

ÖZET

Bu çalışmada katı atıkların düzenli depo sahalarında stabilizasyonunun hızlandırılmasında etkin bir yöntem olarak kabul edilen aerobik ayrışma sırasında gerekli olan optimum hava miktarının belirlenmesi araştırılmıştır. Bu amaçla gerçekleştirilen laboratuvar ölçekli çalışmada, 40 cm çapında ve 100 cm yüksekliğinde 5 adet reaktör kullanılmıştır. Reaktörlerden biri kontrol amaçlı anaerobik (R1) ve diğer dördü aerobik (R2, R3, R4 ve R5) işletme şartlarında sızıntı suyu geri devirli olarak tasarlanmıştır. Her biri ortalama 20 kg katı atıkla doldurulmuş olan R2, R3, R4 ve R5 reaktörlerine, sırasıyla 0.10, 0.30, 0.60 ve 1.00 L/dk–kg atık olmak üzere farklı miktarlarda hava verilmiştir. Reaktörler 150 gün boyunca işletilmiş ve tez kapsamında gerçekleştirilen ölçümlere yer verilmiştir.

Çalışma kapsamında her bir reaktörde oluşan sızıntı suyunda alınan numunelerde pH, iletkenlik, toplam alkalinite, KOİ, BOİ₅, Cl⁻, TKN, NH₃-N ve inert KOİ parametreleri analiz edilmiştir. BOİ/KOİ, KOİ/Cl⁻ ve S_i/S_t oranları hesaplanmış, KOİ, BOİ ve NH₃ değişim kinetikleri belirlenmiş ve S_i/S_t oranının zamanla değişim modellemesi gerçekleştirilmiştir. Bunun dışında ayrışma sonucunda katı atık özelliklerinde meydana gelen değişimlerin belirlenebilmesi için çalışmanın başlangıcında ve sonunda katı atıklarda nem ve organik madde muhtevası tayinleri yapılmış, ayrışma sonucunda reaktörlerde meydana gelen hacimsel ve kütsel kayıplar belirlenmiştir.

Aerobik reaktörlerde depolamadan yaklaşık 40 gün sonra sızıntı suyunun pH değeri 7 civarında, 75 gün sonunda 8 civarında tespit edilmiş ve çalışma süresince 8–9 aralığında olduğu belirlenmiştir. R1 reaktöründe pH'da çalışma boyunca önemli bir değişiklik gözlenmemiş ve 5–6 civarında tespit edilmiştir. R1 reaktöründe Cl⁻ konsantrasyonu çalışma süresince 2500 mg/L civarında belirlenmiştir. Aerobik reaktörlerde ise Cl⁻ konsantrasyonu depolamadan yaklaşık 75 gün sonra 3000 mg/L değerinin üzerinde tespit edilmiştir. Çalışma süresince R1 reaktöründe TKN konsantrasyonu 2500 – 3000 mg/L seviyelerinde, NH₃-N konsantrasyonu ise 1500 mg/L seviyelerinde belirlenmiştir. Çalışma sonunda aerobik ve anaerobik reaktörlerde ölçülen nihai amonyak konsantrasyonları R1, R2, R3, R4 ve R5 reaktörleri için sırasıyla 1360, 125, 120, 60 ve 55 mg/L olarak tespit edilmiştir. Aerobik reaktörlerde atıklar depolandıktan sonraki ilk 15 gün KOİ değeri tüm reaktörlerde yükselerek 60000 mg/L seviyelerine kadar çıkmıştır. Bundan sonra sızıntı suyunda KOİ konsantrasyonu hızla azalarak R2 reaktöründe 70 gün sonunda 5000 mg/L değerine ve R3, R4 ve R5 reaktörlerinde ise depolamadan yaklaşık 100 gün sonra 5000 mg/L değerine düşmüştür. R1 reaktöründe ise KOİ konsantrasyonu depolamadan yaklaşık 90 gün sonra maksimum değerine ulaşarak 100000 mg/L olarak tespit edilmiştir. 150 gün sonunda R2, R3, R4 ve R5 reaktörlerinde KOİ giderim verimleri sırasıyla % 90, % 89, % 93 ve % 88 olarak belirlenmiştir. R1 reaktöründe ise metan safhası henüz başlamamış olduğundan KOİ konsantrasyonunda önemli bir azalma görülmemiştir. Başlangıçta tüm reaktörlerde BOİ konsantrasyonu 30000 mg/L seviyelerinde ölçülmüş, yaklaşık 60 gün sonra R1, R2, R3, R4 ve R5 reaktörlerinde sırasıyla 50000, 1700, 1200, 1300 ve 1000 mg/L olarak belirlenmiştir. Başlangıçta tüm reaktörlerde BOİ/KOİ oranı 0,70 civarında iken 20 gün sonra aerobik reaktörlerde bu oran hızla azalmaya başlamış ve depolamadan 50 gün sonra R2 reaktörü dışındaki reaktörlerde 0,20 değerinin altında ölçülmüştür. Depolamadan yaklaşık 100 gün sonra tüm aerobik reaktörlerde BOİ/KOİ oranı 0,20 değerinin altında belirlenmiştir. 150 gün sonunda ölçülen BOİ/KOİ oranları R1, R2, R3, R4 ve R5 reaktörleri için sırasıyla 0,59; 0,10; 0,10; 0,13; 0,14 olarak tespit edilmiştir.

Anahtar Kelimeler: Katı atık, Düzenli depolama, Aerobik depolama, Geri devir, Sızıntı suyu, Havalandırma miktarı

ABSTRACT

In this study, optimum aeration quantity needed during aerobic degradation that is accepted as an effective method for accelerating stabilization of solid wastes is investigated. In a laboratory scale application that was conducted for this purpose, 5 reactors with 40 cm diameter and 100 cm height were used. One of the reactors was planned in anaerobic (R1) conditions as control and the other four were designed in aerobic (R2, R3, R4 and R5) operation conditions with leachate recirculation. Different aeration rates as 0,10; 0,30; 0,60 and 1,00 L/min-kg waste were given to each one of R2, R3, R4 and R5 reactors which were filled by average 20 kg solid waste, respectively. Reactors were operated for 150 days and the conducted measurements are given in this thesis.

Conductivity, pH, total alkalinity, COD, BOD₅, Cl⁻, TKN, NH₃-N and inert COD parameters were analyzed in the samples that were taken from the leachate that was generated by each one of the reactors in this study. BOD/COD, COD/Cl⁻ and S_i/S_t ratios were evaluated; COD, BOD and NH₃ changing kinetics were determined; and modeling the variations of S_i/S_t ratio with the time was conducted. In addition to these, in order to determine the variations that occurred as a result of decomposition in solid waste specifications, moisture and organic material content determinations were done at the beginning and at the end of the study, and the loss in the volume and mass that occurred in the reactors as a result of decomposition was determined.

Approximately 40 days after the landfilling it was determined that pH value of the leachate was around 7 for aerobic reactors. At the end of 75th day it was observed around 8. And during the study it was ranging between 8–9. During the study, a specific change was not observed in pH of R1 reactor and was determined around 5–6. Cl⁻ concentration for R1 during the study was determined around 2500 mg/L. Cl⁻ concentrations were over 3000 mg/L after approximately 75 days in aerobic reactors. During the operation, TKN concentration ranged around 2500–3000 mg/L and NH₃-N concentration was around 1500 mg/L for R1 reactor. At the end of the operation, the last ammoniac concentrations that were observed for R1, R2, R3, R4 and R5 reactors were 1360, 125, 120, 60 and 55 mg/L, respectively. All aerobic reactors' COD values were increased around 60000 mg/L in the first 15 days right after the wastes were placed. After that, COD concentration in leachate decreased rapidly and after 70 days for R2 reactor. And after approximately 100 days for R3, R4 and R5 reactors it decreased approximately 5000 mg/L. COD concentration for R1 reactor was determined 100000 mg/L and reached its maximum value approximately after 90 days. At the end of 150 days operation, COD removal efficiency for R2, R3, R4 and R5 reactors were % 90, % 89, % 93 and % 88, respectively. In R1 reactor, there was no considerable decreasing in COD because methanogenesis phase had not begun yet. BOD concentrations were around 30000 mg/L in all reactors and approximately after 60 days it was determined as 50000, 1700, 1200, 1300 and 1000 mg/L for R1, R2, R3, R4 and R5 reactors, respectively. At the beginning BOD/COD ratio was around 0.70 in all reactors and in 20 days this ratio began to decrease rapidly in aerobic reactors. After 50 days from landfilling it was measured under 0.20 for all reactors except R2. Approximately 100 days after landfilling, BOD/COD ratio was determined under 0.20 for all aerobic reactors. BOD/COD ratios measured at the end of 150 days operation were 0.59; 0.10; 0.10; 0.13 and 0.14 in R1, R2, R3, R4 and R5 reactors, respectively.

Key Words: Solid waste, Landfilling, Aerobic landfill, Leachate recirculation, Leachate, Aeration rate

1. GİRİŞ

Değişen üretim, dağıtım ve tüketim alışkanlıkları çevresel birçok sorunu da beraberinde getirmektedir. Artan nüfus, teknolojiadaki hızlı gelişmeler ve değişim, hayat standartlarının yükselmesi ve buna bağlı olarak değişen tüketim alışkanlıkları, katı atık miktarlarında önemli artışlara neden olmuştur. Bu atıkların çevresel problemlere sebep olmayacak şekilde bertaraf edilmeleri gerekmektedir. Yakma, düzenli depolama, kompostlaştırma hâlihazırda kullanılan katı atık bertaraf yöntemleridir. Düzenli depolama, ekonomik avantajlarından dolayı en yaygın kullanılan bertaraf yöntemidir. Bu yöntem, maliyetinin düşük olmasının yanı sıra, atıkların kontrollü şartlar altında inert ve stabilize olmuş maddelere dönüşüncüye kadar ayrışmasına da imkân sağlamaktadır.

En çok kullanılan yöntem olan, atıkların anaerobik ayrışmasını sağlayan klasik depo sahalarının iki önemli dezavantajı mevcuttur. Bunlar, yüksek miktarda organik kirletici ve patojen ihtiva eden, arıtılması oldukça zor olan sızıntı suyunun oluşması ve atıkların çok yavaş bir şekilde ayrışmasından dolayı depo sahasının ve depo gazlarının uzun yıllar boyunca kontrol edilme gerekliliğidir.

Ayrışma proseslerinin başlangıcında, aerobik bakteriler organik maddeleri organik asitlere ve diğer kimyasal bileşiklere dönüştürürler. Atıkların üzeri kapatıldıktan sonra ortamda bulunan oksijen bu mikroorganizmalar tarafından hızla tüketilir. Bundan sonraki biyolojik ayrışma prosesleri anaerobik mikroorganizmalar tarafından gerçekleştirilir. Anaerobik ayrışma çok yavaş bir proses olup, ayrışma on yıllarca devam eder. Ayrışma hızı, depolanmış atığın yaşı ve bileşenleri, nem muhtevası, sahanın jeolojik yapısı, depo gövdesinin sıcaklığı, üst örtü tabakasının etkinliği ve pH gibi pek çok faktöre bağlı olarak değişir. Depo sahasında anaerobik ayrışmanın, dolayısıyla depo gazı ve sızıntı suyu oluşumunun uzun yıllar boyunca sürmesi, bunların insan sağlığı ve çevre üzerindeki olumsuz etkileri, atıklar stabil hale gelinceye kadar bu sahaların kontrol altında tutulması gerekliliği, atıkların ayrışmasını hızlandıracak yeni uygulamaların araştırılması gerekliliğini doğurmuştur. Atıkların kontrollü ve sadece seçilen atıkların depolanması, atıkların parçalanması, atıkların sıkıştırılması, tampon ilavesi, arıtma çamuru ilavesi, enzim ilavesi, sızıntı suyu geri devir uygulaması ve aerobik ayrışmanın meydana gelmesinin sağlanması atıkların ayrışmasının hızlandırılması için geliştirilmiş uygulamalardır. Üzerinde en çok durulan yöntemler ise sızıntı suyu geri devir uygulaması ve aerobik depolama yöntemleridir.

Mevcut depo sahalarına kolayca ve düşük maliyetle uygulanabilen aerobik depolama yöntemi

ile depo sahalarında meydana gelen anaerobik ayrışma kolaylıkla aerobik ayrışmaya dönüştürülebilir. Katı atıkların depo sahalarında aerobik ayrışması, ayrışma hızını önemli ölçüde arttırmakta, oluşan depo gazı ve sızıntı suyu miktarlarını azaltmakta, depo sahasının kontrol edilme süresini azaltmaktadır.

Türkiye’de oluşan ortalama 25 milyon ton atığın tamamına yakını depolanmakta, bu miktarın da sadece % 37’si düzenli depo sahalarında bertaraf edilmektedir. Bu oranın yasal düzenlemelerle önümüzdeki yıllarda artacağı öngörülmektedir. Düzenli depolama alanlarının insan ve çevre sağlığı üzerindeki olumsuz etkilerinin önceden belirlenmesi ve gerekli önlemlerin alınması büyük önem taşımaktadır. Depo sahalarının işletilmesi sırasında ve kapatıldıktan sonra yıllarca süren sızıntı suyu ve depo gazı oluşumunun kontrol edilmesi çevresel açıdan büyük önem taşımaktadır. Düzenli depo sahalarında oluşan sızıntı suyu miktarlarının azaltılması, ayrışmanın hızlandırılması, depo gazı oluşumunun azaltılması veya engellenmesi maksatlarıyla uygulanabilecek yöntemlerin ve bu yöntemlerin uygulanması sırasında tercih edilecek optimum işletme şartlarının belirlenmesi büyük önem taşımaktadır.

1.2 Tezin Amaç ve Kapsamı

Bu çalışmanın amacı; katı atıkların düzenli depo sahalarında stabilizasyonunun hızlandırılması maksadıyla son yıllarda yapılan araştırmalara konu olan atıkların aerobik ayrışmasının sağlanması sırasında gerekli olan optimum hava miktarının belirlenmesidir. Depo sahalarında atıkların aerobik ayrışma prosesinin ve gerekli optimum havalandırma miktarının belirlenmesi maksadıyla, 40 cm çapında ve 100 cm yüksekliğinde 5 adet reaktör kullanılmıştır. Reaktörlerden 1 adedi kontrol maksatlı kullanılmış olup diğer reaktörler ise farklı havalandırma miktarlarıyla havalandırılarak atık ayrışma hızları izlenmiştir.

Çalışma kapsamında her bir reaktörde oluşan sızıntı suyunda alınan numunelerde pH, iletkenlik, oksidasyon–redüksiyon potansiyeli, toplam alkalinite, KOİ, BOİ₅, Cl⁻, TKN, NH₃–N ve inert KOİ parametreleri analiz edilmiştir. Bunun dışında ayrışma sonucunda katı atık özelliklerinde meydana gelen değişimlerin belirlenebilmesi için çalışmanın başlangıcında ve sonunda katı atıklarda nem ve organik madde muhtevası tayinleri yapılmış, ayrışma sonucunda reaktörlerde meydana gelen hacimsel ve kütsel kayıplar belirlenmiştir.

1. KATI ATIKLAR VE BERTARAF YÖNTEMLERİ

1991 yılında yürürlüğe giren ve en son 2002 yılında revize edilen Katı Atıkların Kontrolü Yönetmeliğinde katı atık; “Üreticisi tarafından atılmak istenen ve toplumun huzuru ile özellikle çevrenin korunması bakımından, düzenli bir şekilde bertaraf edilmesi gereken katı maddeler ve arıtma çamuru olarak ifade edilmektedir. Diğer bir tanıma göre ise insanların sosyal ve ekonomik faaliyetleri sonucunda işe yaramaz hale gelen ve akıcı olabilecek kadar sıvı içermeyen her türlü madde ve malzemeyi “katı atık” olarak tanımlamak mümkündür (Tankut, 2001). Ev, sokak, park, okul ve hastane gibi yerlerden toplanan süprüntü ve çöpler, ticari, tarımsal ve endüstriyel faaliyetler sonucu ortaya çıkan katı atıklar, su ve atık su arıtma tesislerinde üretilen çamurlar bu tanıma dâhildir.

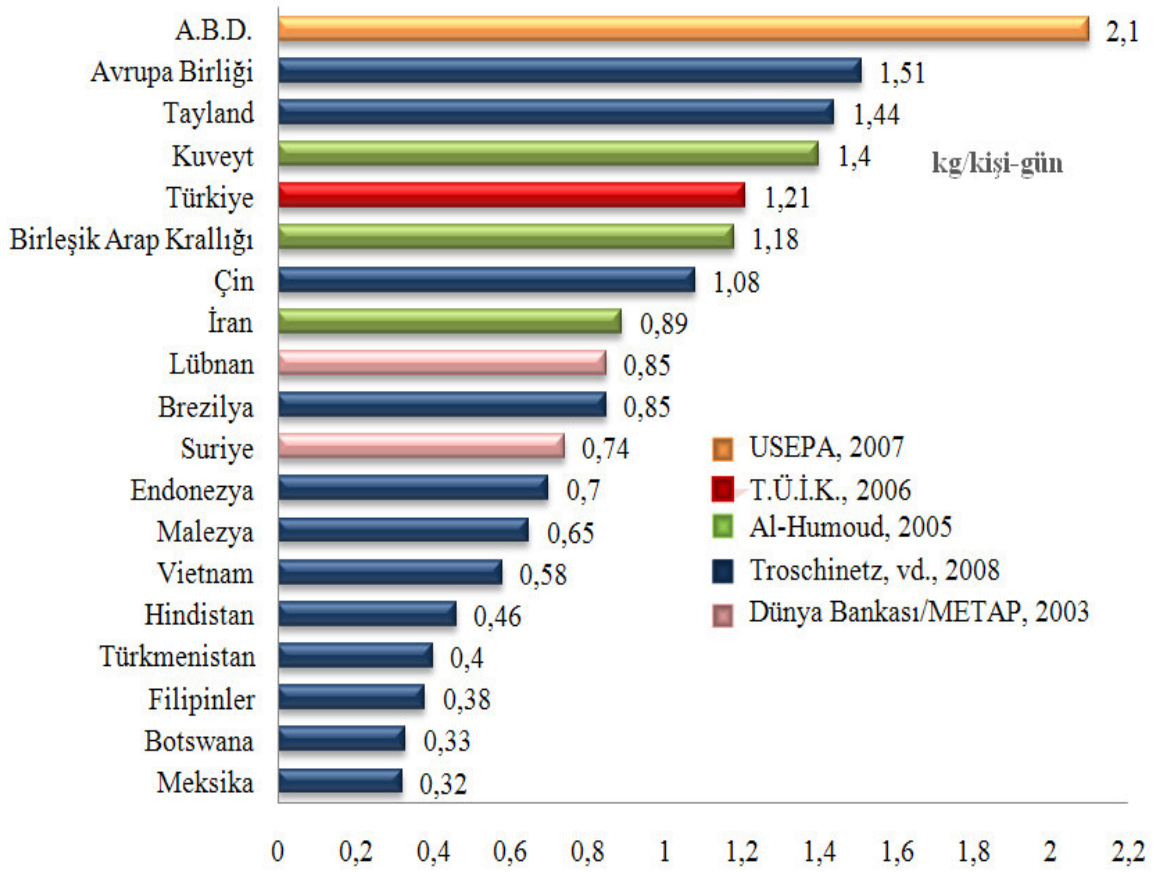
Uygun değerlendirme ve geri kazanma yöntemlerinin tespiti ve uygulanabilmesi için katı atıkların sınıflandırılması gerekmektedir. Katı atıklar kaynaklarına göre evsel, ticari ve kurumsal atıklar, sokak süprüntüleri, inşaat yıkım ve hafriyat atıkları, endüstriyel, tarımsal, tehlikeli ve tıbbi atıklar ile arıtma tesisi çamurları olarak; bileşimlerine göre ise organikler, inorganikler ve küller olarak sınıflandırılırlar.

1.1 Katı Atıkların Miktar ve Özellikleri

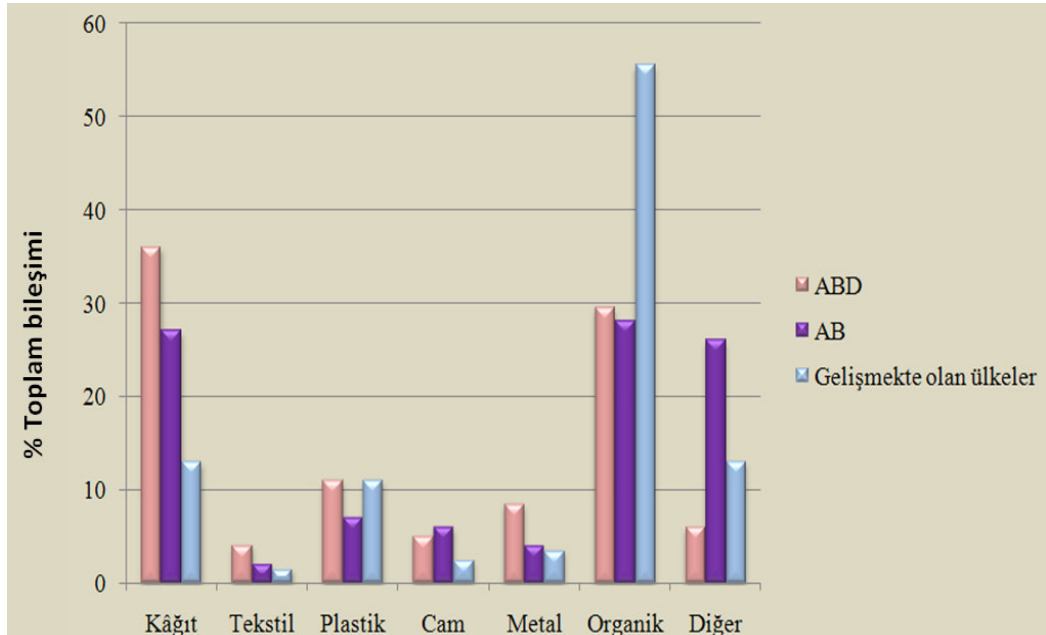
Katı atık miktarları ülkeden ülkeye ve hatta aynı ülkede şehirden şehre, yerel, ekonomik ve mevsimsel koşullara, tüketim alışkanlıklarına bağlı olarak değişiklik gösterebilmektedir. Şekil 1.1’de AB, ABD ve diğer bazı ülkeler için kişi başına günlük atık üretim miktarları verilmiştir.

Artan nüfus ve teknolojik gelişmelere bağlı olarak, katı atıkların kompozisyonunda da değişiklikler ortaya çıkmaktadır. Tüketim alışkanlıklarında meydana gelen değişiklikler sonucu katı atıkların yapısında oluşan değişimlerin sürekli olarak izlenmesi ve bunun için de sürekli örnekleme yapılması gerekmektedir (Buenrostro, vd., 2001). Çizelge 1.1’de katı atık bileşiminin ülkelere göre değişimi verilmiştir. Şekil 1.2’de Avrupa Birliği, Amerika Birleşik Devletleri ve gelişmekte olan ülkelerin katı atık bileşimlerinin kıyaslaması verilmiştir.

Ülkemizde kişi başına çöp üretim miktarı ortalama 1,21 kg/kişi–gün (TÜİK, 2006) iken bu değer ABD’de 2,1 kg/kişi–gün (USEPA, 2007), Avrupa Birliği ülkelerinde ise 1,51 kg/kişi–gün’dür (Troschinetz, vd., 2008). Türkiye’de bazı illerdeki kişi başına çöp üretimi Çizelge 1.2’de verilmiştir.



Şekil 1.1 Bazı ülkelerde kişi başına katı atık üretim miktarları (kg/kişi-gün)



Şekil 1.2 ABD, AB ve gelişmekte olan ülkelerin katı atık kompozisyonları (Troschinetz, vd., 2008).

Ülkemizde katı atık bileşimiyle ilgili genel bir çalışma yapılmamakla birlikte, özellikle büyük

şehirlerde katı atıkların önemli bir sorun teşkil etmesi sebebiyle çeşitli yıllarda atık kompozisyonunun tespiti için çalışmalar yapılmıştır. İstanbul’da muhtelif yıllarda yapılan atık karakterizasyon çalışmalarının sonuçları Çizelge 1.3’de verilmiştir.

•

Ç

izelge 1.1 Katı atık bileşiminin ülkelere göre değişimi

Ülke	Kâğıt	Organik	Cam	Plastik	Metal	Tekstil	Taş ve Tuğla	Diğer
A.B.D. ¹	32.7	30.9	5.3	12.1	8.2	7.6	----	3.2
Almanya ²	24	30	10	13	1.4	4	7	10.6
Avustralya ³	12	59	4	5	2	----	----	18
Belçika ⁴	17	21	3	6	4	----	----	49
Çin ⁵	19	59	8	3	4	2.5	0.5	4
Fransa ⁴	25	29	12.5	9	4	----	----	20.5
Galler ⁶	34.2	22	4	14.7	4.6	3.2	----	17.3
İsviçre ⁷	17	36	4	23	3	3	----	14
Japonya ⁸	38	37	4	10	3	----	----	8
Kanada ⁹	26	40	3	9	4	----	----	18
Küba ¹⁰	9	69	----	8	----	----	----	14
Meksika ⁴	14	52	6	4	3	----	----	21
Norveç ⁴	36	30	3	9	4	----	----	18
Portekiz ¹¹	17-27	33-41.5	3.5-6.5	10-14	2	3-5.5	----	0.7
Singapur ¹²	24.5	21.5	0.7	10.9	24.5	1.9	7.2	8.8
Tayland ¹³	10	59	5	14	3	3	2	4
Yeni Zelanda ¹⁴	15	37	2	9	6	4	12	15
Yunanistan ⁴	20	47	5	8	5	----	----	15

1 USEPA, 2007

2 Almanya Katı Atık Raporu, 2006

3 NSW Department of Environment and Conservation, 2004

4 OECD, 2002

5 Tian, vd., 2006

6 Environmental Agency Wales, 2007

7 Swiss Agency For The Environment, Forests and Landscape, 2002

8 Kohei Watanabe, 2005

9 Kanada Yıllık İstatistikleri, 2005

10 Corrales, vd., 2005

11 Magrinho, vd, 2006

12 UNEP, 2001

13 Nguyen, vd., 2005

14 Waste Composition and Construction Data Report, 2006

izelge 1.2 Türkiye’de bazı iller belediyelerince kişi başı katı atık üretimi (TÜİK, 2006)

Şehir	Yaz (kg/kişi–gün)	Kış (kg/kişi–gün)
Adana	1.16	1.22
Amasya	2.26	2.51
Ankara	1.33	1.52
Antalya	1.84	1.14
Bursa	1.01	1.99
Çorum	1.23	1.86
Diyarbakır	0.89	0.79
Edirne	1.24	2.00
Erzurum	1.07	1.20
Hakkâri	0.66	0.61
İstanbul	1.09	1.01
İzmir	1.06	1.07
Kayseri	1.32	1.27
Kırıkkale	2.16	2.51
Kırşehir	2.30	2.45
Kocaeli	0.92	0.92
Manisa	1.24	1.41
Muğla	3.20	1.62
Muş	0.97	0.76
Niğde	1.61	1.64
Şırnak	0.60	0.61
Ordu	1.08	1.02
Trabzon	0.98	0.97
Van	0.93	1.03
Yalova	2.40	1.32

izelge 1.3 İstanbul katı atıklarının özellikleri (% Yaş ağırlık olarak)

Parametre	Baştürk, (1979)	WHO / UNDP, (1981)	CH2M Hill, (1992)	Kocasoy, (1996)	Öztürk vd, (1997)	Y.T.Ü, (2003)
Kül	29	14.6	15	13.2	13.2	7.0
Organik madde	46.5	60.6	45	48	48	53.8
Kâğıt	19	18.8	14.5	8.4	8.4	7.5
Plastik	3.5	3.1	9.5	11	11	14.4*
Cam	3.0	0.7	3.8	4.6	4.6	4.3
Tekstil	3	3.1	5.6	2.9	2.9	4.4
Metal	1.5	1.5	2.2	2.3	2.3	1.7
Diğerleri	1.5	6.9	4.4	6.3	6.3	
Çocuk bezi	—	—	—	—	3.2	6.9

*Poşet, plastik ve tetrapak toplamı olarak verilmiştir.

Kentsel katı atıklar (KKA), endüstriyel ve tarımsal faaliyetler sonucunda ortaya çıkan atıklarla kıyaslandığında daha karmaşık bir katı atık türüdür (Wang, vd., 2001). Katı atıkların en önemli özelliklerinden biri, bu atıkların heterojenliğidir. Katı atıkların yaklaşık olarak % 75'i ayrışabilir organik maddelerden oluşmakta olup, bu organik kısım yiyecek ve bahçe atıkları gibi kolay ayrışabilen maddeler, kâğıt ve tekstil gibi yavaş ayrışabilen maddeler ve plastik gibi zor ayrışabilen maddelerden oluşmaktadır (Gendebien vd., 1992). Kentsel katı atıklardaki organik atıkların bileşimlerinin analizi Çizelge 1.4'de görülmektedir.

izelge 1.4 Aerobik ve anaerobik depolanan atıkların belirgin özellikleri (% kuru ağırlıkça), (Di Maria, vd., 2007)

Atık Türü	C (%)	H (%)	O (%)	N (%)	S (%)
Karışık yiyecek atığı	48,0	6.4	37.6	2.6	0.4
Meyve atığı	48.5	6.2	39.5	1.4	0.2
Et atığı	59.6	9.4	24.7	1.2	0.2
Karışık kâğıt	43.4	5.8	44.3	0.3	0.2
Bahçe atığı	50.1	6.4	42.3	0.1	0.1

1.2 Katı Atık Bertaraf Yöntemleri

Katı atık yönetiminin amacı, kaynak israfını önlemek ve kaynak yaratmanın dışında eldeki mevcut kaynaklara göre sistemin daha iyi çalışmasını sağlamaktır. Bu nedenle atıkların bertarafı için yapılan çalışmaların çevreyi en az etkileyecek, çağdaş ve en az masrafla yapılması büyük önem taşımaktadır.

Atık bertaraf yöntemleri arasında en yaygın olanları geri kazanma, yakma, kompostlaştırma ve düzenli depolama yöntemleridir. Bu tekniklerin seçiminde, katı atık kompozisyonu, yoğunluğu, nem oranı, karbon/azot oranı ve yakıt değeri göz önünde bulundurulması gereken önemli özelliklerdir. Çizelge 1.5’de bazı ülkelerde atık bertarafında kullanılan yöntemler verilmiştir.

•

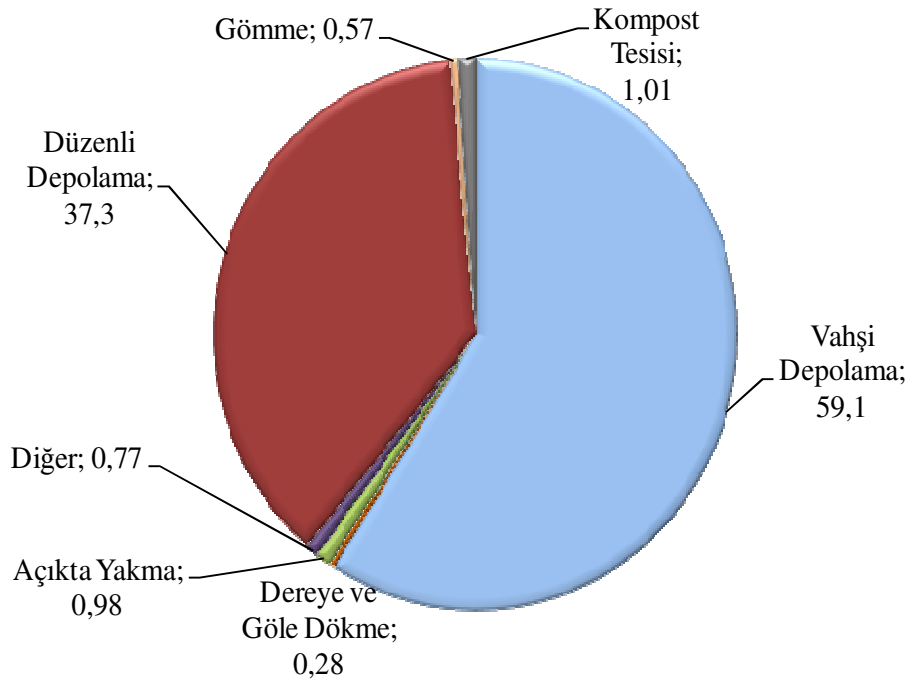
Çizelge 1.5 Çeşitli ülkelerde kullanılan katı atık yönetim teknolojilerinin dağılımı

Ülke	Katı atık bertaraf teknolojisinin kullanıldığı oran (%)				
	Düzenli depolama	Yakma	Kompostlaştırma	Geri Kazanma	Diğer
A.B.D. ¹	54	12,6	8,5	24,9	—
Almanya ²	21	22	16,5	31,5	9
Avusturalya ³	82	2,5	—	15,5	—
Avusturya ²	26,5	10,5	38	25	—
Belçika ²	13	35	24	28	—
Birleşik Krallık ²	76	9	4	11	—
Cezayir ⁴	0,2	—	1	2	96,8
Danimarka ²	5,5	54	14,5	26	—
Finlandiya ²	62	9,5	—	28,5	—
Fransa ²	39	33	14	14	—
Hollanda ²	4	32	25	23	16
İrlanda ²	72	—	1,5	17	9,5
İspanya ²	55	7	13	15,5	9,5
İsveç ²	19,5	40,5	9	31	—
İtalya ²	62,5	9,5	10	18	—
Kanada ³	80	8	2	10	—
Lüksemburg ²	27	55	18	—	—
Portekiz ²	72,5	19,5	5	3	—
Yunanistan ²	92	—	—	8	—

¹ USEPA, 2007

² OECD Environmental Data, 2004

Atıkların bileşimindeki farklılıklara rağmen, biyolojik olarak ayrışabilen kısım katı atıkları oluşturan en büyük bileşen durumundadır. Bu organik kısım, aerobik ve anaerobik mikroorganizmaların faaliyetleri sonucunda daha basit bileşenlere dönüştürülebilir. Ayrışma faaliyetlerinin daha etkili bir şekilde gerçekleşmesini, çevre ve insan sağlığının ayrışma sonucu ortaya çıkan nihai ürünlerden mümkün olduğu kadar az etkilenmesini sağlamak ve ekonomik açıdan en uygun prosesi bulmak için çeşitli atık bertaraf yöntemleri geliştirilmiştir. Şekil 1.3’de atık bertaraf yöntemlerinin ülkemizdeki uygulamalarının dağılımları verilmiştir.



Şekil 1.3 Bertaraf yöntemine göre belediye katı atık bertaraf yüzdeleri (TÜİK, 2006)

Şekil 1.3’den görüldüğü gibi, Türkiye’de yaygın olarak kullanılan yöntem vahşi depolama yöntemidir (% 59.1). Ancak Türkiye’nin Avrupa Birliği uyum sürecinde, inşası devam eden ve inşası biten düzenli depo sahalarıyla birlikte, ileriki yıllarda düzenli depolamanın katı atık bertarafındaki oranının artması kaçınılmazdır. Yürütülmekte olan çalışmalar tamamlandığında düzenli depolama tesislerinden faydalananak nüfusun toplam nüfus içindeki payının % 70 olması beklenmektedir (Çevre ve Orman Bakanlığı, 2008).

Türkiye İstatistik Kurumu’nun 2005 yılı verilerine göre, belediyelerde 25 bertaraf ve geri kazanım tesisi bulunmaktadır. 2005 yılında belediyeler tarafından ya da belediyeler adına işletilen, 18 düzenli depolama tesisi, 3 yakma tesisi ve 4 kompost tesisi olmak üzere toplam 25 atık bertaraf ve geri kazanım tesisinin verileri incelenmiş ve değerlendirmeler aşağıda özetlenmiştir.

- **Düzenli depolama** tesislerinde 7,1 milyon ton atık bertaraf edilmiştir. 2005 yılında 18 düzenli depolama tesisinin toplam kapasitesinin 309,5 milyon ton olduğu ve 39.130 ton tehlikeli, 7.096.932 ton tehlikesiz olmak üzere toplam 7.136.062 ton atık geldiği belirlenmiştir. Düzenli depolama yöntemi ile bertaraf edilen atık miktarı ise 7.078.179 ton'dur.
- **Yakma tesislerinde** 30 bin ton tehlikeli atık bertaraf edilmiştir. 2005 yılında kapasitesi 44 bin ton/yıl olan 3 yakma tesisine toplam 30.911 ton tehlikeli atık geldiği ve 29.807 ton atığın özel yakma fırınlarında yakıldığı, 1.104 ton atığın ise düzenli depolama tesisine transfer edildiği belirlenmiştir. Ayrıca yakma tesislerinden çıkan 5.586 ton kül ve cüruf düzenli depolama tesislerinde bertaraf edilmiştir. İki enerji geri kazanımlı olan tesislerde 11.212 MWh elektrik enerjisi üretilmiştir.
- **Kompost tesislerinde** 29 bin ton kompost üretilmiştir. 2005 yılında toplam kapasitesi 606.000 ton/yıl olan 4 kompost tesisine 339.114 ton atık gelmiştir. Ayrıştırma işleminden sonra 165.351 ton atık kompostlama ünitesine girmiş ve 29.256 ton kompost üretilmiştir. Kompostlanabilir nitelikte olmayan 160.086 ton atık ise düzenli depolama tesislerine transfer edilmiştir.

Günümüzde uygulanmakta olan tüm atık bertaraf yöntemlerinde öncelikli gaye, atık miktarının azaltılması ve geri kazanılabilecek maddelerin tekrar ekonomiye kazandırılmasıdır. Geri dönüşüm; atıkların özelliklerinden faydalanarak içindeki bileşenlerin fiziksel, kimyasal ve biyokimyasal yöntemlerle başka ürünlere veya enerjiye dönüştürülmesidir. Tekrar kullanımın uygulanması durumunda ürünün kullanım süresi uzatılmış olur (Daskalopoulos, vd., 1997a). Bu sebeple, atık içerisindeki geri kazanılabilir madde (cam, plastik, kâğıt, metal vb.) miktarı yeterli ise geri kazanım mutlaka yapılmalıdır.

Kompostlama çevresel açıdan düzenli depolamaya tercih edilebilir (Sundberg, 2003). Buna rağmen, kompostlamada birçok çevresel sorun vardır. Amonyak emisyonu yüksek olabilir ve amonyak asidifikasyona ve ötröfikasyona katkıda bulunabilir. Küçük miktarlarda olmalarına rağmen, normalde kompost süresince sera gazları CH₄ ve NO_x oluşur (Beck–Friis, 2001). Kompost ayrıca birçok problem doğurabilen kokuya neden olabilir (Sundberg, 2003).

Yakma, son yıllarda depolama alanlarının azlığı ve arazi fiyatlarının artması sebebiyle birçok ülke tarafından benimsenmiş ve uygulanmaktadır. Geri dönüşümü mümkün maddelerin ayrılmasından sonra, katı atık nem oranı ve kalorifik değerinin uygun olması halinde, gerekli hava kalitesi standartlarının sağlanması şartıyla bu yöntemin uygulanması ekonomik ve çevresel açıdan faydalı olmaktadır. Söz konusu yöntem uygulanmadan önce mutlak surette katı atıkların yakma işlemi için gerekli şartları sağlayıp sağlamadığı kontrol edilmelidir (Daskalopoulos, vd., 1997b).

1.2.1 Geri kazanım

Katı atıkların bertarafında tek başına bir bertaraf yöntemi olmamakla birlikte, geri kazanılacak malzemenin ekonomik değeri, ayrıca diğer bertaraf yöntemleriyle bertaraf edilecek katı atığın miktarının azaltılması açısından büyük önem taşımaktadır. Çöp olarak adlandırılan ve çoğu zaman çöp depolama alanlarına dökülerek imha edilen atıklar, ayrıştırılıp yeniden kullanılabilir hale getirildiğinde hem doğanın korunmasına hem de ekonominin gelişmesine katkı sağlamaktadır. Türkiye’de ortaya çıkan yıllık 20 milyon ton evsel katı atığın 2,4 milyon tonu geri kazanılabilir niteliktedir. Türkiye’de pazara sürülen kâğıt–karton miktarının % 36’sı, camın % 23’ü, plastiğin % 33’ü, metalin % 30’u katı atık geri kazanımından elde edilmektedir. Çevre ve Orman Bakanlığı verilerine göre önümüzdeki 5 yıllık dönemde geri kazanılması gereken atık miktarları Şekil 1.4’de verilmiştir. Geri kazanılabilen malzemeler ve ülkemizdeki durumları aşağıda özetlenmiştir.

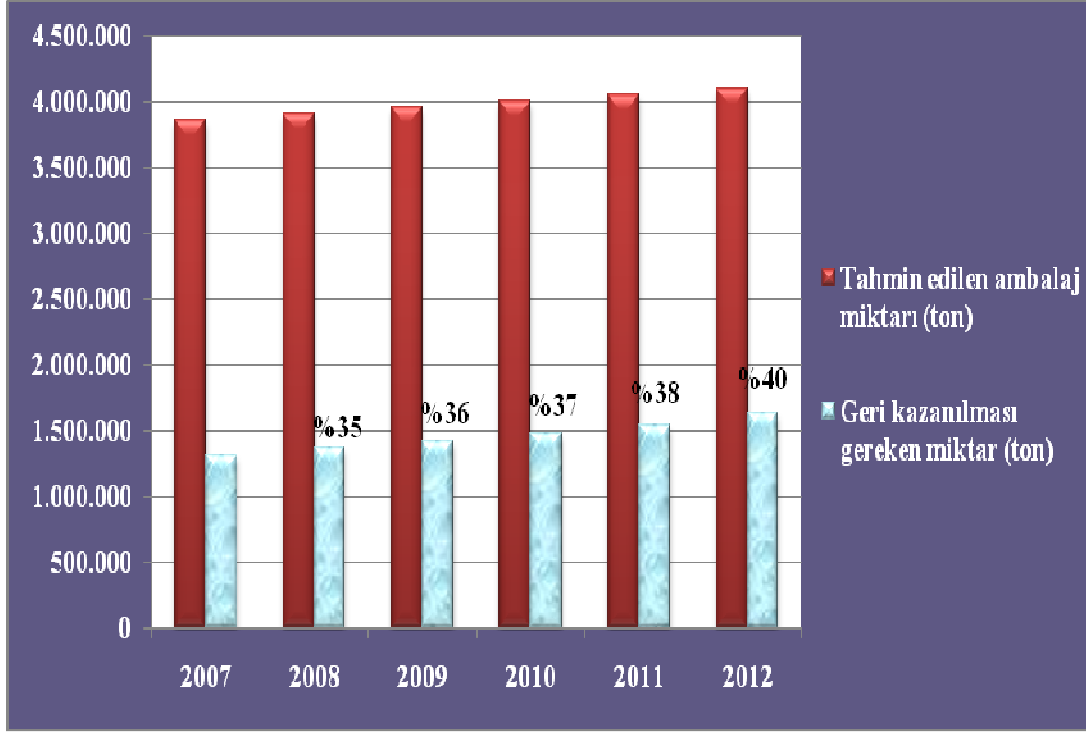
- **Kâğıt/Karton:** Özellikle ambalaj kartonu üretimi için geri kazanılmaktadır. Ülkemizde atık kâğıt geri kazanımı ve geri dönüşümü için çalışan, orta ve büyük ölçekli otuzun üzerinde işletme mevcuttur. Yılda yaklaşık 600.000 ton kâğıt/karton geri kazanılmaktadır.
- **Cam:** Şişe–Cam Grubu, bayileri kanalı ile her yıl yaklaşık 65–70 bin ton atık camı işleyerek tekrar geri kazanmaktadır.
- **Plastik/Pet:** Atık PET şişeler SASA tesisinde tekrar elyaf olarak değerlendirilmektedir. Her yıl 10 bin ton PET şişe geri kazanılmaktadır.
- **PE/PP:** Polietilen ve polipropilen türü plastik atıklar küçük ölçekli çok sayıda işletme tarafından geri kazanılarak yılda yaklaşık 150–200 bin ton civarında atık plastik işlenerek geri dönüştürülmektedir.
- **Metal:** Yılda yaklaşık 2 milyon ton civarında hurda metal toplanarak geri kazanılmaktadır. Hurda demir/çelik kullanımı bu alandaki en büyük miktarı oluşturmaktadır. Evsel atıklar arasında ise alüminyum içecek kutuları önemli bir ham madde ve enerji kaynağını oluşturmaktadır. Ecomelt firması her yıl yaklaşık 5 bin ton içecek kutusunu geri dönüştürmektedir. Yaklaşık 5 bin civarında alüminyum kutu ise yurt dışına ihraç edilmektedir.

1.2.2 Yakma

Yakma en eski katı atık bertaraf yöntemlerinden biridir. Yakma işlemi, katı atıkların yüksek sıcaklıklarda yakılarak bertaraf edilmesini sağlamaktadır. Yakmanın asıl amacı, katı atıkların hacim ve kütlelerini azaltarak stabil hale getirmektir. Bu yöntemle atık hacmi önemli oranda azaltılmakla birlikte, nihai olarak depolanması gereken artıklar oluşmaktadır.

Yakma yönteminin uygulanmasıyla ortaya çıkan en önemli problemlerden biri hava kirliliğidir. Yanma sonucu ortaya çıkan çok küçük partiküllerin ve toksik gazların (dioksin gibi) kontrol edilmesi gerekmektedir (Tchobanoglous, vd., 1993). Diğer önemli problemler arasında yüksek ilk yatırım, bakım ve işletme maliyetleri, zemin drenajından kaynaklanan

suyun bertarafı, oluşan külün yüksek konsantrasyonlarda ağır metal içermesi ve bu külün depo sahalarında bertaraf edilme zorunluluğu sayılabilir. Yöntemin olumsuz olarak nitelendirilebilecek en önemli özelliği ise uzaklaştırma metodu olarak tam bir proses olmamasıdır. Bütün bu sebeplerden ötürü, insan sağlığı üzerinde yol açabileceği tehlikelerden dolayı yakma yöntemi, günümüzde çok yaygın olarak kullanılmamaktadır.



Şekil 1.4 2008–2012 geri kazanılması gereken ambalaj atığı miktarı (Çevre ve Orman Bakanlığı, 2008)

1.2.3 Kompostlaştırma

Kompost yaparak değerlendirme, yeniden doğaya kazandırma çok eskiden beri bilinen bir yöntemdir. Katı atıkların organik kısmı doğada 6–12 ay sürede kendiliğinden kompost haline gelebilir.

Kompost, katı atık içerisindeki organik maddelerin biyokimyasal süreçlerden geçirilerek humusa benzer bir malzemeye dönüştürülmesidir. Katı ve sıvı atıklar içindeki organik maddeler çeşitli mikroorganizmalar vasıtasıyla daha basit bileşiklere, bilhassa CO₂ ve H₂O'ya dönüşür. Kompostlaştırma aerobik ve anaerobik olmak üzere iki yolla yapılabilir. Anaerobik süreçte dönüşüm esnasında yan ürün olarak biyogaz da elde edilmektedir. Atıkların uygun kısımları kompost yapılsa bile, yaklaşık % 30'luk bir kısmının nihai olarak başka bir usulle uzaklaştırılması gerekmektedir (Daskalopoulos, vd., 1997b).

1994 yılında Almanya’da yürürlüğe giren bir yönetmelik uyarınca, 2005 yılından sonra organik madde içeriği % 5’i aşan biyolojik kökenli atıkların düzenli depolama tesislerine dökülmesi yasaklanmıştır. Biyolojik atıklardan kompost üretilmesi ülkemizde de gittikçe artan oranda ilgi görmektedir. Türkiye’deki mevcut katı atık kompost tesisleri ve kapasiteleri Çizelge 1.6’da verilmiştir. Biyolojik evsel katı atıkların bu yöntemlerle bertarafının uygunluğu Çizelge 1.7’de görülmektedir (Alten, A., 2001).

- Çizelge 1.6 Katı atık kompost tesisleri ve kapasiteleri (Çevre ve Orman Bakanlığı, 2008) Ç

İller	Kapasite (ton/yıl)	İşlenen Atık Miktarı (ton/yıl)
İzmir	182.000	91.250
İstanbul	360.000	162.000
Antalya (Kemer)	54.750	45.000
Denizli	3.000	1.000
TOPLAM	599.750	299.250

- Çizelge 1.7 Organik katı atıkların aerobik/anaerobik yöntemlere uygunluğu Ç

Kompostlama (Aerobik)	Fermantasyon (Anaerobik)
Yeşil Atık	
Biyolojik Atık (kırsal)	
Biyolojik Atık (kentsel)	
Organik Atık (ticari)	
Mutfak Atıkları	
Lokanta Atıkları	
Mezbaha Atıkları	
Artan Nem Oranı	

1.2.4 Piroliz

Piroliz katı atık teknolojisinde çok yakın zamanda uygulanmasına karşın en eski kimyasal yöntemlerden biridir. Odun, odun kütüğü, ceviz, fındıkkabukları, meyve çekirdekleri, kemik, yün artıkları, dışkı gibi katı atıkların pirolizi yaklaşık yüz yıldır kullanılmakta ve gaz elde edilmektedir.

Yanma olayındakine kıyasla termik parçalanma ve yeni kimyasal bileşenlerin oluşması sırasında sadece H_2O , CO_2 ve CO meydana gelmekte, ayrıca C , H_2 , CH_4 ve yüksek moleküllü bileşikler oluşmaktadır. Yanma olayı ekzotermik bir karaktere sahip iken, piroliz olayı endotermik bir karaktere sahiptir. Dolayısıyla piroliz ürünleri enerji bakımından zengindir. Yanma ve piroliz olaylarının karşılaştırılması Çizelge 1.8’de verilmiştir.

Evsel çöplerin, arıtma çamurlarının ve kullanılmış lastiklerin pirolizinde H_2 , CO , C_nH_n ve ayrıca az miktarda SO_2 , HCl , HF , NH_3 , vs. oluşmaktadır. Çizelge 1.9’de farklı atıkların pirolizinde açığa çıkan zararlı madde konsantrasyonları görülmektedir.

izelge 1.8 Yanma olayı ile piroliz olayının karşılaştırılması

Yanma	Piroliz
Havanın oksijen ile oksitlenme reaksiyonları	Oksijensiz ortamda termik parçalanma reaksiyonları
Yanma sıcaklığı: 800–1000°C	Piroliz sıcaklığı 500–1000°C
Ürünler	Ürünler
<u>Katı</u> : oksitlenmiş cüruf	<u>Katı</u> : indirgenmiş katı kalıntılar, kömür
<u>Sıvı</u> : su	<u>Sıvı</u> : su, sıvı hidrokarbonlar
<u>Gaz</u> : CO_2 , SO_x , NO_x , vs.	<u>Gaz</u> : H_2 , CO_2 , CO , CH_4 , Etan, Propan, H_2S , NH_3 , vs.
Ekzotermik reaksiyon	Endotermik reaksiyon
Çöpün değişen bileşimine ve ısı değerine karşı duyarlı	Çöpün değişen bileşimine ve ısı değerine karşı az duyarlı

izelge 1.9 Farklı atıkların pirolizinde açığa çıkan gazların miktarları

Madde Türü	Çöp	Arıtma Çamuru	Lastik
CO_2 , % hacim	18,3	18,1	18,8
H_2 , % hacim	43,2	38,1	41,7
CO , % hacim	15,9	10,5	11,6
CH_4 , % hacim	9,6	9,2	10,6
C_nH_n , % hacim	4,1	5,2	5,5
Isıl değeri, kcal/Nm ³	3200	3090	3360
Yoğunluk, kg/Nm ³	0,834	0,876	0,851

1.2.5 Düzenli depolama

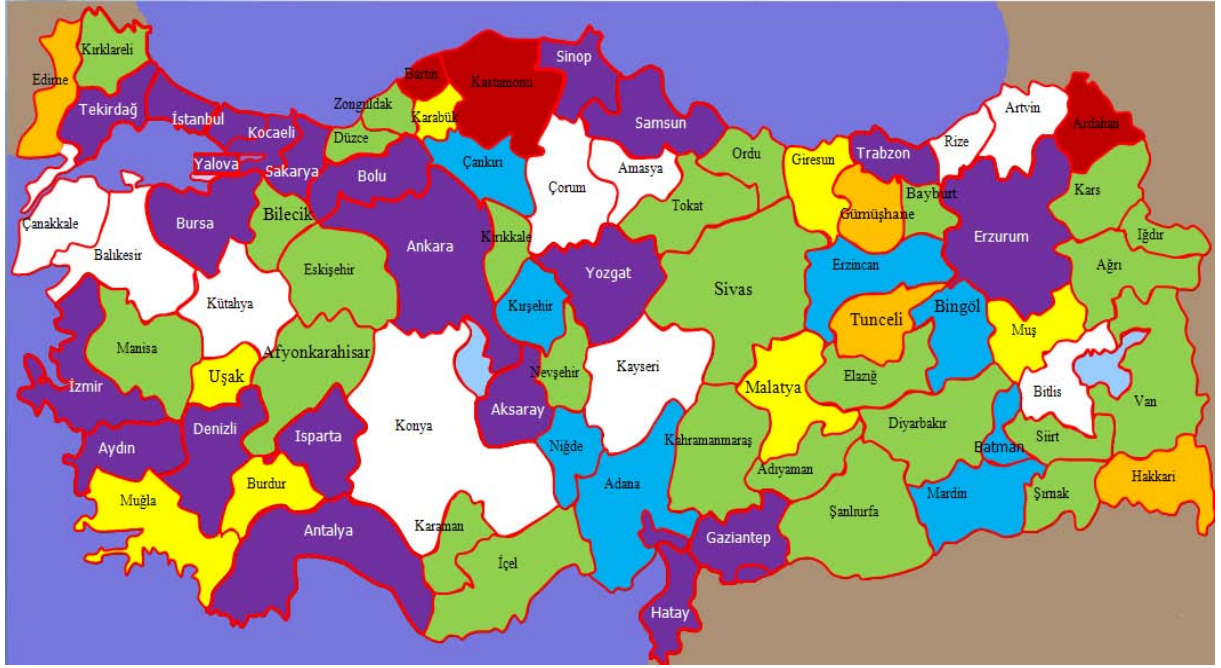
Evsel ve evsel nitelikli endüstriyel katı atıkların öncelikle geri kazanılması esastır. Geri kazanmanın ekonomik ve teknik olarak mümkün olmaması halinde, atıklar çevre sağlığının korunması amacıyla öncelikle enerji üretimi veya kompost elde edilmesi maksatlarıyla termik veya biyolojik işlemlere tabi tutulmalıdır. Ancak termik veya biyolojik işlemlere elverişli olmayan veya bu işlemler sonucu yan ürün olarak ortaya çıkan atıkların depolanması zorunludur.

Uzaklaştırılan tüm katı atıkların kompostlanamayan, yakılamayan ve değerlendirilemeyen bir kısmı mutlaka vardır. Ayrıca bütün atık bertaraf yöntemlerinin sonucunda, nihai olarak depolanması gereken bir kısım meydana gelmektedir.

Katı atıkların arazide depolanması, katı atık yönetiminde yaygın olarak kullanılan bir yöntemdir. Yapılan arkeolojik çalışmalarda elde edilen sonuçlar, depolama yönteminin yaklaşık 5000 yıldır kullanıldığını göstermektedir. Arazide depolama düzenli ve vahşi depolama olarak yapılmaktadır. Şekil 1.3’de görüldüğü gibi Türkiye’de az sayıdaki belediyede katı atıkların düzenli depo sahalarında bertaraf edilmesi yöntemi uygulanmakta, büyük bir çoğunluk tarafından vahşi depolama yöntemi tercih edilmektedir. Ancak Avrupa Birliği üyelik sürecinde ülkemizde vahşi depo sahalarının rehabilitasyonu ve modern atık bertaraf tekniklerinin kullanılması yönünde hızlı ve önemli adımların atılması gerekmektedir. Katı atık oluşumu ve bertarafı üzerine gelişmiş ülkelerde yapılan bir araştırmada, bu ülkelerde katı atıkların % 73’ünün düzenli depolanma yöntemiyle bertaraf edildiği ortaya çıkmıştır (USEPA, 1995; Leao, vd., 2001). Bu bağlamda, tüm dünyada ekonomik avantajları dolayısıyla en yaygın olarak kullanılan atık bertaraf metodu olan düzenli depo sahalarının ülkemizde de hızla yaygınlaşması kaçınılmazdır.

Düzenli depo sahalarında, yapısal faktörlerden ve atıkta oluşan biyokimyasal proseslerden dolayı farklı çevresel olumsuzluklar ortaya çıkmaktadır. Genel olarak depo sahalarındaki üç ana problem, biyogaz, sızıntı suyu oluşumu ve atık stabilizasyon süresinin uzunluğudur (Ayalon, vd., 2005).

2008 yılı itibariyle Türkiye’de 21 ilde 34 adet aktif katı atık düzenli depolama tesisi bulunmaktadır. 26 ilde düzenli depo tesisleri inşaat aşamasındadır. 22 ile ise depolama tesisi yapılma aşamasındadır (Çevre ve Orman Bakanlığı, 2008).

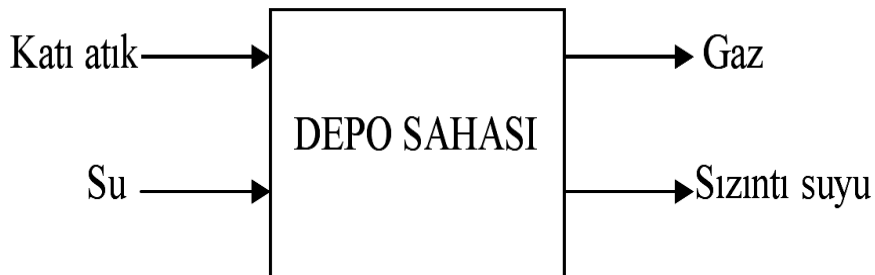


- | | |
|---------------------------------------|--------------------------------------|
| ■ Katı atık tesisi olan iller | ■ Tesis inşaat aşamasında olan iller |
| ■ Uygulama projesi aşamasındaki iller | ■ ÇED sürecinde olan iller |
| ■ Arazi tahsis aşamasında olan iller | ■ Yer seçimi aşamasında olan iller |

Şekil 1.5 Türkiye’de katı atık düzenli depo sahalarının durumu
(Çevre ve Orman Bakanlığı, 2008)

Düzenli depolama; katı atıkların sistematik olarak yayıldığı, sıkıştırıldığı ve üzerinin uygun materyal ile örtüldüğü, yer altı ve yer üstü sularının kirlenme riskinin minimum olduğu bir yöntem olarak tanımlanmaktadır. Bu yöntem, yakma ve kompostlaştırma gibi diğer alternatif atık bertaraf teknolojilerine nazaran maliyet açısından avantajlı olup yaygın olarak kullanılmaktadır. Depolamada karşılaşılan problemler tamamen çözülemediği halde, düzenli depolama çevresel açıdan kabul edilebilir bir yöntem olarak benimsenmiştir.

Düzenli depolama, atığın tekrar geri dönüşü olmayan nihai bir bertaraf yöntemidir (Erses, vd., 2007). Katı atık düzenli depo sahaları, atıkların sıkışması, iklim, su muhtevası gibi şartlarla kontrol edilen biyolojik, kimyasal ve fiziksel reaksiyonların meydana geldiği bir reaktör olarak düşünülebilir. Böyle bir reaktörde (Şekil 1.6) katı faz (atık), sıvı faz (sızıntı suyu) ve gaz fazı (biyogaz) olmak üzere 3 faz mevcuttur.



Şekil 1.6 Depo sahalarında madde dönüşümü

20. yy ortalarına kadar hemen hemen tüm atıklar açık ve kontrolsüz olarak arazilere boşaltılmıştır. Katı atık yönetimi 20. yy boyunca önemli ölçüde geliştirilmiştir. 1950'nin başlarında, kentsel katı atıklar (KKA) vahşi depolama yöntemiyle bertaraf ediliyordu. II. Dünya Savaşı'ndan sonra "sıhhi atık depolama" uygulamaları yaygınlaşmaya başladı. Bugün ise katı atık yönetimi, çevre ve insan sağlığını daha fazla korumayı öngören ileri teknolojileri içermektedir (Diaz ve Warith, 2005). Buna örnek vermek gerekirse, 1970'li yıllara kadar depo alanlarında geçirimsiz membranlar yaygın değilken, günümüzde ileri teknoloji ürünü çift tabakalı membranlar kullanılmaya başlanmıştır.

1.2.5.1 Düzenli depo sahası seçimi

Düzenli depo sahalarında yer seçimi büyük önem taşımaktadır. Halk sağlığı ve çevre üzerindeki etkiler minimize edilecek şekilde, bölge planlama, sağlık ve su kirliliği koruma otoritelerine danışılarak yer seçimi yapılmalıdır. Yer seçiminde dikkat edilmesi gereken hususlar şunlardır;

- Yerleşim yerlerine olan mesafe,
- Atık kaynağına yakınlık,
- Atığın taşınması ve nakil uzaklıkları,
- Mevsimsel şartlar,
- Hâkim rüzgâr yönü,
- Havaalanlarına yakınlık,
- Alan ihtiyacı,
- İçme suyu kaynaklarına olan uzaklık,
- Arazinin eğimi,
- Yer altı suyu seviyesine olan uzaklık,
- Arazinin jeolojik ve hidrojeolojik özellikleri,
- Yüzey hidrolojisi,
- Örtü malzemesinin temin edilebilirliği.

İdeal bir katı atık depolama sahasının, atık kaynağına yakın olması, topografik eğiminin az ve taşkın havzası olmaması gerekmektedir. Sahayı taşıyan iskeletin, taşıma gücünün yeterli olması ve hidrojeolojik özelliklerinin iyi olması gerekmektedir. Bu ideal ortamları aramak yerine azami uygunluk aranmalı, uygun bulunan özelliklerin yanında yetersiz özelliklerin iyileştirilmesi yoluna gidilmelidir (Demir, 2005).

1.2.5.2 Düzenli depo sahasının tasarımı

Düzenli depo sahalarının tasarımında dikkate alınacak en önemli hususlar, depo gazı kontrol sistemi ve sızıntı suyu toplama sistemlerinin tasarımıdır. Depo sahalarından üretilen sızıntı suyu ve gaz uygun bir şekilde yönetilmediği takdirde çevreyi kirletebilir (Hao, vd., 2007). Bu bölümde sızıntı suyu ve depo gazı kontrol sistemleri hakkında kısa bilgiler verilmiştir.

Sızıntı Suyu

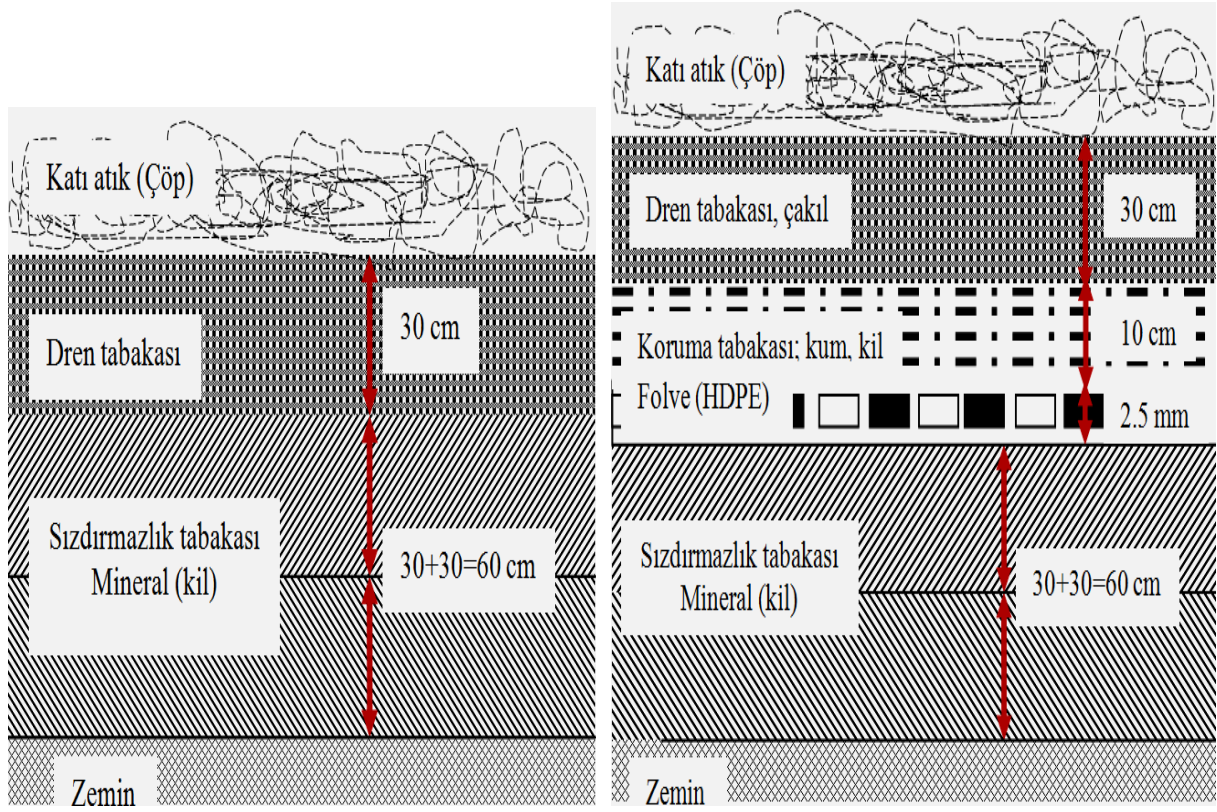
Bir düzenli depo sahasının tasarım ve işletilmesindeki en önemli problemlerden biri sızıntı suyu yönetimidir (Bilgili, vd., 2008). Sızıntı suyunun iki önemli kaynağı vardır. Bunlardan birisi depolanan atığın su muhtevası, diğeri ise dışarıdan depo sahasına giren ve en önemli kaynağı yağış suları olan su miktarıdır (Ölmez ve Yıldız, 2008).

Depo sahalarında, yüksek konsantrasyonda organik madde içeren önemli miktarlarda sızıntı suyu üretilir. Özellikle kentsel katı atıkların depolandığı depolardan ilk alınan sızıntı suyunda KOİ 80.000 mg/L ve BOİ 50.000 mg/L konsantrasyonlarının üzerindedir (Wang, vd., 2005). Kentsel katı atık depo sahalarının çoğundan, kompleks moleküler yapıya sahip yüksek konsantrasyonlu sızıntı suları ortaya çıkar (Pelaez, vd., 2008). Sızıntı suyu kompozisyonu ve karakteristikleri, atık türü, iklim, organik madde içeriği, depo sahasının hidrojeolojik yapısı ve işletme şartları gibi çeşitli faktörlere bağlıdır (Bilgili, vd., 2008). Her türlü kirletici ihtiva eden sızıntı suyu eğer önlem alınmazsa yüzeysel ve yer altı sularının kirlenmesine neden olur. Bu yüzden düzenli depo sahasının dizaynı yapılırken büyük kirlilik yükü taşıyan sızıntı suyunun çevreye vereceği olumsuz etkileri önlemek için depo sahasının tabanı geçirimsiz hale getirilmelidir.

Katı atıkların depolanması sırasında saha tabanında geçirimsizliği sağlamak için sızdırmazlığı en düşük malzemeler kullanılmaktadır. Mineral tabaka (kil, bentonit, vs.) kullanılması halinde kalınlığı minimum 0.60 m ve sıkıştırılmış zeminin permeabilitesi en az 1×10^{-8} m/sn olmalıdır. Derinliği en az 10 m ve az çatlaklı kaya zeminlerde bu değer 1×10^{-7} m/sn alınabilir. Bu tabakanın üzerine 0.30 m kalınlığında dren tabaka ve bunun üzerine de en az 1.0 m kalınlığında koruma tabakası konulmalıdır (Demir, 2005). Şekil 1.7’de muhtelif depo tabanı geçirimsizlik sistemlerinin şematik gösterimi görülmektedir.

Bir depolama alanının en önemli unsurlarından birisi sızıntı suyu toplama sistemidir. Depo sahası içinde ve depo alanının çevresinde olmak üzere iki sistem kurmak gerekebilir. Altan drenaj sistemi düzenli depolama alanının içinde bulunur ve sızıntı suyunu depo alanının tabanından toplar. Çevresel toplama sistemi alanın çevresine inşa edilir ve depolama alanına

yüzeysel akışın (yağmur, kar suyu) girişini kontrol etmek amacı ile kullanılır (Demir, 2005).



Şekil 1.7 Muhtelif depo tabanı geçirimsizlik sistemleri (Demir, 2005)

Düzenli depolama alanlarında kullanılan drenaj sisteminin emniyeti çok önemlidir. Çünkü daha sonra kazı yapmak veya sistemi değiştirmek mümkün değildir. Sızıntı suyunu toplama sistemlerinde en önemli sorun tıkanmadır. Çökme, biyolojik gelişim, kimyasal çökme, biyokimyasal çökme, boruların kırılması veya yıpranması gibi sebeplerden dolayı sistem tıkanabilir. Atıklar, özelliklerine bağlı olarak sızıntı suyu toplama borularında çamur birikimine sebep olabilir. Bu nedenle boruların yıllık periyotlarla yıkanması gereklidir (Demir, 2005).

Depo Gazı

Atığın depolanması uzun süreli kirletici emisyonlarını ortaya çıkartır, emisyon kontrolü ve arıtım metotları gerektirir (Fricke, vd., 2004). Depo gazı temel olarak çeşitli oranlardaki metan, karbon dioksit, karbon monoksit, hidrojen, oksijen, nitrojen ve hidrojen sülfid karışımlarından meydana gelmektedir. Depo gazlarının içinde metan ve karbon dioksit % 40'la % 60 arasında konsantrasyonlarda değişen baskın gazlardır (Nagendran, vd., 2006). Kentsel katı atık araştırmalarındaki ana zorluklardan birisi depolardan çıkacak toplam metan miktarını ve oranını

ve böylece atığın uzun vadede stabilitesini tahmin etmektir. Metan (CH_4) ve karbon dioksit (CO_2) anaerobik bozunma sırasında oluşan biyogazın ana bileşenleridir (Meima, vd., 2007). Metan temiz yenilenebilir bir enerji kaynağı olarak kullanılabilir (Carneiro, vd., 2007).

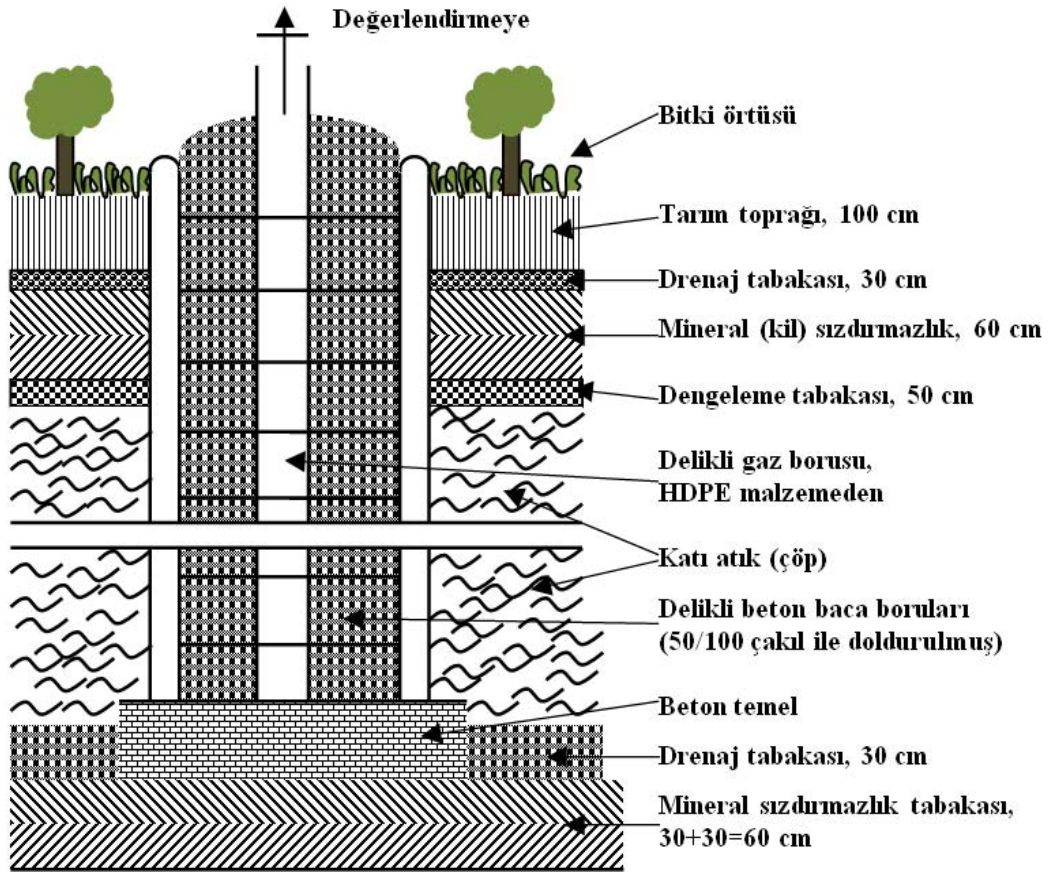
Kentsel katı atıkların birçoğu uygun olmayan depo sahalarına dökülmekte ve kentsel katı atıkların depolanmasının bir yan ürünü olan metan gazı atmosfere yayılmaktadır. Bazı modern atık sahalarında depo gazı yenilenebilir bir enerji kaynağı olarak, elektrik veya ısı üretmek için toplanıp kullanılmaktadır. 2001 yılı itibarıyla dünya genelinde depolama biyogazını biriktiren yaklaşık 1000 adet depo sahası vardı. Teorik ve deneysel çalışmalar KKA'nın tam anaerobik bozunması kuru biyokütlenin tonu başına yaklaşık 200 Nm^3 metan üretildiğini göstermektedir. Tahmin edilen yıllık dünya çapında depolanan 1.5 milyar ton KKA için, depo sahalarındaki metan üretiminin tahmini oranı 75 milyar Nm^3 'tür. Şu anda bu miktarın % 10'undan daha azı düzenli bir şekilde toplanıp değerlendirilmektedir (Themelis ve Ulloa, 2005).

Gaz toplama sistemleri düşey ve yatay olmak üzere iki türlü tasarlanabilir. Düşey gaz alma bacaları, katı atık yığını ile birlikte yükseldiğinden daha yaygın olarak kullanılmaktadır. Depo yüksekliği küçük olan tesislerde genellikle baca içerisine çakıl doldurulmaktadır (Şekil 1.8). Orta büyüklükteki bacalarda ise dâhili beton boru kullanılmaktadır (Şekil 1.9). Bacalara sızıntı suyu girişi ihtimaline karşın baca altları sızıntı suyu şebekesine bağlanır. Bacalarda biriken gazın atmosfere yayılarak koku gibi sorunlar oluşturmasını önlemek amacıyla bacaların ağızları kapaklarla kapatılır.

Yatay gaz toplama ünitelerinin amacı, depolama tamamlandıktan sonra, deponun tekrar yeşillendirilmesi halinde bitki örtüsünün zarar görmemesidir. Gaz toplama ünitesi son çöp tabakası ile son örtü tabakası arasına dönebilir.



Şekil 1.8 Çakıl doldurulmuş gaz alma bacası (Yoshida, 2006)



Şekil 1.9 Delikli beton baca halkarından yapılmış gaz tahliye bacaları (Demir, 2005)

1.2.5.3 Depo sahasının işletilmesi

Çevreye zarar vermeyen sağlıklı bir çöp dolgusu elde etmek ve depo sahası kapasitesinin planlanan süreden önce doldurulmasını önlemek için işletmenin tekniğine uygun olarak

yapılması gerekmektedir. Bunun için;

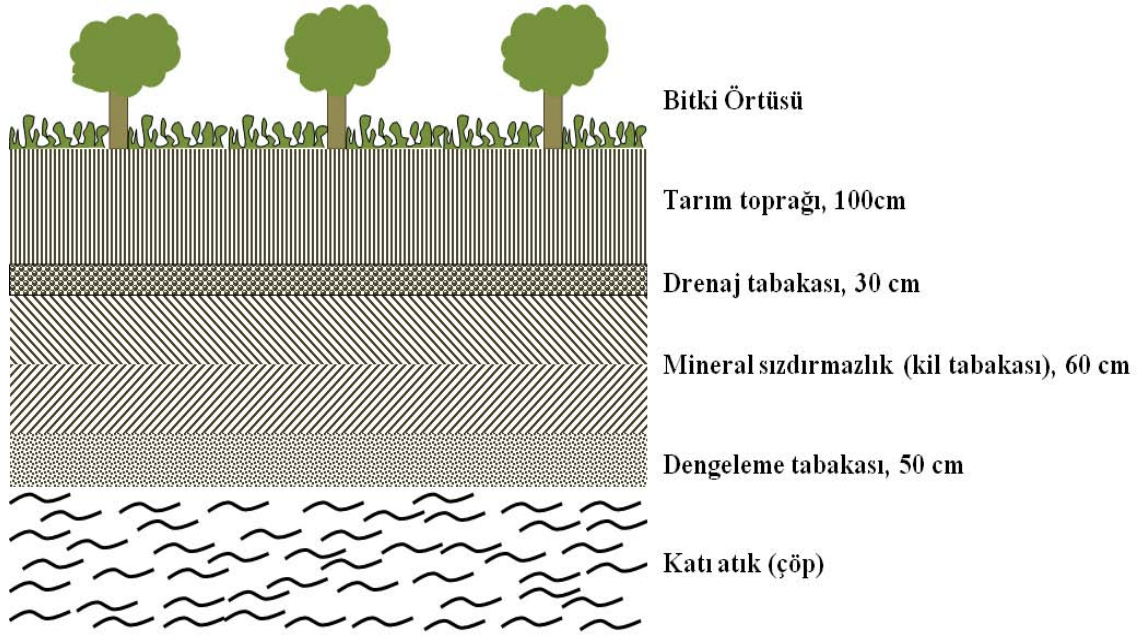
- Çöpler sahaya kontrol edilerek ve tartılarak alınmalıdır,
- Tehlikeli ve zararlı maddeler evsel atık depolarına depolanmamalıdır,
- Sıvı atıklar depolanmamalıdır,
- Çöpler döküldükten sonra tabakalar halinde sıkıştırılarak depolanmalıdır,
- Gün sonunda, depolanan çöplerin üstü 10–15 cm'lik toprak örtüyle kapatılmalıdır,
- Depolamaya başlandığında ilk katı atık tabakası yüksekliği 2 metre olmadan sıkıştırma araçları sahaya sokulmamalıdır (Depo tabanının ve dren borularının zarar görmesini engellemek için),
- Sahaya düşen yağış suları kontrol edilerek depo sahası gövdesine girişler önlenmelidir,
- Çöp dökümü kontrollü olarak yapılmalı ve gaz bacalarının zarar görmeleri önlenmelidir,
- Depo sahasına yakın yer altı ve yüzeysel sulardan düzenli olarak numune alınmalıdır,
- Çıkan gaz ve sızıntı suyu miktar ve özellikleri sürekli incelenmelidir,
- Saha içi yolların, yüzeysel su kanallarının bakımı ve kontrolü rutin olarak yapılmalıdır.

1.2.5.4 Depo sahasının kapatılması

Depo sahasının kapatılmasında şu sıra takip edilir:

- Sıkıştırılmış ve düzeltilmiş çöpün üzerine 50 cm kalınlığında dengeleme tabakası serilir. Kullanılan toprağın türü önemli olmamakla birlikte, homojen olmasına dikkat edilmelidir,
- Dengeleme tabakası üzerine her biri 30 cm'lik iki tabaka şeklinde toplam 60 cm sıkıştırılmış mineral (kil) tabakası serilir. Bu mineral tabakası yerine veya birlikte 2.5 mm kalınlığında HDPE kullanılabilir. Bu tabakanın permeabilitesi 1×10^{-8} m/sn'dir.
- Geçirimsiz tabakanın üzerine 30 cm kalınlığında drenaj tabakası yapılır. Malzeme olarak genelde kireç oranı düşük kum ve çakıl kullanılır. Bu tabaka sayesinde, yağış ve sulama suları deponun gövdesine geçmeden toplanarak tahliye edilir. Bu tabakanın permeabilitesi 1×10^{-3} m/sn'dir.
- Drenaj tabakasının üzerine ekilecek ve dikilecek bitkilerin kök derinliğine göre minimum 1m derinliğinde tarım toprağı serilir. Depo kütlesine düşen yağmurun kısa sürede sahayı terk etmesi için bu tabakanın eğiminin % 3'den büyük olması gerekir.

Kapatılmış bir depo sahasının şematik gösterimi Şekil 1.10'da verilmiştir.



Şekil 1.10 Depo sahasının kapatılması (Demir, 2005)

1.3 İstanbul Evsel Katı Atık Yönetimi

Türkiye'nin nüfusu en kalabalık şehri olan ve toplam nüfusun yaklaşık % 20'sini barındıran İstanbul, her konuda olduğu gibi evsel katı atıkların yönetiminde de öncülük etmiştir. İstanbul'un sürekli artan nüfusu birçok sosyal ve çevresel problemi de beraberinde getirmektedir. Çevresel problemlerin en önemlilerinden biride evsel katı atıkların yönetimidir.

Tarihi çok eskilere dayanan İstanbul'un katı atıkları 1953 yılına kadar denize dökülmekteydi. Bu tarihten sonra Levent (Sanayi Mahallesi), Ümraniye (Hekimbaşı), Seyrantepe, Halkalı, Şişli (Feriköy), Habibler, Mustafa Kemal Mahallesi, Yakacık, Kemerburgaz (Hasdal) ve Aydınlı'ya döküm yapılmaktaydı. 28 Nisan 1993 yılında Ümraniye-Hekimbaşı çöplüğünde metan gazı sıkışmasından ve gelişigüzel dökümlerden meydana gelen çökmelerden ötürü meydana gelen kazada, döküm yerinin altında bulunan gecekonduların üzerine bir çığ gibi düşen çöp yığınının dolayısı 27 kişi yaşamını kaybetmiştir.

Bu kazayla birlikte literatüre geçen İstanbul'da bu tarihten sonra düzenli depo sahalarının yapımına ve eski çöp döküm yerlerinin kapatılarak, rehabilitasyonuna başlanmıştır. İstanbul'un ve Türkiye'nin ilk katı atık düzenli depo tesisi 1995 yılında Avrupa Yakası'nda Kemerburgaz-Odayeri'nde, aynı yıl Asya Yakası'nın ilk katı atık düzenli depo tesisi ise Şile-Kömürcüoda'da faaliyete geçmiştir. Her iki deponun saha seçiminde yüzey yapısı tahrip edilmiş, kısmen veya tamamen terk edilmiş maden ocakları tercih edilmiştir. Depo sahalarının ikisi de 1995 yılından günümüze kadar aktif bir şekilde çalışmaktadır. Her iki depo sahası da İstanbul Büyükşehir Belediyesi'nin bir şirketi olan İSTAÇ A.Ş. tarafından işletilmektedir.

Şehir merkezlerinden ilçe belediyeleri tarafından toplanan evsel katı atıklar, Avrupa Yakası'nda bulunan 4 ve Asya Yakası'nda bulunan 3 adet aktarma istasyonuna getirilerek, buradan silolarla katı atık düzenli depo tesislerine taşınmaktadır. İstanbul'daki düzenli depo sahalarını ve aktarma istasyonlarını gösteren faaliyet haritası Şekil 1.11'de verilmiştir.



Şekil 1.11 İstanbul ili İSTAÇ A.Ş. faaliyet haritası (İSTAÇ, 2008)

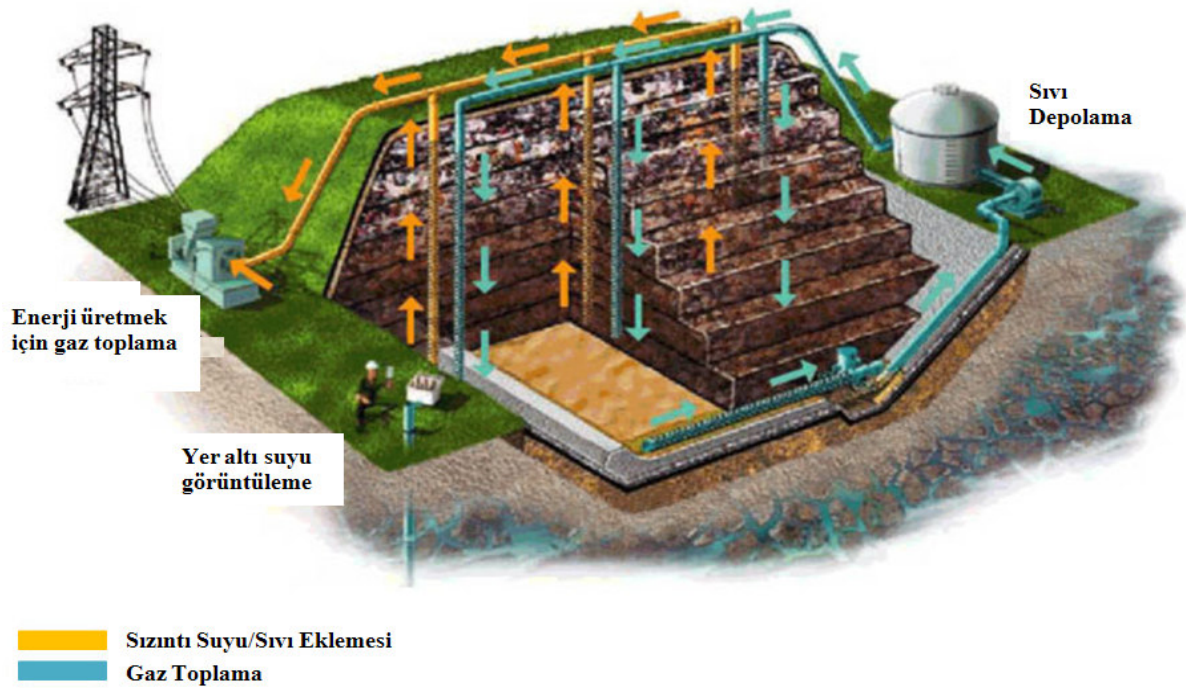
2. DEPO SAHALARINDA ATIKLARIN AYRIŞMASI

Son yıllarda yapılan araştırmalarla birlikte geleneksel depolama olarak bilinen anaerobik bakterilerin ayrışmada görev yaptığı anaerobik depolamanın yanı sıra, aerobik bakterilerin bulunduğu aerobik depolama da katı atık yönetimindeki yerini almıştır. Bu iki depolama türünün belirgin özellikleri Çizelge 2.1’de verilmiştir.

Çizelge 2.1 Aerobik ve anaerobik depolamanın belirgin özellikleri

Aerobik	Anaerobik
4–6 ay aerobik ayrışma ve sonra sıkıştırma, daha sonra anaerobik ayrışma	Sıkıştırmalı deponi, hemen iyice sıkıştırma ve olabildiği kadar anaerobik ayrışma
Atık kütlelerinin içine havanın zorla girişi tarafından elde edilen aerobik şartlar	Beş aşama; aerobik, fermentasyon, acetogenesis, methanogenesis, oksidasyon
Optimum şartlar altında stabilizasyonu 2–3 yıl	Optimum şartlar altında stabilizasyonu 10–20 yıl
Yığın yüksekliği 2 m	Yığın yüksekliği 2 m
Kolay ayrışabilir organik maddelerin, suda çözülür ara ürünleri ve son ürünlerin oluşması	Organik maddeler çok yavaş ayrışır, ara ürünler koku ve tat bakımında oldukça kötüdür
Sıcaklık uzun süre 50°C üzerinde	Kısa süre 50°C civarında, uzun süre 30–35°C civarında
pH 7.5–8.5 arası	pH 5–9 arası
Çürüme sırasında yüksek buharlaşma hızı	Buharlaşma hızı, rüzgâr ve güneşe bağlı
Ayrışma sırasında çok az sızıntı suyu	Kısa süre sonra sızıntı suyu oluşumu
Sızıntı suyu kalitesinde önemli ve hızlı iyileşme.	Sızıntı suyu kalite değerleri düşük.
İnce tabaka halinde örtülmezse koku oluşması, yayılması	Depolama bittikten sonra üst örtü tabakasıyla örtülür
Çamurlar ve yağlar bol miktarda atılabilir	Çamurların ve yağların dökülmesi ancak az miktarda olabilir
CO ₂ , H ₂ O ve diğer iz kirleticiler oluşur	CO ₂ , CH ₄ , H ₂ O ve diğer iz kirleticiler oluşur
Zararlı sinek, haşere ve hayvanlar yerleşebilir	Zararlı sinek ve hayvanların yerleşmesi önlenmiştir
Ani yangın tehlikesi yoktur	Ani yangın tehlikesi vardır

Anaerobik ve aerobik depolamayı hızlandırmak amacıyla son yıllarda biyoreaktör teknolojisiyle ilgili araştırmalar hız kazanmıştır. Biyoreaktör depo sahaları, daha hızlı ve atığın daha kapsamlı stabilizasyonunu sağlamak için mikrobiyolojik olarak zenginleştirilmiş atık bozunma proseslerinin gerçekleştiği mühendislik ürünü olan depo sahalarıdır. Genellikle biyoreaktör depo sahaları sızıntı suyunun saha üzerine geri devrettirilmesiyle gerçekleştirilir. Sızıntı suyu geri devri, bozunma reaksiyonlarını hızlandıran iki temel şartı yani, depo gövdesinde sürekli bir nütrient malzemesinin bulunmasını ve sahanın kapasitesine yakın bir nemin mevcut olmasını sağlar (Manfredi ve Christensen, 2008). Anaerobik bir biyoreaktör depo sahasının şematik gösterimi Şekil 2.1’de verilmiştir.



Şekil 2.1 Anaerobik biyoreaktör depo sahası (Warith, 2002)

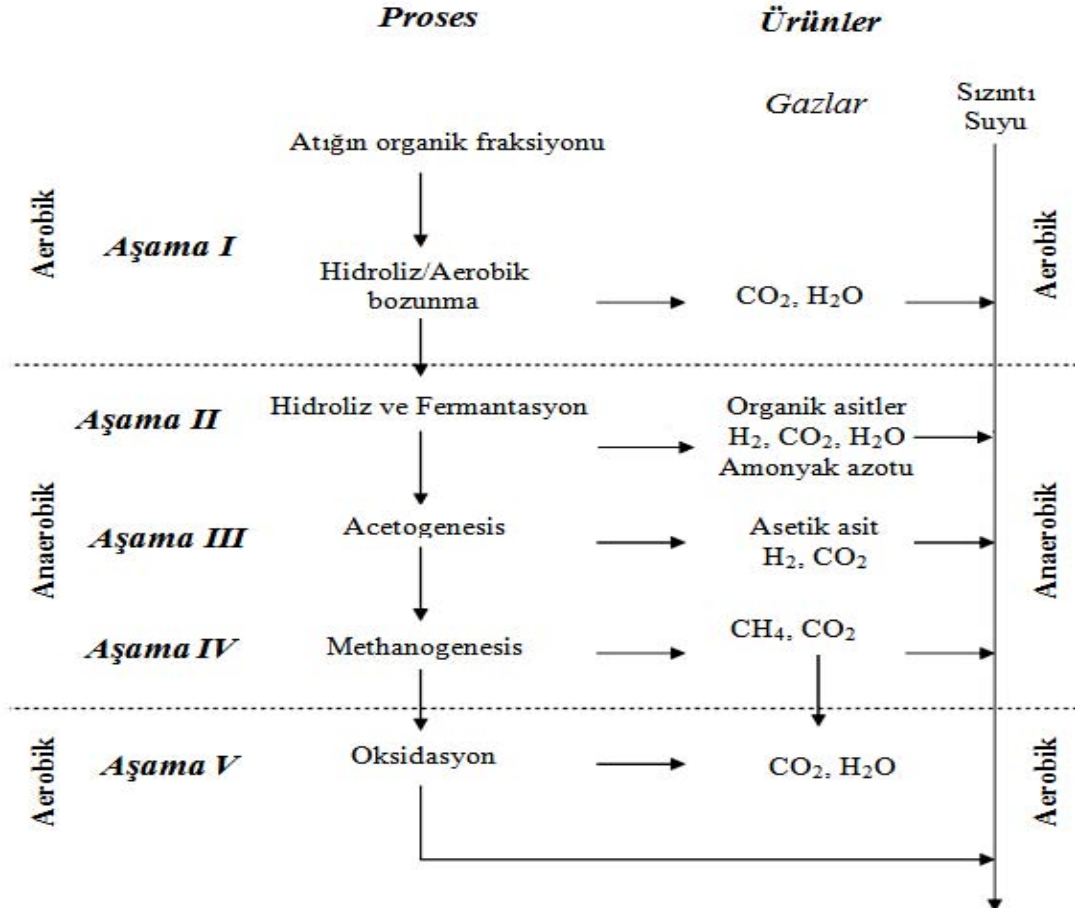
Depolanan atıklar, farklı nem muhtevasına sahip organik ve inorganik maddelerin çeşitli oranlardaki karışımlarından meydana gelir. Düzenli depo sahalarında atıkların ayrışması oldukça karmaşık bir süreçtir. Fiziksel ayrışma, farklı materyallerin atıklardan ayrılması ve ayrışma sonunda atığın fiziksel özelliklerinde meydana gelen değişiklikler olarak tanımlanabilir. Kimyasal ayrışma, atık içerisindeki maddelerin sızıntı suyuyla çözünmesiyle gerçekleşir. Çökeltme reaksiyonları, adsorpsiyon ve desorpsiyon reaksiyonları da kimyasal ayrışma sırasında meydana gelir. Biyolojik ayrışma ise, depo sahasında atıkların maruz kaldığı en önemli süreçtir. Biyolojik ayrışma, pH ve redoks potansiyelleri gibi değişkenler üzerindeki etkisinden dolayı fiziksel ve kimyasal ayrışmayı da kontrol eden süreçtir (Bilgili, 2006).

2.1 Anaerobik Depolama

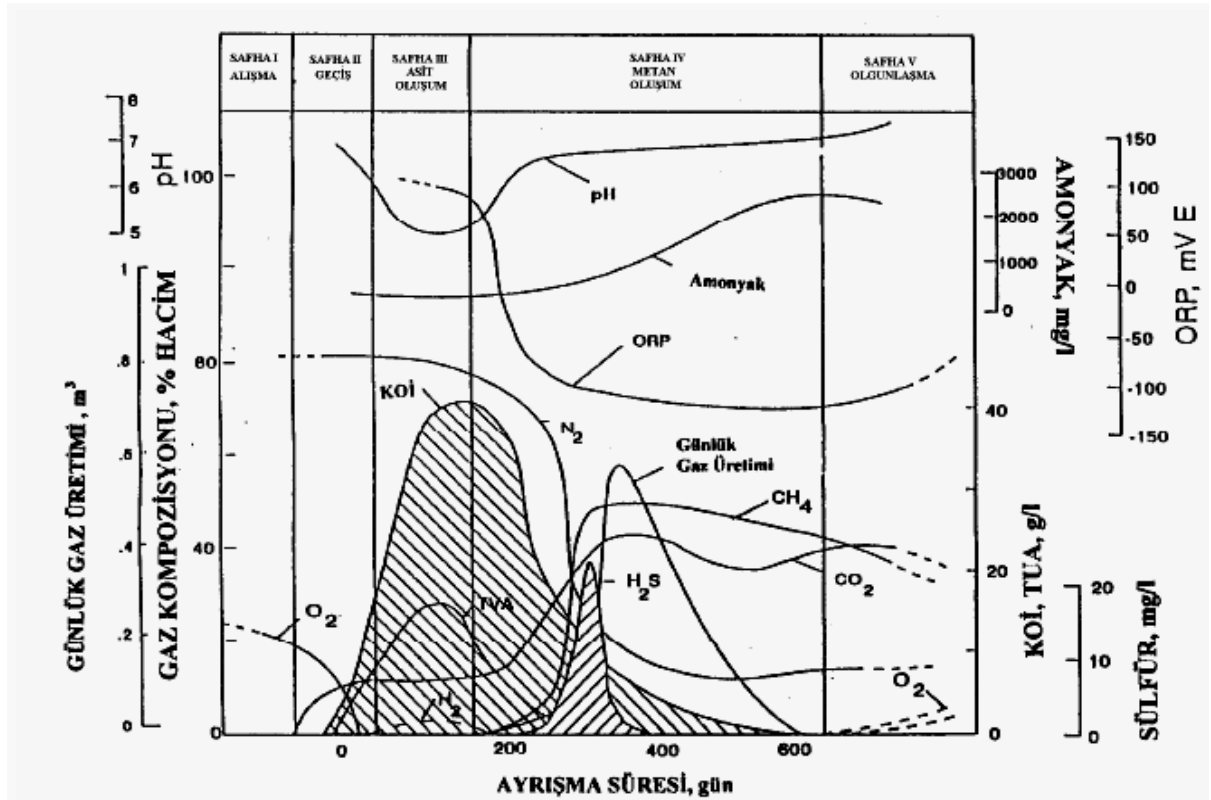
Klasik depolama alanları içerisinde, biyolojik faaliyetlerin meydana geldiği iki ayrı faz mevcuttur. Bunlar, atığın aerobik ayrışma fazı ile atığın anaerobik ayrışma fazıdır. Atığın aerobik ayrışma fazı, organik maddelerin aerobik olarak ayrıştığı fazdır. Bu faz genellikle, depolama sahası içinde mevcut olan sınırlı miktardaki oksijen tükenene kadarki süreyle sınırlıdır. Aerobik ayrışma fazının meydana geldiği tabaka, O_2 'nin sadece açık havadan difüzyonla ve yağmur suyundan temin edildiği üst tabakadır. Atığın anaerobik ayrışma fazı ise depo gövdesi içerisinde, oksijenin girmediği bölgelerde meydana gelir. Bir tür reaktör gibi çalışan depolama alanı içerisinde üç değişik kısım mevcuttur. Bunlar katı kısım (çöp), sıvı kısım (sızıntı suyu) ve gaz kısmıdır. Sıvı kısım çözünmüş veya askıda organik madde ve katı kısımdan gelen inorganik iyonlarca zengindir. Gaz kısmı ise başta CO_2 ve CH_4 olmak üzere genellikle karbon içeriklidir (Yıldız, 2000).

Klasik anaerobik depo sahalarında atıkların ayrışma aşamaları beş grupta incelenebilir (Şekil 2.2). Bu beş aşamada sızıntı suyu ve depo gazı bileşiminde meydana gelen değişiklikler Şekil 2.3'de verilmiştir. Çizelge 2.2'de anaerobik ayrışma proseslerinde etkin olan bakteri grupları tarafından gerçekleştirilen en önemli reaksiyonlar verilmiştir.

Aşama I, Hidroliz Fazı: Atık depo sahasındaki yerini aldıktan çok kısa bir süre sonra kentsel katı atıktaki biyolojik olarak parçalanabilen bileşikler oksijenin varlığıyla mikrobial bir bozunmanın etkisine girerler (Warith, 2002). Bu aşama biyolojik olarak kolay parçalanabilen organik maddelerin aerobik bakteriler tarafından parçalandığı kısa süreli bir safhadır. Basit şekerler hızla parçalanırken, lignin, tannin gibi doğal polimerlerin biyolojik ayrışması daha yavaş bir şekilde gerçekleşir. Bu fazda önemli miktarda kimyasal ara ürünlerle birlikte büyük çoğunluğu CO_2 ve NH_3 olan ve içerisinde önemli miktarda su bulunan bir gaz karışımı oluşur. Atıklar depolandıktan hemen sonra önemli miktarda ısı açığa çıkmaya başlar ve sıcaklık hızla artar. Daha sonra, atık içerisindeki O_2 hızla tükenir ve atıkların ayrışması anaerobik şartlar altında devam eder.



Şekil 2.2 Anaerobik depo sahalarında atıkların bozunma aşamaları (Rich, vd., 2007)



Şekil 2.3 Atıkların anaerobik ayrışma fazları (Bilgili, 2006)

- izelge 2.2 Anaerobik ayrışmayı gerçekleştiren dört grup bakterinin gerçekleştirdiği en önemli reaksiyonlar (Christensen ve Kjeldsen, 1989)

Fermantatif Proses			
$C_6H_{12}O_6 + 2 H_2O$	$\longrightarrow$	$2 CH_3COOH + H_2 + 2 CO_2$	
$C_6H_{12}O_6$	$\longrightarrow$	$CH_3C_2H_4COOH + 2 H_2 + 2 CO_2$	
$C_6H_{12}O_6$	$\longrightarrow$	$2 CH_3CH_2OH + 2 CO_2$	
Asetojenik Proses			
$CH_3CH_2COOH + 2 H_2O$	$\longrightarrow$	$CH_3COOH + 3 H_2O + CO_2$	
$CH_3C_2H_4COOH + 2 H_2O$	$\longrightarrow$	$2 CH_3COOH + 2 H_2$	
$CH_3CH_2OH + H_2O$	$\longrightarrow$	$CH_3COOH + 2 H_2$	
$C_6H_5COOH + 4 H_2O$	$\longrightarrow$	$CH_3COOH + H_2$	
Metanojenik Proses			
$4 H_2 + CO_2$	$\longrightarrow$	$CH_4 + 2 H_2O$	
CH_3COOH	$\longrightarrow$	$CH_4 + CO_2$	
$HCOOH + 3 H_2$	$\longrightarrow$	$CH_4 + 2 H_2O$	
$CH_3OH + H_2$	$\longrightarrow$	$CH_4 + H_2O$	
Sülfat İndirgeme Prosesi			
$4 H_2 + SO_4^{2-} + H^+$	$\longrightarrow$	$HS^- + 4 H_2O$	
$CH_3COOH + SO_4^{2-}$	$\longrightarrow$	$CO_2 + HS^- + HCO_3^- + H_2O$	
$CH_3C_2H_4COOH + SO_4^{2-} + H^+$	$\longrightarrow$	$4 CH_3COOH + HS^-$	
HCOOH: Formik Asit $C_6H_{12}O_6$: Glikoz CH_4 : Metan HS^- : Hidrojen Sülfat	CH_3COOH : Asetik Asit CH_3OH : Metanol CO_2 : Karbondioksit HCO_3^- : Hidrojen Karbonat	CH_3CH_2COOH : Propiyonik Asit CH_3CH_2OH : Etanol H_2 : Hidrojen H^+ : Proton	$CH_3C_2H_4COOH$: Bütirik asit C_6H_5COOH : Benzoik asit SO_4^{2-} : Sülfat H_2O : Su

Aşama II, Fermantasyon Fazı (Geçiş Fazı): Bu fazda oksijen tükenmek üzeredir ve anaerobik şartlar gelişmeye başlamıştır (Warith, 2002). Oksijen tükendiğinde anaerobik safhanın ara ürünleri oluşmaya başlar. Fermantasyon ve asit üreten bakterilerin faaliyeti sonucu ilk olarak uçucu yağ asitleri, alkoller, CO_2 ve H_2 oluşur. Depo sahasında oluşan biyogazın başlıca bileşeni CO_2 'dir. CH_4 ve H_2 'nin oranı daha düşüktür. Bu safhada oluşan sızıntı suyu 10.000 mg/L'den yüksek BOİ değerlerine sahip olabilir ve biyolojik olarak parçalanabilirliğin göstergesi olan BOİ/KOİ oranı da 0.7'den yüksek değerler alabilir.

Geçiş fazı boyunca, yüksek konsantrasyonlardaki karbondioksit ve organik asitlerin varlığından dolayı oluşan sızıntı suyunun pH'ı düşmeye başlar (Warith, 2002). Sızıntı suyu asidik özelliktedir ve pH değeri 5–6 civarındadır. Sızıntı suyunun bu doğal agresif yapısı atık içerisindeki demir (Fe^{2+}), mangan (Mn^{+}), magnezyum (Mg^{2+}), kalsiyum (Ca^{2+}), çinko (Zn^{2+}), klor (Cl^{-}), sodyum (Na^{+}) ve sülfat (SO_4^{2-}) gibi inorganiklerin çözünerek yüksek konsantrasyonlarda sızıntı suyuna taşınmasına ve sızıntı suyunun iyonik gücünün artmasına sebep olur. Sızıntı suyunun istenmeyen bir kokusu vardır ve 500–2000 mg/L gibi yüksek konsantrasyonlarda $\text{NH}_4^{+}\text{-N}$ içerebilir. Amonyum, özellikle proteinli bileşiklerin fermentasyonu ve hidrolizi sonucu oluşur. Redoks potansiyeli düştükçe, sızıntı suyunun başlangıçtaki yüksek sülfat konsantrasyonu azalır. Üretilen sülfür, bu safhanın başlangıcında çözünmüş olan demir, mangan ve diğer ağır metalleri çöktürür.

Organik ve inorganik kirleticilerin biyolojik bozunumunda redoks potansiyeli önemli bir parametredir. Oksijen ya da diğer elektron alıcıları mevcut olduğunda ayrışma hızlı gerçekleşir. Kirlilik yükünün fazla olduğu durumlarda oksijen tükendiğinde ortam anoksik olur. Oksitlendiğinde en fazla enerji açığa çıkan bileşikler öncelikle kullanılmak üzere, anoksik şartlarda farklı elektron alıcıları kullanılabilir. Önce NO_3^{-} kullanılır (denitrifikasyon), NO_3^{-} tüketildiğinde Fe^{3+} kullanılır (demir indirgenmesi). Fe^{3+} ortamda yok ise ya da tüketildiğinde SO_4^{2-} kullanılır (sülfat indirgenmesi). Son olarak sülfatın tamamı tüketildiğinde CO_2 elektron alıcısı olarak kullanılır ve metana indirgenir (Demir, 2005). Oksidasyon/redüksiyon potansiyeli değerleri –150 ile –300 mV arasında olduğu zaman metan üretimi ortaya çıkar (Warith, 2002). Kullanılan elektron alıcısına bağlı olarak baskın bakteriyal popülasyon değişiklik gösterir.

Aşama III, Asit Fazı: Anaerobik sürecin ikinci safhası metan bakterilerinin yavaşça gelişmesiyle birlikte başlar. Biyogazın hidrojen ve karbondioksit bileşimi düşerken, metan bileşimi artar. Uçucu yağ asidi konsantrasyonu azalmaya başlar. pH ve alkalinite de artış, kalsiyum, demir, mangan ve ağır metallerin çözünürlüğünü azaltır.

Bu fazda gerçekleşen iki ana reaksiyon vardır. Birinci reaksiyon, daha yüksek moleküler kütle bileşiklerinin (lipitler, polisakkaritler, proteinler ve nükleik asitler) mikroorganizmalar tarafından enerji kaynağı olarak kullanılabilen bileşiklere dönüşümüdür (hidroliz). Asitojen, ilk reaksiyon sonucu oluşan mikrobial bileşiklerin asetik asit (CH_3COOH) bileşikleri gibi daha düşük moleküler kütle bileşiklerine dönüşümünü içeren, bu fazın ikinci reaksiyonudur. Bu dönüşüme dâhil olan mikroorganizmalar daha çok metanojenik olmayan veya asitojenler olarak bilinmektedirler. Karbondioksit, bu faz boyunca küçük miktarda hidrojen gazıyla

birlikte üretilen asıl gazdır. Üretilen sızıntı suyunun pH'ı depo sahasının içerisinde artan CO₂ konsantrasyonundan dolayı 5 veya daha aza düşer. Biyokimyasal oksijen ihtiyacı (BOİ₅), kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) ve iletkenlik, sızıntı suyundaki organik asitlerin çözünmesinden dolayı artacaktır (Warith, 2002).

Bu ilk üç faz 8–16 ay kadar bir sürede tamamlanır.

Aşama IV, Metan Fazı: Bu aşamada, bir grup mikroorganizma asetik asitleri ve hidrojen gazını metana ve karbondioksit'e dönüştürür. Biyogazın hacimce % 50–65'i metandır. Bu reaksiyondan sorumlu olan bakteriler, metanojenik veya metanojenler olarak adlandırılır (Warith, 2002). Metanojenler, hücre şekli ve yapısı bakımından çok az farklılık gösteren ve çok değişik türleri olan bir bakteri grubudur. Metanojenik bakteriler zorunlu anaerobiktirler ve çok düşük redoks potansiyeline sahiptirler. Metanojenler genel olarak 6 gruba ayrılmışlardır; *Methanobacterium*, *Methanosarcina*, *Methanococcus*, *Methanobrevibacter*, *Methanospirillum*, ve *Methanogenium*. Yaşadıkları ortamın sıcaklığına göre ise metanojenler 3 gruba ayrılabilir. Termofilik grup 44°C'nin üzerindeki sıcaklıklarda, mezofilik bakteriler 20–44°C arasında, psikrofilik bakteriler ise 20°C'nin altında faaliyetlerini sürdürürler. Ancak her üç grup bakterinin de faaliyetlerini gerçekleştirebilmesi için tamamen anaerobik bir ortam (çok düşük oranlarda O₂ de bu bakteriler için toksik olabilir) ve hemen hemen nötr pH değerleri gerekli olan temel şartlardır (Bilgili, 2006). pH 6.6–7.3 arasında metan bakterilerinin faaliyetleri maksimuma ulaşır.

Metan bakterileri için temel besin kaynakları, karbon, oksijen, hidrojen, azot ve fosfordur. Demir, nikel, kobalt, sülfür, kalsiyum ve diğer iz bileşikler gibi nütrientlere ise daha az miktarda gereksinim duyarlar. Evsel kaynaklı atıklar bu temel besin kaynaklarını yeterli miktarlarda ihtiva ederler. Ancak endüstriyel atıklar veya evsel ve endüstriyel atıkların karışımları, azot (N₂) ve/veya fosfor (P) bakımından fakir olduklarından biyolojik büyümeyi sınırlandırabilirler.

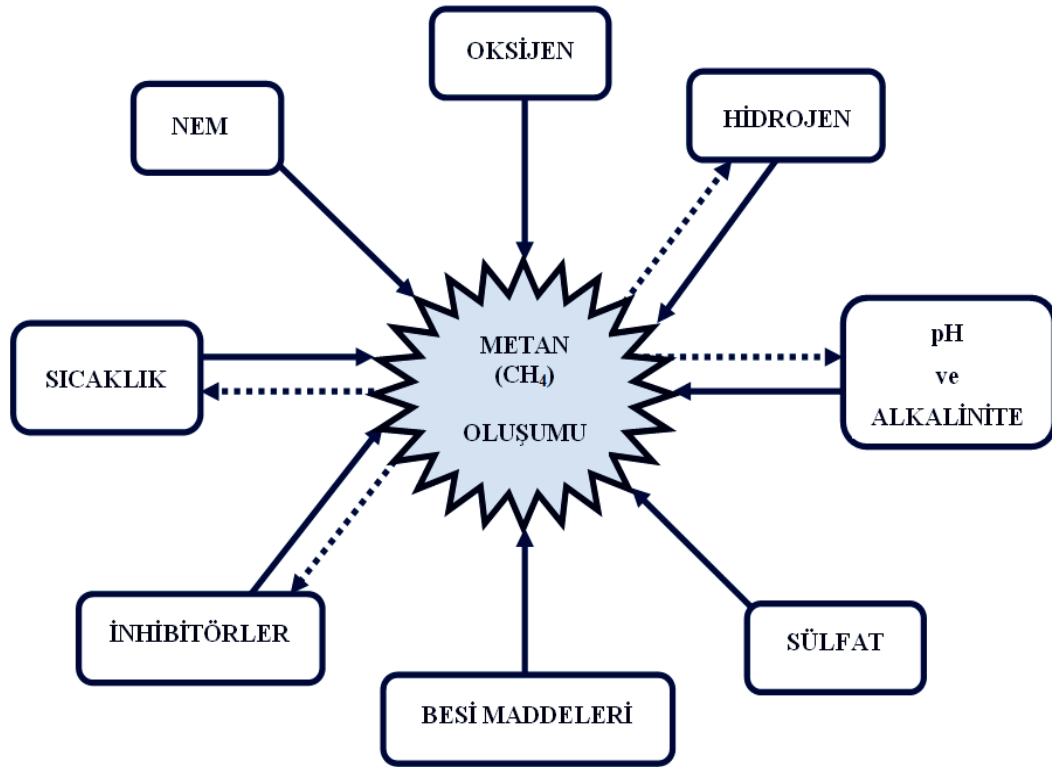
Bu fazda sızıntı suyunun organik madde konsantrasyonunda ani bir azalma gözlenir. Dolayısıyla depo sahası sızıntı suyunun BOİ₅ ve KOİ değerleri de azalır. Metanojenik aktivite sebebiyle uçucu yağ asidi ve H₂ konsantrasyonu düşüktür. Ayrıca sızıntı suyundaki ağır metal konsantrasyonu da düşecektir.

Aşama V, Oksidasyon Fazı (Olgunlaşma Fazı): Bu faz, biyolojik olarak ayrışabilir maddelerin karbondioksit ve metana dönüştürülmesinden sonra başlar. Depo gazı üretim oranı

kayda değer şekilde azalır, çünkü mevcut nütrientlerin çoğu metanojenik faz boyunca sızıntı suyuyla birlikte uzaklaştırılmıştır ve kalan substratlar biyolojik olarak yavaşça bozunabilenlerdir. CO₂ ve CH₄ bu fazda da asıl gazlardır. Ayrıca düşük miktarlarda azot gazı da depo gazında bulunabilir. Olgunlaşma fazı boyunca, sızıntı suyu biyolojik olarak işletilmesi zor olan hümik ve fulvik asitleri içermektedir (Warith, 2002). Birkaç gün mertebesinde süren ilk aerobik safhadan sonra diğer safhalar sırasıyla, ay, yıl ve on yıl mertebesinde sürebilir.

2.1.1 Anaerobik ayrışmayı etkileyen faktörler

Anaerobik depo sahasında ayrışmayı etkileyen temel faktörler oksijen, hidrojen, pH ve alkalinite, sülfat, besi maddeleri, inhibitörler, sıcaklık ve nem muhtevasıdır (şekil 2.4). Aşağıda bu faktörler ve atıkların depo sahalarında anaerobik ayrışması üzerindeki etkileri kısaca açıklanmıştır.



şekil 2.4 Atıkların anaerobik ayrışmasını etkileyen faktörler (Bilgili, 2006)

2.1.1.1 Oksijen

Anaerobik bakterilerin kararlılığının sağlanabilmesi için ortamda kesinlikle serbest oksijen bulunmamalıdır. Oksijen kimyasal olarak bağlı olsa bile anaerobik arıtma sürecini olumsuz yönde etkilemektedir. Bu yüzden NO₃⁻, H₂O₂, SO₄²⁻ gibi maddeler anaerobik bakterilerin

yaşamını olumsuz yönde etkilemektedir. Oksijene karşı oldukça duyarlı olan metan bakterilerinin -150 mV'ın altında bir redoks potansiyeline ihtiyacı vardır. Oksijen depo sahalarında atık içerisinde atmosferden difüzyon ile girer. Bu oksijen depo sahalarının üst bölgelerinde bulunan aerobik bakteriler tarafından hızlı bir şekilde tüketilir. Metan bakterileri, oksijen girişiyle tamamen yok olmaz (Demir, 2005).

2.1.1.2 Hidrojen

Hidroliz safhasında suda çözünür hale gelen organik maddeler, asit oluşumu safhasıyla asit üreten bakteriler tarafından asidik maddelere (propiyonik, bütirik ve asetik asitler) dönüştürülür. Bir sonraki safhada meydana gelen asidik maddeler fermantif ve asetojen bakterileri tarafından asetat (CH_3COO^-) ve hidrojene dönüştürülür. Üretilen hidrojenin basıncı biyokimyasal dönüşümleri etkiler. Etanol, bütirik asit ve propiyonik asit gibi organik bileşikler H_2 basıncı çok yüksek değilse asetojenik bakteriler tarafından da oluşturulabilir. Propiyonik asidin oluşabilmesi için H_2 basıncının 9×10^{-5} atm'in altında olması gerekmektedir. Yani H_2 basıncı yüksek ise propiyonik (ve bütirik) asit oluşacak fakat bu bileşikler daha fazla ayrılmayacaktır. Hidrojen basıncının artmasıyla uçucu yağ asidi miktarı artarken pH düşer ve metan üretimi durur. Hidrojenin kısmi basıncının H_2 ve CO_2 'den metan oluşması için 10^{-5} atm'in altında olması gerekmektedir.

2.1.1.3 pH ve alkalinite

Anaerobik ayrışma sırasında, bakteriyel faaliyetler için gerekli olan uygun pH değerlerinin sağlanması oldukça önemlidir. Çoğu bakteri türü hidrojen (H^+) ve hidroksil (OH^-) iyonlarına karşı oldukça hassastır. Aşırı organik asit üretiminden kaynaklanan düşük pH değerleri, metan bakterilerinin faaliyetlerinin durmasına sebep olabilmektedir. Metan bakterileri pH 6–8 aralığında faaliyet gösterirler. pH değerinin 6'nın altına düşmesi metan bakterileri üzerinde toksik etki gösterebilir. pH değerlerinin nötr olması durumunda atık ayrışma proseslerinin daha hızlı gerçekleştiği gözlenmiştir (Bilgili, 2006).

Anaerobik sistemlerde alkalinite, ayrışma için gerekli pH değerinin istenen seviyenin altına düşmesine yol açan uçucu ve diğer asitleri tamponlama kapasitesini gösterir. Düşük alkalinite değerlerinde ortamdaki asitler pH değerinin düşmesine sebep olarak biyolojik aktiviteyi durdururken, yüksek alkalinite değerleri sistemi düzensiz pH değişimlerine karşı korur. Alkalinitenin düşük olması uçucu yağ asitlerinin birikmesine yol açar (Demir, 2005).

Alkalinite eklenmesinin katı atıkların stabilizasyonu üzerinde olumlu etkileri vardır. Bu durum, sızıntı suyundaki kirleticilerin giderimini ve katı atık stabilizasyonunu hızlandırmaktadır. Eklenen alkaliniteden tamponlama kapasitesi en yüksek olan CO_3^{2-} , sonra sırasıyla HCO_3^- ve OH^- alkalinitesidir. Alkalinite eklenmesi kirletici oranlarını azaltmayı hızlandırabilir. Alkalinite eklenmesinin NH_4^+-N , NO_3^--N ve NO_2^--N giderimi üzerinde açık bir etkisi yoktur ancak nitrojenin dönüşümü ve toplam azotun giderimi üzerinde pozitif etkileri mevcuttur (Jun, vd., 2008).

2.1.1.4 Sülfat

Sülfat (SO_4^{2-}), anaerobik şartlar altında elektron kabul eden bir maddedir. Hem sülfat indirgeyen bakteriler hem de metan bakterileri asetik asit ve hidrojeni enerji kaynağı olarak kullandığından bu iki bakteri türü arasında rekabetin doğmasına neden olur. Sülfat indirgeyen bakteriler elektronları metan bakterileri etrafından uzaklaştırarak kendilerine doğru çekerler. Böylece daha düşük metan üretimi gerçekleşirken yüksek miktarda H_2S oluşur. Meydana gelen H_2S , metan bakterileri üzerinde olumsuz etki yapar. Sülfat konsantrasyonunun azalmasıyla metan oluşumu büyük oranda artar (Demir, 2005).

Sülfatın indirgenmesi sonucu oluşan H_2S , metan bakterileri için toksik olabilir. Pratikte $\text{KOI}/\text{SO}_4^{2-}$ oranının 7–10'dan düşük değerlerinde önemli miktarda inhibisyon gerçekleşebilir. Nötr pH aralığında çözünmüş sülfürlerin yaklaşık % 50'si uçucu haldedir. pH 6'da sülfürlerin büyük bölümü H_2S şeklindedir. Koku problemi olan anaerobik tesisler hafif bazik şartlarda işletilerek H_2S 'in çözünmesini sağlamak suretiyle bu sorun giderilebilir. Sülfür tek başına anaerobik prosesler için toksik olmasına rağmen, ağır metallerle birlikte çözünmeyen tuzlar oluşturduğu için zararlı etki göstermez (Bilgili, 2006).

2.1.1.5 Nütrientler

Anaerobik mikroorganizmalar için gerekli mikronütrientler sülfür, kalsiyum, magnezyum, potasyum, demir, nikel, çinko, bakır, kobalt, molibden ve selenyum depo sahalarında bulunmaktadır. Bu iz elementlerin ortamda düşük miktarlarda mevcut olması, anaerobik ayrışma prosesini hızlandırırken, belirli eşik seviyelerin üzerinde inhibisyon etkisi göstermektedirler. Anaerobik bakteriler azot ve fosfor gibi maddelerin çok az bir kısmını bünyelerine aldıklarından, anaerobik sistem için gerekli olan nütrient miktarı aerobik sisteme nazaran daha azdır.

2.1.1.6 İnhibitörler

Katı atıklar içerisinde belirli konsantrasyonlarda, metanojenik bakteriler başta olmak üzere bakteri aktivitesini yavaşlatan maddeler bulunmaktadır. Ancak toksik etki gösteren bu maddeler için sınır değerleri konusunda farklı veriler mevcuttur. Sınır değerlerle ilgili bu farklılığın sebebi, bu maddelerin inhibisyon etkisinin yalnızca konsantrasyona değil, pH, sıcaklık, diğer maddelerin konsantrasyonları gibi çevresel koşullara da bağlı olmasından kaynaklanmaktadır. İnhibisyon etkisi yapan durumlardan bazıları şöyledir;

- Asetik, propiyonik ve bütirik asitlerin toplam konsantrasyonlarının 6000 mg/L'den az olması gerekmektedir,
- Karbondioksitin kısmi basıncının 0.5 atmosferden fazla olması durumunda asetik asitten metan oluşumu inhibisyona uğrar,
- pH'ın artmasıyla amonyumun inhibisyon etkisi meydana gelmektedir,
- Önemli miktarlarda endüstriyel kimyasallar içeren katı atık düzenli depo sahalarında asetaldehit, akrilik asit, katekol, dietil amin, etil asetat, etil benzen, formaldehit, kloroform, nitrobenzen, fenol, propanol, vinil klorür gibi özel organik maddeler metan oluşumunu engelleyebilir.

2.1.1.7 Nem muhtevası

Nem muhtevası depo sahalarındaki katı atığın bozunması için kritik bir parametredir. Geleneksel depo sahaları atığın içine giren nem miktarını minimize edecek şekilde işletilir (Gawande, vd., 2003).

Nem muhtevası (ağırlıkça) atığın içerisindeki suyun kütlesinin miktarını tanımlar. Nem muhtevası üç farklı yolla tanımlanır: (a) suyun kütlesinin atığın kuru kütlesine oranı, (b) suyun kütlesinin atığın ıslak kütlesine oranı veya (c) suyun hacminin atığın hacmine oranı. Önceden yapılan deneyler ve araştırmalar atığın nem muhtevasının kontrolünün tek başına depo sahalarında atık bozunmasını geliştirmedeki en önemli faktör olduğunu göstermektedir. Metan fazının gelişmesi, nütrient transferi ve mikrobial bozunma atığın nem muhtevasının artmasıyla önemli oranda artmaktadır. Sızıntı suyu geri devri nem muhtevasının kontrolünde en pratik yoldur (Reddy ve Bogner, 2003).

2.1.1.8 Sıcaklık

Sıcaklık bir anaerobik bozunma prosesinin en önemli faktörlerinden biri olup bozunmanın her fazını etkilemektedir (Svoboda, 2003). Metan bakterileri 40°C civarında yaşayan bir mezofilik grup ve maksimum 70°C civarında yaşayan termofilik bir gruptan oluşurlar. Metan üretimi sıcaklık arttıkça artarak 35°C de birinci pik değerine ulaşır. Ancak 45°C ve üzerinde termofilik kademe başlar ve metan üretimi 55°C de maksimum değerine ulaşınca kadar yeniden artar.

Depo gövdesinin sıcaklığı yoğunluk, yüzey alanı, nem muhtevası gibi faktörlerden etkilenir. Anaerobik biyolojik ayrışmanın ilk safhasında 70°C gibi yüksek sıcaklıklara ulaşılabilir. Anaerobik ayrışma safhası başladığında ise sıcaklık düşer ve 30–35°C civarında sabit kalır. Bu sıcaklık değerleri mezofilik metan bakterileri için optimum sıcaklıklardır. Sıcaklığın yükselmesi, genellikle gaz üretiminin de arttığının bir göstergesi olarak kabul edilir.

2.2 Aerobik Depolama

Dünya genelindeki kentsel katı atık (KKA) depo sahaları, depolanan atığın içinde anaerobik şartların meydana geldiği geleneksel depolama teknikleri uygulanmaktadır. Bir depo sahasında anaerobik şartlar altında, atık kütesinin çok yavaş bir şekilde stabilizasyonu meydana gelmekte, uzun süreler boyunca metan (patlayıcı bir sera gazı) ve sızıntı suyu (yer altı suyunu kirletebilen) üretilmektedir. Etkili bir çözüm olarak, depo sahasının içerisindeki kentsel katı atığın aerobik bozunmasının önemli ölçüde atık bozunma ve çökme oranını arttırabildiği, metan üretimini ve sistemden ayrılan sızıntı suyunu azaltabildiği ve sahanın işletme ömrünü önemli derecede arttırabildiği kanıtlanmıştır (Read, vd., 2000).

Aerobik depo sahası fikri son otuz yıldır araştırmalara konu olmuştur. Amerika’da uygulanan ilk sistem Santa Clara, California’da 1962 yılında USEPA tarafından desteklenen bir proje ile gerçekleştirilmiştir (Read, vd., 2000). Ancak bu çalışmada ortama verilen hava miktarının çok düşük olması sebebiyle sonuçları başarılı bulunmamıştır. Başarısızlıkla sonuçlanan bu ilk denemeden sonra 1966 yılında Japonya’da düzenli depolama teknolojileri üzerine başlatılan bir araştırma ile depo gövdesine oksijen verilerek stabilizasyonun hızlandırılması düşüncesi tekrar gündeme gelmiştir. Ancak yöntem depo gövdesine verilmesi gereken hava miktarının yüksek olması sebebiyle ekonomik bulunmamış, daha sonra yapılan deneysel çalışmalarla yeni bir alternatif geliştirilerek havanın depo gövdesine sızıntı suyu toplama borularıyla dağıtılması sağlanmıştır (Bilgili, 2006).

Depo sahası gövdesinin havalandırılması sırasında aşağıdaki prosesler oluşur (Heyer, vd., 2003):

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

Sızıntı suyu üzerindeki etkileri:

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

Depo gazı üzerindeki etkileri:

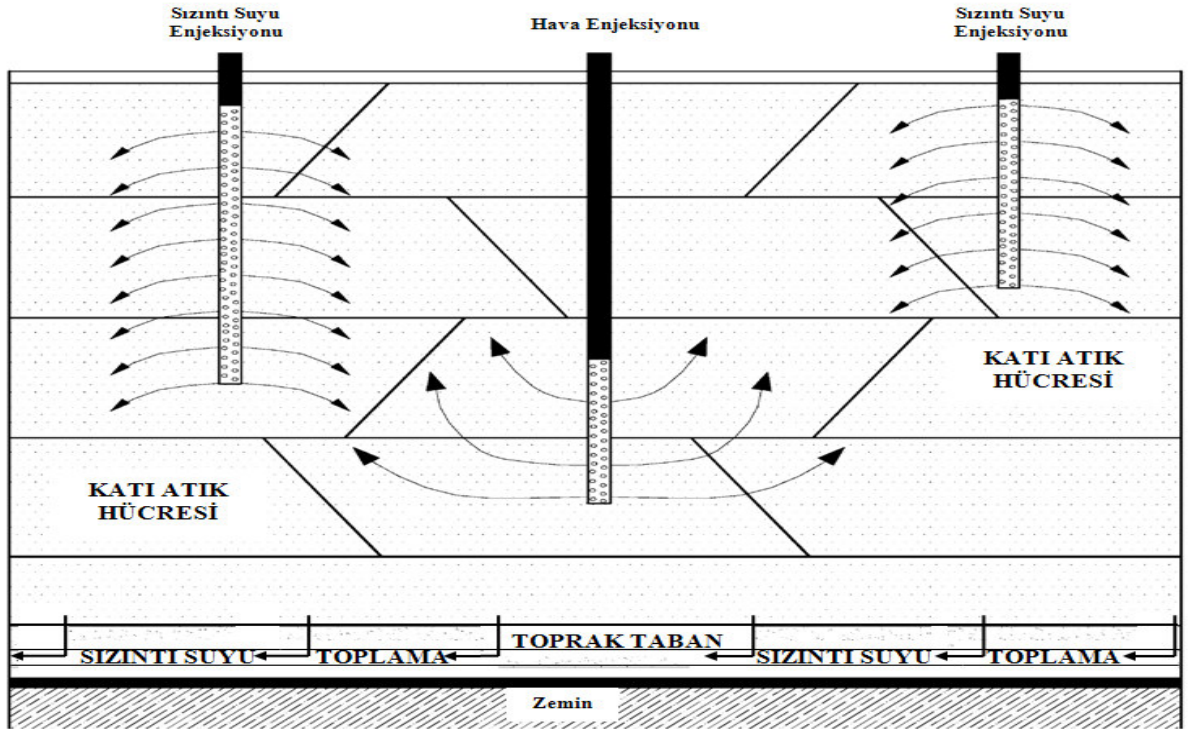
- Özellikle karbondioksit oluşma oranı, karbon bozunmasının hızlandırılmasıyla arttırılmaktadır.
- Kirlenmiş havadaki metan kapasitesinin azalması patlama riskini azaltmaktadır.
- Havalandırma sonucunda organik maddenin bozunmasıyla karbon deşarjı, anaerobik şartlar altındaki durumdan 1.5 ila 5 kat arasında daha fazladır.

Güney Florida Üniversitesi'nden Stessel ve Murphy'nin 1992'de gerçekleştirdiği laboratuvar çalışmalarına göre, aerobik bir ortamda mevcut olan bakteriler, atığın biyolojik olarak parçalanabilir kütlesini ve diğer organik bileşikleri, metan yerine çoğunlukla karbondioksit ve suya dönüştürmekte, geriye humus benzeri stabilize olmuş bir madde kalmaktadır (Read, vd., 2000).

Sızıntı suyu geri devri kentsel katı atık yönetiminde, sızıntı suyunun organik gücünü azaltan, depo sahasının stabilizasyonunu hızlandıran, depo sahasının aktif ömrünü uzatan ve depo sahası gaz üretimini arttıran yeni bir yöntemdir (He, vd., 2006). Aerobik biyoreaktörler atık stabilizasyonunu hızlandıran bir metot olarak özellikle son yıllarda lanse edilmiştir (Bilgili, vd., 2006). Sızıntı suyu geri devri ve havalandırmanın, bir depolama sahasındaki biyolojik ayrışmayı hızlandırmada başarılı oldukları yapılan araştırmalarla belirlenmiştir (Das, vd., 2002). ABD'nin Atlanta kentinde sızıntı suyu geri devri ve havalandırmanın uygulandığı bir depo sahasının görünümü Şekil 2.5'de verilmiştir. Aerobik biyoreaktör depo sahalarının şematik gösterimi Şekil 2.6 ve Şekil 2.7'de verilmiştir.

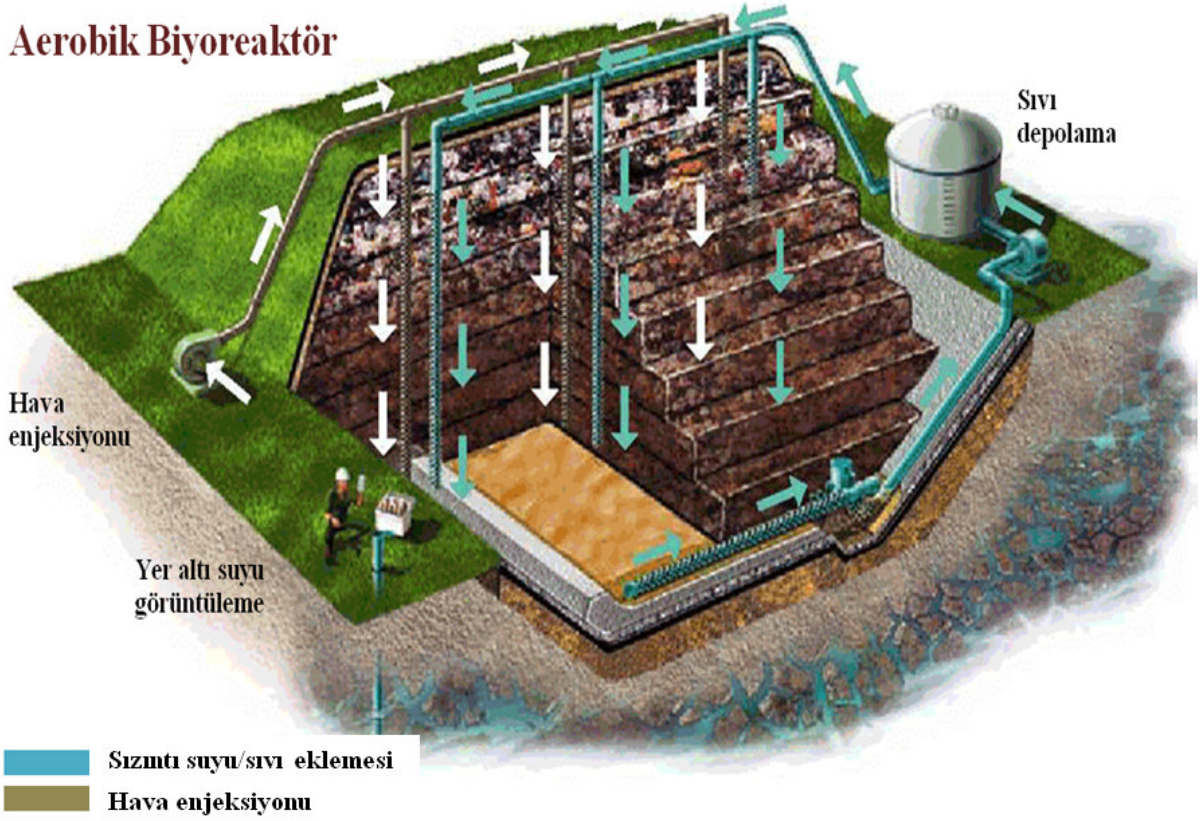


Şekil 2.5 Düzenli depo sahasında havalandırma ve sızıntı suyu geri devir hattının görünümü (ECS, 2005)



Şekil 2.6 Havalandırma ve sızıntı suyu uygulanan biyoreaktör depo sahasının kesiti (Das, vd., 2002)

Aerobik Biyoreaktör



Şekil 2.7 Aerobik biyoreaktör depo sahası (Warith, 2002)

Atıkların aerobik ayrışması sırasında meydana gelen biyokimyasal ayrışma işlemi üç fazda gerçekleşmektedir (Bilgili, 2006).

1. Şeker, glikoz ve nişasta gibi kolay ayrışabilen organik maddeler kısa bir sürede parçalanırlar. Bu parçalanma sırasında yüksek miktarda ısı açığa çıkar.
2. Katı atık içerisinde hemiselüloz, lignin, yağlar, reçine, vs. gibi zor ayrışan bileşiklerin ayrışması nispeten daha uzun sürede gerçekleşir ve bu ayrışma aerobik ayrışmanın ikinci kademesini oluşturur.
3. Aerobik ayrışma sonucu oluşan humus benzeri malzemenin (kompostun) değerlendirilmesi isteniyorsa, mineralizasyon işleminden kaçınılmalıdır.

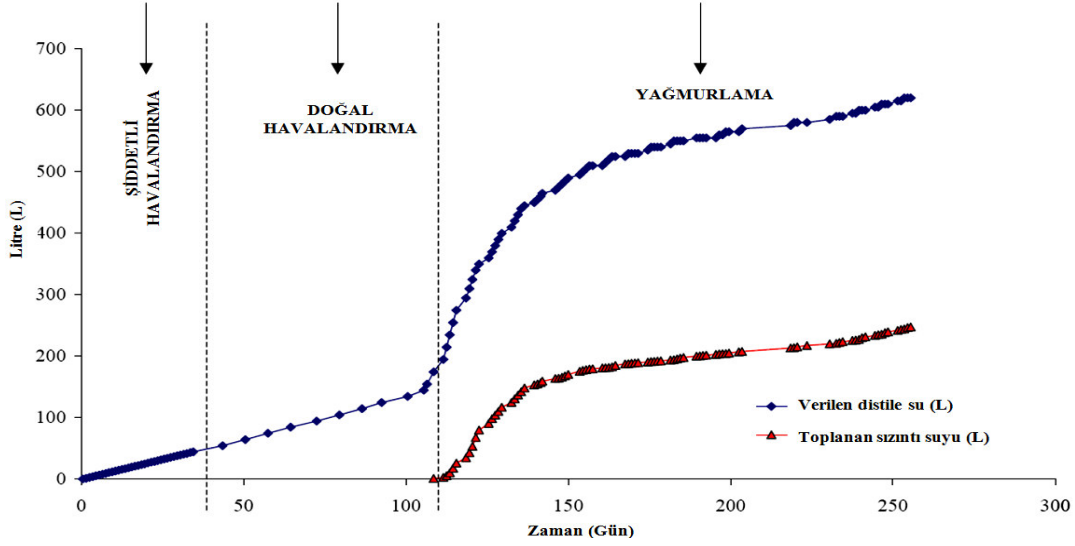
2.2.1 Aerobik depolama çeşitleri

Aerobik depolamaya artan ilgiyle orantılı olarak yapılan araştırmalar sonucunda, çeşitli aerobik depolama yöntemleri geliştirilmiştir. Bu depolama metotlardan bazıları aşağıda açıklanmıştır.

2.2.1.1 PAF modeli

Padova Üniversitesi IMAGE Departmanı tarafından geliştirilen ve yeni bir konsept olan PAF modeli, daha önceden depo sahasına uygulanan üç seçeneğin kombinasyonundan oluşmaktadır (waste Pretreatment, Aerobic degradation, Flushing = PAF Modeli). Cossu ve diğerleri tarafından 2001 ve 2003’de yapılan çalışmalarda, mekanik–biyolojik olarak önceden

arıtılmış atıklarla gerçekleştirilen deneysel çalışmalardan elde edilen sonuçlar, klasik depo sahalarıyla karşılaştırıldığında, kısa bir süre sonra depo sahasından kaynaklanan emisyonların önemli ölçüde azaltıldığı belirlenmiştir (Cossu, vd., 2005). Şekil 2.8’de PAF modelinde uygulanan işletme safhaları görülmektedir.

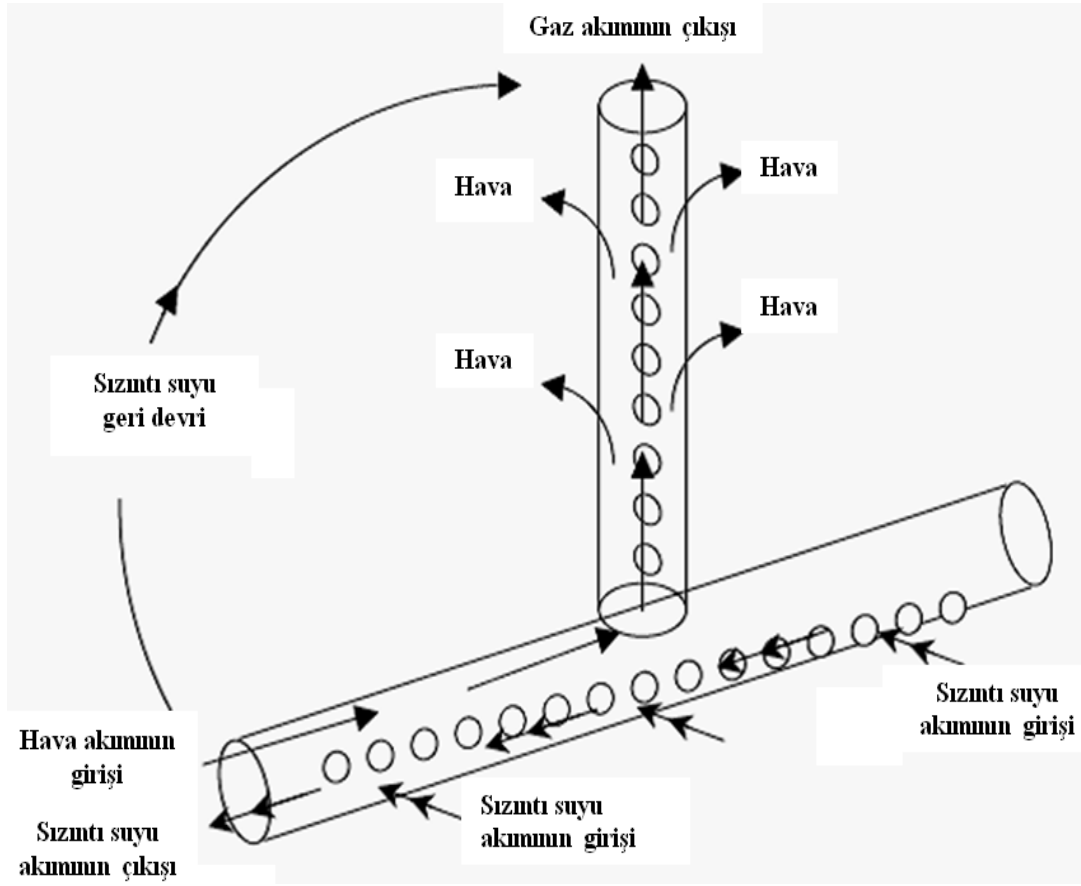


Şekil 2.8 PAF deneyinde uygulanan farklı işletme fazları (Cossu, vd., 2005)

2.2.1.2 Fukuoka metodu (semi-aerobik depolama)

Fukuoka metodu (semi-aerobik sistem), Fukuoka Üniversitesi’nde geliştirilmiştir ancak dünya genelindeki birçok ülke tarafından yaygın bir şekilde bilinmemektedir. Bu yöntem, Japonya’nın birçok yerinde ve Malezya, İran ve Çin gibi gelişmekte olan ülkelerde pratik olarak test edilip kanıtlanmış bir teknolojidir (Chong, vd., 2005).

Sistemin çalışma prensibi şu şekildedir; atık kütlelerinin içerisi ve sistemi çevreleyen hava ortamı arasındaki sıcaklık farkı sayesinde, hava sızıntı suyu toplama sistemi boyunca atık kütleleri içine girer. Atık kütleleri içerisine doğru hareket eden hava aerobik şartları oluşturur, böylece sıcaklık yükselir. Prosesin pasif doğası enerji maliyetleri açısından faydalıdır (Rich, vd., 2007). Özellikle gelişmekte olan ülkeler için uygun bir yöntem olan sistemin çalışma prensibinin şematik gösterimi Şekil 2.9’da verilmiştir. Fukuoka metodu, aerobik depolama ve klasik anaerobik depolamanın karşılaştırılması Çizelge 2.3’de verilmiştir.



Şekil 2.9 Semi-aerobik (Fukuoka metodu) sistem (Chong, vd., 2005)

•

izelge 2.3 Klasik anaerobik depolama teknikleri ile aerobik depolama tekniklerinin karşılaştırılması (Rich, vd., 2007)

	Geleneksel anaerobik	Fukuoka metodu	Aerobik
Proses	Beş aşamalı; aerobik, fermentasyon, asetogenesis, metanogenesis, oksidasyon	Sıcaklık farkından dolayı atık kütlesi içerisine havanın pasif girişi	Atık kütlesi içerisine basınçlı hava verilerek aerobik şartların sağlanması
Sıcaklık aralığı	30–65°C (depo gazı üretimi için optimum aralık 30–45°C)	40–50°C	40–70°C, ideali 54–66°C
pH aralığı	5–9 (metanogenesis aşaması boyunca 7–8; ideali 6.8–7.5)	İdeali ~8 üzeri	7.5–8.5: anaerobikten daha az asit üretiliyor, çünkü fermentasyon reaksiyonları sınırlı
Zaman ölçüsü	On yıllardan milenyuma kadar değişen tahminler	30 yıl	2–5 yıl arası
Emisyonlar	CO ₂ , CH ₄ , H ₂ O, iz kirleticiler	CO ₂ , H ₂ O, iz kirleticiler	CO ₂ , H ₂ O, iz kirleticiler

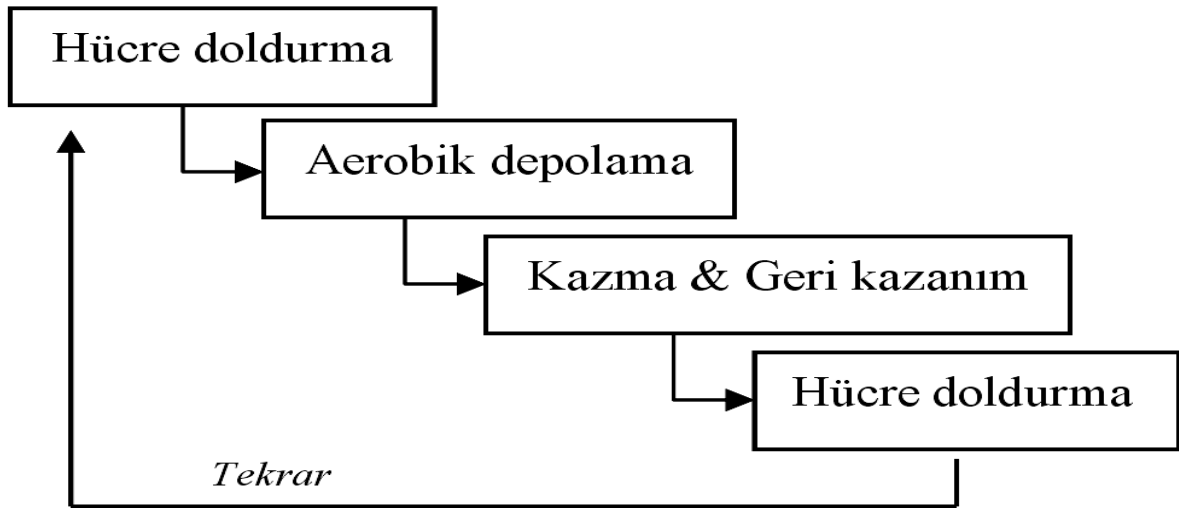
Ç

Fukuoka metodunun özellikleri aşağıda verilmiştir (Read, vd., 2001).

1. Sızıntı suyunun kalitesi kayda değer şekilde ve anaerobik şartlardakinden daha hızlı bir şekilde iyileşmekte ve ikinci arıtım gerekmeden önemli oranda maliyet avantajları sağlamaktadır.
2. Metan üretimi azaltılmakta, böylece küresel ısınmayı önlemede yardımcı olmaktadır.
3. Kapatılmış depo sahalarının kısa sürede farklı amaçlar için kullanılmasını mümkün kılacak şekilde stabilizasyonun hızlanmasını sağlamaktadır.
4. Maliyet açısından uygun, inşa ve işletmesi kolaydır.

2.2.1.3 Sürdürülebilir (sustainable) depolama

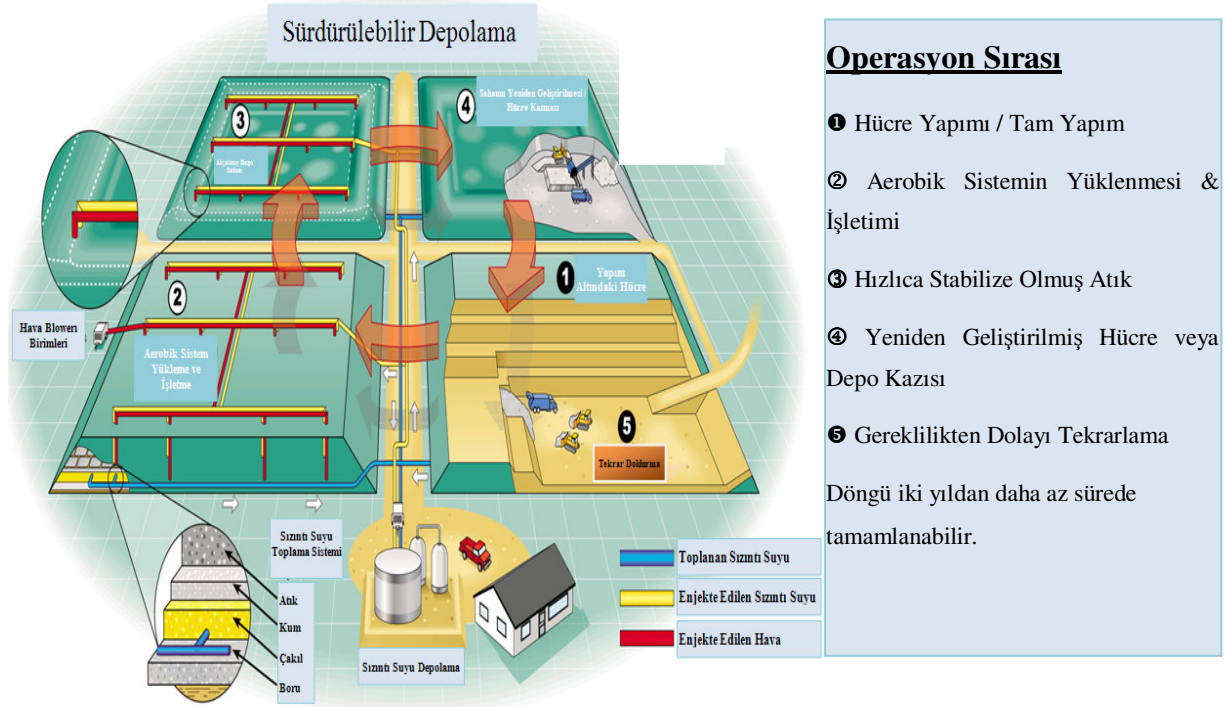
Düzenli depo sahalarına gelen atık miktarının her geçen gün artması, depo sahası bulma sorununu arttırmaktadır. Bu amaçla EPA ve Environmental Control Systems (A.B.D.) firması tarafından “sustainable landfill” adında yeni bir aerobik depolama yaklaşımı geliştirilmiştir. Aerobik depolama yöntemi, atıkların zehirlilik etkilerini giderdiği ve metan ve atıktaki patojenler gibi tehlikeleri ortadan kaldırdığından dolayı, depo sahaları ayrışma tamamlandıktan sonra güvenli bir şekilde kazılabilir ve geri kazanılabilir. Büyük atık dağları inşa etmek yerine, tasarımı yapılmış depo sahası içerisine birkaç küçük atık hücresi oluşturularak atıklar bu hücreler içerisine depolanmaktadır. Saha, atığın karakteristiğine ve atık bozunma zamanına bağlı olarak toplamda dört veya beş hücreden oluşmakta ve hücreler birbirine çok yakın inşa edilmektedir. Şekil 2.10’da hücrelerin kullanımında izlenen döngü gösterilmiştir.



Şekil 2.10 Sürdürülebilir depolama döngüsü (ECS, 2004)

Şekil 2.11’de görüldüğü gibi, bu yöntemde önce birinci sürdürülebilir depolama hücresi atıkla doldurulmaktadır. Sonraki hücre atıkla doldurulmakta ve bir aerobik depolama sistemi inşa

edilmektedir. Kalan hücrelerdeki atık ya stabilize edilmekte ya da kazılmaktadır ve kazılarak açılan hücre tekrar atıklarla doldurulmaktadır. Her durumda, metan üretimi ya hiç yoktur ya da minimum değerlerde gerçekleşmektedir.



Şekil 2.11 Sürdürülebilir depolama, örnek düzenleme (ECS, 2004)

2.2.1.4 Hybrid depolama

Bu tür bir depo sahasının tasarımı henüz geliştirilme aşamasındadır. Depolama aerobik ve anaerobik şartların ikisinin de kombinasyonunu içermektedir. Bu aerobik/anaerobik sistem, depo sahasına kısa süreli hava enjeksiyonu ve ardından aerobik ve anaerobik şartların meydana gelmesi şeklinde iki aşamada gerçekleşmektedir (Berge, vd., 2005).

Sistemde, aerobik ayrışma ile atıkların daha hızlı bir şekilde ayrışması sağlanırken anaerobik ayrışma sonucu ortaya çıkan metan gazı üretimi de gerçekleşmektedir. Hava sunî olarak atığın içerisine pompalanmakta, böylece anaerobik depolamada ilk faz olan aerobik faz uzatılmakta ve aerobik bozunmaya müsaade edilmektedir. Bazı hybrid depo sahalarında sızıntı suyu geri devri gibi nem ilavesi sağlayan metotlar da kullanılmaktadır. Depo gövdesinin üst kısmındaki atıklar daha yüksek bir hızda bozunurken, gaz depo gövdesinin daha alt kısımlarından toplanmakta ve metan safhası daha erken başlamaktadır. Depo gazından enerji kazanımı klasik depolamaya göre daha erken başlamaktadır. Hybrid depo sahaları bir depo sahasının ilk yıllarındaki verimsiz geçen süreyi kısaltıp, mümkün olduğunca çabuk depo gazından enerji kazanım amacıyla metan fazının daha erken başlamasını sağlamaktadır (Rich, vd., 2007).

2.2.2 Aerobik depolamayı etkileyen faktörler

Tıpkı klasik depolamada olduğu gibi aerobik depolamada da bozunmayı etkileyen bazı unsurlar vardır. Bu unsurlar aşağıda kısaca açıklanmıştır.

2.2.2.1 Havalandırma miktarı

Depo sahalarında aerobik ayrışmanın gerçekleşebilmesi için ortamda mikroorganizma faaliyetleri için yeterli miktarda oksijen bulunması gerekmektedir. Ortamda yetersiz miktarda oksijen bulunması ayrışmanın anaerobik şartlarda gerçekleşmesine yol açmaktadır. Diğer taraftan, ortama gereğinden fazla hava verilmesi de atık sıcaklığını düşürmektedir. Bu gibi sakıncaların ortaya çıkmasını engellemek için ortama optimum miktarda hava vermek gereklidir. Aerobik mikroorganizmalar % 5 oksijene kadar faaliyetlerini devam ettirebilirler. Ancak optimum oksijen konsantrasyonunun % 10'dan daha büyük olması gerekmektedir (Tosun, 2003). Ortamda oksijen miktarının fazla olmasının proses üzerinde olumsuz bir etkisi olmamasına rağmen, aşırı hava işletme maliyetini arttırmaktadır.

Aerobik depo sahalarında ortama verilecek hava miktarının, çıkış gazında oksijen konsantrasyonunun % 2–10 arasında olmasını sağlayacak düzeyde olması gerekir. Keener ve Hansen (1997) ve Keener, vd., (1997) aerobik ayrışma için gerekli işletme şartlarını özetlediği çalışmada atık gövdesine 0,35–0,97 L/dk/kg atık hava verilmesinin uygun olacağını belirtmişlerdir. Yapılan bir diğer çalışmada ise depo sahasına uygulanacak optimum hava miktarı 0,5 L/dk/kg atık olarak tespit edilmiştir (Bernreuter ve Stessel, 2000).

Ortama verilen havanın atık içerisinde tüm bölgelere dağılmasını sağlamak gerekmektedir. Atıkların havalandırılması depo sahalarında aerobik ayrışmanın gerçekleşmesini sağlamak için gerekli oksijenin temin edilmesi ve depo gövdesinde sıcaklığın kontrol edilmesi maksatlarıyla kullanılabilir. Fazla hava ortama, sıcaklığın düşürülmesi gayesiyle verilir. Böylece, ortamda bulunması muhtemel anaerobik mikroorganizmaların da bertaraf edilmesi sağlanmış olur.

Yapılan araştırmalara göre depo gövdesine çok düşük hacimde hava verildiğinde bile depo sahasının stabilizasyonunun hızlandığı belirlenmiştir (Ağdağ ve Sponza, 2004). Diğer taraftan, gereğinden fazla hava verilmesi durumunda atık sıcaklığının düştüğü gözlenmiştir. Eğer havalandırma depo gövdesine bir pompa yardımıyla verilecekse, ekonomik açıdan optimum havalandırma miktarı büyük önem taşımaktadır. Bilgili vd. (2006) tarafından gerçekleştirilen çalışmada aerobik reaktörlerin işletimi boyunca, çıkış gazındaki O₂ konsantrasyonu % 8'in altına düştüğü zaman, metan üretiminin gözlemlendiği ve bu sebeple

havalandırma miktarının çıkış gazındaki O₂ oranını % 8 ile % 14 arasında olacak şekilde ayarlandığı belirtilmiştir.

2.2.2.2 Su muhtevası

Nem muhtevası, substratın ve oksijenin mikroorganizmalara taşınımını etkileyen önemli bir faktördür (Svoboda, 2003). Hızlı bir aerobik bozunma için genellikle % 40 su muhtevası gereklidir. Atık içerisinde % 40'dan az su bulunması durumunda mikrobial aktivite yavaşlar (Giannis, vd., 2007). Bu sebeple depo sahasındaki nem muhtevasının % 40 ila % 70 arasında kalmasını sağlamak gerekmektedir. Depo sahasında oluşan sızıntı suyu geri devrettirilerek hem depo gövdesinin nem muhtevası arttırılabilir, hem de sızıntı suyu miktar ve kalitesinde önemli bir iyileşme elde edilebilir (Read, vd., 2001).

Atık içerisindeki su ve hava birbiri ile ters orantılıdır. Su miktarının fazla olması halinde boşluklar su ile dolacağından ortamdaki hava döngüsü engellenmiş olur. Bütün biyolojik sistemlerde olduğu gibi, aerobik düzenli depolama işleminde de ayrışmayı etkileyen en önemli faktörlerden biri ortamın su muhtevasıdır. Biyokimyasal ayrışmayı sağlayan mikroorganizmaların bileşiminin % 80'i sudur ve besinlerini suda çözünmüş olarak alırlar. Yapılan çalışmalarda su muhtevasının % 25–30'un altına düşmesi halinde ayrışmanın yavaşladığı, % 8 ile % 12 arasında ise mikrobial aktivitenin tamamen durduğu tespit edilmiştir (Bilgili, 2006).

Hudgins ve Hurper, 1999 yılında yaptıkları çalışmada hava enjeksiyonuna başlamadan önce, ilk olarak atığın nem muhtevasını % 60'dan yukarıya taşımak için sızıntı suyu enjekte etmişlerdir. Bu değere ulaşıldığında, hava enjeksiyonuna geçilmiştir. Anaerobik şartlar aerobik şartlarla yer değiştirirken, nem muhtevası düşüp (bazı durumlarda % 40'ın altına) atık kütesinin sıcaklığı artmıştır. Bu yüzden depo sahasına sızıntı suyu ve hava verirken, önce atık kütesi nemlendirilmeli ve daha sonra havalandırmaya başlanmalıdır.

2.2.2.3 Karbon/Azot (C/N) oranı

Karbon/azot oranı aerobik bozunma için en kritik çevresel faktörlerden biridir. C/N oranı atığın kompozisyonuna bağlıdır (Bizukoje ve Ledakowicz, 2003). Diğer mikroorganizmalarda olduğu gibi aerobik mikroorganizmalar için de en önemli besi maddeleri karbon, azot ve fosfordur. Azot dışındaki bütün elementler evsel katı atıklarda yeteri kadar bulunduğundan C/N oranı büyük önem taşımaktadır. Kentsel katı atıkta bulunabilecek bazı maddelerin C/N oranları Çizelge 2.4'de verilmiştir.

izelge 2.4 Kentsel katı atıkları oluşturan maddelerin TN ve C/N değerleri

Organik Madde	N Miktarı (% kuru ağırlıkça)	C/N Oranı
Domates ¹	1.90	24.80
Patlıcan ¹	1.55	31.25
Biber ¹	1.95	25.18
Çim ¹	3.73	11.83
Yaprak ²	2.32	17.50
Kâğıt ²	1.42	27.60
Ağaç dalları ²	3.08	13.10
Kâğıt, bahçe ve mutfak atığı ²	1.66	25.50

1 Kulcu ve Yıldız, 2003

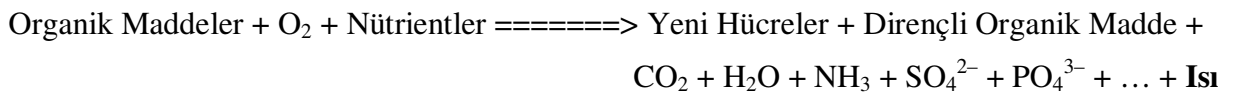
2 Komilis ve Ham, 2003

Aerobik depolama prosesi ortama nütrient ilavesini de gerektirebilir. Azot, fosfor ve karbon kaynağının herhangi biri veya bunların farklı oranlardaki bileşimlerinin aerobik bozunma sırasında optimum mikroorganizma faaliyetleri için sisteme enjekte edilmesi gerekebilir. Hudgins (2000), tercih edilen karbon/azot oranının yaklaşık 20:1 – 50:1 aralığında değiştiğini belirtmiştir (Read, vd., 2000).

2.2.2.4 Sıcaklık

Sıcaklık doğrudan biyolojik aktiviteyle ilgisi olan bir parametredir (Ponsá, vd., 2007). Aerobik ayrışma ekzotermik bir prosestir ve ayrışma sırasında yüksek miktarda ısı açığa çıkar. Katı atıkların aerobik biyolojik ayrışması genel olarak aşağıdaki denklem ile ifade edilmektedir (Bizukoje ve Ledakowicz, 2003):

Bakteri



Depo sahasında sıcaklıktaki en hızlı artış ilk 8 haftada meydana gelir (Huang, vd., 2007). Yapılan arazi çalışmalarında aerobik depo sahalarında sıcaklığın 60°C'nin üzerine çıkabildiği belirlenmiştir (Borglin, vd., 2004).

Atık sıcaklığının yükselmesi, ortama hava ilavesini durdurmak veya azaltmak için önemli bir

ölçü olarak kullanılabilir. Örneğin, atığın sıcaklığı 80°C'ye ulaşırsa veya eğer 60°C'ye ulaştıktan sonra 48 saatlik periyot içerisinde yaklaşık 10°C yükselirse, hava ilavesi durdurulmalıdır (Kentucky First Interim Report, 2003). Eğer havalandırma miktarı çok yüksekse, depo sahasındaki enerji transferi de artacak, böylece sıcaklık düşecektir (Kulcu ve Yaldız, 2003).

Aerobik ayrışma sonucu meydana gelen yüksek sıcaklık değerleri çoğu patojenik bakterinin dezenfeksiyonunu sağlamaktadır. Genel olarak depo gövdesinde sıcaklık 70–75°C'nin altındadır ancak biyolojik inhibisyonundan kaçınmak için genellikle 50–65°C civarında olması istenir (Maria, vd., 2007).

Sıcaklık bakteriyel büyümeyi, depo sahası içerisindeki kimyasal reaksiyonları, oksijen içeriğini ve nem muhtevasını etkiler (Nagendran, vd., 2006). Yüksek sıcaklık buharlaşmaya neden olacağından depo çıkışında sızıntı suyu gözlenmeyecektir (Berge, vd., 2005).

2.2.2.5 pH

pH, mikroorganizmaların faaliyetlerini sürdürebilmesi için oldukça önemli bir parametredir. Her mikroorganizmanın yaşamını sürdürebildiği belli bir pH aralığı vardır. Aerobik ayrışmada görev alan bakterilerin mikrobial aktivitesi için optimum pH aralığı genellikle 6 ile 8 arasındadır. Ancak çoğunlukla 7,5–8,5 arasındadır çünkü fermentasyon reaksiyonları sınırlandırıldığından anaerobik reaktöre göre daha az asit üretilmektedir. pH ayrıca bazı durumlarda depo sahalarında nitrifikasyon prosesi boyunca komplikasyona sebep olabilmektedir (Rich, vd. 2007). Aerobik depo sahalarındaki sızıntı suyunun pH'ı ise genelde nötrale yakın veya biraz yukarisındadır (Berge, vd., 2005).

pH'n kontrol edilme gerekliliği sadece mikrobial faaliyetlerden ötürü değildir. Değişen pH aralığıyla birlikte depo sahasından çıkan sızıntı suyunun bileşimi de değişmektedir. Örnek vermek gerekirse; pH'daki artışın bir sonucu olarak, klorürün çözünmesi artıyor ve böylece sızıntı suyundaki klorür konsantrasyonu da artıyor (Bilgili, vd., 2006), nötral seviyeye yakın olduğunda metal taşınımını düşüyor (Rich, vd. 2007).

2.2.2.6 Mikroorganizmalar

Katı atıkların aerobik ayrışması çeşitli mikroorganizmalar tarafından gerçekleştirilir. Sıcaklık, pH, su muhtevası, oksijen miktarına göre ortamda hâkim olacak mikrobial topluluk değişiklik gösterir.

Depo sahası ortamı farklı türlerdeki mikroorganizmaların var olduğu kompleks heterojen bir

sistemdir. Bu mikrobial topluluklar, hâkim çevresel koşullara ve organizmaların substrat özelliklerine bağlı olarak çok çeşitli reaksiyonları gerçekleştirebilirler (Jun, vd., 2006). Aerobik ayrışmanın başlangıcında çoğunluğunu bakterilerin oluşturduğu mikroorganizmaların çoğalmasında ısı, CO₂ ve su buharı açığa çıkar. İlk aşamada mezofilik bakterilerle beraber aktinomisetler, maya ve diğer mantarlar yağları, proteinleri ve karbonhidratları ayrıştırırlar. Sıcaklık 40–50°C'ye ulaştığında başlangıçta mevcut olan organizmaların hemen hemen tamamı ölür ve bunların yerini 70°C sıcaklığa kadar dayanabilen ve ısı üretebilen termofilik bakteriler alır. Termofilik bakteriler kendileri için mevcut besini tükettiklerinde ısı üretmeyi durdururlar ve atıklar soğumaya başlar. Soğuyan atıklarda, geriye kalan besinle beslenen, genellikle mantar ve aktinomisetlerden oluşan yeni bir grup organizma çoğalır.

2.2.2.7 Atığın homojenliği

Aerobik depo sahalarında havalandırma miktarı kadar bir diğer önemli hususta havanın atık gövdesi içerisinde homojen bir şekilde yayılmasıdır. Bunu sağlayabilmek için atığın nem muhtevası ve sıkışma oranı ile birlikte homojenliği de göz önünde bulundurulmaktadır. Hava en az direnç gösteren yolu kullanacağından, aerobik depo kütlelerinde anoksik veya anaerobik ortamlarla sonuçlanan havanın ulaşmadığı bölgeler olacaktır (Berge, vd. 2005). Ayrıca atık kütlelerinin homojenliği geri devirde kullanılan sızıntı suyunun depo gövdesine homojen bir şekilde dağılmasına da yardımcı olacaktır.

2.2.3 Aerobik depolama sistemi maliyet analizi

Düzenli depolama ekonomik avantajları dolayısıyla bütün dünyada yaygın şekilde kullanılan bir yöntemdir. Avrupa Birliği ülkelerinde ton başına piroliz maliyeti 34–326 €, Almanya'da 123–256 €, İtalya'da 40–90 € civarındadır (De Gioannis, vd., 2008). Oysa düzenli depolama için ton başına maliyet 30–40 \$ civarındadır. ABD'de 1982 yılında ton başına ortalama depolama maliyeti 8,02 dolarken, yakma için 12,91 \$ olarak belirlenmiştir. 2004 yılında ton başına yakma maliyeti 61,64 dolara yükselirken, ortalama depolama maliyeti de 34,29 \$ olarak belirlenmiştir (NSWMA, 2006).

Amerika Birleşik Devletleri'nde 2,4–17,8 hektar arasında aktif alanı bulunan 6 adet arazi ölçekli biyoreaktörle yapılan bir çalışmada klasik depolamayla kıyaslandığında sadece sızıntı suyu geri devriyle, sızıntı suyu arıtım masrafındaki düşüş yıllık olarak 36.200 ile 201.400 \$ arasında belirlenmiştir (Benson, vd., 2004). Bu çalışmadan elde edilen verilerle aerobik–anaerobik biyoreaktörlerin mukayeseleri Çizelge 2.5'de özetlenmiştir.

izelge 2.5 Aerobik ve anaerobik biyoreaktörlerin maliyet analizi (Benson, vd., 2004)

	Aerobik Biyoreaktör	Anaerobik Biyoreaktör 1	Anaerobik Biyoreaktör 2
Aktif alan (ha)	2,4	3,6	17,8
Depolama oranı (ton/yıl)	27.200	116.000	721.000
Yıllık ortalama çökelme (mm)	1200	670	838
Dizayn türü	Dikey kuyulu	Yatay borularla sızıntı suyu geri devri	Yatay borularla sızıntı suyu geri devri
Sızıntı suyu üretimi (L/yıl)	2.575.500	3.020.600	18.962.400
Toplam geri devir (L/ton)	231	16	19.1
Sızıntı suyu geri devri (L/yıl)	3.108.600	3.020.600	17.932.500
Aritılan sızıntı suyu oranı	0	0	5
Sızıntı suyu arıtım kazancı (\$)	106.600	36.200	201.000
Yıllık depolanan atık başına sızıntı suyu arıtım kazancı (\$/ton)	3,92	0,31	0,28

Heyer vd. gerçekleştirdiği bir başka çalışmada ise yerinde havalandırmanın maliyetinin 0,5 ile 3 €/m³ aralığında değişebileceği bulunmuştur (Ritzkowski, vd., 2005). Aerobik depolamada gaz kontrol sistemlerinin azalmasından ötürü bütün sistemde ton başına 3 ile 5 \$ arasında maliyette bir azalma tahmin edilmektedir. Depo gazından enerji üretim sisteminin maliyeti kilowatt–saat başına 4,5 cent olması, Amerika pazarında doğal gazdan enerji üretiminin maliyetinin kilowatt–saat başına sadece 3,0 cent olmasından ötürü kârlı gözükmemektedir. SWANA’ya göre (1998) hektar başına gaz toplama sisteminin genel maliyeti 16.000 dolardır (Read, vd, 2001).

Read, vd. 2001 yılında geliştirdiği yaklaşımla, çeşitli aerobik depolama yöntemlerinin maliyetlerine ulaşmaya çalışmışlardır. Bu yaklaşımda, 73.082 ton KKA kabul eden ve önceden 0 ton ayırma yapılan bir depo sahası varsayımı yapılıyor. Aerobik şartların gelişmesinden ve dikkatli saha yönetiminden dolayı ilave 10.962 ton atık (% 15) bozunması bekleniyor. Stabilizasyondan sonra 49.696 (% 68) ton geri kazanabilir atığın depo kazılarak alınabilir. Böylece bu yaklaşımla toplamda 60.658 ton (% 83) yer kazanımı elde edilebilir. Bu yaklaşımda aerobik prosesin tek başına maliyeti ton başına 2,25 \$ (toplamda 164.435 \$) olabilir. Ancak, bir depo sahasında hava boşluğu ton başına 20,10 \$ değerindedir ve böylece

eğer aerobik şartlar sağlanırsa toplam hava boşluğu kârı 220.329 \$ olabilir. Özetle bu boşluktaki artış, ton başına klasik depolamayla kıyaslandığında 0,76 \$ (veya toplamda 55.894 \$) kazançla sonuçlanır. Eğer sahadan kazılarak da yararlanılırsa, kalan 62.120 tonun kazı maliyeti ton başına 8 \$ (veya toplamda 496.958 \$) olacaktır. Aerobik bozunma ve kazıyla 49.696 ton (% 80) toplamda boşluk oluşması ton başına 20,10 \$ kazanç sağlanabilir. Özetle aerobik proses ve kazı sonucunda, atık kütesinin % 83'ü yeniden değerlendirilebilir (oluşan boşluğun değeri 1.219.153 \$). Geleneksel depolamayla kıyaslandığında bu yaklaşım ton başına 8,08 \$ ek bir kazançla sonuçlanacaktır (Read, vd., 2001).

Heyer vd. tarafından yapılan çalışmada (2003), düşük hava basıncıyla aerobik olarak işletilen üç farklı depo sahasının maliyetleri Çizelge 2.6'da verilmiştir.

- Çizelge 2.6 Düşük havalandırma miktarıyla işletilen 3 aerobik depo sahasının temel ilk yatırım ve işletme maliyetleri

	Kuhstedt Depo Sahası	Amberg Depo Sahası	Milmerdorf Depo Sahası
İlk Yatırım ve İşletme Maliyetleri (2–3 yıl), €	650.000	650.000	640.000
Depolama Hacmi, m ³	220.000	420.000	580.000
m ³ Depolama Başına Maliyet, €/m ³	3,0	1,5	1,1
Mak. Havalandırma Kapasitesi, m ³ /saat	2400	900	2400

2.2.4 Aerobik depolamayla ilgili yapılan çalışmalar

Katı atıkların düzenli depolanması yöntemi 1920'li yılların başında ilk olarak İngiltere'de uygulanmıştır. Bu tarihten sonra düzenli depolamayla ilgili birçok araştırma yapılmış ve araştırmaların birçoğu atığın stabilizasyonunu hızlandırabilecek yöntemler üzerine odaklanmıştır. Aerobik depolamayla ilgili ilk araştırmalar bu yönde bir eğilimin sonucunda Amerika Birleşik devletlerinde 1960'lı yılların başında başlamış, daha sonra başta Amerika ve Japonya olmak üzere birçok ülke tarafından çeşitli araştırmalar ve projeler yürütülmüştür. Bu bölümde, aerobik depolama yöntemiyle ilgili olarak literatüre geçmiş çalışmalardan bazı örnekler verilmiştir.

Hudgins ve Harper, 1999

Çalışma kapsamında Amerika Birleşik Devletleri Georgia eyaleti Atlanta şehrinde iki aerobik depo sahası kurulmuş ve işletilmiştir. Aerobik depo sahalarının havalandırılması için blowerlar ve kompresörlerden yararlanılmıştır. Havalandırma işlemi doğrudan atık kütlesi içine konulan dikey hava enjeksiyonu kuyuları ile gerçekleştirilmiştir. Toplam atık hacmi 45.200 m³ ve 49.000 olan depo sahalarına sırasıyla 56 ve 100 m³/dk hava enjekte edilmiştir.

Her iki depo sahasında da, depo gazında uçucu organik bileşikler (VOC), karbondioksit (CO₂), oksijen (O₂) ve metanın (CH₄) direkt ölçümleri yapılmış ve atık kütlesi sıcaklıkları ölçülmüştür. Bunun dışında, sızıntı suyu analizleri ve miktarı belirlenmiştir. Sızıntı suyu analizlerinde pH, KOİ, BOİ, metal ve VOC konsantrasyonları tespit edilmiş, ayrıca nem muhtevasının her bir hücrede % 50'nin (ağırlıkça) üzerinde kalması sağlanmıştır. Çalışma sonucunda CH₄ oluşumunun % 50–90, oluşan sızıntı suyu miktarının % 50–86 ve VOC konsantrasyonlarının % 75–99 oranında azaltıldığı, sızıntı suyunda BOİ₅ konsantrasyonunun 3 ay içerisinde 1,100 ppm'den 300 ppm değerine düştüğü, atıktaki çökme oranının % 4,5–9 arasında olduğu tespit edilmiştir (Hudgins ve Harper, 1999).

Read, vd., 2001

Amerika Birleşik Devletleri'nin Georgia eyaletinde kapasiteleri 1,6 ve 1,0 hektar, toplam atık hacmi 45,2 ile 49,0 m³ olan iki adet hücrede elde edilen sonuçlar özetlenmiş ve ekonomik analizler yapılmıştır. Hücelere sırasıyla dakikada 56 ve 100 m³ hava enjekte edilmiştir. Çalışma sonucunda, biyolojik bozunma oranlarında sırasıyla % 50 ve % 110 artış elde edildiği belirlenmiştir. Metan üretiminde her iki hücrede % 50 ila 90 arasında, sızıntı suyunun BOİ'sinde ise % 70 oranında azalma belirlenmiştir. Sızıntı suyu hacminde ise sırasıyla % 86 ve % 50 azalma olduğu tespit edilmiştir. Sonuç olarak, aerobik depolamanın maliyeti düşük, depo gazı ve sızıntı suyu oluşumunu azaltan, dolayısıyla bunların yönetimini kolaylaştıran ve atık stabilizasyonunu hızlandıran bir yöntem olduğu vurgulanmıştır (Read, vd., 2001).

Das, vd., 2002

Bu çalışmada tam ölçekli bir sahada bir aerobik biyolojik ayrışma prosesinden elde edilen katı atık kompostu karakterize edilmiştir. Başlangıçta depo sahası gövdesine 18 adet hava enjeksiyon ve 27 adet sızıntı suyu geri devir kuyusu yerleştirilmiştir. Aerobik ayrışmanın başlamasından 5 ve 14 ay sonra depo gövdesinin farklı derinliklerinden atık numuneleri alınmıştır. Havalandırmanın başlamasından 5 ay sonra alınan numunelerde stabilite indeksi 4,6–6,1 m arasındaki derinlikten alınan numunelerde 1,42–2,14 mg/gr-saat, 6,1–7,6 m arasındaki derinliklerden alınan numunelerde ise 0,15–0,67 mg/gr-saat olarak tespit

edilmiştir. Biyolojik indirgemenin 14 ay sonra alınan tüm numunelerde stabilite indeksi 0,39–0,55 mg/gr–saat arasında tespit edilmiş ve atıkların stabil olduğu belirlenmiştir. Katı atıklarda yapılan ağır metal analizlerinde de metal konsantrasyonlarının çok düşük olduğu ve EPA tarafından belirlenmiş olan kompost kalite standartlarına uygun olduğu tespit edilmiş, kurşun, nikel, krom ve çinkonun diğer metallerden daha yüksek seviyelerde olduğu belirlenmiştir (Das, vd., 2002).

Cossu ve Rossetti, 2003

Mekanik olarak önceden arıtılmış (MBP) atıkların farklı depolama konseptlerinde bertarafının bertarafının araştırılması için 6 reaktörden oluşan bir laboratuvar kolon testi ve pilot ölçekli bir reaktör kullanılmıştır. Çalışmada atıkların uzun süreli çevresel etkilerinin azaltılması için mekanik–biyolojik ön arıtım, doğal ve basınçlı havalandırma ve sulama olmak üzere üç farklı seçenek kullanılmıştır. Laboratuvar ölçekli çalışmalar anaerobik, aerobik ve semi-aerobik şartlarda, sulanan atığın davranışlarını karşılaştırmak için kurulmuştur. Lizimetre reaktörü bu üç farklı seçeneğin kombinasyonu (PAF) gerçekleştirilmiştir. Elde edilen sonuçlar, sızıntı suyu ve gaz emisyonlarında bu kombinasyonun olumlu etkilerinin olduğunu göstermiştir. Ancak yüksek bir sızıntı suyu geri devrinin, depo gövdesine havanın sızmasını düşürecek bir etkiye bulunabileceği belirtilmiştir (Cossu ve Rossetti, 2003).

Ishigaki, vd., 2003

Aerobik ve anaerobik depo sahalarını temsil eden reaktörlerde plastiklerin ayrışabilirliklerinin araştırıldığı çalışmada kullanılan plastik türleri; polyhydroxybutyrate ve hydroxyvalerate (PHBV), polycaprolactone (PCL), nişasta ve polyvinyl alkol karışımı (SPVA) ve selüloz asetat (CA)'tır. Aerobik şartları sağlamak için katı atık reaktörüne basınçlı hava verilmesi polimer indirgeyen mikroorganizmaları uyarmıştır. PHBV plastiğinin aerobik şartlarda etkin bir şekilde ayrıştığı gözlenirken anaerobik şartlarda ayrışmanın verimsiz olduğu belirlenmiştir. Ancak havalandırma SPVA ve CA plastiğinin hacimlerinin azalmasını hızlandırmada önemli bir etki göstermemiştir. Sonuç olarak biyolojik olarak parçalanabilir plastiklerin bozunmasının aerobik ve anaerobik atık depo sahalarında birçok varyasyonunun olabileceği sonucuna varılmış ve depo sahalarında atık hacmi azaltmasını geliştirmek için uygun görülen atık yönetim teknolojisinin biyolojik olarak parçalanabilir plastiklerden

yararlanmayla birleştirilebileceği tavsiyesinde bulunulmuştur (Ishigaki, vd., 2003).

Ağdağ ve Sponza, 2004

Bu çalışmada, evsel katı atıkların anaerobik arıtımı üzerine kesikli havalandırmanın etkileri ve sızıntı suyu karakteristikleri üç biyoreaktörde araştırılmıştır. Bütün reaktörler sızıntı suyu geri devriyle işletilmiş ve sızıntı suyu geri devir oranı 300 mL/gün olarak uygulanmıştır. Birinci reaktör geri devirli olarak işletilmiş (havalandırma yok), ikinci reaktör (R1) haftada üç gün 1 saat boyunca dakikada 0,02 m³ havalandırma debisiyle havalandırılmış ve son reaktör ise (R2) haftada bir gün 0,02 m³ havalandırma debisiyle 1 saat havalandırılmıştır. Sızıntı suyu numunelerinde pH, kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ), uçucu yağ asitleri (VFA), amonyak azotu (NH₄-N), nitrat azotu (NO₃-N) konsantrasyonları ve toplam gaz ve metan gazı üretimleri düzenli olarak ölçülmüştür.

Kontrol, R1 ve R2 reaktörlerinin 79 günlük inkübasyonundan sonra sızıntı suyu numunelerinde sırasıyla % 96, 85 ve 97 KOİ ve % 86, 77 ve 93 VFA giderimi gerçekleştiği belirlenmiştir. Katı atıklardaki TN, TP ve NH₄-N konsantrasyonları R1 reaktöründe 11.100, 2450, 630 mg/g'dan 4300, 1100 ve 160 mg/g'a düşmüştür. pH değerleri inkübasyondan sonra sırasıyla 6,98, 6,76 ve 7,98 olarak belirlenmiştir. Havalandırmanın depo gazı içerisindeki metan oranını azalttığı gözlenmiştir. 79. günün sonunda kontrol, R1 ve R2 reaktöründe sırasıyla maksimum toplam metan üretimi 11,2, 0,9 ve 3,6 L olarak bulunmuştur. R2 reaktöründe elde edilen BOİ₅/KOİ oranı katı atıkların stabilizasyonunun R1 ve kontrol reaktörüne göre daha yüksek bir oranda gerçekleştiğini göstermektedir (Ağdağ ve Sponza, 2004).

Benson, vd., 2004

Mevcut yöntemlere bir bakış açısı sağlamak ve biyoreaktör depolamayı geleneksel depolamadan ayıran teknik sonuçları belirlemek amacıyla altı tam ölçekli biyoreaktör projesi gerçekleştirilmiştir. Bu altı biyoreaktörden bir tanesi olan 2,4 hektarlık depo sahasının 0,8 hektarına düzenli olarak üç adet 2,8 m³/dk'lık blowerlarla beslenen kuyular kullanarak hava enjekte edilmiştir. Sonuçlar biyoreaktör depo sahalarının işletilmesinin ve uygulanabilirliğinin geleneksel depo sahalarıyla oldukça benzer olduğunu göstermiştir. Sızıntı suyu kalitesi analizleri, geri devrin ilk iki-üç yıl boyunca biyoreaktörlerin genelde geleneksel depo sahalarından daha kuvvetli özelliklere sahip sızıntı suyu ürettiğini göstermiştir. Sahaların ikisinden elde edilen çökeltme verisi, biyoreaktör olarak işletilen depo sahalarında çökeltmenin daha çok ve hızlı olarak meydana geldiğini göstermiştir. Toplanan veriler, hava enjeksiyon sisteminin basıncı 28 kPa'nın üzerinde olduğu zaman metan konsantrasyonlarının

azaldığını göstermiştir (Benson, vd., 2004).

Borglin, vd., 2004

Depo gazı kompozisyonunu, solunum ve çökme oranlarını ölçmek için, havalandırılmalı ve sızıntı suyu geri devirli (aerobik) ve sızıntı suyu geri devirli (anaerobik) 200 litrelik iki reaktör, iki arıtımın göreceli etkinliğini karşılaştırmak için taze katı atıklarla doldurulup 400 gün boyunca izlenmiştir. Aerobik tanklara verilen havanın debisi 1,9 L/dk'dır. Aerobik geri devirli reaktörde gerçekleştirilen solunum testleri sonucunda oksijen tüketim oranlarında 20. günde 1,3 mol/gün'den 400. günde 0,1 mol/gün'e doğru sabit bir azalma olduğu gözlenmiştir. Aerobik geri devirli reaktörden 6 mol CO₂/kg-atık üretilmişken, anaerobik geri devirli reaktörde 2,2 mol metan/kg-atık ve 2,0 mol CO₂/kg-metan üretilmiştir. Test süresi boyunca, aerobik reaktörde ortalama % 35, anaerobik reaktörde ortalama % 21,7 çökme olmuştur. Aerobik tanklardan çıkan oksijenin giren gazın yaklaşık % 19–20'si kadar olduğu ölçülmüş ve böylece standart sıcaklık ve basınçta sistem için uygun olan hava debisinin 1,3 L/dk (6,5 L/dk/m³ atık) olduğu belirlenmiştir (Borglin, vd., 2004).

Wang, vd., 2005

Her biri dörder adetten oluşan 2 grup reaktörde deneyler yapılmıştır. Birinci grup (C) 0,2 m çap ve 1 m yükseklikte, ikinci grup (A) 0,6 m çap ve 3 m yükseklikte tasarlanmıştır. Grup C'nin deneyleri, deneyleri hızlandırmak için sıcaklık ve nem kontrolü olan bir oda da gerçekleştirilmiştir. Deneysel sonuçlar, sızıntı suyu geri devrinin KOİ'yi % 95'den fazla gidererek organik madde konsantrasyonu azaltabildiğini, bir semi-aerobik proses kullanarak sızıntı suyunun NH₃-N konsantrasyonunun 10 mg/L'nin altında olabileceğini göstermiştir. Sonuç olarak katı atıkların organik konsantrasyonunun büyük miktarda azaldığı belirtilmiştir (Wang, vd., 2005).

Bilgili, vd., 2006

Aerobik depo sahalarında sızıntı suyunun miktar ve kalitesi üzerine detaylı bilgi elde etmek için sızıntı suyu geri devirli (A1) ve sızıntı suyu geri devirsiz aerobik (A2) iki pilot ölçekli reaktör kullanılmıştır. Aerobik depolamayla ilgili daha önceden yapılan çalışmalardan çıkış gazındaki O₂ konsantrasyonu % 8'in altına düştüğü zaman metan üretimi görüldüğünden, bu çalışmada çıkış gazında % 8–14 arasında O₂ olması hedeflenmiştir.

Çalışma kapsamında sızıntı suyu kalitesi pH, Cl⁻, KOİ, BOİ, TKN, NH₃-N ve NO₃⁻-N parametreleri bakımından izlenmiştir. Sızıntı suyunun pH değerleri, A1 reaktöründe 50 gün sonra ve A2 reaktöründe 70 gün sonra 7'ye yükselmiştir. Cl⁻ konsantrasyonları 80 gün sonra

hızlı bir şekilde A1 reaktöründe 3000 mg/L'den 6100 mg/L'ye ve A2 reaktöründe ise 2800 mg/L'den 6900 mg/L'ye yükselmiştir. KOİ ve BOİ değerleri hızlıca azalmış ve bunun organik maddenin hızlı oksidasyonunu gösterdiği belirtilmiştir. BOİ/KOİ oranına göre sızıntı suyu geri devrinin aerobik depo sahalarında katı atığın ayrışma hızını önemli oranda etkilemediği belirlenmiştir. $\text{NH}_3\text{-N}$ konsantrasyonları nitrifikasyon prosesinin bir sonucu olarak azalmış ve havalandırmanın bir sonucu olarak reaktörün bazı kısımlarında denitrifikasyon meydana gelmiştir. Bu proses NO_3^- konsantrasyonlarında azalmaya sebep olmuştur. Geri devredilen sızıntı suyu, deney süresince A1 reaktöründe üretilen sızıntı suyunun % 53,3'üyle gerçekleştirilmiştir. Geri devirsiz aerobik reaktörle karşılaştırıldığında A1 reaktöründeki sızıntı suyu miktarı % 47,3 oranında azalmıştır (Bilgili, vd., 2006).

Jun, vd., 2006

Yapılan çalışmada, atıkların ayrışması sırasında aerobik ayrışmanın sağlanarak ayrışma hızının arttırılabilirliğinin belirlenmesi, atık ayrışma hızının arttırılabilmesi için aktif çamur ilave edilmesi ve sızıntı suyu kirleticilerinin sahada gideriminin sağlanabilirliği araştırılmıştır. Çalışmada biri sızıntı suyu geri devirli (A), diğeri aerobik ve sızıntı suyu geri devirli (B) ve bir diğeri de havalandırmalı, sızıntı suyu geri devirli ve aktif çamur ilave edilmiş (C) olan üç reaktör kullanılmıştır. B ve C reaktörleri yaklaşık 0,5 L/dk havalandırma debisiyle kesikli olarak havalandırılmışlardır.

A, B, C reaktörlerinde KOİ, BOİ₅, NH_4^+ ve toplam azotun giderim oranları sırasıyla % 80, 81, 75 ve 74'ün üzerinde olduğu belirlenmiştir. Aktif çamur eklenen reaktörde NH_4^+ ve toplam azot giderim verimi sırasıyla % 88 ve 84 olarak tespit edilmiştir. Sonuç olarak, havalandırma stratejisinin katı atık stabilizasyonu üzerinde olumlu etkilerinin olduğu, reaktöre aktif çamur eklenmesinin azotun giderimini sağladığı ve depo sahasının kendisinin sızıntı suyundaki kirleticilerin yerinde arıtımında kullanılabileceği belirtilmiştir (Jun, vd., 2006).

Bilgili, vd., 2007

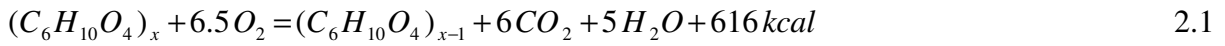
Kentsel katı atıkların aerobik ve anaerobik ayrışması üzerine sızıntı suyu geri devrinin etkisi dört adet laboratuvar ölçekli reaktörle belirlenmiştir. Geleneksel anaerobik depolamayla, sızıntı suyu geri devri, havalandırmalı depolama ve sızıntı suyu geri devriyle havalandırmanın karşılaştırılmaları yapılmıştır. 250 günlük süre boyunca her bir aerobik reaktöre toplamda 5400 m³ hava verilmiş ve havalandırma miktarı iki aerobik reaktörde 0,084 ve 0,086 L/dk kg atık olarak bulunmuştur.

Sızıntı suyu kalitesi pH, alkalinite, toplam çözünmüş katılar, iletkenlik, oksidasyon–redüksiyon potansiyeli, klorür, KOİ, amonyak ve TKN parametreleri bakımından düzenli olarak izlenmiş, ayrıca üretilen sızıntı suyu miktarı da belirlenmiştir. Çalışma sonucunda organik maddenin ve amonyağın gideriminde en etkili seçeneğin sızıntı suyu geri devirli aerobik depolama olduğu tespit edilmiştir. Geri devirli ve geri devirsiz aerobik depolama arasındaki en belirgin farkın sızıntı suyu miktarında ortaya çıktığı ayrıca geri devrin katı atığın anaerobik ayrışması üzerinde aerobik ayrışmaya nazaran daha etkili olduğu belirtilmiştir (Bilgili, vd., 2006a).

Di Maria, vd., 2007

Bu çalışmada, bir biyohücre tesisinde gerçekleştirilen çalışma ile kentsel katı atıkların organik fraksiyonun aerobik arıtımı sonucunda ortaya çıkan ısının evsel veya endüstriyel amaçlarla kullanılabilirliği araştırılmış ve sonuçlar termodinamik açıdan değerlendirilmiştir. Çalışmada hem ısı geri kazanım sistemi hem de organik fraksiyonun biyolojik prosesi için teorik bir model önerilmiştir.

Çalışmanın sonucunda, enerji geri kazanım prosesi ile biyolojik çevrim prosesinin birleştirilmesinin mümkün olabileceği belirlenmiştir. Aerobik bakteriyel aktivite sonucunda ortaya çıkan yüksek sıcaklıklardan bir sıcaklık pompası tarafından yararlanılabileceği ve arıtılan organik fraksiyonun kilogramı başına yaklaşık 4000–5000 kJ ısı elde edilebileceği belirtilmiştir.



denkleminde proses için gerekli olan hava miktarı teorik olarak kg organik atık başına 6,9 kg olarak hesaplanmıştır. Bu çalışmada, daha iyi bir oksidasyon prosesi ve sıcaklık kontrolü elde etmek için reaktöre daha yüksek miktarlarda hava verilmiştir (Di Maria, vd., 2007).

Erses, vd., 2007

Çalışma kapsamında 32°C sabit bir sıcaklıkta sıcaklık izolasyonu olan bir oda da aerobik ve anaerobik şartlar altında işletilen iki depo sahası biyoreaktörü kullanılmıştır. Reaktörler İstanbul'un belirlenen ortalama atık kompozisyonuna göre hazırlanan 19,5 kg parçalanmış sentetik katı atıkla doldurulmuş ve sızıntı suyu geri devirli olarak işletilmiştir. Reaktördeki aerobik şartlar bir hava kompresörü kullanılarak sağlanmıştır. Aerobik reaktöre günde 5 saat 2,2 L/dk hava verilmiştir. Deneysel sonuçlar, aerobik reaktörün anaerobik reaktörden daha yüksek organik madde, azot, fosfor ve alkali metal giderim verimleri sağladığını göstermiştir. Ayrıca, aynı oranda sızıntı suyu geri devri uygulanan anaerobik sistemle karşılaştırıldığında

aerobik proses kullanıldığı zaman stabilizasyon süresinin önemli ölçüde azaldığı belirlenmiştir (Erses, vd., 2007).

Giannis, vd., 2007

Bir aerobik biyoreaktörde katı atıkların ayrışması 510 günlük bir periyotta zamana bağlı olarak izlenmiştir. Çalışma kapsamında hava taşınımı, sıcaklık ve sızıntı suyu geri devri gibi işletme parametreleri izlenmiştir. Başlangıç aşamasında standart sıcaklıkta aerobik şartlar için uygun hava debisi 10 L/dk olarak belirlenmiştir. Ancak aerobik hücreler bütün deney süresince bu debiyle havalandırılmamışlardır. Çökme meydana geldiği zaman reaktörde uygun havalandırma şartlarını sağlamak için hava debisi arttırılmıştır. Deney boyunca uygulanan ortalama hava debisi 18 L/dk olarak belirlenmiştir.

Oksijen tüketimi ve organik maddenin biyolojik olarak bozunma oranları, aerobik biyolojik ayrışma proseslerinin uygulanabilir bir yöntem olduğunu göstermiştir. Sızıntı suyu analizleri, aerobik biyoreaktörün sızıntı suyundan % 90'nın üzerinde KOİ'yi ve % 100'e yakın BOİ'yi giderebildiğini göstermiştir. Sızıntı suyu numunelerinin NH_4^+ , NO_3^- ve SO_4^{2-} konsantrasyonları düzenli olarak ölçülmüştür. Sonuçlara göre nitrifikasyon ve denitrifikasyonun eş zamanlı olarak ortaya çıktığını ve nitrattaki artışın stokhiyometrik olarak tahmin edilen seviyelere ulaşmadığı belirlenmiştir. Katı atıklarda sorpsiyon, karbonat çökmesi ve hidroksit çökmesi gibi prosesler sebebiyle ağır metallerin çökeldiği ve böylece ağır metal konsantrasyonlarının da azaltıldığı belirlenmiştir. Ayrıca, katı atıkların içerdiği organik maddenin aerobik olarak ayrışması sonucunda elde edilen kompostun tarımsal üretimde toprak iyileştiricisi olarak kullanılabileceği belirtilmiştir. Sonuç olarak, 510 günlük ayrışmada sonucunda, atık gövdesinde meydana gelen çökme miktarı % 26 olarak belirlenmiştir (Giannis, vd., 2007).

Huang, vd., 2007

Semi-aerobik depo sahasında stabilizasyonun özelliklerinin belirlenmesi maksadıyla arazi ölçekli bir depo sahası inşa edilmiştir. Böylece depo sahasındaki sızıntı suyunda KOİ, $\text{NH}_4\text{-N}$ ve $\text{NO}_3\text{-N}$ konsantrasyonları ve pH değeri ile birlikte depo gazı kompozisyonu (CH_4 , CO_2 ve O_2) düzenli olarak 52 hafta boyunca izlenmiştir. Sonuçlar, KOİ ve amonyak konsantrasyonlarının hızlı bir şekilde düştüğünü ve anaerobik depolamadaki gibi bir birikme göstermediğini ve 48 hafta sonra sırasıyla yaklaşık 300 ve 100 mg/L olarak belirlendiğini göstermiştir. Azalma oranları sırasıyla % 98,8 ve % 96,9 olarak belirlenmiştir. 24 hafta sonra nitrat konsantrasyonu hızlı bir şekilde azalmış ve 43 hafta sonra 220–280 mg/L arasında tespit

edilmiştir. pH değerleri ilk 8 hafta boyunca 7'nin altında ölçülmüş ve hemen sonrasında sızıntı suları alkali olmaya başlamıştır. Depo gazının ana bileşeni karbondioksit olarak belirlenmiş ve konsantrasyonu bütün stabilizasyon prosesi boyunca yüksek bir seviyede seyretmiştir. Karbondioksit, oksijen ve metanın ortalama içeriği sırasıyla hacimce % 19–28, % 2–8 ve % 5–13 arasında değişiklik göstermiştir. Depo gövdesindeki en yüksek sıcaklık değeri 75,8°C olarak ölçülmüştür (Huang, vd., 2007).

Ponsá, vd., 2007

Karışık kentsel katı atıklar ve ayrı toplanmış katı atıkların işlenmesi amacıyla tasarlanan kompleks bir mekanik–biyolojik atık arıtma tesisinde aerobik ve anaerobik ayrışma için kullanılan stabilite indeksleri araştırılmıştır. Tesisin birçok kademesinde numuneler alınarak atık girişi, mekanik olarak arıtılmış atık, anaerobik olarak parçalanmış materyaller ve kompostlaşmış atıklar üzerinde çalışmalar yapılmıştır. Elde edilen sonuçlar ilk iki aşamanın atık stabilizasyonunda önemli bir rol oynadığını göstermiştir. Bu iki aşama, aerobik respirasyon indeksi (RI) ve BMP'nin sırasıyla % 40 ve % 60 civarında azaldığı mekanik ayırma ve anaerobik bozunma aşamalarıdır. Üçüncü aşama ise daha az biyolojik bozunmanın gerçekleştiği (% 20–30) bozunmuş materyalin kompostlanmasıdır (Ponsá, vd., 2007).

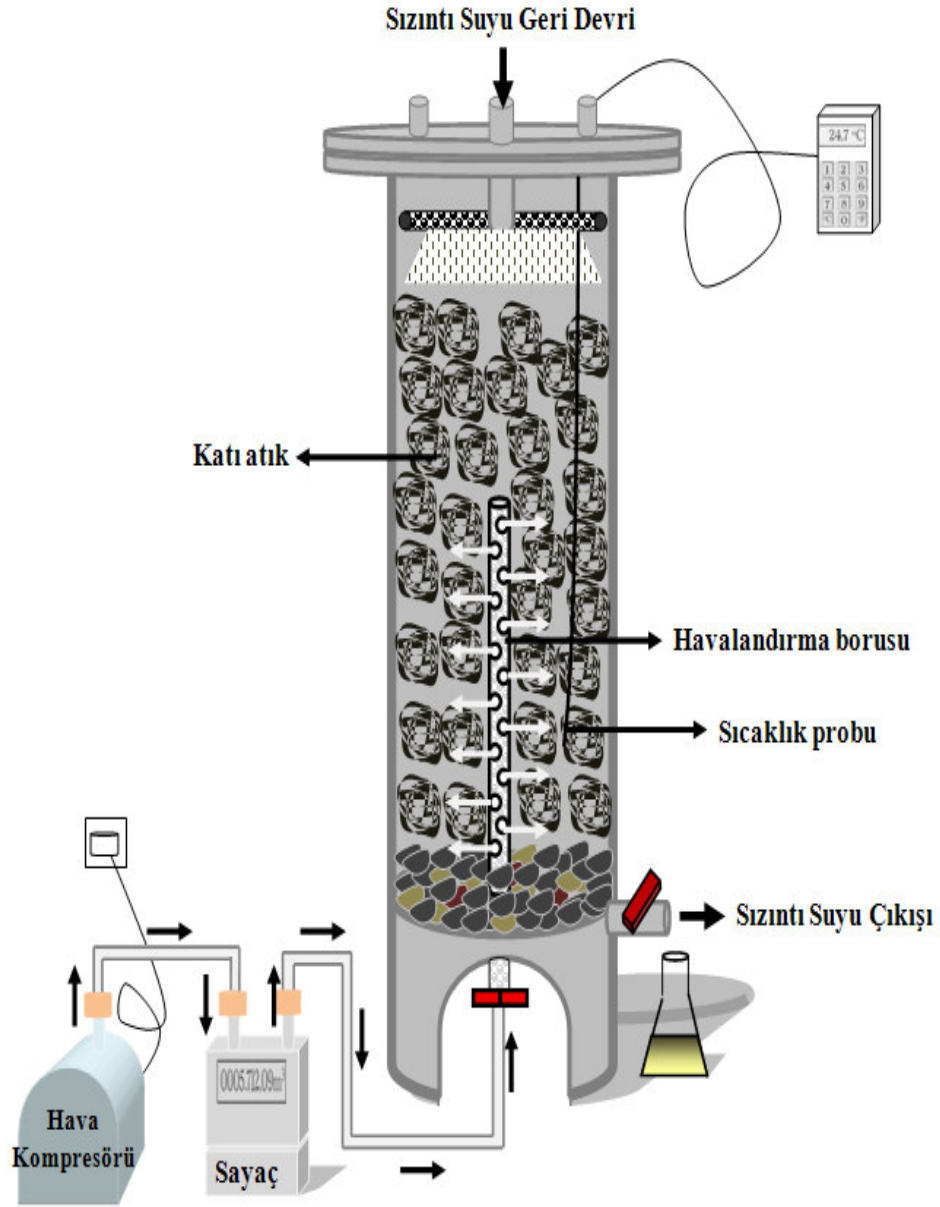
3. DENEYSEL ÇALIŞMALAR

Aerobik depolama yöntemi, depo sahalarında atık stabilizasyonunu hızlandıran, sızıntı suyu ve depo gazı oluşumunu azaltan bir yöntem olarak kabul edilmiştir. Aerobik depolamanın işletme maliyetlerinde büyük bir yer tutan havalandırmanın en uygun miktarlarda depo sahasına uygulanması, bu yöneme olan ilgiyi daha fazla arttıracaktır. Bu çalışmada katı atıkların düzenli depo sahalarında stabilizasyonunun hızlandırılması amacıyla son yıllarda yapılan araştırmalara konu olan atıkların aerobik ayrışmasının sağlanması sırasında gerekli olan optimum hava miktarının belirlenmesi araştırılmıştır.

3.1 Katı Atık Reaktörleri

Düzenli depo sahalarında atıkların aerobik ayrışması sırasında gerekli olan optimum havalandırma miktarının belirlenmesi amacıyla gerçekleştirilen laboratuvar ölçekli bu çalışmada, her biri 40 cm iç çap ve 100 cm yüksekliğe sahip olan 5 adet reaktör kullanılmıştır. Reaktörlerin detayları şematik olarak Şekil 3.1’de verilmiştir. Reaktörlerden bir tanesi kontrol amacıyla anaerobik (R1) diğer dört reaktör (R2, R3, R4, R5) ise aerobik işletme şartlarında sızıntı suyu geri devirli olarak işletilmiştir. R2, R3, R4 ve R5 reaktörlerine sırasıyla 0,10, 0,30, 0,60 ve 1,00 L/dk–kg atık olmak üzere farklı miktarlarda hava verilerek aerobik ayrışma sırasında gerekli olan optimum havanın belirlenmesi araştırılmıştır.

Atık gövdesinde havanın homojen bir şekilde dağılmasını sağlamak maksadıyla reaktörlerin orta kısmına 1 cm çapında ve 40 cm yüksekliğinde havalandırma borusu yerleştirilmiştir. Havalandırma işlemi 110 L/dk kapasiteli akvaryum pompası ile zaman ayarlı olarak uygulanmış ve verilen hava miktarı bir sayaç yardımıyla ölçülmüştür. Havalandırma sonucunda atıkların kurummasının engellenmesi ve sıcaklığın kontrol edilmesi maksadıyla sızıntı suyu geri devir uygulaması gerçekleştirilmiştir. Sızıntı suyu geri devir uygulaması atık yüzeyinden yağmurlama metoduyla reaktörlerin kapaklarına yerleştirilen delikli bir T parçası ile gerçekleştirilmiştir. Reaktörlerde atık sıcaklığının kontrol edilmesi maksadıyla sıcaklık probu kullanılmıştır. Reaktör tabanında oluşan sızıntı sularının drenajını sağlamak için 1 cm çaplı delikli borular kullanılmıştır. Bu drenaj borusunun üzeri atıklar reaktörlere doldurulmadan önce 10–15 cm çakıl tabakasıyla örtülmüştür. Reaktörlerin üst kapağında sızıntı suyu geri devir borusu ve sıcaklık probu yerleştirilmesi için gerekli düzenekler hazırlanmıştır. Reaktörlerin doldurma ve işletme aşamasına ait görüntüler EK–I de verilmiştir.



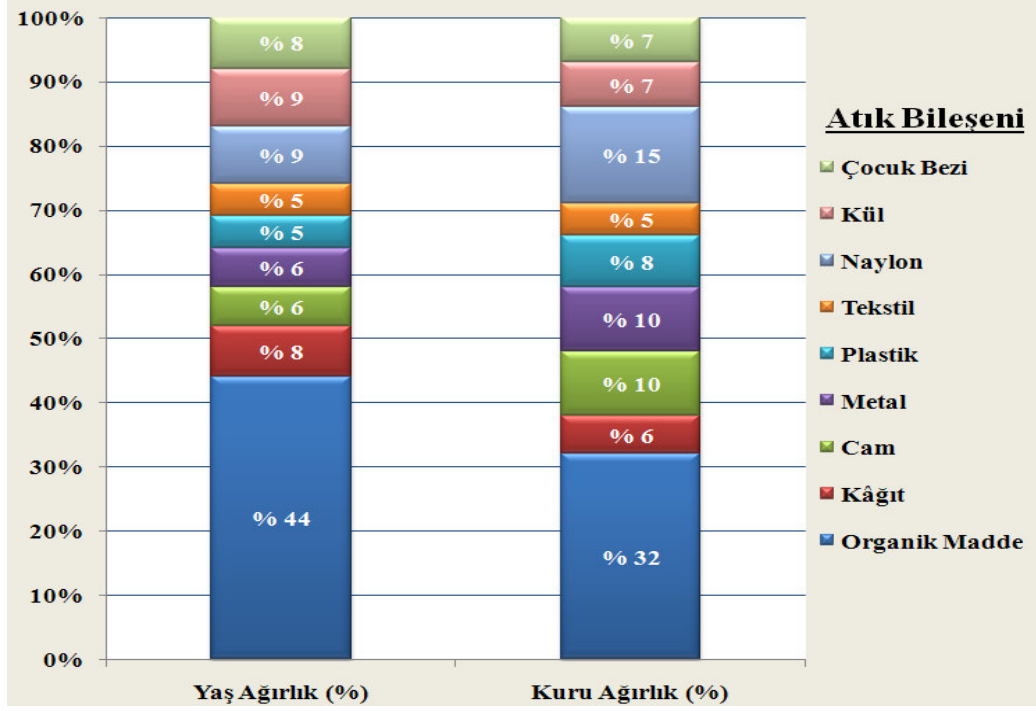
Şekil 3.1 Çalışmada kullanılan aerobik reaktörlerin şematik gösterimi

3.2 Reaktörlere Depolanan Atıkların Miktar ve Bileşenleri

Katı atıklar, bileşenleri bakımından çok büyük farklılıklar gösteren heterojen karışımlardır. Katı atık bileşenlerinde gözlenen büyük farklılıklara rağmen, atıkları oluşturan en büyük bileşenin organik maddeler olduğu söylenebilir. Atık bileşenleri katı atık depo sahalarında ayrışmayı etkileyen en önemli faktörlerden biridir ve atık stabilizasyon hızı üzerinde de önemli etkileri vardır.

Bu çalışmada İstanbul'un Avrupa yakasını temsil eden katı atıklar kullanılmıştır. İstanbul'un Avrupa Yakasında oluşan katı atıkların depolandığı Odayeri katı atık düzenli depolama

sahasına gelen atıklar üzerinde gerçekleştirilen madde grubu analizi sonucunda her bir madde grubunun toplam atık kütlesi içerisindeki oranı yaş ve kuru ağırlık bazında belirlenmiştir. Yapılmış olan bu analiz sonuçlarına göre reaktörlere doldurulan atık bileşenleri Şekil 3.2’de verilmiştir (Demir, vd., 2004). Şekil 3.2’den organik atıkların (yemek atıkları, meyve sebze atıkları, vs.) önemli bir yüzde oluşturduğu görülmektedir.



Şekil 3.2 Reaktörlere depolanan atıkların ıslak ve kuru bazdaki bileşenleri

Reaktörlere yerleştirilen atık miktarları yaklaşık olarak birbirine eşit ve ortalama 20 kg’dır. Bu çalışmada, atıkların ayrışmasının izlenmesi için atıkların reaktörlere depolanmasından itibaren 150 gün boyunca gerçekleştirilen deneylerden elde edilen sonuçlara yer verilmiştir.

3.3 Havalandırma ve Sızıntı Suyu Geri Devir Uygulaması

R2, R3, R4 ve R5 reaktörlerinde katı atıkların aerobik stabilizasyonu için gerekli olan hava, 110 L/dk kapasiteli akvaryum pompaları ile temin edilmiştir. Havalandırma sonucu atık gövdesinde meydana gelen aerobik ayrışma sonucu ortaya çıkan sıcaklıklardan dolayı atıkların kurumasını engellemek amacıyla sızıntı suyu geri devir uygulaması gerçekleştirilmiştir.

Çalışma süresince reaktörlerde çıkış gazında CO₂, CH₄ ve O₂ gazları ölçülerek verilen havanın yeterli olup olmadığı kontrol edilmiştir. Literatürde hava miktarları ile ilgili çok değişik veriler olmasına rağmen genel kanı, çıkış CO₂ miktarının % 15 değerini aşmayacak miktarda havanın yeterli olduğu yönündedir (Binner, vd., 2003). Literatürde aerobik

reaktörlerde yapılan ölçümlerde çıkış gazında O_2 içeriği % 8'in altına düştüğünde CH_4 üretiminin başladığı gözlenmiştir (Bilgili, vd., 2006). Bu sebeple, hem anaerobik ortamın oluşmasını önlemek hem de CO_2 için literatürde belirlenen değeri sağlamak için çıkış gazında O_2 muhtevası % 8–14 arasında tutulmuştur.

Atıkların depo sahalarında aerobik ayrışması ile ilgili yapılan çok fazla çalışma olmamakla birlikte, yapılan çalışmalarda birim atık başına verilen hava miktarlarında büyük farklılıklar mevcuttur. Çizelge 3.1'de aerobik depolama ile ilgili yapılan bazı çalışmalarda uygulanan hava miktarları verilmiştir. Görüldüğü gibi bu çalışmada araştırılan havalandırma miktarları literatürde uygulanmış olan havalandırma değerleri ile uygunluk içerisinde.

- Çizelge 3.1 Aerobik depolama ile ilgili yapılan çalışmalarda uygulanan hava miktarları

Çalışma	Uygulanan Hava Miktarı
Kim ve Yang (2002)	0,003 L/dk–kg atık
Ishigaki, vd. (2003)	0,8 L/dk–kg atık
Smith, vd. (2000)	0,0002 L/dk–kg atık
Borglin, vd. (2004)	0,04 L/dk–kg atık
Cossu, vd. (2003)	0,17 L/dk–kg atık
Keener, vd. (1997)	0,35 – 0,97 L/dk–kg atık
Bernreuter ve Stessel (2000)	0,5 L/dk–kg atık

3.4 Deneysel Çalışmalar

Tez kapsamında yapılan çalışmaları sızıntı suyu ve katı atık analizleri olmak üzere iki grup altında toplamak mümkündür. Ayrıca reaktör gövdesindeki sıcaklık değişimleri de günlük olarak takip edilmiştir. Çalışma boyunca yapılan ölçümler ve ölçüm sıklıkları Çizelge 3.2'de verilmiştir.

Evsel katı atıklarla doldurulmuş olan reaktörlerde oluşan sızıntı suyu miktarı, reaktörlerin tabanına yerleştirilmiş olan drenaj borularındaki vanaların açılması yoluyla manüel olarak ölçülmüştür. Ölçümler sızıntı suyu oluşum hızına bağlı olarak haftalık ve 15 günlük periyotlarla gerçekleştirilmiş. Sızıntı suyunda yapılacak analizler için gerekli olan numuneler bu esnada temin edilmiştir.

Tez kapsamında; aerobik ve anaerobik reaktörlerde oluşan sızıntı suyunun pH, iletkenlik, toplam alkalinite, oksidasyon–redüksiyon potansiyeli, KOI , BOI_5 , Cl^- , TKN, NH_3-N parametrelerinin zamana bağlı olarak değişimi APHA (2005)'de verilen yöntemlere göre

belirlenmiştir. Bununla birlikte sızıntı suyunda KOİ'nin ayrışabilen ve ayrışamayan (inert) fraksiyonları belirlenmiş ve bunların zamanla değişimleri MATLAB programı kullanılarak modellenmiştir.

•

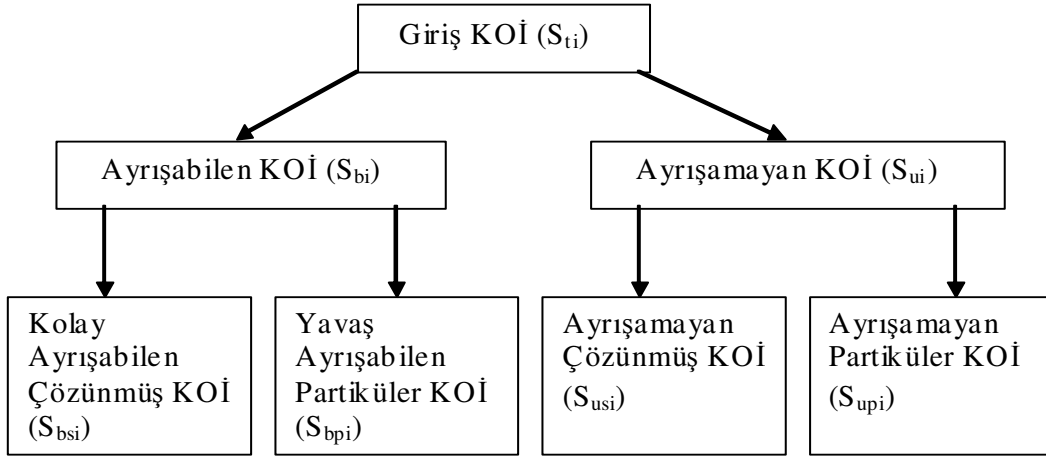
izelge 3.2 Çalışma kapsamında yapılan analizler ve ölçüm sıklıkları

Ç

Sızıntı Suyunda Yapılan Ölçümler	
Parametre	Ölçüm Sıklığı
pH	Haftalık
İletkenlik	Haftalık
Toplam alkalinite	Haftalık
KOİ (Kimyasal oksijen ihtiyacı)	Haftalık
BOİ ₅ (Biyolojik oksijen ihtiyacı)	15 günlük
Cl ⁻ (Klorür)	Haftalık
TKN (Toplam Kjeldahl azotu)	Haftalık
NH ₃ -N (Amonyak azotu)	Haftalık
İnert KOİ	Aylık
Katı Atıkta Yapılan Ölçümler	
Kütle ve Hacim Kaybı	Başta ve sonda
Nem Muhtevası	Başta ve sonda
Organik Madde Muhtevası	Başta ve sonda

3.4.1 Sızıntı suyunda KOİ fraksiyonlarının tespiti

Aerobik veya anaerobik biyoreaktör olarak işletilen katı atık depo sahalarında, organik atıkların ayrışması esnasında mikrobial aktivite sonucu ayrışma ürünleri, çözünmüş mikrobial ürünler ve partiküller inert organik maddeler oluşmaktadır. Oluşan kompleks yapıdaki bu suyun alıcı ortama deşarj edilmeden önce arıtımına ihtiyaç duyulmaktadır. Sızıntı suyu arıtımı için aerobik veya anaerobik biyolojik arıtma sistemleri yaygın bir şekilde kullanılmaktadır (Timur ve Öztürk, 1999; İnanç, vd. 2000). Gerek atıkların ayrışması esnasında oluşan kompleks yapıdaki sızıntı suyunun mevcut inert KOİ'si, gerekse bu suların arıtıldığı biyolojik sistemlerde mikrobial aktivite sonucu oluşan inert KOİ sebebiyle arıtma tesislerinin çıkış suyunun deşarj standartlarını sağlaması zorlaşmaktadır. Biyolojik sistemlerde inert bileşiklerin oluşumu ve miktarlarının azaltılması pek çok araştırmaya konu olmuştur (İnce, vd., 1998; Low ve Chase, 1999; Hasar ve Kınacı, 2004). Şekil 3.3'de Wentzel, vd. (1999) tarafından verilen KOİ alt bileşenleri verilmiştir.



Şekil 3.3 Atık sularındaki KOİ alt bileşenlerinin dağılımı

Bir atık suya ait KOİ bileşenleri temelde biyolojik olarak ayrışabilen ve ayrışamayan fraksiyonlardan oluşmaktadır. Biyolojik olarak ayrışamayan (inert) KOİ çözünmüş ve partiküler inert KOİ olmak üzere iki bileşenden meydana gelir. Boero, vd. (1991), biyolojik proseslerden çıkan suların biyolojik olarak ayrışamayan çözünmüş KOİ'sinin çözünmüş mikrobial ürünlerden oluştuğunu ve bu ürünlerin substrat ayrışması esnasında ara ürün, son ürün ve içsel solunum sonucu ortaya çıktığını belirtmişlerdir. Bir başka çalışmada da bu ürünlerin biokütle teşkili esnasında ve basit substratların mineralizasyonu sırasında biokütle ayrışması sonucu çözünmüş organiklerin birikiminden kaynaklandığı belirtilmiştir (Noguera, vd. 1994).

Toplam KOİ değeri, biyolojik olarak parçalanma özelliklerine bağlı olarak, toplam biyolojik olarak ayrışabilen KOİ ve toplam inert KOİ fraksiyonları olmak üzere iki ana alt gruba ayrılabilir. Bu fraksiyonlar da kendi aralarında alt gruplara ayrılabilirler. İnert KOİ bileşeni, çözünmüş inert ve partiküler inert KOİ olmak üzere iki alt grupta incelenebilir. Ayrışabilen KOİ fraksiyonu ise, organik maddenin ayrışma hızına bağlı olarak hızlı ayrışabilen çözünmüş KOİ ve yavaş ayrışabilen partiküler KOİ olarak iki sınıfta incelenebilir. Kolay ayrışabilen çözünmüş KOİ mikroorganizmalar tarafından çok hızlı bir şekilde ayrıştırılır. Yavaş ayrışabilen partiküler KOİ'nin ise mikroorganizmalar tarafından metabolize edilmeden önce hücre dışı enzimler vasıtasıyla daha basit kimyasal birimlere ayrılması gerekmektedir.

KOİ Fraksiyonlarının Belirlenmesi

Biyolojik Olarak Ayrışabilen KOİ (S_{bi}):

Atık suyun biyolojik olarak ayrışabilen KOİ fraksiyonu, toplam biyolojik oksijen ihtiyacı (T_bOİ) metoduna göre belirlenebilir. T_bOİ yaklaşımı, partiküler organik maddelerin biyolojik

oksidasyon prosesi tamamlandığında hidrolize oldukları kabulüne dayanır. Farklı özelliklere sahip evsel atık sularda yapılan deneylerde bu sonuç doğrulanmıştır. Bu nedenle $T_bOİ$, biyolojik olarak ayrışabilen $KOİ$ 'ye eşit kabul edilmektedir (Park, vd. 1997).

$T_bOİ$ 'nin belirlenmesi maksadıyla izlenen prosedür aşağıdaki gibidir:

1. $KOİ$ değeri 1000 mg/L ye seyreltilmiş 1 L sızıntı suyu numunesi alınır.
2. Sızıntı suyunun başlangıç toplam $KOİ$ değeri ile çözünmüş $KOİ$ konsantrasyonları belirlenir. Çözünmüş $KOİ$ 0,45 μ m filtre kâğıdından süzildükten sonra ölçülen $KOİ$ değeridir. Sızıntı suyunda partiküler $KOİ$ değeri, toplam $KOİ$ ile çözünmüş $KOİ$ arasındaki farktan hesaplanabilir.
3. $KOİ$ 'si 1000 mg/L'ye seyreltilmiş sızıntı suyu numunesi ile sızıntı suyuna alıştırılmış aktif çamur numunesi karıştırılarak, karışımın çözünmüş oksijen konsantrasyonu 2–4 mg/L arasında olacak şekilde 24 saat boyunca havalandırılır. Bu süre zarfında belirli periyotlarla karışımdan numuneler alınarak ham ve çözünmüş $KOİ$ değerleri tespit edilir.
4. Karışımın ilk $KOİ$ 'si ile çözünmüş $KOİ$ konsantrasyonları belirlenir. Karışımın partiküler $KOİ$ değeri, karışımın ilk $KOİ$ değerinden çözünmüş $KOİ$ değerinin çıkarılması ile elde edilen değerdir.

Bu sonuçlardan sonra $T_bOİ$ değeri, giriş substrat $KOİ$ ile nihai substrat $KOİ$ konsantrasyonları arasındaki farktan hesaplanır. Giriş substrat $KOİ$ konsantrasyonu, karışımın ilk $KOİ$ 'si ile başlangıçtaki biokütle $KOİ$ 'si arasındaki farktan hesaplanır. Başlangıçtaki biokütle $KOİ$ 'si ise, karışımın başlangıçtaki partiküler $KOİ$ 'si ile ham atık suyun partiküler $KOİ$ 'si arasındaki farktan tespit edilir.

$$T_bOİ = S_{bi} = \text{Giriş Substrat } KOİ - \text{Nihai Substrat } KOİ \quad 3.1$$

$$\text{Giriş Substrat } KOİ = \text{Karışımın İlk } KOİ - \text{Giriş Biokütle } KOİ \quad 3.2$$

$$\text{Giriş Biokütle } KOİ = \text{Karışımın Partiküler } KOİ - \text{Atık suyun Partiküler } KOİ \quad 3.3$$

Sızıntı suyu numunesi reaktöre aktif çamur ilavesi ile seyreltiğinden, gerçek $T_bOİ$ değeri, hesaplanan değerın seyreltme faktörüyle çarpılmasıyla elde edilir. Elde edilen sonuçlarla sızıntı suyunun $KOİ$ bileşeni, toplam ayrışabilen $KOİ$ ve toplam inert $KOİ$ olmak üzere iki ana alt gruba ayrılmış olur.

3.4.2 Sızıntı suyunun biyolojik olarak ayrışamayan $KOİ$ fraksiyonlarının modelleme yöntemi

Aerobik ve anaerobik reaktörlerde oluşan sızıntı suyu $KOİ$ 'sinin biyolojik olarak ayrışabilen

ve ayrışamayan kısımları bakteriyel büyüme ve metabolik ürünler arasındaki ilişki temel alınarak oluşturulmuş bir model olan “Gompertz Eşitliği” kullanılarak modellenmiştir (Zwietering, vd., 1990). Bu çalışmada bakteriyel büyüme için kullanılan eşitlik, biyolojik olarak ayrışamayan KOİ fraksiyonlarının, sızıntı suyunun toplam KOİ’sine (S_t) oranının zamanla değişimi ele alınarak modifiye edilmiştir. Bu eşitlik,

$$A = A_0 + A_{\max} \cdot \exp \left[- \exp \left(\frac{m \cdot \exp(1)}{A_{\max}} \cdot (L - t) + 1 \right) \right] \quad 3.4$$

şeklinde olup, A , $A_{\max}$, m ve L değerlerinin grafik üzerinde gösterimi Şekil 3.4’de verilmiştir.

Burada;

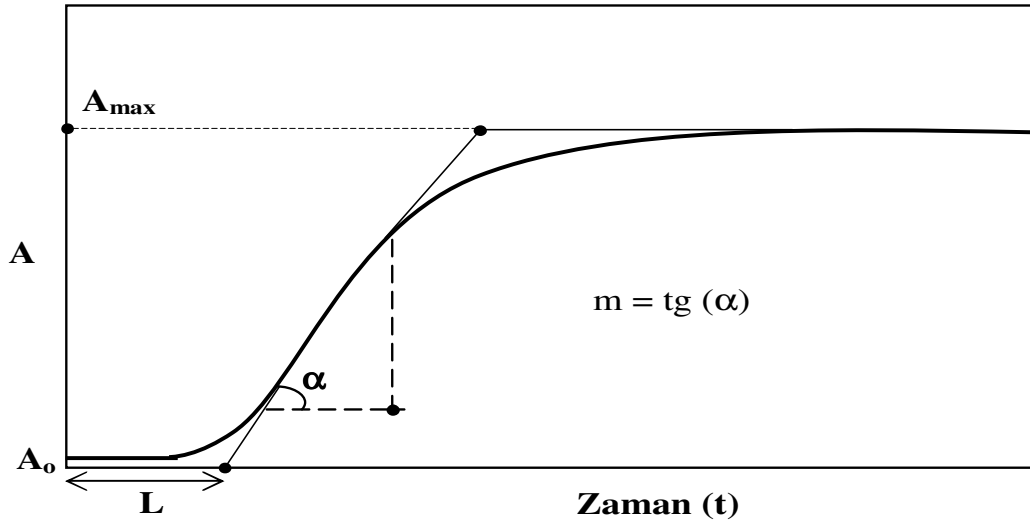
A_0 : Başlangıç S_i/S_t oranını

A : S_i/S_t oranını,

$A_{\max}$: Maksimum S_i/S_t oranını,

m : Eğim

L : S_i/S_t oranlarının artmaya başladığı zamana kadar geçen süreyi göstermektedir.



Şekil 3.4 Gompertz eşitliğindeki parametreler

4. SONUÇLAR VE DEĞERLENDİRMELER

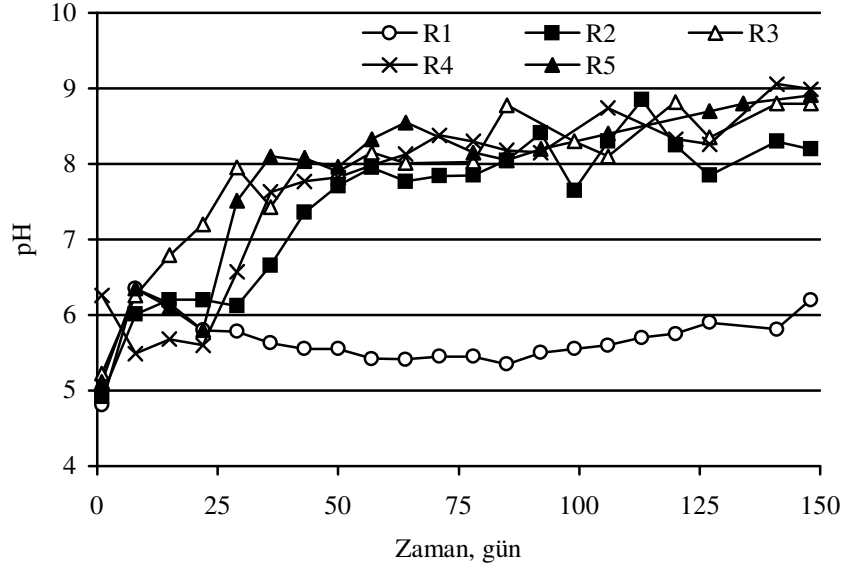
4.1 Sızıntı Suyu Bileşenleri

Aerobik depo sahalarında atıkların ayrışması için gerekli olan optimum hava miktarının belirlenmesi maksadıyla gerçekleştirilen bu çalışmada kullanılan reaktörlerden alınan sızıntı suyu numunelerinde pH, İletkenlik, Toplam Alkalinite, Oksidasyon–Redüksiyon Potansiyeli, KOİ, BOİ, Cl^- , TKN ve NH_3-N , parametreleri ile KOİ fraksiyonlarının zamana bağlı olarak değişimleri izlenmiştir. Bu analizlerden elde edilen sonuçlar aşağıda değerlendirilmiştir.

4.1.1 pH

Her mikroorganizma grubunun faaliyetlerini sürdürebileceği optimum bir pH aralığı olmakla birlikte, genel olarak bakteriler için optimum pH aralığının 6–8 arasında olduğu söylenebilir. Nakasaki, vd. (1993) tarafından, protein ve glikoz kullanılarak kompost prosesindeki aktif organizmaların pH'a duyarlılığını tespit etmek maksadıyla yapılan çalışmada optimum pH aralığının 7–8 olduğu ve glikozun 6–9 arasındaki pH değerlerinde daha hızlı ayrıştığı belirlenmiştir. Demir, vd. (1997) tarafından yapılan anason atıklarının kompostlaştırılması çalışmasında, pH'nın başlangıç aşamasında arttığı ve stabilizasyon sonrasında 8.5 değerlerine ulaştığı belirlenmiştir.

Reaktörlerde oluşan sızıntı sularında pH'nın zamanla değişimi Şekil 4.1'de verilmiştir. Atıkların reaktörlere depolandığı ilk günlerde tüm reaktörlerde oluşan sızıntı suyunda pH değerleri organik asitlerin oluşumu sebebiyle 4,5–6 arasında değişmektedir. Aerobik reaktörlerde depolamadan yaklaşık 40 gün sonra sızıntı suyunun pH değeri 7 seviyesinde ölçülmüştür. Bu aşamadan sonra pH değerleri bir miktar daha artarak 75 gün sonunda 8 civarında tespit edilmiş ve çalışma süresince 8–9 aralığında belirlenmiştir. R1 reaktöründe pH'da çalışma süresince önemli bir değişiklik gözlenmemiş ve çalışma süresince pH değeri 5–6 civarında tespit edilmiştir. Bu durum R1 reaktöründe anaerobik metan oluşum safhasının henüz meydana gelmediğini ve ayrışmanın asit oluşum safhasında devam ettiğini göstermektedir.



Şekil 4.1 Aerobik ve anaerobik reaktörlerde pH'nın değişimi

Depo sahalarında sızıntı suyunun pH değeri, atıkların ayrışma kademeleri ile ilgili ipuçları vermektedir. Mikrobial aktivitenin asidik safhadan metanojenik safhaya doğru ilerlemesi ile sızıntı suyunun pH değerinin de 4,5–7 arasında değişen değerlerden 7–8,2 arasında değişen metanojenik değerlere ulaşması beklenir (Krug ve Ham, 1997).

Çalışma süresince yapılan ölçümlerde anaerobik reaktörde pH değeri 5–6 arasında bir değişim göstermiştir. Sızıntı suyunda yapılan pH ölçümleri ile katı atıkların ayrışma safhaları hakkında fikir sahibi olmak mümkündür. Buna göre, pH'nın asidik değerlerde olduğu yaklaşık 150 günlük çalışma periyodunda R1 reaktöründe metan safhasına geçişin başlamadığı ve ayrışmanın asit oluşum safhasında devam ettiği söylenebilir.

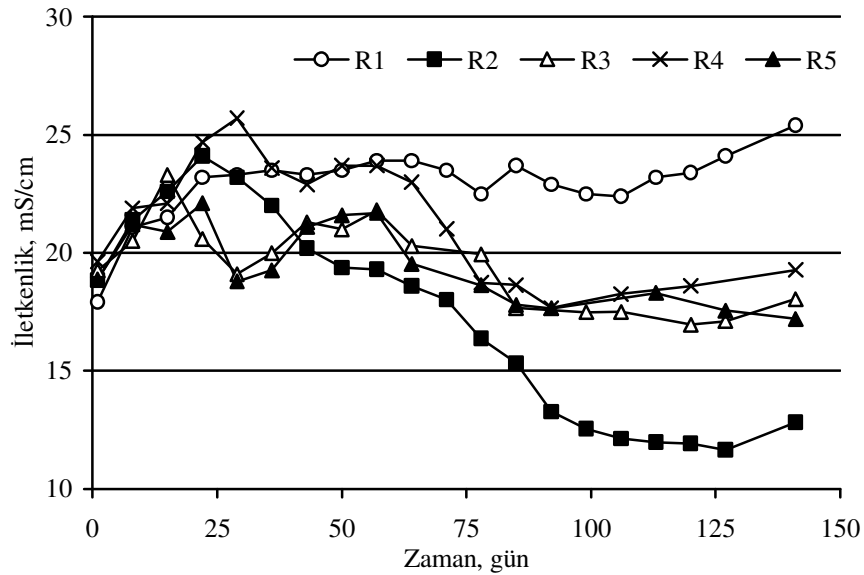
Aerobik ve anaerobik reaktörlerde pH değerleri karşılaştırıldığında, aerobik ayrışmanın tamamlandığı sürede, anaerobik reaktörde metan safhasına henüz ulaşılmadığı görülmektedir. Buna göre, katı atıkların aerobik ayrışmasının klasik anaerobik ayrışmaya göre çok daha hızlı bir şekilde gerçekleştiği söylenebilir. Farklı havalandırma miktarları uygulanmış aerobik reaktörler arasında ise pH değerleri bakımından önemli bir fark oluşmadığı belirlenmiştir.

4.1.2 İletkenlik

Suyun elektrik iletkenliği, iyonik gücünün bir fonksiyonudur. Çözülmüş katı madde konsantrasyonlarının belirlenmesi için suyun elektrik iletkenliği ölçülerek yaklaşık bir tahminde bulunulabilir. Kylefors ve Lagerkvist (1997) tarafından gerçekleştirilen istatistiksel bir çalışmada asidojenik fazdan metanojenik faza geçiş sırasında sızıntı suyunun iletkenliğin

azalacağı belirtilmiştir. Yuen (1999), yaptığı arazi ölçekli çalışmada toplam katı madde konsantrasyonları için aynı sonucu elde etmiş, ancak çözünmüş katı madde konsantrasyonlarının ise daha az değişken olduğunu gözlemlemiştir.

Reaktörlerde oluşan sızıntı sularında iletkenlik parametresinin zamanla değişimi Şekil 4.2’de verilmiştir. Şekilden görüldüğü gibi R1 reaktöründe metan safhasına henüz ulaşamadığından sızıntı suyunun iletkenlik değeri çalışma süresince aerobik reaktörlere göre daha yüksek değerlerde ve 20–25 mS/cm olarak belirlenmiştir. Aerobik reaktörlerde ise depolamadan yaklaşık 75 gün sonra iletkenlik değerleri azalmaya başlamış ve R2 reaktöründe 15 mS/cm değerinin altına tespit edilmiştir. R3, R4 ve R5 reaktörlerinde ise iletkenlik değeri 75 günden sonra 15–20 mS/cm arasında tespit edilmiştir.



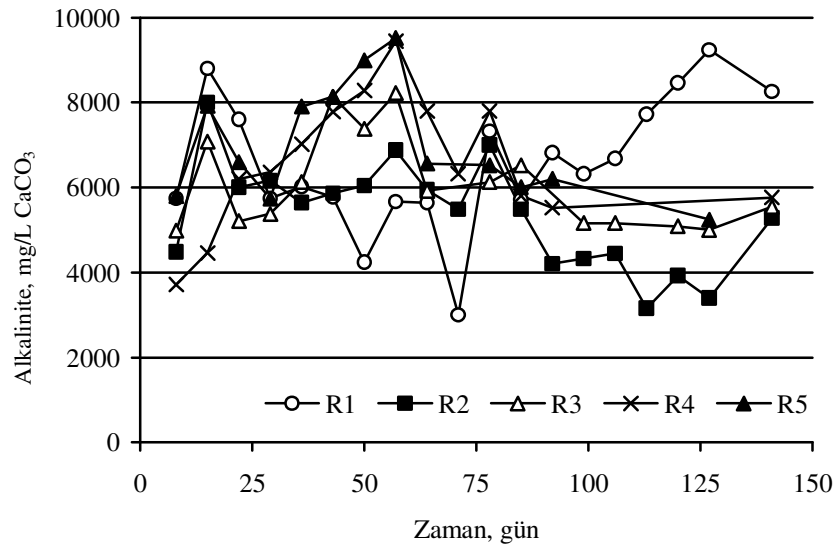
Şekil 4.2 Aerobik ve anaerobik reaktörlerde iletkenliğin değişimi

4.1.3 Alkalinite

Biyolojik sistemlerde alkalinite, ayrışma için gerekli pH değerinin istenen seviyenin altına düşmesine yol açan uçucu ve diğer asitlerin tamponlanma kapasitesini göstermektedir. Evsel katı atıklar içerisinde yer alan kolay ayrışabilen organik maddelerin (meyve ve sebze artıkları gibi) depolandıktan sonra hızlı bir şekilde ayrışması uçucu yağ asidi birikimine sebep olabileceği için ortamda yeterli alkalinitenin bulunması, pH'nın tamponlanması açısından önemlidir. Düşük alkalinite değerlerinde ortamdaki asitler pH değerinin düşmesine sebep olarak biyolojik aktivitenin yavaşlamasına veya tamamen durmasına yol açabilirken, yüksek alkalinite değerleri sistemi düzensiz pH değişimlerine karşı tamponlar. Alkalinitenin temel bileşenleri bikarbonat (HCO_3^-), karbonat (CO_3^{2-}) ve hidroksil (OH^-)'dir. Bu bileşenler mineral kaynaklı

olabileceği gibi, organik maddelerin mikrobiyal ayrışmasının bir ürünü olan CO_2 'ten de kaynaklanabilir.

Aerobik ve anaerobik reaktörlerde oluşan sızıntı suyunda alkalinitenin zamanla değişimi Şekil 4.3'de verilmiştir. Anaerobik sistemlerde optimum metan oluşumu için gerekli toplam alkalinite değeri 2000–3500 mg/L CaCO_3 'tür (Öztürk, 1999). Buna göre atıkların ayrışması için gerekli olan toplam alkalinitenin çalışma süresince tüm reaktörlerde mevcut olduğu Şekil 4.3'den görülmektedir.



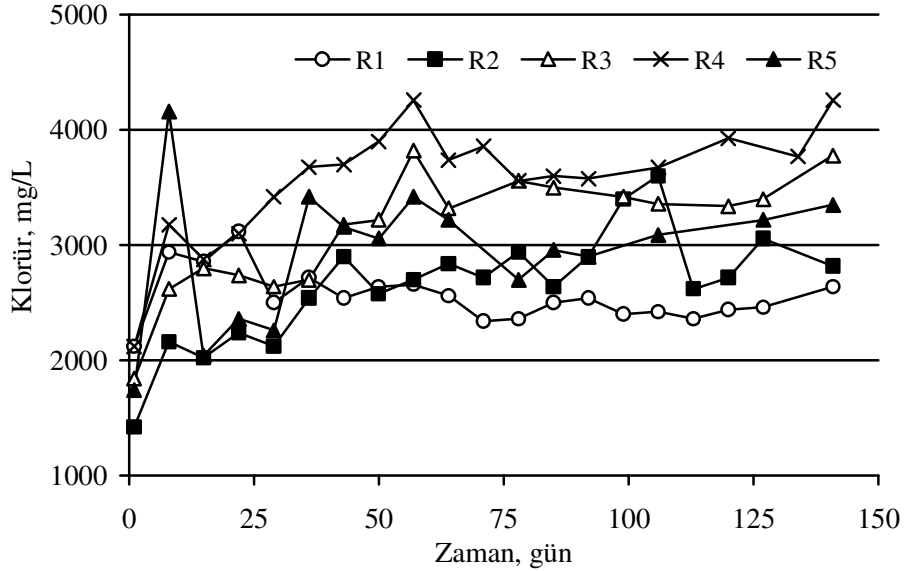
Şekil 4.3 Aerobik ve anaerobik reaktörlerde alkalinitenin değişimi

4.1.4 Klorür

Klorür biyolojik ayrışmaya karşı dirençli bir madde olduğundan, klasik anaerobik depo sahalarında genellikle sızıntı suyunda seyrelme olup olmadığını belirlemek maksadıyla kullanılırken, aerobik ayrışmada ise CO_2 ve H_2O ile birlikte ayrışmanın temel ürünleri arasında yer almaktadır (US EPA, 2004). Ehrig ve Scheelhaase (1993), klasik depo sahalarında asidojenik ve metanojenik fazlar arasında Cl^- konsantrasyonları bakımından bir fark olmadığını tespit etmişlerdir. Andreottola ve Cannas (1992) da benzer bir şekilde sızıntı suyunun geri devrettirilmediği depo sahalarında Cl^- konsantrasyonlarının depo yaşına bağlı olarak infiltrasyon sonucu çok yavaş bir şekilde azaldığını bildirmişlerdir.

Aerobik ve anaerobik reaktörlerde klorür konsantrasyonlarının zamanla değişimleri Şekil 4.4'de verilmiştir. R1 reaktöründe klorür konsantrasyonunda zamanla önemli bir

değişiklik meydana gelmemiş ve çalışma süresince 2500 mg/L civarında belirlenmiştir. Aerobik reaktörlerde ise klorür konsantrasyonu depolamadan yaklaşık 75 gün sonra 3000 mg/L değerinin üzerinde tespit edilmiştir. Genel olarak bakıldığında havalandırma miktarının artmasıyla sızıntı suyunda klorür konsantrasyonunun da arttığı, bu sebeple aerobik reaktörler içerisinde R2 reaktörünün en düşük klorür konsantrasyonuna sahip olduğu söylenebilir.

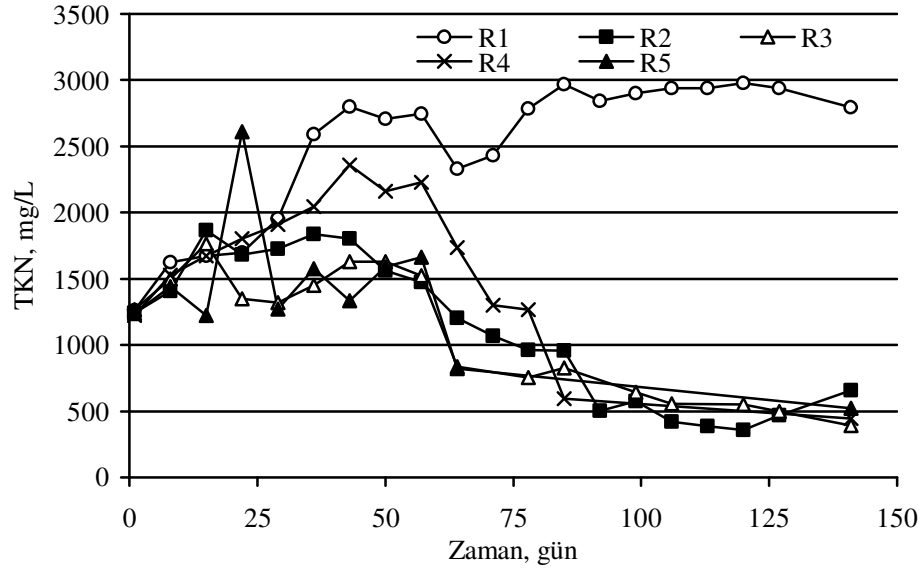


Şekil 4.4 Aerobik ve anaerobik reaktörlerde klorürün zamanla değişimi

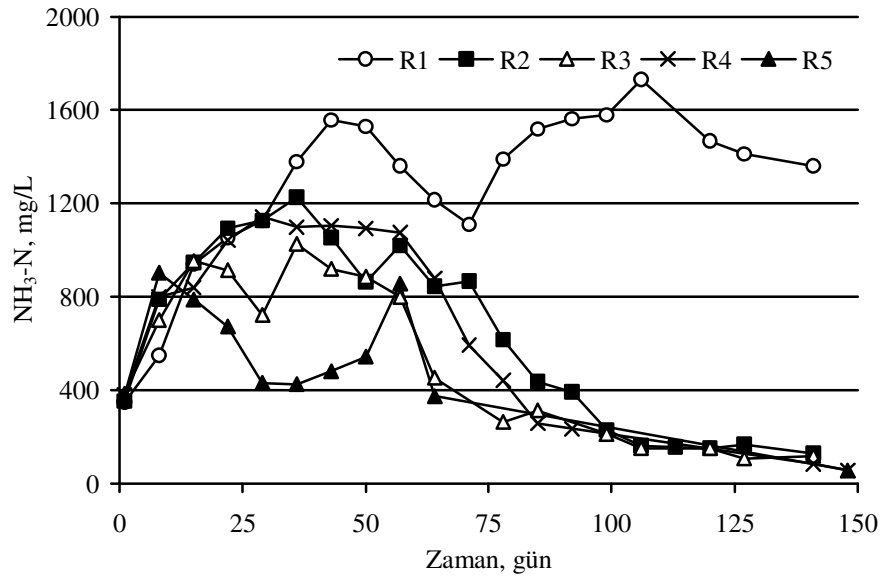
4.1.5 Toplam Kjeldahl azotu (TKN) ve amonyak azotu (NH₃-N)

Amonyak, depo sahalarında genellikle proteinlerin ve aminoasitlerin ayrışması sonucu ortaya çıkar. Atıkların ayrışması sırasında sızıntı suyunda ortaya çıkan azotun büyük bir kısmını amonyak azotu oluşturmaktadır. Yapılan çalışmalarda amonyak konsantrasyonlarının sızıntı suyunda 500–1000 mg/L arasında değiştiği ve bu konsantrasyonlarda zamanla önemli bir değişimin meydana gelmediği belirlenmiştir (Kjeldsen, vd, 2002). Bu nedenle bazı araştırmacılar amonyağı, sızıntı suyunun en önemli bileşeni olarak göstermişlerdir (Kruempelbeck ve Ehrig, 1999; Christensen, vd, 1998). Kruempelbeck ve Ehrig (1999) tarafından yapılan çalışmada, Almanya'da bulunan 50 depo sahasında, sahaların kapatılmasından yaklaşık 30 yıl sonra dahi amonyak konsantrasyonlarında önemli bir azalma meydana gelmediği tespit edilmiştir.

Aerobik ve anaerobik reaktörlerde TKN ve NH₃-N konsantrasyonlarının zamanla değişimleri sırasıyla Şekil 4.5 ve Şekil 4.6'da verilmiştir.



Şekil 4.5 Aerobik ve anaerobik reaktörlerde TKN konsantrasyonlarının zamanla değişimi



Şekil 4.6 Aerobik ve anaerobik reaktörlerde NH₃-N konsantrasyonlarının zamanla değişimi

Çalışma süresince R1 reaktöründe TKN konsantrasyonu 2500–3000 mg/L seviyelerinde, NH₃-N konsantrasyonu ise 1500 mg/L seviyelerinde belirlenmiştir. Amonyakın metanojenik şartlar altında giderimi mümkün olmadığından, atıkların anaerobik depo sahalarında ayrışması sonucu oluşan sızıntı suyunda amonyak konsantrasyonlarının zamanla çok önemli bir değişikliğe uğramadığı söylenebilir.

Aerobik reaktörlerde amonyak konsantrasyonlarının anaerobik reaktörden daha düşük olduğu

tespit edilmiştir. Çalışma sonunda aerobik ve anaerobik reaktörlerde ölçülen nihai amonyak konsantrasyonları R1, R2, R3, R4 ve R5 reaktörleri için sırasıyla 1360, 125, 120, 60 ve 55 mg/L olarak tespit edilmiştir. Aerobik reaktörlerde amonyak konsantrasyonlarının daha düşük olmasının sebebi, ortamda oksijenin mevcut olması dolayısı ile amonyağın nitrifikasyon yoluyla nitrata dönüşmesidir.

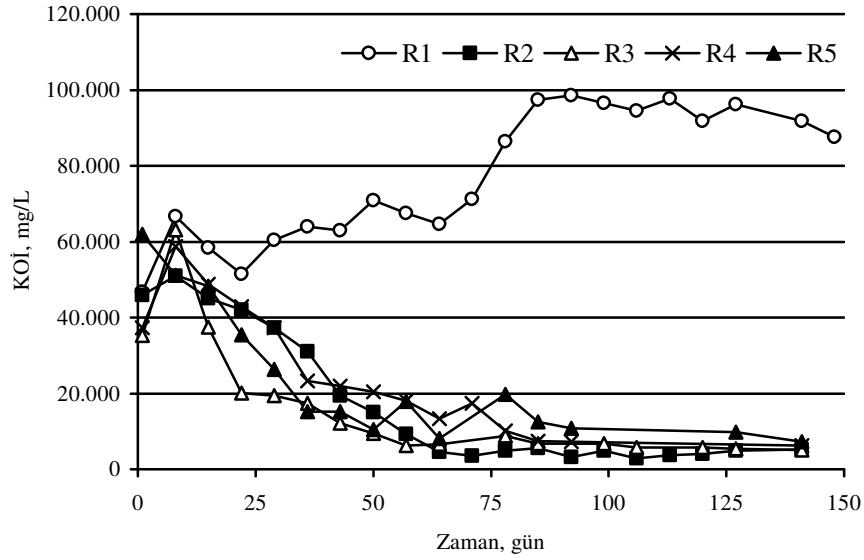
$\text{NH}_3\text{-N}$, anorganik azot bileşiklerinin en fazla redüklenmiş halidir. Aerobik şartlarda *Nitrosomonas* grubu bakterilerin etkisiyle amonyak nitrite oksitlenir ve oluşan nitrit *Nitrobakter* grubu bakterilerin etkisiyle, çok daha hızlı bir reaksiyonla nitrata okside edilir. Aerobik reaktörlerde $\text{NH}_3\text{-N}$ konsantrasyonlarının ve buna bağlı olarak $\text{NH}_3\text{-N}$ ile organik azotun toplamından oluşan TKN konsantrasyonlarının azalmasının sebebi, nitrifikasyon prosesidir.

4.1.6 Sızıntı suyunun organik içeriği

Biyolojik oksijen ihtiyacı (BOİ), bir numunedeki organik maddenin biyolojik olarak ayrışabilirliğini temsil etmektedir. Kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) ise, organik madde muhtevasının oksijen eşdeğerinin bir ölçüsüdür. Depo sahalarında yapılan çalışmalarda, atıkların ayrışmasının ilk safhalarında sızıntı suyunun organik madde muhtevasının oldukça yüksek olduğu belirlenmiştir. Genç depo sahalarında oluşan sızıntı sularının muhteviyatındaki organik maddelerin önemli bir kısmı (% 90) organik asitlerden kaynaklanmakta ve bu organik asitlerin de % 90'a varan kısmı asetik, propiyonik ve bütirik asitlerden ileri gelmektedir. Ayrışmanın ilerleyen safhalarında kolay ayrışabilen organik asitlerin ayrışması sonucunda KOİ ve BOİ konsantrasyonlarında da bir azalma meydana gelmektedir.

Bu çalışmada aerobik ve anaerobik reaktörlerde oluşan sızıntı sularında organik maddenin zamanla değişiminin ölçüsünü veren KOİ ve BOİ bileşenlerinin yanında, biyolojik olarak ayrışamayan KOİ fraksiyonlarının zamana bağlı olarak değişimi izlenmiştir.

Şekil 4.7'de aerobik ve anaerobik reaktörlerde KOİ konsantrasyonlarının zamanla değişimi verilmiştir.



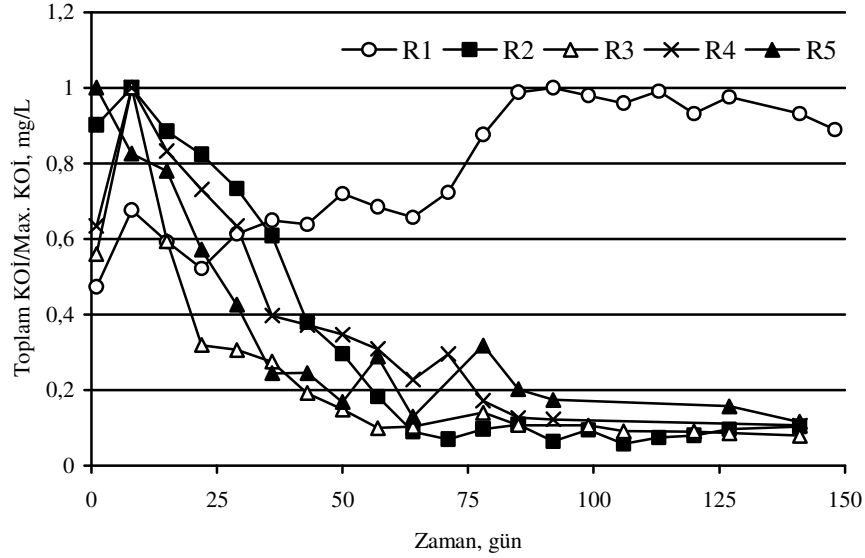
Şekil 4.7 Aerobik ve anaerobik reaktörlerde KOİ konsantrasyonlarının değişimi

Aerobik reaktörlerde atıklar depolandıktan sonraki ilk 15 gün KOİ değeri tüm reaktörlerde yükselerek 60000 mg/L seviyelerine kadar çıkmıştır. Bundan sonra sızıntı suyunda KOİ konsantrasyonu hızla azalarak R2 reaktöründe 70 gün sonunda 5000 mg/L değerine düşmüştür. R3, R4 ve R5 reaktörlerinde ise depolamadan yaklaşık 100 gün sonra KOİ konsantrasyonu 5000 mg/L değerine düşmüştür. Bu aşamadan sonra geçen sürede tüm reaktörlerde KOİ konsantrasyonlarında önemli bir değişim gözlenmemiştir. R1 reaktöründe ise KOİ konsantrasyonu depolamadan yaklaşık 90 gün sonra maksimum değerine ulaşarak 100000 mg/L olarak tespit edilmiştir. Depolamanın ilk safhasında sızıntı suyu muhteviyatındaki organik kirletici konsantrasyonlarının yüksek olması, ayrışmanın kompleks organiklerin suda iyi çözünen organik asitlere dönüştüğü birinci anaerobik ayrışma safhasında (asit safhası) olduğunu göstermektedir.

Şekil 4.7’de aerobik ve anaerobik reaktörlerde KOİ konsantrasyonlarının zamana bağlı olarak değişimi arasında büyük farklılıklar olduğu görülmektedir. Anaerobik ayrışma ile karşılaştırıldığında çok daha hızlı gerçekleşen aerobik ayrışma dolayısıyla, sızıntı suyunun KOİ konsantrasyonu hızlı bir şekilde azalmıştır. R1 reaktöründe 150 gün sonunda KOİ konsantrasyonu 85000 mg/L gibi değerlerde iken, aynı süre sonunda tüm aerobik reaktörlerde KOİ konsantrasyonu 5000 mg/L seviyelerinde tespit edilmiştir. Buradan da görüldüğü gibi, katı atıkların aerobik ayrışması anaerobik ayrışmaya göre daha hızlı gerçekleşmekte ve aerobik depolama ile atık stabilizasyon süresi önemli ölçüde azaltılmaktadır.

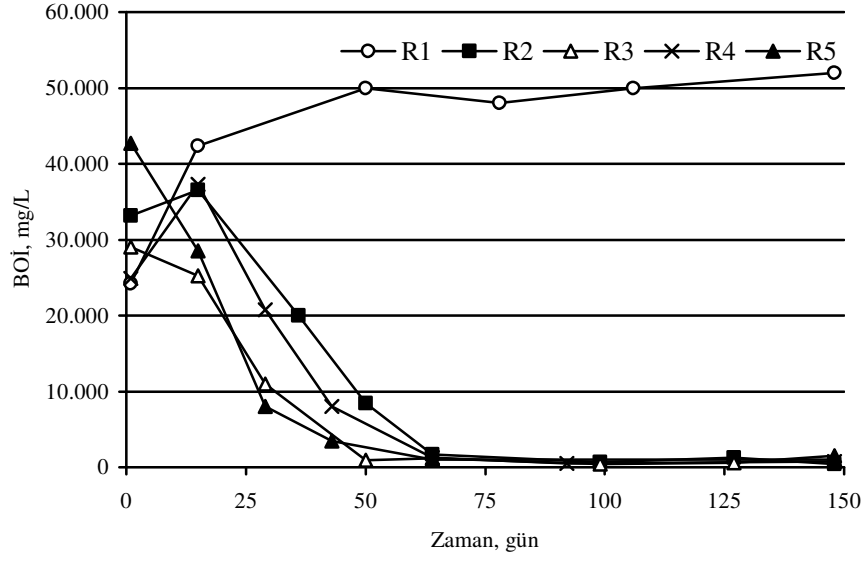
Şekil 4.8’de aerobik ve anaerobik reaktörlerde ölçülen KOİ değerlerinin her bir reaktörde

çıkış sızıntı suyunda tespit edilen maksimum KOİ'ye oranı verilmiştir. Burada görüldüğü gibi, aerobik reaktörlerde KOİ giderimi tüm reaktörler için 75 gün sonunda % 80'in üzerinde tespit edilmiştir. 150 gün sonunda R2, R3, R4 ve R5 reaktörlerinde KOİ giderim verimleri sırasıyla % 90, % 89, % 93 ve % 88 olarak belirlenmiştir. R1 reaktöründe ise metan safhası henüz başlamamış olduğundan KOİ konsantrasyonunda önemli bir azalma görülmemiştir. Bu sebeple R1 reaktöründe KOİ giderim veriminden söz etmek mümkün değildir.



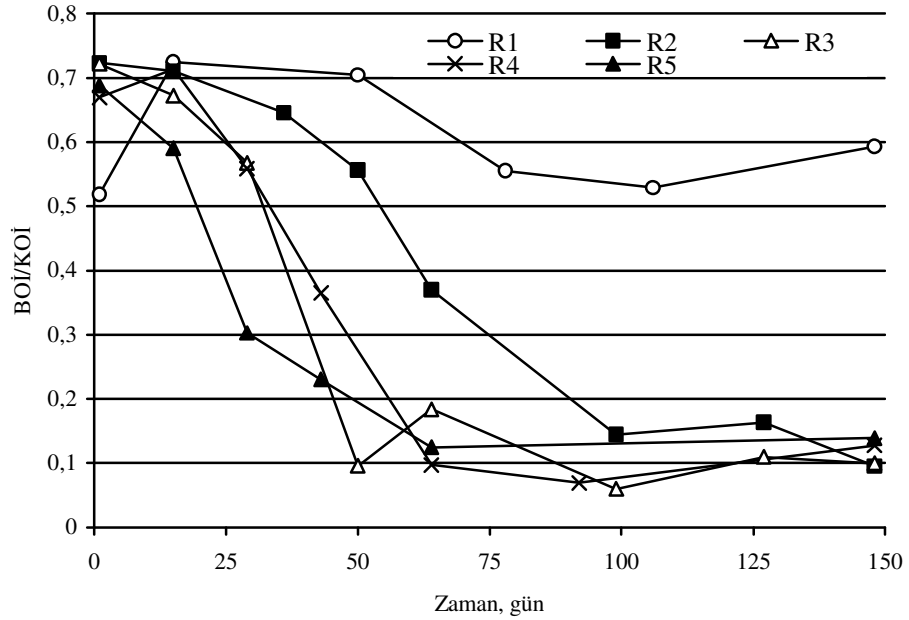
Şekil 4.8 Aerobik ve anaerobik reaktörlerde çıkış sızıntı suyunda KOİ/maksimum KOİ oranları

Aerobik ve anaerobik reaktörlerde oluşan sızıntı sularında BOİ konsantrasyonlarının zamanla değişimi Şekil 4.9'da verilmiştir. Depolamanın başlangıcında tüm reaktörlerde BOİ konsantrasyonu 30000 mg/L seviyelerinde ölçülmüştür. Aerobik reaktörlerde BOİ konsantrasyonundaki azalma hızlı bir şekilde gerçekleşirken anaerobik reaktörde henüz bu azalma eğilimi gözlenmemiştir. Depolamadan yaklaşık 60 gün sonra R1, R2, R3, R4 ve R5 reaktörlerinde ölçülen BOİ konsantrasyonları sırasıyla 50000, 1700, 1200, 1300 ve 1000 mg/L olarak belirlenmiştir. Bu aşamadan sonra aerobik reaktörlerde ölçülen BOİ konsantrasyonlarında önemli bir değişiklik gözlenmemiş ve çalışma sonuna kadar BOİ konsantrasyonu bu değerlerde tespit edilmiştir. Aynı şekilde, havalandırma miktarı ile sızıntı suyunda BOİ konsantrasyonları arasında bir değişim gözlenmemiştir.



Şekil 4.9 Aerobik ve anaerobik reaktörlerde BOİ konsantrasyonlarının değişimi

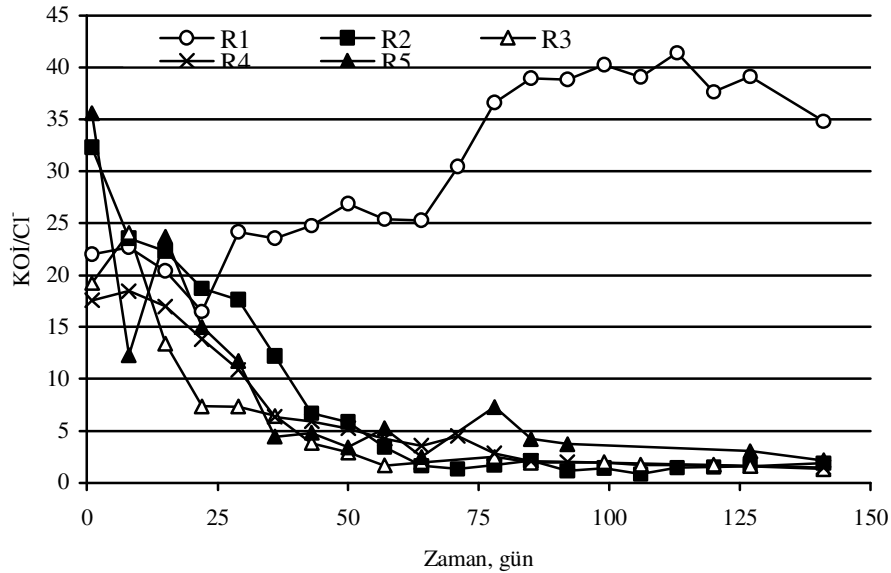
BOİ/KOİ oranı atıkların stabilizasyonun bir göstergesi olarak kullanılabilir ve bu oran ne kadar düşükse atıkların da o derece stabil olduğu söylenebilir (Reinhart ve Townsend, 1998). Şekil 4.10'da aerobik ve anaerobik reaktörlerde BOİ/KOİ oranının zamanla değişimi verilmiştir.



Şekil 4.10 Aerobik ve anaerobik reaktörlerde BOİ/KOİ oranlarının değişimi

Şekil 4.10'da görüldüğü gibi, başlangıçta tüm reaktörlerde BOI/KOI oranı 0,70 civarında iken 20 gün sonra aerobik reaktörlerde bu oran hızla azalmaya başlamış ve depolamadan 50 gün sonra R2 reaktörü dışındaki reaktörlerde 0,20 değerinin altında ölçülmüştür. Depolamadan yaklaşık 100 gün sonra tüm aerobik reaktörlerde BOI/KOI oranı 0,20 değerinin altında belirlenmiştir. 150 gün sonunda ölçülen BOI/KOI oranları R1, R2, R3, R4 ve R5 reaktörleri için sırasıyla 0,59; 0,10; 0,10; 0,13; 0,14 olarak tespit edilmiştir. Buradan da organik maddenin aerobik ayrışmasının anaerobik ayrışmaya göre çok daha hızlı bir şekilde gerçekleştiği tespit edilmiştir. Cossu ve Rossetti (2003), sızıntı suyunda belirlenen bu yüksek KOI ve düşük BOI konsantrasyonlarının biyolojik ayrışmaya karşı dirençli olan hümik madde konsantrasyonlarının yüksek olmasıyla ilişkilendirmişlerdir.

Katı atık depo sahalarında sızıntı suyunda KOI gideriminin biyolojik faaliyetle gerçekleşip gerçekleşmediğinin anlaşılması için göz önünde bulundurulacak bir diğer parametre klorürün biyolojik ayrışmaya dirençli olması ve sızıntı suyunda seyrelme indikatörü olarak kullanılması sebebiyle KOI/Cl^- oranıdır. Bu oranın zamanla azalması sızıntı suyunda KOI gideriminin biyolojik aktivite sonucu meydana geldiğinin bir göstergesidir. Şekil 4.11'de aerobik ve anaerobik reaktörlerde oluşan sızıntı sularında KOI/Cl^- konsantrasyonlarının zamanla değişimi verilmiştir. Burada, aerobik reaktörlerde KOI 'nin biyolojik olarak giderildiği ve aerobik biyolojik ayrışmanın daha hızlı gerçekleştiği açıkça görülmektedir.



Şekil 4.11 Aerobik ve anaerobik reaktörlerde KOI/Cl^- oranlarının değişimi

Aerobik ve anaerobik reaktörlerde oluşan sızıntı sularının özelliklerinin zamanla değişiminin daha iyi anlaşılabilmesi ve her iki işletme şartı için sızıntı suyu özelliklerinde meydana gelen değişimlerin daha net bir şekilde görülebilmesi için tüm reaktörlerde 150 gün sonunda ölçülen değerler Çizelge 4.1’de verilmiştir. Burada, aerobik reaktörlerde anaerobik reaktöre göre ayrışmanın daha hızlı bir şekilde gerçekleştiği, kirleticilerin daha hızlı ve daha etkin bir şekilde giderildiği, özellikle amonyağın ve organik madde muhtevasının bir göstergesi olan KOİ ve BOİ’nin sahada arıtımının sağlandığı görülmektedir.

• Çizelge 4.1 Aerobik ve anaerobik reaktörlerde 150 gün sonunda tespit edilen çıkış sızıntı suyu bileşenlerinin değerleri

Parametre	R1	R2	R3	R4	R5
pH	6,2	8,2	8,8	9,0	8,9
Alkalinite, mg/L CaCO ₃	8260	5280	5540	5760	5240
İletkenlik, ms/cm	25,4	12,8	18,0	19,3	17,2
Klorür, mg/L	2640	2820	3780	4260	3350
TKN, mg/L	2795	655,2	392,0	442,4	523,2
NH ₃ -N, mg/L	1360,8	128,8	117,6	84	56
KOİ, mg/L	87650	5310	5000	6260	7200
Toplam KOİ / Maksimum KOİ	0,89	0,10	0,08	0,11	0,12
BOİ, mg/L	52000	400	1500	800	1000
BOİ/KOİ	0,59	0,1	0,1	0,13	0,14
KOİ/Klorür	34,5	1,9	1,3	1,5	2,1

4.1.7 Aerobik reaktörlerde kirletici azalma hızları

Çalışmanın bu bölümünde aerobik reaktörlerden oluşan sızıntı suyunun önemli bileşenlerinden olan KOİ, BOİ ve NH₃ konsantrasyonlarının maksimum değerlerine ulaştıktan sonra azalma hızları belirlenmiştir. Bu kirleticilerin konsantrasyonlarının azalma hızlarının belirlenmesi özellikle katı atık düzenli depolama alanları kapatıldıktan sonra bu sahaların uzun süreli çevresel etkilerinin izlenmesi açısından önemlidir. Kirleticilerin maksimum değere ulaştıktan sonra 1. mertebe kinetiğine göre azaldığı düşünülerek azalma katsayıları (k) tespit edilmiştir. Birinci mertebe kinetiği;

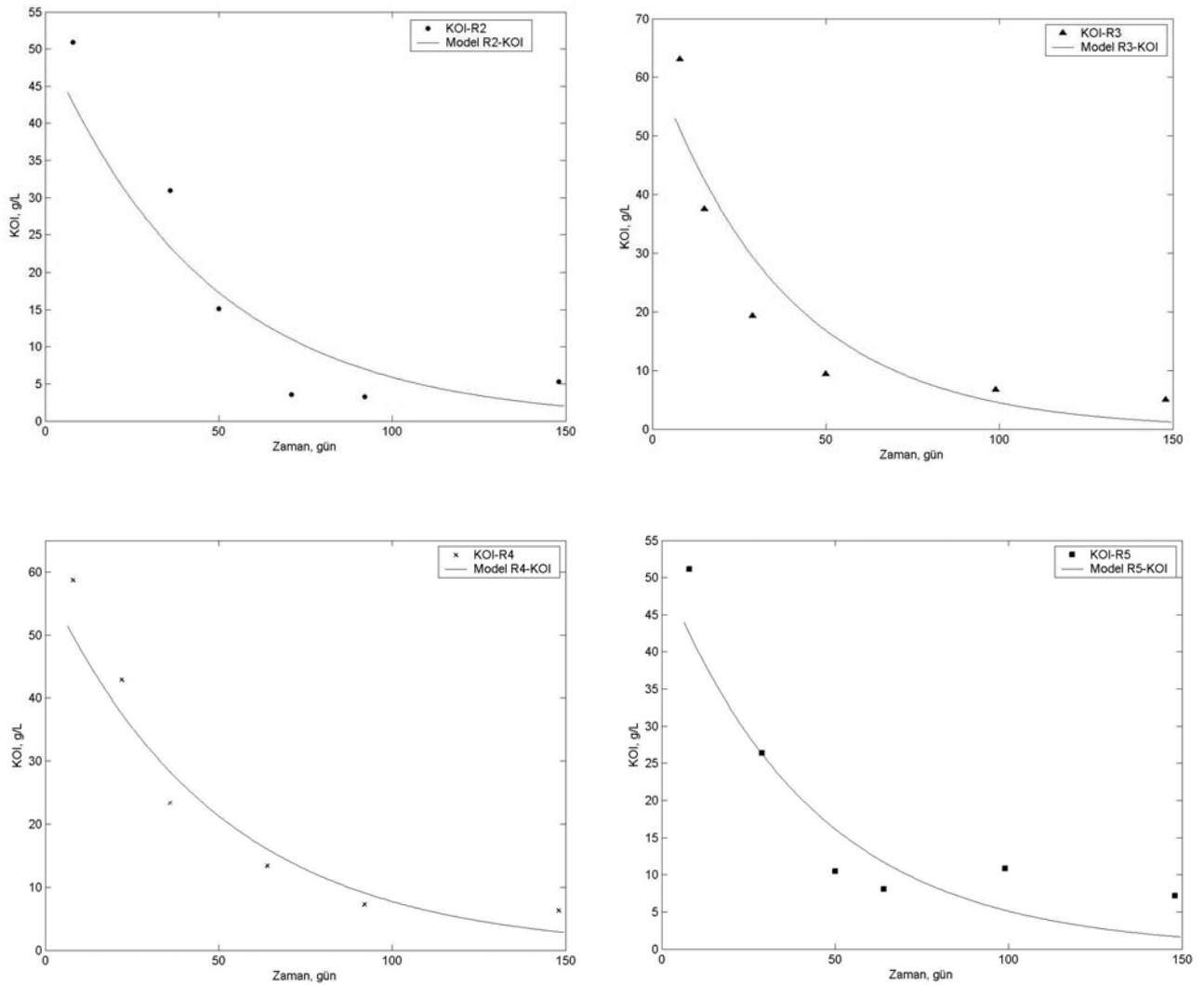
$$\frac{C}{C_0} = \exp(-k \times t)$$

şeklinde ifade edilebilir.

Burada,

C : t anındaki konsantrasyonu, C_0 : $t=0$ anındaki maksimum konsantrasyonu, k : 1. mertebe kinetik katsayısını, t : zamanı göstermektedir.

Aerobik reaktörlerden oluşan sızıntı suyunun KOİ değerlerinin maksimum değere ulaştıktan sonra 1. mertebe kinetiğine göre değişimi Şekil 4.12’de verilmiştir.



Şekil 4.12 Aerobik reaktörlerde KOİ değişim kinetiği

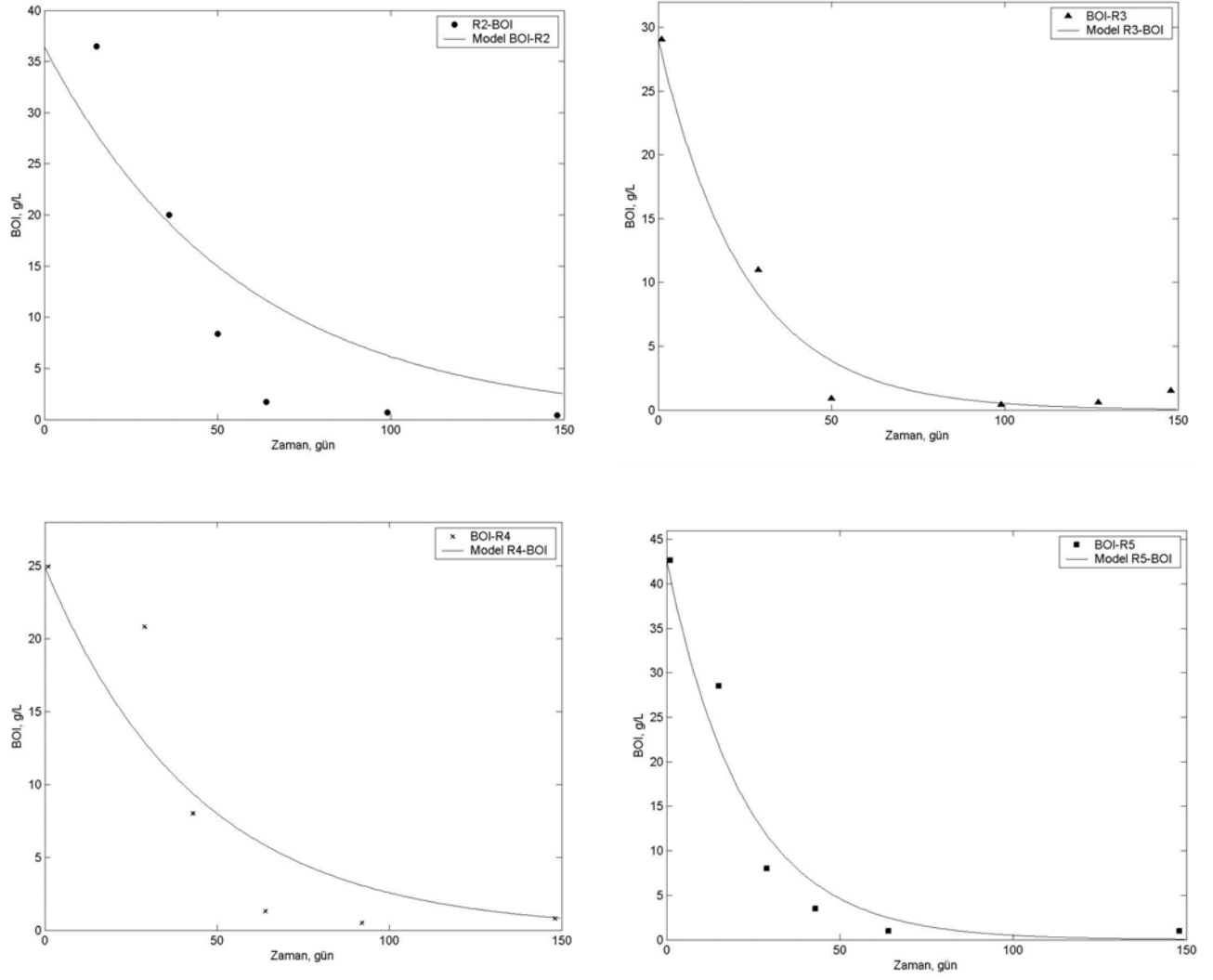
Şekil 4.12’de verilen deney sonuçlarını gösteren noktalara eğri uydurma işlemi MATLAB 7.0® bilgisayar programının “Curve Fitting Toolbox” menüsü kullanılarak yapılmış ve elde edilen sonuçlar Çizelge 4.2’de verilmiştir.

izelge 4.2 KOİ parametresinin değişimini veren model parametreleri

Parametre	Aerobik KOİ			
	R2	R3	R4	R5
k, yıl ⁻¹	7,869	9,636	7,398	8,045
İstatistiksel parametreler				
SSE	206,5	342,9	151,4	181,9
R-square	0,8881	0,8683	0,933	0,8776
RMSE	6,427	8,281	5,502	6,032

Aerobik reaktörlerde oluşan sızıntı suyunun KOİ indirgenmesinde elde edilen birinci mertbe hız katsayıları R2, R3, R4 ve R5 reaktörleri için sırasıyla 7,869; 9,636; 7,398 ve 8,045 yıl⁻¹ olarak tespit edilmiştir. Bu değerler birbirleri ile mukayese edildiğinde R3 reaktöründe daha hızlı azalmanın gerçekleştiği görülmektedir. İlave olarak, model verilerinin R4 reaktöründe ölçülen değerlere daha yakın sonuçlar verdiği de buradan görülmektedir.

Aerobik reaktörlerden oluşan sızıntı suyunun BOİ değerlerinin maksimum değere ulaştıktan sonra 1. mertbe kinetiğine göre değişimi Şekil 4.13’de verilmiştir. Bu parametrenin zamana bağlı olarak değişiminin de KOİ parametresindeki değişime benzediği, ancak azalma hızının daha yüksek olduğu tespit edilmiştir. BOİ azalma hızları için elde edilen birinci mertbe kinetik katsayıları Çizelge 4.3’de verilmiştir. Burada görüldüğü gibi R2, R3, R4 ve R5 reaktörleri için elde edilen birinci mertbe kinetik katsayıları sırasıyla 6,497; 14,739; 8,304 ve 16,25 yıl⁻¹ olarak tespit edilmiştir. Bu sonuçlara göre R5 reaktöründe BOİ gideriminin daha hızlı bir şekilde gerçekleştiği, R3 reaktöründe deneysel verilerle model verileri arasındaki uyumun diğer reaktörlerden daha iyi olduğu söylenebilir.



Şekil 4.13 Aerobik reaktörlerde BOİ değişim kinetiği

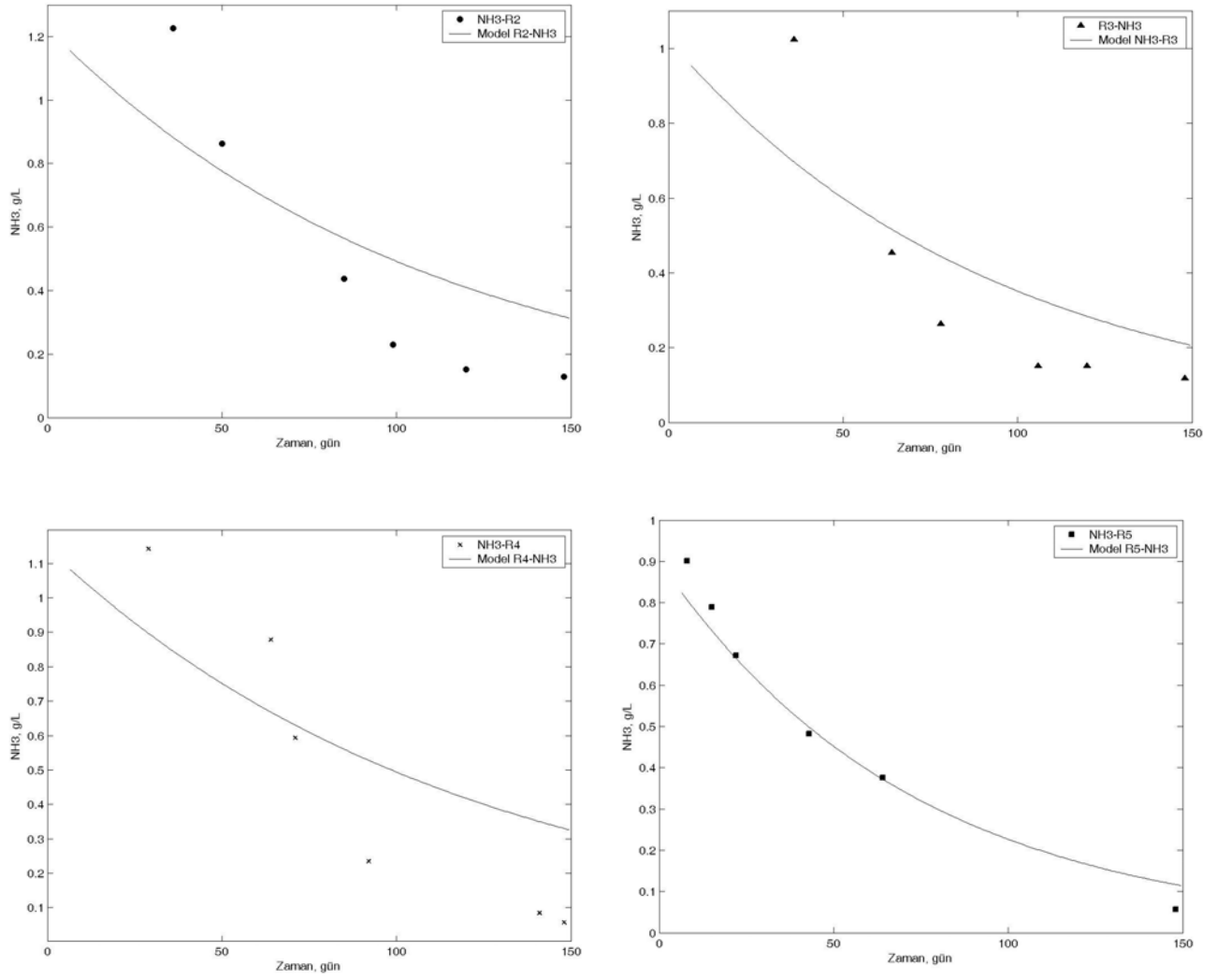
izelge 4.3 BOİ parametresinin değişimini veren model parametreleri

Parametre	Aerobik BOİ			
	R2	R3	R4	R5
$k, \text{yıl}^{-1}$	6,497	14,739	8,304	16,25
İstatistiksel parametreler				
SSE	252,7	16,28	91,79	72
R-square	0,7576	0,9751	0,8449	0,9525
RMSE	7,109	1,804	4,285	3,795

Aerobik depolamanın atık stabilizasyonunun hızlanmasının yanında bir diğer önemli avantajı da depo gövdesinde nitrifikasyon ve denitrifikasyon proseslerinin gerçekleşmesidir. Bu proseslerin gerçekleşmesi ile aerobik reaktörlerden oluşan sızıntı suyunun azot konsantrasyonlarında önemli ölçüde azalma gerçekleşir. Aerobik depolama işlemi ile klasik anaerobik depo sahalarından oluşan sızıntı sularının azot parametresi açısından uzun süreli çevresel etkileri kontrol altına alınmaktadır. Anaerobik depo sahalarında saha kapatıldıktan yıllar sonra bile azot konsantrasyonları yüksek seviyelerde olmakta ve depolama sürecinde oluşan suyun bu bileşeninin azalma hızı oldukça yavaş gerçekleşmektedir. Azot konsantrasyonları yüksek olan bu suların yüzey ve yeraltı sularını kirletme riski uzun yıllar sürebilmektedir. Bunun yanında NH_4^+ iyonu bazı inorganik iyonlarla kompleks oluşturarak (örneğin Mg ve fosfat gibi) inorganik çökelmelere sebep olabilmekte ve sızıntı suyu drenaj borularının kısa sürede tıkanmasına sebep olmaktadır. Gerek azotun uzun süreli çevresel etkisini minimuma indirmek, gerekse işletme sırasında meydana gelebilecek sorunları ortadan kaldırmak açısından aerobik depolama işleminin ilerleyen yıllarda atık bertarafındaki uygulamalarının artması beklenmektedir.

Aerobik reaktörlerde oluşan sızıntı suyunun NH_3 konsantrasyonunun maksimum değere ulaştıktan sonra birinci mertebe kinetiğine göre değişimi Şekil 4.14’de verilmiştir. Aerobik reaktörler için tespit edilen birinci mertebe kinetik katsayıları Çizelge 4.4’de verilmiştir. Burada görüldüğü gibi, R2, R3, R4 ve R5 reaktörlerinde $\text{NH}_3\text{-N}$ konsantrasyonlarının birinci mertebe kinetik katsayıları sırasıyla 3,332; 3,906; 3,066 ve 5,041 yıl^{-1} olarak tespit edilmiştir. Ancak model çalışmalarından elde edilen ilgileşim katsayıları R5 dışındaki reaktörlerde çok düşük olarak tespit edilmiştir.

3 parametre için gerçekleştirilen kinetik hesaplarına bakıldığında havalandırma oranı arttıkça 1. Derece kinetiğe olan uygunluğunda arttığı görülmektedir.



Şekil 4.14 Aerobik reaktörlerde NH_3 değişim kinetiği

izelge 4.4 NH_3 parametresinin değişimini veren model parametreleri

Parametre	Aerobik NH_3			
	R2	R3	R4	R5
$k, \text{yıl}^{-1}$	3,332	3,906	3,066	5,041
İstatistiksel parametreler				
SSE	0,3158	0,2023	0,3379	0,0161
R-square	0,683	0,666	0,664	0,966
RMSE	0,2513	0,2012	0,26	0,0568

4.1.8 Sızıntı suyunda KOİ fraksiyonları

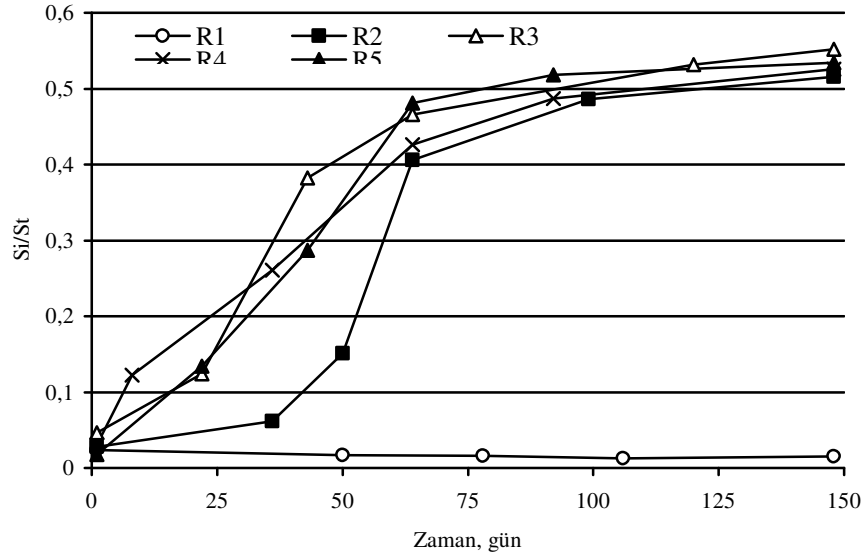
Yapılan çalışmalar sonucunda, biyolojik arıtma sistemlerinde substratın biyolojik ayrışması sonucunda, zor ayrışan (inert) ürünlerin oluştuğu saptanmış ve biyolojik arıtma tesislerinde, atık sudaki organik maddenin biyolojik ayrışmasının farklı mekanizma ve hızlarda meydana geldiği deneysel olarak tespit edilmiştir.

Katı atık depo sahalarında oluşan sızıntı suları gibi kuvvetli atık suların arıtımında gerek ham atık suda bulunan gerekse biyolojik arıtım sırasında oluşan ve konvansiyonel arıtma yöntemleri ile arıtımı mümkün olmayan inert organik maddeler, deşarj standartlarına ulaşılmasını engelleyebilmektedir. Dolayısı ile arıtma tesislerinin değerlendirilmesinde KOİ'nin bileşenlerinin belirlenmesi yararlıdır. KOİ'nin bileşenlerine ayrılmasındaki maksat, inert ve biyolojik olarak parçalanabilen KOİ'nin belirlenmesidir. Biyolojik olarak parçalanan KOİ'nin de kolay parçalanan ve zor parçalanan bileşenleri belirlenmelidir. İnert KOİ de çözünmüş inert ve partiküler inert olmak üzere bileşenlere ayrılır.

Sızıntı suyu özellikleri zamanla önemli ölçüde değiştiğinden genç ve yaşlı depo sahalarında oluşan sızıntı sularının özellikleri birbirinden oldukça farklıdır. Calace, vd. (2001) tarafından yapılan çalışmada, genç depo sahalarında oluşan sızıntı sularının yaklaşık % 70'i düşük moleküler ağırlığa sahip maddelerden oluşurken, yaşlı depo sahalarında oluşan sızıntı sularında bu oranın % 28 olduğu tespit edilmiştir. Buna göre, sızıntı suyunda başlangıçta oldukça yüksek olan kolay ayrışabilen organik madde konsantrasyonlarının zamanla azaldığı ve daha yüksek moleküler ağırlığa sahip ve daha zor ayrışabilen maddelerin konsantrasyonlarının arttığı söylenebilir.

Bu çalışma ile aerobik ve anaerobik katı atık reaktörlerinde sızıntı suyunun ayrışabilen ve ayrışamayan KOİ bileşenleri belirlenmiştir. Deneysel çalışmalardan elde edilen sonuçlar ışığında aerobik ve anaerobik reaktörlerde oluşan sızıntı sularında toplam inert KOİ (S_i)/Toplam KOİ (S_t) oranları belirlenmiş ve sonuçlar Şekil 4.15'de verilmiştir. Tüm reaktörlerde oluşan sızıntı sularında inert KOİ oranı başlangıçta çok düşük seviyelerdedir. Zamanla inert KOİ'de meydana gelen artışlar, organik maddenin ayrışma hızına ve ayrışma prosesine bağlı olarak değişiklik göstermektedir. R1 reaktöründe depolamanın başlangıcından 150 gün sonuna kadar metan safhası başlamadığından KOİ değerlerinde önemli bir değişiklik gözlenmediğinden inert KOİ'nin toplam KOİ'ye oranı da değişmemiştir. R2 reaktöründe depolamadan yaklaşık 35 gün sonra, R3, R4 ve R5 reaktörlerinde ise depolamadan yaklaşık 25 gün sonra S_i/S_t oranları artmaya başlamış ve tüm reaktörlerde depolamadan yaklaşık 75 gün sonra 0,40 değerinin üzerinde tespit edilmiştir. Bu aşamadan sonra S_i/S_t oranlarında

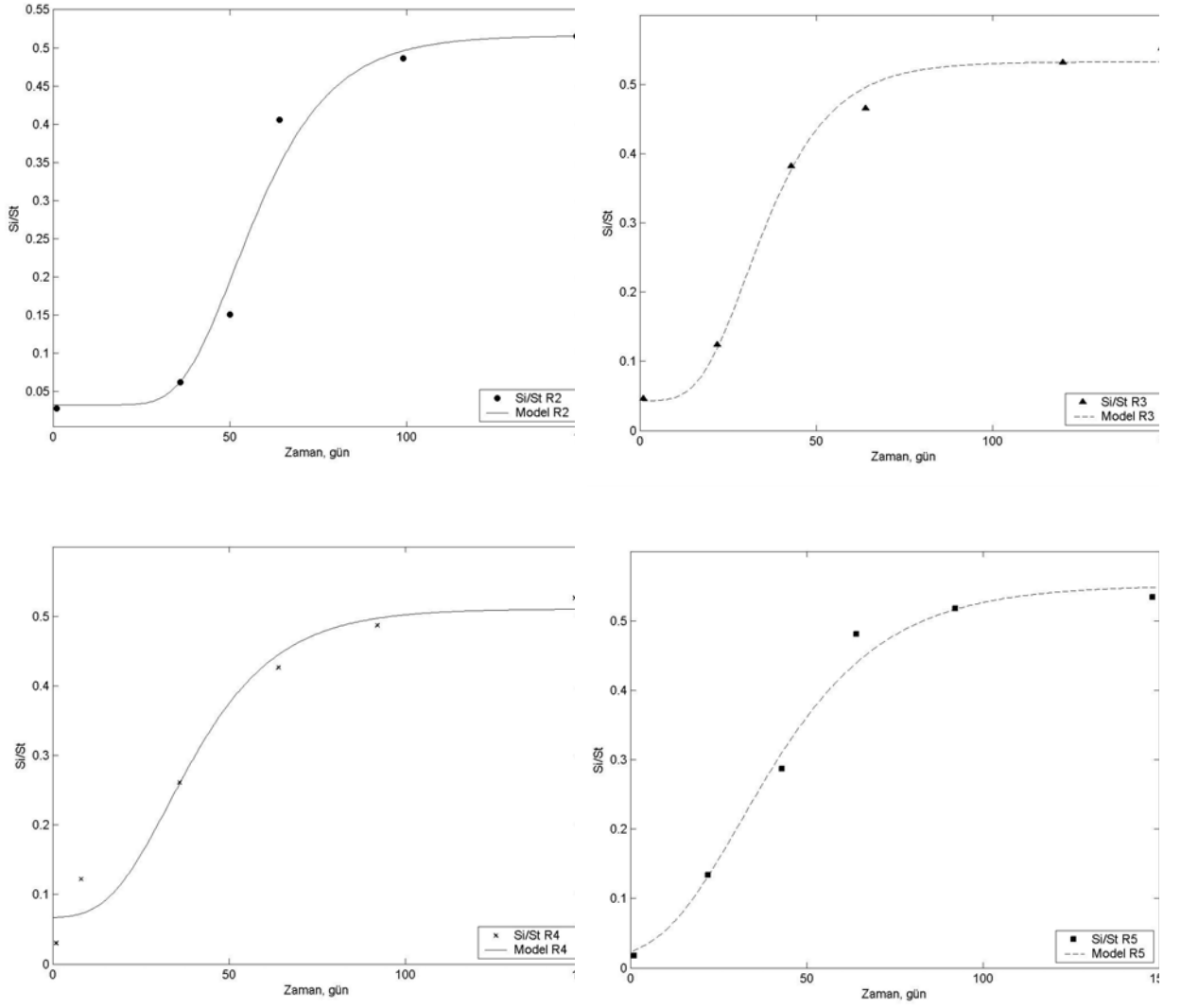
önemli bir değişiklik gözlenmemiş ve çalışma sonucunda 0,50 seviyelerinde belirlenmiştir.



Şekil 4.15 Aerobik ve anaerobik reaktörlerde S_i/S_t oranının zamanla değişimi

4.1.9 Sızıntı suyunun biyolojik olarak ayrışamayan fraksiyonlarının çöp yaşına bağlı olarak modellenme sonuçları

Sızıntı suyunun biyolojik olarak ayrışamayan inert fraksiyonlarının belirlenmesi, sızıntı suyu arıtımı için kurulacak arıtma tesislerinin tasarımı için önemlidir. Aerobik reaktörlerde oluşan sızıntı suyunun inert KOİ fraksiyonlarının toplam KOİ'ye oranlarının zamanla değişimi modifiye edilmiş Gompertz eşitliği kullanılarak modellenmiştir. Modifiye edilmiş Gompertz eşitliği bilgisayar ortamında MATLAB 7.0® programı yardımıyla çözümlenmiştir. Aerobik reaktörlerde S_i/S_t oranlarının modelleme sonucunda depo yaşına bağlı olarak değişimi Şekil 4.16'da, modelleme sonucunda elde edilen model denklemlerine ait katsayılar Çizelge 4.5'de verilmiştir. Modelleme sonucunda R2, R3, R4 ve R5 reaktörleri için elde edilen ilgileşim katsayıları sırasıyla 0,97, 0,99, 0,98 ve 0,99 olarak tespit edilmiştir.



Şekil 4.16 Aerobik reaktörlerde S_i/S_t oranını zamanla değişim modeli

izelge 4.5 S_i/S_t oranlarını veren model denklemlerine ait katsayılar

Katsayı	R2	R3	R4	R5
A_0	0,033	0,043	0,066	0,014
$A_{\max}$	0,4835	0,4895	0,4443	0,5373
m	0,0118	0,0136	0,0096	0,0088
L	36,25	16,9	15,79	8,85

4.2 Katı Atık Analizleri

Katı atıkların aerobik ayrışması sırasında gerekli olan optimum hava miktarının belirlenmesi maksadıyla gerçekleştirilen bu çalışmada kullanılan reaktörlerde ayrışma süresince katı atık

özelliklerinin değişiminin belirlenebilmesi için atıklar reaktörlere doldurulmadan önce ham katı atıktan ve çalışma sonunda her bir reaktörden numuneler alınarak analizler yapılmıştır. Alınan numuneler üzerinde nem, uçucu katı madde (UKM) ve kül muhtevası analizlere ile ayırışma sonucunda reaktörlerde meydana gelen kütle ve hacimsel kayıplar belirlenmiştir. Bu analizlerden elde edilen sonuçlar aşağıda değerlendirilmiştir.

Katı atıklar aerobik ve anaerobik reaktörlere doldurulmadan önce alınan ham numuneler ile depolamadan 150 gün sonra reaktörler boşaltılırken alınan numuneler üzerinde atıkların pH, nem muhtevası, UKM ve kül muhtevaları tespit edilmiştir. Bu analizlerden elde edilen sonuçlar Çizelge 4.6'da verilmiştir. Reaktörlere depolanan atıklar için verilen değerler 5 reaktör için alınan numunelerin ortalaması olarak verilmiştir. Elde edilen deneysel sonuçlara ait değerlendirmeler aşağıda verilmiştir.

Çizelge 4.6 Aerobik ve anaerobik reaktörlerde atık özelliklerinin değişimi

Reaktör	Nem (%)	UKM (%)	Kül (%)
Ham	66	73	27
R1	72	67	33
R2	70	48	52
R3	62	44	56
R4	62	46	54
R5	60	44	56

4.2.1 Nem muhtevası

Reaktörlere depolanan katı atıkların başlangıçtaki nem muhtevası % 66 olarak tespit edilmiştir. Bu değer İstanbul Odayeri depolama sahasında depolanan atıkların Demir, vd. (2004) tarafından belirlenmiş olan ortalama nem muhtevalarında ve kompostlaştırma için gerekli olan aralığın üst sınırlarındadır. Anaerobik olarak işletilen R1 reaktöründe ve en düşük havalandırma miktarının uygulandığı R2 reaktöründe sızıntı suyu geri devrinin etkisiyle atıkların nem muhtevalarında bir miktar artış gözlenmiş, daha yüksek havalandırma miktarlarının uygulandığı reaktörlerde ölçülen su muhtevalarında ise azalma tespit edilmiştir. Reaktörlerdeki nem muhtevalarında meydana gelen bu azalma havalandırmanın etkisiyle meydana gelen buharlaşmadan kaynaklanmaktadır.

4.2.2 Uçucu katı madde

Aerobik ve anaerobik reaktörlere depolanan atıkların başlangıçtaki UKM muhtevası % 73

olarak tespit edilmiştir. Aerobik reaktörlerde kolay ayrışabilen organik maddelerin hızla ayrışması sonucunda UKM'nin önemli bir kısmı depolamadan sonraki 150 gün içerisinde giderilmiştir. Bu reaktörlerde UKM 150 gün sonunda % 45 civarında olduğu tespit edilmiştir. R1 reaktöründe UKM'deki azalma bu süre sonunda çok düşük seviyelerde kalmıştır.

4.2.3 Kütle ve hacim kaybı

Katı atıkların aerobik veya anaerobik ayrışması sürecinde, sızma ve buharlaşma ile meydana gelen su kayıpları ve organik maddenin ayrışması kütle kaybına sebep olmaktadır. Kütle kayıpları ve malzemelerin boyutunda meydana gelen azalmalar, beraberinde hacim azalmalarını da getirmektedir.

Reaktörlere atıkların doldurulduğu etkin hacim ve reaktörlere doldurulan atık miktarı başlangıçta belirlenmiştir. Aerobik reaktörlerde 150 gün sonunda ayrışmanın tamamlanması ve reaktörlerin boşaltılması sırasında atık yüksekliği ölçülerek hacimsel azalma, nihai ürün kütlesi ölçülerek de kütleli azalma tespit edilmiştir.

Aerobik reaktörlerde 150 gün sonunda ayrışma tamamlanıp reaktörler açıldıktan sonra reaktörlerin üst tarafından atık gövdesinde meydana gelen çökme miktarı ölçülmüş ve sonuçlar Çizelge 4.7'de verilmiştir. Anaerobik reaktörde ayrışma tamamlanmadığından bu reaktörde yapılan ölçümler verilmemiştir. R2, R3, R4 ve R5 reaktörlerindeki çökme miktarları sırasıyla 47, 63, 51 ve 59 cm olarak belirlenmiştir. Reaktörlerin etkin hacmi 0,113 m³ olarak hesaplanmıştır. Buna göre R2, R3, R4 ve R5 reaktörlerinde 150 günlük işletme sonrası çökmeden dolayı meydana gelen hacimsel kayıplar sırasıyla 0,059; 0,079; 0,064 ve 0,074 m³ olarak belirlenmiştir. Reaktörlere başlangıçtan doldurulan atık hacmi etkin hacme eşit kabul edildiğinde meydana gelen hacimsel kayıplar sırasıyla % 52, 70, 57 ve 65 olarak belirlenmiştir.

Atık miktarının her geçen gün arttığı ve depolama yapılabilecek alanların sınırlı olmasından dolayı meydana gelen hızlı ve önemli sayılabilecek hacimsel kayıplarla, bir miktar daha atığın depolanabilmesi için ilave saha teşekkül etmiş olacaktır.

•

Çizelge 4.7 Aerobik ve anaerobik reaktörlerde çökme miktarları

Reaktör	Çökme Miktarı (cm)	Hacimsel Azalma (%)
---------	--------------------	---------------------

R2	47	52
R3	63	70
R4	51	57
R5	59	65

Reaktörlerdeki atık yüksekliğinde meydana gelen azalmanın tespitinden sonra reaktörler boşaltılmış ve çıkan nihai ürünler tartılarak kütleli kayıplar hesaplanmıştır. Tüm reaktörlere depolanan atıkların başlangıçtaki miktarları yaklaşık olarak eşit ve 20 kg olarak belirlenmiştir. Çalışmanın sonucunda reaktörler boşaltıldıktan sonra R2, R3, R4 ve R5 reaktörlerinde ölçülen nihai ürün kütlesi 9; 4,5; 6,5 ve 3,5 kg olarak belirlenmiştir. Buna göre meydana gelen kütle kaybı R2, R3, R4 ve R5 reaktörlerinde sırasıyla 11; 15,5; 13,5 ve 16,5 kg'dır. Bu değerler reaktörlere depolanan atık miktarlarına oranlandığında kütleli kayıplar sırasıyla % 55, 78, 68 ve 82 olarak belirlenmiştir. Ancak, sızıntı suyu geri devir uygulaması dolayısıyla her reaktörde nem muhtevaları bakımından önemli bir fark olduğundan bu sonuçlar yanıltıcı olabilir. Bu sebeple, yaş ağırlık yerine reaktörlerde başlangıçta ve sondaki kuru madde cinsinden kütle kaybının hesaplanması daha doğru olacaktır. Buna göre, reaktörlere başlangıçta depolanan katı atıkların kuru ağırlıkları, Çizelge 4.6'da verilen atıkların nem muhtevaları göz önüne alınarak hesaplandığından 6,8 kg olarak belirlenmiş olur. Nihai ürünün nem muhtevası ve ağırlığı göz önüne alınarak R2, R3, R4 ve R5 reaktörlerinde nihai durumdaki atıkların kuru ağırlıkları sırasıyla 2,7; 1,7; 2,5 ve 1,1 kg kuru atık olarak hesaplanır. Bu durumda kuru ağırlık bazında reaktörlerde meydana gelen kayıplar sırasıyla 4,1; 5,1; 4,3 ve 5,7 kg olarak hesaplanır. Bu sonuçlara göre, R2, R3, R4 ve R5 reaktörlerinde % 60, 75, 63 ve 84 oranında kuru ağırlıkça kütle kaybı meydana geldiği tespit edilmiştir.

4.3 Çalışmalardan Elde Edilen Bulgular

Katı atıkların düzenli depo sahalarında aerobik ayrışması sırasında gerekli olan optimum hava miktarının belirlenmesi maksadıyla gerçekleştirilen laboratuvar ölçekli bu çalışmada, 40 cm çapında ve 100 cm yüksekliğinde 5 adet reaktör kullanılmıştır. Reaktörlerden biri kontrol amaçlı anaerobik (R1) ve diğer dördü aerobik (R2, R3, R4 ve R5) işletme şartlarında sızıntı suyu geri devirli olarak tasarlanmıştır. Reaktörlere depolanan atık miktarları birbirine eşit ve yaklaşık 20 kg'dır. R2, R3, R4 ve R5 reaktörlerine sırasıyla 0,10, 0,30, 0,60 ve 1,00 L/dk–kg atık olmak üzere farklı miktarlarda hava verilmiştir. Reaktörler 150 gün boyunca işletilmiş ve bu süre zarfında gerçekleştirilen ölçümlere yer verilmiştir.

Çalışma boyunca reaktörlerden alınan numunelerde sızıntı suyu bileşenleri (pH, iletkenlik, ORP, toplam alkalinite, KOİ, BOİ, Cl⁻, TKN, NH₃-N, KOİ fraksiyonları ve bunların zamanla değişimlerinin modellenmesi) ve katı atık analizleri (nem, organik madde muhtevası, kütle ve hacim kaybı) gerçekleştirilmiş ve sonuçlar aşağıda özetlenmiş ve yorumlanmıştır.

- Atıkların reaktörlere depolandığı ilk günlerde tüm reaktörlerde oluşan sızıntı suyunda pH değerleri organik asitlerin oluşumu sebebiyle 4,5–6 arasında değişmektedir. Aerobik reaktörlerde depolamadan yaklaşık 40 gün sonra sızıntı suyunun pH değeri 7 seviyesinde ölçülmüştür. Bu aşamadan sonra pH değerleri bir miktar daha artarak 75 gün sonunda 8 civarında tespit edilmiş ve çalışma süresince 8–9 aralığında olduğu belirlenmiştir. R1 reaktöründe pH'da çalışma süresince önemli bir değişiklik gözlenmemiş ve çalışma süresince pH değeri 5–6 civarında tespit edilmiştir. Bu durum R1 reaktöründe anaerobik metan oluşum safhasının henüz meydana gelmediğini ve ayrışmanın asit oluşum safhasında devam ettiğini göstermektedir.
- R1 reaktöründe 150 günün sonunda metan safhasına henüz ulaşamadığından sızıntı suyunun iletkenlik değeri çalışma süresince aerobik reaktörlere göre daha yüksek değerlerde ve 20–25 mS/cm olarak belirlenmiştir. Aerobik reaktörlerde ise depolamadan yaklaşık 75 gün sonra iletkenlik değerleri azalmaya başlamış ve R2 reaktöründe 15 mS/cm değerinin altında tespit edilmiştir. R3, R4 ve R5 reaktörlerinde ise iletkenlik değeri 75 günden sonra 15–20 mS/cm arasında tespit edilmiştir.
- R1 reaktöründe klorür konsantrasyonunda zamanla önemli bir değişiklik meydana gelmemiş ve çalışma süresince 2500 mg/L civarında belirlenmiştir. Aerobik reaktörlerde ise klorür konsantrasyonu depolamadan yaklaşık 75 gün sonra 3000 mg/L değerinin üzerinde tespit edilmiştir. Genel olarak bakıldığında havalandırma miktarının artmasıyla

sızıntı suyunda klorür konsantrasyonunun da arttığı, bu sebeple aerobik reaktörler içerisinde R2 reaktörünün en düşük klorür konsantrasyonuna sahip olduğu söylenebilir.

- Çalışma süresince R1 reaktöründe TKN konsantrasyonu 2500–3000 mg/L seviyelerinde, $\text{NH}_3\text{--N}$ konsantrasyonu ise 1500 mg/L seviyelerinde belirlenmiştir. Amonyakın metanojenik şartlar altında giderimi mümkün olmadığından, atıkların anaerobik depo sahalarında ayrışması sonucu oluşan sızıntı suyunda amonyak konsantrasyonlarının zamanla çok önemli bir değişikliğe uğramadığı söylenebilir. Aerobik reaktörlerde amonyak konsantrasyonlarının anaerobik reaktörden daha düşük olduğu tespit edilmiştir. Çalışma sonunda aerobik ve anaerobik reaktörlerde ölçülen nihai amonyak konsantrasyonları R1, R2, R3, R4 ve R5 reaktörleri için sırasıyla 1360, 125, 120, 60 ve 55 mg/L olarak tespit edilmiştir. Aerobik reaktörlerde amonyak konsantrasyonlarının daha düşük olmasının sebebi, ortamda oksijenin mevcut olması dolayısı ile amonyağın nitrifikasyon yoluyla nitrata dönüşmesidir.
- Aerobik reaktörlerde atıklar depolandıktan sonraki ilk 15 gün KOİ değeri tüm reaktörlerde yükselerek 60000 mg/L seviyelerine kadar çıkmıştır. Bundan sonra sızıntı suyunda KOİ konsantrasyonu hızla azalarak R2 reaktöründe 70 gün sonunda 5000 mg/L değerine düşmüştür. R3, R4 ve R5 reaktörlerinde ise depolamadan yaklaşık 100 gün sonra KOİ konsantrasyonu 5000 mg/L değerine düşmüştür. Bu aşamadan sonra geçen sürede tüm reaktörlerde KOİ konsantrasyonlarında önemli bir değişim gözlenmemiştir. R1 reaktöründe ise KOİ konsantrasyonu depolamadan yaklaşık 90 gün sonra maksimum değerine ulaşarak 100000 mg/L olarak tespit edilmiştir. R1 reaktöründe 150 gün sonunda KOİ konsantrasyonu 85000 mg/L gibi değerlerde iken, aynı süre sonunda tüm aerobik reaktörlerde KOİ konsantrasyonu 5000 mg/L seviyelerinde tespit edilmiştir. Buradan da görüldüğü gibi, katı atıkların aerobik ayrışması anaerobik ayrışmaya göre daha hızlı gerçekleşmekte ve aerobik depolama ile atık stabilizasyon süresi önemli ölçüde azaltılmaktadır.
- Aerobik reaktörlerde KOİ giderimi tüm reaktörler için 75 gün sonunda % 80'in üzerinde tespit edilmiştir. 150 gün sonunda R2, R3, R4 ve R5 reaktörlerinde KOİ giderim verimleri sırasıyla % 90, % 89, % 93 ve % 88 olarak belirlenmiştir. R1 reaktöründe ise metan safhası henüz başlamamış olduğundan KOİ konsantrasyonunda önemli bir azalma görülmemiştir. Bu sebeple R1 reaktöründe KOİ giderim veriminden söz etmek mümkün değildir.
- Depolamanın başlangıcında tüm reaktörlerde BOİ konsantrasyonu 30000 mg/L

seviyelerinde ölçülmüştür. Depolamadan yaklaşık 60 gün sonra R1, R2, R3, R4 ve R5 reaktörlerinde ölçülen BOİ konsantrasyonları sırasıyla 50000, 1700, 1200, 1300 ve 1000 mg/L olarak belirlenmiştir. Bu aşamadan sonra aerobik reaktörlerde ölçülen BOİ konsantrasyonlarında önemli bir değişiklik gözlenmemiş ve çalışma sonuna kadar BOİ konsantrasyonu bu değerlerde tespit edilmiştir. Aynı şekilde, havalandırma miktarı ile sızıntı suyunda BOİ konsantrasyonları arasında bir değişim gözlenmemiştir.

- Başlangıçta tüm reaktörlerde BOİ/KOİ oranı 0,70 civarında iken 20 gün sonra aerobik reaktörlerde bu oran hızla azalmaya başlamış ve depolamadan yaklaşık 100 gün sonra tüm aerobik reaktörlerde 0,20 değerinin altında belirlenmiştir. 150 gün sonunda ölçülen BOİ/KOİ oranları R1, R2, R3, R4 ve R5 reaktörleri için sırasıyla 0,59; 0,10; 0,10; 0,13; 0,14 olarak tespit edilmiştir. Buradan da organik maddenin aerobik ayrışmasının anaerobik ayrışmaya göre çok daha hızlı bir şekilde gerçekleştiği tespit edilmiştir.
- Aerobik reaktörlerde oluşan sızıntı suyunun KOİ indirgenmesinde elde edilen birinci mertebe hız katsayıları R2, R3, R4 ve R5 reaktörleri için sırasıyla 7,869; 9,636; 7,398 ve 8,045 yıl⁻¹ olarak tespit edilmiştir. Bu değerler birbirleri ile mukayese edildiğinde R3 reaktöründe daha hızlı azalmanın gerçekleştiği görülmektedir.
- BOİ azalmasında elde edilen birinci mertebe kinetik katsayıları R2, R3, R4 ve R5 reaktörleri için sırasıyla 6,497; 14,739; 8,304 ve 16,25 yıl⁻¹ olarak tespit edilmiştir. Bu sonuçlara göre R5 reaktöründe BOİ gideriminin daha hızlı bir şekilde gerçekleştiği, R3 reaktöründe deneysel verilerle model verileri arasındaki uyumun diğer reaktörlerden daha iyi olduğu söylenebilir.
- Aerobik reaktörlerde oluşan sızıntı suyunun NH₃-N konsantrasyonunun maksimum değere ulaştıktan sonraki birinci mertebe kinetik katsayıları R2, R3, R4 ve R5 reaktörlerinde sırasıyla 3,332; 3,906; 3,066 ve 5,041 yıl⁻¹ olarak tespit edilmiştir. Ancak model çalışmalarından elde edilen ilgilileşim katsayıları R5 dışındaki reaktörlerde çok düşük olarak tespit edilmiştir.
- Bu çalışma ile aerobik ve anaerobik katı atık reaktörlerinde sızıntı suyunun ayrışabilen ve ayrışamayan KOİ bileşenleri ve toplam inert KOİ (S_i) / Toplam KOİ (S_t) oranları belirlenmiştir. R1 reaktöründe depolamanın başlangıcından 150 gün sonuna kadar metan safhası başlamadığından KOİ değerlerinde önemli bir değişiklik gözlenmediğinden inert KOİ'nin toplam KOİ'ye oranı da değişmemiştir. R2 reaktöründe depolamadan yaklaşık 35 gün sonra, R3, R4 ve R5 reaktörlerinde ise depolamadan yaklaşık 25 gün sonra Si/St

oranları artmaya başlamış ve tüm reaktörlerde depolamadan yaklaşık 75 gün sonra 0,40 değerinin üzerinde tespit edilmiştir. Bu aşamadan sonra S_i/S_t oranlarında önemli bir değişiklik gözlenmemiş ve çalışma sonucunda 0,50 seviyelerinde belirlenmiştir.

- Aerobik reaktörlerde S_i/S_t oranlarının modelleme sonucunda R2, R3, R4 ve R5 reaktörleri için elde edilen ilgileşim katsayıları sırasıyla 0,97, 0,99, 0,98 ve 0,99 olarak tespit edilmiştir.
- Anaerobik olarak işletilen R1 reaktöründe ve en düşük havalandırma miktarının uygulandığı R2 reaktöründe sızıntı suyu geri devrinin etkisiyle atıkların nem muhtevalarında bir miktar artış gözlenmiş, daha yüksek havalandırma miktarının uygulandığı reaktörlerde ölçülen su muhtevalarında ise azalma tespit edilmiştir. Reaktörlerdeki nem muhtevalarında meydana gelen bu azalma havalandırmanın etkisiyle meydana gelen buharlaşmadan kaynaklanmaktadır.
- Aerobik ve anaerobik reaktörlere depolanan atıkların başlangıçtaki UKM muhtevası % 73 olarak tespit edilmiştir. Aerobik reaktörlerde kolay ayrışabilen organik maddelerin hızla ayrışması sonucunda UKM'nin önemli bir kısmı depolamadan sonraki 150 gün içerisinde giderilmiştir. Bu reaktörlerde UKM 150 gün sonunda % 45 civarında olduğu tespit edilmiştir. R1 reaktöründe UKM deki azalma bu süre sonunda çok düşük seviyelerde kalmıştır.
- Aerobik reaktörlerde 150 gün sonunda ayrışmanın tamamlanması ve reaktörlerin boşaltılması sırasında atık yüksekliği ölçülerek (çökme miktarı) hacimsel azalma, nihai ürün kütlesi ölçülerek de kütleli azalma tespit edilmiştir. R2, R3, R4 ve R5 reaktörlerindeki çökme miktarları sırasıyla 47, 63, 51 ve 59 cm olarak belirlenmiştir. Reaktörlerde 150 gün sonunda meydana gelen hacimsel kayıplar sırasıyla % 52, 70, 57 ve 65 olarak belirlenmiştir. Reaktörlere depolanan ve nihai durumda ölçülen atık miktarlarına bakıldığında kütleli kayıplar sırasıyla % 55, 78, 68 ve 82 olarak belirlenmiştir. Nihai ürünün nem muhtevası ve ağırlığı göz önüne alınarak R2, R3, R4 ve R5 reaktörlerinde % 60, 75, 63 ve 84 oranında kuru ağırlıkça kütle kaybı meydana geldiği tespit edilmiştir.

Bu çalışma ile katı atıkların depo sahalarında ayrışmasının hızlandırılması maksadıyla son yıllarda çok sayıda araştırmaya konu olan aerobik depolama yöntemi için uygulanabilecek optimum havalandırma miktarı tespit edilmiştir. Yapılan çalışma ile havalandırma miktarının artmasıyla sızıntı suyu özelliklerinde önemli sayılabilecek değişimlerin meydana gelmediği, bu nedenle optimum havalandırma için ekonomik parametreler göz önüne alındığında en

düşük havalandırma miktarının uygulandığı R2 reaktöründe uygulanan 0,1 L/dk–kg atık değerinin uygun olduğu belirlenmiştir.

Depo sahalarında atıkların aerobik ayrışmasıyla sızıntı suyu kalitesinde önemli ölçüde ve hızlı bir iyileşme gerçekleşecek ve sızıntı suyu arıtım maliyetinin azaltılması sağlanacaktır. Aerobik depolamayla depo gövdesinden nemin uzaklaştırılmasıyla sızıntı suyu miktarı da azaltılacaktır. Atıkların aerobik ayrışması anaerobik ayrışmaya göre daha hızlı gerçekleşen bir proses olduğundan stabilizasyon süresinin kısaltılması, kapatılmış depo sahasının daha kısa sürede başka maksatlarla kullanılmasına olanak sağlayacaktır. Ayrıca, aerobik depolamayla anaerobik şartlar altında ortaya çıkan depo gazı emisyonları da önemli oranda kontrol altına alınmış olacaktır.

5. SONUÇLAR

- 150 günün sonunda pH anaerobik reaktörde 5-6 ve aerobik reaktörlerde farklı havalandırma miktarlarının etkisiyle bir farklılık oluşmamıştır ve pH 8-9 aralığındadır.
- En düşük hava miktarının (0,10 L/dk-kg atık) verildiği reaktörde çıkış sızıntı suyunda 150 gün sonunda iletkenlik 15 mS/cm değerinin altına düşmüştür. Diğer aerobik reaktörlerde ise 15-20 mS/cm arasındadır. Anaerobik reaktörde ise 25 mS/cm'dir.
- Bütün reaktörlerde alkalinite biyolojik aktivite için gerekli olan 2000 mg/L CaCO_3 değerinin üzerindedir.
- Anaerobik reaktörde klorür konsantrasyonunda önemli bir değişiklik meydana gelmemiştir ve çalışma boyunca 2500 mg/L civarındadır. Aerobik reaktörlerde zamanla bir artış meydana gelmiştir ve havalandırma miktarıyla sızıntı suyundaki klorürün doğru orantılı olduğu söylenebilir.
- 150 gün sonunda aerobik reaktörlerde $\text{NH}_3\text{-N}$ değerleri 150 mg/L'nin altına düşmüştür. En düşük değer en çok hava verilen (1,00 L/dk-kg atık) reaktörde gerçekleşmiştir. Elde edilen değerlerle $\text{NH}_3\text{-N}$ konsantrasyonu ile hava miktarının doğru orantılı olduğu sonucuna varılabilir.
- KOİ konsantrasyonu bütün aerobik reaktörlerde 150 gün sonunda 5000 mg/L olarak tespit edilmiştir. Çıkış suyundaki KOİ konsantrasyonunda ve KOİ giderim oranında havalandırma miktarıyla bir farklılaşmanın olmadığı söylenebilir.
- 150 gün sonunda bütün aerobik reaktörlerde BOİ konsantrasyonu 1500 mg/L altındadır. En düşük (0,1 L/dk-kg atık) miktrada hava verilen reaktörde en düşük BOİ oranı (400 mg/L) elde edilmiştir.
- Atıkların ne derecede stabil olduğunu gösteren BOİ/KOİ oranı 0,10 ve 0,30 L/dk-kg atık verilen reaktörlerde 0,10 oranındadır. Atıkların bu havalandırma miktarlarında daha stabil olduğu söylenebilir.
- KOİ/Cl^- oranından bütün aerobik reaktörlerde KOİ 'nin biyolojik olarak giderildiği söylenebilir.
- KOİ değişim kinetiği sonuçlarına göre sızıntı suyunda KOİ konsantrasyonundaki en hızlı azalma 0,30 L/dk-kg atık verilen reaktörde gerçekleşmiştir.
- BOİ değişim kinetiği sonuçlarına göre sızıntı suyunda BOİ konsantrasyonundaki en hızlı

azalma en fazla hava verilen (1,00 L/dk-kg atık) reaktörde gerçekleşmiştir.

- Gerçekleştirilen kinetik hesaplarına bakıldığında havalandırma oranı arttıkça 1. Derece kinetiğe olan uygunluğunda arttığı görülmektedir.
- İnert KOİ/Toplam KOİ oranı zamanla artarak 75. günden itibaren bütün aerobik reaktörlerde 0.50 üzerinde tespit edilmiştir.
- 0,10 L/dk-kg atık hava verilen reaktörde nem muhtevası sızıntı suyu geri devrinden dolayı biraz artmış, diğer 3 reaktörde havalandırma miktarı arttıkça nem muhtevası azalmıştır.
- Organik maddelerin aerobik reaktörlerde hızla ayrışmasından dolayı 150 gün sonunda uçucu katı madde oranı % 45 civarında tespit edilmiştir. UKM oranı anaerobik reaktörde ise % 67 olarak bulunmuştur.
- Reaktörler açıldığında en iyi çökme oranı 0,30 L/dk-kg atık hava verilen reaktörde ölçülmüştür (63 cm). En yüksek kütle kaybı ise en fazla hava verilen (1,00 L/dk-kg atık) reaktörde gerçekleşmiştir (16,5 kg'lık yani 82'lik azalma).

Sonuç olarak;

Havalandırma miktarının artmasıyla sızıntı suyu özelliklerinde önemli sayılabilecek değişimlerin meydana gelmediği, bu nedenle optimum havalandırma için ekonomik parametreler göz önüne alındığında en düşük havalandırma miktarı olan 0,1 L/dk-kg atık değerinin uygun olduğu belirlenmiştir.

KAYNAKLAR

- Ağdağ, O.N. ve Sponza, D.T., (2004), “Effect of Aeration on the Performance of a Simulated Landfilling Reactor Stabilizing Municipal Solid Wastes”, *Journal of Environmental Science and Health, Part A–Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering* Vol. A39, Nos. 11–12, pp. 2955–2972, 2004.
- Alhumoud, J.M., (2005), “Municipal Solid Waste Recycling in the Gulf Co–operation Council States”, *Resources, Conservation and Recycling*, 45, 142–158.
- Alten, A., (2001), “Kompost Kalitesi ve Uygulama Alanları”, I. Ulusal Katı Atık Kongresi, s11–16, İzmir, 2001.
- Andreottola, G. ve Cannas, P. (1992), “Chemical and Biological Characteristics of Landfill Leachate”, In T. H. Christensen, R. Cossu, & R. Stegmann (Ed.), “Landfilling of Waste: Leachate”, Chapman & Hall.
- Australia, (2004), “Waste Avoidance and Resource Recovery in NSW – A Progress Report”, NSW DEC, Aug 2004.
- Ayalon, O., Becker, N. ve Shani, E., (2005), “Economic Aspects of the Rehabilitation of the Hiriya Landfill”, *Waste Management*, 26, 1313–1323.
- Beck–Friis, B., Smårs, S., Jönsson, H. ve Kirchmann, H., (2001), “Gaseous Emissions of Carbondioxide, Ammonia and Nitrous Oxide From Organic Household Waste in a Compost Reactor Under Different Temperature Regimes”, *Journal of Agricultural Engineering Research*, 78, 423–430.
- Benson, C.H., Barlaz, M.A., Lane, D.T. ve Rawe, J.M., (2004), “State–of–the Practice Review of Bioreactor Landfills”, *Geo Engineering Report No. 04–03*, University of Wisconsin, January 14, 2004.
- Berge, N.D., Reinhart, D.R. ve Townsend, T.G., (2005), “The Fate of Nitrogen in Bioreactor Landfills”, *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 35:365–399, 2005.
- Bernreuter, J. ve Stessel, R.I. (1999), “A review of aerobic biocell research and technology. White Paper submitted to Biological Processes Subcommittee of SWANA”, *Earth and Environmental Engineering*, Columbia University, New York, NY, 10027.
- Bilgili, M.S., (2006), “Katı Atık Düzenli Depo Sahalarında Atıkların Aerobik ve Anaerobik Ayrışması Üzerine Sızıntı Suyu Geri Devrinin Etkileri”, Yıldız Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Doktora Tezi, İstanbul 2006.
- Bilgili, M.S., Demir, A. ve Özkaya, B., (2006), “Quality and Quantity of Leachate in Aerobic Pilot–Scale Landfills”, *Environmental Management* Vol. 38, No. 2, pp. 189–196.
- Bilgili, M.S., Demir, A. ve Özkaya, B., (2007), “Influence of Leachate Recirculation on Aerobic and Anaerobic Decomposition of Solid Wastes”, *Journal of Hazardous Materials*, 143, 177–183.
- Bilgili, M.S., Demir, A., Akkaya, E. ve Özkaya, B., (2008), “COD Fractions of Leachate From Aerobic and Anaerobic Pilot Scale Landfill Reactors”, *Journal of Hazardous Materials*, 158, 157–163.
- Bizukojc, E.L. ve Ledakowicz, S., (2003), “Stoichiometry of the Aerobic Biodegradation of the Organic Fraction of Municipal Solid Waste (MSW)”, *Biodegradation*, 14: 51–56, 2003.
- 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.

- Borglin, S.E., Hazen, T.C., Oldenburg, C.M. ve Zawislanski, P.T., (2004), "Comparison of Aerobic and Anaerobic Biotreatment of Municipal Solid Waste", *Journal of the Air & Waste Management Association*, Vol. 54: 815–822.
- Buenrostro, O., Bocco, G. ve Cram, S., (2001), "Classification of Sources of Municipal Solid Waste in Developing Countries", *Resources, Conservation and Recycling*, 32, 29–41.
- Calace, N., Liberatori, A., Petronio, B.M. ve Pietroletti, M., (2001), "Characteristics of Different Molecular Weight Fractions of Organic Matter in Landfill Leachate and Their Role in Soil Sorption of Heavy Metals", *Environmental Pollution*, 113, 331–339.
- Carneiro, T.F., Pérez, M. ve Romero, L.I., (2007), "Thermophilic Anaerobic Digestion of Source-Sorted Organic Fraction of Municipal Solid Waste", *Bioresource Technology*, 99, 6763–6770.
- Chong, T.L., Matsufuji, Y. ve Hassan, M.N., (2005), "Implementation of the Semi-Aerobic Landfill System (Fukuoka Method) in Developing Countries: A Malaysia Cost Analysis", *Waste Management*, 25, 702–711.
- Christensen, J.B., Jensen, D.L., Filip, Z., Gron, C. ve Christensen, T.H., (1998), "Characterization of the Dissolved Organic Carbon in Landfill Polluted Groundwater", *Water Research*. 32:125–135.
- Christensen, T.H. ve Kjeldsen, P., (1989), "Basic Biochemical Processes in Landfills".
- Corrales, Y.A., Körner, I. ve Sanchez, I.S., (2005), "Solid Waste Management in Cuba Under Special Consideration of Composting", *Tenth International Waste Management and Landfill Symposium, Sardinia 2005*.
- Cossu, R., ve Rossetti, D., (2003), "Pilot Scale Experiences with Sustainable Landfilling Based on the PAF Conceptual Model", *Proceedings Sardinia, Ninth International Waste Management and Landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy, 6 – 10 October 2003*.
- Cossu, R., Pivato, A. ve Raga, R., (2005), "The Mass Balance: A Supporting Tool for a Sustainable Landfill Management", *International Workshop, Hydro-Physico-Mechanics of Landfills, LIRIGM, Grenoble 1 University, France, 21–22 March 2005*.
- Das, K.C., Smith, M.C., Gattie, D.K. ve Boothe, D.D.H., (2002), "Stability and Quality of Municipal Solid Waste Compost From a Landfill Aerobic Bioreduction Process", *Advances in Environmental Research*, 6, 401–409.
- Daskalopoulos, E., Badr, O. ve Probet, S.D., (1997a), "Economic and Environmental Evaluations of Waste Treatment and Disposal Technologies for Municipal Solid Waste", *Applied Energy*, 58 (4), 209–255.
- Daskalopoulos, E., Badr, O. ve Probet, S.D., (1997b), "An Integrated Approach to Municipal Solid Waste Management", *Resources, Conservation and Recycling*, 24, 33–50.
- De Gioannis, G., Muntoni, A., Cappai, G. ve Milia, S., (2008), "Landfill Gas Generation After Mechanical Biological Treatment of Municipal Solid Waste. Estimation of Gas Generation Rate Constants", *Waste Management*.
- Demir, A., (2005), "Odayeri Katı Atık Depo Sahasında Sızıntı Suyu ve Depo Gazı Oluşumu", *Nihai Rapor, Yıldız Teknik Üniversitesi Çevre Mühendisliği Bölümü*.
- Demir, A., Bilgili, M.S. ve Özkaya, B. (2004), "Effect of Leachate Recirculation on Refuse Decomposition Rates at Landfill Site: A Case Study", *International Journal of Environment and Pollution*, 21: 2: 175–187.

- Demir, İ., Altınbaş, M., Arıkan, O.A. ve Öztürk, İ., “Aerobic Composting of Anise Wastes from Beverage (Rakı) Industry”, İstanbul Teknik Üniversitesi.
- Di Maria, F., Benavoli, M. ve Zoppitelli, M., (2007), “Thermodynamic Analysis of the Energy Recovery From the Aerobic Bioconversion of Solid Urban Waste Organic Fraction”, Waste Management.
- Diaz, R. ve Warith, M., (2005), “Life-cycle Assessment of Municipal Solid Waste: Development of the WASTED Model”, Waste Management, 26, 886–901.
- Ehrig, H. J. ve Scheelhaase, T. (1993), “Pollution Potential and Long Term Behaviour of Sanitary Landfills”, Fourth International Landfill Symposium, Sardinia 93, Italy.
- Environmental Agency Wales, (2007), I&C Waste Analysis Study, “Determination of the Biodegradability of Mixed Industrial and Commercial Waste Landfilled in Wales”, November 2007, SLR Ref: 402–0341–00011.
- 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.
- Fricke, K., Santen, H. ve Wallmann, R., (2004), “Comparison of Selected Aerobic and Anaerobic Procedures for MSW Treatment”, Waste Management, 25, 799–810.
- Gendebien, A., Pauwels, M., Constant, M., Damanet, M.J., Nyns, E.J., Willumsen, H.C., Butson, J., Fabry, R. ve Ferrero, G.L., (1992), “Landfill Gas: From Environment to Energy”, Commission of the European Communities, Final Report, Luxemburg.
- Germany, 2006 Municipal Solid Waste Report, “Municipal Solid Waste Management in 2006”.
- Gewande, N.A., Reinhart, D.R., Thomas, P.A., McCreanor, P.T. ve Townsend, T.G., (2003), “Municipal Solid Waste in Situ Moisture Content Measurement Using an Electrical Resistance Sensor”, Waste Management, 23, 667–674.
- Giannis, A., Makripodis, G., Simantiraki, F., Somara, M. ve Gidarakos, E., (2007), “Monitoring Operational and Leachate Characteristics of an Aerobic Simulated Landfill Bioreactor”, Waste Management, 28, 1346–1354.
- Guermoud, N., Ouadjnia, F., Abdelmalek, F., Taleb, F. ve Addou, A., (2008), “Municipal Solid Waste in Mostaganem City (Western Algeria)”, Waste Management, 29, 896–902.
- Hao, Y., Wu, W., Wu, S., Sun, H. ve Chen, Y., (2007), “Municipal Solid Waste Decomposition Under Oversaturated Condition in Comparison with Leachate Recirculation”, Process Biochemistry, 43, 108–112.
- Hasar, H. ve Kınacı, C., (2004), “Empirical Model Representing Microbial Activity in a Submerged MBR Treating Strength Wastewater”, Desalination, 170, 161–167.
- He, R., Liu, X., Zhang, Z. ve Shen, D., (2006), “Characteristics of the Bioreactor Landfill System Using an Anaerobic–Aerobic Process for Nitrogen Removal”, Bioresource Technology, 98, 2526–2532.
- Heyer, K.U., Hupe, K., Koop, A., Ritzkowski, M. ve Stegmann, R., (2003), “The Low Pressure Aeration of Landfills: Experience, Operation and Costs”, Proceedings Sardinia 2003, Ninth International Waste Management and Landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy, 6 – 10 October 2003.
- Huang, Q., Yang, Y., Pang, X. ve Wang, Q., (2007), “Evolution on Qualities of Leachate and

- Landfill Gas in the Semi-Aerobic Landfill”, *Journal of Environmental Sciences*, 20, 499–504.
- Hudgins, M. ve Harper, S., (1999), “Operational Characteristics of Two Aerobic Landfill Systems”, *The Seventh International Waste Management and Landfill Symposium in Sardinia*, October 4, 1999.
- İnanç, B., Çallı, B. ve Saatçi, A., (2000), “Characterization and Anaerobic Treatment of Sanitary Landfill Leachate in İstanbul”, *Water Science and Technology*, 41 (3), 223–230.
- İnce, O., Germirli, B.F., Kasapgil, B. ve Anderson, G.K., (1998), “Experimental Determination of the Inert Soluble COD Fraction on a Brewery Wastewater Under Anaerobic Conditions”, *Environmental Technology*, 19, pp. 437–442.
- Ishigaki, T., Sugano, W., Nakanishi, A., Tateda, M., Ike, M. ve Fujita, M., (2003), “The Degradability of Biodegradable Plastics in Aerobic and Anaerobic Waste Landfill Model Reactors”, *Chemosphere*, 54, 225–233.
- Jun, D., Yongsheng, Z., Henry, R.K. ve Mei, H., (2006), “Impacts of Aeration and Active Sludge Addition on Leachate Recirculation Bioreactor”, *Journal of Hazardous Materials*, 147, 240–248.
- Jun, D., Yong-sheng, Z., Mei, H. ve Wei-hong, Z., (2008), “Influence of Alkalinity on the Stabilization of Municipal Solid Waste in Anaerobic Simulated Bioreactor”, *Journal of Hazardous Materials*.
- Keener, H.M., Elwell, D.L., Das, K. ve Hansen, R.C., (1997), “Specifying Design/Operation of Composting Systems Using Pilot Scale Data”, *Applied Engineering in Agriculture*, 13 (6), 767–772.
- Keener, H.M. ve Hansen, R.C., (1997), “Airflow Through Compost: Design and Cost Implications”, *Applied Engineering in Agriculture*, Vol. 13, No. 3, pp. 377–384.
- Kentucky First Interim Report, (2003), “Landfills as Bioreactors: Research at the Outer Loop Landfill, Louisville”.
- Kjeldsen, P., Barlaz, M.A., Rooker, A.P., Baun, A., Ledin, A. ve Christensen, T.H., (2002), “Present and Long Term Composition of MSW Landfill Leachate: A Review”, *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 32, 4, 297–336.
- Komilis, D.P. ve Ham, R.K., (2003), “The Effect of Lignin and Sugars to the Aerobic Decomposition of Solid Wastes”, *Waste Management*, 23, 419–423.
- Kruempelbeck, I. ve Ehrig, J.G., (1999), “Long-term Behaviour of Municipal Solid Waste Landfills in Germany”, *Proceedings Sardinia 99, Seventh International Waste Management and Landfill Symposium*, 4–8 October 1999, S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy.
- Krug, M. N. ve Ham, R. K. (1997), “Analysis of Long-Term Leachate Characteristics”, *Sardinia 97, Sixth International Landfill Symposium*, Cagliari, Italy.
- Kulcu, R. ve Yaldız, O., (2003), “Determination of Aeration Rate and Kinetics of Composting Some Agricultural Wastes”, *Bioresource Technology*, 93, 49–57.
- Kylefors, K. ve Lagerkvist, A. (1997), “Changes of Leachate Quality with Degradation Phases and Time”, *Sardinia 97, Sixth International Landfill Symposium*, October 1997, Cagliari, Italy.
- Leao, S., Bishop, I. ve Evans, D., (2001), “Assessing the Demand of Solid Waste Disposal in Urban Region by Urban Dynamic Modelling in a GIS Environment”, *Resources, Conservation and Recycling*, 33, 289–313.

- Low, E.W. ve Chase, H.A., (1999), "The Effect of Maintenance Energy Requirements on Biomass Production During Wastewater Treatment", *Water Research*, 33 (3), pp. 847–853.
- Magrinho, A., Didelet, F. ve Semiao, V., (2006), "Municipal Solid Waste Disposal in Portugal", *Waste Management*, 26, 1477–1489.
- Manfredi, S. ve Christensen, T.H., (2008), "Environmental Assessment of Solid Waste Landfilling Technologies by means of LCA–Modeling", *Waste Management*, 29, 32–43.
- Meima, J.A., Naranjo, N.M. ve Haarstrick, A., (2007), "Sensitivity Analysis and Literature Review of Parameters Controlling Local Biodegradation Processes in Municipal Solid Waste Landfills", *Waste Management*, 28, 904–918.
- Nagendran, R., Selvam, A., Joseph, K. ve Chiemchaisri, C., (2006), "Phytoremediation and Rehabilitation of Municipal Solid Waste Landfills and Dumpsites: A Brief Review", *Waste Management*, 26, 1357–1369.
- Nakasaki, K., Yaguchi, H., Sasaki, Y. ve Kubota, H. (1993), "Effects of pH Control on Composting Garbage", *Waste Management and Research*. 11: 117–125.
- New Zealand, 2006 Waste Composition and Construction Data Report.
- Nguyen, P.H.L., Kuruparan, P. ve Visvanathan, C., (2005), "Anaerobic Digestion of Municipal Solid Waste as a Treatment Prior to Landfill", *Bioresource Technology*, 98, 380–387.
- Noguera D. R., Araki N. ve Rittmann B. E., (1994), "Soluble Microbial Products (SMP) in Anaerobic Chemo–stats", *Biotechnology and Bioengineering.*, 44:1040–1047.
- Organization for Economic Cooperation and Development, OECD, (2002).
- Organization for Economic Cooperation and Development, (2004), "OECD Environmental Data 2004".
- Ölmez, E. ve Yıldız, Ş., (2008), "Odayeri Katı Atık Düzenli Depolama Sahasının Hidrolik Kütle Dengesinin İncelenmesi ve Yağmur Suyunun Sızıntı Suyu Oluşumuna Etkisinin Araştırılması", *Kent Yönetimi, İnsan ve Çevre Sorunları'08 Sempozyumu*, 02–06 Kasım 2008.
- Öztürk, İ., (1999), "Anaerobik Biyoteknoloji ve Atık Arıtımındaki Uygulamaları", *İ.T.Ü. İnşaat Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, Su Vakfı Yayınları'ndan, İstanbul*.
- Pelaez, A.I., Sanchez, J. ve Almendros, G., (2008), "Bioreactor Treatment of Municipal Solid Waste Landfill Leachates: Characterization of Organic Fractions", *Waste Management*, 29, 70–77.
- Park, J.K., Wang, J. ve Novotny, G., (1997), "Wastewater Characterization for Evaluation of Biological Phosphorus Removal", *Wisconsin Department of Natural Resources, Research Report 174*.
- Ponsá, S., Gea, T., Alern, L., Cerezo, J. ve Sánchez, A., (2007), "Comparison of Aerobic and Anaerobic Stability Indices Through a MSW Biological Treatment Process", *Waste Management*, 28, 2735–2742.
- Read, A.D., Hudgins, M., Harper, S., Phillips, P. ve Morris, J., (2000), "The Successful Demonstration of Aerobic Landfilling. The Potential for a More Sustainable Solid Waste Management Approach?", *Resources, Conservation & Recycling*, 32, 115–146.
- Read, A.D., Hudgins, M. ve Phillips, P., (2001), "Aerobic Landfill Test Cells and Their

Implications for Sustainable Waste Disposal”, The Geographical Journal, Vol. 167, No. 3, September 2001, pp. 235–247.

Reddy, K.R. ve Bogner, J.E., (2003), “Bioreactor Landfill Engineering for Accelerated Stabilization of Municipal Solid Waste”, International e-Conference on Modern Trends in Foundation Engineering: Geotechnical Challenges and Solutions, Indian Institute of Technology, Madras, India, October 2003.

Reinhart, D.R. ve Townsend, T.G., (1998), “Landfill Bioreactor Design & Operation”, CRC Press Lewis Publicity, New York, 189pp.

Rich, C., Gronow, J. ve Voulvoulis, N., (2007), “The Potential for Aeration of MSW Landfills to Accelerate Completion”, Waste Management, 28, 1039–1048.

Ritzkowski, M., Heyer, K.U. ve Stegmann, R., (2005), “Fundamental Processes and Implications During in Situ Aeration of Old Landfills”, Waste Management, 26, 356–372.

Smith, M.C., Gattie, D.K., Boothe, D.D.H. ve Das, K.C., (2000) “Enhancing aerobic bioreduction under controlled conditions in a municipal solid waste landfill through the use of air injection and water recirculation, Advances in Environmental Research, 3 (4), 459–470

Sundberg, C., (2003), “Food Waste Composting – Effects of Heat, Acids and Size”, Swedish University of Agricultural Sciences, Licentiate Thesis, Uppsala 2003, ISSN 00283–0086.

Svoboda, I.F., (2003), “Anaerobic Digestion, Storage, Oligolysis, Lime, Heat and Aerobic Treatment of Livestock Manures”, Provision of Research and Design of Pilot Schemes to Minimise Livestock pollution to the Water Environment in Scotland.

Swiss Agency for the Environment, Forestd and Landscape (SAEFL), (2002), “Composition of Waste in Rubbish Bags in Switzerland (2001/2002)”.

T.C. Çevre Bakanlığı, “Katı Atıkların Kontrolü Yönetmeliği”, Resmî Gazete, Tarih: 14.3.1991, Sayı: 20814.

T.C. Çevre ve Orman Bakanlığı (2008), Çevre Yönetimi Genel Müdürlüğü Atık Yönetimi Dairesi Başkanlığı Belediye Atıkları Şube Müdürlüğü, Marmaris, 24 Ekim 2008.

T.C. Çevre ve Orman Bakanlığı (2008), Çevre Yönetimi Genel Müdürlüğü Atık Yönetimi Dairesi Başkanlığı, “Türkiye’de Atık Yönetimi”, 19 Haziran 2008.

Tankut, İ., (2001), “Evsel Katı Atıkların Bertaraf Yöntemleri–Teknolojileri ve Ankara’nın Katı Atıklarının Mevcut Durumunun Değerlendirilmesi”, Gazi Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi, Ankara 2001.

Tchobanoglous, G., Theisen, H. ve Vigil, S.A., (1993), “Integrated Solid Waste Management: Engineering Principles and Management Issues”, McGraw Hill, Inc, USA.

Themelis, N.J. ve Ulloa, P.A., (2005), “Methane Generation in Landfills”, Renewable Energy, 32, 1243–1257.

Tian, B., Si, J., Zhao, Y., Wang, H. ve Hao, J., (2006), “Approach of the Technical Decision–Making by Element Flow Analysis and Monte–Carlo Simulation of Municipal Solis Waste Stream”, Journal of Environmental Sciences, 19, 633–640.

Timur, H.ve Öztürk, İ., (1999), “Anaerobic Sequencing Batch Reactor Treatment Of Landfill Leachate, Water Research”, 33 (15), 3225–3230.

Troschinetz, A.M. ve Mihelcic, J.R., (2008), “Sustainable Recycling of Municipal Solid Waste in Developing Countries”, Waste Management, 29, 915–923.

Türkiye İstatistik Kurumu, (2005), “Atık Bertaraf ve Geri Kazanım Tesisleri İstatistikleri,

2005”, Haber Bülten, Sayı: 118, 19 Temmuz 2006.

Türkiye İstatistik Kurumu, (2006), “Bertaraf Yöntemine Göre Katı Atık Miktarı, 2006”.

Türkiye İstatistik Kurumu, (2006), “Katı Atık Hizmeti Verilen Belediye Sayısı, Nüfusu, Yaz ve Kış Mevsimine Göre Toplanan Ortalama Katı Atık Miktarı, 2006”.

United Nations Environmental Program, (2001), “II Types of Wastes – Sources & Composition”.

Wang, H. ve Nie, Y., (2001), “Municipal Solid Waste Characteristics and Management in China”, Journal of Air and Waste Management Association, 51, 250–263.

Wang, Q., Matsufuji, Y., Dong, L., Huang, Q., Hirano, F. ve Tanaka, A., (2005), “Research on Leachate Recirculation From Different Types of Landfills”, Waste Management, 26, 815–824.

Warith, M.A., (2002), “Solid Waste Management: New Trends in Landfill Design”, Emirates Journal for Engineering Research, 8(1), 61–70.

Watanabe, K., (2005), “Reference Material Provided for the Talk; Waste and Sustainable Consumption”, Capability and Sustainability Centre, St Edmund’s College Cambridge, March 2005.

Wentzel, M.C., Mbewe, A., Lakay, M.T. ve Ekama, G.A., (1999), “Batch Test For Characterisation of the Carbonaceous Materials in Municipal Wastewaters”, Water SA, 25 (3), 327–336.

Yıldız, Ş., (2000), “Katı Atık Düzenli Depolama Sahalarında Oluşan Çöp Sızıntı Suları ve Arıtılması”, T.C. Gebze İleri teknoloji Enstitüsü, Mühendislik ve Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Ana Bilim Dalı Yüksek Lisans Tezi.

Yoshida, H., (2006), “Construction and Performance of a Semi–Aerobic Landfill and Modelling of Heat and Gas Transport”, ICLRS2006, 16.6.2006.

Yuen, S.T.S., (1999), “Bioreactor Landfills Promoted by Leachate Recirculation: A Full–Scale Study”, Ph. D. Thesis, Department of Civil & Environmental Engineering, University of Melbourne, Australia.

Zwietering, M.H., Jongenburger, I., Rombouts, F.M. ve Riet, K.V., (1990), “Modelling of the Bacterial Growth Curve”, Applied and Environmental Microbiology, 56:6:1875–1881.

İNTERNET KAYNAKLARI

Binner, E., Lechner, P., Erdin, E. ve Alten, A., (2003), “Viyana Biyogen Atıklarının Kompostlaştırılması”, <http://erdin.deu.edu.tr>

Canada Annual Statistics, (2005), “Human Activity and the Environment”, Catalogue No. 16–201–XIE, www.statcan.ca

Environmental Control Systems (ECS), Inc., (2004), “Summary of ECS’s Aerobic Landfill and Sustainable Landfill Technologies”, www.aerobiclandfill.com

Environmental Control Systems (ECS), Inc., (2005), “Remediation of Unlined MSW Landfills Using an in Situ Aerobic Approach”, May 4, 2005, www.aerobiclandfill.com

İstanbul Büyükşehir Belediyesi, İSTAÇ A.Ş., (2008), www.istac.com.tr

1) Mediterranean Environmental Technical Assistance Program (METAP), (2003), www.metap.org

National Solid Waste Management Association (NSWMA), (2006), “MSW Landfills”, www.nswma.org

Superfund—Region 6: South Central, (2004), <http://www.epa.gov/earth1r6/6sf/popileweb/html/na.html>

US EPA, Environmental Protection Agency, (1995), “NSW State of The Environment 1995”, <http://www.epa.nsw.gov.au/soe/95/>

US EPA, Environmental Protection Agency, (2007), “Municipal Solid Waste Generation, Recycling and Disposal in the United States: Facts and Figures for 2007”, www.epa.gov/epawaste/conservation/rrr.index.htm

EKLER

- 2) **E**
k–Aerobik ve anaerobik reaktörlerle reaktörlerin doldurma ve işletme aşamasına ait görüntüler
- 3)

Ek 1 Çalışmanın gerçekleştirildiği reaktörlere ait görüntüler

Anaerobik ve aerobik reaktörlerin genel görüntüsü



Anaerobik ve aerobik reaktörlerin işletme aşamasına ait görüntü



Reaktörlerin iç kısmının görüntüsü



Sızıntı suyu geri devir borusunun (T borusu) ve reaktörün iç kısmının görünüşü



Reaktörlerin doldurulma aşamasına ait görüntü



Reaktörler boşaltılmadan hemen önce çökme oranının ölçülmesine ait görüntü



Aerobik reaktörlerden boşaltılan katı atığın görüntüsü



Anaerobik reaktörden boşaltılan katı atığın görüntüsü

ÖZGEÇMİŞ

Doğum tarihi 10.10.1983

Doğum yeri İstanbul

Lise 1997–2001 İstek Vakfı Özel Belde Lisesi

Lisans 2002–2006 Yıldız Teknik Üniversitesi İnşaat Fakültesi
Çevre Mühendisliği Bölümü

Yüksek Lisans 2007–2009 Yıldız Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü
Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı