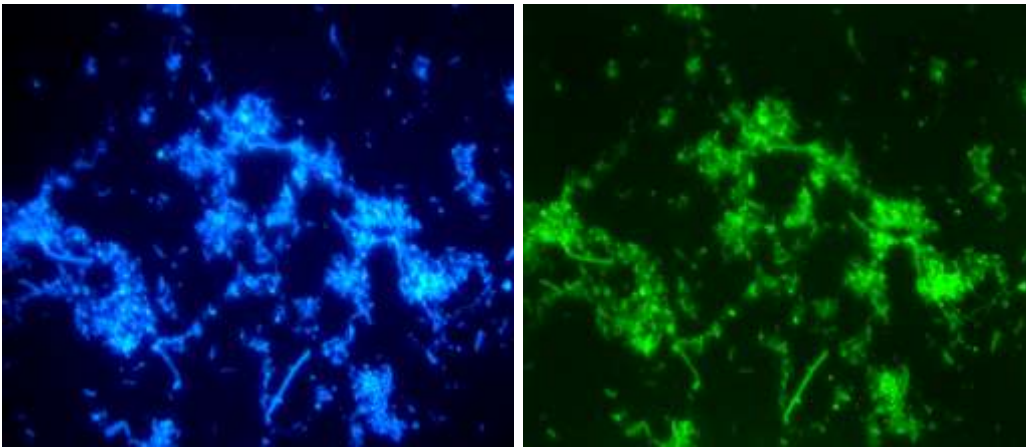
Şekil 25 KR 3. Gün DAPI ve EUB Mix(tüm bakteriler) görüntüleri



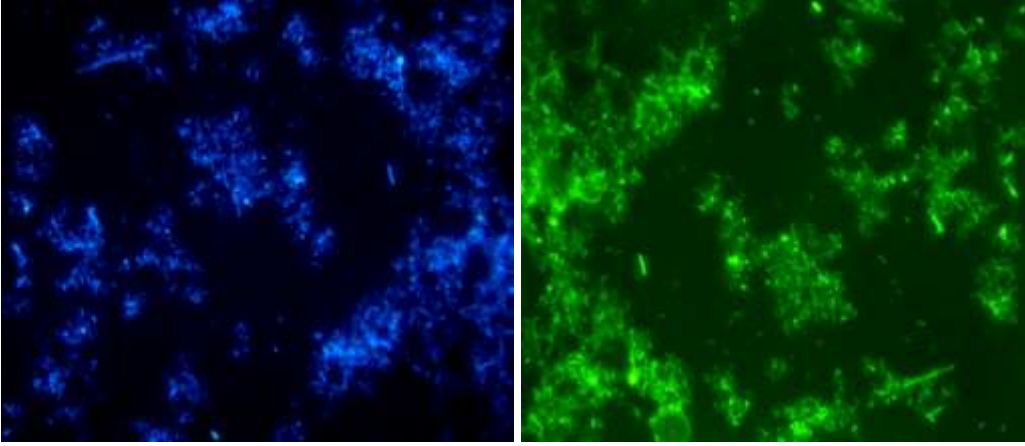
Şekil 26 KR 67. Gün DAPI ve EUB Mix (tüm bakteriler) görüntüleri



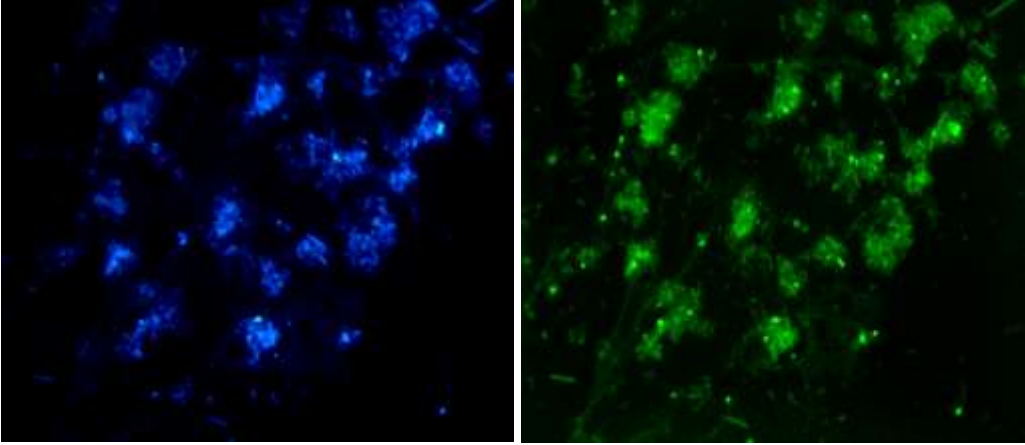
Şekil 27 SR 3. Gün DAPI ve EUB Mix (tüm bakteriler) görüntüleri



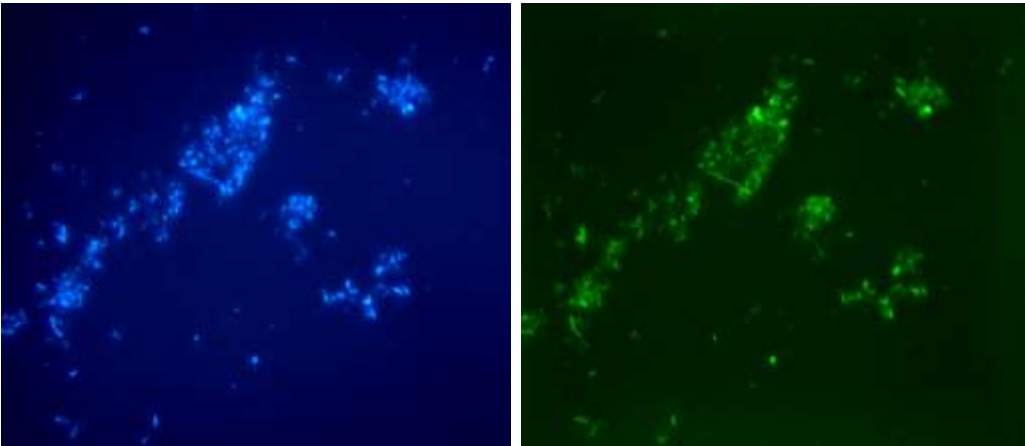
Şekil 28 SR 32. Gün DAPI ve EUB Mix (tüm bakteriler) görüntüleri



Şekil 29 SR 67. Gün DAPI ve EUB Mix (tüm bakteriler) görüntüleri



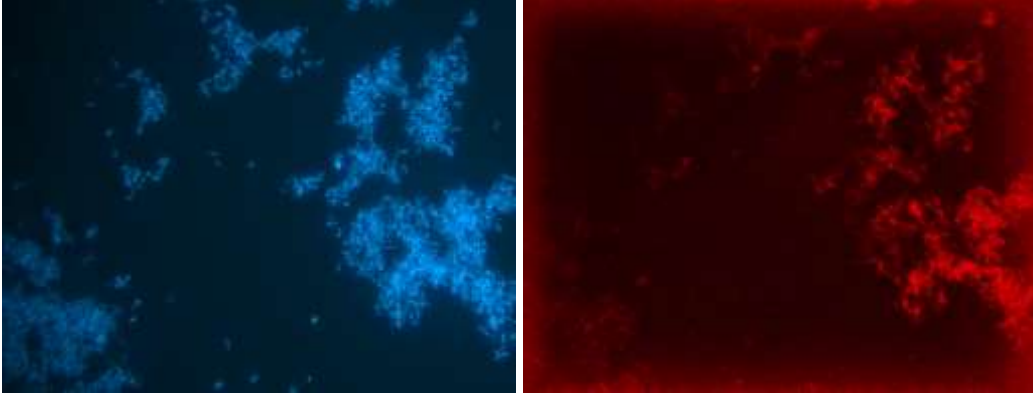
Şekil 30 SR 95. Gün DAPI ve EUB Mix (tüm bakteriler) görüntüleri



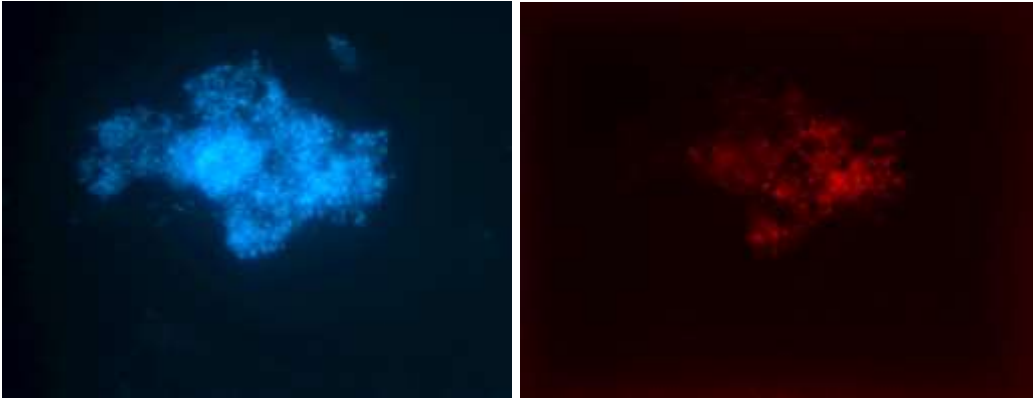
Şekil 31 SR 111. Gün DAPI ve EUB Mix (tüm bakteriler) görüntüleri

Pozitif kontrol olarak kullanılan ve bilinen tüm organizmalar ile görüntü vermesi beklenen UNIV1390 ile alınan görüntüler tüm reaktörler için Şekil 32-Şekil 50' de görülmektedir.

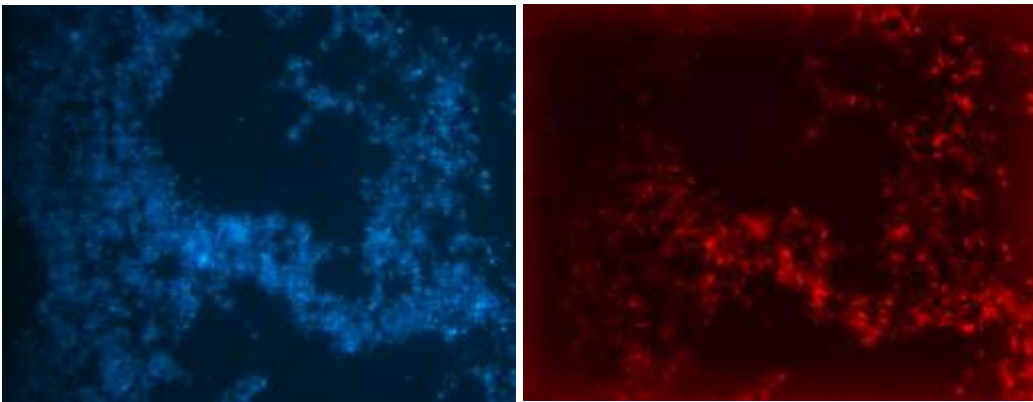
Bunun yanında negatif kontrol olarak kullanılan NON338 probu beklenildiği üzere herhangi bir organizma ile görüntü vermemiştir.



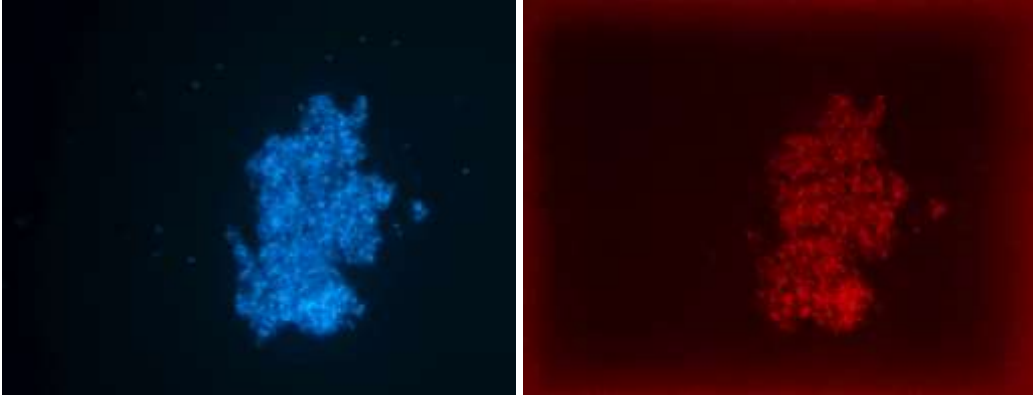
Şekil 32 AnR 11. Gün DAPI ve UNIV1390(tüm organizmalar) görüntüleri



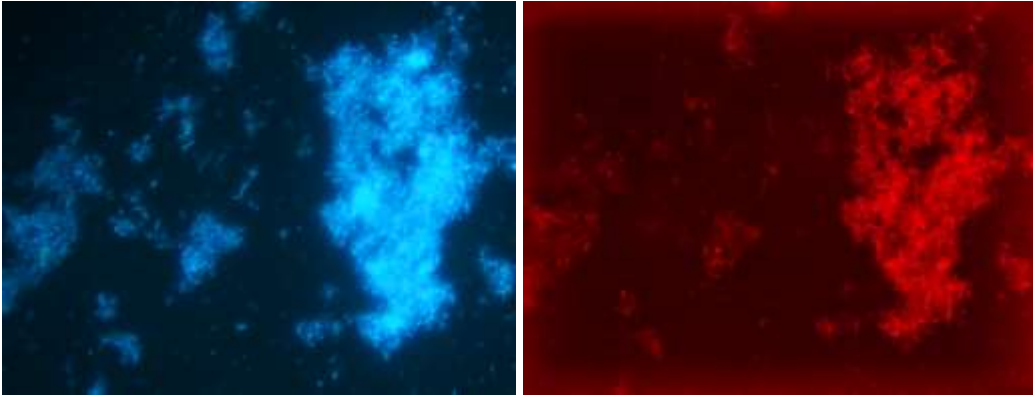
Şekil 33 AnR 48. Gün DAPI ve UNIV1390(tüm organizmalar) görüntüleri



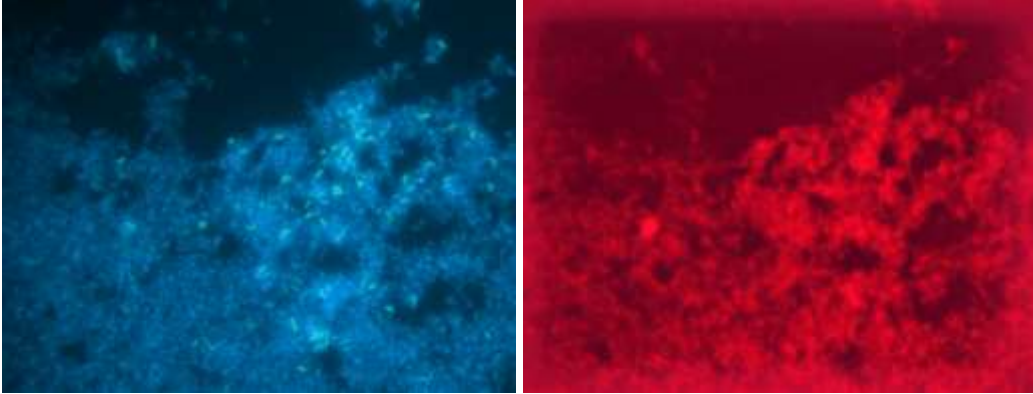
Şekil 34 AnR 86. Gün DAPI ve UNIV1390(tüm organizmalar) görüntüleri



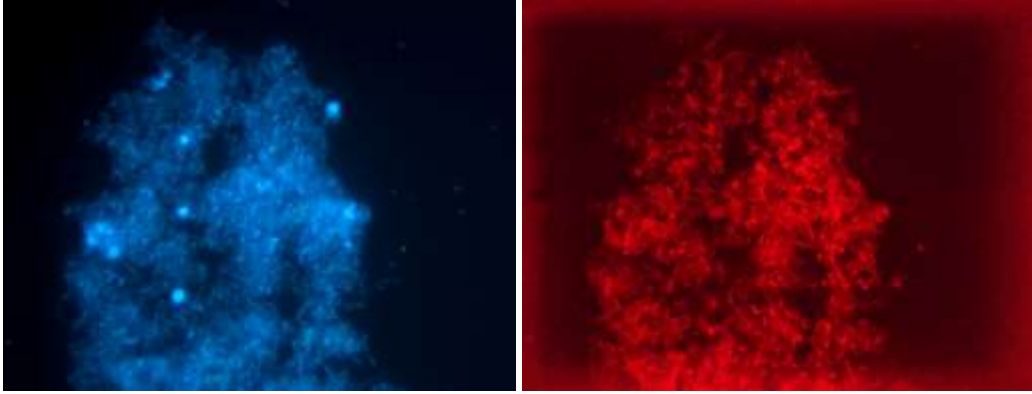
Şekil 35 AnR 111. Gün DAPI ve UNIV1390(tüm organizmalar) görüntüleri



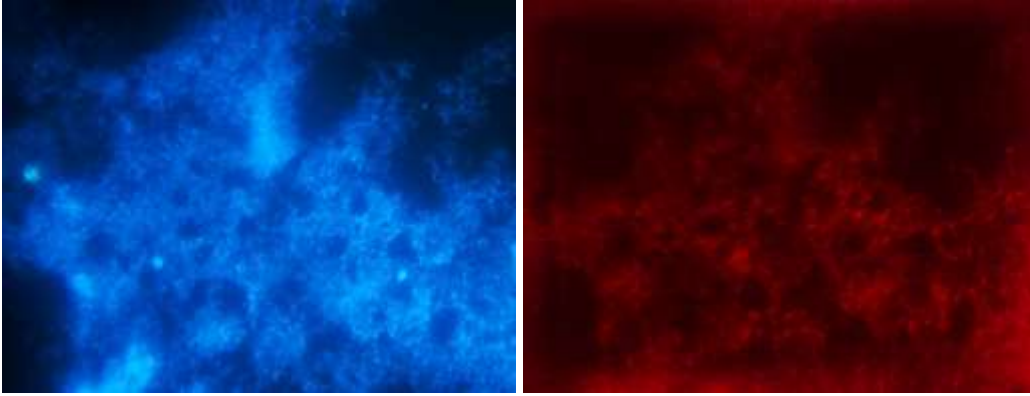
Şekil 36 AnR 175. Gün DAPI ve UNIV1390(tüm organizmalar) görüntüleri



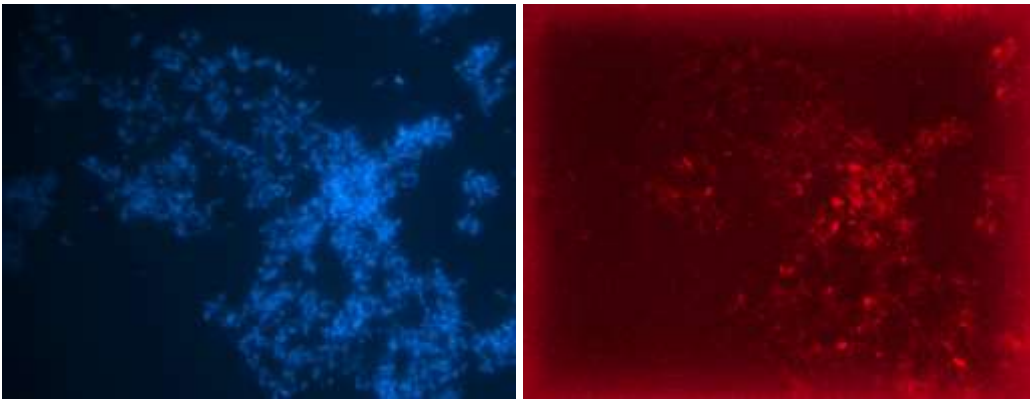
Şekil 37 AnR 223. Gün DAPI ve UNIV1390(tüm organizmalar) görüntüleri



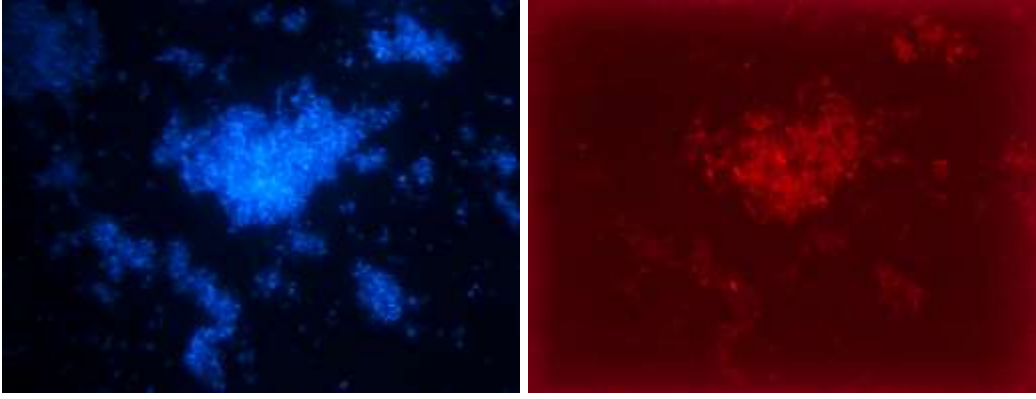
Şekil 38 AnR 301. Gün DAPI ve UNIV1390(tüm organizmalar) görüntüleri



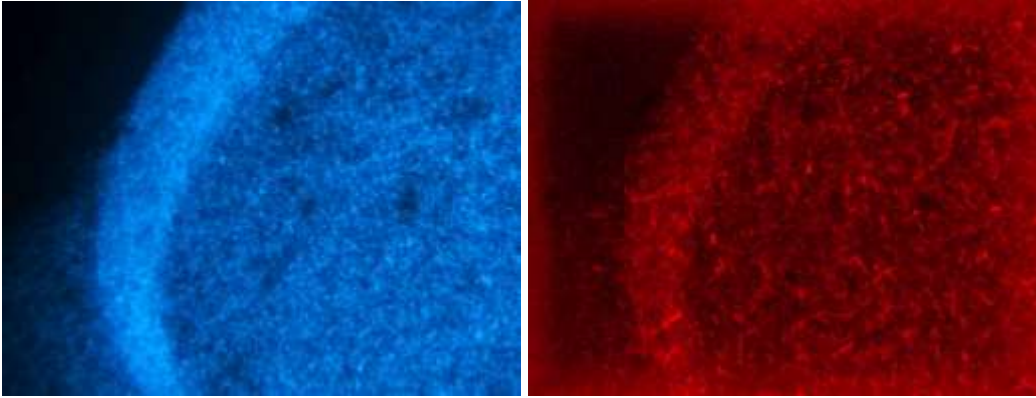
Şekil 39 HR 301. Gün DAPI ve UNIV1390(tüm organizmalar) görüntüleri



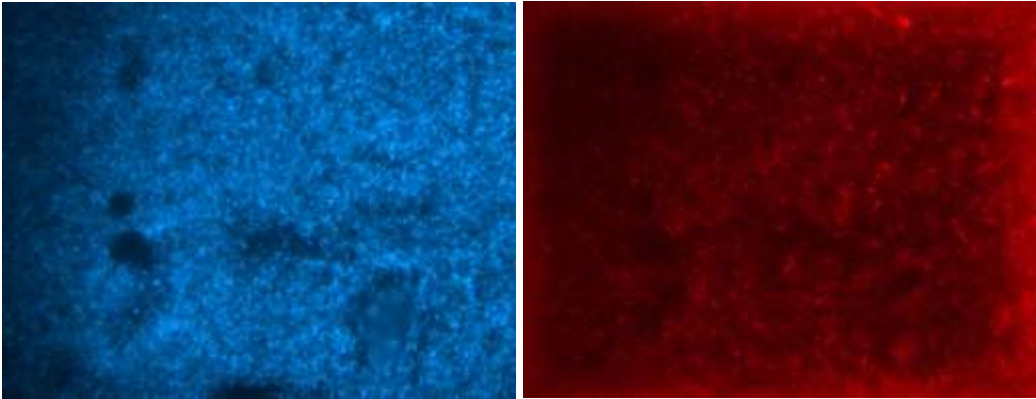
Şekil 40 KR 11. Gün DAPI ve UNIV1390(tüm organizmalar) görüntüleri



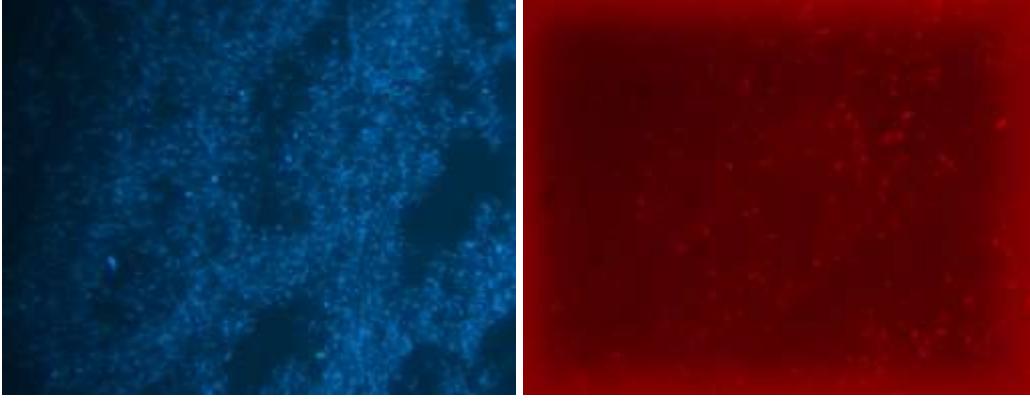
Şekil 41 KR 48. Gün DAPI ve UNIV1390(tüm organizmalar) görüntüleri



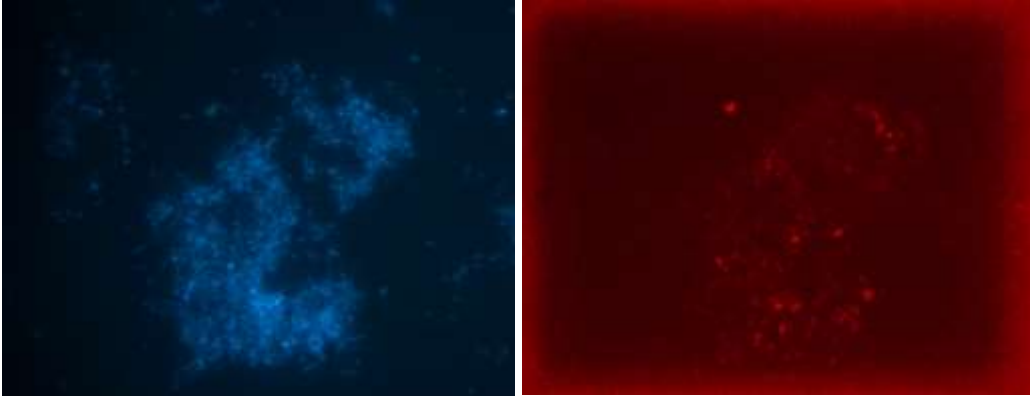
Şekil 42 KR 86. Gün DAPI ve UNIV1390(tüm organizmalar) görüntüleri



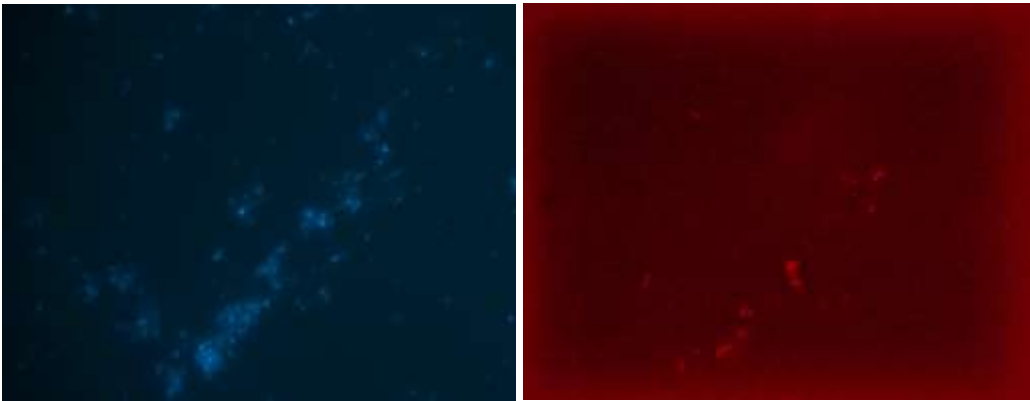
Şekil 43 KR 111. Gün DAPI ve UNIV1390(tüm organizmalar) görüntüleri



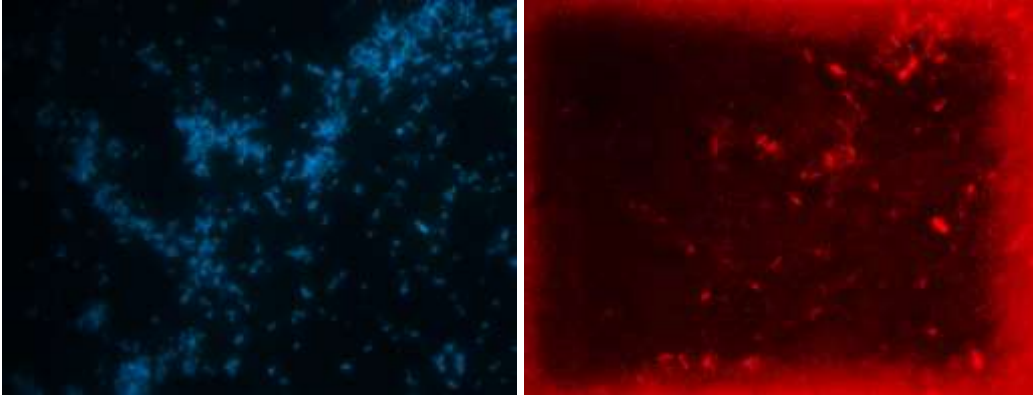
Şekil 44 KR 175. Gün DAPI ve UNIV1390(tüm organizmalar) görüntüleri



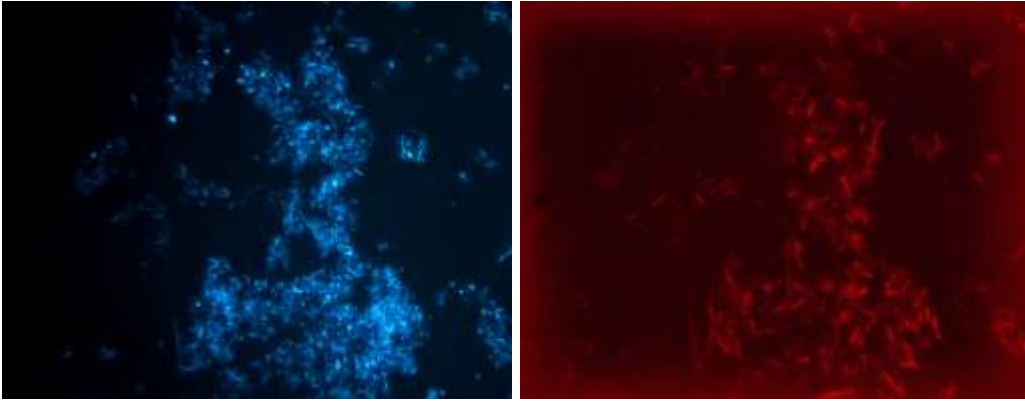
Şekil 45 KR 223. Gün DAPI ve UNIV1390(tüm organizmalar) görüntüleri



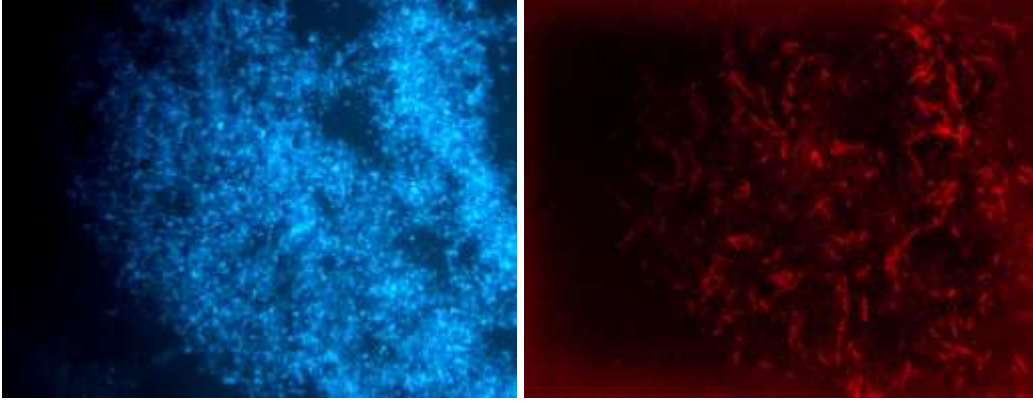
Şekil 46 KR 245. Gün DAPI ve UNIV1390(tüm organizmalar) görüntüleri



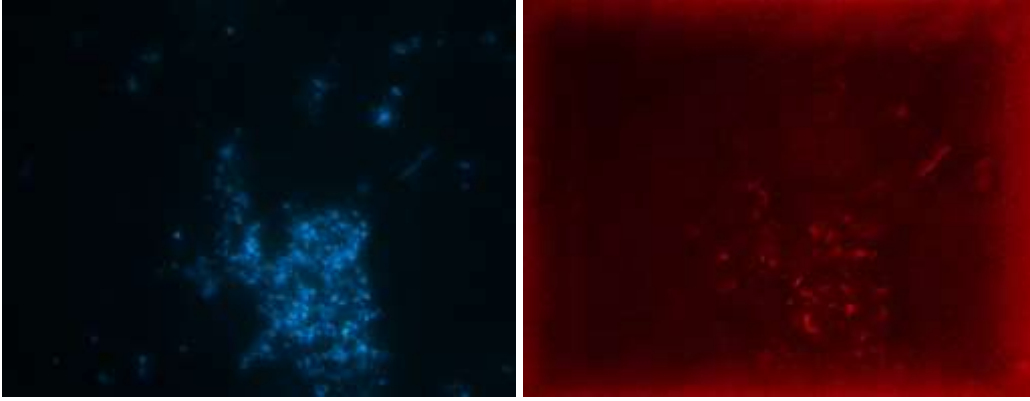
Şekil 47 SR 11. Gün DAPI ve UNIV1390(tüm organizmalar) görüntüleri



Şekil 48 SR 48. Gün DAPI ve UNIV1390(tüm organizmalar) görüntüleri

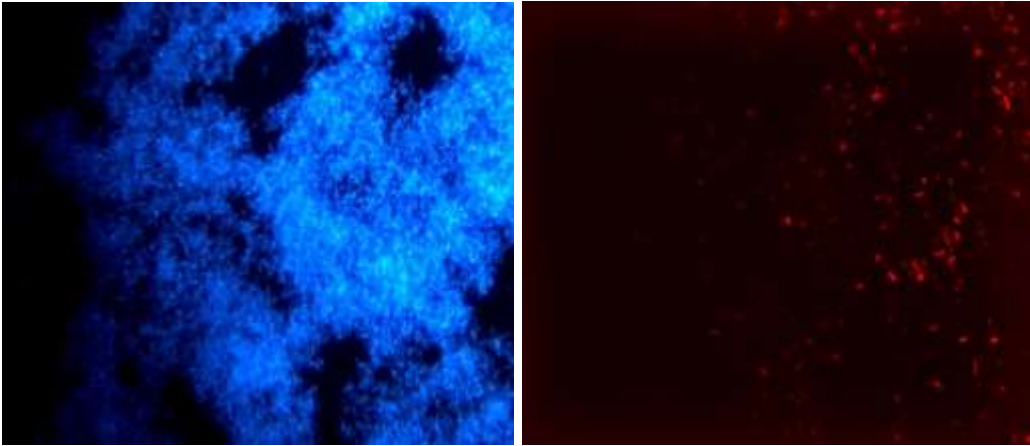


Şekil 49 SR 86. Gün DAPI ve UNIV1390(tüm organizmalar) görüntüleri

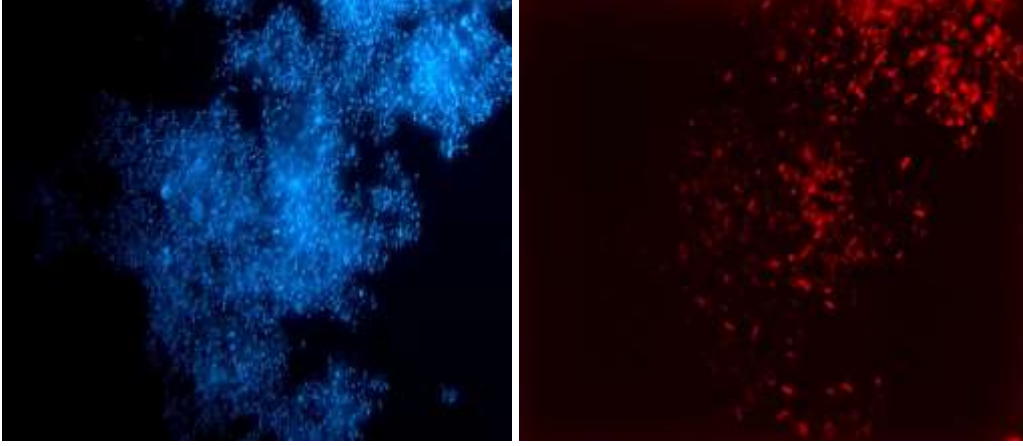


Şekil 50 SR 111. Gün DAPI ve UNIV1390(tüm organizmalar) görüntüleri

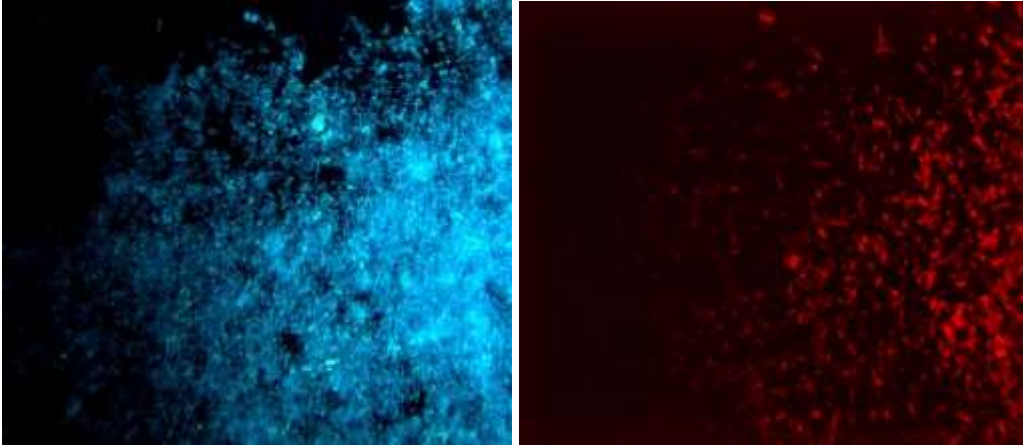
Alfa-beta ve gama proteobakteriler bakteri ailesinin en geniş kollarından biridir. Grup olarak bu bakteri türlerinin tamamı gram negatif olup , oldukça geniş bir metabolik çeşitliliğe sahiptirler. Bu çalışmada alfa-beta ve gama proteobakterileri incelemek amacıyla Cy3 boyalı Alf1b, Bet 42a ve Gam42a propları kullanılmıştır. Tüm reaktörler için ayrı ayrı bu proplarla alınan resimler aşağıdaki *Şekil 51-Şekil 106* arasında görülmektedir. Buna göre tüm reaktörlerde en yoğun proteobakteri türünün gama proteobakteriler olduğu görülürken onu betaproteobakteriler takip etmektedir.



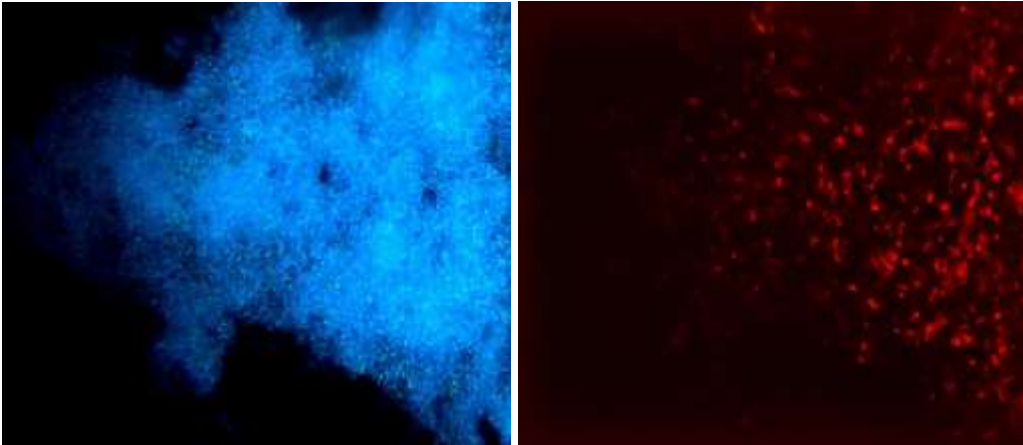
Şekil 51 AnR 11. Gün DAPI ve BET42a(Betaproteobacteria) görüntüleri



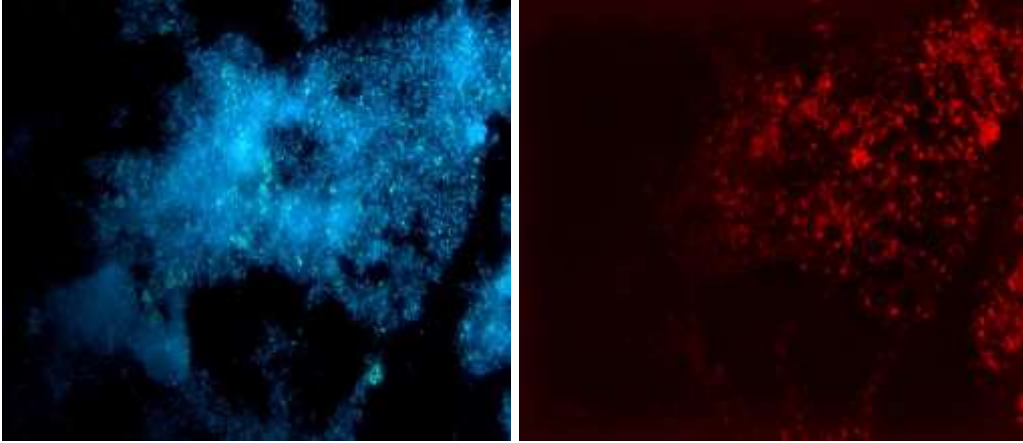
Şekil 52 AnR 48. Gün DAPI ve BET42a(Betaproteobacteria) görüntüleri



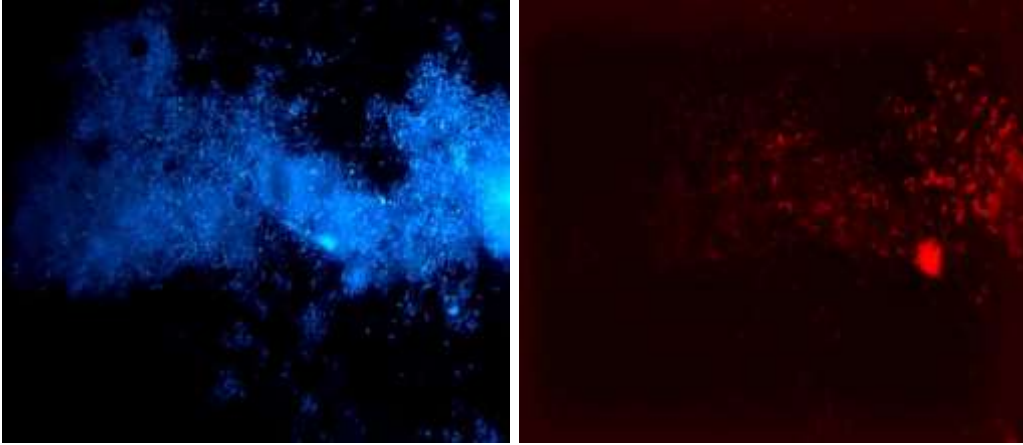
Şekil 53 AnR 86. Gün DAPI ve BET42a(Betaproteobacteria) görüntüleri



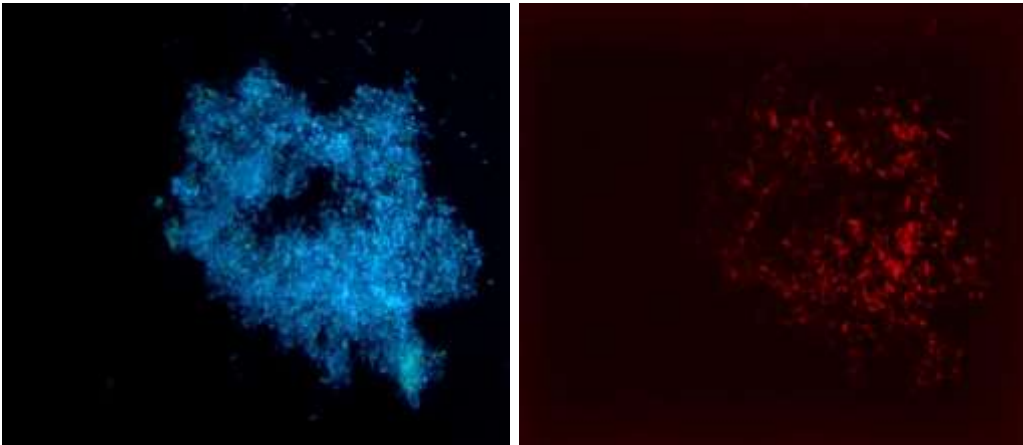
Şekil 54 AnR 111. Gün DAPI ve BET42a(Betaproteobacteria) görüntüleri



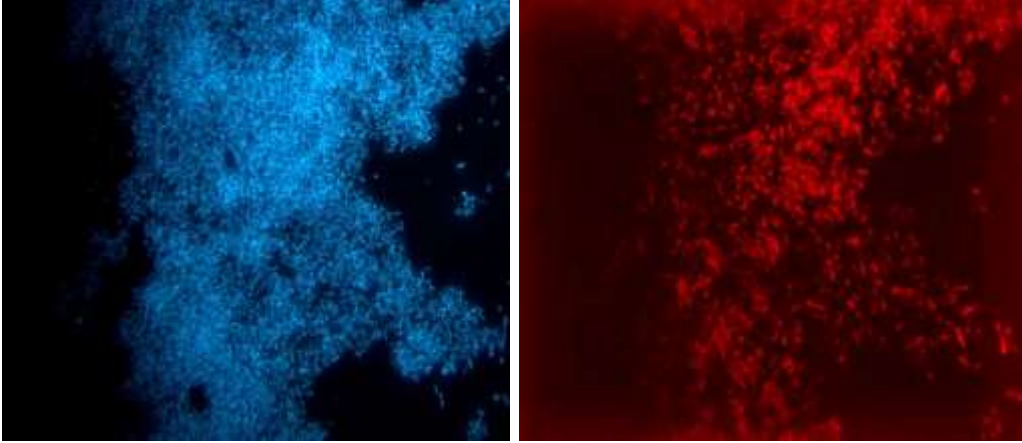
Şekil 55 AnR 175. Gün DAPI ve BET42a(Betaproteobacteria) görüntüleri



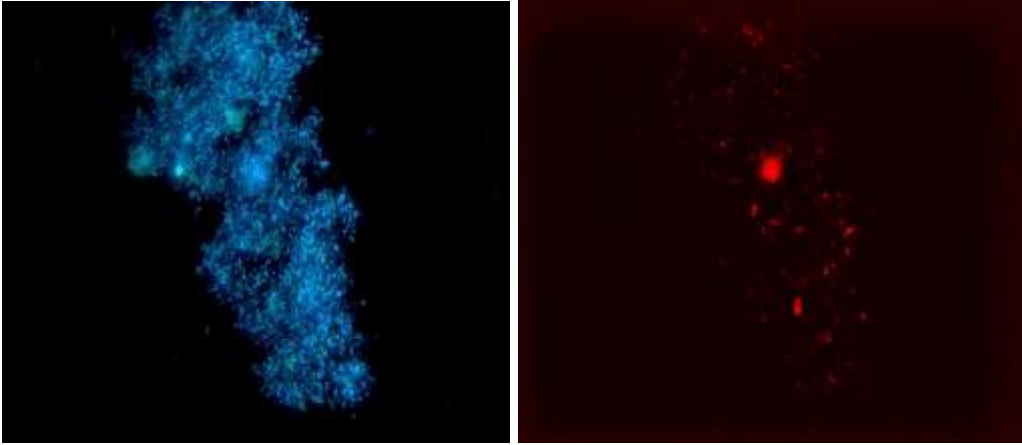
Şekil 56 AnR 223. Gün DAPI ve BET42a(Betaproteobacteria) görüntüleri



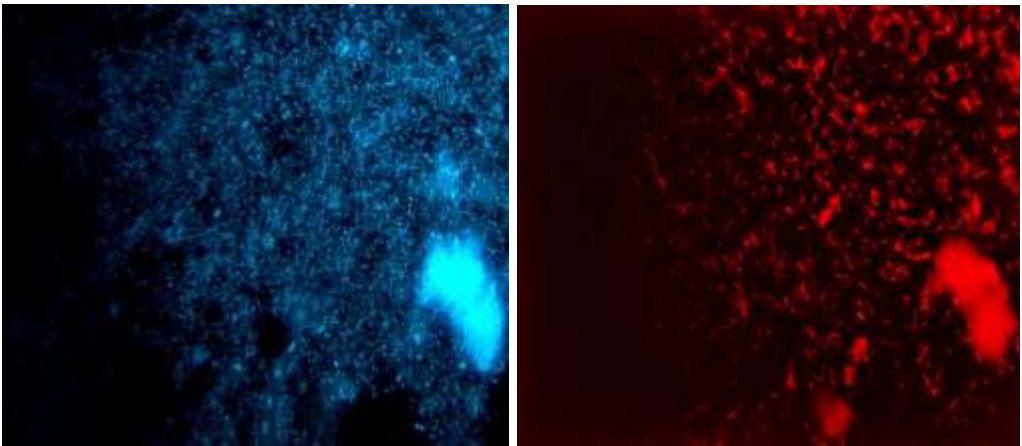
Şekil 57 AnR 301. Gün DAPI ve BET42a(Betaproteobacteria) görüntüleri



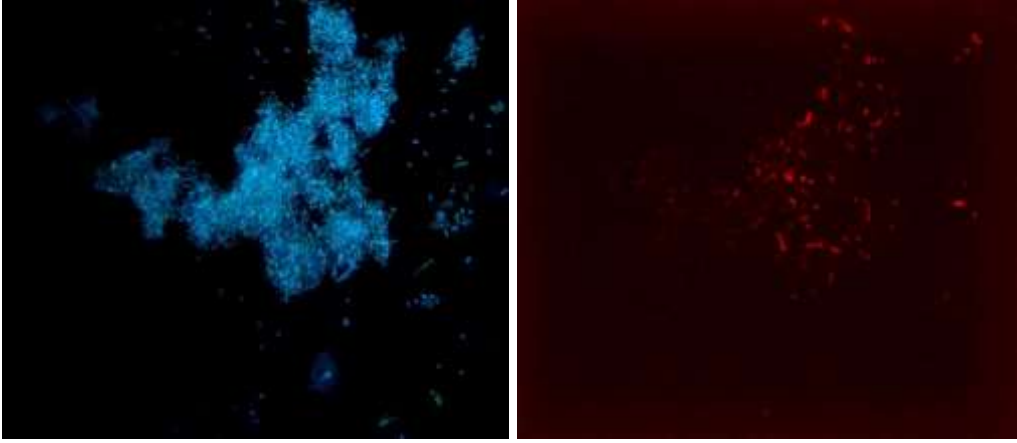
Şekil 58 HR 11. Gün DAPI ve BET42a(Betaproteobacteria) görüntüleri



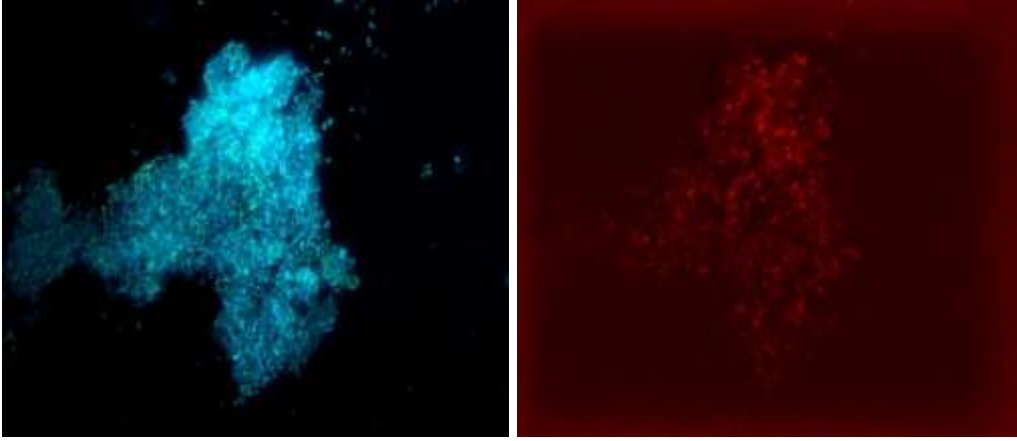
Şekil 59 HR 48. Gün DAPI ve BET42a(Betaproteobacteria) görüntüleri



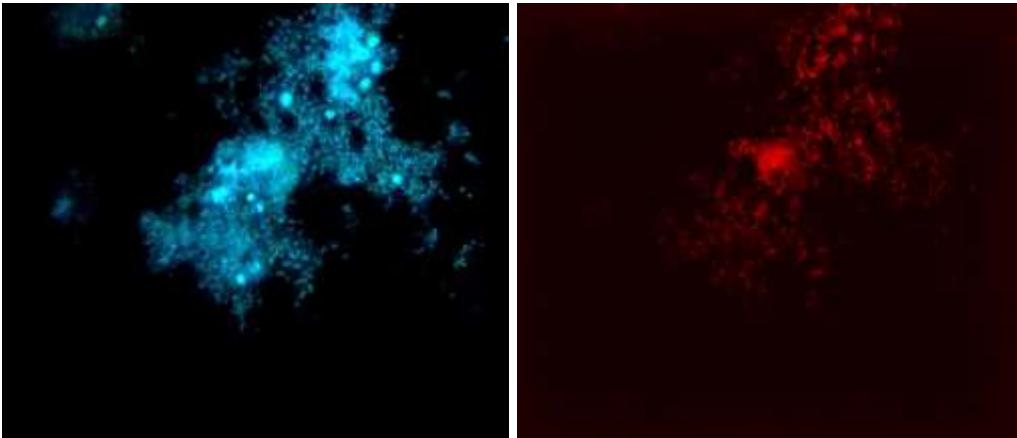
Şekil 60 HR 86. Gün DAPI ve BET42a(Betaproteobacteria) görüntüleri



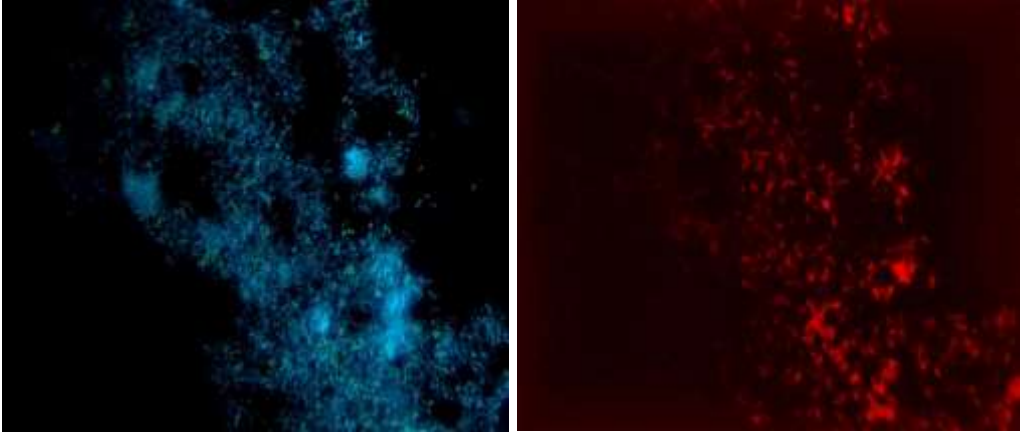
Şekil 61 HR 111. Gün DAPI ve BET42a(Betaproteobacteria) görüntüleri



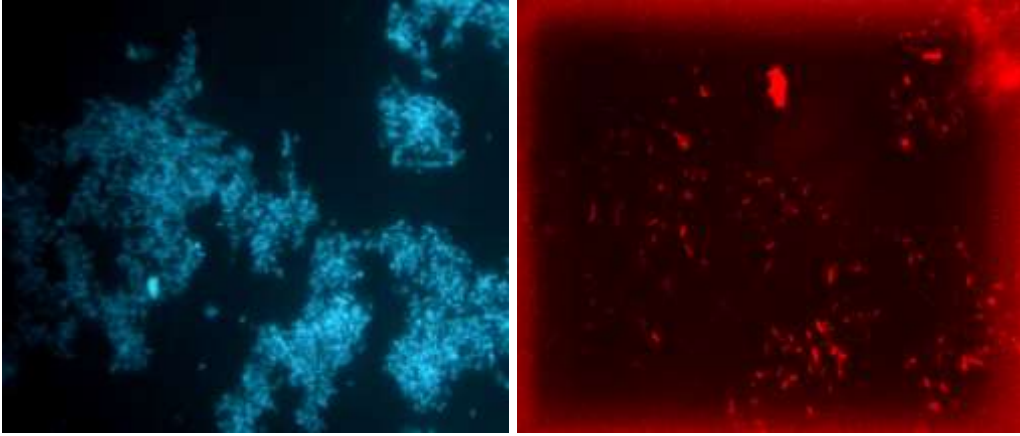
Şekil 62 HR 175. Gün DAPI ve BET42a(Betaproteobacteria) görüntüleri



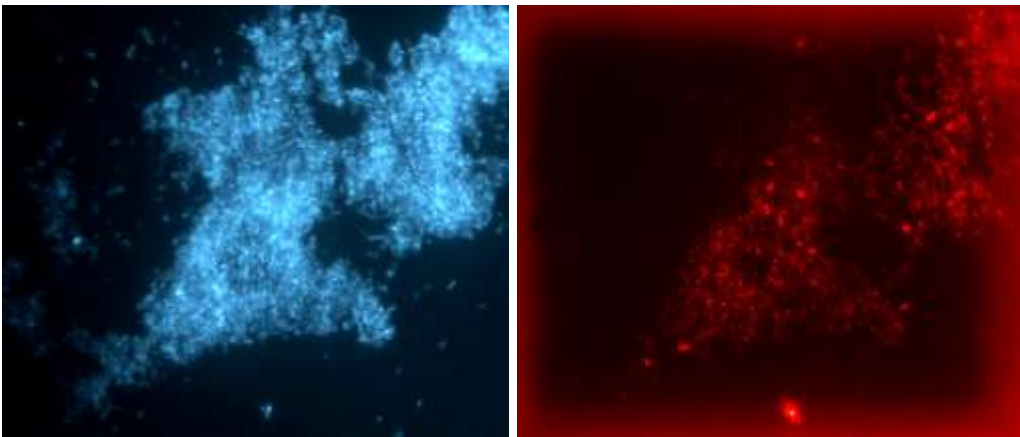
Şekil 63 HR 223. Gün DAPI ve BET42a(Betaproteobacteria) görüntüleri



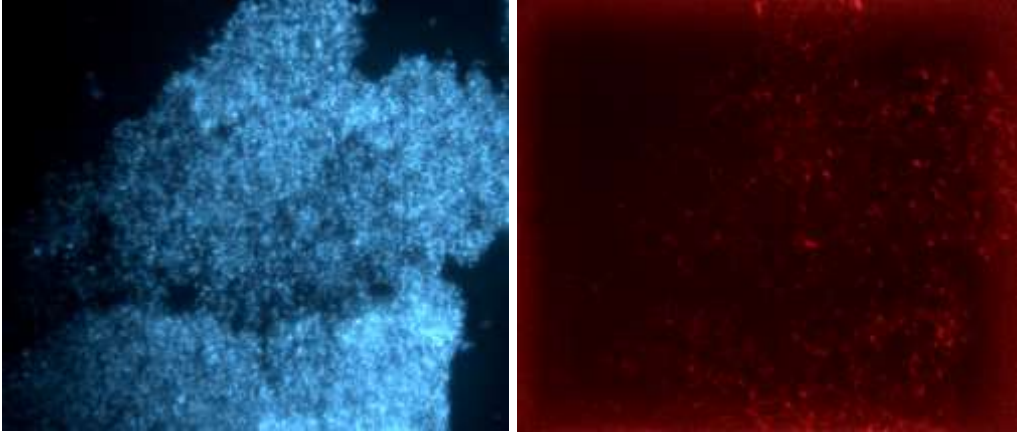
Şekil 64 HR 301. Gün DAPI ve BET42a(Betaproteobacteria) görüntüleri



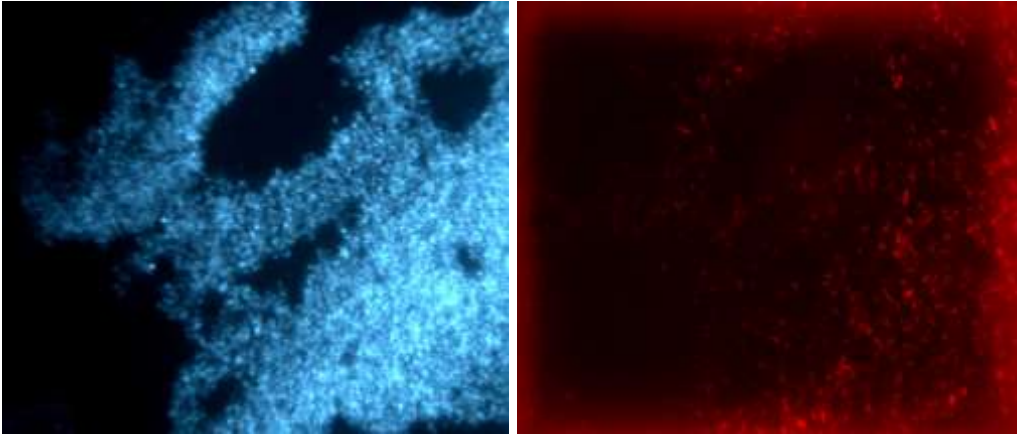
Şekil 65 KR 11. Gün DAPI ve BET42a(Betaproteobacteria) görüntüleri



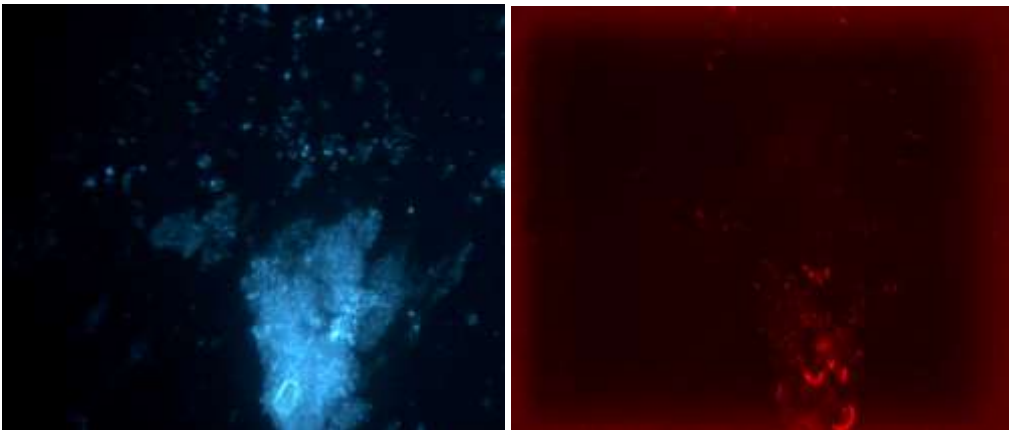
Şekil 66 KR 48. Gün DAPI ve BET42a(Betaproteobacteria) görüntüleri



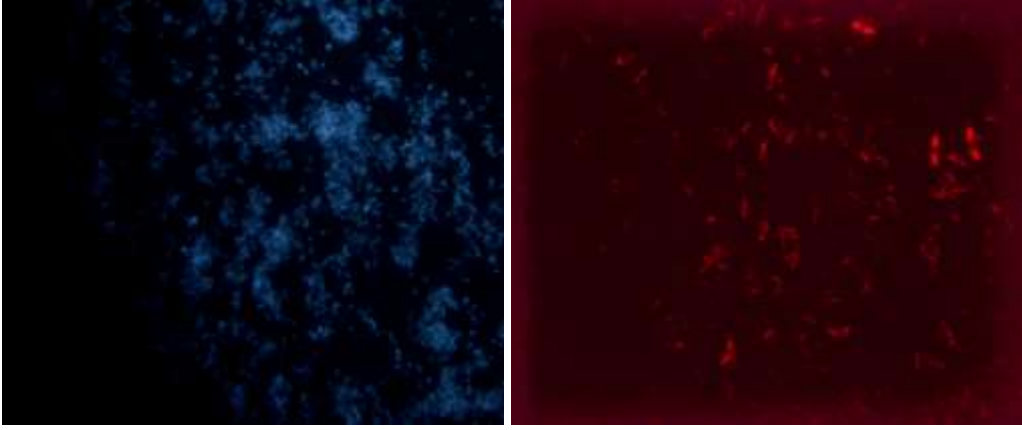
Şekil 67 KR 86. Gün DAPI ve BET42a(Betaproteobacteria) görüntüleri



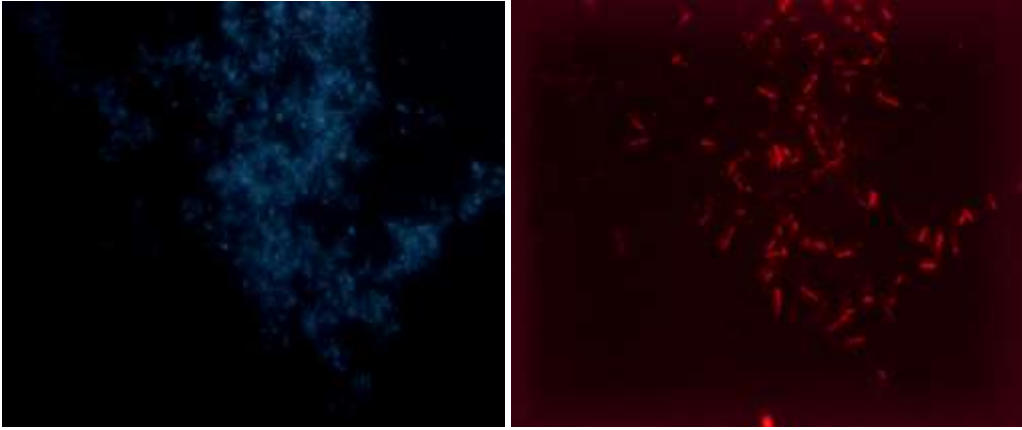
Şekil 68 KR 111. Gün DAPI ve BET42a(Betaproteobacteria) görüntüleri



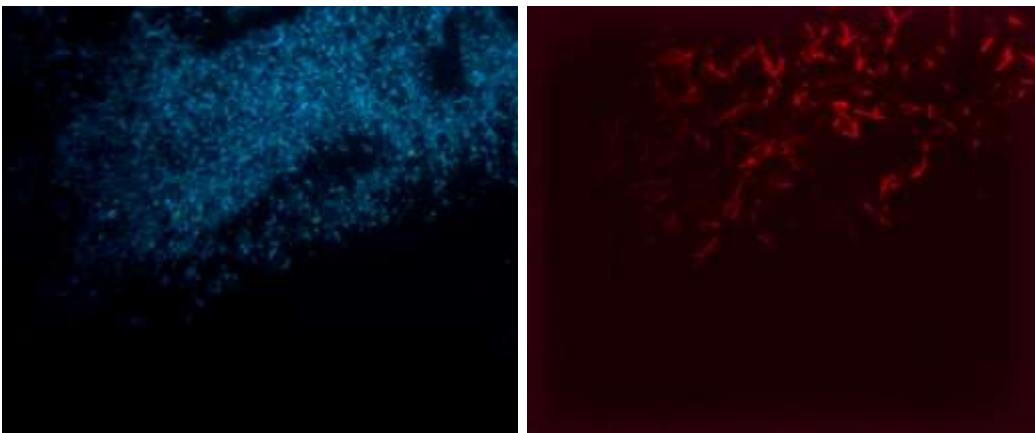
Şekil 69 KR 245. Gün DAPI ve BET42a(Betaproteobacteria) görüntüleri



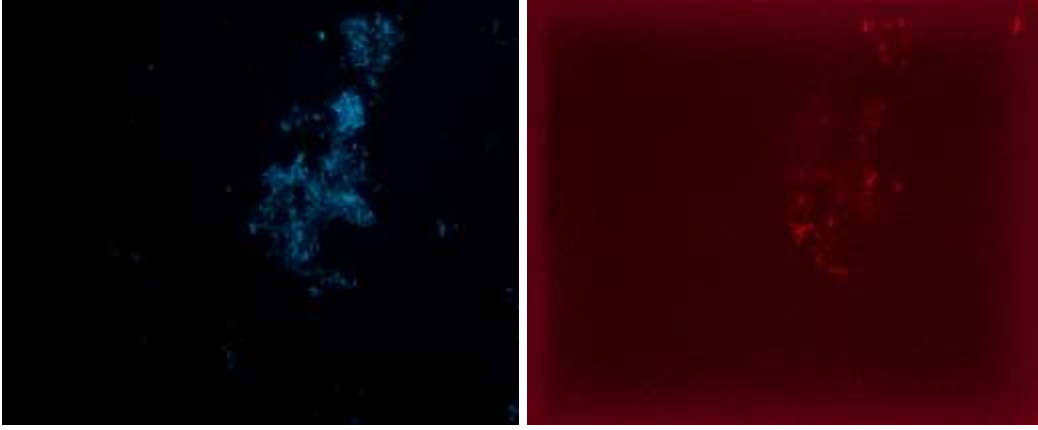
Şekil 70 SR 11. Gün DAPI ve BET42a(Betaproteobacteria) görüntüleri



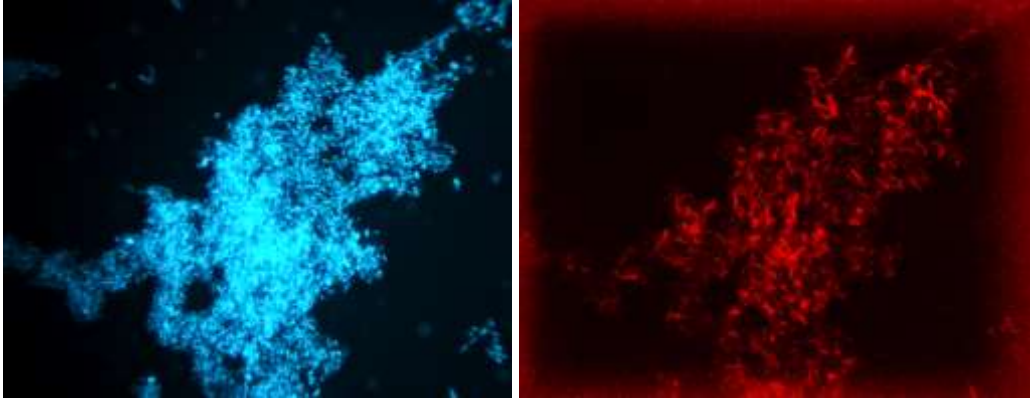
Şekil 71 SR 48. Gün DAPI ve BET42a(Betaproteobacteria) görüntüleri



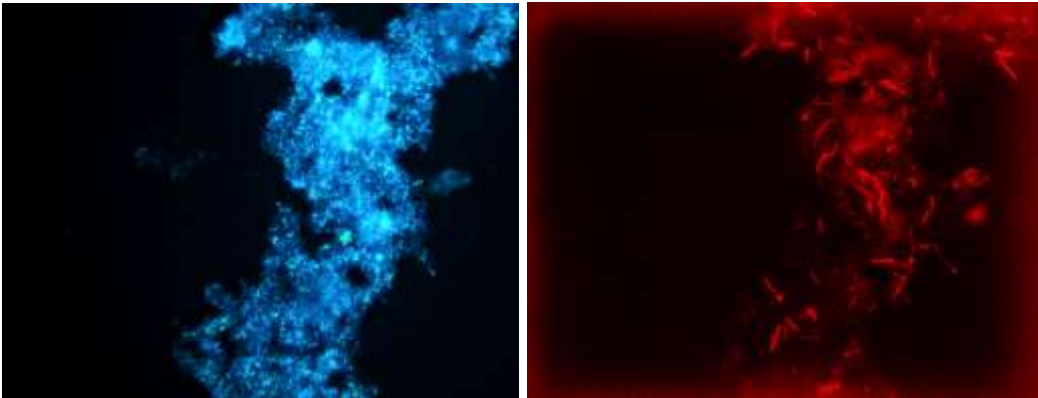
Şekil 72 SR 86. Gün DAPI ve BET42a(Betaproteobacteria) görüntüleri



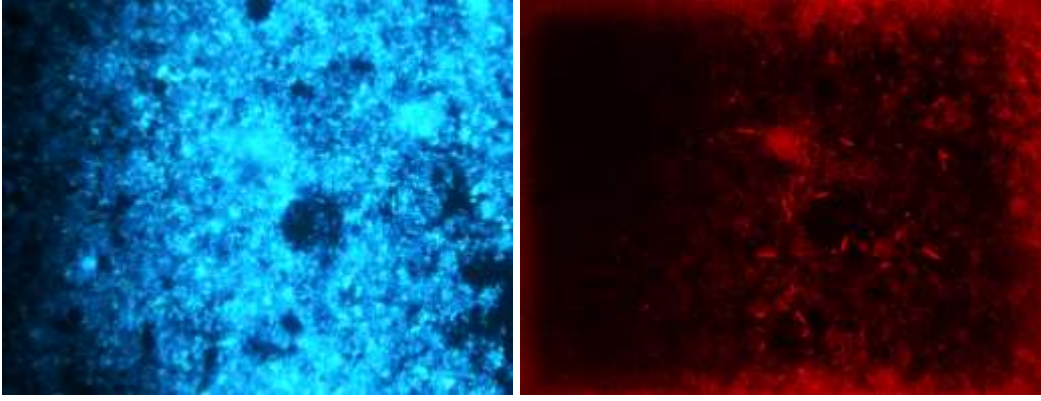
Şekil 73 SR 111. Gün DAPI ve BET42a(Betaproteobacteria) görüntüleri



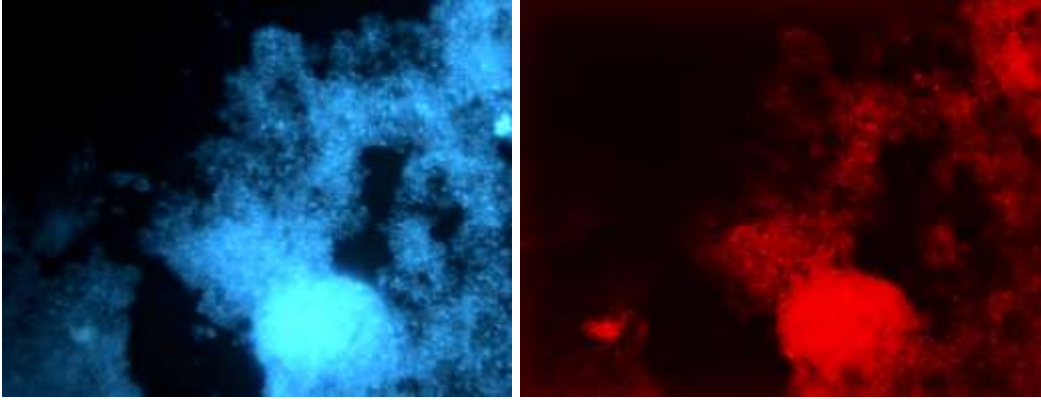
Şekil 74 AnR 11. Gün DAPI ve Alf1b(Alphaproteobacteria) görüntüleri



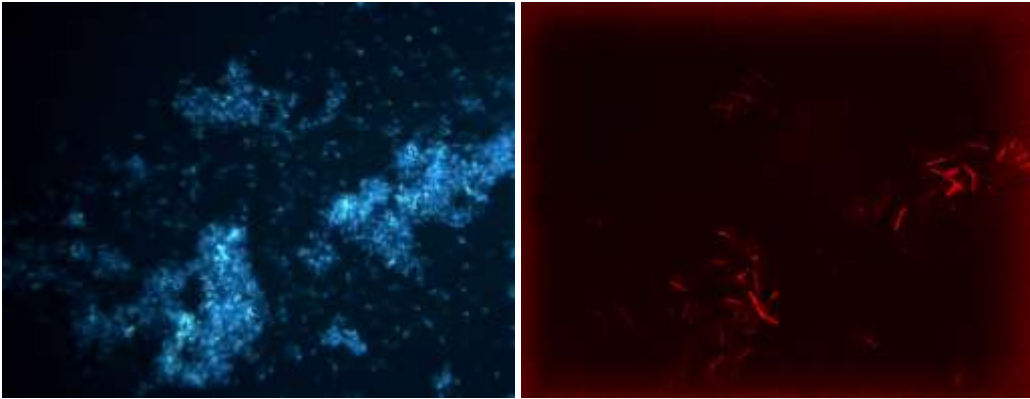
Şekil 75 AnR 48. gün DAPI ve Alf1b(Alphaproteobacteria) görüntüleri



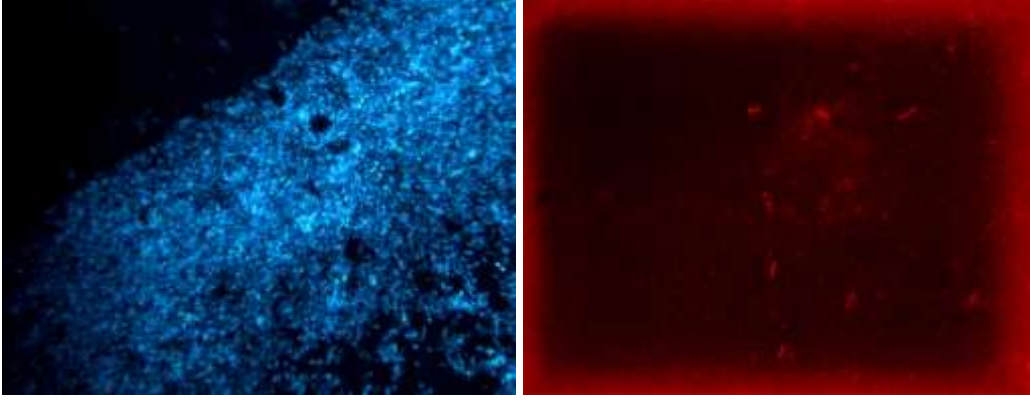
Şekil 76 AnR 86. gün DAPI ve Alf1b(Alphaproteobacteria) görüntüleri



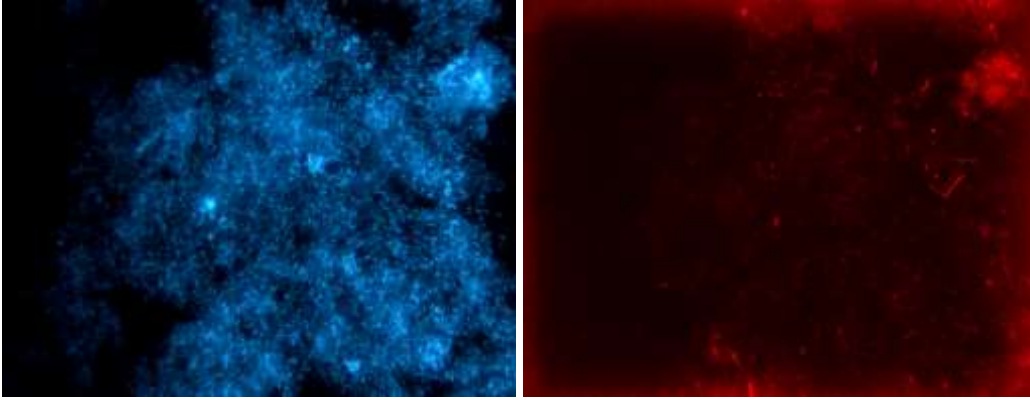
Şekil 77 AnR 111 gün DAPI ve Alf1b(Alphaproteobacteria) görüntüleri



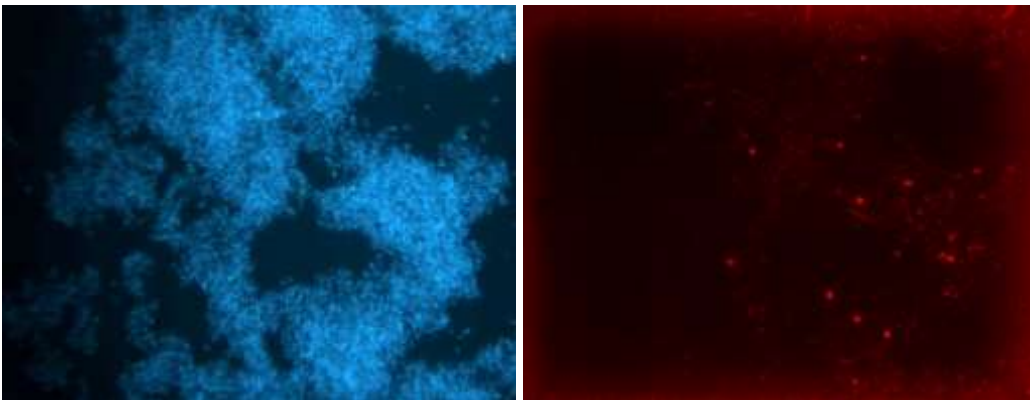
Şekil 78 AnR 175 gün DAPI ve Alf1b(Alphaproteobacteria) görüntüleri



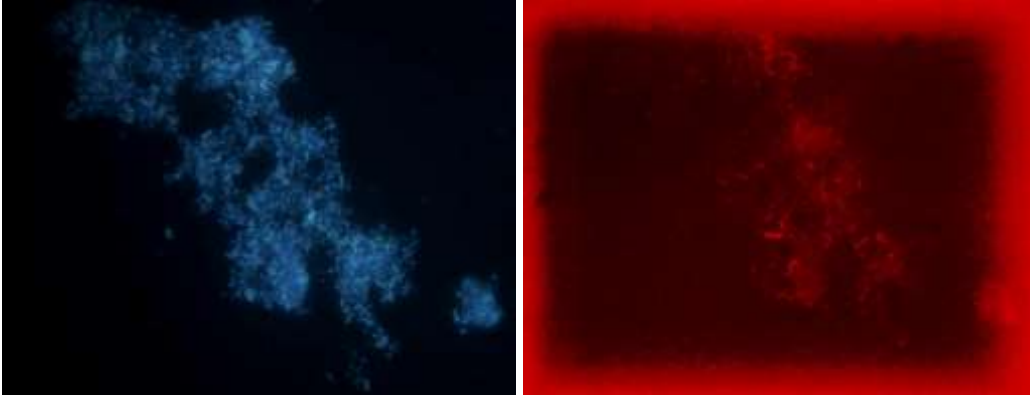
Şekil 79 AnR 223 gün DAPI ve Alf1b(Alphaproteobacteria) görüntüleri



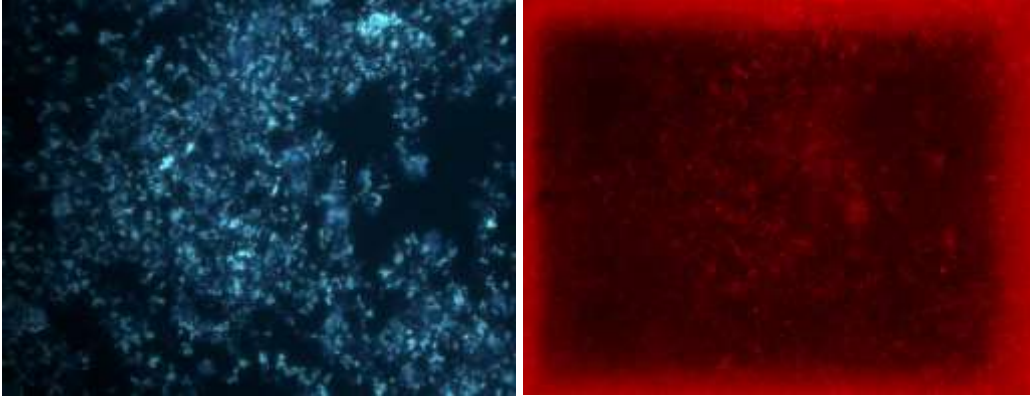
Şekil 80 AnR 301 gün DAPI ve Alf1b(Alphaproteobacteria) görüntüleri



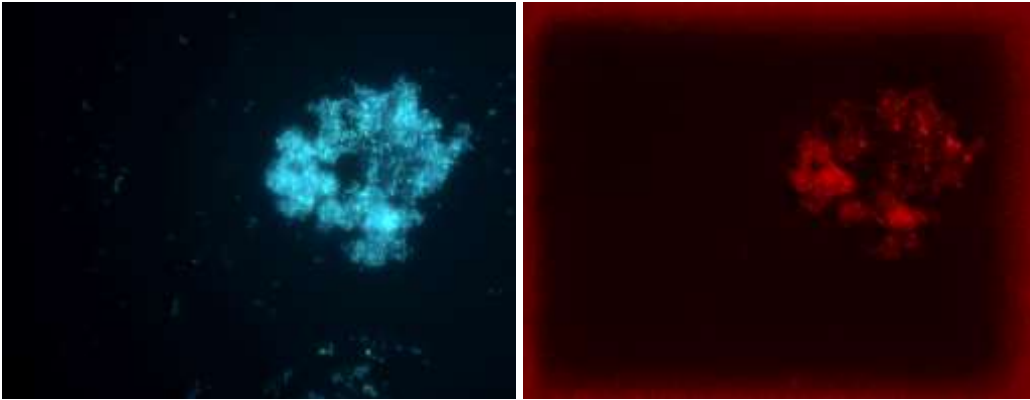
Şekil 81 HR 11. gün DAPI ve Alf1b(Alphaproteobacteria) görüntüleri



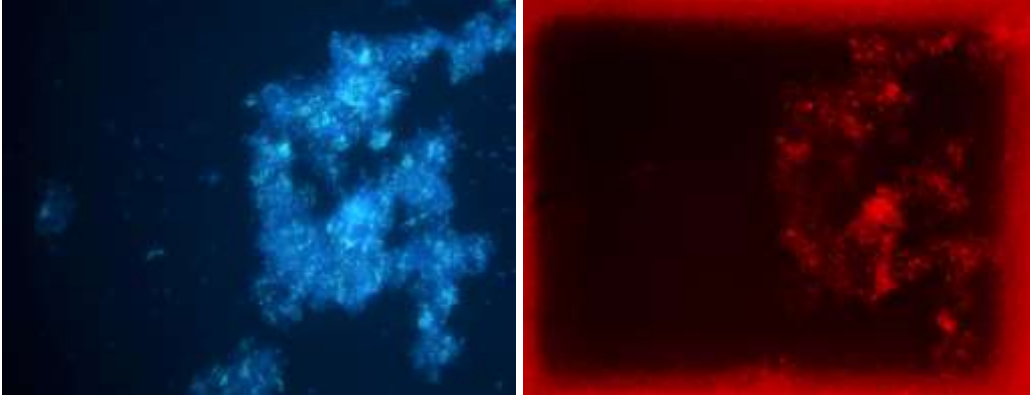
Şekil 82 HR 48. gün DAPI ve Alf1b(Alphaproteobacteria) görüntüleri



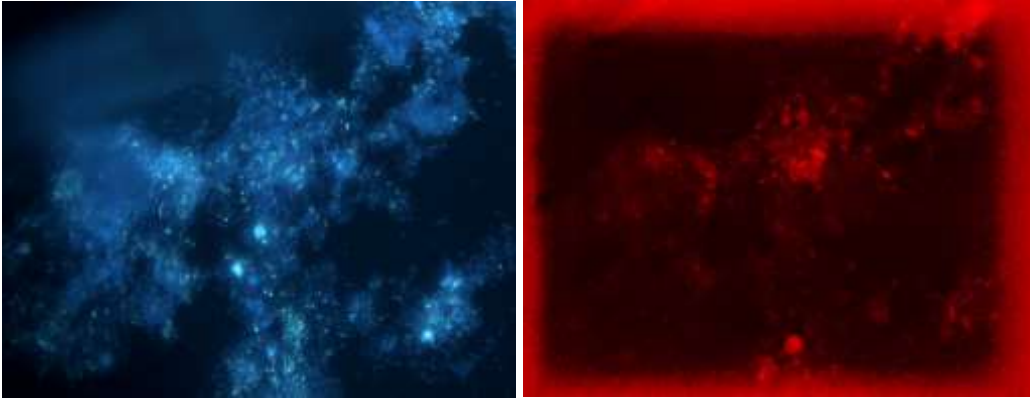
Şekil 83 HR 86. gün DAPI ve Alf1b(Alphaproteobacteria) görüntüleri



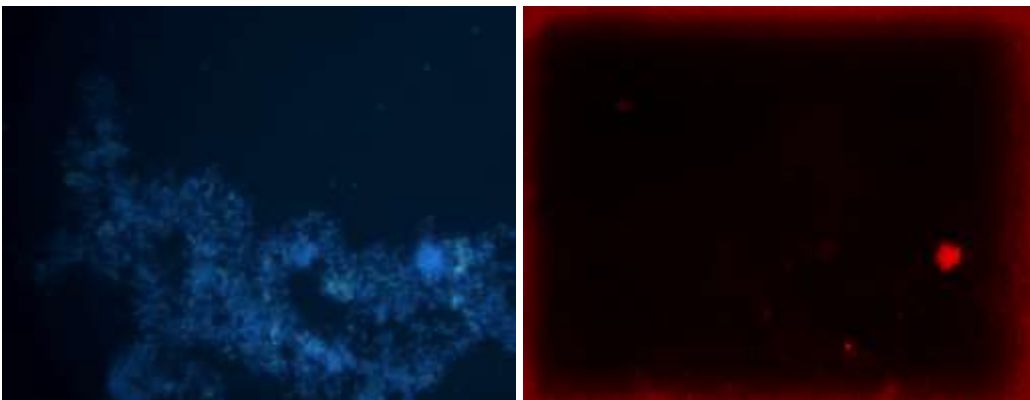
Şekil 84 HR 111. gün DAPI ve Alf1b(Alphaproteobacteria) görüntüleri



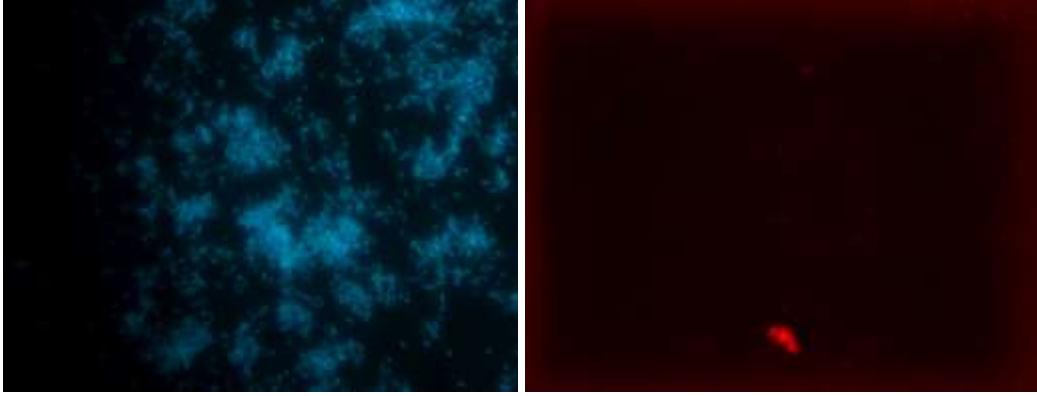
Şekil 85 HR 175. gün DAPI ve Alf1b(Alphaproteobacteria) görüntüleri



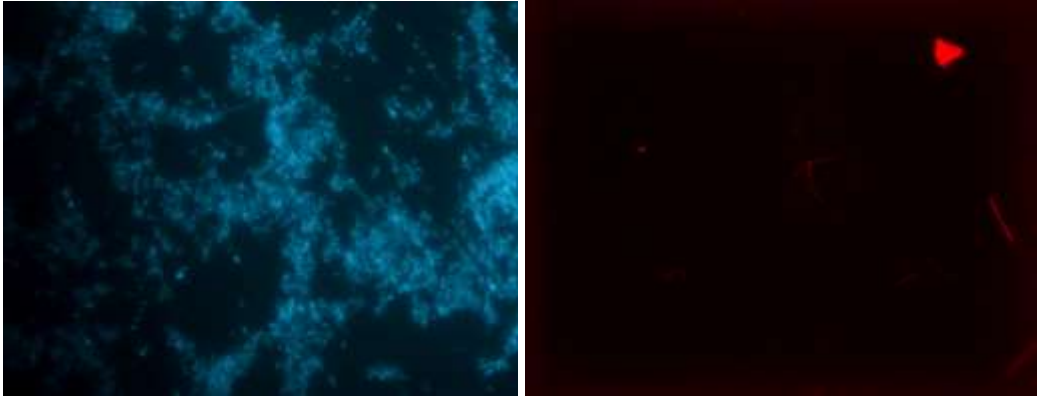
Şekil 86 HR 223. gün DAPI ve Alf1b(Alphaproteobacteria) görüntüleri



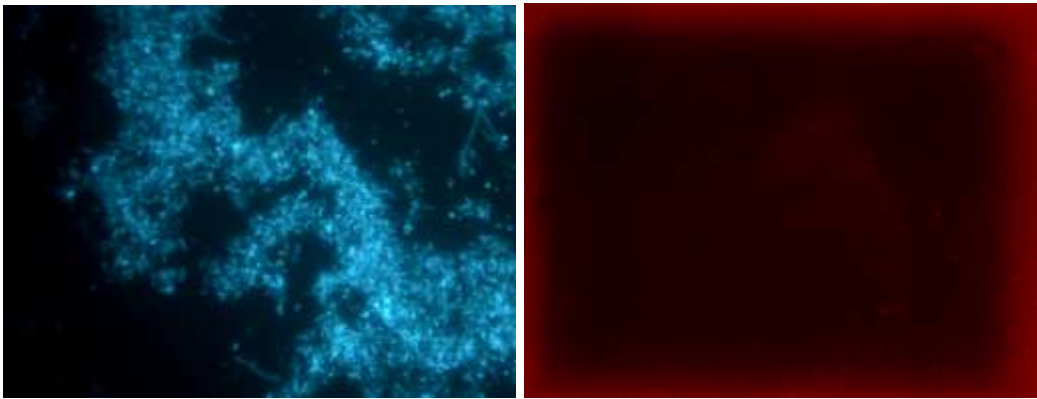
Şekil 87 HR 301. gün DAPI ve Alf1b(Alphaproteobacteria) görüntüleri



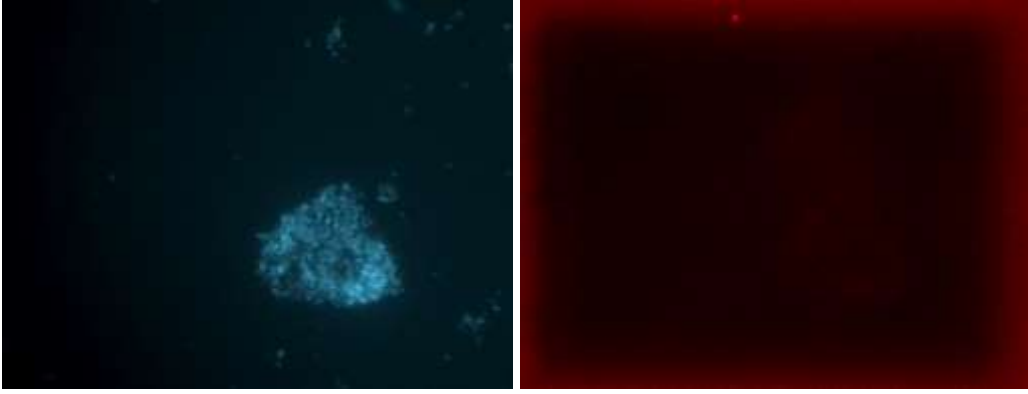
Şekil 88 SR 11. gün DAPI ve Alf1b(Alphaproteobacteria) görüntüleri



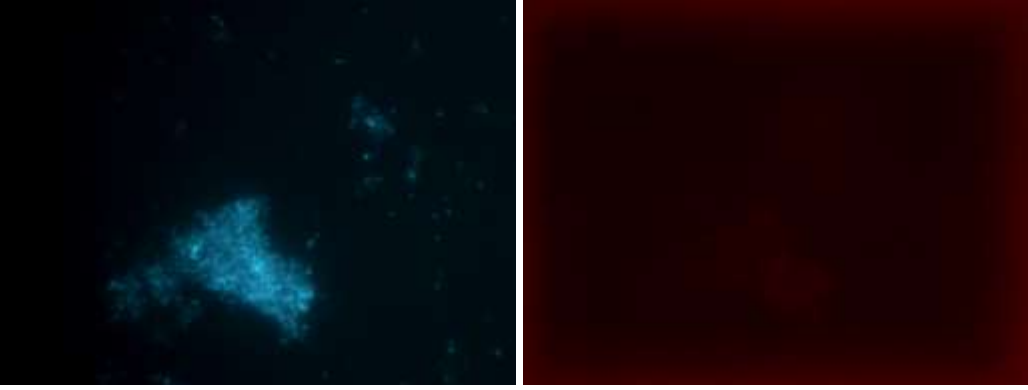
Şekil 89 SR 48. gün DAPI ve Alf1b(Alphaproteobacteria) görüntüleri



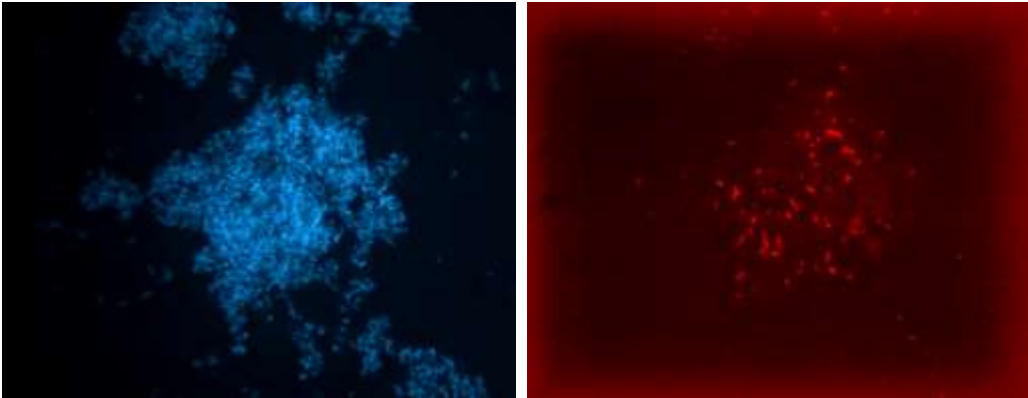
Şekil 90 SR 86. gün DAPI ve Alf1b(Alphaproteobacteria) görüntüleri



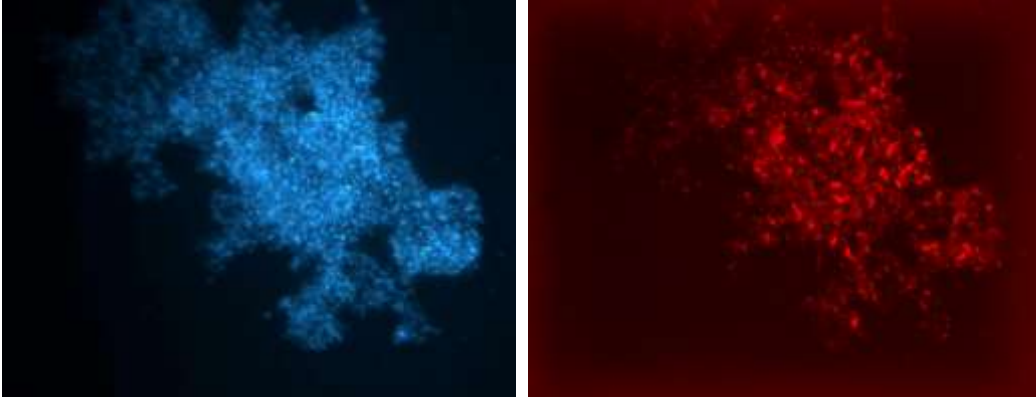
Şekil 91 SR 111. gün DAPI ve Alflb(Alphaproteobacteria) görüntüleri



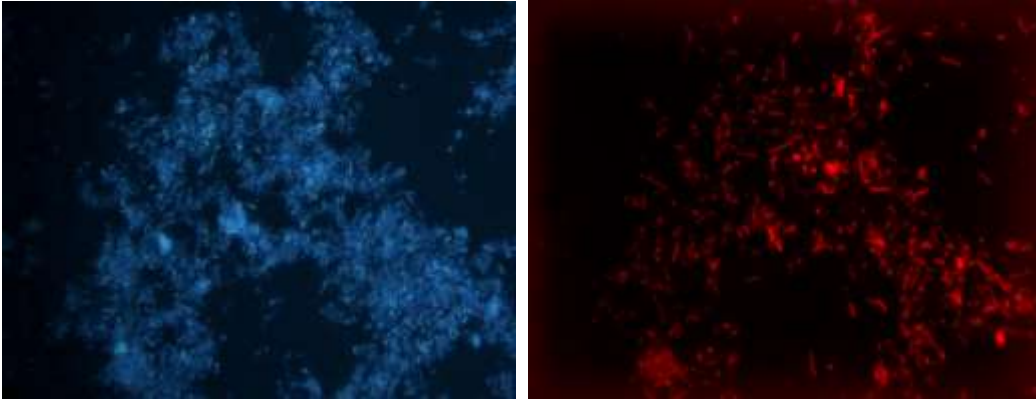
Şekil 92 SR 175. gün DAPI ve Alflb(Alphaproteobacteria) görüntüleri



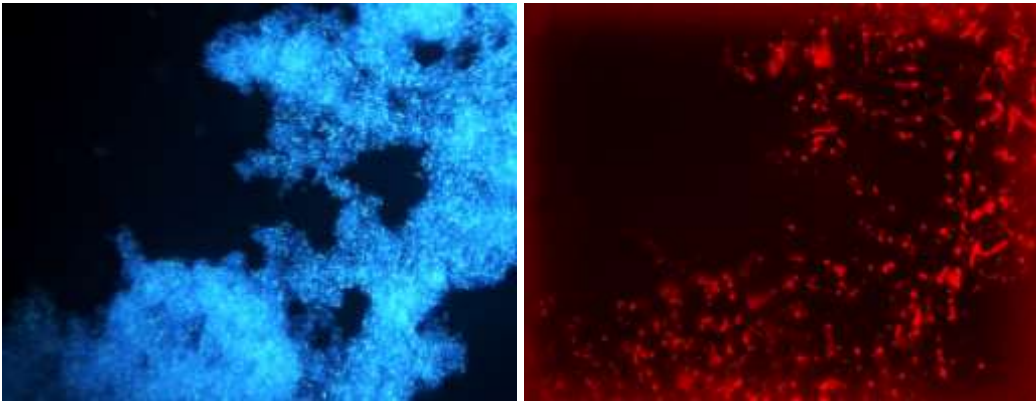
Şekil 93 AnR 11. Gün DAPI ve GAM42a (gammaproteobacteria) görüntüleri



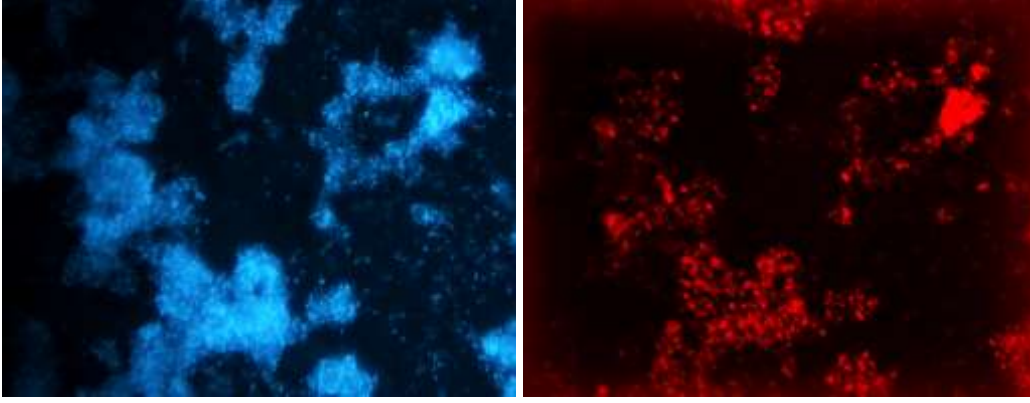
Şekil 94 AnR 48. Gün DAPI ve GAM42a (gammaproteobacteria) görüntüleri



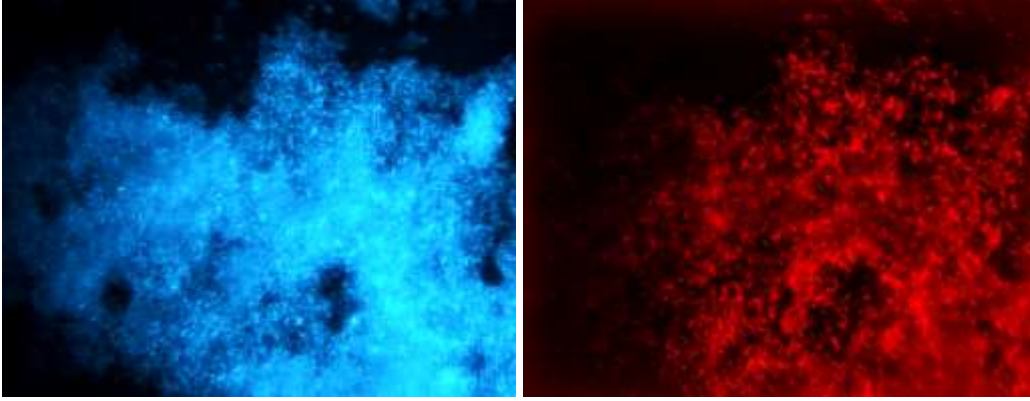
Şekil 95 AnR 86. Gün DAPI ve GAM42a (gammaproteobacteria) görüntüleri



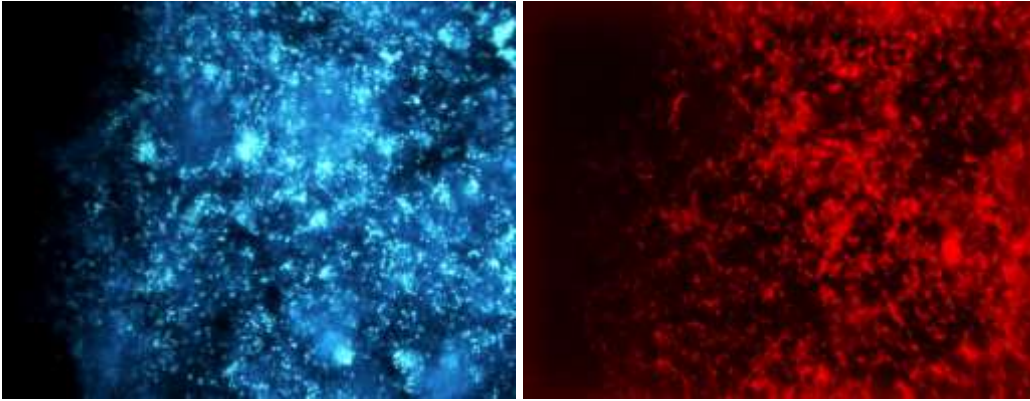
Şekil 96 AnR 111. Gün DAPI ve GAM42a (gammaproteobacteria) görüntüleri



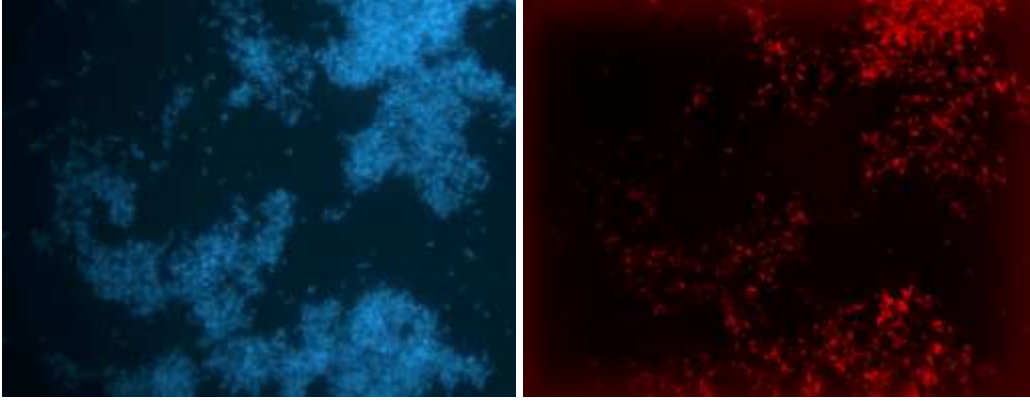
Şekil 97 AnR 175. Gün DAPI ve GAM42a (gammaproteobacteria) görüntüleri



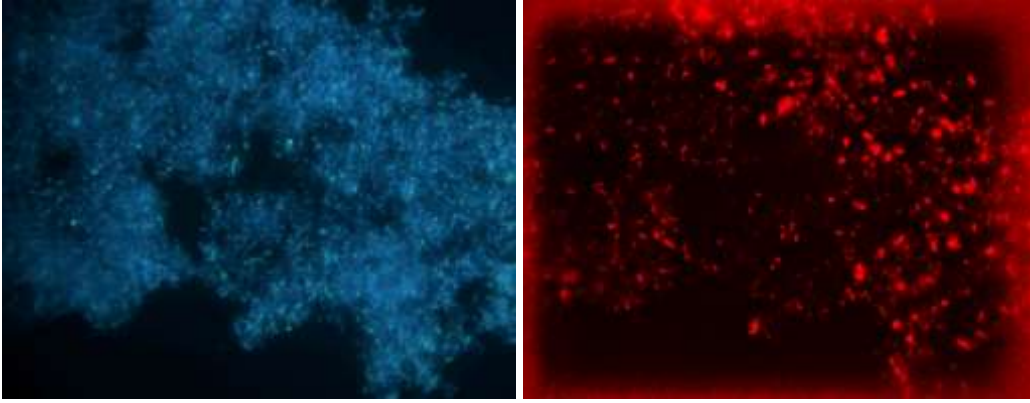
Şekil 98 AnR 223. Gün DAPI ve GAM42a (gammaproteobacteria) görüntüleri



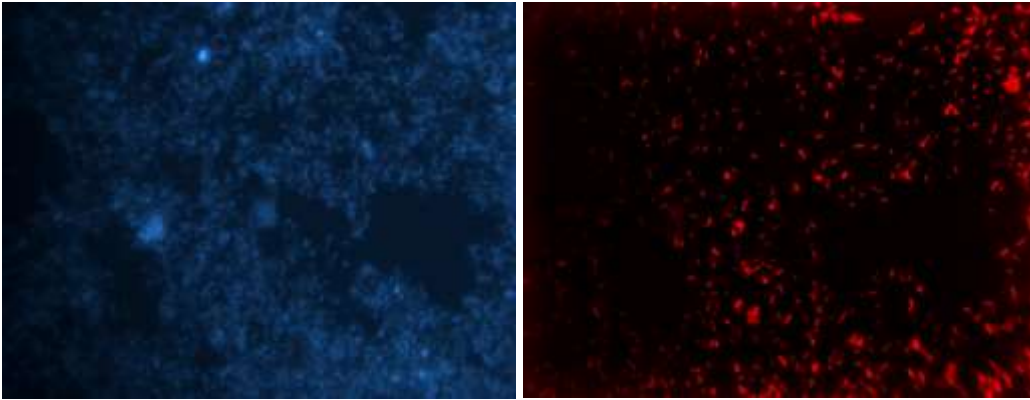
Şekil 99 AnR 301. Gün DAPI ve GAM42a (gammaproteobacteria) görüntüleri



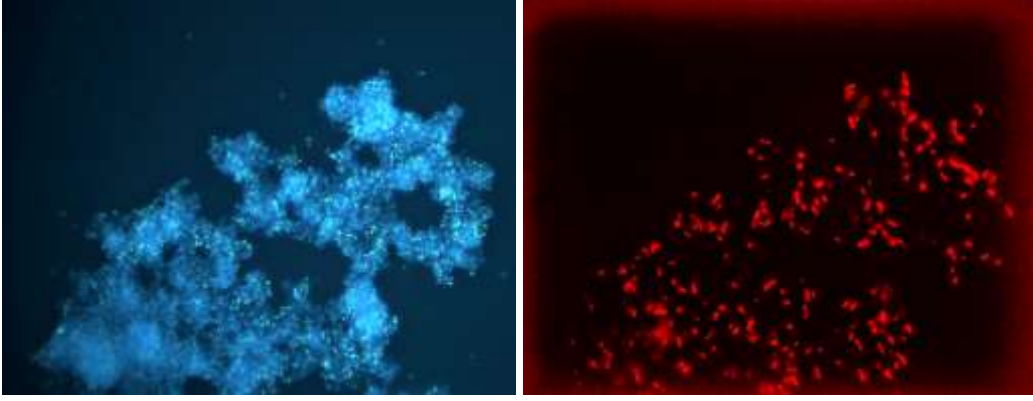
Şekil 100 HR 11. Gün DAPI ve GAM42a (gammaproteobacteria) görüntüleri



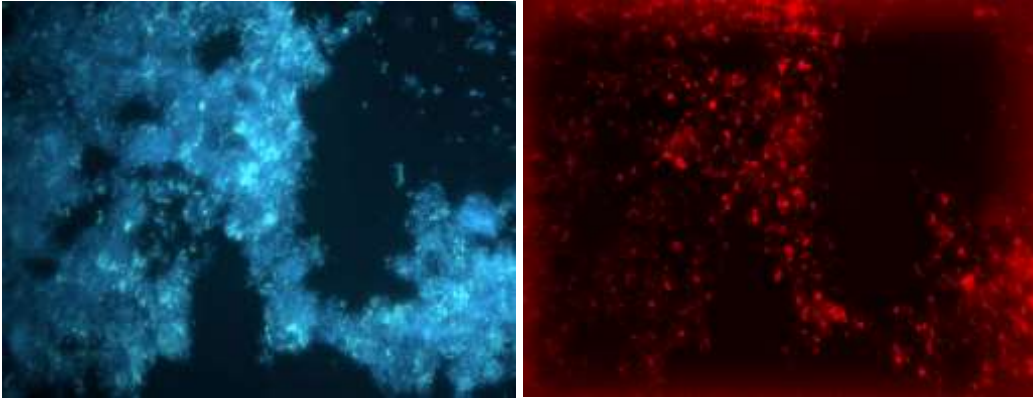
Şekil 101 HR 48. Gün DAPI ve GAM42a (gammaproteobacteria) görüntüleri



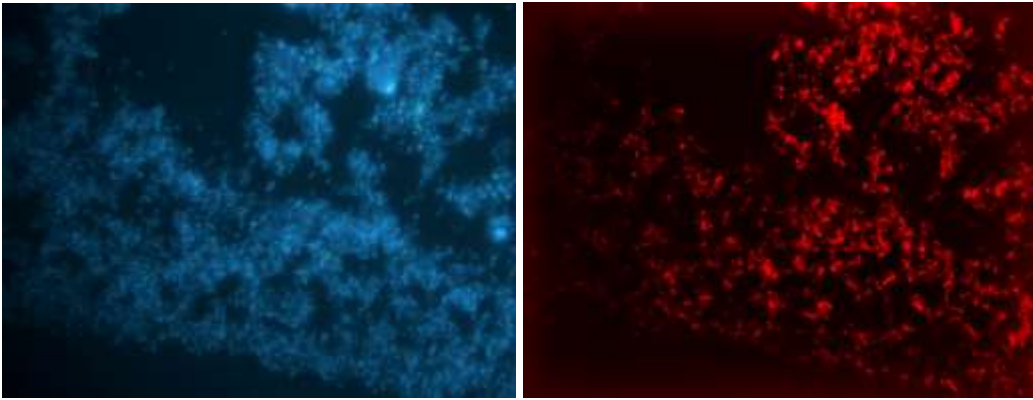
Şekil 102 HR 86. Gün DAPI ve GAM42a (gammaproteobacteria) görüntüleri



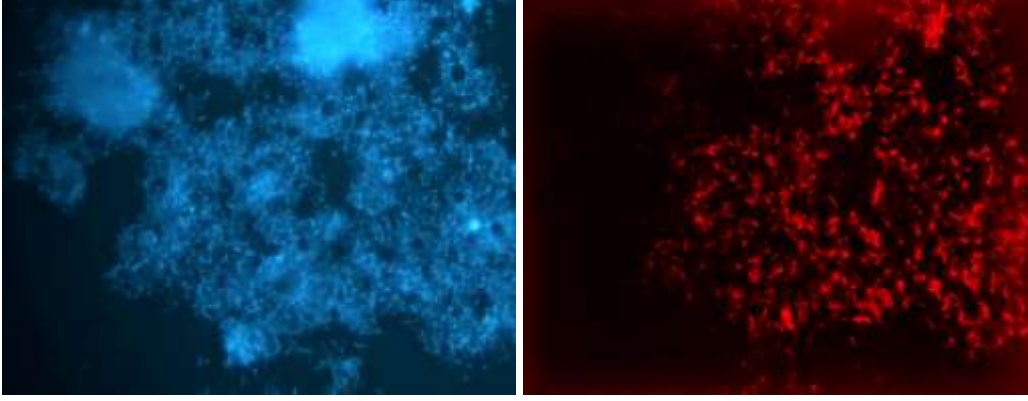
Şekil 103 HR 111. Gün DAPI ve GAM42a (gammaproteobacteria) görüntüleri



Şekil 104 HR 175. Gün DAPI ve GAM42a (gammaproteobacteria) görüntüleri



Şekil 105 HR 223. Gün DAPI ve GAM42a (gammaproteobacteria) görüntüleri

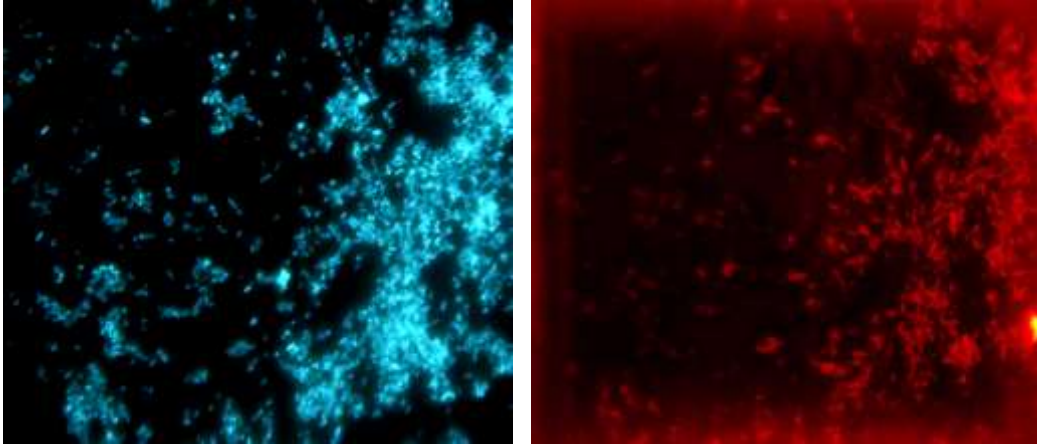


Şekil 106 HR 301. Gün DAPI ve GAM42a (gammaproteobacteria) görüntüleri

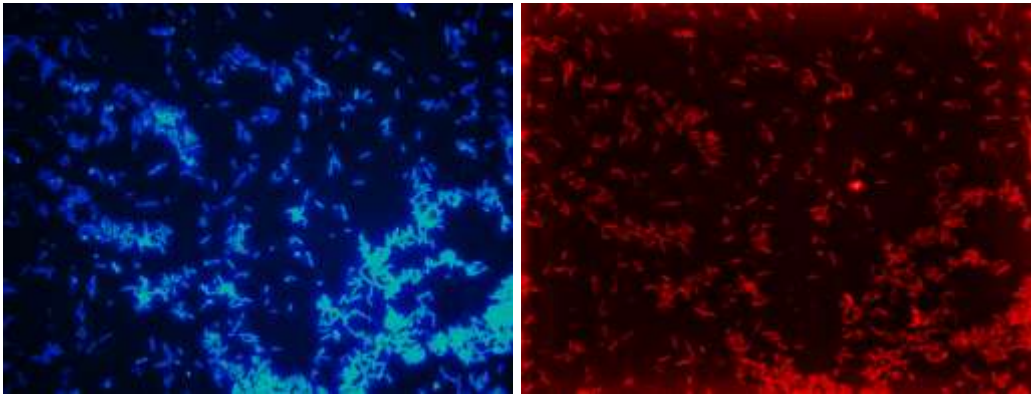
Mikrobiyolojik açıdan bakıldığında, azot döngüsü beş katabolik (nitritifikasyon, nitrifikasyon, denitrifikasyon, nitratın disimilasyon indirgenmesi ve anaerobik amonyum oksidasyonu-anammox) ve üç anabolik reaksiyondan (amonyum alımı, nitratın asimilasyon indirgenmesi ve azot fiksasyonu) ve amonifikasyondan oluşur.

Nitrifikasyon iki aşamalı aerobik bir süreçtir ve amonyak-azotu/amonyumun mikrobiyolojik olarak nitrit ve nitrate okside olması olarak tamamlanır. Nitrifikasyon işlemini zorunlu aerob ,ototrofik,kemolitotrofik bakteriler olan nitrifikasyon bakterileri (*Nitrobacter* ve *Nitrosomonas*) gerçekleştirir. Anoksik koşullarda, denitrifikasyon prosesi potansiyel olarak nitrat ve nitriti azot gazına indirgeyecektir. *Nitrosomonas* sınıfı *Nitrosomonas europa*, *Nitrosomonas eutropha* ve *Nitrosomonas mobilis* içermektedir. *Nitrosospira* sınıfı *Nitrosospiramultiformis*, *Nitrosospira briensis* ve *Nitrosospira tenuis*’u içermektedir (Head vd.,1993). Diğer yandan amonyak azotunun anaerobik koşullarda oksidasyonunda gerçekleşmesi mümkündür ve bu proses AMMANOX olarak adlandırılır. AMMANOX bakterilerin büyüme hızı aşırı şekilde yavaş olması sebebiyle amonyak azotunun giderimi de oldukça yavaştır. Bu durum Bu ANAMMOX mikroorganizmaların atık depolama sahaları içerisinde nitrat ve nitrit denitrifikasyoncuları ile rekabet edip edemeyecekleri konusunu tartışmaya açmaktadır (Burton and Watson-Craik, 1998). Bugüne kadar iki anaerobik amonyak oksitleyici bakteri türü izole edilmiştir: *Ca. Brocadia* or *Ca. Kuenenia*. Proje kapsamında azot bakterilerini görüntülemek için Cy3 boyalı NSM156, NIT3 ve NSO1225 propları kullanılmıştır. NSM 156 (*Nitrosomonas spp.*, *Nitrosococcus mobilis*) ile yapılan görüntülemelerde AnR ve HR’ de özellikle ilk günlerde daha yoğun şekilde *Nitrosomonas spp.*, *Nitrosococcus mobilis* türleri ile karşılaşılırken 86. Günden sonra azaldığı gözlenmiştir. Diğer yandan havalı reaktörde (SR) bu proktan

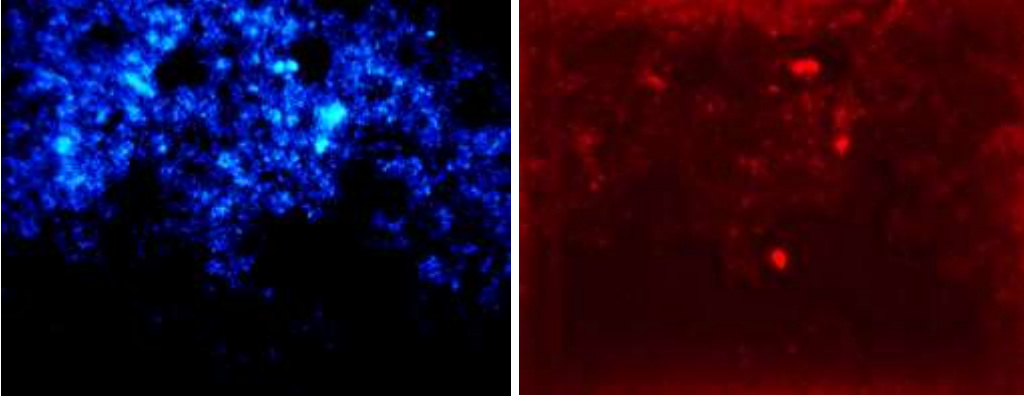
herhangi bir görüntü alınmazken kesikli havalı reaktörde anaerobik ve hibrit reaktörlerden daha az yoğun olacak şekilde *Nitrosomonas spp.*, *Nitrosococcus mobilis* türleri gözlenmiştir (Şekil 107-Şekil 129). Ancak *Nitrobacter spp.*(NIT3) türüne AnR'de 67 ve 95. Günlerde (Şekil 130-Şekil 132) çok zayıf ışıldamalarla da olsa karşılaşılmış ancak HR'de sadece 67. günde az miktarda rastlanmıştır. Diğer reaktörler için henüz NIT3 probu ile hibridizasyon yapılmamıştır. Biyoreaktörlerden alınan sızıntı suyu numunelerinde NSO1225 probu ile β -Proteobakteriyel amonyak oksitleyen bakteriler tayin edilmiştir. Bu propla henüz sadece anaerobik(AnR), sürekli havalı (SR) ve kesikli havalı (KR) biyoreaktörlerde analiz yapılmıştır. Bu analizler neticesinde SR'den hiç görüntü alınmazken AnR ve KR'den alınan görüntüler Şekil 133-Şekil 138'de görüldüğü gibidir. Bu görüntüler neticesinde her iki reaktördede β -Proteobakteriyel AOB'lar çok az miktarda rastlandığı görülmüştür.



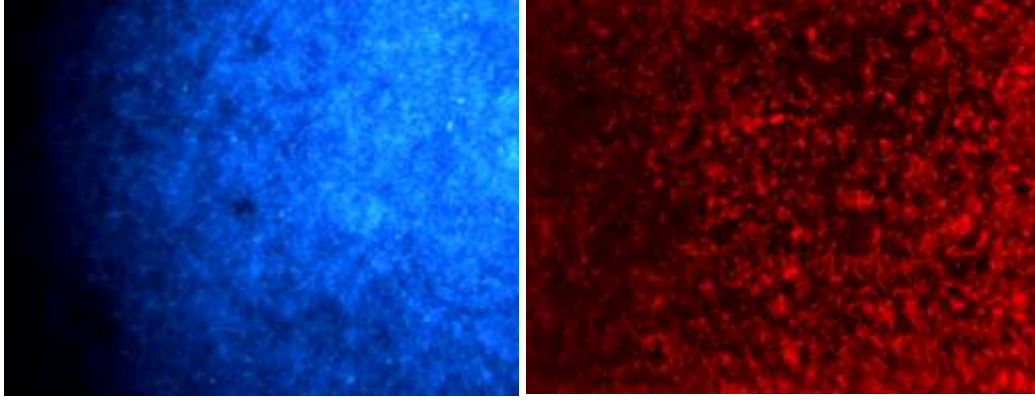
Şekil 107 . AnR 3. Gün DAPI ve NSM156,(*Nitrosomonas spp.*, *Nitrosococcus mobilis*) görüntüleri



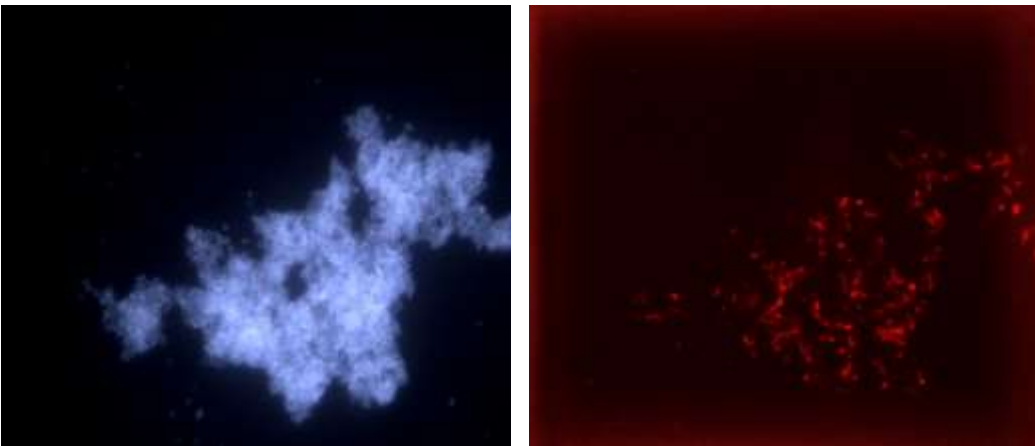
Şekil 108 AnR 6. Gün DAPI ve NSM156 (*Nitrosomonas spp.*, *Nitrosococcus mobilis*) görüntüleri



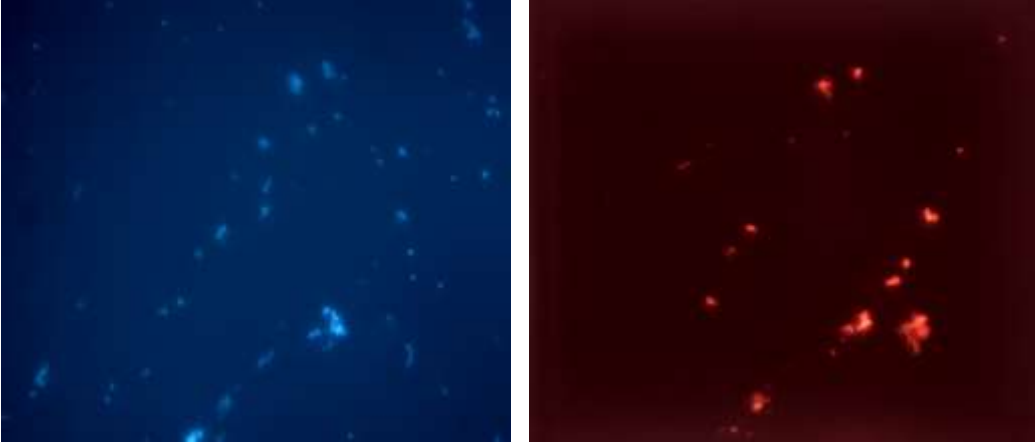
Şekil 109 AnR 48. Gün DAPI ve NSM156 (*Nitrosomonas* spp., *Nitrosococcus mobilis*) görüntüleri



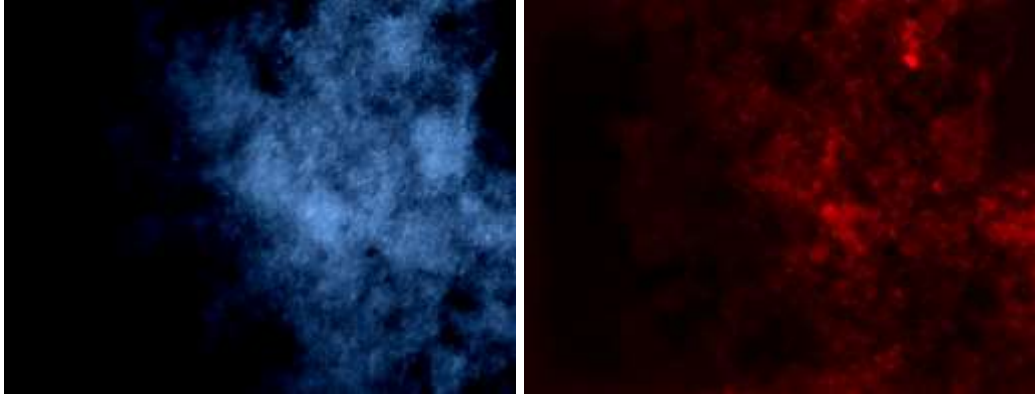
Şekil 110 AnR 86. Gün DAPI ve NSM156 (*Nitrosomonas* spp., *Nitrosococcus mobilis*) görüntüleri



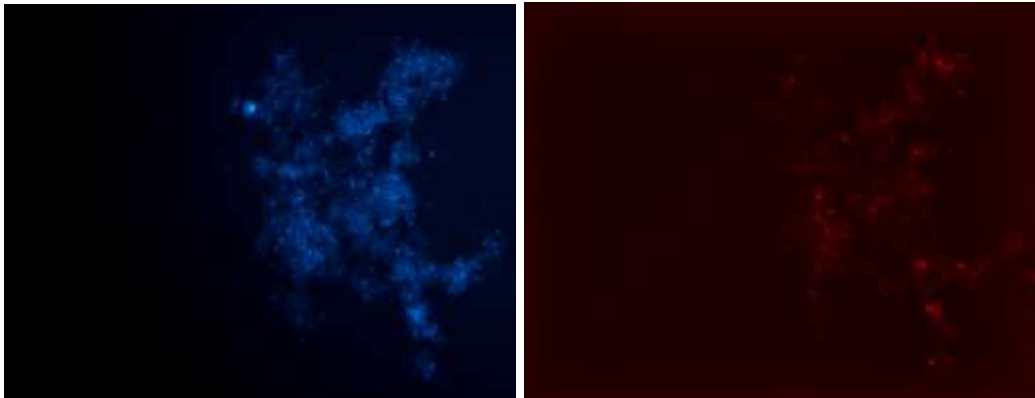
Şekil 111 AnR 95. Gün DAPI ve NSM156 (*Nitrosomonas* spp., *Nitrosococcus mobilis*) görüntüleri



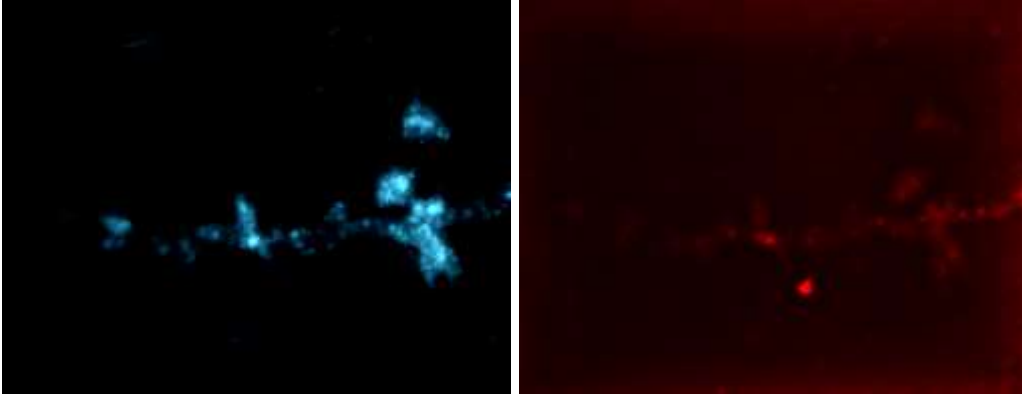
Şekil 112 AnR 111. Gün DAPI ve NSM156 (*Nitrosomonas* spp., *Nitrosococcus mobilis*) görüntüleri



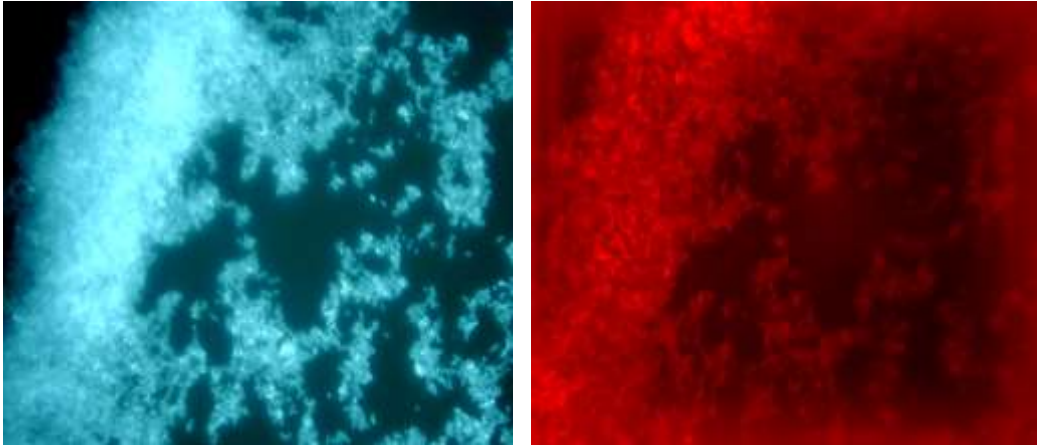
Şekil 113 AnR 126. Gün DAPI ve NSM156 (*Nitrosomonas* spp., *Nitrosococcus mobilis*) görüntüleri



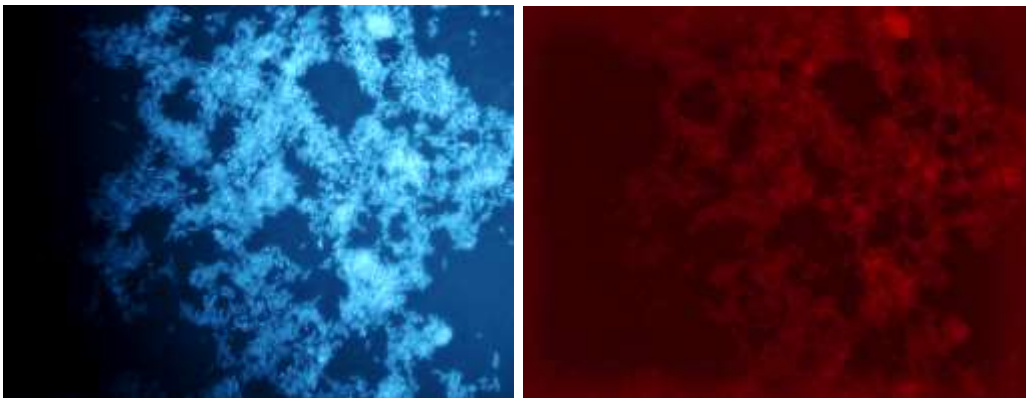
Şekil 114 AnR 160. Gün DAPI ve NSM156 (*Nitrosomonas* spp., *Nitrosococcus mobilis*) görüntüleri



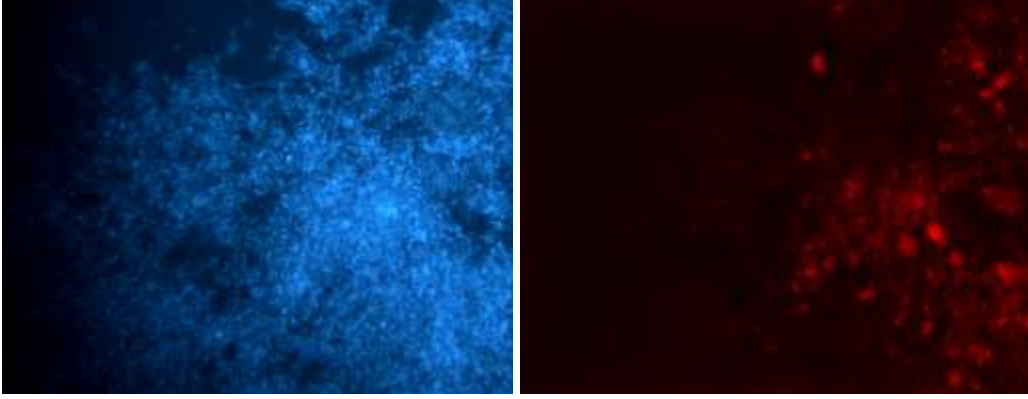
Şekil 115 AnR 196. Gün DAPI ve NSM156 (*Nitrosomonas* spp., *Nitrosococcus mobilis*) görüntüleri



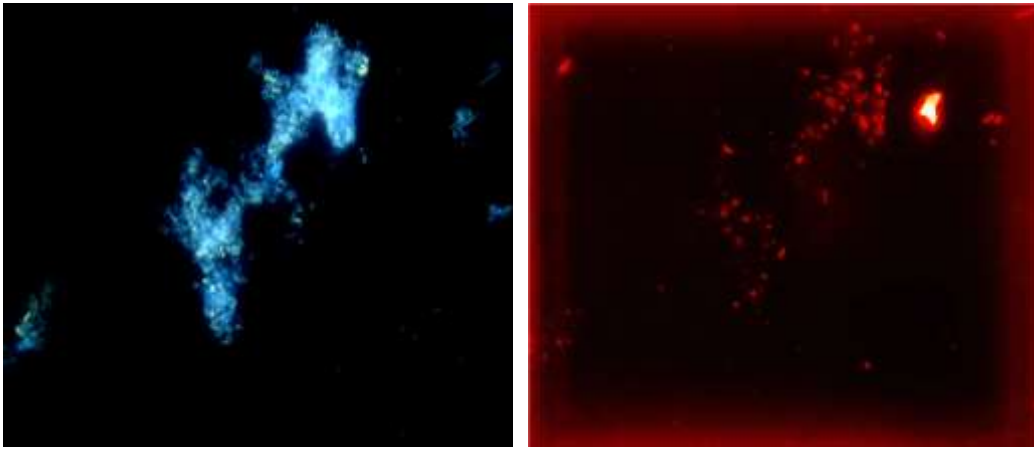
Şekil 116 HR 3. Gün DAPI ve NSM156(*Nitrosomonas* spp., *Nitrosococcus mobilis*) görüntüleri



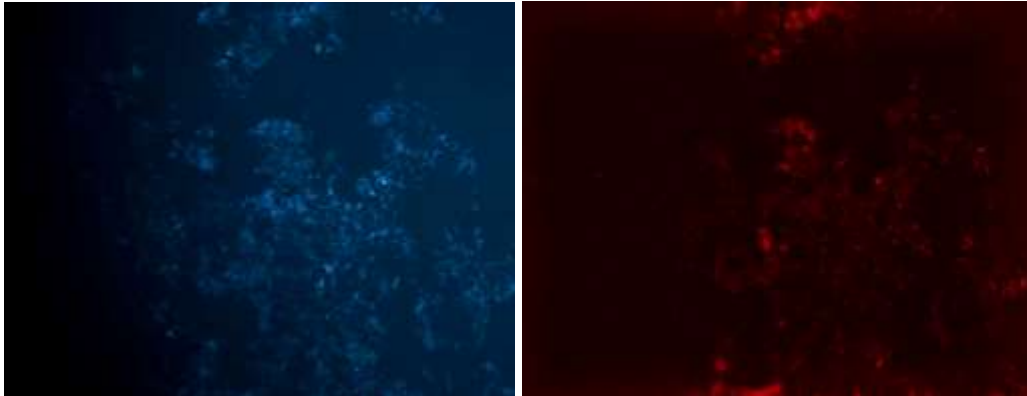
Şekil 117 HR 6. Gün DAPI ve NSM156 (*Nitrosomonas* spp., *Nitrosococcus mobilis*) görüntüleri



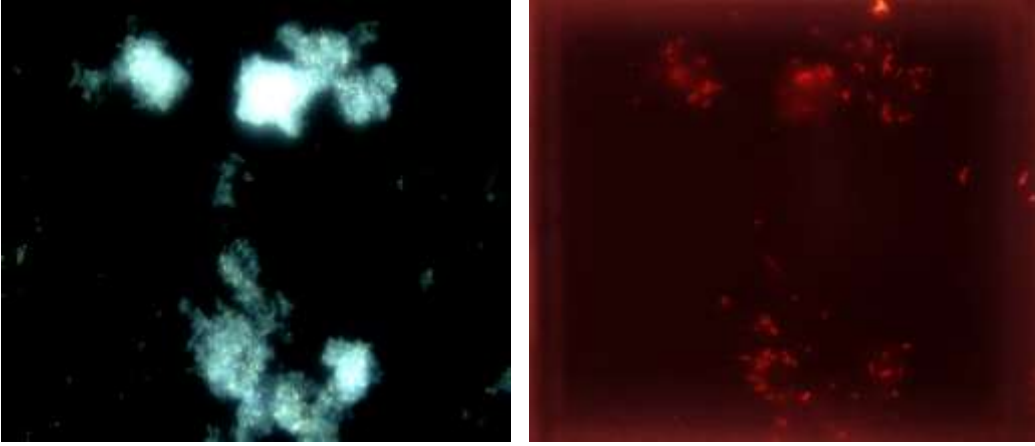
Şekil 118 HR 48. Gün DAPI ve NSM156 (Nitrosomonas spp., Nitrosococcus mobilis) görüntüleri



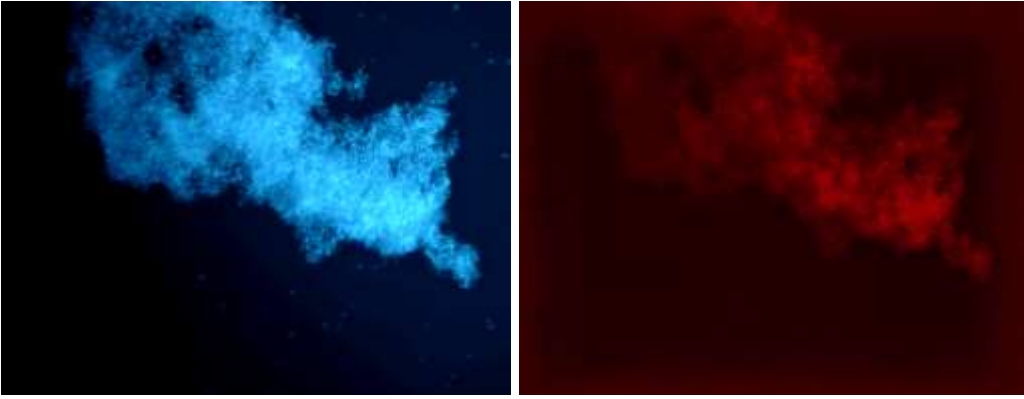
Şekil 119 HR 67. Gün DAPI ve NSM156(Nitrosomonas spp., Nitrosococcus mobilis) görüntüleri



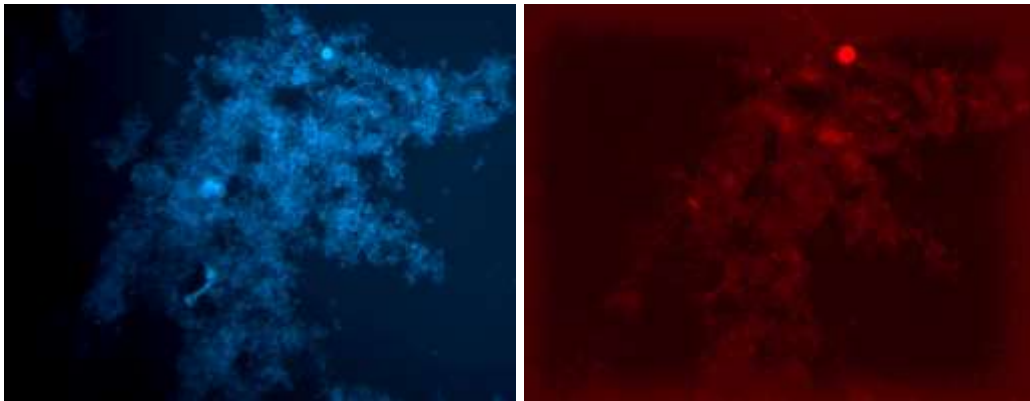
Şekil 120 HR 86. Gün DAPI ve NSM156 (Nitrosomonas spp., Nitrosococcus mobilis) görüntüleri



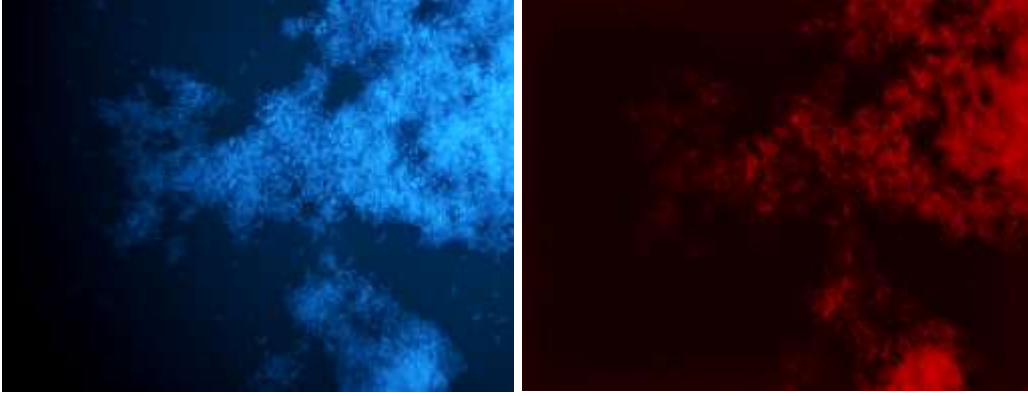
Şekil 121 HR 111. Gün DAPI ve NSM156 (*Nitrosomonas* spp., *Nitrosococcus mobilis*) görüntüleri



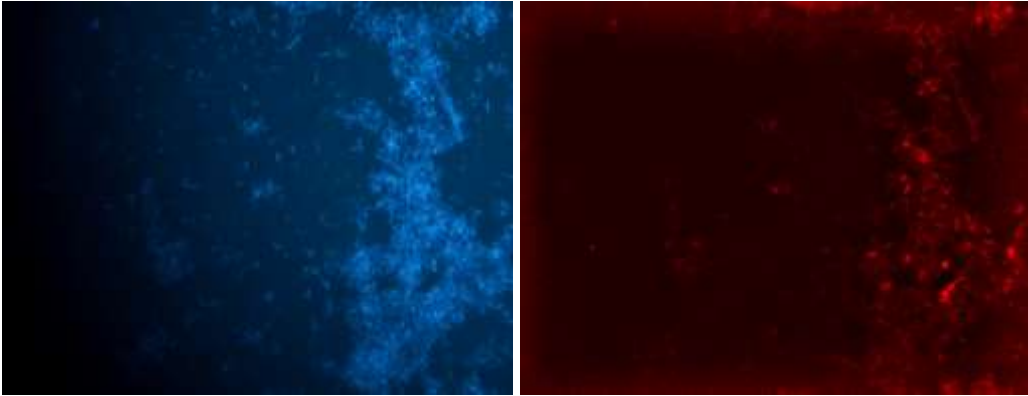
Şekil 122 HR 126. Gün DAPI ve NSM156 (*Nitrosomonas* spp., *Nitrosococcus mobilis*) görüntüleri



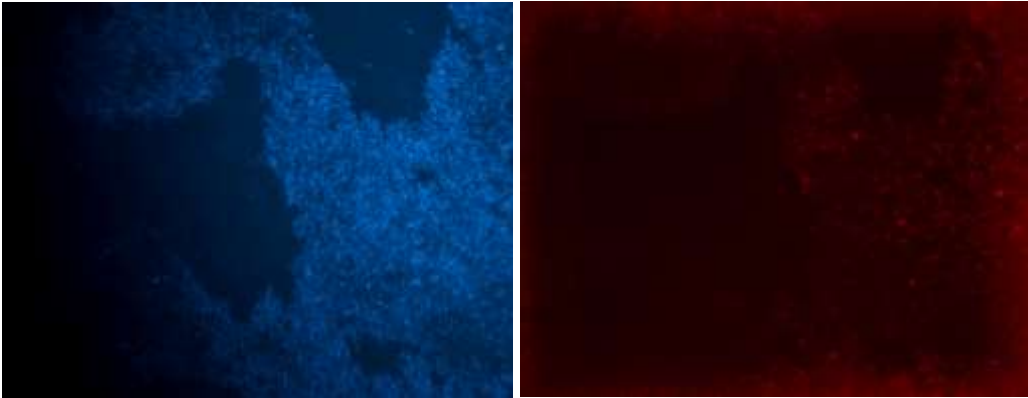
Şekil 123 HR 160. Gün DAPI ve NSM156 (*Nitrosomonas* spp., *Nitrosococcus mobilis*) görüntüleri



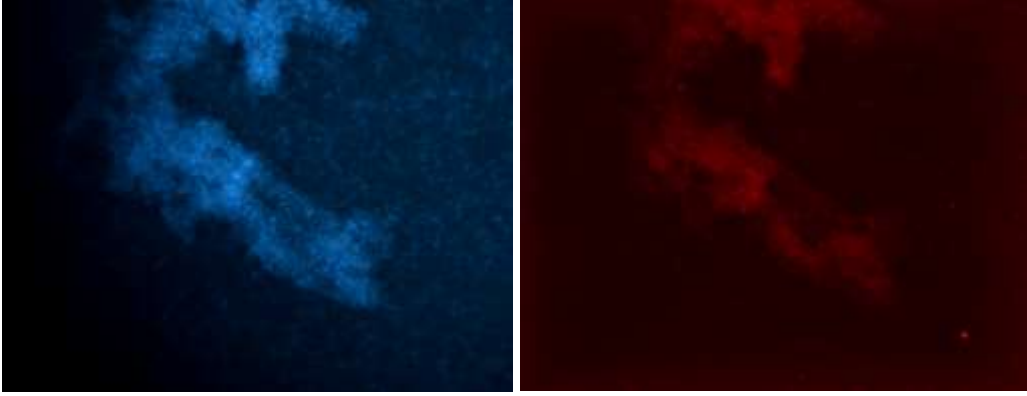
Şekil 124 KR 6. Gün DAPI ve NSM156 (*Nitrosomonas* spp., *Nitrosococcus mobilis*) görüntüleri



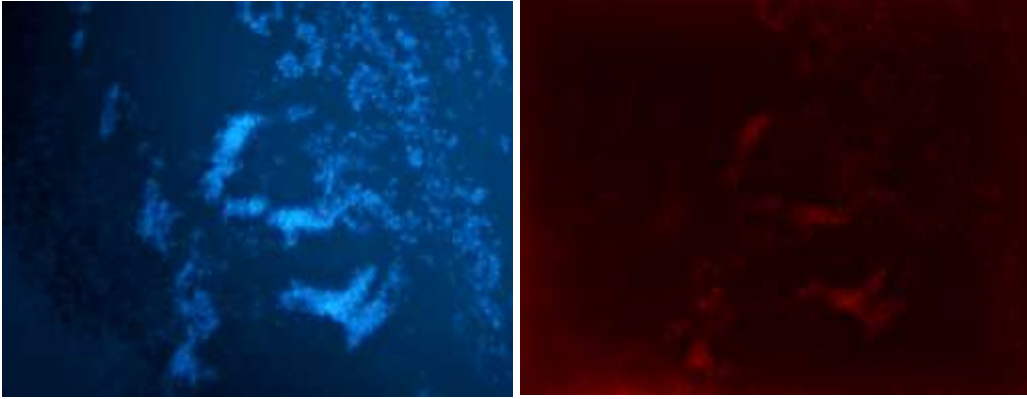
Şekil 125 KR 48. Gün DAPI ve NSM156 (*Nitrosomonas* spp., *Nitrosococcus mobilis*) görüntüleri



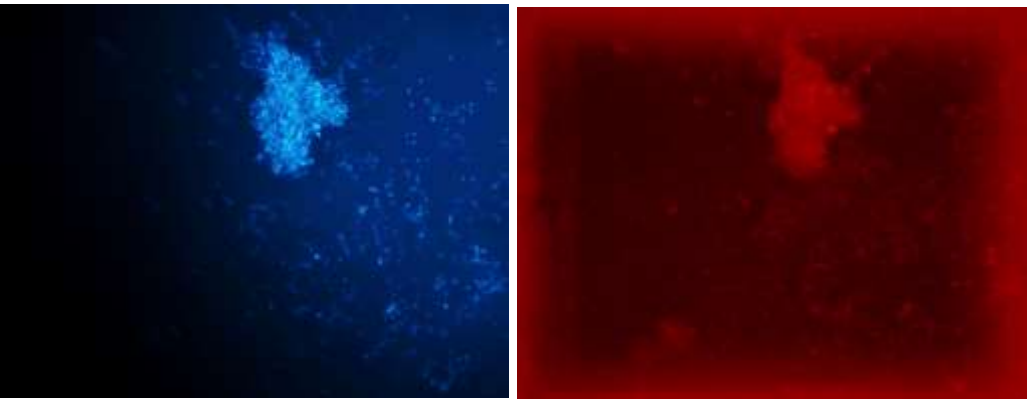
Şekil 126 KR 86. Gün DAPI ve NSM156 (*Nitrosomonas* spp., *Nitrosococcus mobilis*) görüntüleri



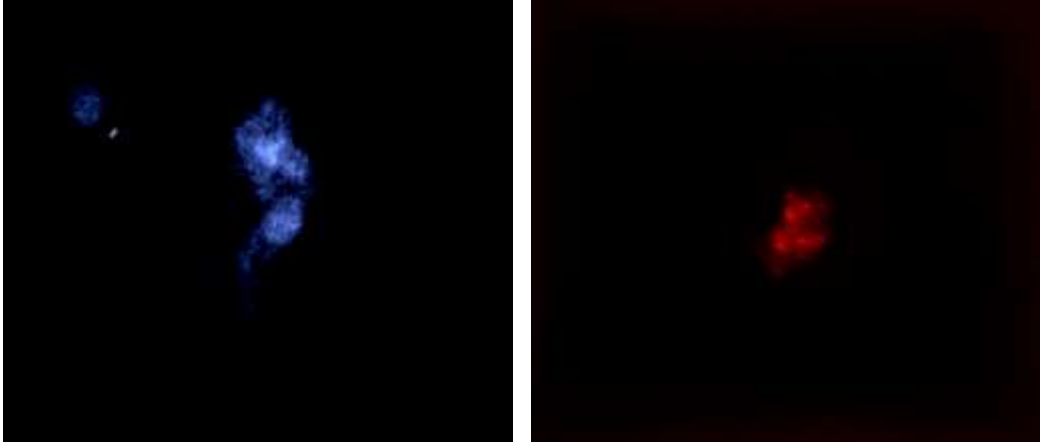
Şekil 127 KR 111. Gün DAPI ve NSM156 (*Nitrosomonas* spp., *Nitrosococcus mobilis*) görüntüleri



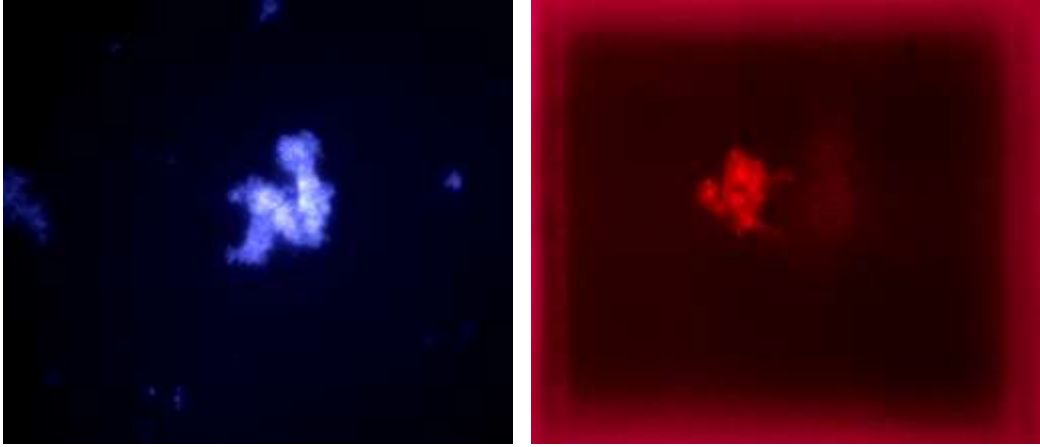
Şekil 128 KR 160. Gün DAPI ve NSM156 (*Nitrosomonas* spp., *Nitrosococcus mobilis*) görüntüleri



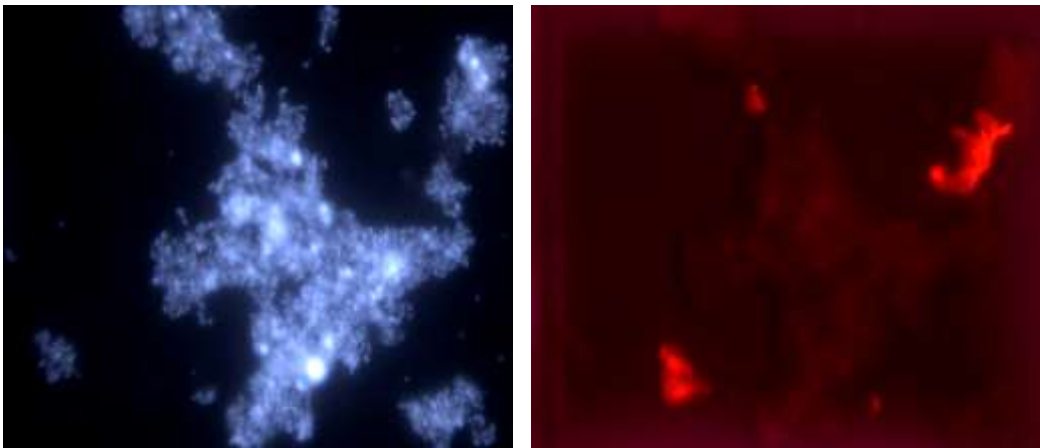
Şekil 129 KR 196. Gün DAPI ve NSM156 (*Nitrosomonas* spp., *Nitrosococcus mobilis*) görüntüleri



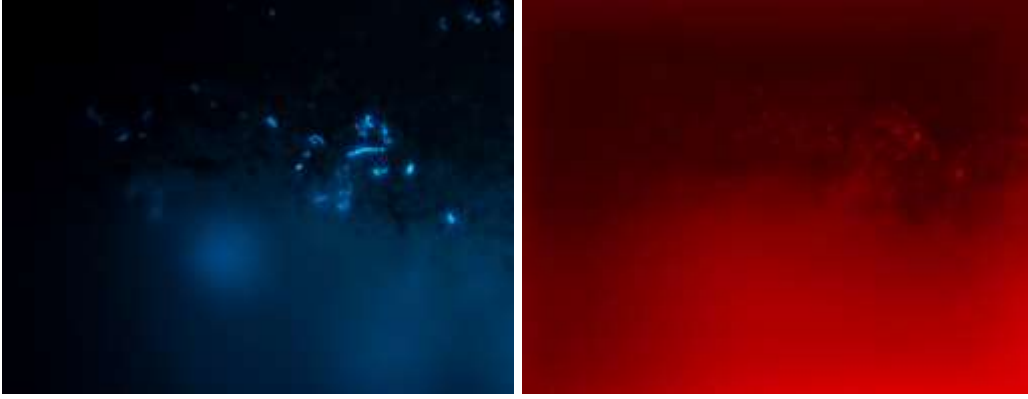
Şekil 130 AnR 67. Gün , DAPI ve NIT3(Nitrobacter spp.) görüntüleri



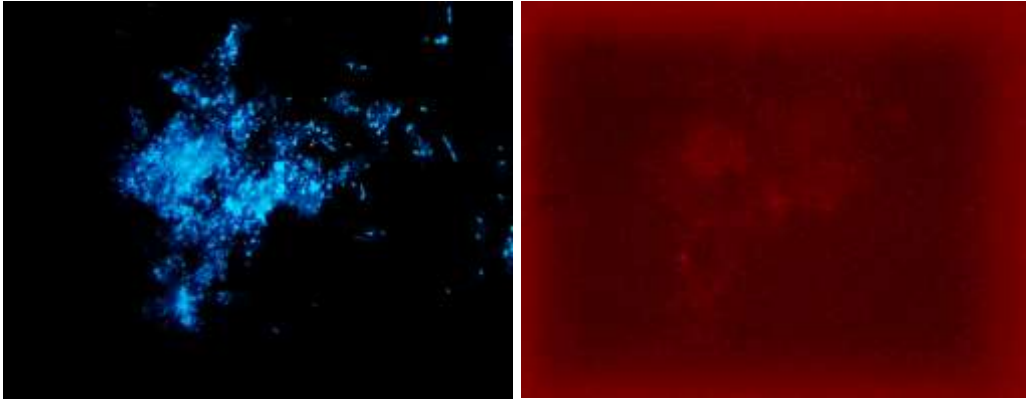
Şekil 131 AnR 95. Gün DAPI ve NIT3(Nitrobacter spp.) görüntüleri



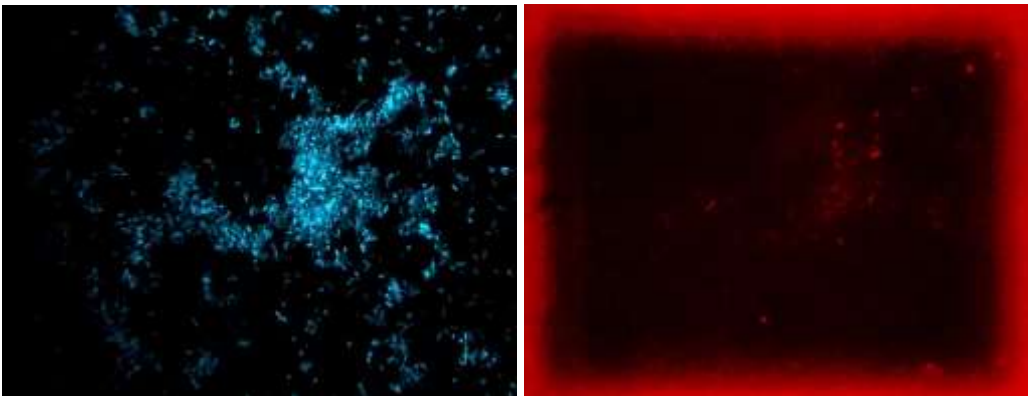
Şekil 132 HR,67. gün DAPI ve NIT3 (Nitrobacter spp.) görüntüleri



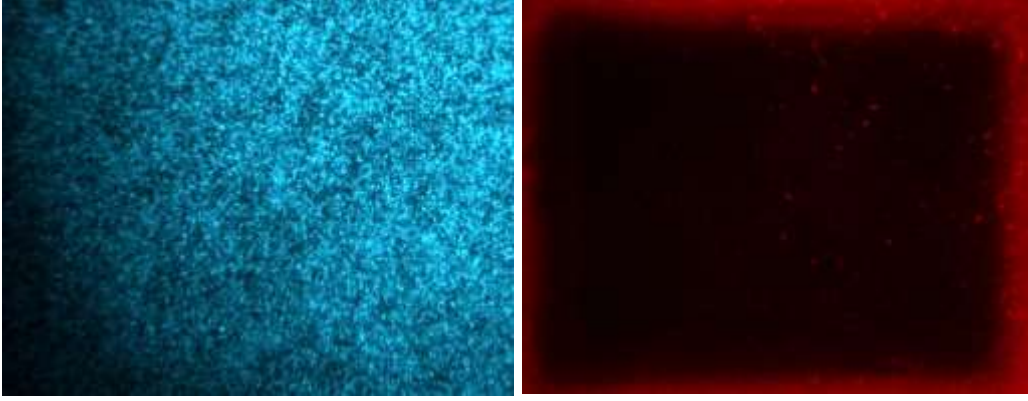
Şekil 133 AnR 13. Gün DAPI ve NSO1225 (β -Proteobakteriyel AOB) görüntüleri



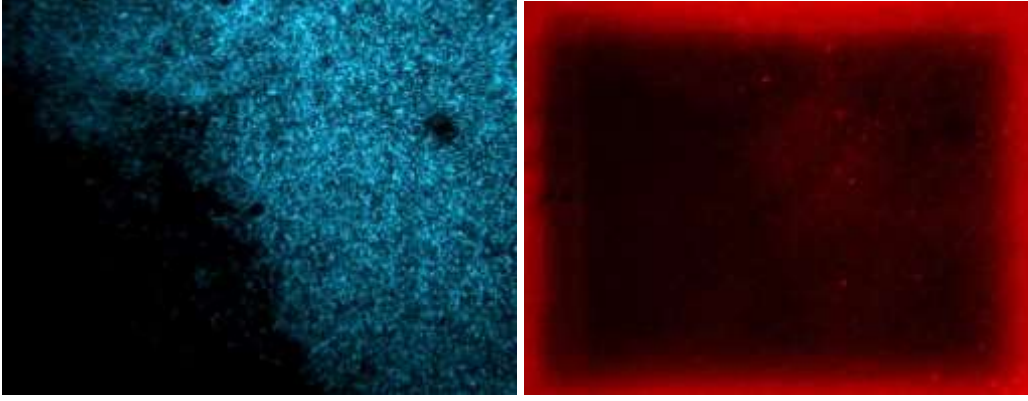
Şekil 134 AnR 196. Gün DAPI ve NSO1225 (β -Proteobakteriyel AOB) görüntüleri



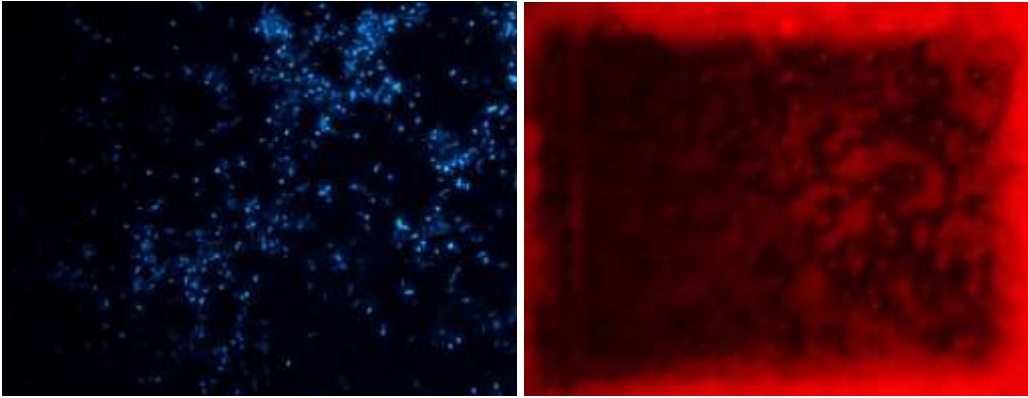
Şekil 135 KR 48. Gün DAPI ve NSO1225 (β -Proteobakteriyel AOB) görüntüleri



Şekil 136 KR 86. Gün DAPI ve NSO1225 (β -Proteobakteriyel AOB) görüntüleri



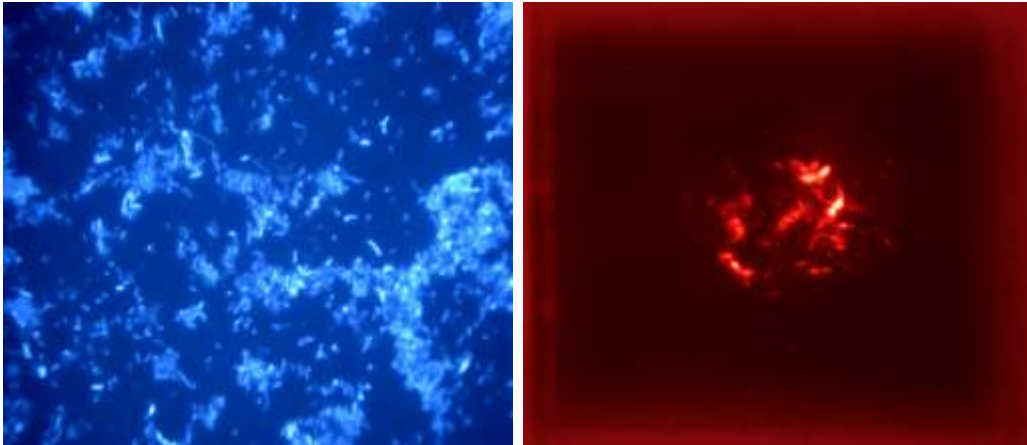
Şekil 137 KR 111. Gün DAPI ve NSO1225 (β -Proteobakteriyel AOB) görüntüleri



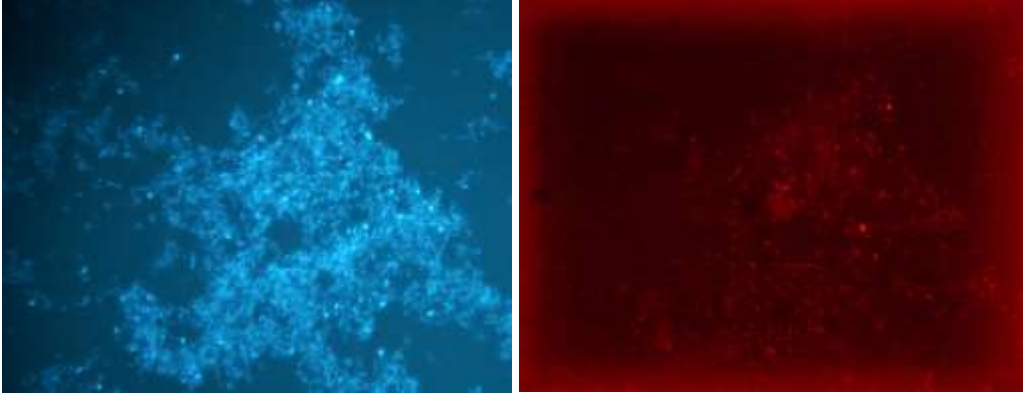
Şekil 138 KR 196. Gün DAPI ve NSO1225 (β -Proteobakteriyel AOB) görüntüleri

Depolama sahalarında sülfür bileşikleri atık sızıntı suyu içerisinde sülfat şeklinde çözülmüş ve sülfid formları şeklinde de çökmüş halde bulunurlar. Sülfatın mikrobiyal indirgenmesi, organik maddenin oksitlenmesinde sülfatı elektron alıcısı olarak kullanan

bazı bakterilerin gerçekleştirdiği bir prostestir. *Desulfovibrio* ve *Desulfotomaculum* en çok bilinen iki cins sülfat indirgeyici bakteridir. Çoğu sülfat indirgeyici bakteri kemoototrof olmamasına rağmen, *Desulfobacterium autotrophicum*, *Desulfomonile tiodeji* ve birçok diğer türün H_2 , CO_2 ve SO_4^{2-} varlığında büyüeyebilen ve fakültatif kemoototrof olduğu gözlemiştir. Bazı *Desulfovibrio* ve *Desulfobulbus* türleri hem asetat, hem de H_2 ve CO_2 varlığında farklı ortamlara uyum sağlamış şekilde büyüeyebilmektedir. Sülfat indirgenmesi reaksiyonu oksijen, nitrat ya da ferrik iyonları varlığında inhibe olmaktadır. Sülfat indirgenme reaksiyonunun hızı genellikle karbonla sınırlandırılır. Çünkü sülfat indirgeyici bakteriler asetat ve H_2 gibi elektron vericileri için metanojenlerle rekabet halindedir ve metanojenleri inhibe etme potansiyeline sahiptirler (Gurijala ve Sulita, 1993). Daly vd. (2000), sızıntı suyu ortamının SİB'lerin substrat olarak kullandığı çeşitli uçucu yağ asitlerinin üreten fermentatif mikroorganizmalara uygun koşullar sağladığını ve aynı zamanda depolama sahalarının geniş boyutlarının ve oldukça heterojen yapısının mikrobiyal dağılımı güçlendirdiğini belirtmişlerdir. Bu çalışma kapsamında sülfat indirgeyici bakterileri temsilen Cy3 boyalı SRB385 probuyla henüz sadece havalı ve kesikli havalı reaktörlerde çalışılmış olup yapılan analizler neticesinde kesikli havalı reaktörde 67. gün az miktarda sülfat indirgeyici bakteri görülürken havalı reaktörde yalnızca 48. Gün yoğun şekilde karşılaşılmıştır Şekil 139, Şekil 140.



Şekil 139 KR 67. Gün DAPI ve SRB385 (sülfat indirgeyen bakteriler) görüntüleri



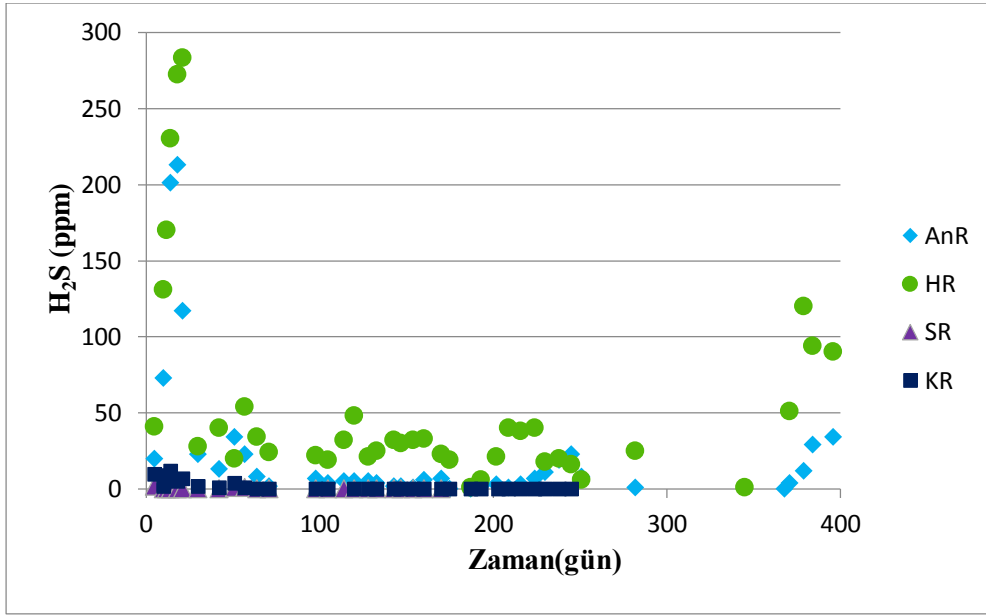
Şekil 140 SR 48. Gün DAPI ve SRB385 (sülfat indirgeyen bakteriler) görüntüleri

Yapılan analizler neticesinde gelinen şu güne kadar bakterilerin arkealara göre daha baskın olduğu sonucunda ulaşılmış olup ARC915 probu ile henüz bir görüntü elde edilememiştir. Metanojenler, Arkea'ların çok farklı bir grubudur ve oksijene duyarlı, zor gelişen anaeroblardır. Muazzam filogenetik çeşitliliğe rağmen, bir grup metanojen, çoğu bir karbon içeren basit bileşikleri kullanabilmektedir (Zinder, 1993). Birkaç zorunlu metilotrofik ve asetotrofik türlerin haricinde, çoğu metanojen moleküler hidrojen ve CO₂'yi tek enerji kaynağı olarak kullanıp gelişebilirler (Müller vd., 1993). Bununla beraber, doğada üretilen metanın pek çoğu asetat kaynaklıdır. Asetotroflar CO₂ tüketicilerinden daha yavaş gelişmektedir. Böylece, organik madde sistemde kısa süreli bulunduğu anda asetattan gelen metan fazla değildir (Ferry, 1993). Diğer substratlar format, metanol, metilaminler ve metil sülfürleri içermektedir. Asetat kullanan metanojenler, *Methanosarcina* ve *Methanosaeta* cinsi üyelerini de içermektedir (Boone vd., 1993). Çalışma kapsamında asetat kullanarak metan üreten arkealardan *Methanosarcina* ve *Methanosaeta*'ların tespiti için CY3 boyalı MS821 ve MX825 propları kullanılmıştır. *Methanobrevibacterium* ve *Methanobacterium*, ise hidrojen kullanarak karbondioksit indirgenmesi yolu ile metan üreten metanojenik bakterilerin en yaygın cinslerindedir. *Methanobrevibacterium* ve *Methanobacterium*'ların gözlemlenmesi amacıyla CY3 boyalı MB310 probu kullanılmıştır. Ancak arkea tespitinde kullanılan propların görüntülenmesi henüz tamamlanmadığı için raporda yer almamaktadır.

3.4 Gaz Analizleri

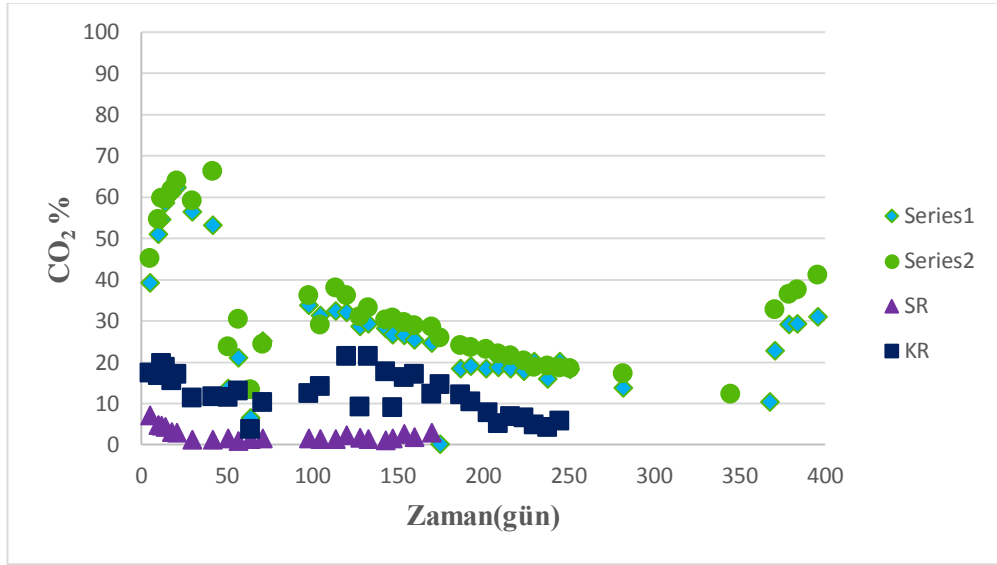
Anaerobik ve Hibrit biyoreaktörlere günlük üretilen biyogaz miktarının ölçülmesi amacıyla ıslak gaz metreler bağlanmıştır. Gaz metrelerden alınan veriler sonucunda çalışmanın başlangıcından bugüne 404. gün itibari ile AnR toplamda 56,7 L biyogaz üretirken HR toplamda 61,4 L biyogaz üretmiştir. Üretilen gazın büyük çoğunluğu her iki reaktör içinde ilk 70 günde üretilirken henüz metan üretimi gerçekleşmemiştir. Reaktörlerde üretilen gaz kompozisyonun belirlenmesi için Geotech marka GA 5000 model O₂, CO, CO₂, H₂S, CH₄ portatif gaz analizörü kullanılmıştır. Başlangıçta haftada 3 kez yapılması planlanan gaz analizleri reaktör içinde vakum yaratması sebebiyle sorunlara sebep olmuş bu sebeple haftada bir kez yapılması uygun görülmüştür. Ancak oluşan vakumun artması ve gaz üretiminin çok az olması nedeniyle 250. günle 368. günler arasında gaz ölçümü yapılmamıştır.

Kullanılan cihaz yüksek miktarda karbon monoksit ve H₂S varlığında ölçümü tamamlayamamaktadır. Bu sorun H₂S için filtre düzeniğinin takılmasına rağmen çözülememiş temel sorunun CO gazı olduğu görülmüştür. CO gazı 2000 ppm in üstüne çıktığında cihaz otomatik olarak devre dışı kalmaktadır. Ancak 100. gün itibari ile CO miktarının cihazın ölçümüne engel olmayacağı seviyeye düşmesiyle cihaz ölçümünü tam olarak dengeleyebildiğinde görülmüştür ki sistemde oksijen mevcut değildir. Diğer yandan SR' de görülen oksijen yüzdesi genelde %15 in üstünde sabit bir çizgi çizmiştir. KR' de ise oksijenin başlangıçta yükseldiği ancak ayrışma devam ettikçe düşmeye başladığı görülmüştür.

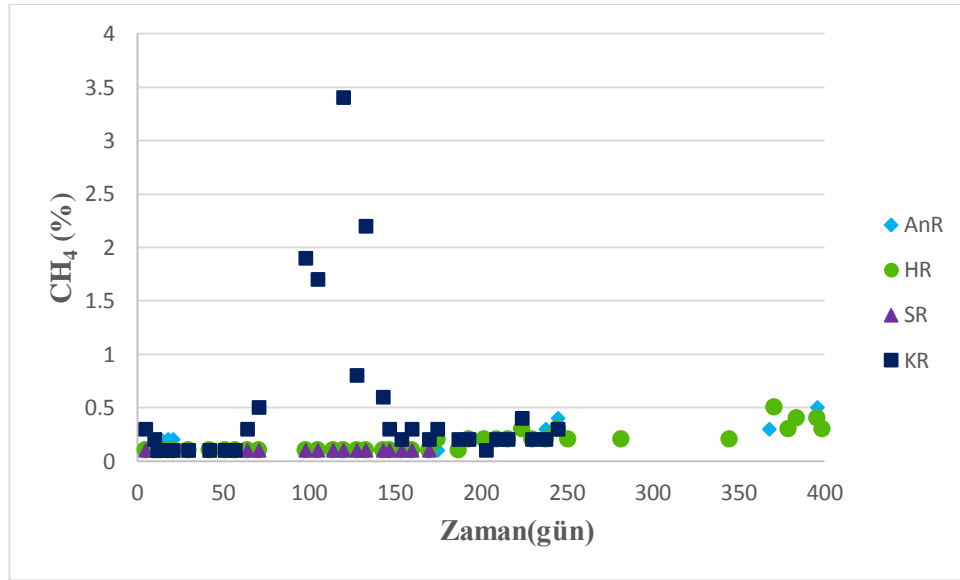


Şekil 141 H₂S Gaz Konsatrasyonunun Zamana Bağlı Değişimi

Reaktörlerde yapılan H₂S ölçüm sonuçlarına göre 200 günün ardından özellikle HR’de H₂S miktarının arttığı görülmüştür. Şekil 141’de H₂S miktarının zamana bağlı değişimi görülmektedir. Atığın anaerobik ayrışmasının ilk aşamasında kompleks organik maddelerin basit organik maddelere hidrolizi gerçekleşir. Bu aşamada birçok kimyasal ara ürünle büyük çoğunluğunu CO₂ ve NH₃’ün oluşturduğu ve önemli miktarda su içeren bir gaz karışımı üretilir (Tchobanoglous vd., 1993). Bu aşamayı takiben fermentasyon aşaması başlar ve bu aşamada da uçucu yağ asitleri, CO₂ ve H₂ gazı üretilir. Asit fazına gelindiğinde ise yine karbondioksit temel gazlardan olmakla birlikte az miktarda hidrojen gazı karışımıza çıkar (Palmisano ve Barlaz, 1993) Metan üretimi ise bu aşamalardan sonra gerçekleşir ve CO₂ gazı metan bakterilerince CH₄’e dönüştürülür. Bu aşamada üretilen biyogazın hacimce yüzdesi % 50-65’i metan olmakla birlikte H₂S gazının üretimi de bu aşamada önce artar bu aşamanın sonuna doğru azalır. Biyoreaktörlerdeki CO₂ konsantrasyonlarının zamana bağlı değişimi Şekil 142’de grafiklenmiştir. CO₂ konsantrasyonu hidroliz aşamasında olması beklendiği gibi %65’lere ulaşmış ardından asit fazında %35-40 aralığında sabit şekilde devam etmektedir. SR ve KR’de ise CO₂ konsantrasyonu çalışmanın başlangıcından beri % 0-20 aralığında devam etmektedir. H₂S’ e gelince aerobik ortamda mevcut olması beklenmeyen bir gaz olması dolayısıyla oldukça düşük değerlerde devam etmektedir.



Şekil 142 CO₂ Konsantrasyonunun Zamana Bağlı Değişimi



Şekil 143 CH₄ Konsantrasyonlarının Zamana Bağlı Değişimi

Asit fazında olduğu düşünülen AnR ve HR'de CO₂ miktarının yüksek olmasına karşın metan üretiminin henüz başlamadığını görüyoruz. KR'de ise sistemin 24 saatte bir havalandırıldığı ve ayrışmanın oksijen etkisiyle daha hızlı olduğu düşünüldüğünde oluşan anaerobik koşulların biyoreaktörü metan üretimine elverişli duruma getirmiş ancak çalışma süresince en yüksek %3,4 seviyesine yükselmiştir.

4. EKONOMİK ANALİZ

Çalışma kapsamında denenen yöntemlerin ekonomik olarak uygulanabilirliğine karar verilmesi için bu aşama yapılmıştır. Ekonomik analiz temelde 3 farklı aşamadan oluşmaktadır; kurulum (inşaat) aşaması, işletme aşaması ve sahanın kapatılması aşaması. Kurulum Maliyetleri; saha temini, alanın geliştirilmesi, alt yapı inşaatı, sızıntı suyu yönetim sistemi, gaz yönetim sistemi, hava giriş sistemi yönetimi, yüzeysel su yönetim sistemi, görüntüleme bacaları, ulaşım yolları, ofis ve tartı, araç yıkama ve park alanı. İşletme Maliyetleri; personel, günlük toprak örtü, sızıntı suyu analizleri, makineler, yardımcı hizmetler, bakım ve diğerleri. Kapama Maliyetleri; nihai örtü, bitki örtüsü, bakım ve izleme maliyetlerini içermektedir.

Bu çalışmada Sakarya ilinde biyoreaktörleri temsil edecek şekilde tasarlanan depolama sahaları 10 hektar alana sahip olup 5 yıl işletilecek şekilde inşaa edilecektir. Seçilen 10 hektarlık alan üzerinden anaerobik, hibrit, sürekli aerobik ve kesikli aerobik sistemlerin ekonomik açıdan kıyaslanması yapılacaktır. Ekonomik analizde saha temini, araç yıkama ve park alanı gibi ortak olan maliyetler hesaba katılmamıştır. Saha hacmi 10m derinlik kabulü ile:

$$V = 100\ 000\ m^2 \times 10\ m = 1\ 000\ 000\ m^3$$

Buna bağlı olarak hücre başına konabilecek kütleli olarak atık miktarı simüle reaktörlerin doldurulması sırasında elde edilen ortalama $318\ kg/m^3$ katı atık yoğunluğu kullanılarak hesaplandığında

$$1\ 000\ 000\ m^3 \times 318\ kg/m^3 = 318\ 000\ ton$$

Hücrenin işletmede olacağı sürenin 5 yıl olduğu bilindiğine göre, hücrenin doldurulma kapasitesi şu şekilde belirlenir;

$$318\ 000\ ton \times (1/5)\ (1/yıl) \times (1/52)\ (yıl/hafta) \times (1/7)\ (hafta/gün) = 174,7\ ton/gün$$

Sızıntı suyu üretimi

Belediyelere ait düzenli depolama sahalarından kaynaklanan sızıntı suyu miktarı önemli bir çevresel problemdir. Yıllık yağış miktarı, yüzeysel akış, sızma, buharlaşma, terleme, donma, atık kompozisyonu, atık yoğunluğu, başlangıç nem miktarı ve depolama sahasının derinliği gibi birçok faktör oluşacak sızıntı suyu miktarını etkiler. Simule depo sahasından kaynaklanacak olan potansiyel sızıntı suyu miktarının hesaplanması için Su Dengesi modeli seçilmiştir. Su dengesi metodu sızıntı suyu miktarını belirlemek için sahaya giren tüm suların toplanması ve sahadan çıkan tüm suların bunlardan çıkarılması esasına dayanır.

$$\text{Sızıntı Suyu} = P - SR - SMS - AET$$

Bu formülde

P= Yağış; SR=Yüzeysel akış ; SMS= Toprağın nem muhtevsındaki değişim;
AET= Gerçek evatransparasyon (buharlaşma ve terleme)

Sakarya ilini temsilen kurulacak depo sahası için kullanılacak günlük örtü %2 eğimli ve çimsiz kumlu toprak kullanılacaktır. Bu özelliklere sahip günlük örtü için yüzeysel akış sabiti 0,06-0,14 aralığındadır ve tipik olarak 0,1 değeri kullanılmaktadır (Tchobanoglous, 1993). Tasarım yapılırken günlük örtü için yüzeysel akış sabiti 0,1 olarak seçilmiştir. Simule depo sahası için kullanılacak nihai örtü toprağı olarak %2 eğimli ve çimli siltli toprak kullanılacaktır. Nihai örtü için karakteristik olarak kullanılan sabit 0,17-0,25 aralığında olup tipik değer olarak 0,22 kullanılmaktadır. Bu çalışma kapsamında nihai örtü için yüzeysel akış sabiti 0,22 olarak seçilmiştir.

Tablo 7. Günlük örtüden sızan su miktarı

Aylar	Ocak	Şubat	Mart	Nisan	Mayıs	Haziran	Temmuz	Ağustos	Eylül	Ekim	Kasım	Aralık	Yıllık mm/yıl
P	89.1	76.5	72.1	59.4	49.0	71.9	49.8	47.6	48.3	84.3	83.5	104.9	836.3
PET	0.0	0.0	0.0	83.8	119.6	150.9	168.7	148.0	100.4	62.4	52.7	46.5	933.0
C	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	
R/O	8.9	7.7	7.2	5.9	4.9	7.2	5.0	4.8	4.8	8.4	8.3	10.5	83.6
I	80.2	68.9	64.9	53.5	44.1	64.7	44.8	42.9	43.4	75.9	75.1	94.4	752.7
I-PET	80.2	68.9	64.9	-30.3	-75.5	-86.2	-123.9	-105.1	-56.9	13.5	22.4	47.8	
APWL	0.0	0.0	0.0	-30.4	-105.9	-192.2	-316.1	-421.1	-478.1	0.0	0.0	0.0	
ST	100.0	100.0	100.0	73.1	33.6	13.8	3.9	1.3	0.7	100.0	100.0	100.0	
Dif ST	0.0	0.0	0.0	-26.9	-39.5	-19.8	-10.0	-2.5	-0.6	99.3	0.0	0.0	
AET	28.8	29.2	37.6	80.4	83.6	84.4	54.8	45.4	44.0	56.3	40.0	35.2	
PERC	51.4	39.7	27.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	35.1	59.2	212.7

Tablo 8. Nihai Örtüden Sızan Su Miktarı

Aylar	Ocak	Şubat	Mart	Nisan	Mayıs	Haziran	Temmuz	Ağustos	Eylül	Ekim	Kasım	Aralık	Yıllık mm/yıl
P	89.1	76.5	72.1	59.4	49.0	71.9	49.8	47.6	48.3	84.3	83.5	104.9	836.3
PET	0.0	0.0	0.0	83.8	119.6	150.9	168.7	148.0	100.4	62.4	52.7	46.5	933.0
C	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	
R/O	19.6	16.8	15.9	13.1	10.8	15.8	11.0	10.5	10.6	18.5	18.4	23.1	184.0
I	69.5	59.7	56.2	46.4	38.2	56.0	38.8	37.2	37.7	65.7	65.1	81.8	652.4
I-PET	69.5	59.7	56.2	-37.4	-81.4	-94.8	-129.9	-110.8	-62.7	3.4	12.4	35.3	
APWL	0.0	0.0	0.0	-13.3	-94.7	-189.6	-319.5	-430.3	-493.0	0.0	0.0	0.0	
ST	100.0	100.0	100.0	87.1	60.1	30.3	10.8	3.9	2.6	100.0	100.0	100.0	
Dif ST	0.0	0.0	0.0	-12.9	-27.0	-29.8	-19.5	-6.9	-1.3	97.4	0.0	0.0	
AET	28.8	29.2	37.6	59.3	65.2	85.8	58.3	44.0	39.0	56.3	40.0	35.2	
PERC	40.7	30.5	18.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	25.1	46.6	161.5

Su dengesi modeline göre projelenecek sızıntı suyu üretim miktarı 213 mm/yıl'dır. Simüle depo sahası için yıllık sızıntı suyu üretim miktarı şu şekilde hesaplanır:

$$\text{Alan} = 10 \text{ ha} = 100\,000 \text{ m}^2$$

$$\text{Yıllık Sızıntı Suyu Üretimi} = 213 \text{ mm/yıl} \cdot (1 \text{ m} / 1000 \text{ mm}) \cdot 100\,000 \text{ m}^2 = 21.300 \text{ m}^3/\text{yıl}$$

5 yıllık periyotta (sahanın doldurulma süresi) toplam sızan su hacmi:

$$21.300 \text{ m}^3/\text{yıl} \cdot 5 \text{ yıl} = 106\,500 \text{ m}^3$$

Sahanın kapatılmasından sonra, yüzeysel sızma miktarı azalır. Sahanın kapatılmasından sonra oluşan yıllık sızıntı suyu miktarı aşağıdaki şekilde hesaplanabilir:

$$161,5 \text{ mm/yıl} \cdot (1 \text{ m} / 1000 \text{ mm}) \cdot 100\,000 \text{ m}^2 = 16.150 \text{ m}^3/\text{yıl}$$

$$30 \text{ yıl için oluşan sızıntı suyu miktarı} = 5 \text{ yıl} \cdot 21.300 \text{ m}^3/\text{yıl} + 25 \text{ yıl} \cdot 16.150 \text{ m}^3/\text{yıl} = 510.250 \text{ m}^3$$

$$15 \text{ yıl için oluşan sızıntı suyu miktarı} = 5 \text{ yıl} \cdot 21.300 \text{ m}^3/\text{yıl} + 10 \text{ yıl} \cdot 16.150 \text{ m}^3/\text{yıl} = 268.000 \text{ m}^3$$

Sızıntı suyu yönetimi;

Üretilen sızıntı suyu sahanın altındaki sızıntı suyu toplama boruları ile toplanıp, bir tankta depolanır ve sahaya pompa vasıtasıyla devrettirilir. Geri devir işlemi dikey enjeksiyon kuyuları ve yüzeysel bir kaskat tipi delikli bir şebeke sistemi aracılığıyla yapılmaktadır.

Biyoreaktör depo sahalarının tamamı çöple kaplanmadığı ilk yıllarda (1-2.yıl), sızıntı suyunun harici bir yerde depolanmasına ihtiyaç duyulur. Yaklaşık olarak 1 aylık sızıntı suyunu depolayacak harici depoya ihtiyaç vardır. Hesaplanan sızıntı suyu miktarına dayanarak, bu projede gerekli olan deponun toplam hacmi 2000 m^3 'tür

Sızıntı suyu geri devir sistemi için yapılan ekonomik analiz, inşaat, işletme ve sızıntı suyu giderme işlemlerinin tümünü kapsamaktadır. Sızıntı suyunun geri devri ile çöp içinde yer

alan besin maddeleri ve bakterilerin tekrar kullanılması sağlanır ve böylece sızıntı suyu daha zararsız hale getirilir. Bu durum sızıntı suyu arıtma maliyetini de düşürmektedir. Sızıntı suyu geri devir maliyeti tipik olarak galon başına 0,01 \$ (2,65 \$ /m³)' a mal olmaktadır bunun yanında saha içinde sızıntı suyu arıtımı ve saha dışına bulunan bir alıcı ortam/kanalizasyona ulaştırılması için ödenecek tutar galon başına 0,03 ila 0,15 \$ (7,94-39,7 \$/m³) aralığındadır (http://www-esd.lbl.gov/ECO/smart_store/benefits.html).

Saha içerisinde arıtma fiyatı 0,004 – 0,18 \$/gal (1,06-47,55 \$/m³) aralığında iken saha dışında arıtma fiyatları 0,06 – 0,40 \$ /gal (15,85- 106 \$/ m³) aralığında değişmektedir (Berge, 2006).

Gaz Üretimi

Simule depo sahasının gaz üretim kapasitesi EPA'nın LandGEM programı ile hesaplanmıştır (US EPA, 1998). Modele ait eşitlik özetle aşağıdaki gibidir (Benson et al, 2007) :

$$Q_{CH_4} = W L_0 k e^{-kt}$$

Burada;

Q_{CH_4} = hesaplanan yıla ait yıllık metan üretimi, m³/yıl

W= yıllık kabul edilen atık kütlesi, ton/yıl

L_0 = ıslak atık kütlesi başına en yüksek CH₄ üretim oranı, m³/ton

k= metan üretim hız sabiti, yıl⁻¹

LandGEM tarafından kullanılan beş farklı k değeri tabloda görüldüğü gibidir. Kurak bölgelerde kurulan depo sahaları yılda 635 mm'den az yağış alan alanlardır. Varsayılan k değeri biyoreaktör depo sahaları için 0,7 yıl⁻¹'dir.

Tablo 9. Metan üretim hızı değerleri (k)

Varsayılan tip	Depo sahası tipi	k değeri yıl⁻¹
CAA	Klasik	0,05
CAA	Kurak bölge	0,02
Inventory	Klasik	0,04
Inventory	Kurak bölge	0,02
Inventory	Nemli (Biyoreaktör)	0,7(varsayılan)

Giriş

Depo sahası karakteristiği

Depo sahasının çalışmaya başlama yılı 2015

Depo sahasının kapanacağı zaman (80 yıl limiti ile) 2020

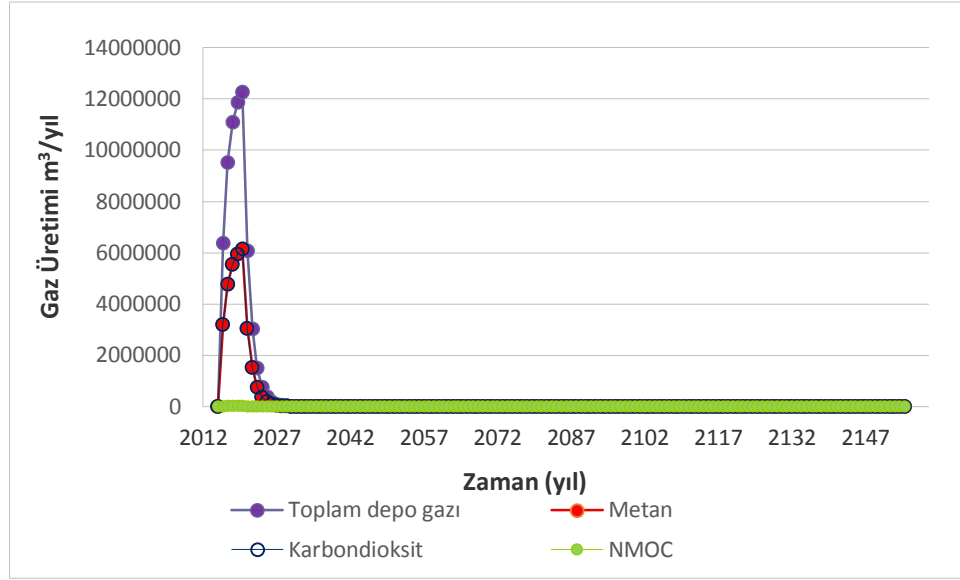
Depo sahasının kapasitesi 318 000 ton

MODEL PARAMETRELERİ

Metan Üretim Oranı, k 0,7 yıl⁻¹Potansiyel Metan Üretim Kapasitesi, Lo 170 m³/ton

NMOC Konsantrasyonu 2.400 ppmv hekzan

Metan Yüzdesi 50 %



Şekil 144. Gaz Üretimi

İstatistikler

63.217.888,86 m³ depo gazı 30 yılda

Toplam depo gazı

Ortalama: 2.039.286,7 m³/y En fazla: 12.261.774,86 m³/y (2020 yılında)

Metan - CH₄

Toplam: 31.608.944,4 m³/y Ortalama: 1.019.643,4 m³/y En fazla: 6.130.887,4 m³/y

Karbondioksit-CO₂

Toplam: 31.608.944,4 m³/y Ortalama: 1.019.643,4 m³/y En fazla: 6.130.887,4 m³/y

NMOC

Toplam: 151.722,9 m³/y Ortalama: 4.894,3 m³/y En fazla: 29.428,6 m³/y

Depo gazı çok güçlü bir sera gazıdır. Kontrolsüz şekilde salındığı zaman, depo gazı toplam küresel sera gazlarına %2-4 katkı sağlarlar. Depo gazı yakıldığında sera gazı etkisi oldukça düşmektedir. Eğer depo gazı geri kazanılırsa, birçok enerji üretim yöntemi için ana enerji kaynağı olmayı sağlar ve bunun yanında depo sahasına bir gelir elde etme imkanını verir. Saf metanın ısıl değeri standart sıcaklık ve basınçta yaklaşık metre küp başına 37 milyon joule dür (MJ/m³). Depo

gazı yüzde 50 metan içeriğine sahiptir, ve bu durumda depo gazının ısıl değeri saf metanın ısıl değerinin yüzde ellisidir yani yaklaşık 18,5 MJ/m³ (<http://www.epa.gov/coalbed/docs/inf001.pdf>).

Metandan üretilen elektrik enerjisi aşağıdaki formül kullanılarak hesaplanabilir :

$$\text{Üretilen Elektrik (kWh)} = [\text{Geri kazanılan gaz (m}^3\text{)} \times \text{Gazın ısıl değeri (MJ/m}^3\text{)}] / \text{Jeneratörün Isı Oranı (MJ/kWh)}$$

Jeneratörün ısıl oranı kullanılan teknolojiye göre değişiklik gösterir fakat yaklaşık 11,6 MJ/kWh olarak kabul edilebilir bu değer yanma türbinleri için uygundur. Bu değer kullanılarak örnek bir potansiyel elektrik üretim hesabı yapılırsa :

$$2\,039\,286,7 \text{ m}^3/\text{yıl} = 233 \text{ m}^3/\text{saat}$$

$$233 \text{ m}^3/\text{saat} \times 18,5 \text{ MJ/m}^3 / 11,6 \text{ MJ/kWh} = 371 \text{ kWh}$$

Depo gazı çıkarma sistemleri toplama sistemi (çöpten) ve emme sisteminden (pompalar, valfler vs) oluşmaktadır. Depo gazı toplama sistemi dikey bacaları içerir. Ortalama 10 m derinlikte bir depo sahası için, kurulum maliyeti hektar başına 20.000-40.000 \$ aralığında değişecektir. Depo gazı emme sistemleri; vakum pompaları, izleme ekipmanları ve kontrol sistemlerinden oluşmaktadır. Yatırım maliyeti büyük ölçüde izleme ve kontrol sistemlerinin kapsamına ve çıkarılan depo gazı hacmine bağlıdır. Depo gazı emme sistemlerinin maliyeti çıkarılan gaz hacmi başına 100-450 \$/ m³-saat aralığındadır. Ortalama 10 m derinliğe sahip çöp depolama sahası için yatırım maliyeti hektar başına 10.000-45.000 \$ aralığındadır. Gelişmekte olan birçok ülke en üst düzeyde ekipmana ihtiyaç duymamaktadır. Bu ülkeler için yatırım maliyeti hektar başına 10.000-25.000 \$ aralığındadır (http://www.worldbank.org/urban/solid_wm/erm/CWG%20folder/uwp4.pdf). Depo gazından fayda sağlanması elektrik üretimi aracılığıyla elde edilir. Az ve orta gelirli birçok ülke için depo gazından

yararlanarak elektrik üretimi kabul edilir ve uygulanabilir yöntemdir. Gaz motorlarının ilk yatırım maliyetleri kullanılacak güç jeneratörlerinin gelişmişliğine bağlı olarak kW başına 850-1.200 \$ aralığında değişmektedir. Fizible en küçük kapasiteli motor 250-500 kW üretmek için kurulur ve minimum yatırım maliyeti 200.000-600.000 \$'dır. Düzenli depolama gaz geri dönüşümünden elde edilecek gelir üretilen enerji cinsine bağlıdır. Üretilen elektriğin şebekeye satılması ülkeden ülkeye değişmekle birlikte pik saatler dışında 0,01 \$/kWh, pik saatlerde 0,08 \$/kWh 'dir. Ortalama 0,04 \$/kWh'dir (http://www.worldbank.org/urban/solid_wm/erm/WG%20folder/uwp4.pdf).

Hava Enjeksiyon Sistemleri;

Hava enjeksiyon sistemi kompresör, delikli HDPE borular ve dikey bacalardan oluşmaktadır. Hava enjeksiyon sistemi gaz toplama sistemi ile benzerdir. Bu nedenle hava enjeksiyon sistemleri hibrit biyoreaktörde dikey gaz toplama bacaları olarak uyarlanabilir. Diğer yandan havalı biyoreaktör için hava enjeksiyon bacaları yeniden dizayn edilmiştir. Aerobik depolama sahası için hava enjeksiyon sisteminin kurulum maliyeti gaz toplama bacalarının maliyetine benzerdir. Hava kompresörü genel olarak atık kütlelerinin içine depo sahası içine kurulmuş delikli boru sistemi aracılığıyla havayı vermek için kullanılır. Weather ve ark. (2001) 'e göre havalı biyoreaktör sistemine hava enjeksiyonu için gereken güç anaerobik biyoreaktörden depo gazı çıkarmak için gereken enerji ihtiyacının 12 katıdır. Powell ve Townsend, (2004) Kuzey Florida' da bulunan New River Bölgesel depolama sahasından faydalanarak basınçlı hava üfleyicilerin kurulum maliyetini belirlemiştir. Anaerobik ve aerobik biyoreaktör senaryolarına göre işletme için gerekli tahmini enerji maliyetleri basınçlı hava üfleyicilerin beygir gücü(kW) gereklilikleri ve elektrik fiyatları üzerinden yapılmıştır. Hesaplarda 1500 standart feet küplük anaerobik gaz çıkaran pompanın fiyatı 50.000 \$ olarak ve 750 standart feet küplük pozitif yer değiştiricili hava enjeksiyon pompası 125.000 \$ olarak kabul edilmiştir. Bunun yanında kullanılan basınçlı hava üfleyiciler depo gazı emme sistemlerinden 5 kat daha pahalıdır.

Kapama ve Kapama Sonrası Bakım Maliyetleri

Ohio üniversitesince yapılan daha bir araştırmaya göre Ohio'da katı atık düzenli depo sahasının ortalama kapama maliyeti 165.708 \$/hektar (67.112 \$/acre) olarak bulunmuştur (Read, 2001a). Nihai kapama maliyetine yeraltı suları, yüzeysel sular, sızıntı suyu ve depo gazı izleme ve nihai örtüsünün bakımı dahildir.

Article I. Depo sahası için sahanın kapatılmasından sonrasında bakım maliyetleri yer altı suyu izleme için 2000 \$ ha/yıl, depo gazı izleme için 750\$ ha /yıl sızıntı suyu görüntüleme 750 \$ha /yıl, yüzeysel suların izlenmesi için 600\$ ha/yıl ve sahanın nihai örtüsü ve yeşillendirilmesi için 10.000\$ ha/yıl'dır. (<http://www.mfe.govt.nz/sites/default/files/media/Waste/Landfill%20Full%20Cost%20Accounting%20Guide.pdf>). Nihai bakım maliyetleri sızıntı suyu, depo gazı ve havalandırma maliyetlerini içermez. Bu maliyetler işletme ve bakım maliyetleridir.

Aşağıda verilen senaryolar, çalışmada kullanılan biyoreaktör sistemlerine göre geliştirilmiştir.

Senaryo 1 : Anaerobik Biyoreaktör Sistem; Sahanın Kapatılmasından Sonra 25 Yıl İşletme Yükümlü

Bu senaryoda depo sahası anaerobik koşullarda işletilmekte ve sahada oluşan sızıntı suyu saha tabanındaki bir drenaj sistemi ile toplanarak bir depoda biriktirilmektedir toplanan sızıntı suyu daha sonra bir pompa aracılığı ile tekrar saha içine geri devrettirilmektedir. Geri devir işlemi 30 yıl süreyle gerçekleştirilmektedir (5 yıl sahanın doldurulması sırasında 25 yıl saha kapandıktan sonra). Toplanan sızıntı suyunun gaz üretim potansiyeline göre on yıllık geri devir işlemi süresince stabilize olduğu kabul edilmektedir (kapamadan sonra 5 yıl) Bunun yanında sızıntı suyu stabilize olduktan sonra sahadan uzaklaştırmak için ekstra bir arıtıma ihtiyaç duyulmamaktadır. Uzaklaştırma maliyetleri her bin galon sızıntı suyu başına 1\$ olarak kabul edilmektedir (0.26 \$/m³).

Sızıntı Suyu Yönetimi

Sızıntı suyu üretimi= 5 yıl *21.300 m³/yıl + 25 yıl *16.150 m³/yıl= 510.250 m³

%5 Anaerobik reaktör için sızıntı suyu kaybı ile

Sızıntı suyu geri devir maliyeti : 484.737,5 m³* 2,65 \$/m³= 1.284.554,4 \$

Sızıntı suyu arıtım maliyeti = 177.887,5 m³* 48 \$/ m³= 8.538.600 \$ (arıtma ve uzaklaştırma)

Sızıntı suyu bertaraf maliyeti : 306.850 m³* 0,26 \$ /m³=79.781 \$

Depo Gazı Yönetimi

İnşaat masrafları ; Depo gazı çıkarma sistemi (Depo gazı toplama ve emme sistemi) + Depo gazı kullanma sistemi = 20.000\$/ha*10ha+10.000\$/ha*10ha+ 850\$/kW*371kW=615.350 \$

İşletme ve bakım maliyetleri;

İşletme ve bakım maliyetleri %10 yatırım maliyeti ve 30 yıl boyunca her yıl %8,75 zama (<http://www.tcmb.gov.tr/>) = 8.006.221 \$

Gaz geri kazanımından elde edilen gelir:

0.04 \$/kWh * 317kWh*24s/gün*365gün/yıl*30 yıl= 3.332.304 \$

Günlük ve nihai örtü maliyetleri

165.708 \$ /ha*10 ha +[2.000 \$ ha/yıl*10ha*25 yıl + 750 \$ ha/yıl*10ha*25 yıl + 750 \$ ha/yıl*10ha*25 yıl + 600 \$ ha/yıl*10ha*25 yıl + 10.000 \$ ha/yıl*10ha*25 yıl] =1.657.080 \$ + 500.000 \$+ 187.500 \$ + 187.500 \$ + 150.000 \$+ 2.500.000 \$= 5.182.000 \$

Senaryo 2: Hibrit (Anaerobik-Aerobik) Biyoreaktör Sistemi; Sahanın Kapatılmasından Sonra 25 Yıl İşletme Yükümlü

Bu senaryoda depo sahası başlangıçta 2015-2035 yılları arasında 20 yıl süre için anaerobik olarak işletilecek ardından 10 yıl için aerobik şartlarda işletilmeye devam edilecektir. Oluşan sızıntı suyu saha tabanındaki bir drenaj sistemi ile toplanarak bir depoda biriktirilecek ve toplanan sızıntı suyu daha sonra bir pompa aracılığı ile tekrar saha içine geri devrettirilecektir. Geri devir işlemi 30 yıl boyunca devam edecektir (5 yıl sahanın doldurulması sırasında 25 yıl saha kapandıktan sonra). Toplanan sızıntı suyunun gaz üretim potansiyeline göre on yıllık geri devir işlemi süresince stabilize olduğu kabul edilmektedir (kapamadan sonra 5 yıl). Bunun yanında sızıntı suyu stabilize olduktan sonra sahadan uzaklaştırmak için ekstra bir arıtmaya ihtiyaç duyulmamaktadır.

Sızıntı Suyu Yönetimi

Sızıntı suyu üretimi= 5 yıl *21.300 m³/yıl + 25 yıl *16.150 m³/yıl= 510.250 m³

%6 Hibrit biyoreaktör için sızıntı suyu kaybı ile

Sızıntı suyu geri devir maliyeti : 479.635 m³* 2,65 \$/ m³= 1.271.032,75 \$

Sızıntı suyu arıtım maliyeti = 176.015 m³*48 \$/ m³= 8.448.720 \$ (arıtma ve uzaklaştırma)

Sızıntı suyu bertaraf maliyeti: 303.620 m³*0,26 \$ /m³=78.941,2 \$

Depo gazı yönetimi

İnşaat masrafları ; Depo gazı çıkarma sistemi (Depo gazı toplama ve emme sistemi) + Depo gazı kullanma sistemi = 20.000 \$/ha*10ha+10.000 \$/ha*10ha+ 850 \$/kW*317kW=615.350 \$

İşletme ve bakım maliyetleri;

İşletme ve bakım maliyetleri %10 yatırım maliyeti ve 20 yıl boyunca her yıl %8,75 zamlarla (<http://www.tcmb.gov.tr/>) = 3.061.175 \$

Gaz geri kazanımından elde edilen gelir:

$$0.04 \text{ \$/kWh} * 317 \text{ kWh} * 24 \text{ saat/gün} * 365 \text{ gün/yıl} * 20 \text{ yıl} = 2.221.526 \text{ \$}$$

Havalandırma

$$\text{İnşaat Masrafları; Hava pompası} = (10.000 \text{ \$/ha} * 10 \text{ ha}) * 5 = 500.000 \text{ \$}$$

İşletme ve bakım maliyetleri;

İşletme ve bakım maliyetleri %10 yatırım maliyeti ve 10 yıl boyunca her yıl %8,75 zamlı 750.642 \\$

Günlük ve nihai örtü maliyetleri

$$165.708 \text{ \$ /ha} * 10 \text{ ha} + [2.000 \text{ \$ ha/yıl} * 10 \text{ ha} * 25 \text{ yıl} + 750 \text{ \$ ha/yıl} * 10 \text{ ha} * 25 \text{ yıl} + 750 \text{ \$ ha/yıl} * 10 \text{ ha} * 25 \text{ yıl} + 600 \text{ \$ ha/yıl} * 10 \text{ ha} * 25 \text{ yıl} + 10.000 \text{ \$ ha/yıl} * 10 \text{ ha} * 25 \text{ yıl}] = 1.657.080 \text{ \$} + 500.000 \text{ \$} + 187.500 \text{ \$} + 187.500 \text{ \$} + 150.000 \text{ \$} + 2.500.000 \text{ \$} = 5.182.000 \text{ \$}$$

Senaryo 3: Aerobik Biyoreaktör Sistemi ; Sahanın Kapatılmasından Sonra 10 Yıl İşletme Yükümlü

Bu senaryoda, depo sahası 15 yıl süreyle aerobik koşullarda işletilecektir ve sahada oluşan sızıntı suyu saha tabanındaki bir drenaj sistemi ile toplanarak bir depoda biriktirilecek ve toplanan sızıntı suyu daha sonra bir pompa aracılığı ile tekrar saha içine geri devrettirilecektir. Geri devir işlemi 15 yıl boyunca devam edecektir (5 yıl sahanın doldurulması sırasında 10 yıl saha kapandıktan sonra). Toplanan sızıntı suyunun on yıllık geri devir işlemi süresince stabilize olduğu kabul edilmektedir (kapamadan sonra 5 yıl). Bunun yanında sızıntı suyu stabilize olduktan sonra sahadan uzaklaştırmak için ekstra bir arıtıma ihtiyaç duyulmamaktadır.

Sızıntı suyu üretimi= 5 yıl *21.300 m³/yıl + 10 yıl *16.150 m³/yıl= 268.000 m³

%30 Aerobik biyoreaktör için sızıntı suyu kaybı varsa

Sızıntı suyu geri devir maliyeti :187.600 m³* 2,65 \$/ m³= 497.140 \$

Sızıntı suyu arıtım maliyeti = 131.075 m³*48 \$/ m³= 6.291.600 \$ (arıtma ve uzaklaştırma)

Sızıntı suyu bertaraf maliyeti: 56.525 m³* 0,26 \$ /m³=14.696,5 \$

Havalandırma

İnşaat masrafları; toplama sistemi +havalandırma

=20.000 \$/ha*10ha+(10.000 \$/ha*10ha)*5=700.000 \$

İşletme ve bakım maliyetleri;

İşletme ve bakım maliyetleri %10 yatırım maliyeti ve 15 yıl boyunca her yıl %8,75 zamlı=2.015.328 \$

Günlük ve nihai örtü maliyetleri

165.708 \$ /ha*10 ha +[2.000 \$ ha/yıl*10ha*10 yıl + 750 \$ ha/yıl*10ha*10 yıl + 750 \$ ha/yıl*10ha*10 yıl + 600 \$ ha/yıl*10ha*10 yıl + 10.000 \$ ha/yıl*10ha*10 yıl] =1.657.080 \$ + 200.000 \$+ 75.000 \$ + 75.000 \$ + 60.000 \$+ 1.000.000 \$= 3.067.080 \$

Senaryo 4: Kesikli Havalandırmalı Biyoreaktör Sistemi; Sahanın Kapatılmasından Sonra 15 Yıl İşletme Yükümlü

Bu senaryoda, depo sahası 20 yıl süreyle kesikli hava verilerek işletilecektir ve sahada oluşan sızıntı suyu saha tabanındaki bir drenaj sistemi ile toplanarak bir

depoda biriktirilecek ve toplanan sızıntı suyu daha sonra bir pompa aracılığı ile tekrar saha içine geri devrettirilecektir. Geri devir işlemi 20 yıl boyunca devam edecektir (5 yıl sahanın doldurulması sırasında 15 yıl saha kapandıktan sonra). Toplanan sızıntı suyunun on yıllık geri devir işlemi süresince stabilize olduğu kabul edilmektedir (kapamadan sonra 5 yıl). Bunun yanında sızıntı suyu stabilize olduktan sonra sahadan uzaklaştırmak için ekstra bir arıtıma ihtiyaç duyulmamaktadır.

$$\text{Sızıntı suyu üretimi} = 5 \text{ yıl} * 21.300 \text{ m}^3/\text{yıl} + 15 \text{ yıl} * 16.150 \text{ m}^3/\text{yıl} = 348.750 \text{ m}^3$$

%20 Aerobik biyoreaktör için sızıntı suyu kaybı ile

$$\text{Sızıntı suyu geri devir maliyeti} : 279.000 \text{ m}^3 * 2,65 \text{ \$/ m}^3 = 739.350 \text{ \$}$$

$$\text{Sızıntı suyu arıtım maliyeti} = 149.800 \text{ m}^3 * 48 \text{ \$/ m}^3 = 7.190.400 \text{ \$ (arıtma ve uzaklaştırma)}$$

$$\text{Sızıntı suyu bertaraf maliyeti: } 129.200 \text{ m}^3 * 0,26 \text{ \$/m}^3 = 33.592 \text{ \$}$$

Havalandırma

İnşaat masrafları; toplama sistemi +havalandırma

$$= 20.000 \text{ \$/ha} * 10 \text{ ha} + (10.000 \text{ \$/ha} * 10 \text{ ha}) * 5 = 700.000 \text{ \$}$$

İşletme ve bakım maliyetleri;

$$\text{İşletme ve bakım maliyetleri \%10 yatırım maliyeti ve 20 yıl boyunca her yıl \%8,75 zamlı} = 3.482.282 \text{ \$}$$

Günlük ve nihai örtü maliyetleri

$$(165.708 \text{ \$ /ha} * 10 \text{ ha} + [2.000 \text{ \$ ha/yıl} * 10 \text{ ha} * 15 \text{ yıl} + 750 \text{ \$ ha/yıl} * 10 \text{ ha} * 15 \text{ yıl} + 750 \text{ \$ ha/yıl} * 10 \text{ ha} * 15 \text{ yıl} + 600 \text{ \$ ha/yıl} * 10 \text{ ha} * 15 \text{ yıl} + 10.000 \text{ \$ ha/yıl} * 10 \text{ ha} * 15 \text{ yıl}]) = 1.657.080 \text{ \$} + 300.000 \text{ \$} + 112.500 \text{ \$} + 112.500 \text{ \$} + 90.000 \text{ \$} + 1.500.000 \text{ \$} = 3.772.080$$

Tablo 10. Biyoreaktör Düzenli Depolama Fiyatları Karşılaştırması

	Senaryo 1 AnR	Senaryo 2 HR	Senaryo 3 SR	Senaryo 4 KR
Sızıntı Suyu Yönetimi (İnsaa, İşletme ve Bakım)	9.902.935 \$	9.798.694 \$	6.803.436 \$	7.963.342 \$
İlk Yatırım Fiyatı				
Gaz Yönetimi	615.350 \$	615.350 \$		615.350 \$
Havalandırma		500.000 \$	700.000 \$	700.000 \$
İşletme Fiyatı	8.006.221 \$	3.811.817 \$	2.015.328 \$	3.482.282 \$
Kapama ve Sonrası Bakım Fiyatı	5.182.000 \$	5.182.000 \$	3.067.080 \$	3.772.080 \$
Ara Toplam	23.706.506 \$	19.907.861 \$	12.585.844 \$	16.533.054 \$
Gelir	3.332.304 \$	2.221.536 \$		
Toplam	20.374.202 \$	17.686.325 \$	12.585.844 \$	16.533.054 \$

Tablodan görüldüğü aerobik düzenli depolama sistemi diğer biyoreaktör senaryolarına göre daha ekonomiktir. Sızıntı suyu yönetimi fiyatı bu düzenli depolama için 6.803.436 \$ dır. Sızıntı suyu havalandırma dolayısı ile hacim olarak azaldığından arıtma fiyatı azalmıştır. Ayrıca, atıklar aerobik ayrışmada daha kısa sürede stabilize olduğundan işletme, kapama ve bakım masrafları da azalmıştır.

5. SONUÇLAR

Anaerobik ve Hibrit Reaktörde pH metanojenik faz için uygun olan değerlere yeni geldiğinden, deneylere devam edilmektedir. Son ana kadar yapılan deneyler sonucunda elde edilen sonuçlar aşağıdaki gibi özetlenebilir:

- Geleneksel katı atık depolama sahalarını yansıtan havasız reaktörün sızıntı suyunda bulunan KOİ, NH₃ gibi kirletici konsantrasyonları yüksek değerdedir. Gaz üretimi de başlangıçtaki asit fazı nedeniyle gecikmeli olarak başlamıştır. Havasız reaktörle karşılaştırıldığında, sürekli havalı ve kesikli havalı olarak işletilen reaktörlerin sızıntı suyu kirleticileri daha düşük değerlerde ölçülmüştür.
- Havalandırma, atık stabilizasyonunu hızlandırarak, organiklerin, azot ve fosforun hızlı giderimini sağlamıştır. Havalı reaktörlerde (Sürekli ve Kesikli) KOİ 150 gün içerisinde giderilirken, havasız reaktörlerde deneylerin 400. gününde KOİ hala yüksek konsantrasyondadır
- Havasız şartlarda işletilen reaktörlerde amonyak azotu birikirken, havalı reaktörlerde 1 mg/L'ye kadar düşmüştür
- Havasız reaktörler metan fazına geçme aşamasında olduklarından, reaktörlerde bakterilerin arkealara göre daha baskın olduğu sonucuna ulaşılmıştır. FISH çalışmaları da devam etmektedir
- Ekonomik analize göre hava stabilizasyon süresi ve arıtılacak atık su miktarını azalttığından, aerobik proseslerin anaerobiklere göre daha ekonomik olduğu ortaya çıkmıştır.

Sonuçlara genel olarak baktığımızda, havalandırmanın atık stabilizasyonu için gerekli zamanı kısaltması, sızıntı suyu kirletici yükünü azaltması ile katı atık yönetiminde depolama sahalarının işletiminde önemli bir yeri olacaktır. Uygun havalandırma oranlarının seçilmesiyle atık yönetiminde pratik bir çözüm ve fırsat sağlanacaktır.

A. KAYNAKLAR

- Ağdağ, O.N., Sponza, D.T. (2005), Effect of Alkalinity on the Performance of a Simulated Landfill bioreactor Digesting Organic Solid Wastes, *Chemosphere* 59,871–879.
- Al-Yousfi, A. B., Pohland, F. G. (1998). Strategies for Simulation, Design, and Management of Solid Wastes Disposal Sites as Landfill Bioreactors, *Practice Periodical of Hazardous, Toxic and Radioactive Waste Management*, 2 (1),13-21.
- 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.
- Andreottola, G., Cannas, P., (1992), “Chemical and Biological Characteristics of Landfill Leachate”, In: *Landfilling of Waste: Leachate*, Editors: Christensen, T. H., Cossu, R., Stegmann, R., Chapman & Hall.
- Berge, N.D., (2006), *In-situ Ammonia Removal of Leachate From Bioreactor Landfills*. Ph.D. Dissertation. University of Central Florida
- Benson, C.H., Barlaz, M.A., Lane, D.T., Rawe, J.M., (2007), Practice review of five bioreactor/recirculation landfills. *Waste Management*, 27, 13-19.
- Bilgili, S.M., (2006), “ Katı Atık Düzenli Depo Sahalarında Atıkların Aerobik ve Anaerobik Ayrışması Üzerine Sızıntı Suyu Geri Devrinin Etkileri”, Doktora Tezi, YTÜ, Çevre Müh, İstanbul.
- Bilgili, S.M., Demir, A., İnce, M., Özkaya, B., (2007), “Metal concentrations of simulated aerobic and anaerobic pilot scale landfill reactors” *Journal of Hazardous Materials* 145, 186–194.
- Boero V.J., Eckenfelder Jr. W.W. ve Bowers A. R., (1991), “Soluble Microbial Product Formation in Biological Systems”, *Water Science and Technology*, 23:1067–1076.
- Boone, D.R.; Whitman, W.B.; Rouvie're, P., (1993), “Diversity and taxonomy of methanogens”, In *Methanogenesis*, Ferry J.G., New York & London, Chapman& Hall. 35-80,

- Burton, S. A. Q., Watson-Craik, I. A., (1998), Ammonia and nitrogen fluxes in landfill sites: Applicability to sustainable landfilling. *Waste Management and Research*, 16, 41-53.
- Çallı, B., Yükselen, M.A., Durmaz, S. (2006) Katı Atıkların Stabilizasyonuna Bağlı olarak Depo Sahasındaki Mikrobiyal Dağılımda Meydana Gelen Değişikliklerin İncelenmesi, Tubitak 105Y245 nolu proje raporu, İstanbul.
- Christensen, T.H., Kjeldsen, P., (1989), Basic Biochemical Processes in Landfills, *Sanitary Landfilling: Process, Technology and Environmental Impact*, eds: Christensen, T.H., Cossu, R., Stegmann, R., Academic Press, London, UK.
- Chugh, S., Clarke, W., Pullammanappallil, P., Rudolph, V. (1998) Effect of Recirculated Leachate Volume on MSW Degradation, *Waste Management Research*, 16 (6), 564-573.
- Doedens, H., and Cord-Landwehr, K. (1989) "Leachate Recirculation," in Christensen, T. H., Cossu, R., and Stegmann, R., *Sanitary Landfilling: Process, Technology and Environmental Impact*, 231-249, Academic Press.
- Ehrig, H. J., Scheelhaase, T., (1993), "Pollution Potential and Long Term Behaviour of Sanitary Landfills", *Proceedings Sardinia 93, Fourth International Waste Management and Landfill Symposium*, CISA-Sanitary Environmental Engineering Centre, Cagliari, Italy.
- El-Fadel, M. (1999) Leachate Recirculation Effects on Settlement and Biodegradation Rates in MSW Landfills, *Environmental Technology*, 20, 121-133.
- Erses, A.S., Onay, T.T. ve Yenigun, O., (2007), "Comparison of Aerobic and Anaerobic Degradation of Municipal Solid Waste in Bioreactor Landfills", *Bioresource Technology*.
- Erses, S., (2008) Sustainable Solid Waste Management and In-situ Attenuation Mechanisms in Landfills under Aerobic and Anaerobic Conditions, *Doktora Tezi*, Boğaziçi Üniversitesi, İstanbul.
- Erses, S., Onay, T. (2003) Accelerated Landfill Waste Decomposition by External Leachate Recirculation from an Old Landfill Cell, *Water Science and Technology*, 47(12), 215-222

- Ferry, J.G., (1993), "Methanogenesis: Ecology, Physiology, Biochemistry & Genetics", New York & London: Chapman & Hall.
- Gurijala, K. Rao and Suflita, Joseph M., (1993), Environmental Factors Influencing Methanogenesis from Refuse in Landfill Samples, Environ. Sci. Technol., 27, 1176-1 181.
- Head, I.M.; Saunders, J.R.; Pickup, R.W., (1998) "Microbial evolution, diversity, and ecology: a decade of ribosomal RNA analysis of uncultivated microorganisms", Microbial Ecology, 35, 1-21.
- Hudgins, M., March, J., (1998). In situ municipal solid waste composting using an aerobic landfill system, American Technologies, Inc., 144-157.
- http://www-esd.lbl.gov/ECO/smart_store/benefits.html
- <http://www.epa.gov/coalbed/docs/inf001.pdf>
- http://www.worldbank.org/urban/solid_wm/erm/WG%20folder/uwp4.pdf
- <http://www.mfe.govt.nz/sites/default/files/media/Waste/Landfill%20Full%20Cost%20Accounting%20Guide.pdf>
- Kim M., (2003). The study of landfill microbial communities using landfill gas and landfill gas condensate. Drexel University
- Kim, H., (2005), Comparative Studies of Aerobic and Anaerobic Landfills Using Simulated Landfill Lysimeters, Ph.D. Thesis, University of Florida.
- Kruempelbeck, I., Ehrig, H. J., (1999), Long term behaviour of municipal solid waste landfills in Germany. Proceedings Sardinia' 99, The Seventh International Waste Management and Landfill Symposium, Cagliari, Italy, 4-8 October 1999, 27-36.
- KYLEFORS, K., Lagerkvist, A., (1997), Changes of Leachate Quality with Degradation Phases and Time, Proceedings Sardinia 97, Sixth International Waste Management and Landfill Symposium, CISA-Sanitary Environmental Engineering Centre, Cagliari, Italy.
- Leckie, J.O., Pacey, J.G., Halvadakis, C., (1979), Landfill Management with Moisture Control, Journal of Environmental Engineering Division, 105(E2), 337-355.

- Manz, W.; Amann, R.; Ludwig, W.; Wagner, M., and Schleifer, K.-H., (1992), “Phylogenetic oligodeoxynucleotide probes for the major subclasses of Proteobacteria: problems and solutions”. *Syst. Appl. Microbiol.* 15,593 - 600.
- Merrit, C. A., (1992), “Full-Scale Leachate Recycling at an Industrial Landfill,” *Water Environment Federation 65th Annual Conference & Exposition*, 101-111, New Orleans, Louisiana.
- Mertoglu B., Calli B., Girgin E., İnanc B. ve Öztürk I., (2005), “Comparative analysis of nitrifying bacteria in full scale oxidation ditch and aerated nitrification biofilter by using FISH and DGGE”, *J. of Env. Science and Health-Part A*, 40/5, 937-948.
- Müller, V., Blaut, M., Gottschalk, G., (1993), “Bioenergetics of methanogenesis”, In *Methanogenesis*, Ferry J.G.; Chapman & Hall, Inc., New York, 361-406.
- O'Keefe, D. M. and 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, 55-66.
- Öncü, G., Reiser, M., Kranert, M., (2012), Aerobic in situ stabilization of Landfill Konstantz Dorfweiher: Leachate quality after 1 year of operation, *Waste Management*, 32, 2374-2384.
- Palmisano A.C., Barlaz, M.A., (1996), *Microbiology of Solid Waste*, CRC Press, USA.
- Pohland F.G., (1980), Leachate Recycle as Landfill Management Option, *Journal of Environmental Engineering*, ASCE, 106, 1057-1069.
- Pohland, F. G., Gould, J. P., Esteves, W. R. and Spiller, B. J., (1987). Fate of Heavy Metals During Landfill Stabilization of Solid Waste Materials With Leachate Recycle. EPA Project No. R-806498, Cincinnati, Ohio, U.S.
- Pohland, F.G., (1975), Accelerated Solid Waste Stabilization and Leachate Treatment by Leachate Recycle Through Sanitary Landfills, *Progress in Water Technology*, 7(3-4) 753-765.
- Pohland, F.G., (1980, Leachate Recycle as Landfill Management Option, *Journal of the Environmental Engineering Division*, 106(EE6).

- Raskin L., Stromley J. M., Rittmann B. E. and Stahl D. A., (1994), Group-specific 16S rRNA hybridization probes to describe natural communities of methanogens. *Appl. Environ. Microbiol.* 60: 1232-1240.
- Read, A.D., Hudgins, M., Harper, S., Phillips, P., Morris, J., (2001), The successful demonstration of aerobic landfilling: the potential for a more sustainable solid waste management approach? *Resources, Conservation and Recycling*, 32, 115-146.
- Reinhart, D.R. ve Townsend, T.G., (1998), "Landfill Bioreactor Design & Operation", CR HC Press Lewis Publicity, New York, 189pp.
- San, İ., Onay, T. T., (2001), Impact of various leachate recirculation regimes on municipal solid waste degradation. *Journal of Hazardous Materials*, 87, 259-271.
- Sanin, D.F., Tınmaz, E., (2010), Biyoreaktör Depolama Alanlarında Çamur İlavesinin Atık Stabilizasyonuna Etkisi, Tübitak 108Y343 nolu proje raporu, Ankara.
- Sawyer, C., McCarty, P.L., Parkin, G.F., (2003), *Chemistry for Environmental Engineering and Science*, McGraw-Hill, 5th Ed., New York.
- Sekman, E., (2009), Katı Atıkların Aerobik Ayrışması Sırasında Gerekli Olan Optimum Hava Miktarının Belirlenmesi, YL, YTÜ, Çevre Müh. İstanbul.
- Sponza, D., T., Ağdağ, N.O., (2005), Effects of Shredding of Wastes on the Treatment of Municipal Solid Wastes (Msws) In Simulated Anaerobic Recycled Reactors, *Enzyme And Microbial Technology*, 36, 25-33.
- Stessel, R. I., Murphy, R. J., (1992), A lysimeter study of the aerobic landfill concept. *Waste Management & Research*, 10, 485-503.
- Tchobanoglous, G., Theisen, H., Vigil, S. A., (1993), *Integrated Solid Waste Management*, McGraw-Hill Inc.
- Tchobanoglous, G., Theisen, H., Vigil, S.A., (1993), *Integrated Solid Waste Management: Engineering Principles and Management Issues*, McGraw Hill, Inc, USA.
- Top, S., Sekman, E., Yazıcı, R., Demir, A., Bilgili, M.S., (2011), Investigation of anaerobic and aerobic degradation processes in sanitary landfill, *Mühendislik ve Fen Bilimleri Dergisi*, Sigma 3, 99-108.

- Townsend, T. G., Miller, W. L., Lee, H., Earle, J. K. F.(1996), Acceleration of Landfill Stabilization Using Leachate Recycle, *Journal of Environmental Engineering*, 122(4), 263-268.
- USEPA, 1998. User's Manual, Landfill Gas Emissions Model-Version 2.0, US Environmental Protection Agency, EPA/600/R-98/054, Washington, DC.
- Warzinski, J., Todd-Watermolen, B., Torresani, M. J., Genthe, D. R., (2000), A superior approach to recirculation. *Waste Age*, 31, 82-86.
- Weathers, L. J., Mathis, N. P., Wolfe, K., (2001). Physical and chemical characteristics of solid waste from an aerated bioreactor landfill. Proceedings from the SWANA 6th Annual Landfill Symposium. San Diego, CA.
- Yan, L, Yu-Yang, L., Hai-, Chun, L., Dong-Sheng, S. (2009), Degradation of Refuse in Hybrid Bioreactor Landfill, *Biomedical And Environmental Sciences* 22, 303-310.
- Zinder, S.H., (1993), Physiological ecology of methanogens, In J.G. Ferry (ed.) *Methanogenesis: ecology, physiology, biochemistry and genetics*. 128-206, Chapman&Hall, New York, N.Y.

TÜBİTAK
PROJE ÖZET BİLGİ FORMU

Proje Yürütücüsü:	Yrd. Doç. Dr. ALİYE SUNA ERSES YAY
Proje No:	112Y257
Proje Başlığı:	Hibrit Biyoreaktör Teknolojisinin Katı Atık Stabilizasyonu Ve Mikrobiyal Çeşitlilik Üzerine Etkisinin Araştırılması
Proje Türü:	Hızlı Destek
Proje Süresi:	12
Araştırmacılar:	MERYEM AKSU
Danışmanlar:	
Projenin Yürütüldüğü Kuruluş ve Adresi:	SAKARYA Ü. MÜHENDİSLİK F. ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ B.
Projenin Başlangıç ve Bitiş Tarihleri:	01/12/2012 - 01/12/2013
Onaylanan Bütçe:	30000.0
Harcanan Bütçe:	29999.01
Öz:	<p>Düzenli Depolama sahalarındaki mikrobiyal çeşitliliğin iyi anlaşılması, evsel katı atık yönetiminin iyileştirilebilmesi için önem taşımaktadır. Bu, düzenli depolama sahalarındaki katı atığın stabilizasyonu için gerekli zamanı azaltacak ve daha küçük ve kullanışlı düzenli depolama sahaları elde edilmesini sağlayacaktır. Projenin amacı katı atık depolama sahalarında farklı işletme koşulları ile mikroorganizma türleri arasındaki ilişkinin belirlenebilmesidir. Bu amaçla anaerobik, hibrit (anaerobik-aerobik), aerobik ve kesikli aerobik koşullarda işletilen dört adet biyoreaktör kurulmuştur. Kurulan reaktörlere Sakarya ili katı atık kompozisyonunu temsil eden yaklaşık 5,5 kg parçalanmış atık konulmuştur. Proje kapsamında yapılan analizleri katı atık analizleri, sızıntı suyu analizleri, gaz analizleri ve mikrobiyolojik analizler olmak üzere dört başlıkta toplamak mümkündür. Sızıntı suyunda yapılan analizler ise her bir reaktörden alınan sızıntı suyu numunelerine yapılan pH, ORP, toplam çözünmüş katı madde, iletkenlik, toplam alkalinite, KOİ, Çözünmüş KOİ, BOİ, Cl-, NH4-N, NO3, PO4-P, toplam P, SO4= ve S2- analizleridir. Gaz ölçümleri için taşınabilir gaz ölçüm cihazı kullanılmış ve haftalık olarak CH4, CO2, H2S ve O2 analizleri yapılmıştır. Mikrobiyolojik analizler sızıntı suyu numunelerine Floresanlı Hibritleştirme (FISH) tekniği ile biyoreaktörlerdeki mikrobiyolojik dağılımın ve reaktör performansı arasındaki ilişkinin belirlenmesi amacıyla uygulanmıştır.</p> <p>Yapılan analizlerine göre anaerobik ve hibrit reaktörler henüz metan üretim safhasına erişmemiş olup sürekli havalı reaktörde biyolojik olarak parçalanmayı tamamlamak üzeredir. Kesikli havalı reaktörde ise ayrışma anaerobik reaktörlere kıyasla oldukça hızlı olmasına rağmen sürekli havalı reaktörden daha yavaştır. Biyoreaktörlerden alınan sızıntı suyu numunelerinde bakteriler FLUOS boyalı EUB338 probu ile tespit edilirken arkealar için CY3 boyalı ARC915 probu kullanılmıştır. Yapılan analizler neticesinde geline şu güne kadar bakterilerin arkealara göre daha baskın olduğu sonucunda ulaşılmıştır. ARC915 probu ile henüz bir görüntü elde edilememiş olup Methanosarcina, Methanosaeta, Methanobrevibacterium ve Methanobacterium türlerine de rastlanmamıştır. Bakteriler için yapılan analizlerde EUB338 probu kullanılmış anaerobik reaktörlerde Nitrosomonas spp.?nin aerobiklere kıyasla yoğun olduğu görülürken yine aynı reaktörlerde Nitrobacter spp.?den de az miktarda sinyal alınmıştır. Sülfat indirgeyici bakterilere bakıldığında ise sadece 67. Günde kesikli havalı reaktörden görüntü elde edilmiştir. Tüm proplarla çalışılmaya devam edilmektedir.</p>
Anahtar Kelimeler:	Düzenli depolama, hibrit biyoreaktör, aerobik ve anaerobik ayrışma, mikrobiyal ekoloji, FISH
Fikri Ürün Bildirim Formu Sunuldu Mu?:	Hayır