

T.C.
YILDIZ TEKNİK ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

TAM ÖLÇEKLİ DÜZENLİ DEPOLAMA SAHASINDA DEPOLANMIŞ
EVSEL KATI ATIKLARIN METAN POTANSİYELİNİN
STOKASTİK YÖNTEMLERLE BELİRLENMESİ

İLKER SEL

DOKTORA TEZİ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ PROGRAMI

DANIŞMAN
PROF. DR. MEHMET ÇAKMAKCI

İSTANBUL, 2016

T.C.
YILDIZ TEKNİK ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

TAM ÖLÇEKLİ DÜZENLİ DEPOLAMA SAHASINDA DEPOLANMIŞ
EVSEL KATI ATIKLARIN METAN POTANSİYELİNİN
STOKASTİK YÖNTEMLERLE BELİRLENMESİ

İlker SEL tarafından hazırlanan tez çalışması 05.09.2016 tarihinde aşağıdaki jüri tarafından Yıldız Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı'nda **DOKTORA TEZİ** olarak kabul edilmiştir.

Tez Danışmanı

Prof. Dr. Mehmet ÇAKMAKCI
Yıldız Teknik Üniversitesi

Jüri Üyeleri

Prof. Dr. Mehmet ÇAKMAKCI
Yıldız Teknik Üniversitesi

Prof. Dr. Cumali KINACI
İstanbul Teknik Üniversitesi

Prof. Dr. Bestamin ÖZKAYA
Yıldız Teknik Üniversitesi

Doç. Dr. Doğan KARADAĞ
Yıldız Teknik Üniversitesi

Doç. Dr. İbrahim DEMİR
İstanbul Teknik Üniversitesi

ÖNSÖZ

Son yıllarda ülkemizde hızla artan bir ilgiyle yükselişte olan depo gazından enerji üretimi tesislerinin 2010 yılından sonra hızla artarak sayısı 2016 yılı itibariyle 24 adet olmuştur. Bu tip projelerin gerçekleştirilmesindeki en önemli adım sahanın ilk değerlendirmelerini gerçekleştirirken atık içindeki enerji potansiyelinin doğru tahmin edilebilmesidir. Bu tahminlerin doğru yapılabilmesi için incelenen depolama alanının iyi bir şekilde analiz edilmesine bağlı olduğundan sahada atık karakterizasyonu çalışmalarının yanı sıra elektriksel özdirenç görüntüleme çalışmalarına da yer verilerek depo gövdesindeki yapı hakkında fikir edinilmiştir. Taze ve eskimiş atık bölgelerinin incelenmesi neticesinde tespit edilen başlıca parametreler çeşitli istatistiksel yöntemlerle de değerlendirildikten sonra tahminlerin esas olarak dayandığı temel parametre olan atığın biyokimyasal metan potansiyeli belirlenmeye çalışılmıştır. Bu çalışma kapsamında aktif olarak işletilmeye devam eden bir katı atık depolama alanının eski ve yeni kısımlarının farklılıklarını inceleyerek temelde biyokimyasal metan potansiyeli üzerinde etkili olan önemli parametreleri içeren çoklu doğrusal regresyon analizine dayanan bir tahmin modeli oluşturulmuştur.

Bu çalışmada öncelikli olarak destek ve yönlendirmeleri ile yardımlarını esirgemeyen kıymetli hocam Sayın Prof.Dr. Mehmet ÇAKMAKCI'ya, tez izleme komitesindeki hocalarım Sayın Prof.Dr. Cumali KINACI'ya ve Sayın Prof.Dr. Bestamin ÖZKAYA'ya şükranlarımı arz ederim.

Deneysel çalışmaların yürütülmesi esnasında verdikleri araştırma imkânları sebebiyle, İSTAÇ A.Ş. ve Ortadoğu Enerji A.Ş. yetkililerine ve çalışanlarına teşekkürlerimi sunarım.

Yoğun bir çalışma hayatı içerisinde gerçekleştirilen bu çalışmada desteklerini her an yanımda bulduğum kıymetli anneme, babama, kardeşlerime ve can dostlarıma en kalbî şükranlarımı sunuyorum.

Eylül, 2016

İlker SEL

İÇİNDEKİLER

	Sayfa
SİMGE LİSTESİ.....	viii
KISALTMA LİSTESİ.....	ix
ŞEKİL LİSTESİ.....	xi
ÇİZELGE LİSTESİ	xvi
ÖZET	xix
ABSTRACT.....	xxi
BÖLÜM 1	
GİRİŞ.....	1
1.1 Literatür Özeti	1
1.2 Tezin Amacı	3
1.3 Orijinal Katkı	5
BÖLÜM 2	
LİTERATÜR ARAŞTIRMASI	6
2.1 Kentsel Katı Atık Yönetimi ve Düzenli Depolama Uygulamaları	6
2.2 Depo Gazı	11
2.2.1 Depo Gazı Oluşum Kademeleri ve Bileşenleri.....	12
2.2.2 Depo Gazının Oluşumunu Etkileyen Faktörler.....	19
2.2.3 Depo Gazı Kullanım Teknolojileri.....	22
2.2.4 Depo Gazından Enerji Üretilmesinde Karşılaşılan Zorluklar	26
2.2.4.1 Depo Alanından Kaynaklanan Zorluklar	27
2.2.4.2 Gaz Toplama Sistemindeki Sorunlar	29
2.2.4.3 Depo Gazı Bileşiminin Etkileri	30
2.3 Depo Alanlarında Uygulanan İnceleme ve İzleme Yöntemleri.....	31
2.3.1 Jeoteknik Yöntemler	31
2.3.2 Elektriksel Özdirenç Görüntüleme Yöntemi	41
2.3.2.1 Elektriksel Özdirenç Teorisi	43
2.3.2.2 Elektriksel Özdirenç Yönteminde Elektrot Dizilişleri.....	46
2.3.2.3 Elektriksel Özdirenç Ölçümlerini Etkileyen Faktörler.....	49

2.4	Katı Atıkların Metan Gazı Potansiyeli	49	
2.4.1	Depo Gazı Modelleri	49	
2.4.2	Metan Potansiyeli ve Reaksiyon Hız Katsayısı	52	
2.5	Katı Atık Yönetiminde Uygulanan Çok Değişkenli İstatistik Yöntemler.....	54	
2.5.1	Kümeleme Analizi	55	
2.5.2	Temel Bileşenler Analizi	57	
2.5.3	Faktör Analizi	59	
2.5.4	Çoklu Doğrusal Regresyon	60	
BÖLÜM 3			
MALZEME VE YÖNTEM			63
3.1	Düzenli Depolama Alanı	63	
3.1.1	Depolanan Atık Miktarları.....	67	
3.1.2	Bölgesel İklim Koşulları	68	
3.2	Atık Numuneleri ve Analizler.....	69	
3.2.1	Numune Alma Noktalarının Seçimi.....	69	
3.2.2	Numunelerin Çıkarılması ve Hazırlanması	74	
3.2.3	Madde Grubu Analizi	78	
3.2.4	Fiziksel ve Kimyasal Analizler	80	
3.2.5	Biyokimyasal Metan Potansiyeli (BMP) Analizi.....	83	
3.3	Elektriksel Özdirenç Görüntüleme Verileri	87	
3.3.1	Arazi Çalışması	90	
3.3.1.1	Eski Depolama Alanı (EDA).....	91	
3.3.1.2	Yeni Depolama Alanı (YDA)	92	
3.3.1.3	Aktif Depolama Alanı (ADA)	92	
3.3.2	Ham Veri İşlenmesi ve Ters Çözümü.....	93	
3.4	Verilerin İstatistiksel Yöntemlerle Analizi.....	95	
3.4.1	İstatistik Analizlerde Kullanılacak Verilerin Hazırlanması	95	
3.4.2	Kümeleme Analizi	98	
3.4.3	Temel Bileşenler Analizi	100	
3.5	BMP Tahmin Modelinin Geliştirilmesi.....	101	
3.6	Depo Gazı Miktarının Belirlenmesi ve Karşılaştırılması.....	103	
BÖLÜM 4			
BULGULAR VE DEĞERLENDİRMELER.....			106
4.1	Madde Grubu Analizi	106	
4.1.1	Eski Depolama Alanı.....	116	
4.1.2	Aktif Depolama Alanı	118	
4.2	Atık Numunelerinin Laboratuvar Analizleri	119	
4.2.1	Nem İçeriği (Mo)	121	
4.2.2	pH Değerleri	122	
4.2.3	Klorür (Cl ⁻)	122	

4.2.4	Kalorifik Değer (HV)	123
4.2.5	Toplam Kjeldahl Azotu (TKN)	124
4.2.6	Amonyak Azotu (NH ₄ -N)	124
4.2.7	Toplam Organik Karbon (TOC)	125
4.2.8	Yanma Kaybı (LOI)	125
4.2.9	Sülfat (SO ₄ ²⁻)	126
4.2.10	Toplam Kükürt (TS)	127
4.2.11	Magnezyum (Mg ²⁺)	127
4.2.12	Kalsiyum (Ca ²⁺)	128
4.3	Biyokimyasal Metan Potansiyeli Analizi	128
4.3.1	L ₀ ve k Katsayılarının Belirlenmesi	132
4.4	Madde Grubu Analizi Verilerinin İstatistiksel Değerlendirmesi	136
4.4.1	MGA Verilerinin Kümeleme Analizi	137
4.4.2	MGA Verilerinin Temel Bileşen Analizi	141
4.5	Laboratuvar Analizi Verilerinin İstatistiksel Değerlendirmesi	146
4.5.1	LA Verilerinin Kümeleme Analizi	147
4.5.2	LA Verilerinin Temel Bileşen Analizi	152
4.6	Depo Alanlarındaki Metan Gazı Miktarlarının Karşılaştırılması	156
4.6.1	Eski Depolama Alanındaki Gaz Potansiyeli	158
4.6.2	Aktif Depolama Alanındaki Gaz Potansiyeli	160
4.6.3	Tüm Depolama Alanlarındaki Gaz Potansiyeli	161
4.7	Elektriksel Özdirenç Ölçüm Sonuçları ve Değerlendirmeler	163
4.7.1	Yatay Doğrultudaki Özdirenç Değişimleri – Kat Haritaları	165
4.7.2	Düşey Doğrultudaki Özdirenç Değişimleri ve Depo Gazı Özellikleri ...	170
BÖLÜM 5		
BMP TAHMİNİ İÇİN İSTATİSTİKSEL MODEL GELİŞTİRİLMESİ		180
5.1	Madde Grubu Analizi Verileriyle MLR Modeli Geliştirilmesi	180
5.1.1	Ham Veri İlişkileri ve Korelasyon Analizi	180
5.1.2	Varyans Artış Faktörleri	183
5.1.3	MGA Veri Setiyle Ön MLR Modellerinin Oluşturulması ve Değerlendirilmesi	184
5.1.3.1	Değişken Dönüşüm İhtiyacı	189
5.1.4	En Uygun MLR Model Araştırması	190
5.1.4.1	Ham BMP Değerleriyle Model Araştırması	191
5.1.4.2	Logaritmik BMP Değerleriyle Model Araştırması	195
5.1.4.3	MGA Verileriyle Nihai MLR Modelinin Seçimi	198
5.1.4.4	MGA Verilerine Göre Seçilen Modellerin Sınır Koşulları	199
5.2	Laboratuvar Analizi Verileriyle MLR Modeli Geliştirilmesi	199
5.2.1	Ham Veri İlişkileri ve Korelasyon Analizi	199
5.2.2	Varyans Artış Faktörleri	203
5.2.3	LA Veri Setiyle Ön MLR Modellerinin Oluşturulması ve Değerlendirilmesi	203

5.2.3.1	Değişken Dönüşüm İhtiyacı.....	207	
5.2.4	En Uygun MLR Model Araştırması	209	
5.2.4.1	Ham BMP Değerleriyle Model Araştırması	209	
5.2.4.2	Logaritmik BMP Değerleriyle Model Araştırması.....	213	
5.2.4.3	LA Verileriyle Nihai MLR Modelinin Seçimi.....	217	
5.2.4.4	LA Verilerine Göre Seçilen Modellerin Sınır Koşulları	218	
5.3	Seçilen Modellerin İstatistiksel Verifikasyonu.....	218	
BÖLÜM 6			
SONUÇ VE ÖNERİLER			220
KAYNAKLAR			223
EK-A			
BMP DENEYLERİNDEKİ KÜMÜLATİF BİYOGAZ HACİMLERİ			240
EK-B			
GAZ BİLEŞİMİ ÖLÇÜMLERİ VE DENEYSSEL KÜMÜLATİF METAN HACİMLERİ			243
EK-C			
L₀ DEĞERİ VE k KİNETİK REAKSİYON KATSAYISININ TESPİTİ İÇİN YAPILAN DOĞRUSAL OLMAYAN REGRESYON ANALİZİ GRAFİKLERİ			247
EK-D			
ESKİ VE AKTİF DEPOLAMA ALANLARINDAKİ NUMUNE NOKTALARININ LABORATUVAR ANALİZ SONUÇLARI			255
EK-E			
ESKİ VE AKTİF DEPOLAMA ALANLARINDAKİ NUMUNE NOKTALARININ MADDE GRUBU ANALİZ SONUÇLARI			258
EK-F			
ESKİ VE AKTİF DEPOLAMA ALANLARINDAKİ HERBİR NUMUNE NOKTASINDA ORTALAMA VE DERİNLİKLERE GÖRE ATIK KOMPOZİSYONU DAĞILIMLARI.....			264
EK-G			
ELEKTRİKSEL ÖZDİRENÇ GÖRÜNTÜLEME ÖLÇÜM SONUÇLARI			269
EK-H			
TEZ ÇALIŞMASINDAN ÜRETİLEN MAKALELER			275
ÖZGEÇMİŞ.....			277

SİMGE LİSTESİ

Adj.R ²	Düzeltilmiş belirlilik katsayısı
°C	Santigrad derece cinsinden sıcaklık ölçü birimi
CH ₄	Metan gazı
Cu ²⁺	Bakır 2+ değerlikli iyonu
C _p	Mallow's değeri
\$	Amerika Birleşik Devletleri para birimi, Dolar
ε _i	Hata terimi
ln	Tabanı "e" olan doğal logaritma
L ₀	Nihai metan oluşum potansiyeli
µg	Mikrogram ağırlık birimi
NH ₄ -N	Amonyum azotu
O ₂	Oksijen
Ωm	Ohm-metre cinsinden özdirenç ölçüsü
Pb ²⁺	Kurşun 2+ değerlikli iyonu
R ²	Belirlilik katsayısı
R	Verilerin korelasyon matrisinin determinantı
S	Kükürt elementi
SO ₄ ²⁻	Sülfat iyonu
Zn ²⁺	Çinko 2+ değerlikli iyonu

KISALTMA LİSTESİ

AB	Avrupa Birliği
ADA	Aktif Depolama Alanı
ADF	Asidik Deterjan Fiber
AIC	Akaike Information Criteria
ASTM	American Standards for Test Methods
BMP	Biochemical Methane Potential
BOI	Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı
CDM	Clean Development Mechanism
CFC	Chloroflorocarbon
EDA	Eski Depolama Alanı
EÖG	Elektriksel Özdirenç Görüntüleme
GPR	Ground Penetrating Radar
HKA	Hiyerarşik Kümelenme Analizi
HKT	Hata Kareler Toplamı
IP	Induced Polarization
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
KMO	Kaiser-Meyer-Olkin
KOI	Kimyasal Oksijen İhtiyacı
LA	Laboratuvar Analizi
LandGEM	Landfill Gas Emission Model
LFG	Landfill Gas
LFM	Landfill Mining
LOI	Loss on Ignition
MGA	Madde Grubu Analizi
MLR	Multiple Linear Regression
NMOC	Non-methanogenic Organic Compound
RMSE	Root Mean Square Error
SBC	Schwarz Bayes Criteria
SP	Self-Potential
SSE	Sum Square Error
TBA	Temel Bileşen Analizi
TKN	Total Kjeldahl Nitrogen
TOC	Total Organic Carbon

TÜİK	Türkiye İstatistik Kurumu
UKM	Uçucu Katı Madde
UNFCCC	United Nations Framework - Convention on Climate Change
UOB	Uçucu Organik Bileşikler
USEPA	US Environmental Protection Agency
VIF	Variance Inflation Factor
VLf-EM	Very Low Frequency-Electromagnetic
YDA	Yeni Depolama Alanı
YEK	Yenilenebilir Enerji Kanunu



ŞEKİL LİSTESİ

	Sayfa
Şekil 2.1	Dünya genelinde ortalama atık karakterizasyonu 8
Şekil 2.2	Depo gazı bileşenleri ve metan oluşum kademeleri..... 13
Şekil 2.3	Çeşitli malzemelerle tıkanmış dikey gaz toplama kuyusu..... 27
Şekil 2.4	Yangında hasar gören plastik borular 28
Şekil 2.5	Siloksan hasarı: (a) Motor silindir kafası (b) intercooler radyatör 30
Şekil 2.6	VLF-EM yönteminde elektromanyetik induksiyon oluşumu..... 34
Şekil 2.7	GPR yönteminin temel sinyal akışı..... 35
Şekil 2.8	Doğal potansiyel ölçümünde kullanılan ekipmanlar..... 37
Şekil 2.9	IP yönteminde akım ve gerilim değişimi 40
Şekil 2.10	Denton depo alanında H2 hattı boyunca zamana bağlı özdirenç değişimi 42
Şekil 2.11	Tınaztepe depo alanı Hat 1'in ölçümler sonucu elde edilen EÖG modeli ... 43
Şekil 2.12	Homojen zeminde akım ve gerilim eğrilerinin dağılımı 44
Şekil 2.13	Özdirenç ölçümünde kullanılan 4'lü elektrotun genel dizilişi..... 45
Şekil 2.14	Çok elektrotlu özdirenç ölçüm ekipmanı (AGI SuperSting R8 IP) 46
Şekil 2.15	Özdirenç ölçümlerinde sıklıkla uygulanan dizilim ve geometrik faktörler... 47
Şekil 2.16	Wenner ve Schlumberger'de i) elektrot dizilimi ii) yalancı kesit 48
Şekil 2.17	Temel bileşen analizinin prensipleri 58
Şekil 3.1	Kömürçüoda katı atık depo alanı ve çevresindeki önemli alanlar 64
Şekil 3.2	Kömürçüoda katı atık depo alanından genel bir görünüm 64
Şekil 3.3	Kömürçüoda katı atık depo alanı mevcut durumu 65
Şekil 3.4	Kömürçüoda katı atık depo alanı sınırlarının (2002-2013) 66
Şekil 3.5	Kömürçüoda katı atık depo alanındaki depolama yılları ve bölgeleri..... 68
Şekil 3.6	Seçilen kuyuların gaz debisi ve metan durumları (2009-2013 yılları)..... 71
Şekil 3.7	Numune sondaj noktalarının bulunduğu depolama alanları..... 73
Şekil 3.8	Numune sondaj noktalarındaki katı atık depolama yılları 73
Şekil 3.9	Kuyu sondajı ve numune alımından görüntüler 76
Şekil 3.10	Laboratuvar analizleri için ayrılan ham ve elek altı katı atık numuneleri 77
Şekil 3.11	Atık eleme ve ayıklama işlemleri 78
Şekil 3.12	Atık karakterizasyonunda ayrıştırılan madde gruplarından görüntüler 80
Şekil 3.13	Numune hazırlanmasında kullanılan öğütücülerin genel görünümü 82
Şekil 3.14	Toz haline getirilmiş eski ve taze katı atık numuneleri 82

Şekil 3.15	BMP deneyleri için katı atık numune tartım işlemi.....	85
Şekil 3.16	(a) Hazırlanan BMP deney şişeleri ve (b) inkübasyon ortamı	86
Şekil 3.17	Çalışma süresince yapılan gaz ölçümleri ve gaz bileşeni analizleri	86
Şekil 3.18	Çok elektrotlu özdirenç ölçüm sistemiyle 2 boyutlu veri toplama düzeni ..	88
Şekil 3.19	Sahada uygulanan çoklu elektrotlu özdirenç çalışmasından görüntüler	89
Şekil 3.20	Depolama alanlarında belirlenen EÖG ölçüm güzergâhları.....	90
Şekil 3.21	Ölçülen, hesaplanan ve ters çözüm özdirenç kesit örneği (EarthImager) ...	94
Şekil 4.1	Ağırlıkça ortalama atık dağılımı (%) -Tüm alan	107
Şekil 4.2	Derinliklere bağlı ağırlıkça ortalama atık dağılımı (%) -Tüm alan	107
Şekil 4.3	Atık grubu değişkenlerinin ADA ve EDA ortalama değerleri.....	108
Şekil 4.4	Derinliklere göre kâğıt-karton oranlarının değişimi – Tüm alan	109
Şekil 4.5	Derinliklere göre ahşap oranlarının değişimi – Tüm alan	110
Şekil 4.6	Derinliklere göre plastik-sert oranlarının değişimi – Tüm alan.....	110
Şekil 4.7	Derinliklere göre plastik-poşet oranlarının değişimi – Tüm alan.....	111
Şekil 4.8	Derinliklere göre çocuk bezi oranlarının değişimi – Tüm alan.....	112
Şekil 4.9	Derinliklere göre metal oranlarının değişimi – Tüm alan	112
Şekil 4.10	Derinliklere göre tekstil oranlarının değişimi – Tüm alan.....	113
Şekil 4.11	Derinliklere göre cam oranlarının değişimi – Tüm alan.....	113
Şekil 4.12	Derinliklere göre taş-toprak oranlarının değişimi – Tüm alan.....	114
Şekil 4.13	Derinliklere göre elek altı oranlarının değişimi – Tüm alan.....	114
Şekil 4.14	Ayrışabilen ana atık bileşenlerinin yıllara göre ağırlıkça değişimi	115
Şekil 4.15	Üzerindeki yazıların okunabildiği ayrışmamış kâğıt-karton numunesi	116
Şekil 4.15	Ağırlıkça ortalama atık dağılımı (%) – EDA.....	116
Şekil 4.16	Derinliklere bağlı ağırlıkça ortalama atık dağılımı (%) – EDA.....	117
Şekil 4.17	Ağırlıkça ortalama atık dağılımı (%) - Aktif Saha	119
Şekil 4.18	Derinliklere bağlı ağırlıkça ortalama atık dağılımı (%) - Aktif Saha	119
Şekil 4.19	Nem içeriği parametresinin bölge ve derinlikle değişimi	121
Şekil 4.20	pH parametresinin bölge ve derinlikle değişimi	122
Şekil 4.21	Klorür parametresinin bölge ve derinlikle değişimi.....	123
Şekil 4.22	Kalorifik değer parametresinin bölge ve derinlikle değişimi	123
Şekil 4.23	TKN parametresinin bölge ve derinlikle değişimi	124
Şekil 4.24	NH4-N parametresinin bölge ve derinlikle değişimi	124
Şekil 4.25	TOC parametresinin bölge ve derinlikle değişimi	125
Şekil 4.26	LOI parametresinin bölge ve derinlikle değişimi.....	126
Şekil 4.27	Sülfat parametresinin bölge ve derinlikle değişimi	126
Şekil 4.28	TS parametresinin bölge ve derinlikle değişimi	127
Şekil 4.29	Magnezyum parametresinin bölge ve derinlikle değişimi.....	127
Şekil 4.30	Kalsiyum parametresinin bölge ve derinlikle değişimi	128
Şekil 4.31	Deneylerde ölçülen kümülatif biyogaz değerleri	129
Şekil 4.32	Deneylerde elde edilen kümülatif metan değerleri.....	129
Şekil 4.33	Numune derinliklerine bağlı BMP değişimleri	130
Şekil 4.34	Numunelerin alındıkları atık yaşlarına bağlı BMP değişimleri	130

Şekil 4.35	BMP ve nem içeriğinin numune derinliği ve atık yaşına bağlı değişimi	131
Şekil 4.36	ADA ve EDA numuneleri için L_0 ve k değerlerinin belirlenmesinde elde edilen doğrusal olmayan regresyon grafikleri örnekleri	132
Şekil 4.37	Atık yaşlarına göre oluşan HKA kümeleri: (a) sadece BMP ve nem içeriği (b) MGA, BMP ve nem içeriği verileriyle	138
Şekil 4.38	Parametrelerin değerleri ve numune noktalarına göre HKA kümelenmesi (a) tüm atık değişkenleri (b) sadece MGA değişkenleriyle	139
Şekil 4.39	Atık karakterizasyonu ve derinliğe bağlı olarak numunelerin kümelenme analizi (tüm saha)	140
Şekil 4.40	Atık yaşı ve numune noktalarına göre HKA kümelenmesi: (a) tüm değişkenlerle (b) sadece MGA değişkenleri	141
Şekil 4.41	TB1xTB2 için (a) MGA değişkenlerinin yüklemeleri (b) numune skorlarının dağılımı	144
Şekil 4.42	Varimax dönüşümünden sonra TB1vxTB2v için MGA değişkenlerinin yüklemeleri	145
Şekil 4.43	MGA için TB1xTB2'ye göre numune skor dağılımı (a) atık yaşları (b) numune derinliği	146
Şekil 4.44	Atık yaşlarına göre oluşan HKA kümeleri: (a) sadece BMP ve nem içeriği (b) LA değişkenleri, BMP ve nem içeriği verileriyle	148
Şekil 4.45	Parametrelerin değerleri ve bölgelere göre HKA kümelenmesi (a) ADA (b) EDA	149
Şekil 4.46	Parametrelerin değerleri ve bölgelere göre HKA kümelenmesi: Tüm alan	150
Şekil 4.47	LA verilerine göre atık yaşı ve numune noktaları için HKA kümelenmesi: (a) sadece BMP ve M_0 (b) sadece LA değişkenleri	151
Şekil 4.48	LA veri seti atık yaşı ve numune noktaları için HKA kümelenmesi: Tüm değişkenler	151
Şekil 4.49	TB1xTB2 için (a) LA değişkenlerinin yüklemeleri (b) numune skorlarının dağılımı	154
Şekil 4.50	Varimax dönüşümünden sonra TB1vxTB2v için LA değişkenlerinin yüklemeleri	155
Şekil 4.51	LA için TB1xTB2'ye göre numune skor dağılımı (a) atık yaşları (b) numune derinliği	156
Şekil 4.52	Depolama alanından çekilen depo gazı miktarı ve metan oranı değişimi (2009-2014 yılları)	157
Şekil 4.53	EDA için LandGEM modelinin varsayılan ve deneysel değerlerle sonuçları	159
Şekil 4.54	ADA için LandGEM modelinin varsayılan ve deneysel değerlerle sonuçları	160
Şekil 4.55	Tüm depolama alanları için LandGEM modelinin varsayılan ve deneysel değerlerle sonuçları	162
Şekil 4.56	LandGEM modelinin varsayılan ve deneysel değerlerle sonuçları (hepsi bir arada)	163
Şekil 4.57	EDA bölgesinde derinliklere göre elde edilen EÖG kat haritaları	167

Şekil 4.58	ADA bölgesinde derinliklere göre elde edilen EÖG kat haritaları.....	168
Şekil 4.59	YDA bölgesinde derinliklere göre elde edilen EÖG kat haritaları	170
Şekil 4.60	EDA-E1 EÖG hattı boyunca düşey özdirenç değişimi grafiği.....	171
Şekil 4.61	EDA'da E2, E5 ve E7 EÖG hatları üzerindeki kuyuların özellikleri ve özdirençin yatay/düşey dağılımdaki ilişkisi	174
Şekil 4.62	YDA'da Y2 ve Y4 EÖG hatları üzerindeki kuyuların özellikleriyle özdirençin yatay/düşey ilişkisi	177
Şekil 5.1	MGA veri setindeki tahmin ve bağlı değişkenlerin birbiriyle etkileşimini gösteren diyagramlar	181
Şekil 5.2	Tüm MGA değişkenlerinin (S hariç) dâhil edildiği MLR modelindeki değişkenleri kalıntı-değişken ilişkisi (BMP)	186
Şekil 5.3	Tüm MGA değişkenlerinin (S hariç) dâhil edildiği MLR modelindeki kalıntı-BMP ilişkisi	187
Şekil 5.4	Tüm MGA değişkenlerinin (S hariç) dâhil edildiği MLR modelindeki kalıntı-BMP normallik histogramı	188
Şekil 5.5	Tüm MGA değişkenlerinin (S hariç) dâhil edildiği MLR modelindeki kalıntı-BMP için p-p diyagramı	188
Şekil 5.6	Tüm MGA değişkenlerinin (S hariç) dâhil edildiği MLR modelindeki kalıntı-logBMP normallik histogramı	189
Şekil 5.7	Tüm MGA değişkenlerinin (S hariç) dâhil edildiği MLR modelindeki kalıntı-logBMP için p-p diyagramı	190
Şekil 5.8	MGA veri seti 4 değişkenli MLR modelindeki kalıntı-değişken ilişkisi (BMP).....	194
Şekil 5.9	MGA veri seti için seçilen 4 değişkenli MLR modelinin kalıntı-BMP ve ölçülen-tahmin edilen BMP değerleri grafikleri	194
Şekil 5.10	MGA veri seti 4 değişkenli MLR modelindeki kalıntı-değişken ilişkisi (logBMP).....	197
Şekil 5.11	MGA veri seti için seçilen 4 değişkenli MLR modelinin kalıntı-BMP ve ölçülen-tahmin edilen logBMP değerleri grafikleri	198
Şekil 5.12	LA veri setindeki tahmin ve bağlı değişkenlerin birbiriyle etkileşimini gösteren diyagramlar	200
Şekil 5.13	LA veri seti değişkenlerinin dâhil edildiği MLR modelindeki değişkenleri kalıntı-değişken ilişkisi (BMP)	205
Şekil 5.14	Tüm LA değişkenlerinin dâhil edildiği MLR modelindeki kalıntı-BMP ilişkisi	206
Şekil 5.15	Tüm LA değişkenlerinin dâhil edildiği MLR modelindeki kalıntı-BMP normallik histogramı	206
Şekil 5.16	Tüm LA değişkenlerinin dâhil edildiği MLR modelindeki kalıntı-BMP için p-p diyagramı	207
Şekil 5.17	Tüm LA değişkenlerinin dâhil edildiği MLR modelindeki kalıntı-logBMP normallik histogramı	208
Şekil 5.18	Tüm LA değişkenlerinin dâhil edildiği MLR modelindeki kalıntı-logBMP için p-p diyagramı	208

Şekil 5.19	LA veri seti için seçilen 7 değişkenli MLR modelinin kalıntı-BMP ve ölçülen-tahmin edilen BMP değerleri grafikleri	211
Şekil 5.20	LA veri seti 7 değişkenli MLR modelindeki kalıntı-değişken ilişkisi (BMP).....	212
Şekil 5.21	LA veri seti 7 değişkenli MLR modelindeki kalıntı-değişken ilişkisi (logBMP).....	216
Şekil 5.22	LA veri seti için seçilen 7 değişkenli MLR modelinin kalıntı-logBMP ve ölçülen-tahmin edilen logBMP değerleri grafikleri	217
Şekil Ek C.1	EDA ve ADA'daki her bir derinlikten alınan numune için hazırlanan lineer olmayan regresyon eğrileri ve denklemleri	248
Şekil Ek C.2	EDA ve ADA'daki her bir numune noktasındaki ortalama değerler için hazırlanan lineer olmayan regresyon eğrileri ve denklemleri	253
Şekil Ek F.1	EDA bölgesinde ağırlıkça ortalama atık dağılımları ve derinliklere bağlı ortalama atık dağılımları	265
Şekil Ek F.2	ADA bölgesinde ağırlıkça ortalama atık dağılımları ve derinliklere bağlı ortalama atık dağılımları	268
Şekil Ek G.1	ADA Bölgesindeki EÖG hatlarından elde edilen görüntüleme sonuçları ...	270
Şekil Ek G.2	EDA Bölgesindeki EÖG hatlarından elde edilen görüntüleme sonuçları ...	271
Şekil Ek G.3	YDA Bölgesindeki EÖG hatlarından elde edilen görüntüleme sonuçları ...	274

ÇİZELGE LİSTESİ

	Sayfa
Çizelge 1.1	YEK kapsamında faaliyet gösteren depo gazından enerji üretim tesisleri .. 2
Çizelge 2.1	TÜİK 2014 yılı verilerine göre atık bertaraf ve geri kazanım tesisleri..... 8
Çizelge 2.2	Metan gazı oluşum kademeleri ve süreleri 12
Çizelge 2.3	Çeşitli kaynaklarda oluşan biyogazın genel bileşimleri 16
Çizelge 2.4	Depo gazında bulunan önemli siloksan bileşikleri ve özellikleri..... 18
Çizelge 2.5	Depo gazı kullanım seçenekleri 22
Çizelge 2.6	Dünya genelinde depo gazı kategorisinde gerçekleştirilen CDM projeleri 23
Çizelge 2.7	Mikrotürbinlerin kullanılmasındaki üstün ve zayıf taraflar 26
Çizelge 2.8	Depolama alanlarında uygulanan jeoteknik yöntemlerin özellikleri..... 33
Çizelge 2.9	Önemli depo gazı modellerinden bazıları ve özellikleri..... 51
Çizelge 2.10	Model ve saha çalışmalarıyla elde edilen depo gazı oluşum sonuçlarını karşılaştıran akademik çalışmalara ait sonuçlar 54
Çizelge 3.1	Yıllara göre depolanan atık miktarları 67
Çizelge 3.2	İstanbul'un genel iklim verileri (1970-2011) 69
Çizelge 3.3	Eski depolama alanında seçilen gaz kuyularının mevcut durumları..... 72
Çizelge 3.4	Seçilen sondaj noktaları ve derinliğe göre numune isimlendirmesi 74
Çizelge 3.5	Sondajlarda farklı derinliklerden alınan numune ağırlıkları ve tarihleri.... 76
Çizelge 3.6	Elek altından alınan katı atık numuneleri 77
Çizelge 3.7	Çalışmada kullanılan atık bileşenleri ve tanımları 79
Çizelge 3.8	Çalışmada kullanılan daraltılmış atık grupları..... 79
Çizelge 3.9	Çalışmada kullanılan fiziksel-kimyasal analizler 81
Çizelge 3.10	Numune hazırlanmasında kullanılan öğütücülere ait temel özellikler..... 82
Çizelge 3.11	Deney setlerinde kullanılan besi yerinin bileşimi 85
Çizelge 3.12	EDA'nda uygulanan kablo uzunluğu elektrot sayısı ve koordinatları 91
Çizelge 3.13	YDA'da uygulanan kablo uzunluğu elektrot sayısı ve koordinatları 92
Çizelge 3.14	ADA'da uygulanan kablo uzunluğu elektrot sayısı ve koordinatları..... 93
Çizelge 3.15	LandGEM v3.02 modelinin temel parametreleri ve değerleri..... 105
Çizelge 4.1	EDA ve ADA'dan alınan numunelerin madde grubu analizine ait tanımlayıcı istatistiksel veriler 108
Çizelge 4.2	ADA ve EDA numunelerinin fiziksel-kimyasal analiz sonuçlarına ait tanımlayıcı istatistiksel veriler 120

Çizelge 4.3	Doğrusal olmayan regresyon sonucunda her bir numune için elde edilen L_0 ve k değerleri ile istatistiksel göstergeleri.....	134
Çizelge 4.4	BMP numunelerinin ortalama değerlerine göre regresyon analizi sonuçları (ADA ve EDA ortalamalarıyla)	136
Çizelge 4.5	MGA parametrelerine ait ham verilerin normal dağılım test sonuçları ..	141
Çizelge 4.6	Veri seti için elde edilen TB (faktör) yükleri ve özdeğerleri.....	143
Çizelge 4.7	LA parametrelerine ait ham verilerin normal dağılım test sonuçları	147
Çizelge 4.8	Veri seti için elde edilen TB (faktör) yükleri ve özdeğerleri.....	153
Çizelge 4.9	Modelleme çalışmasında kullanılacak k ve L_0 değerleri	157
Çizelge 4.10	Çeşitli malzeme ve su türlerinin elektriksel özdirenç değerleri	164
Çizelge 4.11	İncelenecek gaz toplama kuyularında yapılan depo gazı ölçümleri	172
Çizelge 5.1	MGA ham verilerinin korelasyon analizi (R) sonuçları	182
Çizelge 5.2	MGA verilerinin belirlilik katsayısı analizi (R^2) sonuçları.....	183
Çizelge 5.3	Madde grubu analizi değişkenlerinin VIF değerleri (Ham veriler).....	183
Çizelge 5.4	Tahmin değişkenlerinin TF ve VIF değerleri	184
Çizelge 5.5	Tüm MGA değişkenlerinin dâhil edildiği MLR modeli sonucu (BMP).....	185
Çizelge 5.6	Tüm MGA değişkenlerinin (S hariç) dâhil edildiği MLR modeli sonucu (BMP)	185
Çizelge 5.7	MGA verileriyle oluşturulan en iyi MLR modelleri (BMP)	191
Çizelge 5.8	Tüm MGA değişkenlerinin (S hariç) dâhil edildiği en iyi MLR modeli ANOVA sonucu (BMP).....	192
Çizelge 5.9	Tüm MGA değişkenlerinin (S hariç) dâhil edildiği en iyi MLR modeli sonucu (BMP)	193
Çizelge 5.10	Tüm MGA verileriyle oluşturulan en iyi MLR modelleri (logBMP)	195
Çizelge 5.11	Tüm MGA değişkenlerinin (S hariç) dâhil edildiği en iyi MLR modeli ANOVA sonucu (logBMP).....	196
Çizelge 5.12	Tüm MGA değişkenlerinin (S hariç) dâhil edildiği en iyi MLR modeli sonucu (logBMP)	196
Çizelge 5.13	MGA veri setiyle BMP ve logBMP için elde edilen en iyi MLR modellerine ait temel istatistiksel göstergeler	198
Çizelge 5.14	LA ham verilerinin korelasyon analizi (R) sonuçları.....	201
Çizelge 5.15	LA verilerinin belirlilik katsayısı analizi (R^2) sonuçları.....	202
Çizelge 5.16	LA veri seti değişkenlerinin VIF değerleri (Ham veriler)	203
Çizelge 5.17	Tüm LA veri seti değişkenlerinin dâhil edildiği MLR modeli sonucu (BMP)	204
Çizelge 5.18	LA verileriyle oluşturulan en iyi MLR modelleri (BMP).....	209
Çizelge 5.19	LA değişkenlerinin dâhil edildiği en iyi MLR modeli ANOVA sonucu (BMP).....	210
Çizelge 5.20	Tüm LA değişkenlerinin dâhil edildiği en iyi MLR modeli sonucu (BMP)	211
Çizelge 5.21	Tüm LA verileriyle oluşturulan en iyi MLR modelleri (logBMP).....	213
Çizelge 5.22	Tüm LA değişkenlerinin dâhil edildiği en iyi MLR modeli ANOVA sonucu (logBMP)	214

Çizelge 5.23 Tüm LA değişkenlerinin dâhil edildiği en iyi MLR modeli sonucu (logBMP)	215
Çizelge 5.24 LA veri setiyle BMP ve logBMP için elde edilen en iyi MLR modellerine ait temel istatistiksel göstergeler.....	217
Çizelge 5.25 En Uygun modellerin verifikasyon sonuçları	218
Çizelge Ek A.1 EDA numunelerinin kümülatif biyogaz sonuçları	241
Çizelge Ek A.2 ADA numunelerinin kümülatif biyogaz sonuçları	242
Çizelge Ek A.3 EDA ve ADA numunelerinin her bir numune noktasındaki ortalama kümülatif biyogaz sonuçları	242
Çizelge Ek B.1 EDA numunelerinin kümülatif metan ölçüm sonuçları	244
Çizelge Ek B.2 ADA numunelerinin kümülatif metan ölçüm sonuçları	245
Çizelge Ek B.3 EDA ve ADA numunelerinin her bir numune noktasındaki ortalama kümülatif metan ölçüm sonuçları	245
Çizelge Ek B.4 EDA ve ADA numunelerinin CH ₄ ve CO ₂ oranları	246
Çizelge Ek D.1 Laboratuvar analizleri sonucunda belirlenen ham veriler.....	256
Çizelge Ek D.2 Ham laboratuvar analiz sonuçlarından türetilen standartlaştırılmış değerler	257
Çizelge Ek E.1 MGA Ham Verileri: Ölçüm ağırlıkları bazında elde edilen sonuçlar.....	259
Çizelge Ek E.2 MGA Ham Verileri: Yüzde değerleri hesaplanmış verileri.....	260
Çizelge Ek E.3 MGA Normalize Veriler: Yüzde değerlerden hesaplanan Box-Cox yöntemiyle normalize edilmiş veriler	261
Çizelge Ek E.4 MGA Standardize Veriler: Yüzde değerlerden hesaplanan z-dönüşümüyle standardize edilmiş değerleri.....	262
Çizelge Ek E.5 MGA Normalize & Standardize Veriler: Yüzde değerlerden hesaplanan Box-Cox yöntemiyle normalize edilmiş verilerin z-dönüşümüyle standardize edilmiş değerleri	263

TAM ÖLÇEKLİ DÜZENLİ DEPOLAMA SAHASINDA DEPOLANMIŞ EVSEL KATI ATIKLARIN METAN POTANSİYELİNİN STOKASTİK YÖNTEMLERLE BELİRLENMESİ

İlker SEL

Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Doktora Tezi

Tez Danışmanı: Prof. Dr. Mehmet ÇAKMAKCI

Bu çalışmanın esas hedefi eski ve aktif olarak kullanılan katı atık depolama alanındaki atıkların temel farklılıklarını ortaya koyarak, işletilmekte olan gerçek ölçekli bir katı atık depolama tesisinde elde edilebilecek metan gazının miktar ve kalitesini daha hızlı ve doğru bir şekilde belirleyecek bir yöntemin geliştirilmesidir. Mümkün olduğunca bütün atık yaşlarını ve bölgelerini temsil edecek şekilde eski (EDA) ve aktif depolama alanının (ADA) muhtelif noktalarına toplam 12 adet sondaj açılarak 10 m, 20 m ve 30 m derinlikten olmak üzere her numune noktasından her biri yaklaşık 500 L hacimli 3'er adet numune alınmıştır. Alınan numunelerle öncelikle madde grubu analizi (MGA) gerçekleştirilerek atıklar kâğıt-karton (PCB), plastik-diğer (PO), plastik-poşet (PB), çocuk bezi (D), ahşap (W), metal (M), tekstil (T), cam (G), taş-toprak (S) ve elek altı (FM) malzemesi kategorilerine ayrılmıştır. Her iki depolama alanı bölgesinde yapılan atık karakterizasyonu çalışmalarına ilave olarak, her noktadan alınan numuneler nem içeriği, pH, klorür, kalorifik değer, toplam kjeldahl azotu, amonyak azotu, toplam organik karbon, yanma kaybı, toplam kükürt, sülfat, kalsiyum ve magnezyum parametreleri için laboratuvar analizleriyle (LA) de değerlendirilmiştir.

Numunelerle yapılan bu çalışmalarının yanı sıra, depo alanı gövdesindeki atık kütleleri ve depo gazı oluşması muhtemel bölgeler hakkında fikir edinmek üzere depolama alanında uygulanan işletme pratiği, atıkların depolama yaşı veya çalışma öncesinde depolama alanı hakkında fazlaca bilgi olup olmamasından bağımsız olarak elektriksel özdirenç görüntüleme (EÖG) çalışmaları da gerçekleştirilerek değerlendirmeler yapılmıştır. Buna göre EDA'daki yüksek özdirenç değerleri daha yaygın bir şekilde üst ve

orta tabakada bulunurken diğer bölgelerde ise yüksek özdirenç değerleri daha az noktada ve daha düşük değerlerde görüldüğü tespit edilmiştir. Ayrıca, elde edilen EÖG grafiklerinde genel olarak açık mavi ile gösterilen 6-8 Ω m değerleri arasındaki özdirence sahip bölgelerde daha yüksek debi değerlerinin elde edildiği görülmüştür.

Hem MGA hem de LA sonuçları için ayrı ayrı hiyerarşik kümelendirme analizi (HKA) ve temel bileşen analizleri (TBA) uygulanarak EDA ve ADA için etkili olan parametreler belirlenirken aynı zamanda parametrelerin birbiriyle olan etkileşimleri hakkında da detaylar belirlenmeye çalışılmıştır. Çalışmada elde edilen MGA sonuçları ve seçilen bazı LA parametrelerinin BMP değerleriyle olan ilişkilerine bağlı olarak en uygun modelleri geliştirmek üzere Çoklu Doğrusal Regresyon (Multiple Linear Regression – MLR) analiz yöntemi uygulanmıştır. MGA veri seti için elde edilen en iyi modellere ait istatistiksel veriler incelendiğinde tüm koşulları sağlayan en iyi modelin ham BMP değeriyle elde edilen 4 değişkenli (D-W-T-FM) model olduğu görülmüştür. Bu modele göre R^2 ve $Adj.R^2$ değerleri sırasıyla 0,731 ve 0,689 olarak tespit edilmiştir. Diğer yandan, BMP değişkeninin LA veri seti için yapılan MLR modelleme çalışmalarına göre de ham BMP değerleriyle elde edilen 7 değişkenli (pH-Cl-TKN-NH₄-TOC-LOI-Ca) tahmin modelinin en uygun model olduğuna karar verilmiştir. Bu modelin R^2 ve $Adj.R^2$ değerleri sırasıyla 0,804 ve 0,753 olarak tespit edilen MLR modelinin en uygun model olduğu sonucuna varılmıştır. Diğer yöntemlere nazaran daha hızlı sonuçlar alınabilse de bu modellerin uygulanmasındaki en önemli sınırlayıcı faktör modelin hazırlanmasında kullanılan parametrelerin veri seti içindeki değerlerinin dışında verilerle kullanılamamasıdır.

Anahtar Kelimeler: Depo gazı, biyokimyasal metan potansiyeli, kümeleme analizi, stokastik, çoklu doğrusal regresyon, temel bileşen analizi, madde grubu analizi, atık kompozisyonu

**DETERMINATION OF METHANE POTENTIAL OF LANDFILLED MUNICIPAL
SOLID WASTE BY STOCHASTIC METHODS AT A FULL-SCALE SANITARY
SOLID WASTE LANDFILL**

İlker SEL

Department of Environmental Engineering

PhD. Thesis

Adviser: Prof. Dr. Mehmet ÇAKMAKCI

Main goal of this study was to develop a faster and more accurate method to estimate the methane amount and quality extracted at a full scale operating sanitary landfill by revealing the main properties and differences of landfilled municipal solid wastes at old (EDA) and active (ADA) landfill site sections. The samples for the study were collected from 12 different locations representing the landfill as much as possible with respect to waste age and landfill sections. It was planned to extract samples from three waste depths (10 m, 20 m and 30 m) for the waste characterization and other analyzes. The volume of each sample was ensured by using a metal box having a 500 L volume. At first, waste characterization studies were performed by separating each sample into 10 sub-categories: paper-cardboard (PCB), plastics-other (PO), plastics-bags (PB), diapers (D), wood (W), metal (M), textile (T), glass (G), stone-soil (S) and fine materials (FM). Beside the waste characterization studies, several physical-chemical analyzes such as water content, pH, chloride, calorific value, total kjeldahl nitrogen, ammonia nitrogen, total organic carbon, loss on ignition, total sulphur, sulphate, calcium, and magnesium were also performed in laboratory.

Beside the studies with waste samples, electrical resistivity tomography (ERT) studies which are independent of applied landfilling practices, landfilled waste age or effects of insufficient data about area prior this study were also performed in order to collect data about waste layers within the landfill body and potential locations for landfill gas generation. According to ERT results at EDA section, higher resistivity values were

observed more frequently at top and middle waste layers whereas high resistivity values in other sections were detected in less locations with smaller values compared to EDA. Furthermore, it was determined that higher landfill gas flow-rates were obtained at areas having electrical resistivity between 6-8 Ωm shown as light blue color in the ERT graphics.

Hierarchical cluster analysis (HCA) and Principal Component Analysis (PCA) were performed for physical-chemical parameters and waste characteristics data sets in order to determine most significant variables and interactions of variables among themselves for EDA and ADA sections. Multiple-Linear Regression (MLR) was applied both to waste characteristics data set and physical-chemical analyzes data set in order to develop the best model for BMP estimation. As a result of these evaluations, the best model for waste characterization data set was determined as the 4 variable (D-W-T-FM) model developed by raw BMP data. According to statistical evaluations, R^2 and $\text{Adj.}R^2$ were detected as 0.731 and 0.689, respectively. On the other hand, the MLR modeling for BMP estimation with raw BMP and physical-chemical variables data set resulted with a best model having 7 variables (pH-Cl-TKN-NH₄-TOC-LOI-Ca). The R^2 and $\text{Adj.}R^2$ values for this model were detected as 0.804 and 0.753, respectively. Even such models can give faster results compared to other methodologies, the most important limitation is that values for independent variables must be inside the range of values used to create the model equation, otherwise over or underestimated results can be obtained.

Keywords: Landfill gas, biochemical methane potential, cluster analysis, principal component analysis, stochastic, multiple linear regression analysis, waste characterization

1.1 Literatür Özeti

Katı atık biyogazı veya depo gazı, katı atık depolama sahalarında depolanan atıklar içindeki organik bileşenlerin mikroorganizmalar tarafından anaerobik koşullar altında indirgenmeleri neticesinde ortaya çıkan ve metan (CH₄) içeriği bakımından zengin olan bir gaz karışımıdır. Katı atık biyogazını oluşturan en önemli bileşenler %30-60 CH₄, %20-45 CO₂, %1-10 O₂ ve %5-20 N₂ gazları olarak sıralanabilir. Bunun dışında H₂S ve NH₃ yanında eser halde yüzlerce uçucu organik bileşik (UOB) depo gazı içerisinde bol miktarda bulunmaktadır. Katı atık biyogazının en önemli bileşenleri olan ve küresel ısınmanın da en büyük sebepleri olarak gösterilen CH₄ ve CO₂ gazlarının atmosfere gelişi güzel yayılmasının önüne geçmek amacıyla katı atık depolama sahalarında kontrollü biçimde toplanması ve yakılması Avrupa Birliği ülkelerinde uygulanan yönetmelikler gereğince zorunlu hale gelmiştir [1].

Uygun bir şekilde değerlendirilmesi halinde ısı değeri 18–22 MJ/m³ olan değerli bir enerji kaynağı haline dönüşmektedir [2]. Katı atık biyogazının CH₄ içeriğinin yüksek oluşu sebebiyle son zamanlarda ülkemizde de, başta gaz motorları kullanılarak enerji elde edilmek üzere yenilenebilir elektrik üretimi konusunda oldukça önemli yatırımlar söz konusudur. Bu konuda 2014 yılı sonu itibariyle mevcut durum Çizelge 1.1'de verilmektedir [3].

Düzenli depolama alanlarındaki katı atıklardan üretilebilecek enerji miktarı 2014 yılı sonu itibariyle yaklaşık 150 MW kurulu güç olarak tahmin edilmektedir. Yapılan araştırmalar ülkemizin depo gazından enerji üretimi potansiyelinin 250-300 MW aralığında olduğunu göstermektedir [4].

TÜİK verilerine göre ülkemizde 2003 yılında toplam 15 adet katı atık düzenli depolama tesisi faaliyet gösteriyordu. Bu sayı 2008 yılında 21 ilde 34 adet aktif katı atık düzenli depolama tesisine ve 2014 yılında ise TÜİK tarafından atık yönetimi konusunda verilen son istatistiksel verilere göre de toplam 80 adet düzenli depolama tesisine Türkiye nüfusunun yaklaşık %60'ına hizmet verilebildiği görülmektedir [5].

Çizelge 1.1 YEK kapsamında faaliyet gösteren depo gazından enerji üretim tesisleri

Tesis - Şirket	Konum	Kurulu Güç MW_e
ITC Adana Enerji Üretim Tesisi	Adana/Yüreğir	15,6
ITC Mamak Enerji Üretim Tesisi	Ankara/Mamak	25,4
ITC Aksaray Enerji Üretim Tesisi	Aksaray/Merkez	1,42
ITC Aslım Enerji Üretim Tesisi	Konya/Karatay	5,66
ITC Hamitler Enerji Üretim Tesisi	Bursa/Hamitler	9,80
Zarif Enerji Kırıkkale Çöp Gazı Tesisi	Kırıkkale/Bahşili	1,01
Avdan Enerji Biyogaz Tesisi	Samsun/İlkadım	6,00
HER Enerji Kayseri Enerji Üretim Tesisi	Kayseri/Kocasinan	4,23
CEV Enerji Gaziantep Enerji Üretim Tesisi	Gaziantep/Şahinbey	5,66
CEV Enerji Bolu Enerji Üretim Tesisi	Bolu/Merkez	1,13
Ortadoğu Enerji Odayeri Tesisi	İstanbul/Göktürk	33,81
Ortadoğu Enerji Kömürçüoda Tesisi	İstanbul/Şile	14,15
İSTAÇ Hasdal Enerji Üretim Tesisi	İstanbul/Hasdal	4,03
Körfez Enerji Solaklar Biyogaz Enerji Tesisi	Kocaeli/Merkez	5,56
Körfez Enerji Dilovası Biyogaz Enerji Tesisi	Kocaeli/Dilovası	2,42
Boğazköy Enerji Amasya Elektrik Üretim Tesisi	Amasya/Merkez	2,40
Arel Enerji Manavgat Biyokütle Tesisi	Antalya/Manavgat	3,60
ITC Elazığ Biyogaz Enerji Üretim Tesisi	Elazığ/Çöteli	2,00
Doğustar Enerji Malatya Enerji Üretim Tesisi	Malatya/Merkez	2,30

Gerçekleştirilen projeler sırasında edinilen tecrübeye istinaden günümüz Türkiye şartlarında ortalama 1 MW kurulu güce sahip bir depo gazından elektrik üretim tesisinin anahtar teslimi olarak yapılmasının toplam maliyeti 1,3-2,0 milyon \$ arasında değişebilmektedir. Özellikle proje alanının konumu ve kullanılacak donanımın kalitesi bu ilk yatırım maliyetini son derece etkilemektedir. Ülkemizde çöp sahalarından enerji üretimi oldukça yeni bir kavram olduğundan bu alanda yapılan yatırımların artması ancak 2008 yılından sonra olmuştur. Öte yandan, İstanbul, İzmir, Bursa, Kocaeli, Ankara,

Adana gibi büyükşehirlerimizde bulunan çöp depolama alanları, enerji projelerinin ilgi çekmeye başladığı 2008 yıllarında en az 10-12 yıllık bir depolama geçmişine sahip eski depolama sahası sınıfına girebilecek sahalardı. Dolayısıyla bu alanlardaki gaz toplama ve enerji üretim potansiyelinin ciddi oranda azalmış olduğu düşünülebilir. Özellikle matematik modellerle yapılan tahmin çalışmalarında bu durum açıkça görülebilmektedir. Bu modelleri kullanarak yaptığımız ön değerlendirme çalışmalarına göre ilk 2-3 yıllık depolama dönemlerinde gaz potansiyelinin ciddi oranda arttığı ve sonrasında kısa bir süre sabitlendikten sonra azalma eğilimine girdiği görülmektedir.

Bu çalışmadaki yapılacak saha gözlemleri, laboratuvar analiz ve ölçümleri sonucu elde edilecek verilere dayanarak katı atığın metan gazı potansiyeli ile hali hazırda oluşan tesisin durumu değerlendirilecektir. Metan gazı oluşumunun değerlendirilmesinde matematiksel modeller kullanılarak ve bu modellerle metan gazı oluşumunda etkili olan parametrelerin değerlendirilmesi yapılacaktır.

1.2 Tezin Amacı

Bu çalışma depolanan evsel katı atık miktarı açısından ülkemizin en büyük ikinci evsel katı atık düzenli depolama alanı konumundaki İSTAÇ Kömürcüoda katı atık düzenli depolama alanında gerçekleştirilmiştir. 2009 yılında işletmeye alınan ve bir özel şirketin işlettiği Kömürcüoda Depo Gazından Elektrik Üretim Tesisinde sürdürülen çalışmalarla depo gazından elde edilen elektrik enerjisi “Yenilenebilir Enerji Kanunu” kapsamında tüketicilere sunulmaktadır. Proje başlangıcı öncesinde elde edilen veriler ve yapılan incelemelere dayanarak tesisin en az 14 MW kurulu güce sahip olabileceği öngörülmüştür. Ancak, yapılan tüm gayretli mühendislik uygulamaları ve iyileştirme çabalarına ve aradan geçen 6 yıllık zamana rağmen söz konusu depolama alanından hedeflenen elektrik enerjisini üretilebilecek depo gazının temin edilmesi mümkün olamamıştır.

2014 yılı başlangıcı itibariyle söz konusu depolama alanının en eski kısmı olan ilk etabından elde edilebilen depo gazıyla mevcut kurulu gücün ancak %35-40'ı etkin olarak kullanılabilmiştir. Hedeflerin altında gerçekleşen bu durumun nedenleri konusunda uzmanlar ve işletmeci tarafından muhtemel etkiler değerlendirilmiş ancak konu ile ilgili detaylı deneysel çalışmalar yapılmamıştır. Oluşan bu durumun açıklığa kavuşturulması

için deneysel verilere dayalı olarak metan gazı üretim potansiyelinin değerlendirilmesinin en uygun çalışma olacağı düşünülmektedir. Bu sebeple, bu çalışmanın bir amacı da eski ve aktif olarak kullanılan katı atık düzenli depolama alanlarındaki atıkların farklılıklarını ortaya koyarak, işletilmekte olan gerçek ölçekli bir katı atık depolama tesisinde elde edilebilecek metan gazının miktar ve kalitesini daha hızlı ve doğru bir şekilde belirleyecek bir yöntemin geliştirilmesidir.

Bu amaçlarla, tez kapsamında gerçekleştirilecek çalışmaların hedefleri aşağıda özetlenmektedir:

- a. Eski ve yeni atık alanlarının farklı çöp derinliklerinden numuneler alınarak atık karakterizasyonlarının ve fiziksel-kimyasal laboratuvar analizlerinin yapılarak bunların metan oluşumuna etkilerinin değerlendirilmesi,
- b. Elektriksel özdirenç yönteminin kullanılacağı arazi çalışmasıyla çöp (katı atık) katmanları arasındaki iletkenlik değerlerinden hareketle nem dağılımı ve depo gazı miktarlarının değerlendirilmesi,
- c. İstatistiksel yöntemler (kümeleme analizi, temel bileşen analizi vb.) kullanarak hem madde grubu analizi verileri hem de fiziksel-kimyasal analiz verilerini metan gazı oluşumuna etkileri açısından istatistiksel olarak değerlendirilmesi ve metan oluşumuna en büyük etkiyi gösteren parametrelerin belirlenmesi,
- d. Biyokimyasal metan potansiyeli (BMP) çalışmasıyla elde edilecek verilere dayanarak gerçek metan gazı üretim potansiyelinin belirlenmesi, sahalardaki temsil edici metan oluşumu reaksiyon hız katsayısı (k) ve nihai metan oluşum miktarı (L_0) değerlerinin belirlenmesi ve daha önce çalışılan modellerle kıyaslanarak yorumlanması,
- e. Eski ve yeni atıkların bulunduğu depolama alanında oluşabilecek gaz potansiyelinin, BMP deneyleriyle elde edilen veriler kullanılarak güncel modellerle belirlenmesi ve bu değerlerin sahadaki gerçek işletme verileriyle (depo gazı debisi, gaz bileşimi vs.) karşılaştırılması,
- f. Elde edilen istatistiksel ve analitik verilere dayanarak çoklu doğrusal regresyon yönteminin kullanıldığı ve BMP'nin kolayca tahmin edilebileceği bir model oluşturmak.

1.3 Orijinal Katkı

Literatürde genelde küçük ölçekli laboratuvar çalışmaları veya sahanın belirli noktalarında açılan kontrollü biyoreaktör niteliğindeki pilot ölçekli depolama alanı çalışmalarıyla depo gazı oluşumu mekanizmalarının detaylı bir şekilde incelendiği görülmektedir [6] [7] [8]. Bu tez çalışması ise hali hazırda katı atık depolanan ve depo gazının toplanıp enerji üretiminin devam ettiği tam ölçekli bir tesiste gerçekleştirilecektir.

Depolama sahasının içindeki durumu incelemek üzere çeşitli yöntemlerle yapılan sondaj çalışmalarıyla sadece tek bir nokta için atık karakterizasyonu ve fiziksel, kimyasal ve biyolojik parametreler hakkında bilgi edinilmekte ve bu çalışma için gereken maliyet ve süre de artmaktadır. Gelişen teknolojiyle birlikte bu tip çalışmaların maliyeti ve süresi makul sınırlara sahip ve daha detaylı bilgiler edinmeyi sağlayan yöntemler geliştirilmiştir. Son 20 yılda dünyanın birçok ülkesinde elektriksel özdirenç, doğal potansiyel vb. jeoteknik yöntemlerin katı atık depo alanları, yeraltı suyu, sızıntı suyu hareketi gibi alanlarda kendini kanıtladığını ve sıklıkla kullanılmaktadır. Bu çalışmada ülkemizde katı atıkların depolandığı ve enerji üretimi için depo gazının toplandığı bir katı atık depolama sahasında değerlendirme ve inceleme amaçlı olarak ilk defa elektriksel özdirenç görüntüleme çalışması da yapılacaktır. Bu çalışma ile kısa sürede tüm depolama alanının nem içeriği ve tahmini dağılımı hakkında bilgi edinilerek optimum depo gazı verimliliğini sağlamak üzere gaz kuyularının hangi noktalarda açılması gerektiği konusu değerlendirilecektir.

Bu çalışmada işletmede olan bir evsel katı atık depo alanındaki atık karakterizasyonu ve fiziksel, kimyasal ve biyolojik parametre analizleri ile gerçek metan gazı potansiyeli belirlenecektir. Kümeleme analizi, temel bileşen analizi vb. istatistiksel yöntemler kullanarak hem madde grubu analizi verileri hem de fiziksel-kimyasal analiz verilerini metan gazı oluşumuna etkileri açısından istatistiksel olarak değerlendirilecek ve bu çalışma kapsamında incelenen depolama sahasında metan oluşumunu en çok etkileyen parametreler belirlenecektir. Böylece, gaz üretimi bakımından mevcut işletme koşullarında işletmecinin depo sahasını ve enerji üretim tesisini optimum koşullarda işletmesine katkıda bulunabilecek bir modelleme sunulacaktır.

LİTERATÜR ARAŞTIRMASI

2.1 Kentsel Katı Atık Yönetimi ve Düzenli Depolama Uygulamaları

Katı Atıkların Kontrolü Yönetmeliği'nde "üreticisi tarafından atılmak istenen ve toplumun huzuru ile özellikle çevrenin korunması bakımından, düzenli bir şekilde bertaraf edilmesi gereken katı maddeleri ve arıtma çamuru" [9] olarak tarif edilen katı atık, daha sonra yayımlanan Atıkların Düzenli Depolanmasına Dair Yönetmelikte ise "Atık Yönetimi Genel Esaslarına İlişkin Yönetmeliğin Ek-IV'ün yirminci bölümünde tehlikesiz olarak sınıflandırılan ve evlerden kaynaklanan ya da içerik veya yapısal olarak benzer olan atıklar" [10] olarak tarif edilerek "Belediye Atığı" denilmektedir. Katı atık kavramı tehlikeli atıklar, sıvı ve gaz atıklar haricindeki tüm atık maddeleri içerisinde barındırdığından dolayı bu kavramın tanımlanması da oldukça farklı olabilmektedir. İnsanların her türlü faaliyetleri sonucunda oluşan katı atıkların bertaraf edilmesinde termal teknolojiler (yakma, gazifikasyon, piroliz, plazma teknolojisi), atığın biyolojik ayrışmasına dayanan kompostlaştırma, biyometanizasyon gibi yöntemler veya çeşitli depolama sistemleri yaygın olarak kullanılmaktadır.

Bertaraf yöntemi seçiminde en önemli unsurlar maliyet ve alan ihtiyacı olarak karşımıza çıkmaktadır. Özellikle arazi maliyetlerinin yüksek olduğu gelişmiş ülkelerde termal yöntemler yaygınlaşırken gelişmekte olan ülkeler daha ekonomik görünen depolama yöntemlerini tercih etmektedir. Birçok Asya ülkesinde ise vahşi depolama hala en yaygın atık bertaraf yöntemi olarak uygulanmaktadır [11]. Bilinen en eski ve kolay atık bertaraf yöntemi atıkların bulunan uygun alanlarda depolanmasıdır. Yüzyıllar içinde gelişerek vahşi döküm alanlarından günümüzün mühendislik ilkeleriyle çevreye ve insana en az olumsuz etkiye sebep olacak düzenli depolama alanlarının yapımını mümkün kılmıştır.

Bu alanlar her ne kadar tekniğe uygun olarak inşa edilmiş olsalar da işgal ettikleri alanın çok uzun süre başka amaçlarla kullanılmasına müsaade etmedikleri gibi toprağa, yeraltı sularına ve hava kalitesine olumsuz etkileri yerel ve küresel seviyede olabilmektedir.

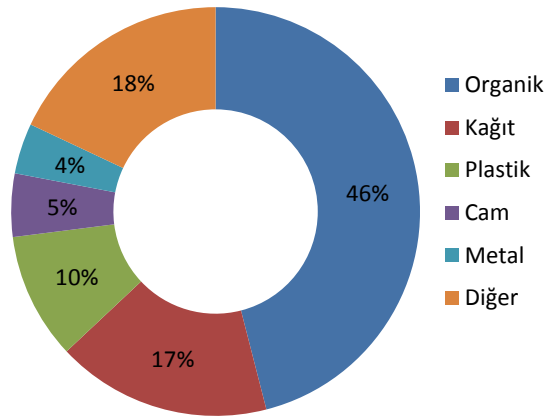
Vahşi depolama alanlarının dışındaki depolama alanlarını genelde 3 sınıfa ayırmak mümkündür; (1) geçirimsizlik tabakası, depo gazı işleme ve sızıntı suyu arıtma sistemi olmayan *yarı kontrollü depolama alanları* (2) geçirimsizlik tabakası, depo gazı toplama ve yakma ünitesi, sızıntı suyu arıtma sistemi, atık sıkıştırma ve günlük toprak örtüsü yeraltı suyu izleme gibi işlevlerin olduğu *kontrollü depolama alanları* (3) kontrollü depolama alanlarının sahip olduğu sistemlere ilave olarak ileri sızıntı suyu arıtma sistemi, depo gazı yakma veya enerji üretim tesisi ve kapatma sonrası uygulama planı bulunan *düzenli depolama alanları* [12]. Gelişmekte olan ülkelerde toplumun ekonomik faaliyetleri, iş olanakları ve yaşamla ilgili diğer ihtiyaçların öncelikli olarak karşılanması amacıyla çevre sorunları genelde arka plana itilebilmektedir. Bu durum, bazı Avrupa ülkelerinde bile yerleşimlerin çevresindeki ormanlık alanlara gelişigüzel dökülen katı atıklarla kendini gösterebilmektedir.

Gelişmiş ülkelerdeki düzenli depolama alanlarının fonksiyonu son yıllarda azalma eğilimine girmiştir. Avrupa Birliği ülkelerinde 2000 yılında oluşan atıkların yaklaşık %55'i depolama alanlarında bertaraf edilirken 2012 yılındaki verilere göre sadece %32'si depolanmaktadır. Bu süre içinde yakma tesislerinin kullanımı %15'ten %25'e çıkarken malzeme geri kazanımı da %14'ten %28'e yükselmiştir [13]. Genel bir eğilim olarak birçok ülkede atıkların depolama alanlarındaki bertarafında bir azalma meydana gelmiş olsa da dünya geneline bakıldığında hala önemli miktarda atığın depolama alanlarına gönderildiği görülmektedir. Dünya Bankası verilerine göre her yıl yaklaşık 340 milyon ton katı atık vahşi ve düzenli depolama alanlarında bertaraf edilmektedir ki bu miktar tüm dünyada oluşan atıkların yaklaşık %40'ına karşılık gelmektedir [12]. Eurostat verilerine göre 2012 yılında AB'de (EU-28) oluşan 246 milyon ton atığın 80 milyon tonu düzenli depolama alanlarında bertaraf edilirken 58 milyon tonu da yakma tesislerinde kullanılmıştır [13]. Ülkemizde ise 2003 yılında toplam 15 adet katı atık düzenli depolama tesisi faaliyet gösterirken, 2008 yılında bu sayı 21 ilde 34 adet aktif katı atık düzenli depolama tesisine ve Çizelge 2.1'de TUİK tarafından atık yönetimi konusunda verilen son istatistiksel verilere göre de 2014 yılı sonunda 80 adet düzenli depolama tesisine Türkiye nüfusunun yaklaşık %60'ına hizmet verilebildiği görülmektedir [5].

Çizelge 2.1 TÜİK 2014 yılı verilerine göre atık bertaraf ve geri kazanım tesisleri [5]

Tesis Türü	Tesis Sayısı	İşlem Gören Atık Miktarı ton/yıl
Düzenli Depolama Tesisi	80	24.174.502
Yakma Tesisi	3	50.133
Kompost Tesisi	6	158.922
Birlikte Yakma Tesisi	32	538.916
Diğer Geri Kazanım Tesisleri	551	9.531.295

Dünya Bankası istatistiklerine göre evsel katı atıkların içinde organik madde fraksiyonu %27 (Avrupa) ile %62 (Asya ve Pasifik ülkeleri) arasında değişmekte olup Şekil 2.1'de görüleceği üzere dünya genelindeki ortalaması yaklaşık %46'dır [12]. Bu durumda çok önemli miktarda organik maddenin depolama alanlarında biyolojik olarak ayrışarak depo gazı ve sızıntı suyu oluşturacağı açıktır. Laboratuvar çalışmalarındaki kontrollü anaerobik koşullar altında depo alanındaki karbonun sadece %25-40'ının depo gazı karbonuna dönüştüğü ve dolayısıyla gerçek saha koşulları altında çok daha az karbonun depo gazına dönüşeceği öngörülmelidir [14]. Gerçek saha koşulları altında depolama alanı içindeki katı atıkların ne kadar süre içinde stabilize olacakları konusunda farklı görüşler mevcuttur.



Şekil 2.1 Dünya genelinde ortalama atık karakterizasyonu [12]

Genel olarak 30 yıllık bir kapatma sonrası bakım süresinin depo sahası stabilizasyonu için yeterli olduğu düşünülse de yapılan bazı çalışmalar özellikle ortam neminin yetersiz olması durumunda atıkların stabilizasyonunun onlarca ve hatta yüzlerce yıl sürebileceğini göstermektedir. Bu durum sadece buharlaşma oranının yağış oranından

fazla olduğu bölgelerde değil düzgün geçirimsiz tabakalarla inşa edilmiş düzenli depolama alanları için de geçerli olduğu öne sürülmektedir [15] [16]. Bu durumda düzenli depolama alanları için oluşacak işletme ve kapatma sonrası bakım maliyetlerinin ciddi oranlara varması kaçınılmaz olmaktadır. Ayrıca, çok uzun kapatma sonrası süreçlerde geçirimsizlik malzemeleri de tahrip olabileceğinden bu noktalardan çevreye zararlı kirleticilerin yayılması da ihtimal dâhilindedir. Bu süreyi azaltmak ve 5-10 yıl gibi oldukça makul sürelerle indirmek üzere sızıntı suyu geri devri gibi uygulamaların yapılabildiği “biyoreaktör depolama alanlarının” geliştirilmesi yararlı olacaktır [7]. Biyoreaktör depolama alanlarında katı atıkların biyolojik ayrışması daha hızlı sağlanırken hem oluşan metan gazı miktarı artmakta hem de katı atıkların oturması hızlandığından birim alana daha fazla atık depolanabildiğinden depo alanı ömrü uzamaktadır [17]. Düzenli depolama alanlarının yüksek bakım maliyetlerini ve uzun vadede oluşturabilecekleri çevresel sorunları bertaraf etmekte kullanılacak yöntemlerden biri de depo alanı madenciliğidir [18]. Bu yöntemde katı atıkların yeniden ekonomik döngüye girmeleri, enerji üretimi, depo sahasının daha uzun süre kullanımı veya alanın yeniden eski haline dönüştürülmesi sağlanabilmektedir. AB’de atık yönetimini düzenleyen esas direktiflerden biri olan 2008/98/EC sayılı Atık Çerçeve Direktifi atıkların insan ve çevreye zarar vermeyecek en etkin yöntemlerle bertaraf edilmesini öngörmektedir [19]. Buna göre düzenli depolama öncesinde uygulanan tüm yöntemler depolama alanında bertaraf edilecek atıkların miktarının azaltılmasını da sağlamalıdır. Söz konusu AB direktifine göre her üye ülke düzenli depolama alanına gönderilecek olan biyolojik olarak ayrışabilir katı atıkları 1995 yılındaki atık miktarlarını referans alarak aşağıdaki oranlarda azaltmayı sağlayacak projeleri gerçekleştirmek zorundadır [20]:

- 2006 yılında %75 (4 yıllık istisna alan ülkeler için 2010 yılı)
- 2009 yılında %50 (4 yıllık istisna alan ülkeler için 2013 yılı)
- 2016 yılında %35 (4 yıllık istisna alan ülkeler için 2020 yılı)

Yapılabiliriyorsa atık oluşumunun önlenmesi veya atık miktarlarını en aza indirerek, doğal kaynakların aşırı kullanımının önlenmesi ve oluşan atıkların yeniden kullanımı bu mümkün değilse mümkün olan en üst seviyede geri kazanımının sağlanması, atıkların ekonomiye bir girdi olarak dönüştürülmesi şeklinde özetlenebilecek sürdürülebilir atık yönetimi tüm dünyada öncelikli bir çevre ve atık yönetimi politikası olarak

benimsenmektedir. AB uyum sürecinde olan ülkemizde de bu hedeflere uyum çalışmaları devam etmektedir. AB atık yönetimi politikası, önleme, geri kazanım ve güvenli bertaraf etme ilkelerine dayanmakta olup bu konuda günümüze kadar yayınlanmış olan direktifler aşağıdaki verilmektedir:

- Atık çerçeve direktifi 15.07.1975 tarih ve 75/442/ EEC sayılı Konsey Direktifi
- Atık Yağlar konusunda 16.06.1975 tarih ve 75/439/EEC sayılı Konsey Direktifi
- Akümülatör ve piller konusunda 18.03.1991 tarih ve 91/157/EEC sayılı Konsey Direktifi
- Ambalaj atıkları konusunda 20.12.1994 tarih ve 94/62/EEC sayılı Konsey Direktifi
- Arıtma çamurları konusunda 12.06.1996 tarih ve 86/278/EEC sayılı Konsey Direktifi
- Tehlikeli atıklar konusunda 12.12.1991 tarih ve 91/689/EEC sayılı Konsey Direktifi
- Düzenli Depolama konusunda 26.04.1999 tarih ve 99/31/EEC sayılı Konsey Direktifi
- Hurda araçlar konusunda 18.09.2000 tarih ve 2000/53/EEC sayılı Avrupa Parlamentosu ve Konsey Direktifi
- Atık Elektronik ve Elektrikli Ekipmanlar konusunda 27.01.2003 tarih ve 2002/96/EEC sayılı Avrupa Parlamentosu ve Konsey Direktifi
- Atık Yakma Direktifi 04.12.2000 tarih ve 2000/76/EEC sayılı Avrupa Parlamentosu ve Konsey Direktifi

Türk Ulusal mevzuatında atıkların yönetimi konusunda yayınlanmış olan mevzuatlar da aşağıda sıralanmaktadır:

- Atık Yönetimi Yönetmeliği (02.04.2015 – 29314 RG)
- Katı Atıkların Kontrolü Yönetmeliği (14.03.1991 - 20814 R.G.)
- Tıbbi Atıkların Kontrolü Yönetmeliği (20.05.1993 - 21586 RG, rev.22.07.2005-25883 RG)
- Tehlikeli Atıkların Kontrolü Yönetmeliği (1995 - rev. 14.03.2005 - 25755 R.G)
- Ambalaj Atıklarının Kontrolü Yönetmeliği (30.07.2004 - 25538 R.G.-rev. 24.06.2007 - 26562 R.G.)
- Atık Yağların Kontrolü Yönetmeliği (21.01.2004 – 25353 rev.30.07.2008 - 26952 R.G.)
- Hafriyat Toprağı, İnşaat ve Yıkıntı Atıklarının Kontrolü Yönetmeliği (18.03.2004 - 25406 R.G)

- Atık Pil ve Akümülatörlerin Kontrolü Yönetmeliği (31.08.2004 - 25569 R.G.- revizyon 03.03.2005 - 25744 R.G.)
- Bitkisel Atık Yağların Kontrolü Yönetmeliği (19.04.2005 - 25791 R.G.)
- Ömrünü Tamamlamış Lastiklerin Kontrolü Yönetmeliği (25.11.2006 - 26357 R.G.)
- Poliklorlu Bifenil ve Poliklorlu Terfenillerin Kontrolü Hakkında Yönetmelik (27.12.2007 - 26739 R.G.)
- Elektrikli Ve Elektronik Eşyalarda Bazı Zararlı Maddelerin Kullanımının Sınırlandırılmasına Dair Yönetmelik (30.05.2008 - 26819 R.G.)
- Atık Yönetimi Genel Esaslarına İlişkin Yönetmelik (05.07.2008 - 26927 R.G.)
- Toprak Kirliliğinin Kontrolü Yönetmeliği (31.05.2005 - 25831 R.G.)
- Atıksu Altyapı ve Eysel Katı Atık Bertaraf Tesisleri Tarifelerinin Belirlenmesinde Uyulacak Usul ve Esaslara İlişkin Yönetmelik (27.10.2010 - 27742 R.G.)

2.2 Depo Gazı

Bir düzenli depolama sahasında depo gazından enerji üretimi projesi geliştirmek isteyen ticari veya kamu kurum/kuruluşun, projenin teknik veya ekonomik fizibilitesini yapabilmesi için üstesinden gelmeleri gereken ilk adım ne kadar depo gazı (metan) toplanabileceğinin tahmin edilmesidir. Bu tip projelere konu olan depolama alanlarında genellikle aktif gaz toplama sistemleri yerine gaz tahliyesi ve kontrol amaçlı pasif gaz bacaları bulunur. Dolayısıyla depo gazı miktarına veya toplama verimine dair herhangi bir verinin bulunması zordur. Aktif gaz toplama sistemlerinin bulunduğu depolama alanlarında ise geçmişe dönük debi ve konsantrasyon verileri elde edilebilirse gelecekteki potansiyele dönük bazı projeksiyonlar yapmak mümkün olmaktadır. Ancak bunların toplama sıklığı ve kalitesi konusunda genelde bir kesinlik olmayacağından ciddi anlamda katkı sağlayacakları düşünülmez. Bu sebeple, çöp gazından enerji üretilmesi projelerinin planlanmasında “gaz oluşumunu ve toplanabilecek gaz miktarını” tahmin edebilen matematiksel modeller hız ve kolaylık bakımından büyük önem arz etmektedirler. Modelleme çalışmalarının iyi anlaşılabilmesi ve yorumlanabilmesi için depo gazı oluşum mekanizmalarının ve bunları etkileyebilecek parametrelerin iyice anlaşılması gerekir.

2.2.1 Depo Gazı Oluşum Kademeleri ve Bileşenleri

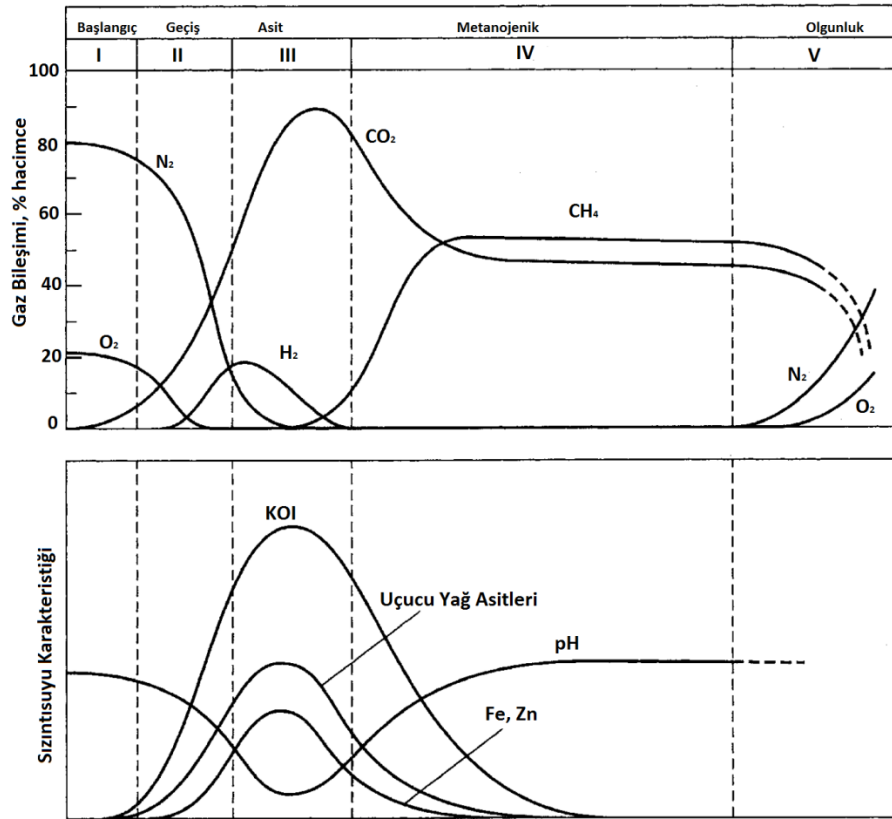
Bir depolama alanını, içinde belirli bir miktar organik maddenin bulunduğu ve tamamı ayrışana kadar tüm organik maddenin tüketildiği basit bir anaerobik kesikli reaktör olarak düşünmek mümkündür. Depolama alanının hacmine bağlı olarak atıkların depolanması birkaç yıl boyunca sürerken ayrışma ve gaz oluşum süreci depolama alanı kapatıldıktan sonra 50 yıl sonra bile devam edebilmektedir [21] [22]. Bu süreci Çizelge 2.2’de verilen 5 temel kademeye ayırmak mümkündür [23]: I-Başlangıç (aerobik) kademesi II- Geçiş (anoksik) kademesi III- Kararsız metanojenik (fermentasyon-asit oluşum) kademe (IV) Kararlı metanojenik kademe (V) Olgunluk kademesi. Şekil 2.2’de bir depolama alanının başından sonuna kadar olan süreçte depo gazı oluşum kademelerinin genel ilerleyişi gösterilmiştir [24]. Şekil 2.2’de depo gazının en önemli bileşeni olan metan gazının düzenli depolama içindeki genel oluşum kademeleri ve ortalama süreleri gösterilmiştir [22]. Bu verilere göre bir depolama alanının aktif ve pasif toplam ömrü yaklaşık 80 yıl olabilmektedir.

Çizelge 2.2 Metan gazı oluşum kademeleri ve süreleri [23]

Kademeler	Ortalama Süreler
I – Başlangıç kademesi (aerobik)	Birkaç saat – 1 hafta
II – Geçiş kademesi (anoksik)	1 – 6 ay
III – Kararsız metanojenik kademe (anaerobik)	3 ay – 3 yıl
IV – Kararlı metanojenik kademe (anaerobik)	8 – 40 yıl
V – Olgun metanojenik azalma kademesi (anaerobik)	1 – 40 yıl

Her bir kademede üretilen ürünler bir sonraki kademenin besi maddesi (substrat) olarak işlev görmektedir. Bu ürünler çözünerek atıkların içindeki sızıntı suyuna karışarak hareket etmekte ya da çeşitli gaz formlarına dönüşerek atmosfere yayılmaktadır. İlerleyen safhalarda organik maddelerin ayrışması ve stabilize olmasına bağlı olarak oluşan gazın bileşimi değişmekte ve her bir kademeye has çeşitli bileşenler sızıntı suyu içinde kendini göstermeye başlamaktadır. İster vahşi depolama olsun ister düzenli depolama, evsel katı atıklar depolama alanına serildikten belirli bir süre sonra organik maddeler mikroorganizmaların etkisiyle ayrışmaya başlar. Yüzeğe yakın katmanlardaki organik bileşenler atmosferden kaynaklanan oksijenin etkisiyle aerobik olarak ayrışırlar. Başlangıçtaki aerobik kademe katı atıkların depolama alanına

serilmesinden sonra atıklar arasında sıkışıp kalan oksijenin varlığında derhal başlamaktadır. Atıkların ayrışmasını sağlayan mikroorganizmaların esas kaynağı örtü olarak kullanılan topraktır. Bunun dışında sahaya verilen çöp sızıntı suyu ve Atıksu arıtma tesislerinden kaynaklanan arıtma çamurları da önemli mikroorganizma kaynaklarıdır. Bu kademe büyük moleküllü besi maddelerinin hidrolizi ile başlar ve hidroliz sonucu açığa çıkan yan ürünlerin biyolojik ayrışmasıyla devam eder.



Şekil 2.2 Depo gazı bileşenleri ve metan oluşum kademeleri [22]

Ortamdaki oksijenin tamamen tüketilmesinden sonra oluşmaya başlayan anaerobik ortamda metan oluşumu kademeleri (asit fermentasyonu, organik asitlerin asetata dönüşümü ve kararlı metan oluşum fazı) birbiri ardınca sıralanmaya başlar. Depolama alanında bulunan biyolojik olarak ayrışabilir organik maddelerin tamamının tüketilmesinden sonra olgunluk veya oksidasyon kademesi başlamış olur.

Yapılan çalışmalar metan oluşum kademelerinin depolama alanında bulunan atıkların ilk serildikleri andan itibaren geçen zamanla veya sızıntı suyunun oluşması süresiyle bir ilişkisi olduğunu ortaya koymaktadır. Atıkların yaşına bağlı olarak depolama alanları genç/taze (< 5 yıl), orta (5-10 yıl) ve eski/olgun (>10 yıl) olarak kategorilere ayrılmaktadır

[25]. Taze depolama alanları genelde metanojenik kademelerin başlangıcında sona ererken orta yaştaki depolama alanları tüm metanojenik kademe boyunca devam ederler. Son olarak olgun/eski depolama alanları ise metanojenik kademelerin sona ermesiyle başlar ve olgunluk kademesi boyunca devam eder.

Katı atıklardan oluşan gazın bileşimi depolama alanının yaşına bağlı olarak değişim göstermektedir. Başlangıçtaki kademelerde ortamdaki gaz bileşiminin büyük çoğunluğunu atıkların arasındaki boşluklarda sıkışık kalan özellikle oksijen ve azot gazları oluşturmaktadır. Çok daha az miktarda olmalarına rağmen karbon dioksit ve biyokimyasal reaksiyon ürünleri olan koku oluşturan metil merkaptan ve dimetil sülfür gibi bileşenlerde bu kademe yer almaktadır.

Geçiş kademesi olarak adlandırılan kademe oksijenin tükenmesiyle birlikte anaerobik koşullar oluşmadan hemen önce anoksik bir ortam meydana gelmektedir. Bu kademe önemli miktarda oluşmaya başlayan organik asitler sebebiyle sızıntı suyunun pH'sı da düşüş gösterir. Bununla birlikte hidrojen ve karbon dioksit gazları da önemli ölçüde çoğalır.

Anaerobik koşullar ortama tamamen hâkim olduktan sonra kararsız metanojenik kademe veya fermentasyon kademesi başlamaktadır. Fermentasyonun ürünleri genelde düşük moleküler ağırlıklı organik asitler, alkoller, karbondioksit ve hidrojen dir. İlerleyen zamanla ortamdaki karbondioksit ve hidrojen bileşenleri artarak gaz bileşimi içinde sırasıyla yaklaşık %80 ve %20 gibi bir orana ulaşmaktadır. Bu kademelerin sonlarında doğru hem karbondioksit hem de hidrojen ortamda azalmaya başlar. Bu kademe özellikle aşırı koku oluşturan yağ asitleri, alkoller ve aldehitlerin salgılanmasıyla karakterize edilmektedir [26]. Ayrışmanın yan ürünleri olan ortamdaki asetat, hidrojen, karbondioksit ve hidrojenli karbonatların metanojenik bakteriler tarafından metabolize edilmeleri halinde metan gazı oluşmaya başlamaktadır. Metanojenik bakterilerin popülasyonu yeterli bir seviyeye ulaştığında organik asit, asetat ve asetat ve metan oluşum hızı arasında dinamik bir denge kurularak depo gazı içindeki metan gazı miktarının kararlı bir hale gelmesi sağlanır.

Ototrofik metanojenlerin karbondioksit ve hidrojenin yanında asetatı da aşırı miktarda tüketmeleri sebebiyle metanojenik kademe metan gazının yüzdelik konsantrasyonu karbondioksit oranını geçmeye başlar. Bu kademe CH_4/CO_2 oranı 1,6 değerini bile aşabilir. Kararlı metanojenik kademe gelindiğinde ise oluşan depo gazının yaklaşık

%98-99'unu CH₄ ve CO₂ karışımı oluşturmaktadır [27]. Metanojenik ototrof bakteriler tarafından tüketilen hidrojen ortamda azalıp yok olurken kokuya neden olan hidrojen sülfür ve amonyak eser halde bulunmaya devam eder. Hem metan oluşumu hem de asit fermentasyonu bu kademedeki aynı anda ve aynı ortamda meydana gelir: Ancak, asit fermentasyonu miktar ve hızı önceki kademeye oranla son derece düşüktür. Asetik asit ve hidrojenin büyük kısmı metan ve karbondioksite dönüştürüldüğünden oluşan sızıntı suyunun pH nötr değerler aralığında seyrederek. Sürecin ilerlemesiyle ortamda bulunan organik maddeler tüketilirken CH₄ konsantrasyonu CO₂'den fazla olmaya başlar.

Depolama alanı içindeki ayrışabilir organik maddelerin çoğunun CH₄ ve CO₂'e dönüşmesinden sonra gelen kademe olgunluk kademesi olarak adlandırılır. Ortamda sadece yavaş ayrışabilir organik maddeler kalmış olacağından metan miktarı son derece azalır. Sürekli gaz oluşumu ve atmosfere salınım ya da çeşitli amaçlarla çekilme sonucunda depolama alanı gövdesi içindeki gaz basıncı zamanla azalmaya başlayacağından atmosfer basıncı galip gelecek ve içeriye hava girişi oluşmaya başlayacaktır. Depolama alanına giren oksijen konsantrasyonu ortamdaki mikroorganizmaların tüketebileceğinden fazla olursa, kısa zaman içinde ortamın aerobik hale dönüşmesi kaçınılmaz olur [28]. Bu sebeple bu kademe süresince metanın ve depolama gövdesinin daha derin noktalarından çeşitli mekanizmalarla taşınan diğer eser bileşiklerin mikroorganizmalarla oksidasyonu gerçekleşebilir. Depolama alanı içindeki doğal kimyasal ve biyolojik dönüşümlerin yanı sıra işletme koşulları, gaz çekme sistemi özellikleri ve meteorolojik değişiklikler de depo gazı bileşiminin değişimine neden olabilir. Aşırı gaz çekilmesi depolama alanı içinde negatif basıncın oluşmasına ve atmosferik havanın çok kolay bir şekilde iç kısımlara hareket etmesine neden olabilir. Yapılan bazı çalışmalar depo gövdesi içinde belirli miktarda pozitif basıncın oluşmasına müsaade edilmesi halinde metan konsantrasyonunun daha kararlı olduğunu göstermektedir. Aşırı gaz çekimi sonucunda negatif basınç oluşması halinde gaz konsantrasyonunda %15 gibi ciddi salınımların yaşandığı görülmüştür [29]. Oluşum mekanizması açısından bakıldığında depo gazı genel olarak anaerobik atıksu arıtma tesislerindeki çürütücülerde veya organik maddelerden biyogaz üreten tesislerde oluşan gazla oldukça benzerdir. Çizelge 2.3'te çeşitli tesislerden alınan depo gazı ve anaerobik biyogazın önemli bileşenlerinin oranları verilmiştir. Depo gazının diğer türlere göre çok

daha karmaşık ve değişken bir yapıya sahip olması gazı oluşturan atıkların son derece heterojen olması, yağış, sıcaklık ve basınç gibi dış etkenlere fazlaca maruz kalması gibi sebeplerle açıklanabilir.

Çizelge 2.3 Çeşitli kaynaklarda oluşan biyogazın genel bileşimleri

Kaynak	CH ₄ %	CO ₂ %	O ₂ %	N ₂ %	H ₂ S ppm
Depolama alanı [30]	59,4-67,9	29,9-38,8	NA	NA	15,1-427,5
Biyogaz tesisi [31]	55-58	37-38	<1	<1-2	32-169
Atıksu arıtma tesisi [31]	57,8	38,6	0	3,7	62,9

Depo gazının en önemli ve büyük kısmını metan ve karbondioksit gazları oluşturur. Depolama alanındaki katı atıkların özelliklerine, atık yaşına ve diğer pek çok parametreye bağlı olarak metanojenik kademedeki bir alandan alınan numunede metan %30-70 ve karbondioksit için %20-50 aralığında değişim gösterebilir. Hem karbondioksit hem de metan renksiz ve kokusuz gazlar olup sadece metan gazı yanıcıdır. Metan gazının alt ısıl değeri (LHV) yaklaşık 35-38 MJ/m³ veya 50.000 kJ/kg olarak bilinmektedir [32], [33]. Dünya genelinde salınan metan emisyonlarının yaklaşık %70'i insan kaynaklı salınımlardan oluşmakta olup metanın ısıyı tutma ve dolayısıyla sera etkisi karbon dioksite oranla 21 kat fazladır [34]. Daha önce de belirtildiği üzere hidrojen gazı organik maddelerin fermentasyonu ile açığa çıkmaktadır. Ortamdaki miktarı depolama alanının yaşına bağlı olarak değişmekle birlikte en yüksek değerini asit oluşum kademesinde almaktadır. Daha sonraki kademelerde metan oluşumunda kullanılarak azalmaktadır. Hidrojen gazı havada hacimce %4-77 aralığında olması halinde yanıcı/parlayıcı bir gaz olabilmektedir [35]. Amonyak gazı ise azot içeriği yüksek olan protein gibi organik atıkların parçalanmasıyla açığa çıkmaktadır. Bu oldukça karmaşık bir reaksiyonlar zinciri olup öncelikle proteinler amino asitlere dönüştürülmekte ve ardından fermentasyon yoluyla karbon dioksit, amonyak azotu ve yağ asitleri oluşmaktadır. Anaerobik sistemlerde amonyak azotunu indirgeyecek bir mekanizma olmadığından ortamdaki uzaklaştırılmadığında birikim başlar [36]. Ancak çok hafif asidik olan atık içindeki koşullar sayesinde amonyak gazı suda çözünerek NH₄⁺ iyonu halinde çöp sızıntı suyuna geçerek ortamdaki uzaklaştırılır. Bu sebeple, kaliteli ve sürekli metan gazı oluşumu için sızıntı suyu uzaklaştırma sistemleri hayati öneme sahiptirler.

Bu temel bileşenlerin yanında depo gazı içinde farklı kimyasal gruplara ait 550 kadar organik ve inorganik esaslı bileşik bulunduğu ifade edilmektedir [26]. Bazı kaynaklara göre depo gazı içinde bulunan eser haldeki bileşenleri 12 farklı gruba ayırmak mümkündür: hidrojen sülfür, alkanlar, alkenler, halkalı organik bileşikler, halojenli bileşikler, alkoller, esterler, karboksilik asitler, aminler, eterler, organik sülfür bileşikleri ve keton ya da furan türevi diğer oksijenli bileşikler [37]. Hidrojen sülfür hariç olmak üzere bütün bu bileşikler Avrupa Birliği'nin 2004/42/EC sayılı direktifinde tanımlandığı üzere standart atmosfer basıncında (1013 hPa) kaynama sıcaklığı 250 °C ve altında olan kimyasallardır ve genel olarak uçucu organik bileşikler (UOB-VOC) olarak bilinirler [38]. Metan gazı dışındaki tüm uçucu organik bileşikler ise metan olmayan UOB (NMVOC) olarak isimlendirilir. Depo gazı içindeki toplam oranlarının hacimce %0,01-1 arasında değiştiği kaydedilmektedir [39]. USEPA tarafından yapılan tespitlere göre ise bu değerler 200-15.000 ppm aralığında değişebilmektedir [40]. Aromatik hidrokarbonlar, halojenler, ketonlar, alifatik hidrokarbonlar, esterler, alkoller, halkalı alifatikler ve aromatik hidrokarbonlar, sülfür bileşikleri, siloksanlar, aldehitler ve organik asitlerin tamamı bu grup içinde yer alırlar [41] [42]. Aromatik bileşikler içinde en yüksek konsantrasyonda bulunan NMVOC türleri benzen, toluen ve ksilen'dir. İngiltere'de 7 farklı depolama alanında yapılan çalışmalarda 140'tan fazla bileşik tespit edilmiş olup aromatik bileşiklerin konsantrasyonu 94-1906 mg/m³, alkol ve ketonlar 2-2069 mg/m³ ve halojenli bileşikler de 327-1239 mg/m³ aralığında değiştiği tespit edilmiştir [43]. Çin'in Pekin depolama alanında birçok eser bileşiğin (sülfür bileşikleri, oksijenli bileşikler, aromatikler, halojenli bileşikler, hidrokarbonlar ve terpenler) ölçülmesiyle yapılan bir çalışmada ise konsantrasyon aralığı 562-7284 µg/m³ olarak tespit edilmiştir [44]. Depo gazı içindeki bileşenlerin konsantrasyonları mevsim şartlarına ve ülkeden ülkeye ve hatta aynı ülke içindeki farklı şehirlere göre değişen atık karakterine bağlı olarak çok büyük değişiklikler gösterebilmektedir.

Siloksan bileşikleri silikon, oksijen ve metil gruplarını içeren lineer (L) veya halka (D) yapılı insan yapımı uçucu organik silikon bileşiklerdir. Depo gazında sıklıkla karşılaşılan siloksan bileşikleri ve özellikleri Çizelge 2.4'te verilmiştir [45]. Depo gazında daha çok D3, L2 ve L5 türünde siloksan bileşikleri görünürken, anaerobik çürütmenin gerçekleştiği biyogaz tesislerinde D4 ve D5 tipi daha fazla görünmektedir [46]. Özellikle endüstriyel

uygulamalarda ve birçok katkı maddesinde yaygın olarak kullanılan siloksan türevleri biyogaz ve depo gazı içinden giderilmesi ve tespit edilmesi en zor kirleticilerin başında gelmektedir. İçten yanmalı motorların ve türbinlerin yanma haznelerinde ve türbin kanatçıklarında yüksek ısıyla reaksiyona girerek çok sert silikon dioksit (SiO₂) tabakalaşmalarına yol açarak işletme ve bakım maliyetlerini yükseltmektedir. Depolama alanı ve biyogaz tesisinden kaynaklanan gazlarla yapılan bir çalışmada depolama sahasında ölçülen siloksan bileşikleri 77-2460 µg/m³ aralığında değişirken, biyogaz tesisinde 24-820 µg/m³ değişimi gözlenmiştir [47].

Çizelge 2.4 Depo gazında bulunan önemli siloksan bileşikleri ve özellikleri [45]

Siloksan Türevleri	Mol Ağırlığı gr/mol	Kaynama Noktası °C	Mol Ağırlığı gr/mol
Hexamethyldisiloxane (L2)	162	107	0.93
Hexamethylcyclotrisiloxane (D3)	223	135	1.56
Octamethyltrisiloxane (L3)	237	153	3,4x10 ⁻²
Octamethylcyclotetrasiloxane (D4)	297	176	5,6x10 ⁻²
Decamethyltetrasiloxane (L4)	311	194	6,7x10 ⁻³
Decamethylcyclopentasiloxane (D5)	371	211	1,7x10 ⁻²
Trimethylsilanol (TMS)	90	99	4,26x10 ⁻⁴

Depo gazına karakteristik kokusunu veren organik ve inorganik sülfür bileşikleridir. Bu tür bileşiklerin kokuları oldukça rahatsız edici olup koku tespit eşikleri oldukça düşüktür. Depo gazında yüksek oranda bulunan en belirgin sülfür bileşiği hidrojen sülfürdür (H₂S). Bunun nedeni içinde yüksek kalsiyum sülfat konsantrasyonu barındırabilen ve normalde evsel atık içinde bulunmaması gereken hafriyat atıklarının evsel atıklar içine karıştırılmasıdır [48]. Hafriyat ve yıkıntı atıkları içindeki kartonpiyer ve jipslerin yapısında bulunan sülfat bileşiklerinin depolama alanı anaerobik koşulları altında meydana gelen biyolojik dönüşümlerle koku ve hatta sağlık sorunlarına yol açabilen H₂S gazı oluşmaktadır. Depo gazı içindeki H₂S gazı konsantrasyonu genelde 100-1000 ppm aralığında değişim göstermekle birlikte bazı durumlarda %1,2 seviyesine çıktığı da görülmektedir [49]. H₂S'in bir kısmı depo gazıyla birlikte taşınırken önemli bir kısmı atık içindeki sızıntı suyunda çözünerek uzaklaşmaktadır [50].

2.2.2 Depo Gazının Oluşumunu Etkileyen Faktörler

Atığın nem içeriği depo gazı oluşumunu etkileyen önemli bir etkidir. Atık içindeki nem mikroorganizma büyümesini desteklediği gibi mikroorganizma ve besi maddelerinin atık içindeki dolaşımını da sağlar. Yüksek moleküler ağırlıklı organik bileşiklerin biyolojik olarak kolayca ayrışmaları için en uygun nem içeriğinin %65 civarında olması gerekmektedir [51]. Ancak, bilinen geleneksel düzenli depolama alanlarında bu nem içeriğine ulaşmak pek mümkün olmamaktadır. Konvansiyonel katı atık düzenli depolama alanlarındaki görülen nem içeriğinin mevsimlere bağlı olarak sıklıkla %15-35 aralığında değiştiği kaydedilmektedir [24]. Numunelerin nem içerikleri genelde malzemenin ıslak ağırlıkları olarak tanımlanır. Atığın nem içeriği, stabilizasyon prosesine etki edebilen en önemli parametre olarak gösterilmektedir [23]. Çoğu düzenli depolama alanlarında tabandan sızıntı suyu kaçışını ve üst kısımda nem girişini engellemek ya da elektrik üretiminde kullanılan metan gazının daha verimli toplanmasını sağlamak üzere plastik, toprak veya kil malzemeler kullanılmaktadır. Bu durumda, çok dikkatli bir işletme sağlanmazsa, yeterince nemin olmaması sebebiyle katı atıkların ayrışması oldukça yavaşlamakta ve hatta 100 yıl kadar sürebilmektedir [52]. Metan oluşumu nem içeriğinin %90-96 olması halinde pH değerinin 6,6-7,8 aralığında olması halinde bile gerçekleşmekte ve en iyi performansını pH 6,8 değerinde vermektedir. Ayrıca pH değerinin 6,1'den küçük veya 8,3'ten büyük olması halinde ise metan oluşumu durmaktadır [53].

Birçok araştırma, serbest amonyakın (NH_3) metan üreten bakterilerin metabolizmasına olumsuz etki yaptığını göstermiştir [54]. Ayrıca, anaerobik süreçlerde $\text{NH}_4\text{-N}$ için bir indirgeme mekanizması olmadığından ortamda sürekli olarak artması kaçınılmaz olmaktadır. Çoğu durumda nem veya sızıntı suyu ilave edilmesi bu durumu daha da şiddetli hale getirmektedir. Bu sebeple özellikle sızıntı suyu geri beslemesinin ön görüldüğü sistemlerde çok dikkatli olunması gerekmektedir [55].

Atığın kompozisyonu, depo sahasının depo gazı üretim potansiyelinin hesaplanmasında ve depo sahasının gaz performansının değerlendirilmesindeki en önemli faktördür. Depo gazı oluşumu atık içindeki organik maddenin miktarına ve çeşidine bağlıdır. Depo gazı oluşumundaki en önemli reaksiyon organik maddenin oksijensiz ortamda ayrışmasıdır. Atıklardan çıkan yüksek metan gazı oranı, hızlı parçalanabilir organik atıklardan ileri gelmektedir (mutfak, park-bahçe, kâğıt, karton, tekstil atıkları vb.).

Diğer bütün mikrobiyolojik proseslerde olduğu gibi anaerobik ayrışmayı sağlayan bakteriler sıcaklıktan çok fazla etkilenmektedir. Metanojenik CH₄ bakterileri, 40 °C civarında yaşayan bir mezofilik grup ve maksimum 70 °C civarında yaşayan termofilik bir gruptan oluşurlar [56]. Atıkların aerobik ve anaerobik ayrışmaları ısıveren reaksiyonlardır. Ancak, anaerobik ısı oluşumu genellikle ihmal edilebilir seviyededir. Buna örnek olarak glikozun aerobik ve anaerobik ayrışması verilebilir. Reaksiyonlar neticesinde anaerobik ayrışmada, aerobik ayrışmadan oluşan ısının sadece %7'sinin açığa çıktığı belirlenmiştir. Aerobik ayrışma için optimum sıcaklık 54-71 °C iken anaerobik ayrışmada optimum aralığı 30-41 °C'dir. 10 °C altında anaerobik faaliyet oldukça yavaşlamaktadır [57].

Atığın **dane büyüklüğü** ve **yoğunluğu**, besin maddesi transferi ile nemin depo gövdesi içindeki hareketi açısından oldukça önemlidir. Küçük dane boyutları depo gazı oluşum oranını arttırmaktadır. Depo gövdesinin yoğunluğu atığın ne kadar sıkıştırılmak istenildiğine göre değişmektedir. Sıkıştırma işlemi hem mekanik olarak yapılır hem de doğal yollardan depolanan atık yüksekliği arttıkça devam eder. Atık yoğunluğunun çok yüksek olduğu bölgelerde (atık yüksekliğine bağlı olarak) depo gazı toplama sisteminde sorunlar yaşanabilmektedir. Atığın dane büyüklüğü 250 mm'den 10 mm'ye düşürüldüğünde ayrışma hızının 4,4 kat arttığı belirtilmiştir [58].

Atıkların ayrışmasını sağlayan bakterilerin gelişimi için **nütriyentlere** (besi maddeleri) ihtiyaç vardır. Bu besin maddeleri, karbon, hidrojen, oksijen, azot, fosfor ve eser miktarda sodyum, potasyum, kükürt, kalsiyum, magnezyum, metal içerir [59]. Biyogaz verimi üzerinde Ca ve Mg'nin de belirli ölçüde etkisi olduğu bilinmektedir. Ortamdaki Ca konsantrasyonunun 5-7 mg/L'nin üzerindeki değerlerin anaerobik ayrışmaya olumsuz etki yaptığı bilinmektedir. Ca konsantrasyonunun 5 mg/L'den fazla olması halinde anaerobik safhaya geçiş gecikmesinin 43-52 gün arasında gerçekleştiği gösterilmiştir [60]. Diğer yandan, Mg(OH)₂ ve Na₂PO₄'ün 'nin anaerobik metan oluşumunu olumlu yönde etkilemedikleri görülmesinde rağmen çeşitli MG kaynaklarının amonyak konsantrasyonunu azaltması sebebiyle metan üretimine dolaylı bir katkı sağladıkları tespit edilmiştir [61] [62].

İyi derecede depo gazı elde edilmesi için, bakterilerin sindiriminde kullanabileceği çok fazla miktarda besin maddesine ihtiyaç vardır. Anaerobik ekosistemlerde substratın sadece küçük bir kısmı yeni hücreler tarafından özümser. Bu nedenle aerobik sistemlerden çok

daha az miktarlarda azot ve fosfor gereklidir. Organik maddeler için, azot ve fosfor arasındaki optimum oranlar 100:0,44:0,08 olarak belirlenmiştir. Fosfor, anaerobik ayrışma prosesini sınırlandıran en önemli besi maddesidir [63]. Depo sahasında depolanan atığın yoğunluğu, depolama öncesi işlemlere, atığın türüne, depo sahası şartlarına ve depo sahasındaki işlemlere göre değişkenlik göstermektedir. Atık yoğunluğu, depo gazı üretimi tahminlerinde kullanılabilmesi bakımından oldukça önemli bir parametredir. Depolanan atığın yoğunluğu 400-1700 kg/m³ arasında değişkenlik göstermektedir [64] [65].

Birçok araştırma, serbest amonyakın (NH₃) metan üreten bakterilerin metabolizmasına olumsuz etki yaptığını göstermiştir [54]. Ayrıca, anaerobik süreçlerde NH₄-N için bir indirgeme mekanizması olmadığından ortamda sürekli olarak artması kaçınılmaz olmaktadır. Çoğu durumda nem veya sızıntı suyu ilave edilmesi bu durumu daha da şiddetli hale getirmektedir. Bu sebeple özellikle sızıntı suyu geri beslemesinin ön görüldüğü sistemlerde çok dikkatli olunması gerekmektedir [55].

Depo gazının bir enerji kaynağı olarak kullanılmasında teknoloji seçimini zorlaştıran en önemli parametreler içeriğindeki klor ve sülfür içeren bileşiklerdir. Klorlu bileşikler genelde 10-100 ppm seviyelerinde ve sıklıkla klorokarbonlar şeklinde bulunurlar. Bu gibi kirleticiler katalitik yüzeylerde sıcaklığa bağlı olarak tabakalaşmaya sebep olurlar, ancak, beslenen hava veya buharın arttırılmasıyla giderilmeleri mümkündür [24].

Depo gazı içinde en yaygın bulunan sülfürlü bileşik H₂S'tir. Bu kirleticide de özellikle nemle birleşmesi halinde çok ciddi korozyona ve ayrıca birikme özelliği ile aşınmalara da yol açabilmektedir [66]. Depo gazı oluşumunu olumsuz yönde etkileyebilen O₂, H₂ ve SO₄²⁻'in CH₄ oluşumu üzerinde bir inhibisyon etkisi olduğu bilinmektedir. Uçucu yağ asitlerinin (VFA) CH₄ oluşumu üzerine etkisi pek çok araştırmaya konu olmuştur [67]. Asetik asit, propiyonik asit ve bütirik asitin toplam konsantrasyonlarının 6000 mg/l'nin üzerinde olmaması gerekmektedir. Ayrışma proseslerinin çoğunda CO₂ üretilir. CO₂'in CH₄ oluşumu üzerindeki inhibisyon etkisi çamur yataklı kesikli reaktörlerde belirlenmiştir. Ağır metal içeren tehlikeli katı veya sıvı atıkların düzenli depolama alanlarında depolanmasından kaçınılmalıdır. Ağır metaller bakterileri olumsuz olarak etkileyerek biyokimyasal reaksiyonları durdururlar. Bu da depolama tesisinde bulunan organik maddelerin bozunmasını engeller [8].

2.2.3 Depo Gazı Kullanım Teknolojileri

Depo gazının kullanılacağı bir projenin fizibilitesi katı atık miktarı ve karakterizasyonu, depo gazının miktarı ve kalitesi, depolama alanının konumu ve en yakın kullanım alanlarına mesafesi, işletme ve bakım maliyetleri, ilk yatırım maliyeti ve proje finansmanı gibi birçok teknik ve ekonomik parametreye bağlıdır [68]. Depo gazının kullanılabilceği birçok uygulama alanı olmasına rağmen halen dünyada ve ülkemizde en yaygın kullanılan uygulama depo gazından çeşitli yöntemlerle elektrik üretilmesidir. Örneğin; ABD’de depo gazı kullanımı projelerinin yaklaşık %72’sini elektrik üretimi oluştururken doğrudan kullanım projeleri yaklaşık %21 oranındadır [17]. Ülkemizde bu konuda kesin hatlarla belirlenmiş bir yönetmelik veya teşvik bulunmadığından depo gazının doğrudan kullanımından ziyade elektrik üretilmesine ağırlık verilmiş durumdadır. Depo gazının kullanılabilceği uygulama alanları gün geçtikçe artmaktadır. Çizelge 2.5’te en yaygın depo gazı kullanım teknolojileri gösterilmektedir [69].

Çizelge 2.5 Depo gazı kullanım seçenekleri [69]

Kategori	Yöntem
Doğrudan Kullanım	Isı Kazanı
	Fırın ve Ocak
	Kızılötesi Isıtıcı
	Sızıntı suyu Buharlaştırma
Elektrik Üretimi	İçten Yanmalı Motor
	Gaz Türbini
	Buhar Türbini
	Mikro Türbin
	Yakıt Hücresi
Diğer Yöntemler	Doğalgaz kalitesine yükseltme
	Metanol Üretimi
	Karbondioksit Üretimi
	Araç Yakıtına Dönüştürme (CNG/LNG)
	Organik Rankine Çevrimi
Stirling Çevrimi Motoru	

Depo gazının doğrudan kullanımı yönteminde toplanan depo gazı ya toplandığı depolama alanında kullanılır ya da yüksek yoğunluklu polietilen (HPDE) veya çelik borularla başka bir konumda kullanılmak üzere taşınır. Depo gazının başka bir konuma taşınması gereken

durumlarda projenin ekonomik açıdan yapılabilir olmasını belirleyen en önemli faktör mesafe olmaktadır. Genel olarak bu tip uygulamalar 8 km'lik mesafelere kadar ekonomik açıdan uygun olmaktadır [69]. Daha uzun mesafeler söz konusu olduğunda nakledilecek depo gazının miktarı, kullanılacak noktada ihtiyaç duyulan yakıt miktarı ve maliyeti gibi faktörlere bağlı olarak ekonomik olabilmektedir. Ülkemizde henüz bir proje geliştirilmemiş olmasına karşılık özellikle ABD ve Kanada'da doğrudan kullanıma dayanan birçok proje geliştirilmiştir. ABD'de çeşitli özel ve devlet kuruluşları, çimento, kâğıt, yiyecek ve otomobil gibi endüstriler, okullar ve hastaneler tarafından kullanılan 138 adet doğrudan kullanım projesi olduğu rapor edilmektedir [70]. Diğer yandan Birleşmiş Milletler İklim Değişikliği Çerçeve Sözleşmesi (UNFCCC) kapsamında sürdürülen CDM (Temiz Gelişim Mekanizması - Clean Development Mechanism) projeleri de depo gazının kullanımına yönelik ciddi destekler vermektedir. Özellikle Çizelge 2.6'da verilen "depo gazından yakma bacası" projelerinde sadece yakılarak atmosfere salınan depo gazının ısı kazanı benzeri sistemlerde kullanımı için teşvikler de verilmektedir [71].

Çizelge 2.6 Dünya genelinde depo gazı kategorisinde gerçekleştirilen CDM projeleri [71]

CDM Proje Tipi	Proje Sayısı
Depo gazı yakma bacası	127
Depo gazından enerji	185
Katı atık yakma	41
Katı atık gazifikasyon	3
Katı atık biyogaz	2
Depo alanı havalandırma	1
Entegre katı atık yönetimi	10
Fosil yakıtlardan depo gazına geçiş	2
Katı atık kompost	31

Isı kazanlarıyla buhar ve sıcak su üretmek depo gazı kullanımının en kolay, etkin ve ekonomik yöntemlerinden biridir. Elde edilen buhar ortam ısıtmasında, çeşitli proseslerde veya buhar türbini üzerinden elektrik elde edilmesinde kullanılabilir. Herhangi bir endüstriyel veya ticari ısı kazanı üzerinde bazı değişiklikler yapılarak depo gazını yakmak üzere kullanılabilir. Isı kazanı dışında gaz hattı (*gas train* veya *fuel train*)

üzerinde de bazı değişiklerin yapılması kaçınılmaz olacaktır. Bunun dışında, ısı kazanının yakıt besleme ve işletme kontrolünün otomatik veya manuel yapılmasına karar verilmesi gereklidir. Sürekli buhar ihtiyacının olacağı uygulamalarda ikili gaz hatları tertip edilerek depo gazının yetersiz kalması durumunda diğer yakıta otomatik olarak geçecek sistemler tercih edilmektedir. Fakat buhar ihtiyacı çok acil ve yüksek önemde değilse manuel sistemler daha ekonomik olduklarından tercih edilmektedir.

Çin'deki Gaoantun depo alanında bulunan 4,5 milyon ton atıktan çıkarılan yaklaşık 2.500 m³/saat depo gazıyla elektrik enerjisi üretilmekte ve bir kısmı da 700 kW kapasiteli ısı kazanında kullanılarak buhar elde edilmektedir. Kış aylarında günde 24 saat çalıştırılan ısı kazanı diğer mevsimlerde 3-4 saat çalıştırılarak tesisin buhar ve ısı ihtiyacını karşılamaktadır [69]. Yaklaşık 3.000.000 ton atık bulunan ABD'deki bir depolama alanında (Three Rivers Regional Landfill, Güney Carolina) toplanan depo gazının kullanıldığı ısı kazanıyla bir kâğıt endüstrisine buhar tedarik edilerek yılda yaklaşık 800.000 \$ gelir elde edilmiştir [70]. ABD'deki ilk ısı kazanı uygulamalarından olan Michigan'daki düşük kalorifik değerli depo gazından buhar elde edilmesi uygulamasında depo gazı içindeki suyun alınmasından başka bir arıtmaya gerek duyulmamıştır. Yaklaşık 25 hektarlık katı atık depolama alanından toplanan gaz 2 km'lik mesafe boyunca borularla iletilerek bir endüstri tesisindeki buhar kazanında kullanılmak üzere yılın 365 günü satılmaktadır [72].

Fırın veya ocaklarda çeşitli amaçlarla (çimento, seramik, demir-çelik, cam, tuğla, kiremit imalatı vb.) birincil yakıtların yerine veya ilave yakıt olarak depo gazının kullanılması mümkündür. Bunların içinde özellikle tuğla, kiremit imalatı veya cam işleme gibi küçük ölçekli endüstrilerde enerji ihtiyacının tamamını veya çok büyük bir kısmını depo gazının karşılaması mümkündür. Depo gazının bu tip uygulamalarda kullanılması için genelde gazın neminin alınması dışında ilave bir arıtma işlemi gerekmez. Sadece, ısı kazanlarında olduğu gibi mevcut yakma sistemi üzerinde bazı değişikliklerle düşük kalorifik değere sahip depo gazının yanabilmesi için bazı boru giriş değişiklikleri gerekli olabilmektedir.

Sızıntı suyu buharlaştırma sistemlerinde depo gazının kullanılmasıyla daha yoğunlaştırılmış ve düşük hacimli atık oluşması sayesinde atıksuyun arıtım ve taşıma maliyetini azaltmak mümkündür. Sızıntı suyunun artırımının mümkün olmadığı veya aşırı maliyetli olduğu durumlarda bu seçenek kullanışlı hale gelebilir. Buharlaşma sonucunda

ortaya çıkan yoğunlaştırılmış sıvılar ve zararlı tuzların bertarafı konusunda dikkatli ve tedbirli olunması büyük önem arz etmektedir. Modern sistemlerde yaklaşık 1 m³ sızıntı suyunun buharlaştırılması için 700 kWh enerji gereklidir [73]. Oluşacak gazın sadece buharlaştırma amacıyla kullanılması işletme verimliliği ve maliyet açısından uygun olmayacağından özellikle gaz motorlarında elektrik üretiminden sonra çıkan 500-600 °C sıcaklıktaki atık gazın bu amaçla kullanılması mümkündür [74].

Ticari olarak satılan sistemler *sprey, doğrudan enjeksiyon* ve en çok kullanılan çeşit olan *buharlaştırma hazneleri* olmak üzere 3 sınıfa ayrılabilir [69]. Bu sistemler birbirinden ısının sızıntı suyuna geçişi ve çıkan buharın ne şekilde muamele edildiğine göre ayrılabilir. Genelde doğrudan temaslı olarak üretilen sistemlerde sızıntı suyu ve sıcak yanma gazları doğrudan temas ederler. Bazı ticari ürünlerde ısının eşanjörler vasıtasıyla sızıntı suyuna iletiildiği dolaylı temasa dayanan sistemler kullanılmıştır. Her iki sistemde sızıntı suyunun özelliklerine bağlı olarak zamanla yüzeyler üzerinde kolayca temizlenebilen kabuk oluşturması mümkündür.

Mikro türbinlerle düşük kalorifik değere sahip depo gazını da kullanarak elektrik ve ısı üretebilir. Bu tür sistemler genel olarak kompresör, reküperatör, yanma haznesi, türbin ve jeneratörden oluşur ve çok az bir alan işgal eder. Mikrotürbinler ideal Brayton çevrimini göre çalışırlar. Depo gazı ve sıkıştırılmış hava harici yanma haznesinde yakıldığında oluşan sıcak yanma gazları genişleyerek türbini hareket ettirir. Bu şekilde kompresör ve jeneratör hareket ederek elektrik üretimi gerçekleşir. Egzozdan çıkan baca gazı ısı eşanjöründen geçirilerek ısı geri kazanımı sağlanabilir. Son zamanlarda geliştirilen yeni modellerle ilk kurulum ve işletme-bakım maliyetleri içten yanmalı gaz motorlarına yaklaştığından rekabet gücü de artmış durumdadır [75]. Genelde 10-1000 kW arasında kapasitelere sahip üniteler halinde üretilen mikro türbinler daha çok küçük ölçekli uygulamalar için uygundur. Buna karşılık elektrik üretim verimlilikleri % 17-30 aralığında olup gaz motorlarına kıyasla düşüktür [76]. Mikrotürbin kullanımının üstün ve zayıf yönleri Çizelge 2.7'de özetlenmiştir [77]. Buna göre mikroütbinlerin en önemli avantajı kolayca ölçeklenebilir olması ve işletme maliyetlerinin düşük olmasıdır.ç Buna karşılık ilk yatırım maliyetlerinin yüksek olması, ilave sistemler gerektirmeleri ve elektrik verimlerinin düşüklüğü en önemli dezavantajları olarak sıralanabilir.

Çizelge 2.7 Mikrotürbinlerin kullanılmasındaki üstün ve zayıf taraflar [77]

Üstünlükleri	Zayıflıkları
Kolayca kurulabilir ve taşınabilir. Küçük ölçekli olduklarından tesislerin büyütülmesi ve küçültülmesi kolay ve hızlı olabilmektedir	Mikro türbinler gaz motorlarına kıyasla birim kWh elektrik başına yaklaşık %35 daha fazla yakıt tüketirler
Kompakt yapıda ve hareketli parçaları çok azdır. Genelde büyük bir buzdolabı boyutundadır. Bakım ve işletme maliyetleri çok düşüktür. Yağlama veya sıvı soğutma ihtiyacı yoktur	Siloksan ve diğer eser kirleticilere karşı içten yanmalı motorlardan daha hassastır. Mutlaka gaz arıtması gerektirirler
Paralel gruplar halinde bağlanabilen mikrotürbinler motor çıkışında en iyi içten yanmalı motorun 1/10'u kadar kirletici emisyonuna (<50 ppm/kWh NO _x) sahiptir	Öncesinde basınçlandırma sistemi gereklidir. Düşük debili yüksek basınçlı kompresörlerin çeşitliliği çok fazla değildir
Metan içeriği %30 olan depo gazını etkin şekilde kullanabilir	Henüz yeni bir teknoloji olduğundan uzun süreli kullanıma dair verileri bulunmamaktadır
Atık baca gazıyla yaklaşık 90 °C sıcaklığında su elde etmek mümkündür (Trijenerasyon)	Elektriksel verimlilikleri düşüktür

2.2.4 Depo Gazından Enerji Üretilmesinde Karşılaşılan Zorluklar

Depo gazının bir ekonomik kazanç unsuru olarak kullanıldığı projeler oldukça yaygınlaşmasına rağmen depo gazının bir enerji kaynağı olarak kullanılmasında karşılaşılan sorunlar ve sınırlamalar da bulunmaktadır. Bu sınırlamalar teknolojik ve ekonomik kısıtlamalar, yasal mevzuat ve bilinçsizlik olarak karşımıza çıkabilmektedir. Gerçekleştirilmesi planlanan projenin ekonomik hedeflere ulaştırabilecek özelliklere sahip olup olmadığının değerlendirilmesi ilk aşamayı oluşturmalıdır. Bunun için de ilgili depolama alanının depo gazı potansiyelinin uygun ve güvenilir bir şekilde tahmin edilmesi veya belirlenmesi gerekir. Bu veriler bilinmediğinde beklentilerin büyüklüğüne bağlı olarak çok büyük hatalara neden olunabilmektedir. Depolama alanının özelliklerinin ve işletme koşullarının çok iyi bilinmemesi durumunda da depo gazının çıkarılması verimi konusunda sıkıntı yaşanabilmektedir.

2.2.4.1 Depo Alanından Kaynaklanan Zorluklar

Depolama alanının fiziksel koşullarının depo gazının toplanması ve oluşumu üzerinde büyük etkisi vardır. Depolama alanı derinliğinin çok fazla veya çok az olması halinde gaz toplama verimlilikleri azalabilmektedir. Derinliği az olan depolama alanlarında aşırı çekim sebebiyle oksijen girişi gerçekleşmektedir. Derinliğin çok fazla olması durumunda ise, çok derinlerde oluşan depo gazının vakumlama bölgesine kadar ulaşması güçleşmektedir. Bu gibi kayıpları azaltmak için toplama sisteminin ekipman seçimi ve tasarımı büyük önem arz etmektedir. Gaz toplam için dikey ve yatay kuyular kullanılabilir. Genelde zemin üzerine günlük olarak serilen toprak malzemeler kokunun yayılmasını engellemek için uygulanmaktadır. Ancak bu tabakanın kalınlığı ve geçirimsizliği depo gövdesine girecek yüzeysel akış suyunu engelleyecek kadar yüksek değildir. Özellikle yağışlı mevsimlerde çok büyük miktarda yüzeysel akış suyu depo gövdesinde girerek sızıntı suyunun artmasına neden olmaktadır. Bu durum hem arıtma tesislerine gelen yükün artmasına hem de depo gazına dönüşebilecek organik maddelerin sızıntı suyuyla uzaklaşmasına neden olmaktadır.

Sızıntı suyu sebebiyle gaz toplama kuyularında oluşan en önemli sıkıntı sızıntı suyunun kuyu içinde birikip yükselmesidir. Kuyu içinde durağan bir şekilde bekleyen sızıntı suyu birçok fiziksel, kimyasal ve biyolojik dönüşüm neticesinde kuyunun yaklaşık 14-16 mm çapındaki gaz toplama deliklerinin tıkanmasına yol açan çok yüksek miktarda askıda katı madde oluşumuna sebep olmaktadır. Şekil 2.3'te çeşitli katı maddenin birikmesiyle tıkanan ve işlevini kaybeden bir kuyunun kesiti görülmektedir. Kuyuda toplanan sızıntı suyu normal koşullarda elektriksiz vakumlu pompalarla çekilerek uzaklaştırılmaktadır.



Şekil 2.3 Çeşitli malzemelerle tıkanmış dikey gaz toplama kuyusu

Bu pompalar oluşan tıkaçıcı malzemeler tarafından tutulmakta ve bir daha yerinden çıkarılması mümkün olmamaktadır. Bu gibi durumları önlemenin tek yolu kuyuların düzenli aralıklarla kontrol edilmesidir. Bu sebeple aşırı miktarda yüzeysel akış suyunun depo gövdesine girişinin engellenmesi çok önemli bir önlemdir.

Depolama alanlarına çıkan yangınlar da depo gazı miktarını önemli ölçüde azaltan faktörlerdendir. Şekil 2.4'te depolama sahasında meydana gelen yıldırım düşmesi sonucunda meydana gelen yangında pletilen borularda oluşan hasarlar görülmektedir.



Şekil 2.4 Yangında hasar gören plastik borular

Çoğu depolama alanı yangınları vahşi depolama alanlarında meydana gelmesine rağmen zaman zaman düzenli depolama alanlarında da yangınlar görülebilmektedir. Yüzeyle gerçekleşen depo yangınlarının sebebi çoğunlukla depolama alanına atılan sıcak atıklar, çam veya metal parçaları, yıldırım veya kundaklama gibi sebepler olmaktadır. Derin kısımlarda (>4,5 m) meydana gelen yangınların mekanizması ise daha farklıdır. Bu tür yangınlar genelde oksijenin az bulunduğu ortamlarda gerçekleşen piroliz prosesine benzemektedir. Yüzeyle altındaki yangınlar normal yüzeysel yangınlarda olduğu gibi sadece su ile söndürülemezler. Bunlar kömür veya turba yataklarındaki yangınlara benzerler ve bunlarla mücadele etmenin en iyi yolu yeraltına oksijen girişinin kesilmesidir. Depo yangınları özellikle barındırdıkları çok çeşitli atıkların yanmasıyla ortama salınan ve geniş alanlara yayılabilen emisyonların olumsuz etkisi sebebiyle önemli çevresel hasarlara yol açabilmektedir [78]. Emisyonların yanı sıra yanan materyallerden yeraltı suyuna da karışabilen önemli kirleticilerin oluşabildiği çeşitli çalışmalarda gösterilmiştir [79]. Bu tür yangınlarda öncelikli olarak yanan kısımların kazılarak çıkarılması yöntemi (%40) ve üzerinin toprak benzeri malzemeyle kaplanması (%29) en yaygın kullanılan yöntemlerdir. Su ile söndürme ve soğutma işlemi (%17) hiçbir

zaman tek başına bir yöntem olmayıp diğer yöntemlerle birlikte uygulanan yardımcı bir uygulamadır [80]. Bu çalışmamızda incelenen Kömürcüoda Depolama alanında işletme süresi içerisinde herhangi bir yangın gerçekleşmemiş olmasına karşılık Avrupa yakasında bulunan Odayeri Depolama alanındaki bir tecrübe yaşanmıştır. Yıldırım düşmesi sonucu olduğu tespit edilen yangında manifold istasyonu yakınındaki bir YYPE boru yanmış ve içindeki metan gazının tutuşmasına neden olmuştur. Yangın alanının üzeri toprakla örtülerek müdahale edilmiştir.

2.2.4.2 Gaz Toplama Sistemindeki Sorunlar

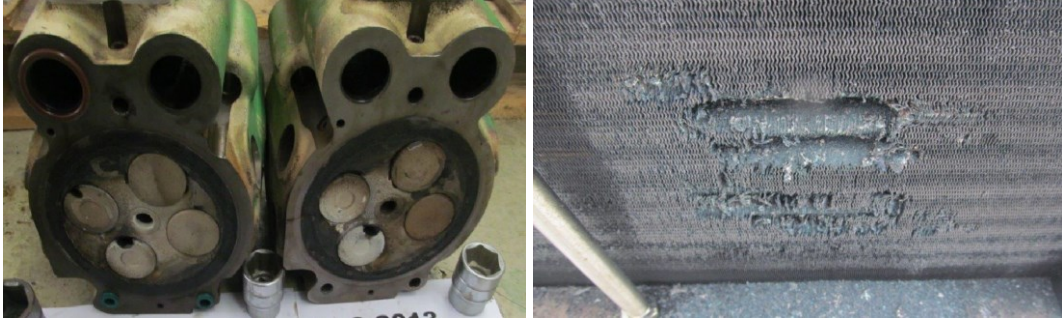
Depo gazının vakum uygulanarak çıkarılması esnasında kuyu etrafındaki örtü toprağına da vakum uygulanmaktadır. Ne kadar çok vakum uygulanırsa kuyunun etki çapı da o kadar artmaktadır. Bu etki alanı oluşturulurken bunu sağlayacak işletme ekipmanlarının giderleri de göz önüne alınmalıdır. Ayrıca, etki alanını arttırmak için uygulanan aşırı vakum sebebiyle yüzeyden oksijen girişine de neden olunabilmektedir. Yapılan çeşitli araştırmalar aşırı vakum uygulanması sebebiyle depo gövdesindeki sıcaklığın arttığı ve fazla miktarda hava girişinin olduğunu göstermiştir [81]. Hava girişiyle birlikte depo gazı seyreleceği için enerji içeriği de azalma gösterecektir. Ayrıca, oksijen girişi sebebiyle patlama ve yangın riski de arttırabilecektir.

Günlük örtüler, sıvı atık veya arıtma çamurlarının depo gövdesinde oluşturduğu mercek yapıları, depo gazının serbestçe hareket etmesini engellemektedir. Gazın rahatça hareketini engelleyen diğer bir durum da ayrışma sebebiyle oluşan zemin çökme ve oturmasıdır [82]. Yapılan incelemeler, 6 yıllık enerji tesisi işletme süresi içerisinde Odayeri depo alanında yaklaşık 4 m'lik oturmaların meydana geldiği gözlenmiştir. Zamanla yavaş yavaş meydana gelen zemin oturmalarından çok ani meydana gelen oturmalar gaz toplama sistemine daha çok zarar vermektedir. Genelde 1 m'den fazla gerçekleşen oturmalar plastik toplama borularına ciddi hasarlar vermektedir. Borular tamamen kırılmasa bile oluşan ters eğimler sebebiyle bu noktalarda yoğunlaşma suları birikmekte ve gazın toplanmasını engellemekte veya daha fazla vakum uygulanmasına neden olmaktadır. Bu durum vakum sisteminde salınımlara sebep olduğundan düzgün bir işletmeyi de engellemektedir. Bu tip yoğunlaşma noktalarında biriken suları toplamak ve sistemi rahatlatmak üzere ana gaz toplama borusu üzerinde genelde her 300 m'de birer adet yoğunlaşma suyu toplama haznesi inşa edilmektedir.

2.2.4.3 Depo Gazı Bileşiminin Etkileri

Enerji projelerinde kullanılacak olan ekipmanın seçimi ve işletilmesinde depo gazının fiziksel ve kimyasal özelliklerinin yanı sıra yanma karakteristikleri de önemli rol oynamaktadır. Organik sülfürlü, organik klorlu bileşikler ve çeşitli partiküller hareketli aksamalarda ciddi korozyon ve aşınmalara sebep olabilirler [42]. Gaz bileşimi ve hacminin zamanla çok değişken olması sebebiyle hem bu gazın temizlenmesi hem de enerji üretilmesi prosesleri işletmeciler için zorlu birer uğraş olmaktadır. Depo gazı içindeki eser gazlar genelde uçucu maddelerden kaynaklanan metanojenik olmayan organik bileşiklerdir (NMVOC). Klorofloro karbonlar (CFC) özellikle eskimiş buzdolapları, sprey kutuları ve kuru temizlemede kullanılan çözücülerden kaynaklanan halojenli karbonlu bileşiklerdir. Arıtılmamış depo gazı içerisinde bulunan uçucu olmayan asidik NMOC'ler önemli derecede korozyona da sebep olabilirler [83].

Siloksan bileşikleri çok düşük moleküler ağırlıkları sayesinde depo gazı içinde uçucu hale gelebilir ve yandıklarında SiO_2 formunda sert partiküller halinde yanma mekanizmalarının yüzeylerinde birikerek sorunlara neden olmaktadır [45]. Siloksan bileşiklerinin varlığı genelde sıcak yüzeyler üzerinde oluşan beyaz tortu veya toz şeklindeki kalıntılarla kendini göstermektedir (Şekil 2.5).



Şekil 2.5 Siloksan hasarı: (a) Motor silindir kafası (b) intercooler radyatör

Halojenli karbonlu bileşiklerin yanmasından kaynaklanan korozyonun asıl sebebi HCl ve HF bileşikleridir. Bunların yanmasından oluşan yan ürünler metal aksamlarla kolayca reaktif olabilecek özelliklere sahiptirler. Oluşan aşınma ve birikintiler yağlanmış yüzeylerin etkisini azaltmakta ve motor aksamalarında ciddi hasarlara yol açabilmektedir [84]. Benzer şekilde oluşan iz bileşenlerin de içten yanmalı motorlarda sorunlara neden olduğu rapor edilmiştir [85]. Zamanla yağ içinde biriken yanma ürünleri hem yağın

ömrünü azaltmakta hem de fazladan aşınmaya neden olmaktadır. Yağda birikebilen partikül maddeler silika, demir tuzları ve çeşitli toprak parçacıkları yanında muhtelif metal tozları da sayılabilir. Bunların uzaklaştırılması için gazın filtre veya soğutma gibi yöntemlerle temizlenmesi yapılabilir [86]. Genelde bu tür arıtma sistemlerinin amacı, gaz içindeki kirletici bileşenlerin, suyun ve iz elementlerin uzaklaştırılması ve gazın doğalgaz kalitesine kadar iyileştirilmesidir. Gazın çeşitli tekniklerle filtrelerden geçirilmesi veya suyun bertaraf edilmesi sıkça kullanılan bir uygulama olmasına karşılık gazın soğutulmasıyla içindeki kirleticilerin bertaraf edilmesi daha az uygulanan bir yöntemdir [87]. Hangi yöntem kullanılırsa kullanılsın gazın temizlenmesi tesis işletmecilerine önemli ölçüde ekonomik yük getirmektedir. Bu durumda gazın temizlenmesi veya bakım giderlerinin arttırılması seçeneklerinin çok iyi tahlil edilmesi ve buna göre işletme prosedürlerinin belirlenmesi gerekmektedir.

2.3 Depo Alanlarında Uygulanan İnceleme ve İzleme Yöntemleri

2.3.1 Jeoteknik Yöntemler

Zemin inceleme tarihinde ikisi de çoklu sondaj açmaya dayanan belirleme ve izleme stratejisi bulunmaktadır. İlk strateji, bilim adamları, mühendisler veya hidrojeologlar tarafından yorumlanan verilerin çoklu seviyeli piyezometre veya kuyulardan aralıklı ve noktasal alınan akışkan numunelerine dayanmaktadır. İkincisi ise, yüzeysel veya sondaj jeofizik tekniklerle dolaylı yapılan ölçümlerdir. Noktasal numune almaktaki en önemli zorluklar yüksek maliyet ve numunelerin toplanması, analizi ve yorumlanması için gereken uzun zaman olarak karşımıza çıkmaktadır. Bunun yanında, akışla taşınan kirleticilerin biriktiği kil merceklerinden numunelerin alınmamış olması ihtimali genelde yüksek olduğundan noktasal numune alma yöntemiyle incelenen sistemin temsil edilme oranı düşük kalmaktadır. Bu durum kirleticilerin özellikle ortam yoğunluğuna bağlı olarak üniform olmayan bir düzende hareket etmeleri halinde daha da zor bir hal almaktadır. Bu durumlarda veri kalitesini arttırmak için açılacak ilave sondajların getireceği maliyet ve zaman kayıpları daha da artabilmektedir. Bu gibi sebeplerden dolayı özellikle son 20 yılda bilgisayar ve yazılım alanındaki teknolojik gelişmeler sayesinde daha da geliştirilen ve hassas sonuçlar elde edebilen yüzeysel jeofizik yöntemler uygulanarak, hem maliyet hem de zaman açısından oldukça makul seviyelerde istenen kalitede veri elde edilmesi mümkün olmuştur.

Depolama alanları barındırdıkları atık türlerinin çeşitliliğinden dolayı oldukça heterojen yapılardır. Heterojenlik alandan alana farklılık gösterdiği gibi su içeriği, atık yoğunluğu, dane boyutu ve yoğunluğu, porozite, geçirgenlik, sıcaklık, atık yaşı ve kompozisyonu, yükseltgenme indirgenme potansiyeli, alkalinite ve pH sebebiyle aynı depolama alanı içinde de son derece değişiklik göstermektedir [88]. Bu parametrelerin bir veya birkaçını ölçmek üzere kullanılan jeofiziksel yöntemler depolama alanı içindeki katmanlarla ilgili nicelik ve nitelik bilgisi sağlayabilirler. Bu yöntemler tamamen yüzeyde uygulanan teknikler şeklinde olabileceği gibi yüzeyden sondaja, sondajdan sondaja veya tek sondajlı uygulamalar şeklinde kullanılabilirler. Bu yöntemlerle, yeraltındaki malzemelerin iletkenlik/direnç, dielektrik sabit, yoğunluk gibi fiziksel özellikleri ölçülür.

Elde edilen ölçüm sonuçları çeşitli yöntemlerle yorumlanarak yeraltındaki yapıların fiziksel/kimyasal özellikleri belirlenir. Bu tür alanlardaki atıklardan çevredeki diğer alanlara sızabilecek kirlenici nitelikteki sızıntıların belirlenmesinde, son 30 yıldan bu yana jeofizik yöntemlerden gittikçe artan bir yoğunlukta yararlanılmaktadır. Bu nedenle, bu tür alanlarda yapılan araştırmalar günümüzde “Çevre Jeofiziği” olarak adlandırılmakta ve jeofiziğin içinde ayrı bir disiplin olarak varlığını sürdürmektedir. Bu alanda yapılan jeofizik araştırmalarda, atıkların çok farklı fiziksel özellikler taşımasından dolayı, jeofizik yöntemlerin hemen hemen tümü kullanılmaktadır [89]. Çevre jeofiziğindeki sorunların çözümünde kullanılan jeofiziksel yöntemler genel olarak ikiye ayrılabilir: (a) yapay kaynaklardan gönderilen elektromanyetik, elektrik ve sismik enerji dalgalarının yeraltındaki yapılardan dönen sinyallerini ölçen aktif sistemler (b) yerkürenin doğal manyetik, elektrik ve yerçekimi alanlarını ölçen pasif yöntemler [90].

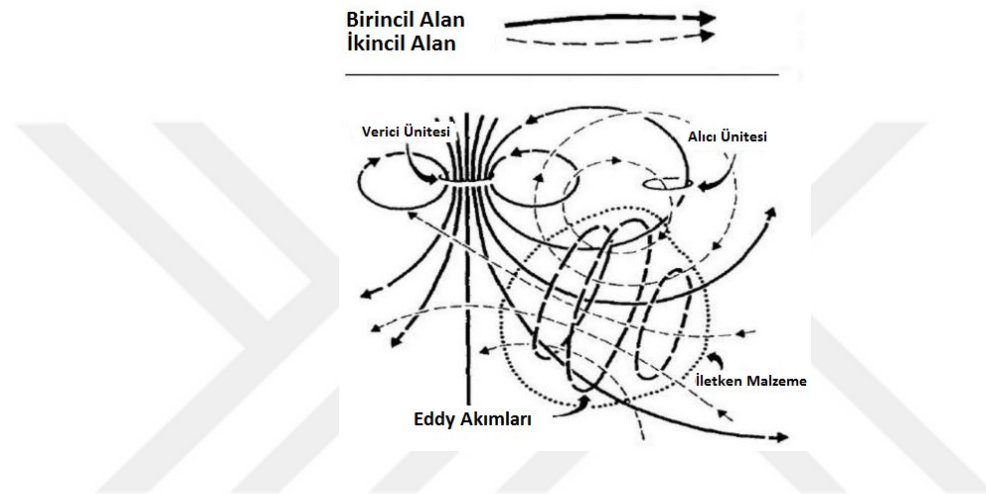
Son 30 yılda katı atık depolama alanlarının karakterizasyonunda jeofiziksel yöntemlerin uygulanmasına ilişkin birçok geniş kapsamlı bilimsel ve teknik çalışma yapılmıştır [91]. Depo alanlarındaki sızıntı suyundan kaynaklanan yüksek elektriksel iletkenlik sebebiyle çalışmaların çok büyük bir bölümünde elektriksel direnç ölçümüne dayanan elektriksel ve elektromanyetik yöntemler kullanılmaktadır [92]. Depo alanlarının karakterizasyonunda yaygın olarak kullanılan yöntemlerin temel özellikleri ve uygulama alanlarına ilişkin bilgiler Çizelge 2.8’de derlenmiştir [93].

Çizelge 2.8 Depolama alanlarında uygulanan jeoteknik yöntemlerin özellikleri [93]

Ölçüm Tekniği	Üstünlükleri	Eksiklikleri
Elektriksel direnç/empedans sensörleri	Sensörler oldukça ucuzdur Sensörler kolayca uygulanabilir Otomasyon mümkündür Yoğunluk farklılıkları sonuçları etkilemez	Çok düşük nem içeriklerinde sensörlerin etkisi azalır Sıcaklık ve elektriksel iletkenlik değişiminden etkilenir
Elektromanyetik teknikler	Sensörler oldukça ucuzdur Otomasyon mümkündür Tekrarlanabilir sonuçlar	Elektriksel iletkenliğin değişiminden etkilenirler Zeminin heterojen yapısı ölçümleri zorlaştırır
Elektriksel rezistivite tomografisi	Zemini bozmayan uygulama Zemin içindeki 2-3 boyutlu yapı gözlenebilir Sızıntı suyu ölçümlerine hızlı reaksiyon	Sızıntı suyunun elektriksel iletkenliği hakkında bilgi sahibi olmayı gerektirir Pahalı ekipmanlar İlave sıcaklık ölçümleri gerektirebilir
Nötron sondaları	Atık veya zemin içindeki fiziksel halinden bağımsız olarak nem içeriği kolaylıkla ölçülebilir Geniş etki çapı sağlar	Mutlak nem içeriğini belirlemek zordur Suya bağlı olmayan serbest hidrojen olumsuz girişim yapar Hidrojen dışındaki bazı elementler de nötronların yakalama özelliğine sahiptir Yoğunluktaki büyük değişimler sonuçları etkiler Otomasyonu mümkün değildir

Çok Düşük Frekanslı Elektromanyetik Yöntem (*VLF-EM*), deniz aşırı haberleşmeler için kullanılan 15-30 kHz frekans aralığında yayın yapan çok güçlü askeri radyo istasyonlarının yaydığı elektromanyetik alanların kullanıldığı ve yüzeye yakın katmanlardaki yapıların incelenmesi için oldukça hızlı bir imkân sunan elektromanyetik bir yöntemdir [94], [95]. Oldukça güçlü olan bu radyo sinyalleri yüzlerce kilometre uzaklıktaki iletken malzeme üzerinde elektrik akımlarını indükleyebilir. Her malzemenin oluşturduğu manyetik alan

birbirinden farklı ve karakteristik olduğundan bu yöntemle hızlı ve kolay bir analiz yapmak mümkündür. Şekil 2.6’da gösterildiği üzere [96] ortamda iletken malzemelerin bulunması halinde birincil alan tarafından indüklenen “Eddy Akımları” ikincil akım alanlarını oluşturur. VLF-EM yönteminde kullanılan güçlü radyo vericileri, yayılma doğrultusuna dik yönde, yatay manyetik H_y ve düşey elektrik E_z bileşenlerinden oluşan bir birincil elektromanyetik alan yayarlar. İncelenen zemin katmanı veya malzemelerden kaynaklanan indüksiyon, H_y bileşenini değiştirir ve bir yatay elektrik alan yaratır. H_y ve E_x bileşenlerinin birlikte ölçümü görünür öz direncin hesaplanmasını sağlar [94], [97].

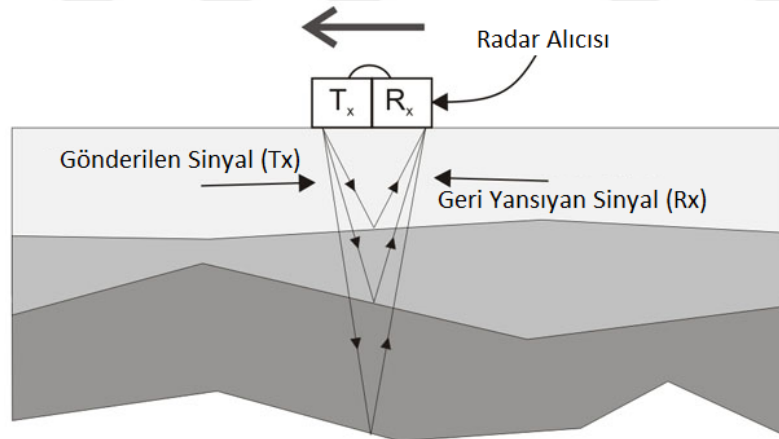


Şekil 2.6 VLF-EM yönteminde elektromanyetik indüksiyon oluşumu [96]

Kolay kullanımı, arazi ölçümünün çok hızlı bir şekilde yapılabilmesi ve çok düşük maliyeti sayesinde özellikle jeofizik çalışmalarda ön araştırmaların hızlı bir şekilde yapılmasında 1960’lardan bu beri kullanılmaktadır [98]. VLF-EM yöntemi özellikle yüzeye yakın zeminlerdeki analiz ve haritalama çalışmalarında kullanılan hızlı ve ekonomik bir yöntemdir. Son yıllarda yeraltı suyu, arkeolojik faaliyetler, toprak yapısı ve kirlenmiş zeminlerin incelenmesi gibi birçok sığ derinlikli jeofizik analizlerinde yaygın olarak kullanılmıştır. Santos ve diğ. [95], 1998’den bu yana işletilen bir depolama alanı çevresinde VLF-EM yöntemiyle sızıntı suyunun hareketini incelemek üzere çalışmalar gerçekleştirmişlerdir. Toplamda 12 adet VLF-EM profilinin kullanıldığı çalışma, daha önce yapılmış olan bir EÖG çalışmasında (Wenner ve Dipol-Dipol dizilimiyle) belirlenen iletken anomalilerin tespit edildiği depolama alanının batı tarafında gerçekleştirilmiştir. Elde edilen verilerin yorumlanmasından oluşan 2-Boyutlu EÖG modelleri, incelenen alanın öz direncinin $400 \Omega M'$ ’den düşük olduğunu göstermiştir. Bu sonuçların daha önce yapılan çalışmalarla uyumlu olduğu görülmüştür.

Al-Tarazi ve diğ. [94] VLF-EM yöntemiyle eski ve yeni açılmış depolama alanlarında yaptıkları çalışmada uzunlukları 250-1500 metre arasında olan 18 adet VLF-EM profili kullanmışlardır. İncelenen depolama alanı, yaklaşık 30 metre derinlikteki sığ yeraltı suyu kaynağını taşıyan oldukça kırılmalı yapıdaki kireçtaşı akiferi üzerinde bulunuyordu. Bölgedeki kuyulardan alınan su numuneleriyle kimyasal ve biyokimyasal analizler de yapılmıştır. Daha önce aynı alanda EÖG yöntemiyle elde edilen verilerle VLF çalışması verilerinin karşılaştırılması sonucunda, bu yöntemin $20 \Omega M'$ 'den daha düşük öz dirençlere sahip sığ ve derin sızıntı suyu birikim alanlarının belirlenmesinde ve depo alanı içinde 40 metreden daha derindeki anomalilerin haritalanmasını mümkün kıldığı görülmüştür.

Yeraltı Radarı (*Ground Penetrating Radar - GPR*) yöntemi, elektromanyetik dalgaların kullanıldığı ve zemini deforme etmeyen jeofizik inceleme yöntemlerinden biridir. Çok geniş zemin hacimlerini ölçümleyebildiğinden dolayı arazi ölçekli uygulamalarda standart noktasal ölçüm tekniklerine kıyasla daha donanımlı bir yapıya sahiptir. Şekil 2.7'de görüleceği üzere [99] GPR'dan gönderilen sinyaller yansıtıcı bir yüzeye rastladıklarında belirli oranlarda kırılarak geri yansımakta ve GPR üzerindeki alıcıya ulaşarak cihaz üzerinde yorumlanmaktadır.



Şekil 2.7 GPR yönteminin temel sinyal akışı [99]

Cihaz belirli bir doğrultuda ve hızda zemin üzerinde hareket ettirildikçe alttaki zeminin gerçek zamanlı kesitini veya görüntüsünü çıkarmaktadır. Temelde bu yöntem sismolojik çalışmalarda kullanılan yöntemle son derece benzerdir. Aradaki tek fark bu yöntemde sismolojideki akustik enerji yerine elektromanyetik enerjinin kullanılmasıdır. Yapılan birçok çalışma GPR yönteminin sadece yeraltındaki genel görüntünün ortaya

çıkarılmasında değil aynı zamanda yeraltı parametrelerinin miktar açısından da belirlenmesinde etkili olduğunu göstermektedir [100]. Hem GPR hem de sondajlı GPR yöntemlerinin uygulandığı birçok araştırmayla bu yöntemin su içeriğinin karakterize edilmesinde, depolama alanı ve dışındaki suların bileşimindeki değişikliklerin tespit edilmesinde oldukça etkili olduğu gösterilmiştir [101]. Depolama alanlarındaki atıkların son derece karmaşık ve çeşitli yapılarından dolayı GPR ile elde edilen sinyaller de çok karmaşık olmakta ve bunların yorumlanması oldukça zor olmaktadır. GPR ile depolama alanlarında yapılacak çalışmalarda en önemli zorluklar depolama alanının heterojen yapısının yanında kil malzeme yoğunluğunun veya iyon açısından fazlaca zengin suların bulunmasıdır. Özellikle depolama alanının üzerinde kil tabaka bulunuyorsa bu yöntemin kullanılması tavsiye edilmemektedir [102]. Bu gibi kısıtlayıcı faktörlerin olmaması durumunda ise özellikle depolama alanlarında sızıntı suyu hareketlerinin, depo alanı yüksekliğinin, zemin profili ve boşlukların hızlı ve etkin bir şekilde belirlenmesi ve ilave bilgilerin elde edilmesi için yardımcı yöntem olarak kullanılması mümkündür.

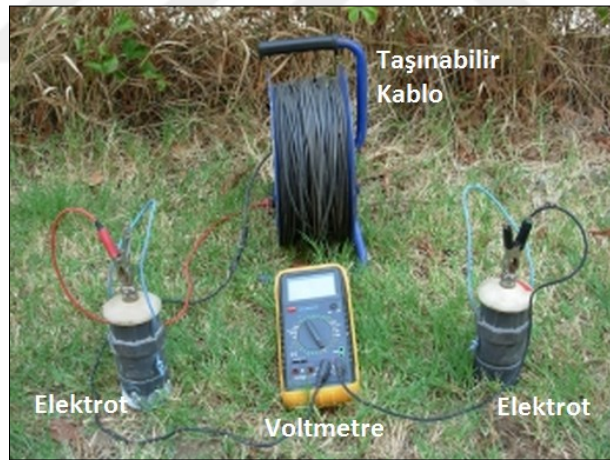
Cassiani ve diğ. [103] yaptıkları bir çalışmada işletmeye devam edilen bir depolama alanının su içeriğini GPR yöntemiyle başarılı bir şekilde karakterize etmişlerdir. Bu çalışmadaki esas hedef depo sahasının üzerindeki geçirimsiz örtünün yağmur ve sulamaya karşı etkinliğini değerlendirmektir.

Yochim ve diğ. [51] tarafından yapılan bir çalışmada ise GPR yönteminin heterojen depo alanındaki su içeriğinin belirlenmesinde etkili sonuç vermediğini ancak aynı çalışmada dikey sondaj eşliğinde uygulanan GPR yönteminin ise su içeriğini tespit etmekte yeterli doğruluğu sağladığı gözlenmiştir. Gözlem için açılan dikey kuyular arasındaki mesafe arttıkça GPR yönteminin hassasiyeti de azalma göstermektedir. Su içeriğinin çok olması da yöntemi olumsuz etkilemektedir.

Hermozilha ve diğ. [104] kapatılmış bir atık depolama alanı içindeki sızıntı suyunun hareketini ve depolama kütesinin yapısını, atık yüksekliğini ve üst örtü etkinliğini GPR ve 2 Boyutlu EÖG yöntemiyle incelemek üzere yaptıkları çalışmada depolama alanında oluşan sızıntı suyu biriken bölgelerin (düşük dirençli ve yüksek sinyal emilimi) ve atıkların yoğun olduğu bölgelerin (daha düşük iletkenlik ve yüksek sinyal yansıması) birbirinden ayırabilmesi sağlanabilmiştir. GPR verilerinin yorumlanması için genelde başka bir ölçüm yönteminin verilerine de ihtiyaç duyulduğundan EÖG çalışmasının sonuçları da önemlidir. Bu yöntemde GPR cihazı hareket halindeyken veriler alındığından, hareket

hızının da önemli bir parametre olduğu ve farklı hızlarda çalışmalar yapılarak en doğru sonucun bulunabileceği düşünülmektedir.

Çeşitli süreçler sonucunda doğal yerkürede veya yeraltında birçok noktada gerilimler oluşur. Farklı özellikteki malzemelerin yan yana gelmesi, birbirinden farklı konsantrasyona sahip elektrolit çözeltilerin birbirine karışması veya sıvıların akışı neticesinde doğal gerilimler oluşur. Doğal olarak oluşan bu elektriksel gerilimler SP yönteminde ölçülerek zemin hakkında bilgi edinilebilir [105]. Yer zemini gözlenen elektriksel alan ve yerkürenin zeminin polarizasyonundan oluşan ve zemin yüzeyinde gözlenen elektriksel alan, kutuplaşmayan elektrotlar ve yüksek giriş öz direnci (10Ω) olan voltmetre ile ölçülüp haritalanabilir [106]. Şekil 2.8'de görüldüğü üzere bu yöntemin uygulanmasında gereken ekipmanlar oldukça sade ve kolay bulunabilir nitelikteki bir çift elektrot çubuğu, gerilimi ölçmek için voltmetre ve yeterli uzunluktaki kablo gereklidir [107]. Diğer yöntemlere göre çok daha hızlı ve ucuz olmasına karşılık sahada yapılan ölçüm verilerini toplamak ve derlemek zor olduğundan sahada çok dikkatli ve sistematik çalışılması gereklidir.



Şekil 2.8 Doğal potansiyel ölçümünde kullanılan ekipmanlar [107]

Özellikle yerleşimlerin bulunduğu yerlerde yapılan çalışmalarda elde edilen SP verileri genelde düşük genlikli olmakta ve sıklıkla elektrik gürültüsünden etkilenebilmektedir. Bu tip gürültü girişimleri genelde değişken zemin yapısı ve malzemelerin doygunluğu, elektrikle çalışan makinelerin varlığı, yeraltında gömülü metal parçaları, elektrik iletim hatları ve ön gerilimli beton gibi kaynaklardan ileri gelmektedir [105]. SP'de kullanılan modern voltmetreler bu gibi elektriksel girişimleri baskılamak için filtrelere sahipler.

Ancak, yine de istenmeyen aykırılıkların (anomali) hatalı yorumunu önlemek üzere bu tip girişimlerin varlığının bilinmesi önem arz etmektedir. Yeraltındaki bir boruda akan sıvı veya gaz, bir akiferde hareket halinde olan su kaynağı, depolama alanındaki boşluklarda hareket eden sızıntı suyu gibi kaynaklar, hedeflenen gerilimi oluşturabilir. Oluşan bu gerilimler çalışılan arazinin ortalama gerilim değişimini aştıklarında veya altında kaldıklarında görünür hale gelirler. SP daha çok maden arama çalışmalarında kendini ispat etmiş bir yöntem [108] olmakla birlikte özellikle redoks potansiyelinin tespitine yönelik hassasiyeti sayesinde [109], [110] yeraltısu seviyelerinin ve hareketlerinin tespit edilmesi ya da kirlenmiş zeminlerin, depolama alanlarının yapısını ve sızıntı suyu hareketlerini incelemek için başvurulan bir yöntem olmuştur.

Naudet ve diğ. [111] redoks potansiyeli ile SP arasındaki ilişkiyi incelemek üzere güney Fransa'da bulunan Entressen depolama alanı ve çevresindeki yaklaşık 20 km²'lik alanda çalışmalar yapmışlardır. Çalışma sonuçları, depolama alanı dışında alınan bir referans noktasına göre yaklaşık -400mV'luk negatif anomali göstermiştir. Yeraltısu akışından kaynaklanan elektro-kinetik bileşenlerin bu değerden çıkarılmasından sonra kalan SP sinyalleri saha içerisinde ölçülen redoks potansiyeliyle lineer bir ilişki içinde olduğu görülmüştür. Bunun sonucunda, SP ile redoks potansiyeli arasında SP ölçümlerini sızıntı suyu birikintisinin redoks potansiyeli değerlerine dönüştürebilecek kantitatif bir değişim ilişkisi önerilmiştir.

Gallas ve diğ. [112] tropikal iklime sahip bir bölgede depo alanından kaynaklanan bir sızıntı suyu birikiminin karakterizasyonu kapsamında incelenen alandaki sızıntının ana akış doğrultusunu tespit etmek için SP yöntemi kullanmışlardır. Akış yönünün tespit edilmesinde çok iyi sonuç veren SP yöntemi aynı zamanda hızlı ve ekonomik bir uygulama olarak tavsiye edilmiştir.

Ricardo ve diğ. [113] Brezilya'nın Estrutural depolama alanı ve çevresinde sızıntı suyundan etkilenen alanların tespiti amacıyla yaptıkları çalışmada karşılaştırmalı olarak SP ve EÖG yöntemlerini kullanmışlardır. Çalışmalardan elde edilen her iki profilde de tahmin edildiği üzere sızıntı suyuyla ilişkili anomaliler tespit edilmiştir. Bu profiller karşılaştırılarak anomaliler arasında tatmin edici bir korelasyon olup olmadığı incelendiğinde genel olarak bir uyum olmasına rağmen pik değerlerde uyumsuzluk ortaya çıktığı gözlenmiştir. Bu farklılıkların sadece sıvı akışından kaynaklanan ilave gerilimden oluşamayacağı düşünülerek yapılan detaylı incelemeler sonucunda bunun

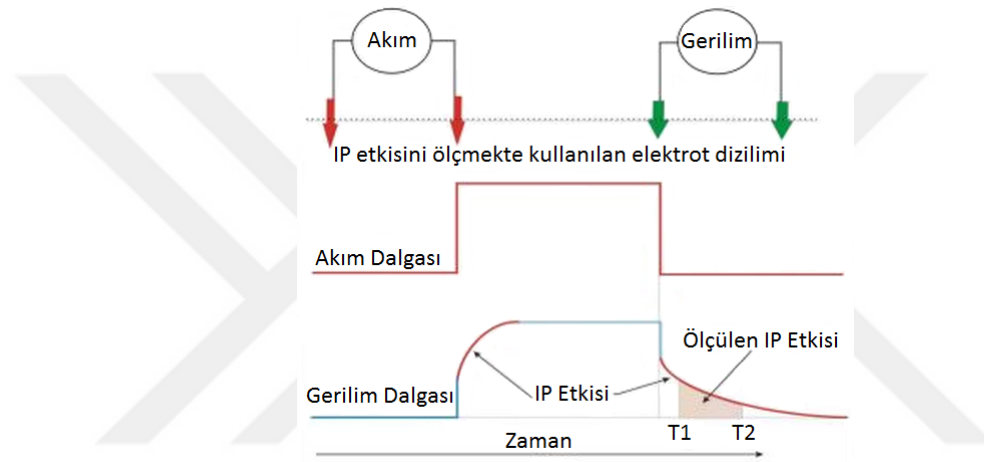
sebebinin alanda bulunan hafriyat atıkları olduğu sonucuna varılmıştır. SP'nin özellikle ikinci bir jeofiziksel yöntemle doğrulanması halinde çevresel çalışmalarda kullanışlı bir yöntem olduğu ifade edilmiştir.

Zemin veya depolama alanı içindeki indüksiyon polarizasyonu (IP), mineral içerikli malzemeye suyun bir araya gelmesi sonucu ortaya çıkan elektrokimyasal etkileşimlerin bir etkisidir. IP, zeminin ölçülen özdirencindeki değişikliği frekans olarak ölçen elektriksel bir yöntem olarak tanımlanabilir. EÖG yöntemlerinde kullanılan elektrot dizilişleri bu yöntemde de aynen kullanılabilir. Bu yöntemin zaman tabanlı ve frekans tabanlı olmak üzere iki türü vardır. Zaman tabanlı IP yöntemi sönüm eğrisinin incelenmesi üzerine kurulmuştur. Akım verme ve kesme zamanları "akım-açık" ve "akım-kapalı" olarak anılır ve sinyal/gürültü oranını arttırmak amacı ile aletsel nedenlerden dolayı bir dizi halinde yinelenir [114]. Kullanılan 4 adet elektrot grubunun ikisi üzerinden sabit bir akım gönderilir. Gönderilen bu akım belirli bir anda aniden durdurulur. Akımın geçmediği bu süre içinde diğer iki elektrot üzerinde oluşan gerilim ölçülür. Eğer ortamda bir IP etkisi meydana geliyorsa bu elektrotlar üzerindeki gerilim, akımın kesilmesiyle birlikte hemen sıfır değerine inmeyecek, ancak birkaç saniye sonra sıfır değerine düşecektir.

Frekans tabanlı yöntemde ise yine aynı uygulamayla fakat bu defa farklı akım/gerilim frekansları kullanılarak zeminin özdirenci belirlenmeye çalışır. Başka bir deyişle, uygulanan akımın frekansı arttırıldığıça özdirencin azaldığı nokta bulunmaya çalışılır. şekil 2.9'da IP yönteminde uygulanan elektrot diziliminde akım kesildikten sonra gerilim ve akım değişimi gösterilmektedir [96]. IP ölçümlerinde genelde IP gerilimi ile spesifik bir zaman aralığı gözönüne alınır.

Aristodemou ve Thomas-Betts [92] bir akifer sistemi içerisinde yakındaki bir depolama alanından kaynaklandığı düşünölen bir kirletici yayılımını izlemek üzere jeoelektriksel çalışmalarda bulunmuşlardır. Akifer sisteminin jeofiziksel olarak belirlenen elektriksel özellikleri kirletici taşınımını modellemekte kullanılan hidrolik iletkenliği tahmin etmek üzere kullanılmıştır. İncelenen depolama alanı yüksek konsantrasyonda inorganik materyalin (*klorlu ve sülfatlı bileşikler*) yanında çok çeşitli organik malzemede (*yüksek KOI ve TOK değerlerine sahip atıklar*) içeren genelde akışkan atıkların depolandığı bir alandır. Depolama alanında fazlaca miktarda kil malzemede bulunduğundan ölçölecek özdirenç ve şarj edilebilirliğe etkisi olacağı düşünölmüştür. Ortamda önemli miktarda

organik madde bulunduğundan IP yönteminin kullanımı tercih edilmiştir. Ölçüm yapılan kirlenmiş alanlardaki özdirenç değerleri tahmin edilenden daha yüksek çıkmıştır. Bunun nedeninin ortamdaki organik madde miktarı olduğu düşünülmüştür. Ancak, bir diğer sebebin ortamdaki kumlu malzeme içindeki düşük boşluk oranının olabileceği gözden kaçırılmamıştır. Düşük boşluk oranı akışkan içeriğini azaltmakta bu da genel özdirencin artmasına neden olabilmektedir. IP ölçümleri depolama alanının üst kısımlarında yüksek görünür şarj edilebilirlik değerleri (80-120 ms) göstermiştir. Bunun muhtemel nedeninin depolanan metal nitelikli atıkların veya yüksek organik yüke sahip sıvı atıkların olduğu düşünülmektedir.



Şekil 2.9 IP yönteminde akım ve gerilim değişimi [96]

Pierwola [115] eski bir madenin atıklarının depolandığı Bokow (Polonya) depolama alanında yaptığı çalışmada, depolama alanındaki atıkların yeraltı suyuna olan kirletici etkisini incelemek üzere EÖG ve IP yöntemlerini uygulamıştır. İlk incelemelere dayanarak çok ince geçirimsiz yüzey kaplamasının hemen altında oldukça su taşıyan oldukça kalın bir tabakanın varlığı tespit edilmiştir. Bu tabakanın bir kanal vazifesi görerek depolama alanında açığa çıkan klorlu ve sülfürlü bileşikler alan dışına iletildiği görülmüştür. Ortamdaki akifer sistemi birçok noktada farklı kalınlıklara sahip ve farklı geçirgenlikte kil malzemeye kaplı heterojen bir ortam olduğundan sadece EÖG sonuçlarına dayalı bir yorumlama yapmak hatalı sonuç verebileceğinden ayrıca IP ölçümleri de yapılarak daha güvenilir bir değerlendirme yapılması temin edilmiştir. Elde edilen sonuçlar, depolama alanından kaynaklanan sızıntıların yeraltı suyunu kesinlikle etkilediğini göstermiştir. Bu çalışmayla EÖG ve IP yöntemlerinin birlikte kullanılıp sonuçların yorumlanmasıyla çok

karmaşık zemin yapısına sahip alanlarda bile kirletici yükü ve hareketlerinin belirlenmesinin mümkün olduğu gösterilmiştir.

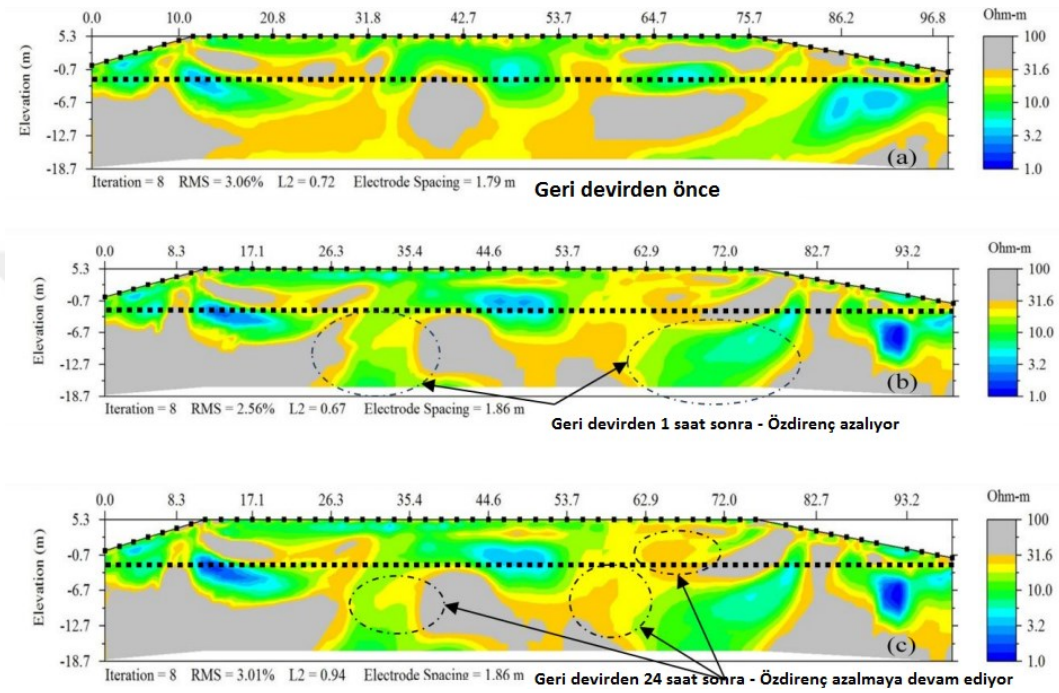
Gazoty ve diğ. [116], kapatılmış olan Horlokke (Danimarka) depolama alanı çevresindeki hidrolojik faaliyetlere etkisi olan önemli zemin altı jeolojik yapıları tespit etmek ve atık depolama alanını haritalamak amacıyla IP ve EÖG kullanmışlardır. 1968'de açılan depolama alanı herhangi bir yalıtım sistemi, membran tabakası ya da sızıntı suyu toplama sistemi olmadan inşa edilmiştir. Depolama alanlarında bulunan atıkların ve alanlarda yoğun olarak bulunan kil malzemelerin IP yöntemiyle hassas bir şekilde incelenebildiği ve bunun da tek başına EÖG yöntemiyle elde edilen verilerle yapılacak yorumlamadan daha iyi netice verdiği bilinmektedir. Çalışmada depolama alanı üzerinde 4 adet ve çevreleyen saha üzerinde de 7 adet olmak üzere toplamda 11 adet EÖG/IP profili kullanılmıştır. İzleme amacıyla daha önceki yıllarda açılmış olan 25 adet sondaj kuyusundan sağlanan verilerle de IP/EÖG verilerinin doğrulaması sağlanmıştır. Bu kuyulardan yaklaşık 50-60 metre derinlikten su numuneleri alınabilmektedir. Elde edilen veriler 1-boyutlu ters çözümlü model kullanılarak yorumlanmıştır. Sonuçlar hem ilgilenilen atık alanının geometrisi hem de ana jeolojik yapıların belirlenmesinin IP/EÖG yöntemlerinin kullanılmasıyla mümkün ve etkili olduğunu göstermiştir.

2.3.2 Elektriksel Özdirenç Görüntüleme Yöntemi

Özdirenç ölçümleri tarihsel olarak maden ve yeraltısuyu araştırmalarında kullanılan bir teknik olarak gelişmişse de son zamanlarda EÖG depolama alanlarının ve kirlenmiş zeminlerin yüzey altı karakterizasyonunda yaygın olarak kullanılmaya başlanan ve daha da gelişen bir yöntemdir.

Hossain ve diğ. [117] heterojen atıklar içindeki sızıntı suyu hareketinin izlenmesi için Denton (Texas, ABD) depolama alanında EÖG yöntemiyle bir çalışma gerçekleştirmişlerdir. Çalışmanın ilk ölçümleri, ortama salınan sızıntısuyunun atık içindeki dikey hareketini gözlemek üzere geri devir yapılan hattın hemen yanında gerçekleştirilmiştir. İkinci set testler ise sızıntı suyunun yatay hareketini gözleme üzere geri devir hatlarının yaklaşık 50 metre karşısındaki bir noktada yapılmıştır. Çalışmada kullanılan H2 kodlu geri devir hattı boyunca elde edilen özdirenç değerlerinin farklı zamanlardaki değerleri Şekil 2.10'da verilmiştir [117]. Geri devir hattının altında hızlı bir

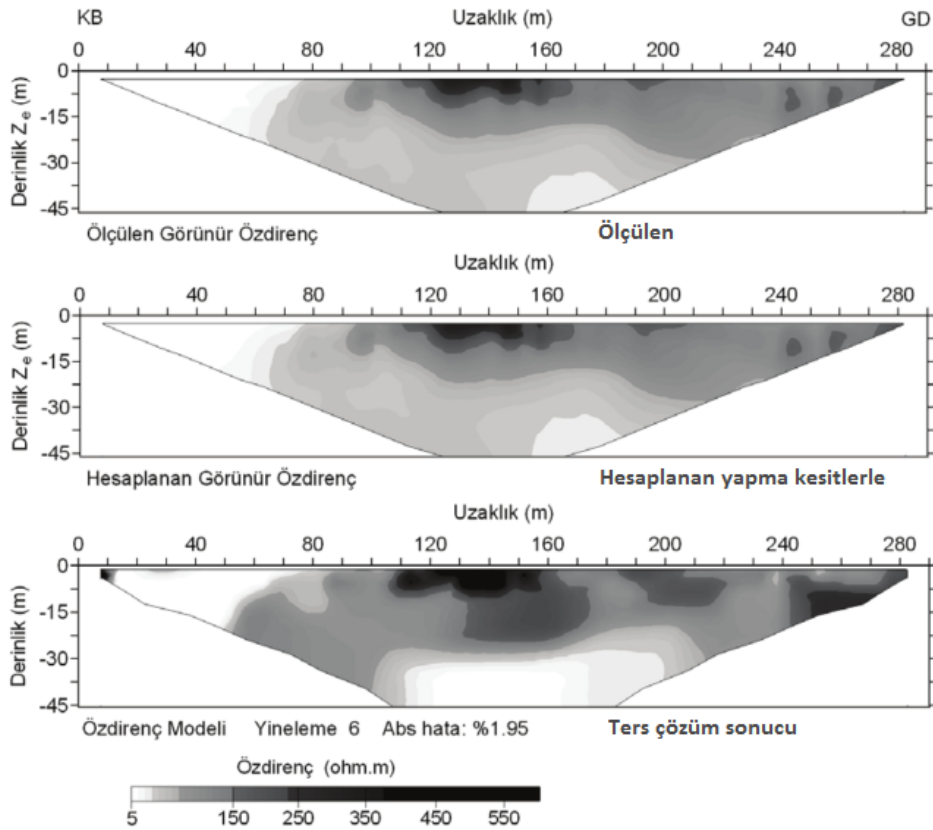
şekilde gelişen öz direnç azalması gözlenmiştir. Ancak bu azalma eğilimi hat boyunca düzenli bir şekilde gelişmediğinden sızıntı suyunun heterojen atık yığınları içerisinde bulabildiği en kestirme yolu tercih ettiğini göstermektedir. Yapılan her ilave geri devirle nemli bölgenin daha da derine gittiği gözlenmiştir. Yaklaşık 8 ay süren çalışmanın ilk etabına göre EÖG yönteminin depolama alanı içindeki sızıntı suyu hareketinin izlenmesinde etkin bir şekilde kullanılabileceğini göstermektedir.



Şekil 2.10 Denton depo alanında H2 hattı boyunca zamana bağlı öz direnç değişimi [117]

Drahor ve diğ. [89], atık ve dolgu alanlarda elektrik öz direnç ters-çözüm yönteminin uygulanabilirliğini incelemek amacıyla, iki-boyutlu yapay ve arazi verileri kullanılarak modelleme üzerine çalışmışlardır. Yapay veriler, değişik dolgu ortamlarını benzeştirmek için üç farklı benzetim modeli kullanılarak elde edilmiştir. Hesaplamalarda, öz direnç yönteminin dört temel dizilimi (Wenner, Schlumberger, Dipol-Dipol, Pole-Pole) kullanılmıştır. Yapay benzetim çalışmaları, gömülü yapılar arasındaki öz direnç zıtlıkları çok yüksek ve yapılar yüzeye yakın konumda bulunuyorlarsa, derindeki dirençli ve/veya iletken katmanların belirlenmesinin hemen hemen olanaksız olduğunu göstermiştir. Ayrıca benzetim çalışmaları, yapı boyutlarının da önemli olduğunu ve yapı boyutlarındaki azalmanın da yapıların saptanmasını azalttığını ortaya çıkarmıştır. Sonraki aşamada, Dokuz Eylül Üniversitesi Tınaztepe kampüs alanında bulunan eski bir atık sahası üzerinde

2-boyutlu EÖG çalışması yapılmıştır. Özdirenç verisi, üç ayrı hat üzerinden elde edilerek Şekil 2.11’de [89] gösterilen iki-boyutlu özdirenç ters-çözüm yöntemi kullanılarak yorumlanmıştır. Özdirenç ters-çözüm çalışmaları, çöplükteki atıkların genelde 10 ile 15 m derinliğe kadar uzandığını ve elektriksel değerlerindeki hızlı değişimlere göre alanın bu bölümünde farklı atık hücreleri ya da katmanlarının bulunduğunu göstermiştir. Böylece kullanılan yöntemin depolama alanı inceleme ve değerlendirme çalışmalarında da yararlı sonuçlar ürettiği gösterilmiştir.



Şekil 2.11 Tınaztepe depo alanı Hat 1’in ölçümler sonucu elde edilen EÖG modeli [89]

2.3.2.1 Elektriksel Özdirenç Teorisi

Elektriksel özdirenç, bir malzemenin üzerinden geçen elektrik akımına ne kadar iyi tepki verdiğinin bir göstergesidir. Elektriksel direnç ilgili malzemenin hacmi ve geometrisine bağlı olduğu halde elektriksel özdirenç bunlara bağlı değildir. Malzemenin uzunluğu “L”, kesit alanı “A” ve sabit bir orantı olan elektriksel özdirenç “ ρ ” olmak üzere Direnç “R” aşağıdaki denklemle ifade edilebilir:

$$R = \rho L/A \quad (2.1)$$

Özdirencin karşılığı elektriksel iletkenlik olup genellikle “Siemens/m” birimiyle tanımlanır. Ohm kanununa göre direnç (R, birimi Ohm) uygulanan akımın (I, birimi Amper) gerilime (V, birimi Volt) oranı olarak tanımlanabilir:

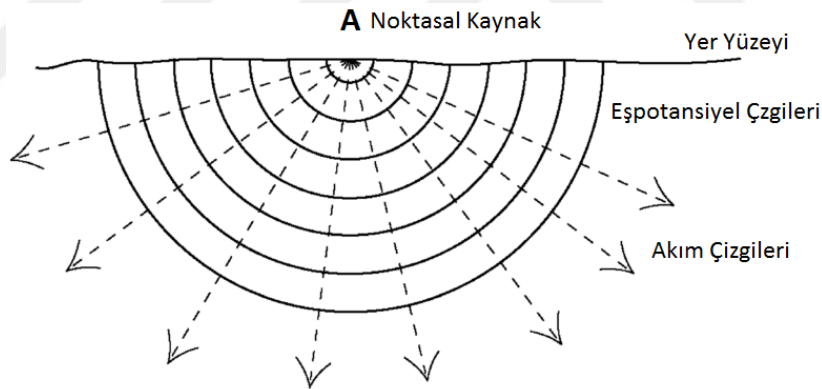
$$R = V/I \quad (2.2)$$

Özdirenç yönteminde yapay olarak üretilen elektrik akımları zemine aktarılırken oluşan gerilim farkları yüzeyde ölçülür. Gerilim farklılığının oluşturduğu şekiller zemin altındaki düzensiz yapılar hakkında bilgi almamızı sağlar [118]. Zemine gönderilen akım radyal yönde hareket eder. Şekil 2.12’de [119] gösterildiği üzere homojen ve izotropik bir ortamda oluşan eş elektrik potansiyeli eğrileri akım eğrilerine dik şekilde hareket ederler. Akım yoğunluğu (J), akım değerinin akımın dağıldığı alana oranı olarak ifade edilebilir:

$$J = I/2\pi r^2 \quad (2.3)$$

Bu durumda oluşan gerilim farkı (V) aşağıdaki denklemle bulunabilir:

$$V = I\rho/2\pi r \quad (2.4)$$



Şekil 2.12 Homojen zeminde akım ve gerilim eğrilerinin dağılımı [119]

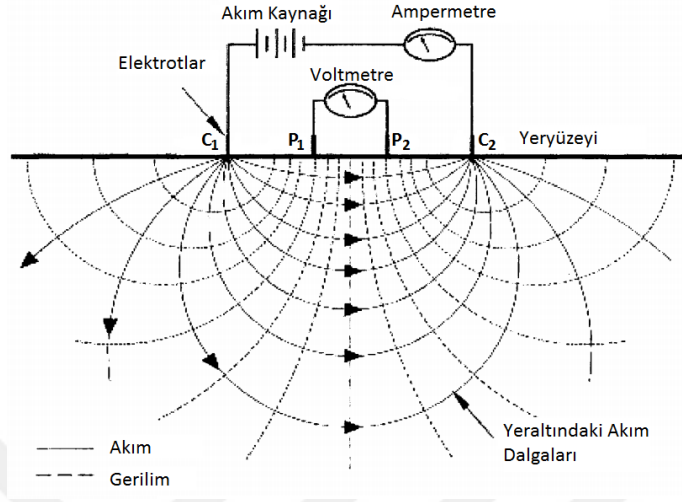
Şekil 2.13’te [118] görüldüğü üzere elektriksel özdirencin ölçülmesinde genel olarak 4 adet elektrottan oluşan bir set kullanılır. Bunlar akımın verildiği 2 adet akım elektrodu (C_1 - C_2) ve oluşan gerilimi ölçen 2 adet gerilim elektrodudur (P_1 - P_2).

C_1P_1 , C_2P_1 , C_1P_2 ve C_2P_2 elektrotlar arasındaki geometrik mesafesi göstermek üzere M-N elektrotları arasında oluşan gerilim farkı (ΔV) aşağıda verilen denklemle hesaplanır:

$$\Delta V = \rho I/2\pi [1/C_1P_1 - 1/C_2P_1 - 1/C_1P_2 + 1/C_2P_2] \quad (2.5)$$

Sonuç olarak elektriksel özdirenç aşağıda verilen denklemle hesaplanabilir:

$$\rho = [2\pi / (1/C_1P_1 - 1/C_2P_1 - 1/C_1P_2 + 1/C_2P_2)] \Delta V / I = K \Delta V / I \quad (2.6)$$

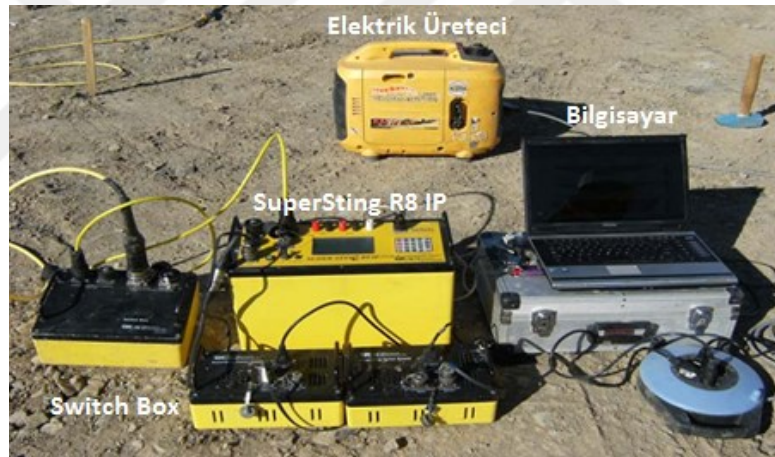


Şekil 2.13 Özdirenç ölçümünde kullanılan 4'lü elektrotun genel dizilişi [118]

Denklem 2.6'da görülen K, geometrik şekil katsayısı elektrotların diziliş türüne ve elektrotlar arası mesafeye bağlı olarak değişim gösterir. Akım ve gerilim elektrotları arazide ölçüm yapmak üzere zemin yüzeyine veya açılan sondaj içlerine yerleştirilebilirler. Yüzeyde uygulanan yöntemlerle kıyaslandıklarında sondajlı yöntemlerin derinliğe bağlı çok daha yüksek çözünürlük sağlama üstünlükleri vardır [120]. Fakat sondajlı yöntemlerde elektrotların yerleştirilmesi için kaçınılmaz olarak incelenen alana müdahale edilerek zeminin zedelenmesi söz konusudur. Bu yöntem laboratuvar ölçeğinde de elektrotların numunenin etrafındaki farklı derinliklere yerleştirilmesiyle uygulanabilir [121]. Bu düzeneklerle ölçülen özdirenç değerleri "görünür özdirenç" değerleri olup kullanılan elektrot dizilişlerine bağlı olarak zemin özelliklerinin homojen olduğu varsayımına dayanarak elde edilmiş değerlerdir. "Gerçek özdirenç" değerlerinin bulunması için ölçülen değerlerin "ters-çözümleme" olarak tarif edilebilen bir algoritma dizisine tâbi tutulmaları gerekmektedir [122]. Ters çözümleme işlemleri Gauss-Newton'un "En Küçük Kareler Yöntemi", "Sonlu Farklar Yöntemi" veya "Sonlu Elemanlar Yöntemine" dayanan son derece karmaşık algoritmik modeller olup gerçek özdirenç ve gerçek derinliği temsil eden eşyükselti görüntüleri sağlamaktadır.

2.3.2.2 Elektriksel Özdirenç Yönteminde Elektrot Dizilişleri

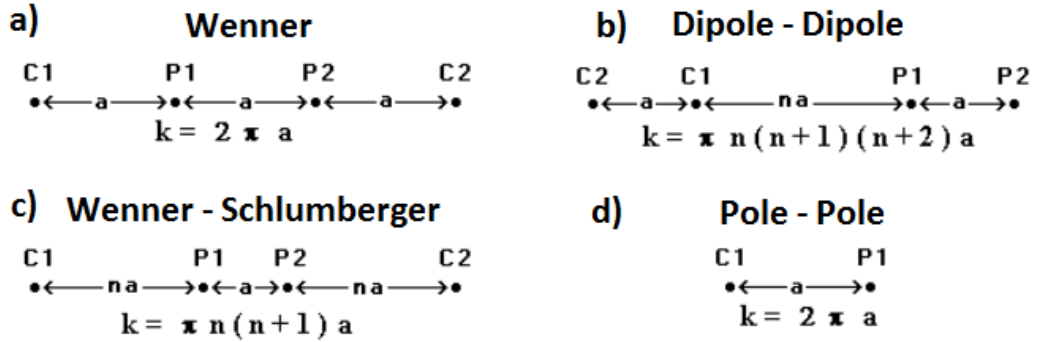
İlk defa Wenner tarafından 1915 yılında uygulanan elektriksel özdirenç yöntemi daha sonra Schlumberger tarafından 1920 yılında geliştirilerek daha da yaygın hale getirilmiştir. Klasik elektriksel özdirenç yönteminde daha önce de ifade edildiği gibi A-B ve M-N elektrotları kullanılarak özdirenç ölçümleri yapılmaktaydı. Bilgisayar teknolojisi ve algoritmalarının gelişmesine bağlı olarak günümüzde artık “Çok elektrotlu elektriksel özdirenç” uygulamaları standart hale gelmiştir. Bu yöntemde eşit aralıklı ve bir hat boyunca zemine çakılmış elektrotlar ve bunların bağlantısını sağlayan yeterli uzunlukta kablolar bulunmaktadır. Elektrot sayısı ve kablo uzunluğu yapılacak çalışmaya göre değişebilir. Üreticiler genel olarak 28, 56, 84 ve 112 elektrotlu veya 20, 30, 50 elektrotlu düzenekler üretmektedirler. Kullanılan elektrotlar klasik sistemdeki gibi paslanmaz çelik elektrotlardır. Şekil 2.14’te çoklu elektrotlu görüntüleme yöntemi için sahada kullanılan temel ekipmanlar görülmektedir.



Şekil 2.14 Çok elektrotlu özdirenç ölçüm ekipmanı (AGI SuperSting R8 IP)

Elektriksel özdirenç ölçüm cihazında, aktif elektrotları önceden tanımlanmış olan ölçü alım sıralamasına göre değiştiren ve alınan ölçümleri de saklayan bir hafıza sistemi bulunmaktadır. Akım (C_1-C_2) ve gerilim (P_1-P_2) elektrotlarının çeşitli kombinasyonlarıyla karmaşık bir sondaj profil kesiti, kablonun toplam boyuna bağlı olarak en büyük profil derinliği elde edilmektedir. Bazıları sadece belirli uygulama alanlarında kullanılmak üzere geliştirilmiş birçok elektrot dizilimi bulunmasına rağmen sadece iki tanesi genel bir yaygın bir kullanıma sahiptir: Wenner ve Schlumberger. Bunların dışında elektriksel özdirenç çalışmalarında sıkça kullanılan diğer bir dizilim de Dipole-Dipole’dur. Bir diğer

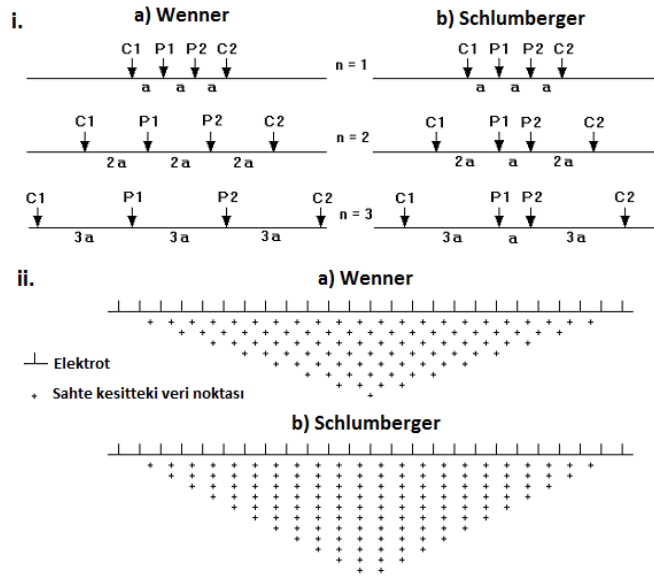
temel dizilim olan Pole-Pole dizilimi diğerleri kadar yaygın değildir. Pratikte, tek akım ve tek gerilim elektrodundan oluşan ideal Pole-Pole dizilimi mevcut değildir. Jeofizik incelemelerde sıklıkla kullanılan temel dizimler genel olarak Şekil 2.15'te verilmiştir.



Şekil 2.15 Özdirenç ölçümlerinde sıklıkla uygulanan dizilim ve geometrik faktörler

Wenner Dizilimi: Bu dizilimde akım ve gerilim elektrotları eşit aralıklarda yerleştirilirler [118]. Diğer yöntemlere kıyasla daha basit bir dizilimdir. Bu dizilimde dışta bulunan iki elektrot (C_1 - C_2) sabit elektrik akımını (I) sağlarken içteki iki elektrotta (P_1 - P_2) gerilim farkının (V) ölçülmesinde kullanılır. Bu dizilimde sadece elektrot açıklıkları artırılarak oldukça hızlı bir şekilde ölçümlerin yapılması ve zamandan tasarruf edilmesi mümkündür. Yapılması gereken okuma sayısı nispeten küçüktür. Wenner dizilimi, özellikle dizilimi oluşturan elektrotların tam altındaki özdirençin dikey değişimine karşı hassas olmasına karşılık yatay doğrultuda oluşan özdirenç değişimlerine bu kadar iyi cevap veremeyebilir [123]. Genel olarak Wenner dizilimi dikey değişimlerin çözümlenmesinde (yatay yapılar) oldukça iyi sonuçlar verirken yatay değişimlerin (ince dikey yapılar) saptanmasında ise daha zayıf sonuçlar vermektedir. Yapılan hassaslık analizleri C_1 - P_1 ile C_2 - P_2 arasındaki yüzeye yakın noktalarda büyük oranda negatif değerlerin oluştuğunu göstermektedir. Bu şu anlama gelmektedir, eğer içinde bulunduğu ortamın özdirençinden daha büyük bir özdirence sahip bir küçük bir kütle bu negatif alan içinde bulunursa ölçülen görünür özdirenç düşük görünecektir.

Wenner-Schlumberger Dizilimi: Wenner ve Schlumberger dizilim geometrisinin bir karışımı olan bu dizilim tipi 1990'larda yapılan elektriksel özdirenç görüntüleme çalışmaları sonucu ortaya çıkmıştır [124]. Schlumberger dizilimi özellikle özdirenç sondaj ölçümlerinde en fazla kullanılan dizilimdir. Şekil 2.16Error! Reference source not found.'da sabit aralıklarla ayarlanmış dizilim görülmektedir.



Şekil 2.16 Wenner ve Schlumberger’de i) elektrot dizilimi ii) yalancı kesit

Bu dizilim için “n” faktörü C_1-P_1 (veya P_2-C_2) elektrotları arasındaki mesafenin P_1-P_2 gerilim elektrotları arasındaki mesafeye oranını temsil etmektedir. Buradan da görüleceği üzere Wenner dizilimi Schlumberger diziliminde n faktörünün 1’e eşit olması halinde oluşan dizilim şeklindedir. Wenner diziliminden farklı olarak P_1-P_2 arasındaki mesafe (a) sabit tutulurken C_1-P_1 ve C_2-P_2 arasındaki mesafeler logaritmik olarak arttırılır. Bu dizilim için oluşan sinyal gücü n faktörünün karesiyle orantılıdır. Sinyal gücü Wenner dizilimine göre zayıf olmasına rağmen Dipol-Dipol’e göre kuvvetli, Pole-Pole’e göre ise yaklaşık 2 katıdır.

Dipol-Dipol Dizilimi: Akım ve gerilim devreleri arasında çok düşük elektromanyetik etkileşim oluşturmasından dolayı özellikle özdirenç ve IP çalışmalarında çok yaygın olarak kullanılan bir dizilim tipidir. Bu dizilimdeki elektrot sıralaması Şekil 2.15’te verilmiştir. Şekilden görüleceği üzere akım elektrotları arasındaki mesafe ile gerilim elektrotları arasındaki mesafe eşit olarak (a) gösterilmektedir. Bu dizilim için “n” faktörü C_1-P_1 elektrotları arasındaki mesafeni C_1-C_2 (veya P_1-P_2) gerilim elektrotları arasındaki “a” mesafesine oranını temsil etmektedir. Bu dizilimdeki ölçümlerde “a” mesafesi başlangıçta sabit tutulur ve “n” faktörü 1’den 6’ya kadar arttırılarak zemin araştırmasının ulaşabileceği derinlik arttırılır. Bu yöntemin etkin bir şekilde kullanılabilmesi için kullanılacak özdirenç ölçüm cihazının oldukça hassas olması ve oluşacak negatif gürültü girişimlerinin ihmal edebilecek donanıma sahip olması gerekmektedir.

2.3.2.3 Elektriksel Özdirenç Ölçümlerini Etkileyen Faktörler

Elektriksel özdirenç; sıcaklık, zemin içinde akışkan haldeki çözeltinin konsantrasyonu, zeminin suya doygunluk oranı, akışkanın elektriksel özdirenci, boşluk oranı, gözenek boyut dağılımı, partikül boyut dağılımı gibi birçok zemin özelliğinin karmaşık bir fonksiyonudur. Hava ortamı sonsuz dirence sahip bir yalıtıcı, suyun özdirenci iyonik konsantrasyonun bir fonksiyonu ve katı partiküllerin özdirenci de bileşenlerinin yüzeydeki elektriksel yükleriyle ilişkilidir. Bütün bu parametreler ve daha fazlası elektriksel özdirenci farklı şekillerde ve oranlarda etkilemektedir. Bu zemin parametrelerinin her birinin elektriksel özdirençle olan ilişkilerini ortaya koymak üzere birçok özdirenç deneysel çalışması yapılmıştır. Depolama alanlarındaki yapılar içinde oluşan boşluk sızıntı suyu genel olarak iyonik yapıya sahip olduğundan bu ortamlarda oluşan elektriksel akımlar da elektrolitik olmakta ve dolayısıyla ortamda çözünmüş tuzların varlığıyla daha da artmaktadır. Bu sebeple zemin içindeki elektriksel akım, boşluklarda dolaşan sızıntı suyunun miktarına ve kalitesine bağlı olmaktadır. Zeminin su içeriğini belirlemek üzere yapılan çoğu çalışmada su içeriğinin artmasına veya eksilmesine bağlı oluşan elektriksel iletkenlik değişimini ihmal etmek için çözeltilerin elektriksel iletkenliğinin genelde sabit olduğu varsayımı yapılmaktadır.

2.4 Katı Atıkların Metan Gazı Potansiyeli

Gerek evsel nitelikli katı atıklar gerekse endüstriyel kaynaklı atıkların içerisinde bulunan organik bazlı kısımlar anaerobik reaksiyonlar neticesinde ayrışarak metan gazına dönüşebilmektedir. Bu tip kaynaklardan elde edilebilecek metan gazının doğru belirlenmesi veya tahmin edilmesi, bu gibi kaynaklardan yararlanmayı da doğru şekilde planlamayı sağlayabilecektir. Bu amaçla büyük çaplı katı atık depolama alanlarındaki atıklardan elde edilebilecek gaz miktarını hesaplamak üzere geliştirilen matematiksel modeller yanında daha çok spesifik atık fraksiyonlarının metan potansiyellerini belirlemek üzere kullanılan laboratuvar ölçekli analiz yöntemleri de mevcuttur.

2.4.1 Depo Gazı Modelleri

Depo alanındaki aerobik koşullar organik maddenin anaerobik ayrışarak metan üretimini engeller. Alana dökülen atıkların organik kısmının sadece %25-50'sinin metan oluşumuna katkı verebildiği bazı çalışmalarla gösterilmiştir [125]. İyi projelendirilmiş ve iyi yönetilen

depo alanlarında bile organik maddelerin ayrışması ile elde edilen depo gazının ancak hacimce %70' i gaz toplama sistemleriyle çekilebildiği ve kötü işletilen tesislerde bu değer %25'lere kadar düştüğü görülmüştür [126].

Potansiyel gaz oluşumunu hesaplamak için en güvenilir yöntem pompa test kuyularının açılması ve burada belirli süreyle gaz çekimi yapılmasıdır. Diğer yöntemler yaklaşık tahmin ve matematiksel model hesaplamalarıdır. Bir depo alanında oluşacak gaz miktarını hesaplayabilmek için en güvenilir yöntem test kuyuları açmak ve bu kuyulardan oluşan gazı yeterince uzun süre ölçerek gazın kalite ve miktarına karar vermektir. Ancak, bu durumda bile hektarlarca yüzey alanına sahip bir depolama alanında sadece belirli bir bölgenin durumu hakkında bilgi edinilmektedir. Bu sebeple depo alanındaki atık dağılımına ve sahanın büyüklüğüne göre temsil edici bölgelerde uygun sayıda test kuyuları açmak gerekmektedir. Her bir kuyudan toplanan gazın kalitesini ve debisini ölçmek için ayrı ayrı testler yapılır. Yöntem oldukça pahalı (>100.000\$) ve uzun zaman bir yöntem olmasından dolayı yatırımcılar tarafından pek tercih edilmez [127].

Oluşacak depo gazının miktarını hesaplamakta kullanılacak en basit yöntem her bir ton atığın yılda 6 m³ gaz üreteceğini varsaymaktır [128] [129]. Bu tahmini değer işletilmekte olan birçok depo alanının değerlendirilmesiyle elde edilen ortalama bir değerdir. Değerlendirilecek depo alanındaki atık türü, dağılımı ve kompozisyonu, iklim ve atık miktarının değişimine bağlı olarak bu değerde önemli sapmalar oluşabilir.

Depo gazı oluşum modelleri, bir atık hacminden zamanla oluşan toplam depo gazı hacminin tahmin edilmesinde kullanılan yöntemlerdir. Çizelge 2.9'da depo gazı ve emisyonu tahmininde kullanılan önemli bazı modellerin denklemleri, güçlü ve zayıf yönleri verilmiştir [130]. Model hesaplamalarında atık depolama periyodu, atık miktarı ve bu atıkların özellikleri gibi çeşitli verilere ihtiyaç vardır. Matematiksel ifadelerle dayanan modellerin yanında son yıllarda eğitilebilir algoritmalara dayanan model çalışmaları da yaygın olarak mühendislik çalışmalarında kullanılmaktadır [22]. Depo gazı modelleri ortaya çıkarılırken laboratuvar ölçekli araştırmalar ile pilot ölçekli çalışmaların verileri de kullanılmaktadır. Sonrasında bu araştırma sonuçlarının gerçek ölçekli saha verileri ile doğrulanması gerekmektedir. Modelin doğrulanması basamağında, model çıktıları mevcut depo sahalarına ait veriler kullanılarak geçmişe dönük olarak yapılabilir. Bu amaçla belirli depo sahaları 5-50 yıl gibi zaman periyodlarında incelenebilir [131]. İnceleme periyodu ne kadar uzun tutulursa model o ölçüde tutarlı olacaktır. Model için

esas alınan depo sahası uzun bir zaman periyodunda gözlemlenirken mevcut sistemin yatırımları ve tasarımı için proje öncesinde de mutlaka bir model çalıştırılması gerekmektedir. Evsel katı atıkların metan potansiyeli üzerine birçok modelleme çalışması yapılmıştır [131], [132].

Bunların çok büyük bir kısmı Monod'un birinci derece bozunma denklemine dayanan modellerdir. Bu tür modellerde birim atık kütlesiyle maksimum potansiyel metan oluşumu arasında lineer ve bozunma katsayısıyla da eksponansiyel bir ilişki olduğu kabul edilmektedir. Metan oluşumunun zamandan bağımsız olarak sabit olduğu bazı modellerde ise Monod denkleminin "Sıfırıncı Dereceden" ayrışma modelleri uygulanmıştır. Fakat bu kabul, sonuçlarda açık bir hataya sebep olabilmektedir [133].

Çizelge 2.9 Önemli depo gazı modellerinden bazıları ve özellikleri [130]

Modeller	Denklem	Güçlü / Zayıf Özellikler
EPER Germany	$M_e = MxBDC_xBDC_fxFxDxC$	Sıfırıncı derece denklem, atık miktarına dayanmaktadır, biyolojik olarak ayrışabilen karbonun tespit edilmesi gerekir
SWANA Zero Order	$Q = \frac{MxL_0}{(t_0 - t_1)}$	Sıfırıncı derece denklem, atığın kütlesine ve zamana bağlıdır
IPCC	$Q = (MSWT_xMSWF_xDOC_xDOC_fxF \times \frac{16}{12} - R)x(1 - OX)$	Sıfırıncı dereceden denklemdir. Ayrışabilen organik karbonu esas alır. Yardımcı olacak tablo ve değerler sağlanır.
LandGEM	$Q_{CH_4} = \sum_{i=1}^n kL_0M_i(e^{-kt})$	Birinci derece denklemdir. Atık kompozisyonu önemlidir. Kullanımı kolay bir arayüz mevcuttur.
GasSim	Bilinmiyor	Birinci dereceden denklem olduğu biliniyor. Çok fazlı modeldir. Denklemlerin detayları hakkında bilgi bulunmuyor. Hesap modülleri korunmaktadır.
Mexico	$Q_M = \sum_{i=1}^n 2kL_0M_i(e^{-kt})$	Birinci derecede denklem. Metan oluşumu için gecikme hesaplanabiliyor. Kullanımı kolay arayüze sahip. Atık karakterizasyonu önemli.

2.4.2 Metan Potansiyeli ve Reaksiyon Hız Katsayısı

Yapılan bir çalışmada ham katı atıktan üretilebilecek potansiyel biyogaz miktarının atığın LOI değeri kullanılarak tespit edilebileceği gösterilmiştir [134]. Sınırlı sayıda atık numunesi kullanılarak belirlenen LOI değerleri esas alınarak DR4 (mg O₂/kg LOI) ve BM100 (L O₂/kg LOI) testleri geliştirilmiştir. DR4 yönteminin aerobik ve BM100 yönteminin de anaerobik olmasının dışında bu iki yöntem arasındaki en önemli farklılık DR4 testinin çok kısa bir zaman aralığında (4 gün) gerçekleşiyor olmasıdır [135]. Diğer yandan, LOI ve UKM'nin numunelerdeki organik madde içeriği hakkında bilgi vermesine karşılık ayrışabilir organik maddeyi göstermediği ve bu sebeple bu parametrelerin numunelerin biyolojik ayrışabilirliği için bir göstere olamayacaklarını ifade etmişlerdir [58].

Gerek ülkemizde gerekse dünyanın birçok ülkesinde çeşitli katı atıkların anaerobik ortamda çürütülmesiyle metan elde edilmesi birçok yerel yönetim ve tarımsal endüstriye dayanan firma ve çiftlikler tarafından yoğun bir şekilde kullanılmaktadır. Birçok substrat türü metan üretilmesi için anaerobik proseslerde kullanılabilir, ancak, kullanılmadan önce mutlaka karakterize edilmesi gerekmektedir [136]. Bu karakterizasyon işlemi içerisinde substratın sahip olduğu ana bileşenlerinin (lipid, protein, selüloz, karbonhidrat, lignin vb.) ve anaerobik koşullarda üretilebilecek metan miktarının tespiti gibi konular yer almaktadır. Şimdiye kadar organik maddenin karakterizasyonunu kimyasal veya biyolojik yöntemlerle yapmak mümkün olmuştur. Çeşitli kimyasal analizler için reaktantların kullanıldığı konvansiyonel kimyasal veya kolorimetrik yaklaşımlar pahalı, aşırı zaman alıcı ve bazen de zararlı olabilecek maddelere ihtiyaç duyabilmektedir. Anaerobik koşullarda üretilebilecek nihai metan miktarını (BMP) ve kinetik katsayı değerlerinin elde edilmesini sağlayan BMP testi anaerobik biyo-ayrışabilirlik değerlendirilmesi için kullanılan genel yaklaşım yöntemidir [128]. BMP testinden elde edilen veriler anaerobik çürütücü sisteminin tasarımı ve işletilmesinde kullanılmaktadır. Bu değerlerle sistemin yükleme hızı ve hidrolik bekletme süresinin tanımlanmasını sağlamaktadırlar. Bu test yöntemi henüz standartlaştırılmamış olmasına rağmen güvenli sonuçlar sağlaması açısından tercih edilmektedir. Fakat bu test yöntemi tamamen mikrobiyolojik proseslere dayandığından en az 25-30 gün ve bazı durumlarda kullanılan hammaddeye bağlı olarak 30-100 gün sürmekte [137] ve bu sebeple işletmede pratik olarak uygulanması pek mümkün olmamaktadır. Ancak, üretilen metan miktarı ve proseste kullanılan organik maddenin hem biyolojik olarak ayrışabilir hem de

ayrışamayan (lignin, hemi-selüloz) belirli özellikleri arasında bazı ilişkilerin bulunduğu çeşitli araştırmalarda gözlenmiş ve bu ilişkilere dayanarak metan potansiyelinin tahmin edilebildiği çeşitli matematiksel regresyon modelleri geliştirilmiştir [138] [139].

Gurijala ve diğ. [140] bir depolama alanının farklı noktalarından aldıkları 38 adet katı atık numunesiyle aynı anda 10 farklı parametre kullanarak metan oluşum hızını tahmin edecek bir regresyon modeli geliştirmişlerdir. Analizler neticesinde özellikle nem içeriği, uçucu organik katılar, sülfat, ve selüloz/lignin oranının metan oluşumuyla kuvvetli korelasyon gösterdiği görülmüştür. İncelenen diğer parametrelerin (proteaz, amilaz, esteraz, azot, kâğıt nem içeriği, pH) diğerlerine kıyasla korelasyonları çok düşük belirlenmiştir. Elde edilen modelle toplam varyansın %95,85'inin açıklanabildiği ve gerçekten oluşan metan gazının da yaklaşık %87'sine karşılık gelebildiği görülmüştür. Ancak, araştırmacılar, genelleştirilmiş ve diğer depolama alanı koşullarına da uygulanabilecek bir modelin elde edilmesi için dünyanın başka bölgelerindeki depolama alanlarıyla da çalışılması gerektiği vurgulamışlardır.

Birinci derece ayrışma modelleri atıkların ayrışmasından oluşan metan emisyonlarının belirlenmesinde gerek akademik araştırmacılar gerekse resmi kurumlar tarafından kullanılması tavsiye edilen modellerdir [141]. Bu modellerin çoğu temelde iki parametreye dayanmaktadır: (1) Biyokimyasal metan potansiyeli (BMP) ve (2) k reaksiyon hız katsayısı [133] [142]. Her ne kadar modellerde kullanılan standart varsayılan parametre değerlerinin kullanımı mümkün olsa da birçok araştırmacı bu değerlerin her saha için yeniden kalibre edilerek kullanılmasını tavsiye etmektedir [143] [144]. Çeşitli araştırmacılar tarafından farklı depolama sahalarında farklı modellerle elde edilen model sonuçlarıyla sahada yapılan çalışmalarla elde edilen sonuçların karşılaştırması Çizelge 2.10'te verilmiştir.

Sadece modellerin sağladığı varsayılan değerlerle yapılan çalışmalarda elde edilen model/saha sonuçları oranlarının 0,7-3,3 arasında değiştiği görülmektedir. Bazı araştırmacılar belirsizlikleri azaltmak ve daha güvenilir model tahminleri yapmak amacıyla bu gibi değerleri kullanarak çalışmalarını için kullanacakları BMP ve k değerlerini kalibre etmektedirler. Katı atık depolama alanlarındaki atıkların ayrışma hızı atık kompozisyonu, atık dane boyutu, nem, ortam sıcaklığı pH gibi birçok faktöre bağlı olarak değişmektedir [145]. k değeri arttıkça oluşan metan miktarı da artmaktadır. Bu terim için

kullanılan diğerk bir ifade “yari 6m6r” terimi olup atık i7indeki ayrışabilir organik maddenin k6tlesinin yarısının ayrışması i7in gereken s6reysi tanımlamaktadır.

7izelge 2.10 Model ve saha 7alışmalarıyla elde edilen depo gazı oluşum sonu7larını karşılaştıran akademik 7alışmalara ait sonu7lar

Depolama Alanı	Model	BMP ve k değeri	Uygulanan 6l76m Y6ntemi ^a	Model/Deney Oranı ^b
1 Vahşi depolama – 6rd6n	GasSim	Varsayılan	A7ılan kuyularla pompa testi (G)	1,1 [146]
7 D6zenli depolama – İsvet7	IPCC	Varsayılan	İz element dispersiyonu (E)	0,7 [147]
1 D6zenli depolama – İtalya	LandGEM	Varsayılan	Depo gazı toplama sistemiyle 6l76m (G)Akı 7emberi (E)	1,1-2,6 [148]
1 D6zenli depolama- Tayland	IPCC ve LandGEM	Varsayılan	Depo gazı toplama sistemiyle 6l76m (G)Akı 7emberi (E)	1,1-3,3 [149]
9 D6zenli depolama - Tayland	IPCC ve LandGEM	Varsayılan	Akı 7emberi (E)	0,7-3,3 [150]
1 D6zenli depolama – Danimarka	GasSim	Varsayılan	İz element dispersiyonu ve Akı 7emberi (E)	2,5-3,3 [151]
3 D6zenli depolama – ABD	LandGEM	Atık kompozisyonuna bağlı BMP ve depo gazı toplanması verilerine dayanan k değeri	İz element dispersiyonu	0,9-1,3 [152]
2 D6zenli depolama – İngiltere	LandGEM	Atık kompozisyonuna bağlı BMP ve değerlerine bağlı k değeri	Depo gazı toplama sistemiyle 6l76m (G)	1,3 [153]
35 D6zenli depolama – Kanada	LandGEM	Atık kompozisyonuna bağlı BMP ve yağış değerlerine bağlı k değeri	Depo gazı toplama sistemiyle 6l76m (G)	1,3 [154]

^a Bu kolonda G ve E sırasıyla gaz oluşumunu ve emisyonu ifade etmektedir.

^b Bu kolonda ilk değerler model ve deneysel 7alışma sonucu elde edilen sonu7ların oranını g6sterirken parantez i7indeki rakamlar kaynakları g6stermektedir.

2.5 Katı Atık Y6netiminde Uygulanan 7ok Değişkenli İstatistik Y6ntemler

Doğada meydana gelen proseslerde mutlaka birden fazla değişken/parametre etkili olduğundan bu proseslerin sadece tek değişkenle ifade edilen y6ntemler uygulayarak tanımlanması yeterince tatmin edici olamamaktadır. 6rneğin hava durumunun ifade edilmesinde r6zgeър, hava basıncı, sıcaklık, yoğunlaşma noktası gibi bir7ok parametre s6z

konusu olabilmektedir. Bu gibi birçok farklı birim ve ölçeği içeren veri setinin incelenmesinde çoklu değişkenli istatistiksel analiz yöntemleri etkin sonuçlar verebilmektedir. Bu yöntemlerin uygulanmasıyla, normalde klasik grafiksel ve istatistiksel yöntemlerle belirlenemeyecek gizli kalmış ilişkilerin ortaya çıkması sağlanabilmektedir.

Atık yönetiminde de diğer birçok bilim dalında olduğu gibi çok farklı birimler ve boyutlar söz konusudur. Birçok durumda sadece analitik yöntemlerle bile bazen içinden çıkılamayacak kadar çok sayıda farklı veri türünden oluşan veri setleri ortaya çıkabilmektedir. Spektroskopi veya kromatografi gibi uygulamalarda sadece bir numuneden bile 1000'den fazla veri ortaya çıkabilmektedir. Bu tür analitik yöntemlerin yorumlanmasına destek olmak amacıyla geliştirilen istatistiksel yöntemlerin esas amacı verilerin analiz edilmesi, sınıflandırılması ve gerekirse de tahmin edilmesidir [155]. Bu alanda kullanılan başlıca gelişmiş istatistiksel yöntemler temel bileşen analizi (principal component analysis, PCA-TBA), faktör analizi (factor analysis, FA), kümeleme analizi (cluster analysis, CA-KA), ayırma analizi (discriminant analysis, DA), çoklu doğrusal regresyon (multiple linear regression MLR) ve kısmi en küçük kareler regresyon analizi (partial least square regression analysis, PLS-R) olarak sıralanabilir [156].

2.5.1 Kümeleme Analizi

Değişkenlerin benzerlik ve farklılıklarına göre kümelere dâhil edilmesinde kullanılabilecek çeşitli kümeleme yaklaşımları vardır. En çok kullanılan kümeleme algoritmaları hiyerarşik ve hiyerarşik olmayan kümeleme adı altında iki kategoride toplanmaktadır [157]. Hiyerarşik yöntemin gruplayıcı ve bölücü olmak üzere iki türü mevcuttur. Gruplayıcı hiyerarşik yöntemde her değişken veya gözlem başlangıçta bir küme olarak kabul edilir. Daha sonra en yakın iki küme yeni bir kümede toplanarak birleştirilir. Böylece her adımda küme sayısı bir azaltılarak istenen seviyeye gelinceye kadar devam edilir. Bölücü hiyerarşik yöntemin uygulanması gruplayıcı hiyerarşik yöntemin tersidir. Bu yöntemde tüm gözlemlerden oluşan büyük bir küme ile işe başlanır ve benzer olmayan gözlemler ayıklanarak daha küçük kümeler oluşturulur. Her gözlem tek başına küme oluşturana kadar işleme devam edilir [158]. Numuneler veya parametreler arasındaki farklılık ve benzerlikleri ortaya çıkarmak amacıyla yapılan birçok çalışmada özellikle hiyerarşik gruplama algoritmasının daha yaygın olarak tercih edildiği gözlenmektedir [159] [160] [161].

Kümeleme analizi bir gözlemler setini grup veya kümelerin sınırlı bir sayısına ayırmayı amaçlayan çok değişkenli bir istatistik yöntemidir. Ayırma işlemi, aynı gruptaki gözlemler birbirine benzer iken farklı gruplardaki gözlemler birbirinden farklı olacak şekilde yapılmaktadır [162] [158]. Gözlemler (numuneler) ya da değişkenler (parametreler) grup veya kümelemenin konusu olabilir. Birimlerin kümelenmesinde bir gözlemler setinin gruplar veya kümelere ayrılması amaçlanmakta, ancak ne grup sayısı ne de grup üyeliği bilinmektedir. Değişkenlerin kümelenmesinde ise birbiriyle ilişkili değişken gruplarının ve dolayısıyla ortak faktör yapılarının ortaya çıkarılması sebebiyle faktör analizi ile benzerlik görülmektedir [163].

Zbytniewski ve Buszewski [164] [165] bu yöntemi konvansiyonel kompost verileri ve nükleer manyetik rezonans (NMR) verilerine uygulayarak kompost olgunlaşma süresine bağlı olarak oluşan gruplamaları incelemişlerdir. Bu çalışmalarla kompost süreleri kullanılarak kompost malzemesinin ana kaynağının belirlenebileceği gösterilmiştir.

Gil ve diğ. [159], büyükbaş gübresinden elde edilen kompostun farklı toprak türlerine uygulanması sonucunda gübrelenen toprak numuneleriyle gübrelenmemiş toprak numuneleri arasında benzerlik ve farklılıkları ifade etmek üzere kümeleme analizi ve ağaç diyagramlarını kullanmıştır. Bu sayede numune gruplarının gerek uygulanan işlem gerekse numune tarihi bazında tam anlamıyla ayrışması ve belirlenmesi sağlanabilmiştir.

Bustamante ve diğ. [160], farklı kompost türlerinin fiziksel-kimyasal, mikrobiyolojik ve kimyasal parametrelerini incelemek için uyguladıkları kümeleme analiziyle organik malzemeleri 4 farklı gruba ayırarak kompostlama sisteminin nihai kompost ürününün özellikleri üzerindeki etkisinin son derece düşük olduğunu göstermiştir.

Jacobsen ve diğ. [166] evsel atıkların belediye ve özel sektör taşımacılığının maliyet karşılaştırmasını yaptıkları çalışmalarında karşılaştırılacak belediyelerin belirlenmesinde nüfus, nüfus yoğunluğu ve atık miktarı gibi parametrelerin esas alındığı kümeleme analizini kullanmışlardır.

Innerebner ve diğ. [167], 4 farklı kompost türünün (organik atık, sığır gübresi, yeşil atık ve arıtma tesisi çamuru) uzun süreli olarak (>10 yıl) her yıl uygulandığı bir tarla deneyinde amonyak oksitleyici türlerin topluluk bileşimi ve çeşitliliği incelemişlerdir. Bu çalışmada, denatüre edici gel elektroforez (DGGE) profillerinin gruplanmasına kompostun

mikroorganizma yapısı, kompostla gübrenilmiş toprak ve mineral gübrenilmiş toprak parametrelerinin esas alındığı kümeleme analizi uygulanmıştır.

Ros ve diğ. [168], farklı kompost türleri, mineral gübreler ve bunların karışımlarının çeşitli parametreler üzerindeki uzun süreli etkilerinin incelendiği çalışmada farklı kompost türlerinin olgunlaşmasında etkili olan mikroorganizma türleri de değerlendirilmiştir. Kompost numunelerinin gruplandırılmasında kullandıkları kümeleme analiziyle bazı kompost özellikleri için net ayrımlar elde etmişlerdir.

Jean ve Fruget [169], kirleticilerin ekosistem üzerine olan etkilerinin araştırıldığı çalışmalarında özellikle depolama alanlarından kaynaklanan sızıntı sularının ve kimyasal maddelerin fiziksel-kimyasal parametre ve zehirlilik özelliklerine göre sınıflandırmak üzere kümeleme analizini uygulamışlardır.

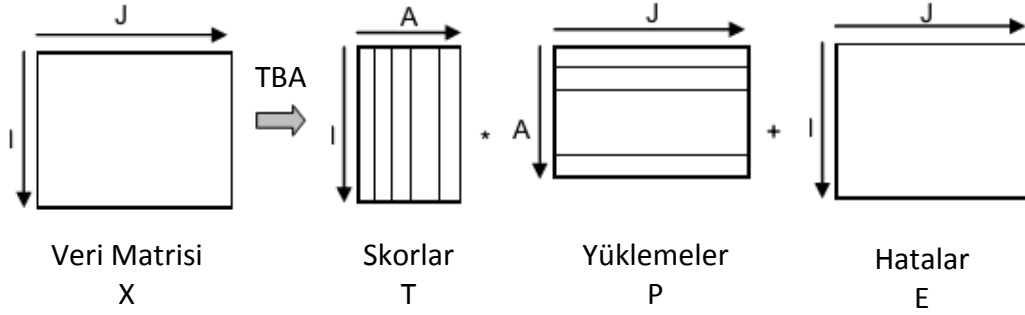
Tesar ve diğ. [170], bir depolama alanında gerçekleştirilen yerinde havalandırma çalışmasının etkilerini göstermek üzere kümeleme analizini elde edilen spektral veriler üzerinde kullanmışlardır. Bu sayede, spektral verilerin yorumlanmasında sınırlı kalındığında, orijinal ve havalandırılmış numuneler arasındaki farklıklara bağlı olarak çok kesin bir ayırım yapılabilmektedir.

2.5.2 Temel Bileşenler Analizi

Karl Pearson tarafından 1900'lerde geliştirilen "Temel Bileşenler Analizi" (TBA) daha sonra uygulama alanlarının Hotelling [171] ve Rao [172] tarafından geliştirilmesiyle popülerlik kazanmıştır. TBA tek başına kullanılarak değişkenler arasındaki ilişkiler ağının yok edilmesi veya boyutlarının azaltılması amacıyla kullanılabilir gibi başka analizler için veri hazırlama yöntemi olarakta kullanılmaktadır [173]. Başka bir deyişle, TBA en yüksek varyansı temin etmek üzere değişkenlerin boyutsallığını azaltırken ifade ettikleri karakteristik özellikleri korumaya devam ederek bir dönüşüm sağlamaktadır. Oluşturulan yeni koordinatlara dönüşüm skor (T), yükleme (P) ve hata (E) terimleriyle ifade edilmektedir. Şekil 2.17'de görülen bu dönüşümü matris ifadesiyle gösterecek olursak durum $X = T*P+E$ olarak ifade edilebilir [174].

TBA esasen 3 amaç için uygulanabilir. Bunlar verilerin boyutunu azaltmak, tahminleme yapmak ve veri setini bazı analizler için görüntülemek olabilir [175]. Özetle TBA, veri setlerindeki parametrelerin ilişkiler yapısının tanımlanmasında, açıklanmasında, benzer

ve farklılıkların belirlenmesinde kullanılabilen istatistiksel bir yöntemdir. Boyut azaltırken üst seviyede bir veri kaybı yaşanmaması ve bu sayede verilerin sıkıştırılması da önemli bir avantajdır.



Şekil 2.17 Temel bileşen analizinin prensipleri [174]

Bu özellikleriyle TBA'nın birçok bilim alanı yanı sıra sıklıkla kullanıldığı Çevre Mühendisliği uygulama alanlarından biri de su kalitesi yönetimidir ve izlenmesidir [176] [177]. Bunun dışında birçok mühendislik uygulamasında olduğu gibi atık yönetiminin kompost, evsel katı atık, depolama alanı araştırmaları, lojistik gibi çevreyle ilgili birçok alanda sıkça kullanılan TBA'nın uygulamalarına rastlamak mümkündür.

Zbytniewski ve Buszewski [164] [165], kimyasal parametrelerin, absorpsiyon bant genişliği oranlarının ve nükleer manyetik rezonans (NMR) verilerinin muhtemel gruplamalarını ve istatistiksel öneme sahip parametrelerin belirlenmesinde kullanmışlardır. Analiz sonucunda kompost özelliklerinin olgunlaşma süresiyle değiştiği görülmüştür.

Campitelli ve Ceppi [178] farklı kompost ve solucan gübresi (vermikompost) türlerine ait verileri kullanarak iki kompost tipi arasındaki önemli farklılıkları ortaya çıkarmak üzere TBA yöntemini kullanmışlardır.

Smidt ve diğ. [179], biyolojik atıklar, hayvan gübresi, saman ve arıtma tesisi çamuru gibi farklı atık türlerinin spektral karakteristiklerindeki farklılıkları belirlemek üzere TBA yöntemini uygulamışlardır. TBA yöntemi, stabilite limitlerine ulaşan depolama alanlarındaki biyolojik ayrışma prosesleri esnasında evsel atıkların karakteristik değişimlerinin belirlenmesinde kullanılmıştır [180].

Evsel katı atıkların bertarafı üzerine çalışan Scaglia ve Adani [181], TBA yöntemini kullanarak evsel katı atıkların aerobik reaktivitesini ölçümleyebilecek bir stabilite endeksi geliştirmişlerdir.

Olivero-Verbel ve diğ. [182] TBA yöntemini uygulayarak evsel katı atık depolama alanındaki sızıntı suyunun toksisitesi ile atıkların fiziksel-kimyasal parametreleri arasındaki ilişkileri incelemişlerdir.

Mikhailov ve diğ. [183] farklı katı atık depolama alanlarını izlemek üzere derinlik, kül içeriği, hacimsel ağırlık, nem içeriği, yaz ve kış aylarındaki atık oluşum miktarları, yüzey örtü toprağı kalınlığı gibi parametreleri dâhil ettikleri çalışmalarında TBA'yı uygulamışlardır.

Sızıntı suyunun bileşiminin incelendiğı çalışmada Kylefors [184] TBA'yı mevcut analitik izleme programındaki parametre sayısını azaltmak üzere uygulamıştır. Böylece daha az sayıdaki parametre ile çok fazla veri kaybı olmadan daha düşük bir maliyetle aynı sonuçlara ulaşmanın mümkün olabileceğini göstermiştir.

Durmuşoğlu ve Yılmaz [185], ön arıtılmış ve ham sızıntı suyu için topladıkları verileri TBA ile analiz ederek en önemli bağımsız değişkenleri belirlemişlerdir. Bu yöntemle ham sızıntı suyu için Cu, Toplam-P, Zn ve KOI parametreleri en etkili parametreler olarak tespit edilirken ön arıtılmış sızıntı suyu verileri için de Zn, Cu, Toplam-P, S ve KOI parametreleri etkili olarak belirlenmiştir.

Ecke [186] katı atık yakma tesislerinden kaynaklanan uçucu küllerin süzüntü parametreleri verilerine TBA uygulayarak belirli koşullar altında çeşitli metallerin taşınabilirliğini incelemiştir. Özellikle Pb ve Zn gibi kirleticilerin stabilizasyonu açısından karbonasyon yönteminin etkili olduğunu göstermiştir.

2.5.3 Faktör Analizi

Faktör analizi (FA) çeşitli değişkenlerden meydana gelen büyük bir grup içindeki ilişkilerin daha anlamlı ve özet bir şekilde ifade edilmesini sağlamakta kullanılan bir istatistiksel yöntemdir [156]. Başka bir deyişle, belirli bir durumu (numune, olay vb.) tanımlayan çok sayıdaki değişkenin birbiriyle olan ilişkilerini incelemek üzere bu değişkenleri gruplayarak daha az sayıdaki faktörle ifade edilmesi yöntemidir [187].

FA birçok açıdan TBA'ya benzer özellikler sergiler fakat temelindeki matematiksel kavramlar açısından oldukça farklıdır. TBA'da temel bileşenler orijinal değişkenlerin doğrusal kombinasyonları olarak tanımlanırken, FA'da orijinal değişkenler faktörlerin doğrusal kombinasyonu olarak tanımlanırlar. Ayrıca, TBA'da değişkenlerin toplam

varyansının büyük bir kısmı açıklanırken FA'da değişkenler arasındaki kovaryans veya korelasyon izah edilmeye çalışılır [187]. Srivastava ve Ramanathan [188] Hindistan'daki bir depolama alanı yakınındaki yeraltı suyu kalitesini FA yöntemini kullanarak incelemişlerdir. Parametreler arasında gözlenen ilişkileri en basit halleriyle faktörler kullanarak ifade etmişlerdir.

Bustamante ve diğ. [160], tarımsal endüstriyel atıklardan elde edilen kompostun tanımlanmasındaki en önemli parametrelerin belirlenmesinde FA yöntemini kullanarak elde ettikleri 4 adet faktörle toplam varyansın %72,3'ünü açıklamışlardır.

2.5.4 Çoklu Doğrusal Regresyon

Doğada veya çeşitli bilim dallarında incelenen olayları, reaksiyonları ya da kısaca bir bağımlı değişkeni sadece tek bir bağımsız değişkenle veya bir sebeple ifade etmek mümkün değildir [189]. Bu tür olaylar genelde çok sayıda birbirinden bağımsız veya belirli derecede bağımlı değişkenin karşılıklı etkileşimlerinin bir sonucudur. Sadece bir adet bağımsız değişken kullanılan regresyon analizi "basit regresyon" olarak tanımlanırken birden fazla bağımsız değişkenin kullanıldığı regresyona da "çoklu regresyon" olarak tanımlanabilmektedir [190]. Karmaşık kimyasal, biyolojik ve fiziksel süreçleri içeren bilimsel çalışmalarda değişkenlerin açıklanmasında veya tahmininde kullanılan "Çoklu Doğrusal Regresyon" analizi istatistiksel yöntemler içinde en yaygın kullanılan yöntemlerden biridir [191]. Çoklu regresyon analizi, bağımlı değişkenle ilişkili olan iki veya daha fazla bağımsız değişkene dayanan bağımlı değişkenle ilişkisinin tanımlanmasında veya tahmin edilmesine kullanılabilen bir analizdir. Bağımsız değişkenler tarafından bağımlı değişkende açıklanan toplam varyansın yorumlanmasına ve bağımsız değişkenlerle bağımlı değişken arasındaki ilişkinin yönüne dair bir değerlendirme yapılmasını sağlayabilir. Gerçek doğrusal ilişkiyi gösteren matematiksel model, n tane bağımsız değişken için aşağıda verilen denklemde ifade edilmiştir:

$$y = b_0 + b_1x_1 + b_2x_2 + \dots + b_nx_n + \varepsilon_i \quad (2.7)$$

Çoklu regresyon analizinde eğimler (b) diğer değişkenler sabit tutulduğunda, o bağımsız değişkendeki birim artışa karşılık, bağımlı değişkendeki değişim miktarını gösterir. Denklemde y bağımlı değişkeni, b katsayıları, x bağımsız değişkenleri ve ε model belirsizlik hata terimini göstermektedir [191].

Dünyanın en büyük katı atık depolama alanlarından biri olan ABD'deki Fresh Kills depolama alanından topladığı 38 adet numuneyle 10 farklı parametrenin metan gazı oluşumu üzerindeki eşzamanlı etkilerini inceleyen Gurijala ve diğ. [140] çoklu doğrusal regresyon analizini kullanmışlardır. Yaptıkları değerlendirme sonuçlarına göre uçucu katı maddeler, nem içeriği, sülfat ve selüloz/lignin oranlarının çoklu regresyondaki en etkili parametreler olduğu ortaya çıkmıştır. Çalışmada kullanılan diğer parametrelerin ise (kâğıttaki nem oranı, çıkarılan atıklardaki suyun pH'sı, proteaz, amilaz, esteraz ve azot) ana parametrelere nazaran çok az etkili oldukları görülmüştür.

Chikae [192] kompost olgunluğunun bir belirleyici özelliği olarak belirlediği çimlenme endeksini tahmin etmek üzere MLR analizini 32 parametre ve 159 numunenin kullanıldığı başarılı bir şekilde uygulamıştır. Bu uygulamayla çok sayıdaki etken parametre sayısını azaltarak istenen çimlenme endeksi hesaplanabilmiştir.

Brandstätter ve diğ. [193], MLR yöntemini kullanarak eski depolama alanlarındaki atıkların çeşitli kimyasal parametrelerinin tahmin edilmesinde kullanmışlardır. Bu çalışmayla, sadece dört adet temel parametre (yanma kaybı, elektriksel iletkenlik, pH ve Cl⁻) kullanılarak diğer 12 parametrenin belirli bir istatistiksel güven aralığında tespit edilebileceğini göstermişlerdir.

Noori ve diğ. [194], Tahran'da oluşabilecek evsel katı atık miktarının tahmin edilmesi üzere yaptıkları çalışmada MLR analizi ile Yapay Sinir Ağı (Artificial Neural Network - ANN) yöntemlerini uygulayarak kıyaslamışlardır. MLR analizinin özellikle kullanılan parametrelerin birbiriyle olan ilişkileri sebebiyle daha zor uygulanabildiği görülmüştür.

Cheng ve diğ. [195], hastanelerde oluşan tıbbi atıkları miktarlarının belirleyen faktörlerin tahmininde kullandıkları MLR analizi sonucunda bulaşıcı hastalık taşıyan atık miktarının %92'sini genel tıbbi atıkların da yaklaşık %64'ünü tahmin değişkeni olarak sadece hasta yatak sayısı ve sigorta geri ödemesi parametrelerini kullanarak gerçekleştirmişlerdir.

Sun ve diğ. [196], MLR analizini yemek atıklarından yapılan kompost içindeki mezofilik ve termofilik bakterilerin belirlenmesinde kullanmışlardır. Bu çalışmaya göre termofilik bakteriler üzerine etki eden parametreler ve etki şiddetleri Zaman > Nem içeriği > Kül içeriği > Sıcaklık > NH₄-N > Toplam-N > Toplam karbon olarak sıralanırken mezofilik bakteriler için bu sıralama Zaman > Sıcaklık > Toplam-N > Nem içeriği > NH₄-N > Toplam karbon > pH şeklinde elde edilmiştir.

Kafle ve Chen [139], 5 tür hayvan gübresinin (at, keçi, domuz, tavuk ve sığır) anaerobik ayrışmasının karşılaştırıldığı çalışmalarında bu atık türlerinin BMP tahminlerinin yapılmasında da MLR analizini kullanmışlardır. Geliştirilen modellerde lignin (LIG), asidik deterjan fiber (ADF), toplam karbonhidrat (TC), ham protein (CP) ve toplam yağ (TF) parametrelerini kullanmışlardır. En iyi modelin CP, ADF ve LIG parametreleriyle ($R^2=0,996-0,998$, $rRMSE=0,171-0,381$) elde edildiği görülmüştür.

Gunaseelan [197], çeşitli türdeki ağaçlardan kaynaklanan bahçe atıklarının ayrışmasından kaynaklanan metan miktarı ve bileşiminin incelendiği çalışmasında metan potansiyelini tahmin etmek üzere lignin, toplam karbonhidrat, ham protein, C/N oranı ve KOI parametrelerinin dâhil edildiği MLR analizlerini kullanmıştır. Elde edilen modellerin $R^2=0,862$ ile yeterince güvenilir bir aralıkta olduğu görülmüştür.

MALZEME VE YÖNTEM

3.1 Düzenli Depolama Alanı

Çalışmanın gerçekleştirileceği Kömürcüoda katı atık düzenli depolama alanı İstanbul'un Anadolu yakasında evsel katı atıkların depolanmasını sağlamaktadır. 1995 yılında işletmeye alınan depo alanı şehir merkezinden yaklaşık 60 km uzaklıkta bulunmaktadır. Yavuz Sultan Selim köprüsü bağlantı yoluna yaklaşık 5 km, içme suyu temininde kullanılan Ömerli Barajı havzasına 8 km mesafede olan depo alanı Şekil 3.1'de görüldüğü üzere ormanlarla kaplı bir alanın içinde yer almaktadır. Avcıkoru Tabiat Parkı'na komşu olan depolama alanı çevresinde çok sayıda irili ufaklı maden alanları da bulunmaktadır. Maden alanları genelde kil ve taş ocakları olarak faaliyet gösteren işletmelerdir. Şile bölgesindeki kil alanları "İstanbul Kil Rezervi" olarak bilinmektedir. Türkiye'deki seramik endüstrisi için gereken hammaddenin çok büyük bir kısmını bu alandan sağlamaktadır. Toplam kil rezervinin yaklaşık 150-280 milyon ton arasında olduğu tahmin edilmektedir [198]. Kil kaynaklarına bu kadar yakın olması sebebiyle gerek taban geçirimsizliğinin sağlanmasında gerekse son örtünün tamamlanmasında gerektiğinde fazlaca kil malzemesi kullanılabilmiştir. Şekil 3.2'de eski ve yeni sahaya ait görüntüler bulunmaktadır. Görüleceği üzere sahanın tamamı sarı renkli kille kaplanmış durumdadır. Üst tabakan aşırı yağış suyunun depo gövdesine geçmesine engel olmak üzere yer yer 1-3 metreyi bulan kil kaplama tabakalarından oluşmaktadır. Gaz oluşumunun azalmasına yönelik sebepler konusunda yapılan varsayımlardan biride yeterli miktarda yağış suyunun bu kalın kil tabakası sebebiyle depo gövdesine geçememesi ve nem yetersizliği sebebiyle anaerobik ayrışmanın yeterince gerçekleşememesiydi.



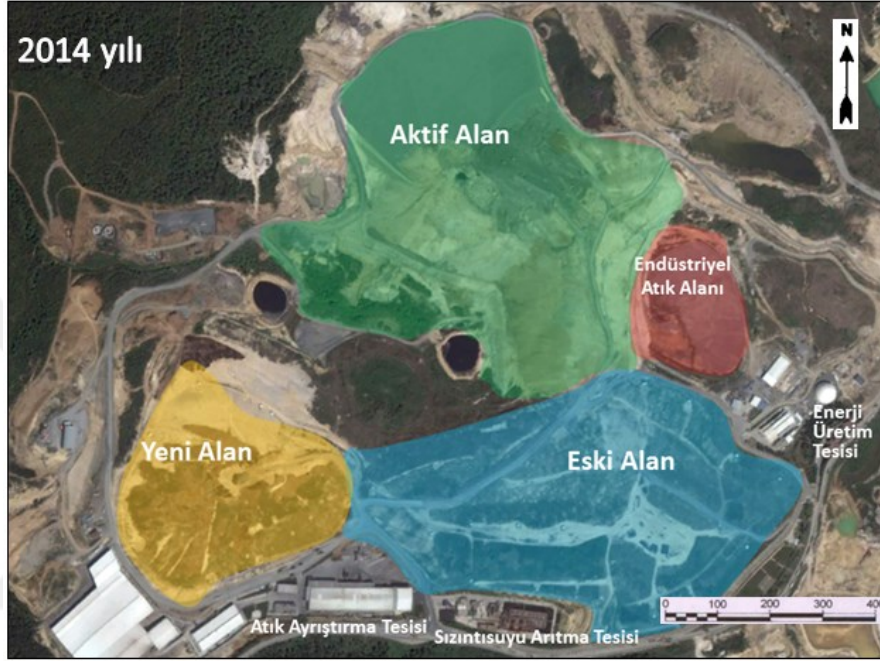
Şekil 3.1 Kömürcüoda katı atık depo alanı ve çevresindeki önemli alanlar



Şekil 3.2 Kömürcüoda katı atık depo alanından genel bir görünüm

Şekil 3.3'te 2014 yılı itibariyle tüm depolama sahasının genel bir görünümü verilmiştir. Çalışma kapsamında depolama alanının ilk kısmı olarak tarif edilen "Eski Depolama Alanı" (EDA) yaklaşık 30 hektarlık bir arazidir. Bu alanın kapasitesi 1995-2008 yılları arasında kullanılmıştır. EDA'nın dolmasıyla birlikte batısındaki "Yeni Depolama Alanı"

(YDA) 2008 yılı sonlarına doğru katı atık kabulüne başlamıştır. Bu alan yaklaşık 15 hektar yüzölçümüne sahiptir ve 2008-2012 yılları arasında oluşan evsel atıkların depolanmasında kullanılarak kapasitesini doldurmuştur. Son olarak, halen kullanıma devam edilen “Aktif Depolama Alanı”da (ADA) yaklaşık 40 hektarlık bir yüzölçümüne sahiptir. 2012 yılının ikinci yarısında çöp kabulüne başlanan aktif sahanın tahminlere göre en az 2020 yılına kadar hizmet vermesi öngörülmektedir.



Şekil 3.3 Kömürcüoda katı atık depo alanı mevcut durumu

1995 yılında başlayan atık depolama sürecinde 2006 yılına gelindiğinde henüz atıksu arıtma tesisi bulunmayan sahada sızıntı suları havuzlarda toplanmakta ve tankerlerle İBB atıksu arıtma tesislerine taşınmaktaydı. 2007 yılında tamamlanarak devreye alınan yaklaşık 1.200 m³/gün kapasiteli sızıntı suyu arıtma tesisiyle birlikte depo gövdesinden toplanan sızıntı suyunun tamamı arıtılabilmektedir.

Şekil 3.4'te depolama alanı için kullanılan alanın yıllar içindeki genişleme süreci görülmektedir. Özellikle 2010 yılından sonra batı ve kuzey doğrultusunda önemli miktarda arazinin depolama alanına katıldığı görülmektedir. Şekil 3.5'te ise katı atıkların yıllara göre hangi bölgelere depolandığı görülmektedir. Buradan da görüleceği üzere depolama alanı doğudan batıya ve kuzeye genişleme süreci yaşamaktadır.



Şekil 3.4 Kömürcüoda katı atık depo alanı sınırlarının (2002-2013)

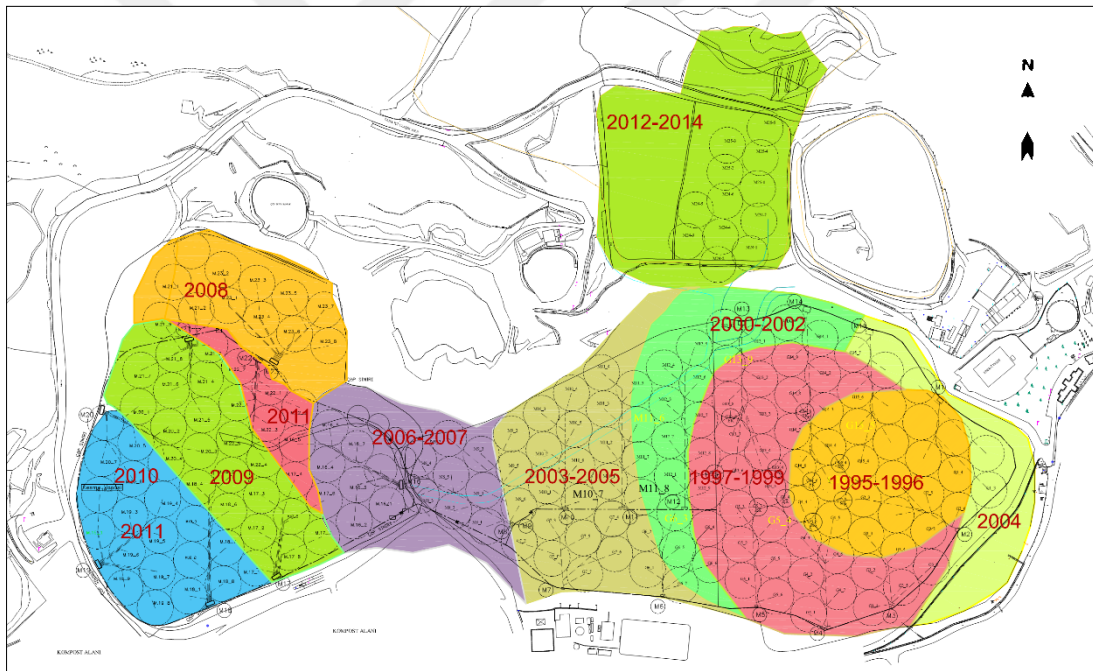
3.1.1 Depolanan Atık Miktarları

Depolama alanlarında bulunan katı atıklardan potansiyel olarak ne kadar depo gazı oluşabileceği ve bunun ne kadarının teknik imkânlar nispetinde toplanabileceğini öngörmek üzere uygulanacak modellerde kullanılmak üzere katı atık miktarlarının bilinmesi gereklidir. İstanbul'un Anadolu yakasındaki tüm yerleşimlerden toplanan evsel katı atıklar Kömürcüoda katı atık düzenli depolama alanında depolanmaktadır. İSTAÇ tarafından verilen bilgilere göre Kömürcüoda katı atık depolama alanında depolamanın başladığı 1995 yılından 2014 yılı sonuna kadar depolanan atık miktarları Çizelge 3.1'de verilmiştir. 2014 yılı verilerine göre günlük depolanan atık miktarı 5.500 ton kadardır. Bu verilere göre, kapatılmış olan ve artık çöp alınmayan EDA'da yaklaşık 14 milyon ton, YDA'da yaklaşık 7 milyon ton bulunmaktadır. 2012 yılı sonundan 2014 yılının ortasına kadar olan sürede ise ADA'da ortalama 4,5 milyon ton atık depolanmıştır. Bu çalışmadaki gaz oluşum modellerinde Çizelge 3.1'de verilen atık miktarları kullanılmıştır [199].

Çizelge 3.1 Yıllara göre depolanan atık miktarları [199]

Yıllar	Eski Depolama Alanı (EDA) ton	Yeni Depolama Alanı (YDA) ton	Aktif Depolama Alanı (ADA) ton
1995	228.546	-	-
1996	628.622	-	-
1997	779.389	-	-
1998	885.427	-	-
1999	965.168	-	-
2000	1.037.624	-	-
2001	1.013.196	-	-
2002	1.032.549	-	-
2003	1.099.974	-	-
2004	1.314.152	-	-
2005	1.459.226	-	-
2006	1.620.807	-	-
2007	1.639.338	-	-
2008	-	1.749.984	-
2009	-	1.776.076	-
2010	-	1.817.132	-
2011	-	1.843.995	-
2012	-	-	1.892.543
2013	-	-	1.925.136
2014	-	-	1.995.097

Depolama sahasının ilk işletmeye açıldığı yıllarda ortalama 700.000 ton/yıl atık depolanırken 2014 yılına itibariyle bu rakam yaklaşık 2 milyon ton olmuştur. Dolayısıyla depolama için gereken alan hızlı azalmakta ve yeni alan ihtiyacı da çok hızlı bir şekilde artmaktadır. Yaklaşık 30 hektar alana sahip olan Anadolu yakasının ilk düzenli katı atık depolama sahasına (EDA) 14 milyon ton katı atık 13 yılda depolanmışken 15 hektarlık YDA'nın 7 milyon ton atıkla dolması sadece 4 yılda gerçekleşmiştir. Görüldüğü üzere, İstanbul'un hızlı nüfus artışına paralel olarak katı atık oluşumu da hızla artmakta ve depolama alanlarının çok kısa sürede dolmasına neden olmaktadır. Bu hızlı gelişmeler sonucunda İBB alternatif bertaraf yöntemi olarak yakma tesislerinin yapımına yönelik çalışmaları başlatmıştır. Bu sayede kapasiteleri hızla tükenen depolama alanları için alternatif bir bertaraf yönteminin oluşturulması yanında mevcut depolama alanlarının ömrünün de uzatılması sağlanabilecektir.



Şekil 3.5 Kömürcüda katı atık depo alanındaki depolama yılları ve bölgeleri

3.1.2 Bölgesel İklim Koşulları

İstanbul ve çevresi Akdeniz, Karadeniz, Balkan ve Anadolu kara ikliminin tesiri altındadır. Kışın Akdeniz'den gelen ılık lodosları, Balkanlar üzerinden gelen soğuk veya Karadeniz'den gelen yağışlı havalar takip eder. Yıllık ortalama sıcaklığı 13,5°C'dir. Yıllık yağış miktarı ise 720-788 mm'dir. Yağışların % 40'ı kış, % 20'si ilkbahar aylarında olur. Yazın yağış, sonbaharın yarısı kadardır. Genel olarak yazlar sıcak ve kurak, kışlar yağışlı

ve ılık geçer. Sıcaklık bir yıl boyunca -14°C ile $+41,5^{\circ}\text{C}$ arasında seyrederek. Kar yağışlı gün sayısı sahil kesimlerinde 10 günü geçmezken iç kesimlerde yer yer 18 günü bulabilmektedir. Çizelge 3.2’de 1970-2011 yılları arasında İstanbul ve çevresi için kaydedilen meteorolojik verilerin ortalama aylık değerleri verilmektedir [200]. Buna göre, İstanbul geneli için yıllık ortalama 900 mm’ye kadar yağış yüksekliği olabileceği görülmektedir. Yağış yüksekliği parametresi organik atıkların ayrışmasını kolaylaştıran nem içeriği ve depo gövdesi içinde oluşan sızıntı suyu miktarıyla da son derece ilişkilidir.

Çizelge 3.2 İstanbul’un genel iklim verileri (1970-2011) [200]

Aylar	Ocak	Şubat	Mart	Nisan	Mayıs	Haziran	Temmuz	Ağustos	Eylül	Ekim	Kasım	Aralık
Ort. Sıcaklık Yüksek, $^{\circ}\text{C}$	9,3	9,7	12,1	17,0	22,1	26,9	29,4	29,2	25,5	20,2	15,2	11,2
Ort. Sıcaklık Düşük, $^{\circ}\text{C}$	4,2	4,0	5,5	9,3	13,5	18,0	20,4	20,5	17,4	13,6	9,3	6,2
Yağış Yüksekliği, mm	100,9	80,9	69,6	45,5	35,5	37,5	39,0	46,3	62,9	100,7	108,6	124,7
Ort. Yağışlı Gün Sayısı	15,6	14,2	11,8	10,7	7,3	5,4	3,7	4,0	5,6	10,2	11,2	15,4
Ort. Aylık Güneşli Saat	68,2	87,6	133,3	180,0	251,1	285,0	319,3	288,3	228,0	158,1	99,0	68,2

3.2 Atık Numuneleri ve Analizler

Çalışmanın yapıldığı depolama alanları olan EDA ve ADA kısımlarındaki metan potansiyelinin daha doğru bir şekilde değerlendirilmesi amacıyla, öncelikli olarak atık karakterizasyonunun iyi anlaşılması gerekmektedir. İçerdikleri malzeme çeşitliliği sebebiyle oldukça heterojen bir yapıya sahip olan depolama alanlarını temsil edebilecek numune noktalarının seçilmesi, numunelerin uygun yöntemlerle alınması, hazırlanması ve bu numunelere çeşitli analizlerin uygulanması açıklanmıştır.

3.2.1 Numune Alma Noktalarının Seçimi

Aktif olarak depo gazının sahadan çekilmesinde kullanılan dikey gaz kuyularının yaklaşık 15 mm çapındaki gözenekleri gerek gaz gerekse sızıntı suyu içindeki kirletici bileşenlerin etkisiyle zamanla dolmakta ve gaz kuyusunun verimini olumsuz etkilemektedir. Bazen de depo sahasının aşırı çökmesi neticesinde dikey kuyunun HDPE borusu zarar görmekte ve gazın çekilmesine engel olmaktadır. Bu gibi durumlarda söz konusu dikey gaz kuyusu yüzeyden en az 3 m derinliğe kadar kazıldıktan sonra kil ve gerekirse bentonit malzeme basılarak kapatılmaktadır. Genel uygulama olarak kapatılan kuyunun bulunduğu nokta

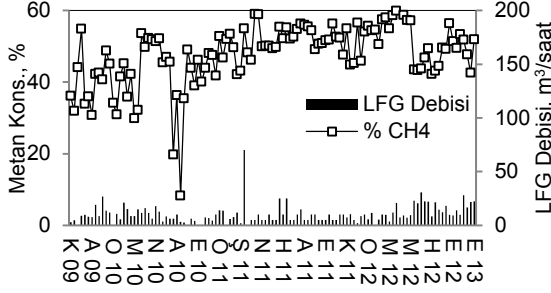
verimli ise yaklaşık 3-5 m yakınına yeni bir kuyu açılarak kullanıma devam edilmektedir. Tesis işletmecilerinin tecrübelerine göre eski kuyuların %5-10'unun her yıl yenilenmesi gerektiği görülmektedir. Bu çalışma kapsamında, eski depolama alanındaki atık numunelerinin alınacağı sondaj noktalarının belirlenmesinde de bu şekilde açılması gereken gaz toplama kuyuları kullanılmıştır. Kuyular açılırken hedeflenen derinliklerden gerekli numunelerin alınması amaçlanmıştır. Bu depo gazı toplama kuyularının belirlenmesinde aşağıdaki kriterler dikkate alınmıştır:

- Kuyunun işletme süresince sahip olduğu ortalama depo gaz debisi
- Kuyu derinliği ve seçilen noktada açılacak en fazla derinlik
- Saha topografyası, sondaj makinesinin kolay ulaşabileceği çalışma zorluğu çekmeyeceği noktalar
- Kuyunun yenilenme geçmişi (daha önce kaç kez açılmış vb.)

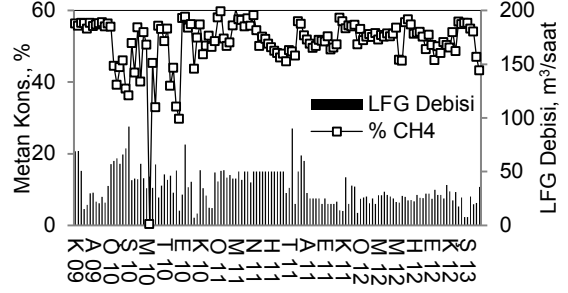
Mümkün olduğunca bu kriterlerin tamamını sağlayabilen gaz kuyularının seçilmesine özen gösterilmiştir. Seçilen kuyulardan 2009-2013 yılları arasında çekilebilen depo gazı debisi ve metan konsantrasyonlarının değişimi Şekil 3.6'daki grafiklerde görülmektedir. Yenilenmek üzere seçilen eski depolama alanı kuyularının metan veya debi değerlerinin 2009-2013 yılları arasındaki değişimini gösteren Şekil 3.6 incelendiğinde bu kuyuların ya metan değerlerinin istikrarsız olduğu ya da depo gazı debisinin başlangıçtaki değerinin çok altına düştüğü görülmektedir.

Numune sondajlarının yapılacağı eski depolama alanı kuyularının seçilmesinde etkili olan genel durumlarına ait açıklamalar Çizelge 3.3'te verilmiştir. Diğer yandan, kuyuların ilk defa açılacağı aktif depolama alanında henüz hiç kuyu bulunmadığından bu bölgedeki taze katı atık numunelerinin alınmasında doğrudan yeni açılan kuyu sondajlarından faydalanılmıştır. Depolama alanları üzerinde yapılan incelemeler ve eldeki verilerin değerlendirilmesi sonucunda eski depolama alanında 9 adet ve yeni depolama alanında 12 adet olmak üzere toplam 21 adet dikey gaz toplama kuyusu sondajı açılmıştır. Eski depolama alanındaki 9 adet kuyunun tamamından numuneler alınırken taze katı atıklar sadece kıyaslama amacıyla çalışmaya dâhil edildiğinden yeni depolama alanında açılan sondajların sadece 3 tanesinden numunelerin alınmasına karar verilmiştir.

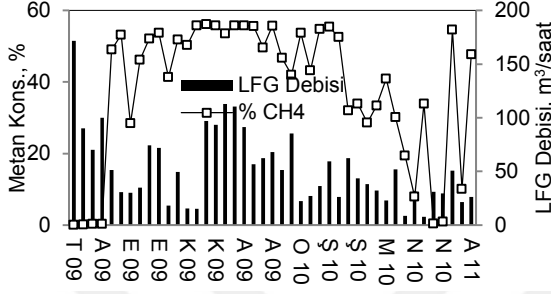
M10G07



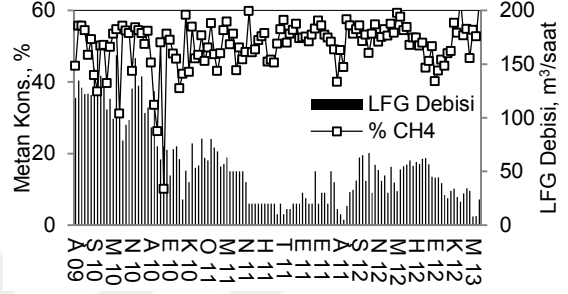
M11G08



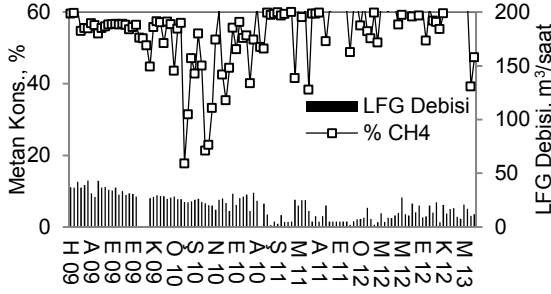
M06G03



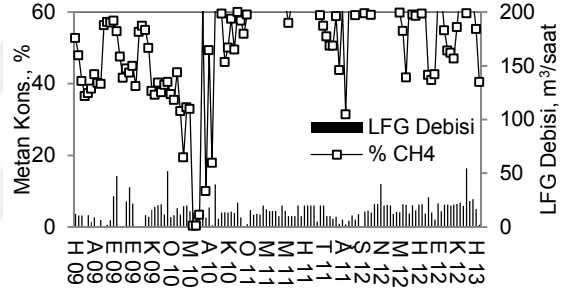
M05G04



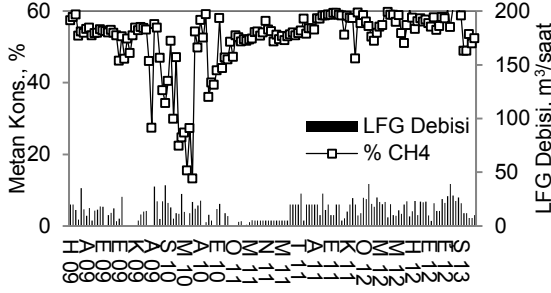
M14G05



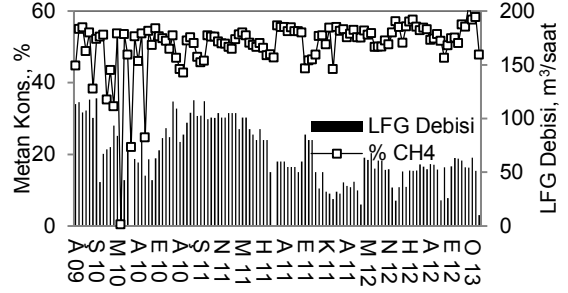
M15G05



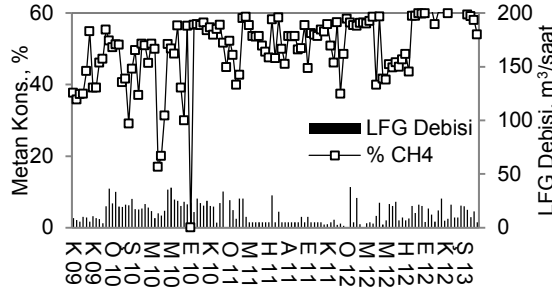
M13G09



M13G08



M11G06

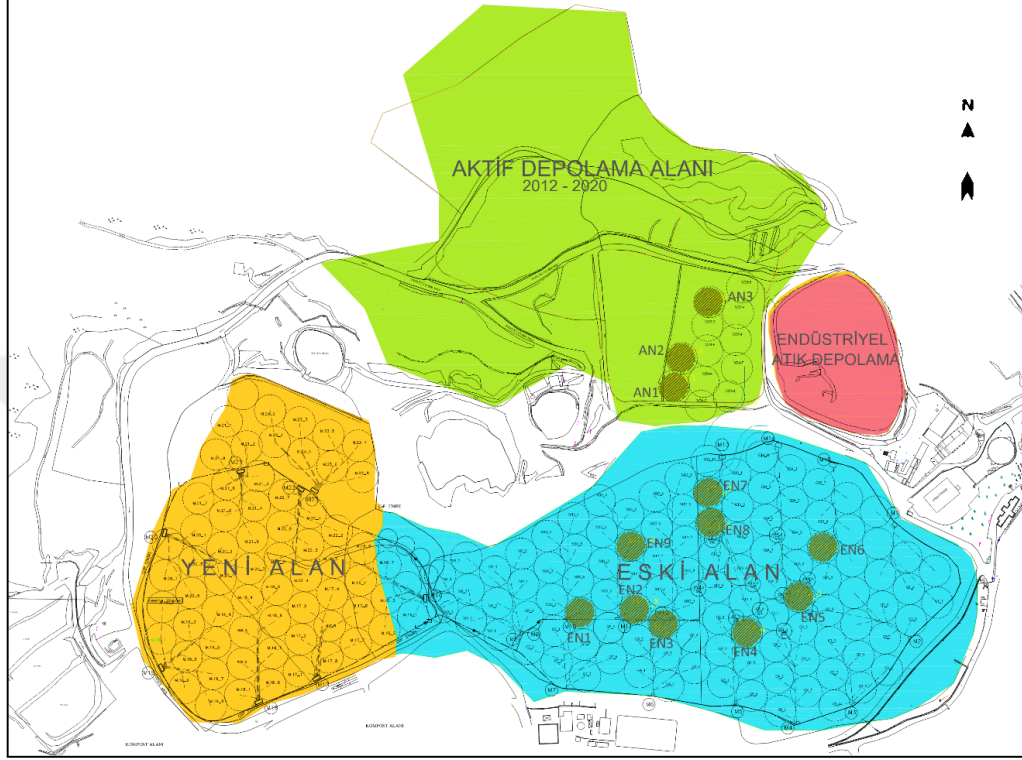


Şekil 3.6 Seçilen kuyuların gaz debisi ve metan durumları (2009-2013 yılları)

Çizelge 3.3 Eski depolama alanında seçilen gaz kuyularının mevcut durumları

Kuyu Adı	Açıklama
M10G07	200 mm çapında eski ve yenilenmemiş bir kuyudur. Derinliği 30 m, debisi 20 m ³ 'ün altında ve ters çalışan kuyudur. Konumu itibariyle çalışmaya elverişli noktada bulunan kuyu seçim kriterlerinin tümünü sağlamaktadır.
M11G08	Konumu sahanın daha üst bölgelerindedir. Geçmiş yıllarda zemin oturması sebebiyle kaymış fakat yenilenmemiş 200 mm çapında 45 m derinliğindeki kuyu 20 m ³ 'ün altında debiye sahip bir ters çalışan kuyudur. Çalışma için platform gerektirmeyecektir.
M06G03	Sahanın üst bölgelerine yakın bir noktadadır. Kuyunun bulunduğu nokta çalışmaya oldukça elverişli ve kolay ulaşılan bir noktadır. Kuyu 42 m derinliğe sahiptir. Bu kuyu da önceden zemin oturması sebebiyle tahrip olmuş fakat yenilenmemiştir. 200 mm çapında ve 20 m ³ 'ün altında debisi vardır.
M05G04	Sahanın tepe bölgesindeki bir kuyudur. Sondaja uygun noktada ve platform ya da yol yapımı gerektirmeyecektir. Kuyu 25 m derinliğe sahip olup zemin hareketleri sonucu tıkanmıştır. Bu sebeple 2. kez açılan bir kuyu olduğu için bu derinlikte ve daha geniş olarak 315 mm çapındadır. Kuyunun debi ortalaması son bir yılı aşkın süredir 20 m ³ 'ün altında kaldığı gözlenmektedir.
M14G05	Konumu itibariyle tepe bölgede bulunan ve platform oluşturmadan çalışmaya oldukça elverişli bir noktadadır. Kuyu daha önce tıkanmış ve ikinci kez yenilenmiş bir kuyu olup derinliği 25 m ve çapı 315 mm'dir.
M15G05	Kuyu 15. Manifoldun 5 numaralı kuyusudur ve sahanın tesise bakan yamacında bulunmaktadır. Çalışma yapmak için yine iş makinasının azda olsa bir tesviye çalışması yapması gerekecektir. 200 mm çapında eski kuyudur 43 m derinliğe sahiptir. Debisi uzunca zamandır 20 m ³ 'ün altında kalmış zayıf bir kuyudur.
M13G09	Sahanın alt kotlarındaki kuyulardandır. Yolun kenarındaki kuyu için çevresinde tesviye çalışması gerekli olacaktır. Kuyu zemin oturmasıyla tahrip olmuş fakat yenilenmemiş olup 200 mm'lik eski kuyudur. Derinliği 29 m ve gaz debisi de uzun süredir çok düşük miktardadır.
M13G08	200 mm'lik eski kuyudur. Derinliği 35 m olan kuyu uzun süre 100 m ³ 'ün üzerinde gaz debisi sağlayan kuyu son zamanlarda 30 m ³ 'e kadar düşmüştür. Ters çalışan kuyudur.
M11G06	Saha içerisinden geçen çöp kamyonlarının kullandığı yolun hemen kenarında bulunan kuyu zemin oturması sebebiyle hasarlı olup şimdiye kadar hiç yenilenmemiştir. Çapı 200 mm olan kuyu 30 m derinliğinde ters çalışan kuyudur.

Numunelerin alınacağı ve kuyuların açılacağı eski ve aktif depolama alanındaki sondaj noktaları Şekil 3.7’de gösterilmiştir. Eski depolama alanındaki sondaj noktalarının seçiminde etkili olan diğer bir kistas ise mümkün olduğunca tüm depolama yıllarını temsil edici numune noktalarının seçilmesi olmuştur.



Şekil 3.7 Numune sondaj noktalarının bulunduğu depolama alanları



Şekil 3.8 Numune sondaj noktalarındaki katı atık depolama yılları

Şekil 3.8’de ise seçilen sondaj noktalarının bulunduğu noktalardaki çöpün yaklaşık döküm yılları verilmiştir. Buna göre sondaj noktalarının 1996-2005 yılları arasında kabul edilen katı atıkların depolandığı alanlardan seçildiği görülmektedir. Çalışma kapsamındaki hedefimiz mümkün olduğunca eski katı atıkların mevcut durumunu incelemek olduğundan seçilen kuyu sayı ve konumları yeterli görülmüştür. Çalışmada kullanılacak numune sondaj noktalarının isimlendirilmeleri ve hangi yıllara ait katı atıkların bulunduğu ile ilgili bilgiler Çizelge 3.4’te verilmiştir. Farklı derinliklerdeki çöpün mevcut durumunu incelemek amacıyla her 10 m’de bir adet olmak üzere her bir sondaj noktasından toplam 3 adet numune alınması planlanmıştır. Çizelgede görüleceği üzere numunelerin her bir sondaj noktasındaki isimlendirmesi numunenin alındığı derinlik seviyesine göre yapılmıştır. Buna göre; 12 adet sondaj noktasından karakterizasyonu yapılmak üzere toplam 36 adet katı atık numunesi alınacaktır.

Çizelge 3.4 Seçilen sondaj noktaları ve derinliğe göre numune isimlendirmesi

Numune Sondaj Noktası	Kuyu Adı	Atık Depolama Alanı	Atık Yılı	Numune Kodları
EN1	M10G07	Eski Alan	1995-1996	EN1-10 / EN1-20 / EN1-30
EN2	M11G08	Eski Alan	2003-2005	EN2-10 / EN2-20 / EN2-30
EN3	M06G03	Eski Alan	2000-2002	EN3-10 / EN3-20 / EN3-30
EN4	M05G04	Eski Alan	1997-1999	EN4-10 / EN4-20 / EN4-30
EN5	M14G05	Eski Alan	1995-1996	EN5-10 / EN5-20 / EN5-30
EN6	M15G05	Eski Alan	1995-1996	EN6-10 / EN6-20 / EN6-30
EN7	M13G09	Eski Alan	1997-1999	EN7-10 / EN7-20 / EN7-30
EN8	M13G08	Eski Alan	1997-1999	EN8-10 / EN8-20 / EN8-30
EN9	M11G06	Eski Alan	2000-2002	EN9-10 / EN9-20 / EN9-30
AN1	M24G03	Aktif Alan	2012-2013	AN1-10 / AN1-20 / AN1-30
AN2	M24G05	Aktif Alan	2012-2013	AN2-10 / AN2-20 / AN2-30
AN3	M25G03	Aktif Alan	2012-2013	AN3-10 / AN3-20 / AN3-30

3.2.2 Numunelerin Çıkarılması ve Hazırlanması

Sondajın ve yeni kuyu imalatının yapılacağı noktada gerekli altyapı çalışması ve güvenlik önlemleri alındıktan sonra (yangın tüpü, gaz maskesi, gaz uyarı sensörü vs.) sondaj çalışmalarına başlamıştır. Sondajda her seferinde yaklaşık 150-200 kg malzemeyi dışarıya çıkarabilen 800 mm çaplı burgu kullanılmıştır.

Burgu istenilen derinliğe geldiğinde çıkarılan malzeme plastik bir örtü üzerine alınarak homojen bir şekilde yayılmaktadır (Şekil 3.9). Çıkarılan katı atıklar bir süre bu şekilde bekletilip gözle kontrol edilerek olabildiğince homojen olması sağlanmaktadır. Bu amaçla çok büyük taş kütleleri, tekerlek ve mobilya parçaları gibi hataya neden olabilecek kısımlar yığından uzaklaştırılmaktadır. Gözle yapılan inceleme neticesinde temsil edici olduğu düşünülen kısımlar belirlenerek daha önce hazırlanan ve altında plastik örtü serilmiş olan ölçüm kabına doldurulmaktadır. Numunenin alınmasında kullanılan standart kap 100 cm x 100 cm x 50 cm boyutlarında, 500 L hacminde, üst ve alt kısmı boşluklu bir metal kaptır.

Numune olarak kullanılacak malzemeler kabın en üst noktasına kadar silme doldurulup kürekle hafifçe sıkıştırıldıktan sonra kabın saplarından kavranarak kaldırılmakta ve numune plastik örtünün üzerinde kalmaktadır. Numuneler alındıkları derinlik ve sondaj noktasına göre isimlendirilerek atık karakterizasyonunun yapılacağı yere taşınmaktadır. Burada elekler kullanılarak ve el yordamıyla, belirlenen çeşitli gruplara ayrılan katı atıklar tartılarak ölçülmektedir.

Numunelerin sahadan çıkarılma tarihleri ve ağırlıkları Çizelge 3.5'te verilmiştir. Günde en fazla 2-3 adet katı atık numunesinin atık karakterizasyonu çalışması yapılabildiğinden zaman zaman çıkarılan ham numuneler en fazla 2 gün kadar bekletilmiştir. Bekletme işlemi kapalı ortamda plastik örtü içinde sarılarak yapılmıştır. Mevsim kış olduğundan ortalama hava sıcaklığı sürekli 10 °C'nin altında gerçekleşmiş olup 2 günlük bekletmenin atık bileşiminin değerlendirilmesinde olumsuz bir etkisinin olmayacağı kabul edilmiştir.

Çizelge 3.5'te gösterilen farklı derinliklerden alınan ham katı atık sondaj numuneleri elek ve el yordamıyla ayrıştırma işleminden önce her bir numuneden temsil edici olacak şekilde çeşitli laboratuvar analizlerinde kullanılmak üzere 6 kg'lık kaplarda toplam 36 adet numune alınmıştır. Numunelerin isimlendirmesi Çizelge 3.4'te gösterilen şekilde yapılmıştır. Ayrıştırma öncesinde alınan 36 adet ham katı atık numunelerinin dışında ayrıştırma sonrasında 20 mm'lik elek altında kalan katı atık kısımlarının analizlerini yapmak üzere yine 6 kg'lık kaplarda toplam 14 adet numune ayrılmıştır. Seçilen numunelerin 4'ü eski depolama alanında bulunan kuyulardan ve sadece biri aktif depolama alanından seçilmiştir. Böylece laboratuvar analizleri için toplam 50 adet numune ayrılmıştır.



Şekil 3.9 Kuyu sondajı ve numune alımından görüntüler

Çizelge 3.5 Sondajlarda farklı derinliklerden alınan numune ağırlıkları ve tarihleri

Numune Sondaj Noktası	Numune Tarihi	Alınan Numune Ağırlıkları (kg)		
		10 m	20 m	30 m
EN1	25.11.2013	269,08	290,96	361,42
EN2	26.11.2013	227,04	241,18	354,50
EN3	27.11.2013	492,69	299,20	386,22
EN4	28.11.2013	283,24	303,16	350,68
EN5	29.11.2013	263,94	293,08	249,52
EN6	30.11.2013	286,25	370,27	304,33
EN7	30.11.2013	313,34	399,51	98,51*
EN8	02.12.2013	292,70	329,27	342,44
EN9	03.12.2013	266,13	381,56	421,95
AN1	05.12.2013	308,99	333,89	255,78
AN2	06.12.2013	233,41	292,96	283,54
AN3	09.12.2013	383,68	277,47	350,18

* Bu numune içinden alınan atığın 6 L'si laboratuvar analizlerinde kullanılmıştır. Bu numune ile sınıflandırma çalışması yapılmamıştır.

Elek altından alınan numunelerin isimlendirmesinde “Elek Altı” terimini ifade etmek üzere “S” ibaresi seçilen her bir numunenin sonuna eklenmiştir. Elek altında kalan atıklardan alınan numunelerin isimlendirme bilgileri Çizelge 3.6’da verilmiştir.

Çizelge 3.6 Elek altından alınan katı atık numuneleri

Numune Sondaj Noktası	Kuyu Adı	Atık Depolama Alanı	Atık Yılı	Numune Kodları
EN2	M11G08	Eski Alan	2003-2005	EN2-10S / EN2-20S / EN2-30S
EN5	M14G05	Eski Alan	1995-1996	EN5-10S / EN5-20S / EN5-30S
EN7	M13G09	Eski Alan	1997-1999	EN7-10S / EN7-20S
EN9	M11G06	Eski Alan	2000-2002	EN9-10S / EN9-20S / EN9-30S
AN2	M24G05	Aktif Alan	2012-2013	AN2-10S / AN2-20S / AN2-30S

Böylelikle laboratuvarda analiz edilecek numune sayısı 36 adet ham katı atık numunesi ve 14 adet elek altı katı atık numunesi olmak üzere toplam 50 adet olarak belirlenmiştir. Daha önce de ifade edildiği üzere EN7 noktasındaki numune alma çalışmaları sırasında 30 m derinliğe kadar inilemediğinden bu noktayı temsil edecek laboratuvar çalışmaları için bir numune kullanılamamıştır. Bu sebeple, oluşturulan grafiklerde EN7 noktasının 30 m derinliğine ait sonuçlar bulunmayacaktır. Yapılacak analizlerin doğruluğunu etkilememek için alınan numuneler en fazla 48 saat süresince 10 °C’nin altında bekletildikten sonra laboratuvara ulaştırılarak ve analizlerinin yapılması sağlanmıştır. Laboratuvar analizlerinde kullanılacak 6 L’lik ham ve elek altı katı atık numuneleri Şekil 3.10’da gösterilmiştir.



Şekil 3.10 Laboratuvar analizleri için ayrılan ham ve elek altı katı atık numuneleri

3.2.3 Madde Grubu Analizi

Gerek atıkların içinden işe yarar malzemelerin geri kazanılmasında gerekse enerji üretimi için ayrıştırılmasında atık kompozisyonunun bilinmesi seçilecek tesis proseslerine karar verilmesinde çok önemlidir. Atık kompozisyonlarının belirlenmesi ve sınıflandırılması amacıyla kullanılan MODECOM, NordTest veya ASTM gibi 20'den fazla yöntem ve standart [65] geliştirilmişse de bunlar daha çok taze veya henüz depolanmamış evsel atıklar için uygulanan yöntemlerdir. Depolanmış atıkların sınıflandırılması çalışmaları genel olarak atıkların muhtelif ebatlardaki elekler kullanılarak boyutlarına göre ayrılması ve kalan kısımların da elle sınıflandırılması şeklinde uygulanmaktadır [201], [202]. Bu çalışmada incelenen depolanmış atıkların sınıflandırılmasında sadece 20 mm'lik elek kullanılarak elek üstünde ve altında kalan atıkların gruplanması yapılmıştır [203]. Daha önce belirlenen her derinlikten çıkarılan numune atıkların elenmesi ve ayıklama işleminden bazı görüntüler Şekil 3.11'da gösterilmiştir.



Şekil 3.11 Atık eleme ve ayıklama işlemleri

Atık bileşenlerini temsil etmek üzere Çizelge 3.7'de gösterilen 10 kategori kullanılmıştır. Taze ve eski katı atıkların bulunduğu depolama alanı kısımlarından numuneler alınarak ve bunların karşılaştırılması yapılmıştır. Sahadaki sondaj noktalarının 3 farklı

derinliğinden alınan yaklaşık 0,5 m³'lük numuneler (12 noktadan ve 3 farklı derinlikten toplam 35 numune) için atık karakterizasyonu çalışması yapılarak hem derinliğe hem de depolama yıllarına göre atık kompozisyonu değişimleri tespit edilmiştir. Her bir numune alma noktasında açılacak 30 m'lik sondajların her 10 metresinde numune alınması planlanmıştır. Ancak, teknik imkânlar sondaj makinasıyla ancak 30 m'ye kadar inilmesine müsaade ettiğinden daha derine inilerek numuneler alınamamıştır.

Çizelge 3.7 Çalışmada kullanılan atık bileşenleri ve tanımları

Atık Bileşenleri	Simge	Tanımı
1- Kâğıt - Karton	PCB	Ambalaj, paket, gazete, dergi, defter, süt ve meyve suyu paketleri, meyve sebze kutuları, kâğıt mendil vb.
2- Plastik Sert	PO	Su, içecek ve diğer besinler için kullanılan şeffaf kaplar, çeşitli alet ve gereçlerde kullanılan malzemeler, ev-ofis eşyaları
3- Plastik-Poşetler	PB	Taşıma amaçlı kullanılan plastik poşetler
4- Çocuk Bezi	D	Yetişkin veya çocuklarda kullanılan bakım ürünü
5- Ahşap	W	Taşıma kutuları, ev eşyaları, bahçe atıkları vb.
6- Metal	M	Alüminyum kaplar, çatal-bıçak tipi ev eşyaları, sprey kutuları, piller
7- Tekstil	T	Elbise, kumaş parçaları, perdeler, mutfak bezleri, havlu, pamuklu ürünler, meyve sebze fileleri vb.
8- Cam	G	Şişe, bardak, kavanoz, renkli ve şeffaf camlar, ev eşyaları
9- Taş-Toprak	S	20 mm'lik elek üstünde kalan tüm taş, çakıl ve kaba toprak parçaları
10- Elek Altı	FM	20 mm'lik elek altında kalan tüm ince malzemeler

Çizelge 3.7'de verilen atık grupları yeniden gruplandırılarak Çizelge 3.8'de tanımlanan daha daraltılmış 3 temel grup oluşturulmuştur. Bu kategoriler için de ayrıca çeşitli istatistiksel değerlendirmeler yapılarak en genel anlamda bu grupların diğer önemli parametrelere olan etkileri de incelenecektir.

Çizelge 3.8 Çalışmada kullanılan daraltılmış atık grupları

Atık Bileşenleri	Tanımı
Geri Kazanılabilen	Kâğıt-Karton, Plastik, Poşetler, Metal, Cam
Yanabilen	Ahşap, Tekstil, Çocuk Bezi
Diğer	Taş-Toprak, İnce Malzeme

Yapılan madde grubu analizi çalışmalarında ayrılan 9 temel madde grubuna ait görüntüler Şekil 3.12’de verilmiştir. Şekilden de görüleceği üzere birçok malzeme önemli ölçüde geri kazanılabilir formdadır. Özellikle bazı ayrışabilir malzemenin henüz hiç bozulmamış kısımlar içermesi anaerobik koşulların değerlendirilmesini gerektirmektedir.



Şekil 3.12 Atık karakterizasyonunda ayrıştırılan madde gruplarından görüntüler

3.2.4 Fiziksel ve Kimyasal Analizler

Eski ve aktif depolama alanlarındaki katı atıkların gerçek gaz potansiyellerini değerlendirmek ve özellikle eski depo alanındaki beklenenden daha az depo gazı çıkmasının sebeplerini araştırmak üzere Çizelge 3.9’da gösterilen parametrelere ait analizlerin yapılmasına karar verilmiştir.

Belirlenen numune noktalarından alınarak laboratuvara iletilen 50 adet taze ve eski katı atık numuneleri üzerinde hem fiziksel analizler hem de kimyasal ve biyolojik analizler gerçekleştirilmiştir. Söz konusu kimyasal/fiziksel analizlerin bazıları orijinal ham numunelerle yapılırken bazıları da işletme içinde uygulanan yöntem gereği öncelikle nem içeriğine bakıldığından, nem tespitinden sonra doğrudan kuru numunelerle analizler gerçekleştirilmiştir. Bunun anlamı, Çizelge 3.9’da birimi “% kuru” olarak gösterilen parametrelerin analizinin laboratuvara iletilen orijinal numunelerle değil,

kurutularak nem değerleri tespit edilmiş olan numunelerle yapılmış olmasdır. Buna göre, bu sonuçlar nem değeri belirlenmiş olan numunenin % cinsinden değerini verdiğinden, orijinal numunedeki değeri tespit etmek için nem değerleri kullanılarak hesaplama yapılmalıdır. Bu çalışmada ise bahsedilen bu dönüşümler uygulanmadan doğrudan “% kuru” birimiyle tespit edilmiş olan değerler kullanılarak değerlendirmeler yapılmıştır. Çizelge 3.9’da “% kuru” birimiyle verilen analizlerin dışında BMP analizlerini gerçekleştirmek üzere orijinal numuneler toz haline getirilerek kullanılmıştır. Toz haline getirme işlemini gerçekleştirmek üzere ham numuneler laboratuvarıda 3 kademeli parçalama ve oğtme işlemlerinden geçirilerek 0,1 mm ve daha küçük taneciklerden oluşan numuneler elde edilmiştir .

Çizelge 3.9 çalışmada kullanılan fiziksel-kimyasal analizler

Parametre		Analiz Yöntemi
Nem/Su İçeriği, Mo	% kuru	TS 10459 / Kasım 1992
pH	-	TS 12072 / Eylül 1996
Klorür, Cl-	mg/kg	SM 4500-Cl-C / 2012
Kalorifik Değer, HV	kkal/kg	ASTM D 5468-02 / 2007
Toplam Kjeldahl Azotu, TKN	mg/kg	TS 12086 / 1996
Amonyum Azotu, NH ₄ -N	mg/kg	SM 4500-NH ₃ -C / 2012
Toplam Organik Karbon, TOC	% kuru	TS 12089 EN13137 / 2003
Yanma Kaybı, LOI	% kuru	EN 15169 / 2007
Toplam Kükürt, TS	% kuru	ASTM E775-87 / 2008
Sülfat, SO ₄ ⁻²	mg/kg	SM 4500-SO ₄ -2-E / 2012
Kalsiyum, Ca ⁺²	mg/kg	EPA Method 6010C / 2000
Magnezyum, Mg ⁺²	mg/kg	EPA Method 6010C / 2000

Bu numunelerin hazırlanması için Şekil 3.13’te görülen 3 farklı oğtc/parçalayıcı ekipmanlar kullanılmıştır. Bunlara ait temel bazı özellikler izelge 3.10’da verilmiştir. Numunelerin içindeki hiçbir kaba malzeme ayrılmadan doğrudan ilk oğtc olan “Kaba Oğtcye” alınmıştır. Titanyum kaplı bıçakları bulunan bu parçalayıcı tüm malzemeyi 8 mm ve altındaki ölçülere kadar parçalamaktadır. Bu ölçülere getirilmiş numuneler ikinci oğtme olarak Retsch SM2000 oğtcs kullanılarak 0,4 mm boyutlarına kadar oğtlmştr. Son olarak, Retsch ZM100 oğtcsyle 0,1 mm boyutlarına getirilen numuneler Şekil 3.14’te görülmektedir.



Şekil 3.13 Numune hazırlanmasında kullanılan öğütücülerin genel görünümü

Çizelge 3.10 Numune hazırlanmasında kullanılan öğütüçülere ait temel özellikler

Öğütücü Tipi	Marka/Model	Elek Çapı	Diğer Özellikleri
Kaba Öğütücü	Markası yoktur. Sipariş üzerine üretilmiştir.	8 mm	Titanyum kaplı bıçaklar. >100 mm malzemeler kolaylıkla beslenebilir
Ara Öğütücü	Retsch SM2000	0,4 mm	Titanyum kaplı bıçaklar. 60-80 mm boyutlarında yumuşak, sert ve elastik malzemeler 80 kg/saate kadar beslenir
Bıçaklı Öğütücü	Retsch ZM100	0,1 mm	Titanyum kaplı bıçaklar. <10 mm boyutlarında yumuşak, sert ve elastik malzemeler 5 L/saate kadar beslenir



Şekil 3.14 Toz haline getirilmiş eski ve taze katı atık numuneleri

3.2.5 Biyokimyasal Metan Potansiyeli (BMP) Analizi

Bu çalışmada, farklı depolama alanları ve derinliklerinden alınan numunelerin BMP değerleri belirlenerek atık kompozisyonu ve yaşlarına bağlı olarak oluşabilecek metan miktarı ve bunların metan oluşum hız katsayıları tespit edilmiştir. Katı atıkların anaerobik koşullarda biyolojik olarak ayrışabilirliklerini belirlemek üzere ASTM E1196-92 yönteminin [204] bir modifikasyonu olan ve daha önce birçok araştırmacı tarafından uygulanmış olan bir BMP test prosedürü kullanılmıştır [205]. Bu uygulamayla, kapatılmış ve halen aktif olarak kullanılan depolama alanlarının başlangıçtaki ve kalan metan potansiyelinin tespit edilerek yorumlanması hedeflenmektedir. BMP deneyleri hem çıkarılan ham numuneleri temsil eden 6 L olarak ayrılan numuneler üzerinde hem de kullanılan 20 mm'lik elek altında kalan ince fraksiyonu temsil eden numuneler üzerinde gerçekleştirilmiştir.

Makul ve yorumlanabilir BMP değerleri elde edebilmek ve gerekli değerlendirmeleri yapabilmek için metan oluşum sürecini ifade edecek bir kinetik modelin seçilmesi gerekmektedir. Genel olarak katı atıklardan metan oluşum tahmininin yapılması için birçok araştırmacı ve yönetmelik birinci derece kinetik modelleri tavsiye etmektedir [206]. Depolama alanlarında oluşan metan gazının tahmin edilmesinde kullanılan çoğu modelde 2 temel parametre olarak metan oluşum potansiyeli ve birinci derece reaksiyon hız katsayısı karşımıza çıkmaktadır [133] [207]. Büyüme, çoğalma ve ayrışma gibi mikrobiyolojik faaliyetlerin tanımlanması için en sıklıkla kullanılan birinci derece kinetik model aşağıdaki denklemde verilmiştir [208]:

$$\frac{dC}{dt} = -kC \quad (3.1)$$

Bu denklemde "C" biyolojik olarak ayrışabilir besi maddesi (substrat), "k" birinci derece hız katsayısı ve "t" ise besi maddesinin ayrışması için gereken süre olarak tanımlanmaktadır. Reaksiyona giren besi maddesinin biyolojik olarak ayrışabilir kısmının ölçümü genelde zahmetli bir çalışma olmasından dolayı, deneysel çalışmalarda yapılan gaz ölçümleri kullanılarak model yeniden düzenlenerek aşağıdaki denklemle ifade edilmiştir [139] [209]:

$$L_t = m * L_0 * (1 - e^{-kt}) \quad (3.2)$$

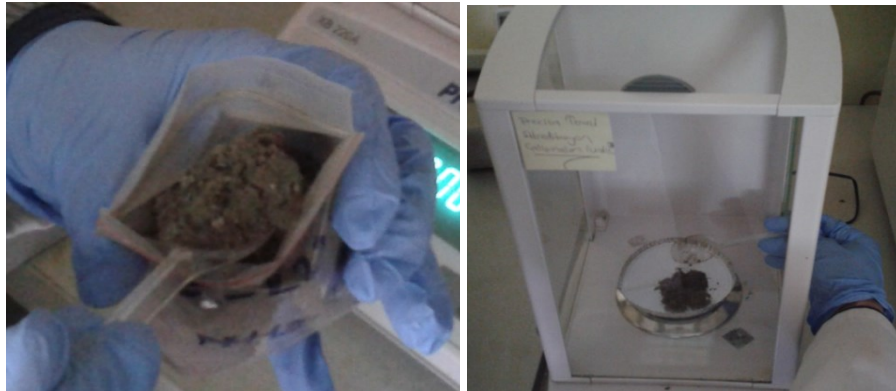
Bu denklemde “ L_t ” belirli bir t süresi içerisinde gerçekleşen kümülatif (toplam) metan oluşumunu (ml/gr atık), “ L_0 ” kullanılan besi maddesinin nihâi metan üretim potansiyelini (ml/gr atık), “ k ” katsayısı metan oluşum hız katsayısını (gün^{-1}) ve “ m ” katsayısı da çalışmada kullanılan kuru atık numunesi miktarını ifade etmektedir. BMP deneylerinde, çok ince olarak öğütülerek [210] [63] hazırlanan atık numunelerinden her bir deney seti için 5 gr kullanılmıştır. Her bir numune için oluşan biyogaz üretimi zamana karşı kaydedilerek bir önceki biyogaz ve metan ölçümlerine eklenmiştir. Ortamdan ve aşından kaynaklanan ilave biyogaz oluşum miktarları yapılan ölçümlerden çıkarılarak kümülatif biyogaz ve metan oluşum hacimleri düzeltilmiştir. Her bir numunenin CH_4 ve CO_2 konsantrasyonlarını hacimsel olarak belirlemek üzere gaz analizleri gerçekleştirilmiştir. Birim besi maddesi başına oluşacak metan ve biyogaz miktarını belirlemek üzere, elde edilen değerler deneylerde kullanılan atık miktarı değerine bölünmüştür. Daha önce İSKİ Ataköy İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisindeki anaerobik çamur çürütücüsünden alınarak hazırlanmış olan uygun nitelikteki anaerobik bakteri kültürü ile yapılan şişe deneyleri sentetik besiyeri kullanılarak gerçekleştirilmiştir. Sentetik besiyerinde ana besin maddesi olarak katı atık numuneleri kullanılmıştır. Besiyerine fosfat tampon çözeltilerine ilave olarak anaerobik bakterilerin ihtiyacı olan çeşitli mineral, vitamin ve mikronütrientler de eklenmiştir. Besiyerinin bileşimi Tablo 1’de gösterilmiştir. Tablodaki değerlere ilaveten mikronütrient olarak $\text{FeCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$, H_3BO_3 , ZnCl_2 , $\text{CuCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$, $\text{MnCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$, $(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24} \cdot 4\text{H}_2\text{O}$, AlCl_3 , $\text{CaCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$, $\text{NiCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$, EDTA’dan oluşmaktadır. Besiyerine ayrıca, Pyridoxamine ($\text{C}_8\text{H}_{12}\text{N}_2\text{O}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$), Nicotinic asit ($\text{C}_6\text{H}_5\text{NO}_2$), Nicotinamide ($\text{C}_6\text{H}_5\text{N}_2\text{O}$), DL-panthothenic asit ($\text{C}_9\text{H}_{16}\text{NO}_5 \cdot 1/2\text{Ca}$), Vitamin B12, p-aminobenzoic asit ($\text{C}_7\text{H}_7\text{NO}_2$), Pyridoxine.HCl (B6; $\text{C}_8\text{H}_{11}\text{NO}_3 \cdot \text{HCl}$), D Biotin, Thiocitic asit, Folik asit ($\text{C}_{19}\text{H}_{19}\text{N}_7\text{O}_6$), Riboflavin, Thiamine, HCl vitamin çözeltilerine ek olarak $\text{Na}_2\text{SeO}_3 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ ve $\text{NaWO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ eklenmiştir. Besiyerine son olarak maya özütü (2 g/L) ve besiyerinde olabilecek oksijeni bağlayarak anaerobik koşulları sağlayan Sistein HCl (0,5 g/L) ilave edilmiştir. Deney setlerinde kullanılan besi yeri bileşiminin detayları Çizelge 3.11’de verilmiştir. BMP testlerinde sentetik büyüme ortamının yanı sıra aşı olarak bir atıksu arıtma tesisinin anaerobik çürütme tankından alınan granül anaerobik çamur kullanılmıştır. Deney seti süresince aşı olarak anaerobik granül çamurun uçucu katı madde (UKM) değeri belirlenmiştir. Yapılan analizler neticesinde granül aşı çamurunun UKM miktarı %81,2 olarak tespit edilmiştir.

Çizelge 3.11 Deney setlerinde kullanılan besi yerinin bileşimi

Kimyasal	Konsantrasyon g/L
NaH ₂ PO ₄ .H ₂ O	10,7
Na ₂ HPO ₄	3,20
NH ₄ Cl	0,60
KH ₂ PO ₄	0,125
CaCl ₂ .2H ₂ O	0,11
MgCl ₂ .6H ₂ O	0,10
NaHCO ₃	0,20

Daha önce parçalayıcı ve öğütücü yardımıyla toz halinde getirilmiş olan kuru katı atık numuneleri sentetik besi ortamında kullanılmıştır. Analizi yapılacak olan katı atık numunelerinin her birinden 5 gr tartılarak hacimleri 100 ml olan BMP deney şişelerine konulmuştur. Şişe deneyleri için katı atık numunelerinin hassas tartım işlemi Şekil 3.15’de gösterilmiştir.

Çizelge 3.11’da içeriği belirtilen sentetik besiyerinden her bir BMP şişesine 45 ml eklenmiş (%10 katı madde) ve şişede olan oksijeni uzaklaştırmak üzere her bir şişeden 10 dakika azot gazı geçirilmiştir. Ardından BMP şişelerine UKM oranı %81,2 olan granül aşı çamurundan 10 g eklenmiş ve tekrar 5 dakika azot gazı geçirilerek şişelerin ağzı kapatılmıştır. Her bir deney seti için kontrol amaçlı bir adet şahit şişesi de hazırlanmış olup, şahit şişelerine yalnızca besiyeri ve granül aşı çamuru eklenmiştir.



Şekil 3.15 BMP deneyleri için katı atık numune tartım işlemi

Hazırlanan deney şişeleri Şekil 3.16a'da gösterilmiştir. Deney şişeleri yaklaşık 5 dakika boyunca çalkalandıktan sonra mezofilik anaerobik metanojenik bakterilerin en uygun gelişimini sağlamak üzere Şekil 3.16b'de gösterilen Gallenkamp inkübatörleri kullanılarak 35°C'de inkübe edilmiştir [211].



Şekil 3.16 (a) Hazırlanan BMP deney şişeleri ve (b) inkübasyon ortamı

Her bir numune ve şahidin gaz hacimleri düzenli aralıklarla plastik şırınga ile ölçülerek kayıt altına alınmıştır. Şahit deneyleri için ölçülen hacimler her bir deney setindeki diğer şişelerde ölçülen hacimlerden çıkarılarak gerekli düzeltmeler yapılarak değerler “ml biyogaz/gr kuru katı atık” ve “ml metan/gr kuru katı atık” olarak ifade edilmiştir. Ayrıca, temel biyogaz gaz bileşenleri olan CH₄ ve CO₂ oranlarını tespit etmek üzere “SHIMADZU GC-2014 Gas Chromatograph” cihazı kullanılmıştır.

Şekil 3.17'de şişelerde yapılan şırıngayla hacim ölçümü ve yaklaşık 3 haftada bir defa olmak üzere yapılan gaz kromatografisi ölçümleri görülmektedir. Ölçümlerin yapıldığı günler arasındaki CH₄ ve CO₂ değerleri bilgisayar destekli doğrusal interpolasyon yardımıyla hesaplanmıştır.



Şekil 3.17 Çalışma süresince yapılan gaz ölçümleri ve gaz bileşeni analizleri

3.3 Elektriksel Özdirenç Görüntüleme Verileri

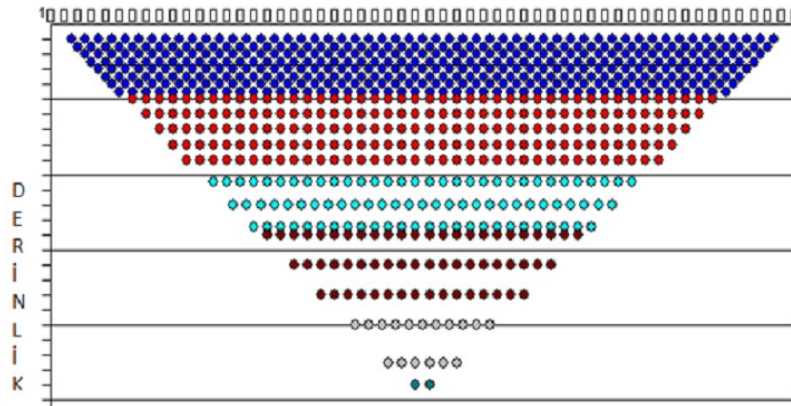
Aktif olarak işletilmekte olan bir atık depolama alanında birbirine komşu olan alan kesimlerinde bile çok farklı ayrışma süreçlerinin meydana gelmesi muhtemeldir. Bu sebeple alanın her noktasında ve derinliğinde oluşabilecek depo gazı miktar ve kalitesi de farklılık göstermektedir [212]. Depo alanlarındaki karmaşık yapı bu ortamın laboratuvar koşullarında tam anlamıyla oluşturularak deneysel çalışmaların yapılmasını oldukça zorlaştırmaktadır. Bu sebeple genelde sağlıklı değerlendirmeler yapabilmek üzere gerçek ölçekli işletmelerden temsil edici depo gazı ölçümlerinin tedarik edilmesi gerekli olabilmektedir. Bu tür veriler terk edilmiş vahşi depolama sahalarında yüzeysel gaz kaçak ölçümleriyle [213] tespit edilebileceği gibi işletmede olan sahaların gaz toplama kuyularında sürekli olarak ölçülen kuyu verilerinden de sağlanabilmektedir. Depolama alanları çok büyük yüzey alanlarını işgal ettiklerinden nokta bazında yapılacak yüzeysel kaçak tespitleriyle doğru değerlerin elde edilmesinin çok zor olacağı düşünülmektedir. Ayrıca, çalışma yapılacak noktaların rastgele seçilmesiyle temsil edici noktaların belirlenmiş olmasının kesin olmayabileceği yüksek ihtimal dâhilindedir.

Depolama alanlarının yüzeysel yapılarını tespit edip değerlendirmek nispeten kolay olsa da zemin altındaki durumun tam olarak ne olduğu konusu genelde bir bilinmez veya en azından tam olarak belirlenememiş bir konu olarak kalmaktadır. Bu konuda yapılabilecek en uygun çalışmalar genelde nokta bazında uygulanabilen numune alma ve madde grubu analizi türünde çalışmalar olmaktadır. Bu sayede belirli noktaları temsil etse de elde edilen atık bileşimi verilerine dayanarak depo gazı kalite ve miktarının daha hassas bir şekilde belirlenmesi mümkün olabilmektedir. Bu yöntemlerden farklı olarak jeofizik yöntemlerle sadece noktasal değil yüzeysel ve derinlemesine analiz ve değerlendirmeler yapılması da mümkün olabilmektedir [214]. Jeofizik yöntemlerle depolama alanlarının farklı hizmet aşamalarında karşılaşılabilen, örneğin; geçirimsizlik tabakası uygulanmadan evvel sahanın muhtemel zayıf noktalarının tespit edilmesi, işletmede olan bir alanın sızıntı suyu kaçaklarının olduğu noktaların tespit edilmesi veya depo sahasının içindeki yapının ortaya çıkarılması ve değerlendirilmesi gibi birçok konuya dair bilgilerin elde edilmesi mümkün olabilmektedir.

Bir malzemenin elektrik özdirenci (rezistivitesi) "Ohm kanunu" ile ilişkilidir. Genel olarak tüm özdirenç tekniklerinde görünür özdirenç ölçülür. Pratikte iki elektrot arasına akım

uygulanarak diğerk iki elektrot arasındaki gerilim farkı ölçülür. Özdirenç ölçümlerini uygulamak için çeşitli elektrot düzenekleri vardır. Verilen bir yerdeki özdirenç değişimlerini irdelemek için sıklıkla yer görüntüleme (earth imaging) teknikleri kullanılır. Bu çalışma kapsamında da depo alanı gövdesinin elektriksel özdirenç görüntüsünü oluşturmak amaçlanmıştır. Bu nedenle, çok yüksek miktarda veriye gereksinim olduğundan, ölçümlerin otomatik bir sistemle yapılarak veri tabanı şeklinde toplanması daha sonraki işlemler açısından faydalıdır.

Çok elektrotlu sistemlerde çok fazla sayıda elektrot cihaza birlikte bağlanır. Ticari olarak tek ve 8 kanallı donanımlar mevcuttur. Sonuçta toplanan ölçü aynı olmakla beraber tek kanallı donanımlarla arazide veri toplama işlemi çok uzun zaman almaktadır. Söz konusu çalışmada 8 kanallı donanıma sahip sistem kullanılmıştır. Şekil 3.18’de gösterilen çok elektrotlu EÖG düzeneğinin çalışma şemasından anlaşılacağı üzere toplanan ölçü noktalarının kapsadığı alan derinlikle azalmakta ve görüntülenen kesit profili geometrik üçgen veya yamuk halini almaktadır.



Şekil 3.18 Çok elektrotlu özdirenç ölçüm sistemiyle 2 boyutlu veri toplama düzeni

Şekilden de görüldüğü üzere üst noktalarda veri yoğunluğu çok fazla iken derinlik arttıkça veri yoğunluğu da azalmaktadır. Sahanın üzerinde uygulanan kablo uzunluğuna bağlı olarak incelenebilen derinlik değişim göstermektedir. Kablo uzunluğunun artmasıyla incelenebilen derinlikte artış göstermektedir. Çok elektrotlu özdirenç ölçümleri ile yapılabilecek uygulama türleri 2-Boyutlu özdirenç görüntüleme, 3-Boyutlu görüntüleme, kuyu özdirenç çalışmaları, özdirenç gözlemleri (zaman içi değişimleri) ve deniz çalışmaları şeklinde sıralanabilir. Kaya ve zeminin elektrik özdirenç değerini etkileyen en önemli unsurlar; zemin içindeki gözenekler, gözeneklerin şekli, boyutu ve gözeneklerin

birbiriyle bağlantıları, gözenek ve boşlukların içindeki dolgu malzemesi, nem (su) içeriği, çözülmüş elektrolitler, gözenek suyunun ısı ve minerallerin iletkenlikleridir. Arazide yapılan özdirenç ölçüm çalışmaları otomatik özdirenç görüntüleme ölçüm ve araştırmalarını yapmak için özel olarak tasarlanmış Advanced Geosciences Inc. (AGI) SuperSting R8 IP cihazıyla gerçekleştirilmiştir (Şekil 3.19). Ölçüm sistemi AGI SuperSting R8 IP cihazı dışında yeterli sayıda ölçüm sırası değiştirme düzeneği (Switch Box), saha bilgisayarı ve elektrik üreticiden oluşmaktadır.



Şekil 3.19 Sahada uygulanan çoklu elektrotlu özdirenç çalışmasından görüntüler

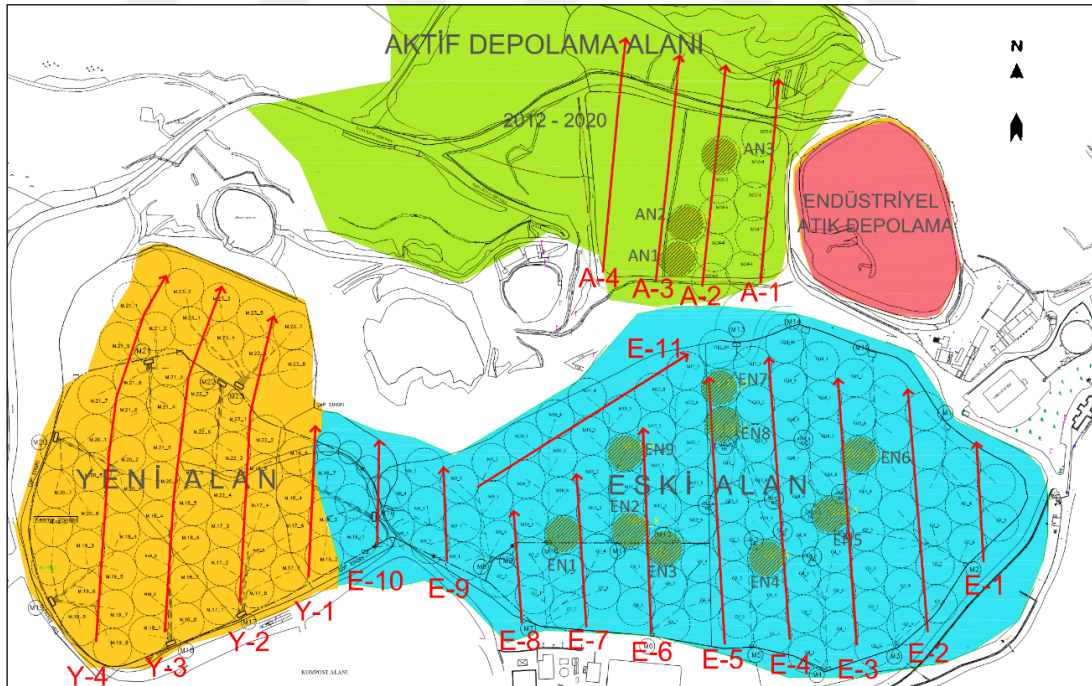
Switch Box üniteleri pasif kablolar üzerinden elektrot bağlantılarını kontrol etmek için kullanılmaktadır. Ayrıca ölçülecek profil uzunluklarını kapsayacak uzunlukta özel ölçüm kabloları ve yere çakılan paslanmaz çelik elektrotlar da sistemin ayrılmaz parçalarıdır. Elektrot sayısı yapılacak çalışmanın hedefine göre farklılık gösterebilir. Üreticiler genel olarak 28, 56, 84 ve 112 elektrotlu düzenekler üretmektedirler. Çalışmada kullanılan EÖG cihazı 84 adet paslanmaz çelik elektrota sahiptir.

EÖG cihazında elektrotları, önceden tanımlanan ölçüm sırasına göre aktif/pasif hale getiren ve alınan ölçüleri kaydeden bir yazılım bulunmaktadır. Akım ve gerilim elektrotlarının çeşitli kombinasyonlarıyla karmaşık bir profil kesiti ve araştırma zemin derinliği elde edilebilmektedir. Bu cihazla bilinen tüm elektrot dizilişleriyle (Schlumberger, Wenner, Dipol, Pole vs.) ölçüm yapılması mümkündür. Bu çalışmada ise sadece Dipol–Dipol ve Wenner elektrot dizilişleri uygulanmıştır. Bu dizilişlerle elde edilen sonuçlar içerisinden yorumlanması en elverişli olan dizilişler seçilerek hedeflenen yorumlar yapılacaktır.

3.3.1 Arazi Çalışması

Gerek uygun çalışma koşullarının sağlanması gerekse yüzeyde oluşacak potansiyel dalgalanmaları bertaraf etmek üzere sahanın yüzeyinin mümkün olduğunca kuru olduğu hava koşulları tercih edilmiştir. Çalışmanın yapıldığı tarihlerde en az 2 gün yağışsız dönem olmasına dikkat edildi. Bu sebeple çalışmalar sırasında birkaç serim tamamlandıktan sonra bazen ara verilmek zorunda kalınmıştır. Hem elimizdeki profil kablolarının boyları hem de sahanın topoğrafik koşulları dikkate alınarak E-11 profili dışındaki tüm profiller kuzey-güney doğrultusunda serilmiştir. Hepsinin başlangıç noktaları güney bitiş noktaları da kuzey olarak kararlaştırılmıştır.

Profil bilgilerinin yer aldığı çizelgelerde profillerin sadece başlangıç ve bitiş noktalarının koordinatları verilmiştir. Fakat EÖG çalışmasında özdirenç verileri AGI SuperSting R8 IP ile sisteme kaydedilirken depo sahası yüzeyine ölçüm için çakılan her bir elektrotun koordinatları ve deniz seviyesine göre kotu da bir cihazla kaydedilmiştir. Elektrot koordinatları daha sonra CSV formatında yeniden düzenlenerek özdirenç verileriyle birleştirilmiştir.



Şekil 3.20 Depolama alanlarında belirlenen EÖG ölçüm güzergâhları

Böylece Golden Software tarafından sağlanan *Surfer9*® yazılımıyla oluşturulan kontur grafikler ölçüm güzergâhının topoğrafik yapısını da yansıtacaktır. Profil uzunlukları

Hattın uzunluğuna bağlı olarak bir adet profilin EÖG ölçüm çalışması 1-1,5 saat arasında sürmektedir. Otomatik ölçüm cihazları olmasaydı bu süre 4-5 kat artması muhtemeldi. Arazide yapılan EÖG çalışmasının profil serilme noktaları Şekil 3.20 gösterilmiştir. Kullanılan tüm profiller kuzey-güney doğrultusunda uygulanmıştır.

3.3.1.1 Eski Depolama Alan (EDA)

Yüzey alanı olarak en büyük depolama alanı olmasının yanı sıra çalışma konumuzun da birinci derece ilgili alanı olması sebebiyle bu arazi üzerinde tüm alanı kapsayacak şekilde toplam 11 adet profil boyunca 2 boyutlu EÖG ölçümleri yapılmıştır (Şekil 3.20). Bu profillerden sadece E-11 güneybatı-kuzeydoğu yönünde serilirken diğerlerinin tamamı kuzey-güney doğrultusunda serilmiştir. E-11'in farklı yönde serilmesinin nedeni o bölgede halen aktif olarak kullanılan saha içi yolun bulunmasıdır. Bu yol ADA kısmına çöp nakleden taşıtların kullandığı yoldur. Döküm işlemleri 24 saat devam ettiğinden ölçümler sırasında kabloların aktif yoldan geçirilmesi mümkün olmamıştır. Bu sebeple E-11 profili yolun kuzeyindeki uygun bir alana serilmiştir. Alanda uygulanan kablo uzunluğu, elektrot sayısı ile başlangıç ve bitiş koordinatları Çizelge 3.12'de verilmiştir.

Çizelge 3.12 EDA'nda uygulanan kablo uzunluğu elektrot sayısı ve koordinatları

Profil Adı	Elektrot Sayısı	Uzunluk m	Başlangıç Koordinat		Bitiş Koordinat	
			X	Y	X	Y
E-1	31	193	447716,20	4556710,24	447706,57	4556892,93
E-2	62	387	447644,15	4556626,72	447618,83	4556992,71
E-3	70	437	447554,12	4556576,16	447522,41	4556996,83
E-4	68	425	447467,49	4556593,24	447420,78	4557001,56
E-5	61	381	447379,38	4556594,35	447360,05	4556959,64
E-6	48	300	447280,44	4556606,60	447275,10	4556892,09
E-7	35	218	447202,99	4556615,50	447187,79	4556821,39
E-8	28	175	447122,66	4556612,91	447109,45	4556770,57
E-9	12	75	447022,80	4556706,27	447019,70	4556773,59
E-10	26	162	446929,78	4556734,88	446933,85	4556887,64
E-11	63	393	446945,70	4556819,84	447300,27	4556951,93

Bu alandaki en uzun profil 70 adet elektrot ve 437 m uzunlukla E-3 profilidir. Ölçümü planlanan E-9 profili ise ortamdaki aşırı elektriksel gürültüler sebebiyle ölçülemezdir.

E-7 profili EN1 sondaj noktasından, E-6 profili EN2, EN3 ve EN9 sondaj noktalarından, E-5 profili EN7 ve EN8 sondaj noktalarından, E-4 profili EN4 sondaj noktasından ve son olarak E-3 profili de EN5 ve EN6 sondaj noktalarının yanından geçmektedir. Bu sondaj noktalarındaki depo gövdesi içindeki özdirenç durumları ilgili profil ölçüleriyle yorumlanacaktır.

3.3.1.2 Yeni Depolama Alanı (YDA)

Yaklaşık 15 ha'lık araziye incelemek üzere 4 adet profil boyunca 2 boyutlu EÖG ölçümleri yapılmıştır (Şekil 3.20). Bu alanda herhangi bir sondaj noktası tespit edilmemiştir. Daha önce de ifade edildiği üzere sondaj noktaları belirlenirken yeniden açılması gereken kuyular esas alınarak tespit edilmiştir. Bu çalışmanın yapılacağı tarihte YDA'daki kuyular genel olarak verimli çalıştığından bu alanda yeniden açılacak kuyulara ihtiyaç duyulmamıştır.

Profiller kuzey-güney doğrultusunda serilmiştir. Bu alandaki en uzun profil 84 adet elektrot ve 525 m uzunlukla Y-3 ve Y-4 profilleridir. Alanda uygulanan kablo uzunluğu, elektrot sayısı ile başlangıç ve bitiş koordinatları Çizelge 3.13'da verilmiştir.

Çizelge 3.13 YDA'da uygulanan kablo uzunluğu elektrot sayısı ve koordinatları

Profil Adı	Elektrot Sayısı	Uzunluk m	Başlangıç Koordinat		Bitiş Koordinat	
			X	Y	X	Y
Y-1	42	263	446844,17	4556685,42	446869,17	4556932,99
Y-2	69	430	446756,41	4556642,23	446798,92	4557057,46
Y-3	84	525	446656,79	4556600,96	446736,94	4557099,58
Y-4	84	525	446569,71	4556618,13	446668,37	4557113,65

3.3.1.3 Aktif Depolama Alanı (ADA)

EDA'na depolanan 10-20 yıllık katı atıklarla elde edilecek sonuçları kıyaslamak amacıyla nispeten taze katı atıklarla (< 2 yıl) doldurulmuş olan ADA'da toplam 4 adet EÖG profili kullanılmıştır (Şekil 3.20). Ölçümün yapıldığı tarihte sadece 12 adet dikey kuyunun açılmasına yetecek kadar alan atıklarla doldurulmuş durumdaydı. Bu sebeple sadece kuyuların açılacağı alan üzerinde ölçümler gerçekleştirilmiştir.

Alanda uygulanan kablo uzunluğu, elektrot sayısı ile başlangıç ve bitiş koordinatları Çizelge 3.14’de verilmiştir. Profiller kuzey-güney doğrultusunda yerleştirilmiştir. A-1 ve A-2 profilleri alanın en üst kotunda ve düz bir arazi üzerinde ölçülmüştür. Profillerin batısında bulunan yaklaşık 15 metre genişliğindeki servis yolunun yanında depo gövdesini desteklemek amacıyla kil dolguyla yapılmış yaklaşık 30⁰ eğimli bir şevden endüstriyel atık depolama alanına ulaşılmaktadır. Alandaki eğim batı-doğu doğrultusundadır. A-1 ile A-4 profilleri arasındaki kot farklı yaklaşık 30 m’dir. En düşük kotlardaki ve nispeten meyilli arazideki A-4 profili 63 adet elektrot ve 394 m uzunlukla bu alandaki en uzun ölçüm mesafesidir. Analiz için alınan numune noktalarından AN1 ve AN2’nin yakınından A-3 profili geçilirken AN3 numune sondaj noktası için A-2 profili esas alınmıştır.

Çizelge 3.14 ADA’da uygulanan kablo uzunluğu elektrot sayısı ve koordinatları

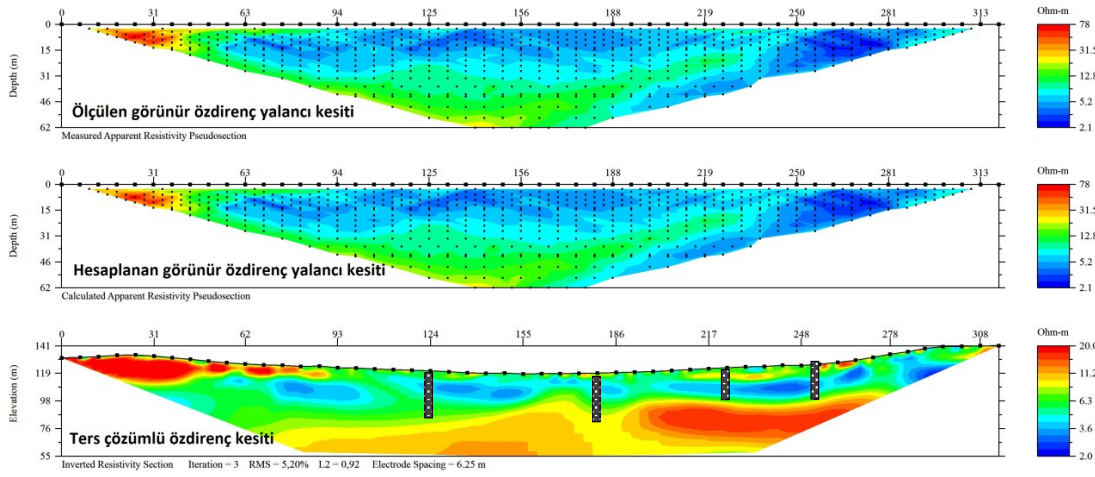
Profil Adı	Elektrot Sayısı	Uzunluk m	Başlangıç Koordinat		Bitiş Koordinat	
			X	Y	X	Y
A-1	52	325	447414,37	4557056,74	447454,80	4557364,30
A-2	42	262	447347,79	4557034,99	447352,90	4557288,83
A-3	47	293	447290,45	4557079,76	447323,08	4557360,64
A-4	63	394	447218,97	4557049,47	447194,42	4557431,49

3.3.2 Ham Veri İşlenmesi ve Ters Çözümü

Ölçü almada kullanılan donanımın kapalı devre sistemine sahip olması ölçülen akım ve gerilim fark değerlerinin çok küçük aralıklarda örneklenmesine izin vermektedir. Bu durum dikkate alındığında ölçülerin yüksek hassasiyetle toplandığı söylenebilir. Ancak, toplanan ham verilerin bir değerlendirmede kullanılabilmesi için öncelikle bazı işlemlerden geçirilmesi gerekmektedir.

Çok elektrotlu ölçüm cihazları sayesinde ölçü alımı eski zamanlara göre çok daha hızlı ve kolay olmaktadır. Bu yöntemle ölçülen verilerden yeraltının hem düşey hem de yatay yöndeki 2 boyutlu özdirenç yapısı hakkında bilgi edinilebilir. Ancak, ölçümü yapılan değerler görünür özdirenç değerleridir. Görünür özdirenç değerleri elektrot aralıklarıyla doğru orantılı olarak depo hacminin özdirenci hakkında bilgi sağlar. Elektrot aralıkları arasındaki mesafe ne kadar fazlaysa o kadar çok depo hacmi incelenmiş olur. Başka bir deyişle, görünür özdirenç temel 4 adet elektrotun altındaki farklı özdirenç değerlerinin

ağırlıklı ortalamasıdır ve zeminin homojen olması halinde görünür özdirenç gerçek özdirence eşit olur [123]. Bunlarla yapay veya yalancı (pseudo) kesit profili oluşturulması ve bu grafikler üzerinden nitel yorum yapılması mümkündür. Fakat nicel yorum yapılabilmesi için görünür özdirenç yalancı kesit verilerinin 2 boyutlu ters çözümünün yapılması gerekmektedir [122]. Ters çözümleme yapılmadan önce elde edilen verilerle Şekil 3.21’de gösterilen “Ölçülen” ve “Hesaplanan” görünür özdirenç yalancı kesitleri çeşitli yazılımlarla oluşturulabilir. Ters çözümleme sonrasında ise yorumlamaya daha elverişli olan “Ters Çözümlü” özdirenç kesiti elde edilebilir. Bu şekilden de görüleceği üzere diğerlerinde sadece derinlik kavramı varken ters çözümlü grafikte yüzeyel topografya ve yükselti de yoruma dâhil edilmektedir.



Şekil 3.21 Ölçülen, hesaplanan ve ters çözüm özdirenç kesit örneği (EarthImager)

Ölçümler sonucunda elde edilen görünür özdirenç veri serilerinin en küçük kareler yöntemiyle ters çözümü yapılmadan evvel içerdiği hatalı veri serilerinin elenmesi gerekmektedir. Bu amaçla AGI tarafından sağlanan “*EarthImager® 2D Resistivity Inversion Software*” yazılımı kullanılarak hataya neden olan ölçüm noktalarının temizlenmesi ve verilerin ters çözüm için uygun bir formata dönüştürülmesi sağlanmıştır. Bu aşamada hangi verilerin gözden çıkarılacağına karar vermek üzere standart sapma ve geometrik şekil katsayısı (K) önemli karar verme unsuru olmuştur. Ters çözüm öncesindeki veri serilerinin seçilmesinde sadece standart sapması % 3 ve daha az olan veriler dâhil edilmiş ve negatif değere sahip görünür özdirenç verilerinin tamamı veri serilerinden uzaklaştırılmıştır. Negatif özdirenç değerleri, geometrik şekil katsayısının arazideki ilgili elektrot konumuyla uyumsuzluk oluşturması halinde ortaya çıkmakta ve ihmal edilebilmektedir [215].

Veriler temizlendikten sonra yine “*EarthImager*®” yazılımının en küçük kareler (sonlu eleman ve sonlu farklar) yöntemi kullanılarak ters çözüm sonuçları elde edilmiştir. Ters çözüm sonuçları daha sonra eşyüksele (kontur) grafikleri oluşturmak üzere xyz formatlarında kaydedilmiştir. Bu veri serileriyle *Surfer9*® yazılımı kullanılarak kontur grafikleri oluşturulmuştur. Bu yazılımla elde edilen nihai grafik, depolama alanı yüzeyindeki mesafeye ve depo sahası derinliğine bağlı olarak oluşan elektriksel özdirenç dağılımını yorumlamaya yardımcı olmak üzere, örneği Şekil 3.21’de görülen renkli Ohm-m ölçeğiyle birlikte 2 boyutlu renkli kontur grafikler olarak hazırlanmıştır.

Her bir profil boyunca oluşan özdirenç değişimlerini yatay ve düşey olarak ifade eden bu grafiklere ek olarak depolama alanını kuş bakışı değerlendirmek için 10m, 20 m ve 30 m depo alanı derinliği için kat haritaları da oluşturulmuştur. Bunun için yine ölçümü yapılan profillerin her birinin üzerindeki her bir elektrotun altındaki ilgili derinliklerine karşılık gelen özdirenç değerleri CSV uzantılı dosyalarda düzenlenerek *Surfer9*® ve *Voxler* yazılımlarının kullanılabileceği bir formata dönüştürülmüştür. Oluşturulan grafiklerle seçilen her bir çöp derinliğindeki özdirenç değişimi yorumlanacaktır.

3.4 Verilerin İstatistiksel Yöntemlerle Analizi

Bu çalışma kapsamında aşağıdaki veri setleri kullanılmıştır:

- a. Set 1 - MGA: Madde Grubu Analizi (MGA) verileri ile birlikte BMP ve nem içeriği verileri de dâhil olmak üzere
- b. Set 2 - LA: Laboratuvar Analizleri (LA - fiziksel-kimyasal parametreler), BMP ve nem içeriği verileri

(a) veya (b) grubu verilerinin ayrı ayrı kullanılmasıyla değişkenlerin kendi içlerindeki ilişkilerin ortaya çıkarılması ve sonuçların yorumlanması hedeflenmektedir. Bu sayede diğer tür verilerden bağımsız olarak etkinlikler ve değişimler belirlenebilecektir.

3.4.1 İstatistik Analizlerde Kullanılacak Verilerin Hazırlanması

Doğadaki olayların çok büyük kısmı genelde normal dağılım kurallarına uyum göstermezler. Çoklu değişkenli istatistiksel yöntemlerin birçoğu normal dağılım kabulüyle uygulandığından, bu yöntemleri kullanmadan önce veri setlerinin normal dağılıma uygun olup olmadığının kontrol edilmesi ve gerekiyorsa çeşitli yöntemlerle

normalizasyon işleminin yapılması gereklidir. Bu çalışmada incelenecek veriler laboratuvar ortamında ve arazide elde edilmiş veriler olduklarından bunlara genel olarak kompozisyonel veriler denilmektedir. Bu verilerin bazı istatistiksel yöntemlerde gerekli olabilen normal dağılım ilkelerine uymadığı sıkça görüldüğünden özellikle korelasyon analizinin gerekli olduğu incelemelerde dikkatli olunması gereklidir [216]. Verilerin normal dağılıma uyup uymadığını kontrol amacıyla çeşitli normallik testlerinden yararlanmak mümkündür. Bu testler arasında en bilinenleri Jarque-Bera, Kolmogorov-Smirnov, Lilliefors, Anderson-Darling, Cramer-von Mises ve Shapiro-Wilk normal dağılım testleridir [217]. Söz konusu testlerde H_0 hipotezi ile verilerin normal dağılımlı bir veri setinden geldiği kabulüyle hareket edilirken, H_1 hipotezi ile veri setinin dağılımının normale uymadığı ileri sürülmektedir. Buradaki çalışmamızda veri setlerinin normallik koşullarını sağlayıp sağlamadığını incelemek üzere Kolmogorov-Smirnov, Shapiro-Wilk ve Lilliefors testlerinden yararlanılacaktır. Bu testler sonucunda elde edilen değer önceden belirlenen değerden büyük olursa verilerin dağılımının normal olduğunu varsayan hipotez kabul edilmez. Bu test yöntemleri diğer birçok yöntem nazaran daha iyi belirleme imkânları sağladığından tercih edilmişlerdir [218].

Bu çalışmada, yukarıda verilen test yöntemlerinin dışında dağılımların normallik durumu basıklık (Kurtosis) ve çarpıklık (Skewness) yöntemleriyle de test edilmiştir. Basıklık, bir dağılımın pik yapma durumunu ifade etmekte kullanılır. Normal bir dağılımda basıklık değeri sıfırdır. Çarpıklık, veri dağılımının normalden uzaklaşarak sağa ve ya sola doğru meyleden yamuk bir şekil almasını ifade eden bir kavramdır. Normal bir dağılımda çarpıklık katsayısı "sıfır" olacaktır. [219]. Basıklık değerinin negatif olması dağılım grafiğinin basık ve ortalamaya yakın olduğunu ve ayrıca dağılım kuyruğunun ince ve uzun olduğunu gösterir. Basıklık değerinin pozitif olması ise ortalama civarında yüksek ve sivri bir dağılımın oluştuğunu göstermektedir. Çarpıklık arttıkça mod ve ortalama birbirinden uzaklaşır. Analiz çıktısından elde edilen tanımlayıcı istatistikler tablosundaki basıklık değeri standart hata değerine bölünerek bulunan değer % 5 anlamlılık düzeyinde +1,96 ve -1,96 değerleri arasında ise dik olmadığı yani normallik sınırları içinde kaldığı söylenebilir. Aynı şekilde analiz çıktısından elde edilen çarpıklık değeri standart hata değerine bölünerek bulunan değer çarpıklık değeridir. Bu değer % 5 anlamlılık düzeyinde $\pm 1,96$ değerleri arasında ise veriler normale yakındır denilebilir. Bu değer pozitif

çıkması verilerin sağa çarpık, negatif çıkması ise sola çarpık olduğunu gösterir. Hem çarpıklık hem de basıklık testinin $p < 0,05$ değeri için $\pm 1,96$ aralığının dışında, $P < 0,01$ değeri için $\pm 2,58$ değerleri dışında ve $p < 0,001$ için $\pm 3,29$ değerleri dışında olması halinde anlamlılık ifade etmektedir. 200'den az sayıda numunenin bulunduğu veri tabanlarında $\pm 1,96$ kriteri kullanılabilirken 200'den fazla olması durumunda bu değer $\pm 2,58$ olarak değiştirilmeli ve çok büyük veri setlerinde ise hiç kullanılmamalıdır [217]. Hem atık karakterizasyonu hem de fiziksel-kimyasal analizlerden elde edilen verilerin oluşturduğu veri setleri 200'de küçük olduğundan çarpıklık ve basıklık testi için $\pm 1,96$ aralığı kullanılmıştır.

Normal dağılım kabulüne dayanan parametrik veya parametrik olmayan istatistiksel testlerde normal dağılıma uymayan veri setlerinin kullanılması, sonuçların aşırı olumlu veya olumsuz yönde değerlendirilmesine neden olabilir. Yukarıda kısaca değinilen normallik kontrol testleri sonucunda normal dağılıma uymadığı belirlenen veri setleri bir sonraki aşamada istatistiksel yöntemlerle kullanılması gerektiğinde normal dağılıma uygun hale getirilmeleri gerekmektedir. Verileri normalleştirmek üzere uygulanan yöntemlerin geneline "Normalizasyon" denilmektedir. Bu işlemler için kullanılan en yaygın yöntemler Karekök, Arc-Sinüs ve Logaritmik dönüşümlerdir. Karekök dönüşümünde her bir verinin karekökü alınarak işlem gerçekleştirilir. Bu işlemin tersine dönüşü ise verinin karesinin alınmasıyla uygulanır. Negatif verilerde bu işlem doğrudan uygulanamaz, ancak veriyi pozitif yapacak bir sayının ilave edilmesinden sonra işlem yapılabilir. Logaritmik dönüşüm ise doğrudan verinin istenen bir logaritmik tabana göre logaritmasının alınmasından ibarettir [220]. Diğer normal dağılıma dönüştürme yöntemlerinden biri de Box-Cox yöntemidir. Bu yöntemde çeşitli üstel fonksiyonlu algoritmalar kullanılarak normal dağılıma uymayan verileri yaklaşık normal dağılım halinde ifade edilmeleri daha kolay bir şekilde sağlanabilmektedir [221] [222] [191]. Bu çalışmada gerekmesi halinde normalizasyon dönüşümleri uygulanarak veri setinin normal dağılıma uygun hale getirilmesi sağlanacaktır. Verilerin istatistiksel metotların kullanabileceği forma getirilmesinde kullanılan diğer tekniklerden biri olan "Standardizasyon" işleminin esas hedefi farklı boyutlarda ve birimlerde bulunan parametrelerin birbiri üzerine olan etkilerini standart hale getirmektir. Diğer bir deyişle farklı ölçekleme sisteminde bulunan verilerin birbiri ile karşılaştırılabilmesi amacıyla matematiksel fonksiyonlar kullanarak

verileri ortak bir sisteme indirgeyerek karşılaştırılabilir bir forma dönüştürmektir [223] [224]. Örneğin; bir değişken 0-5000 aralığında kkal/kg birimiyle verilirken diğeri 0-1 aralığında µg/L olarak verildiğinde yapılacak değerlendirmeler bir tarafın daha az veya daha çok dikkate alınmasına ve değerlendirmeleri etkilemesine neden olabilecektir. Verilerin standardizasyonu için kullanılabilen asgari-azami (Min-Max), ondalık ölçekleme, z-skoru gibi yöntemler mevcuttur [225]. Ondalık ölçeklemede ondalık kısım hareket ettirilir fakat orijinal verinin büyük kısmı korunur. Bu yöntemde, tüm veriler -1 ile +1 arasında kalacak şekilde bir sayıya bölünür. Asgari-azami yönteminde de veriler aşağıdaki, denkleme göre yine -1 ile +1 arasında kalacak şekilde yeniden dağıtılırlar:

$$z_i = \frac{x_i - x_{min}}{x_{max} - x_{min}} \quad (3.3)$$

x_{min} veri seti içindeki asgari değeri, x_{max} azami değeri gösterirken x_i herhangi bir değişkeni ifade etmektedir. Bunların dışında en fazla kullanılan yöntem olan standart sapma veya z-skoru yönteminde verilerin standart hale getirilmesi için öncelikle standart sapma ve ortalama değerlerin belirlenmesi gerekmektedir. Bu yöntemde her değer ortalama değerden çıkarılarak standart sapma değerine bölünür. Bu işlemle her parametrenin değeri, birimlerden bağımsız olarak ortalaması 0 ve standart sapması 1 olan bir dağılıma sahip olurlar. Bu durumda işlemin denklemi aşağıdaki gibi olmaktadır:

$$z_i = \frac{x_i - \bar{x}}{\sigma} \quad (3.4)$$

Burada x_i herhangi bir değişkeni, \bar{x} ilgili değişkenin ortalama değerini ve σ ise standart sapmayı ifade etmektedir [226]. Bu çalışmada ölçülen ham veriler grafiksel analizlerde kullanılırken istatistiksel analiz yöntemlerinde standartlaştırılmış veriler kullanılmıştır. Bu amaçla özellikle analitik verilerin (fiziksel-kimyasal analiz sonuçları) birim farklılıklarını ortadan kaldırmak üzere standardizasyon işlemi z-skoru yöntemiyle gerçekleştirilmiştir.

3.4.2 Kümeleme Analizi

Bu çalışmanın kapsamında atık numunelerinin alındıkları noktaların ve numunelerin analizinde kullanılan parametrelerin depolama alanlarına, numune derinliklerine ve atık numunelerinin tahmini yaşlarına bağlı olarak benzer özellikleri olan sınıflara ayrılarak

değerlendirmeler yapılması hedeflendiğinden gruplayıcı hiyerarşik kümeleme analizi (HKA) uygulanacaktır. HKA'nde yapılan her bir örnekleme birbirine benzeme veya benzememe eğiliminde olduğundan bu yöntemle homojen grupların belirlenmesi matematiksel olarak mümkün olabilmektedir. HKA'nde grupların oluşturulmasında değişkenler arasındaki uzaklık dikkate alınır. Burada ifade edilen uzaklık kavramı, numune veya parametrelerin birbirine göre konumlarını ve aynı zamanda birbirine olan benzerlik durumunu da ifade etmektedir. Birbirine benzer değişkenler için uzaklık ölçüsü küçük ve benzerlik ölçüsü ise yüksek olmaktadır [156]. Kümeleme analizindeki ilk adım, benzerlik veya mesafe ölçüsünün seçilmesidir. Bu mesafe ölçüleri öklit uzaklığı, karesel öklit uzaklığı, Manhattan uzaklığı veya Pearson korelasyonu gibi farklı ölçülerde olabilirler [156]. Bu çalışma kapsamında, gerek madde grubu analizi verileri gerekse laboratuvar analizi sonucunda elde edilen verilerin benzerlik ve farklılıkları “öklit uzaklığı” ölçüleriyle ifade edilerek değerlendirilmiştir. Öklit uzaklığı bu tür çalışmalarda en sık kullanılan uzaklık ölçüsüdür. Basit olarak aşağıdaki denklemlerle ifade edilebilen çok boyutlu uzaydaki geometrik uzaklıktır [158]:

$$d_{ij} = \left[\sum_{k=1}^p (x_{ik} - x_{jk})^2 \right]^{\frac{1}{2}} \quad (3.5)$$

Buradaki “ d_{ij} ” öklit uzayındaki i ve j noktaları arasındaki fiziksel uzaklığı, “ x_{ik} ” ve “ x_{jk} ” ise i ve j birimlerinin k değişken değerini, “ p ” ise değişken sayısını tanımlamaktadır.

Hiyerarşik algoritma ile oluşturulan iç içe geçmiş bağlantılı gruplar dendrogram veya ağaç diyagramı adı verilen grafiklerle ifade edilecektir [227]. Bu ağaç diyagramlarının oluşturulmasında kullanılan bağlantı yöntemi olarak “Ward yöntemi” kullanılmıştır. Bu yöntemin kullanılmasındaki amaç, her bir grup içindeki varyansın çok büyük oranda arttırmadan sonuç elde etmektir [156] [173]. Ward tekniğinde bir kümenin ortasına düşen gözlemin, aynı kümenin içinde bulunan gözlemlerden ortalama uzaklığı esas alınarak toplam sapma karelerinden yararlanır. Ward yöntemindeki amaç kümeler içindeki varyansın en düşük seviyede kalmasıdır. Bu amaçla aşağıda gösterilen hata kareler toplamı (HKT) denkleminde yararlanır [156]:

$$HKT = \sum_{i=1}^n x_i^2 - \frac{(\sum_{i=1}^n x_i)^2}{n} \quad (3.6)$$

Burada “ x_i ” i’inci gözlemin skoru ve n ise veri sayısıdır. Kümeleme işleminin ilk adımında her birimin kendisi bir küme oluşturduğundan, HKT sıfır olmaktadır. Bu yöntem, HKT’de minimum artışla sonuçlanan grupların elde edilmesi ile devam etmektedir. Bu çalışmada elde edilecek hiyerarşik ağaç diyagramlarını standart bir ölçekte değerlendirebilmek amacıyla diyagramdaki uzaklıklar $D_{link}/D_{max} * 100$ şeklinde standardize edilmiştir. Burada D_{link} her bir parametre için mevcut bağlantı uzaklığını D_{max} ise incelenen sistem içindeki en büyük uzaklığı göstermektedir.

3.4.3 Temel Bileşenler Analizi

Eldeki veri setleri TBA yöntemiyle kullanılarak belirli amaçlar için en uygun olan değişkenlerin belirlenmesi ve çok anlamlı olmayan değişkenlerin de elenmesi sağlanabilir. Bunun yanında, bir prosesi ifade eden çok sayıdaki değişkenin azaltılarak veya birleştirilerek daha az sayıdaki yeni değişkenlerle (temel bileşenlerle) ifade edilmesinde kullanılan çok yaygın bir istatistiksel yöntemdir [228]. Bu yöntemler verilerin altındaki görünmeyen ilişki yapısı ve kullanılan numune özelliklerinin benzerlik ve farklılıkları açık bir şekilde ortaya çıkarılabilir [180] [175].

İncelenen bir mekanizmada etkili olabilecek birçok parametre bulunuyorken bunların hepsinin birden kullanılması çoğu zaman gereksiz veya en azından yorumlamayı güçleştiren bir durum olarak ortaya çıkmaktadır [229]. Bu çalışmada TBA kullanılmasının amacı, hedeflenen özellikleri en iyi şekilde ifade edebilecek parametrelerin belirlenmesi suretiyle kullanılan parametre sayısının azaltılması ve gerekmeyen parametrelerin de değerlendirmeye alınmamasıdır. Parametre sayılarının azaltılmasıyla hem yorumlama işleminin karmaşıklığı azaltılmış olacak hem de gelecekte bu tip araştırmalarda yapılması gereken analiz sayısı azaltılmış olacağından zaman ve ekonomik kazançta sağlanabilecektir.

Bir veri setinin TBA için uygun olup olmadığını denetlemek üzere Bartlett Küresellik ve Kaiser-Meyer-Olkin (KMO) testleri kullanılmıştır. Bu testler için H_0 hipotezi “değişkenler arasında sıfırdan farklı bir değere sahip önemli seviyede bir korelasyon yoktur” şeklinde tanımlanırken, H_1 hipotezi de “değişkenler arasındaki korelasyonlardan en az birinde önemlilik seviyesi bulunan sıfırdan farklı bir korelasyon vardır” şeklinde tanımlanmaktadır. Bartlett Küresellik testi, değişkenlerle ilgili korelasyon matrisinin birim matrise karşı test

edilmesi işlemidir. Bu işlemler yapılırken değişkenler arasında düzenli bir ilişki olmadığı esas alınır. Bu test aynı zamanda korelasyon matrisinin anlamlılığını da test etmektedir. Bartlett Küresellik testi aşağıdaki denklemle ifade edilebilir:

$$X^2 = - \left[(N - 1) - \left(\frac{2k + 5}{6} \right) \right] \ln |R| \quad (3.7)$$

Bu denklemde X^2 Bartlett testi sonuç değerini, N incelenen veri setinin toplam numune sayısını, k veri setinin parametre sayısını ve $|R|$ ise verilerin korelasyon matrisinin determinantını ifade etmektedir [230]. Bu analizlerde önemlilik seviyesi olarak %5 değerinin ($p < 0,05$) kabul edilmesi genel olarak yeterli görülmektedir. Bu önemlilik seviyesinin altında bir değer elde edildiğinde H_0 hipotezi reddedilerek H_1 hipotezi kabul edilir ve TBA'nın yapılmasına karar verilir. TBA'nın uygulanabilirliğini denetlemek üzere kullanılan KMO testi de veri seti içindeki değişkenlerin tutarlılığını kontrol etmekte ve aşağıdaki denklemle ifade edilmektedir:

$$KMO = \frac{\sum_i \sum_{j \neq i} r_{ij}^2}{\sum_i \sum_{j \neq i} r_{ij}^2 + \sum_i \sum_{j \neq i} a_{ij}^2} \quad (3.8)$$

Bu denklemde r_{ij}^2 parametreler arasındaki korelasyonu ve a_{ij}^2 ise kısmi korelasyonları ifade etmektedir. Genel kabul olarak, KMO değeri 1'e yaklaştıkça uygunluk artmakta ve 0,6 değerine yaklaştıkça da uygunluk oldukça azalmaktadır [175]. Diğer yandan bazı araştırmacılar kabul edilebilirlik alt değerinin 0,5 olması gerektiğini ve bu değerden düşük olması halinde temel bileşenlerin oluşmayacağını ifade etmişlerdir [231]. Burada yapılan değerlendirme çalışmalarında $KMO \leq 0,58$ kriterinin kullanılması uygun görülmüştür. TBA uygulandığında oluşacak temel bileşenlerden kaç tanesinin yorumlamada kullanılabileceğini belirlemek üzere Kaiser kriteri uygulanır. Kaiser kriterine göre özdeğeri 1'den büyük ($\text{eigenvalue} > 1$) olan tüm bileşenler değerlendirmeye alınabilir. Bunun sebebi, özdeğeri bu değerden daha düşük olan bileşenlerin sahip olacağı bilgi içeriğinin tek bir bileşeninkinden bile daha düşük olacağı varsayımdır [232].

3.5 BMP Tahmin Modelinin Geliştirilmesi

Laboratuvar deneyleri sonucunda elde edilen BMP sonuçları kullanılarak her bir numune için MLR analizlerine esas teşkil edecek L_0 ve k katsayısını belirlemek üzere Denklem 3.2'ye Newton-Gauss algoritmasının kullanıldığı doğrusal olmayan regresyon analizi

uygulanmıştır. Doğrusal olmayan regresyon analizinde deneme-yanılma yöntemi kullanılarak en düşük hata payıyla en uygun eğrinin elde edilmesiyle L_0 ve k katsayısı değerleri aynı anda tahmin edilebilmektedir [233]. Tüm istatistiksel analiz ve modelleme çalışmalarında Statistica 13 ve XLStat2016 yazılım paketleri kullanılmıştır. Elde edilen doğrusal olmayan regresyon eğrilerinin değerlendirilmesinde iki temel kriter göz önüne alınmıştır:

- a. Hata kareler toplamının (SSE) en düşük değerde olması
- b. Belirlilik katsayısı (R^2) değerinin en büyük olması

Çalışmada elde edilen BMP değerleriyle atık karakterizasyonu sonuçları ve seçilen bazı atık analiz parametreleri arasındaki ilişkilere bağlı olarak en uygun modeli geliştirmek üzere Çoklu Doğrusal Regresyon (Multiple Linear Regression – MLR) analiz yöntemi uygulanacaktır. Regresyon analizi birçok bağımsız değişken arasındaki ilişkilerin analiz edilmesi için kullanılan istatistiksel bir yöntemdir. MLR, bir değişkeni etkileyen birçok faktörün aynı zamanda değerlendirilmesinde kullanılabilen etkin bir yöntemdir. MLR modelinin genel formu aşağıdaki gibi verilebilir:

$$y = \beta_0 + \beta_1 X_{i1} + \beta_2 X_{i2} + \dots + \beta_{p-1} X_{i,p-1} + \varepsilon_i \quad (3.9)$$

Burada y , tespit edilmek istenen bağımsız değişkeni, X ise model tahmin değişkeni olarak kullanılacak verileri temsil etmektedir. β değerleri katsayıları gösterirken ε_i değeri de model için geçerli olan belirsizlik hatası olarak tanımlanmaktadır.

MLR analizlerinde kullanılacak laboratuvar analizi verileri EK-D’de ve madde grubu analizi verileri de EK-E’de gösterilmiştir. MLR istatistiksel modelinin geliştirilmesindeki adımlar aşağıda özetlenmiştir:

1. Ham verilerin ve korelasyon diyagramlarının incelenmesi: Bu aşamada klasik yaklaşım olarak parametrelerin birbiriyle ve aranan BMP parametresiyle olan ilişkileri belirlenmeye çalışılacaktır.
2. İlk MLR modellerinin geliştirilmesi ve model varsayımlarının kontrol edilmesi: Kontroller sonucunda uygun olmayan noktaların tespit edilerek gerekli iyileştirmelerin yapılması ve model varsayımları istenen seviyeye gelinceye kadar

regresyon analizlerine devam edilecektir. Modellerin daha uyumlu hale getirilmesi için gerekirse çeşitli dönüşüm yöntemleri de uygulanacaktır.

3. En uygun modellerin araştırılması ve belirlenmesi: Çeşitli yöntemler uygulanarak farklı sayıdaki parametreyle oluşturulan modeller içinden belirli kriterlere göre en iyi sonuç veren modellerin değerlendirilmesi ve en uygun modelin nihai olarak seçilmesi.
4. Model verifikasyonu: Çeşitli istatistiksel yöntemler uygulanarak modelin tahmin ettiği değerlerle deneysel çalışmalarla elde edilen verilerin doğruluğu ve güvenilirliği incelenecektir. Bu amaçla öncelikle F-testi ve ardından da “Student’s t-test” uygulanacaktır. Bu prosedür kullanılmak istenen her bir model için tekrarlanacaktır.

Bu adımlar gerek arazi çalışmasında elde edilen madde grubu analizi verileri (10 değişken) gerekse laboratuvar analizleri (12 değişken) sonucu elde edilen veriler üzerinde uygulanarak iki farklı ana veri kaynağı üzerinden MLR analiz modelleri geliştirilerek değerlendirmeler yapılacaktır.

3.6 Depo Gazı Miktarının Belirlenmesi ve Karşılaştırılması

Söz konusu depolama alanında gerçekleştirilmesi düşünülen depo gazından enerji üretimi projesinin muhtemel kapasitesini belirlemek amacıyla 2007 yılında USEPA tarafından geliştirilmiş olan LandGEM v3.02 modeli [234] kullanıldığından aynı koşullarda değerlendirmelerin yapılabilmesi amacıyla burada gerçekleştirilen çalışmada yapılacak değerlendirmelerde de aynı model kullanılmıştır. LandGEM modeli Microsoft Excel ortamında VBA (Visual Basic for Applications) makro programlama dilinde yazılmış, açık kaynak kodlu bir program olup kullanım açısından oldukça kolay olmasına karşılık bazı dezavantajları da vardır. Model, katı atıkların tüm depolama alanı içerisinde homojen dağıldığını ve kompozisyonun değişmediğini varsaydığından L_0 değerinin de zamana ve ortama göre değişmediğini kabul eder. Ancak, L_0 değerinin aslında ayrışabilir organik karbona bağlı olduğu ve bunun da atık kompozisyonuyla değişebileceği bilinmektedir [235]. k değerinin de depolama alanı için sabit ve tek bir değer olduğu kabul edilmektedir. Ancak, bu değer de nem, sıcaklık ve atık kompozisyonuna bağlı olarak değişiklikler göstereceği bilinmektedir [83]. Fakat bu model kapsamında k

değerinin atık kompozisyonu ile değişebilme esnekliği sunulmamıştır. Modelde kullanılan varsayılan değerlerin yağış veya sızıntı suyu geri devriyle nem içeriğindeki değişimlere bağlı olduğu görülmektedir. Buna karşılık sıcaklık ve atık kompozisyonunun bu değerlerin belirlenmesinde etkin olmadığı görülmektedir. Bütün bunlara karşılık mevcut olması halinde varsayılan değerler dışında sahaya ait L_0 ve k değerlerinin kullanıcı tarafından girilmesine müsaade edilmektedir.

Tek aşamalı bir model olan LandGEM modelinin çalıştırılması için esasen sadece depolanmış veya depolanacak olan yıllık atık miktarlarının girilmesi yeterli olmaktadır [236]. Farklı atık kategorilerini ayırmak üzere geliştirilmiş bir fonksiyonu yoktur. Birinci derece reaksiyon kinetiğine uygun olarak tasarlanan modelin metan oluşumuna ait genel denklem aşağıda verilmiştir:

$$Q_{CH_4} = \sum_{i=1}^n \sum_{j=0.1}^1 kL_0 \left(\frac{M_i}{10} \right) e^{-kt_{i,j}} \quad (3.10)$$

Bu denklemdeki parametreler şu şekilde açıklanmaktadır:

- Q_{CH_4} : Yıllık metan gazı debisi, $m^3/yıl$
- L_0 : Metan üretim potansiyeli, $m^3 CH_4/ ton$ atık
- M_i : i 'inci yılda depolanan atık miktarı, ton
- k : Birinci derece metan oluşumu reaksiyon hızı katsayısı, $yıl^{-1}$
- n : Hesap edilen yıl
- i : 1 yıllık zaman artışı
- j : 0,1 yıllık zaman artışı
- t_{ij} : i yılında depolanan M_i atık kütlesinin j artışındaki ondalıklı atık yaşı, yıl

Metan gazının konsantrasyonu sahanın işletilmesi esnasında çekilen depo gazının içindeki bileşenlerin konsantrasyonu esas alınarak belirlenecektir. Sahada oluşan metan gazının konsantrasyonunun yıllık ortalamasını (f) bu denklemde yerine koyduğumuzda yıllık olarak oluşan depo gazı değerini elde etmek mümkündür:

$$Q_{LFG} = \frac{Q_{CH_4}}{f} \quad (3.11)$$

Çalışma kapsamında incelenen EDA ve ADA'daki atıkların metan potansiyellerinin incelenmesi amacıyla kullanılan LandGEM modelinde kullanılabilen varsayılan katsayı ve parametre değerleri Çizelge 3.15'te verilmiştir [237].

Çizelge 3.15 LandGEM v3.02 modelinin temel parametreleri ve değerleri [237]

Varsayılan Veri Türü	Depolama Alanı Tipi	L_0 m^3/ton	k $yıl^{-1}$
CAA	Konvansiyonel Yağış yüksekliği >630 mm	170	0,05
CAA	Kurak Yağış yüksekliği <630 mm	170	0,02
Envanter	Konvansiyonel Yağış yüksekliği >630 mm	100	0,04
Envanter	Kurak Yağış yüksekliği <630 mm	100	0,02
Envanter	Nemli (Biyoreaktör)	96	0,07

CAA: Clean Air Act / Envanter: AP 42-1998

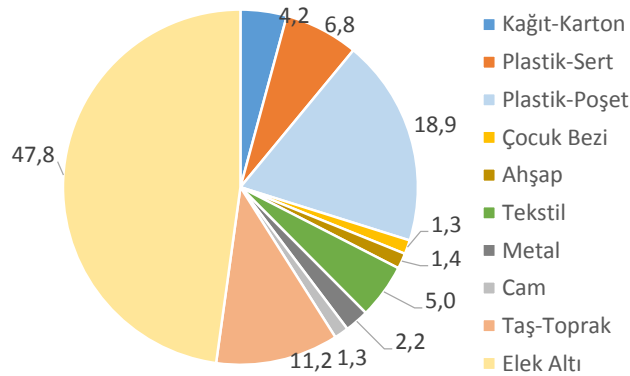
BULGULAR VE DEĞERLENDİRMELER

4.1 Madde Grubu Analizi

Çalışmada elde edilen verilere göre, derinliğe ve çalışılan depolama alanı bölgesine bağlı olarak atık karakterizasyonunun bazı karakteristik değişiklikler gösterdiği görülmüştür. Zamanla ayrışabilen malzemeler azalarak geride kalan ayrışmayan veya yavaş ayrışanlar mevcut karakterizasyonu oluşturmuştur. Çalışmanın yapıldığı depolama numunelerini elde etmek üzere toplam 12 adet noktadan sondaj gerçekleştirilmiştir. Nispeten daha eski atıkların bulunduğu (>10 yıl) çöp alımına kapatılmış olan depolama alanından (EDA) ve halen aktif olarak taze atıkların depolanmaya devam edildiği kısımdan (ADA) alınan numunelerle yapılan madde grubu analizi (atık karakterizasyonu) çalışmalarının sonuçları bu kısımda verilerek değerlendirilmiştir. Bu alanlardan alınan numunelerle yapılan madde grubu analizi çalışması verileri her bir numune noktası için ayrı ayrı tablolar halinde EK-E’de verilmiştir. Ayrıca, numune noktası bazındaki ortalamalar ve her bir numune alma derinliği için madde grubu analizi verileri de bu bölümde verilmiştir.

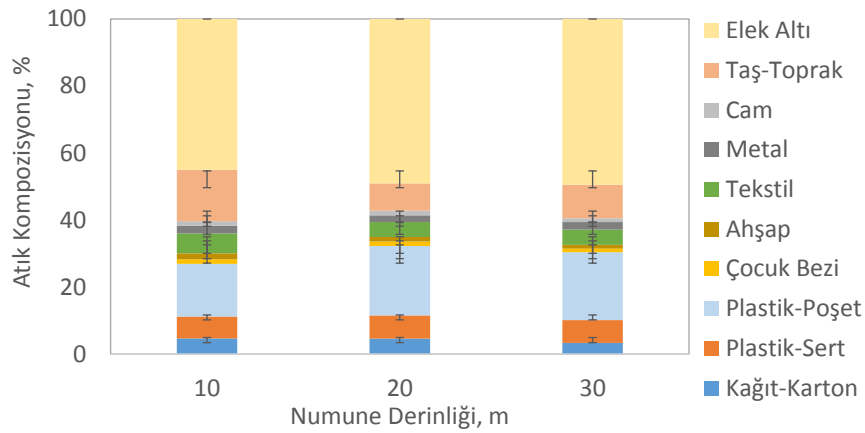
Depolama alanının tüm kısımlarındaki (ADA ve EDA birlikte) numunelerin ortalama değerlerine göre oluşan atık kompozisyonunun ağırlıkça yaklaşık %48’lik kısmını elek altında (<20 mm) kalan ince malzeme oluşturmaktadır (Şekil 4.1). Elek altı olarak tarif edilen bu malzeme görsel olarak incelendiğinde kahverengi-siyah, nispeten kokusuz ve ayrışması tamamlanarak kararlı hale ulaşmış malzeme izlenimi vermektedir. İçerisinde depo gazının oluşumuna katkı sağlayabilecek önemli miktarda organik madde bulunması ihtimalini irdelemek üzere bu kısmın fiziksel-kimyasal analizlerine ilerki kısımlarda ayrıca değinilecektir. Elek altı (%47,8) ve taş-toprak (%11,2) kategorisi birlikte ağırlıkça yaklaşık

%60'lık miktarı temsil etmektedir. Çok dikkat çekici bir bileşen olarak plastik poşet kategorisi ise ağırlıkça %18,9 orana sahiptir.



Şekil 4.1 Ağırlıkça ortalama atık dağılımı (%) - Tüm alan

Şekil 4.2'de 3 farklı derinliklerden alınan tüm numunelerin ortalama değerleri görülmektedir. Görüleceği üzere birçok parametre genelde birbirine oldukça yakın değerler sergilemekte ve derinliğe bağlı büyük bir değişiklik gözlenmemektedir. Sadece taş-toprak ve plastik-poşet kategorileri için 20 m ve 30 m derinliklerinden alınan numunelerde 10 m'den alınan numunelere göre farklılıklar tespit edilmiştir. 10 m'deki atıklarda plastik-poşet oranı %15,7 iken 20 m ve 30 m'de bu değerler sırasıyla %20,7 ve %20,3 olarak tespit edilmiştir. Numunelerin sondajla çıkarılma işlemleri sırasında yapılan incelemelerde genelde bu tip plastik poşetlerin iç içe geçmiş yapıda oldukları ve muhtemelen hızlı bir şekilde ayrışabilen evsel organik atıkların uzaklaştırılmasında kullanıldıkları düşünülmektedir.

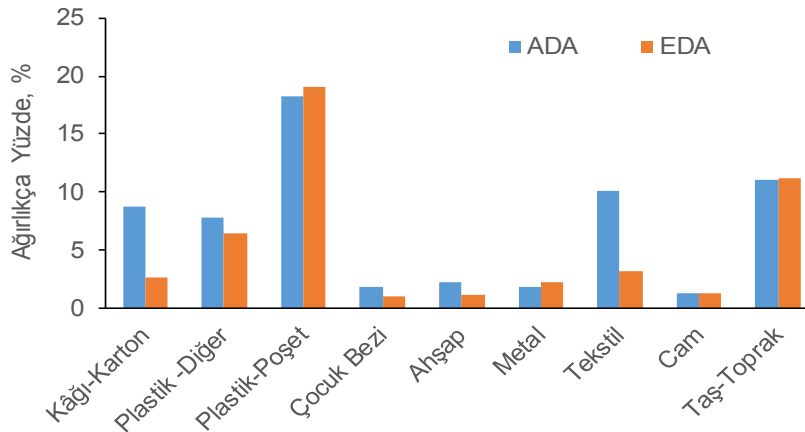


Şekil 4.2 Derinliklere bağlı ağırlıkça ortalama atık dağılımı (%) - Tüm alan

Çizelge 4.1’de EDA ve ADA numunelerine ait tanımlayıcı istatistiksel veriler bir arada verilmiştir. Bölgenin atık karakterizasyonu için farklı kaynaklar tarafından yapılmış çalışmaların sonuçları da aynı çizelgede yer almaktadır. Taze atıklar için tespit edilmiş olan kâğıt-karton bileşeninin ADA numuneleriyle uyumlu olduğu görülmektedir. Diğer atık gruplarının hepsinde önemli farklılıklar olduğu görülmektedir. ADA numunelerinin en az 2 yıllık depolama süreci sonunda alındıkları ve literatürdeki diğer değerlerle aralarında en az 5 yıllık bir dönem farkı olduğu da düşünüldüğünde bunun zamana bağlı bir değişim olabileceği görülmektedir. Şekil 4.3’te ADA ve EDA numuneleri için madde grubu analizi parametrelerinin ortalama değer karşılaştırmaları verilmiştir. Kâğıt-karton, ahşap, çocuk bezi ve tekstil değerleri ADA için yüksekken diğer değişkenlerde benzerlik görülmektedir.

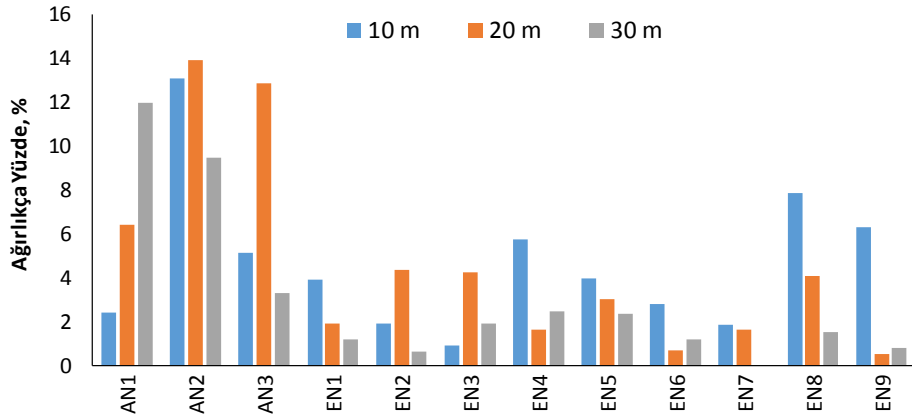
Çizelge 4.1 EDA ve ADA’dan alınan numunelerin madde grubu analizine ait tanımlayıcı istatistiksel veriler

Parametre	Taze Katı Atık		Aktif Depo Alanı (ADA)				Eski Depo Alanı (EDA)			
	[238]	[199]	Ort.	Min.	Mak.	St.Sap.	Ort.	Min.	Mak.	St.Sap.
Kâğı-Karton (PCB), %	9,76	16,75	8,72	2,4	13,93	4,5	2,65	0,49	7,85	1,9
Plastik -Diğer (PO), %	3,21	2,1	7,84	4,91	11,37	1,8	6,4	3,15	9,03	1,44
Plastik-Poşet (PB), %	8,42	9,7	18,2	4,85	22,93	5,71	19,1	6,82	28,2	5,24
Çocuk Bezi (D), %	3,72	6,08	1,84	0,61	3,9	0,93	1,07	0,39	1,88	0,42
Ahşap (W), %	0,50	-	2,23	0,84	3,88	0,93	1,13	0,49	2,27	0,43
Metal (M), %	1,34	1,19	1,9	1,12	2,93	0,7	2,29	0,88	6,14	1,41
Tekstil (T), %	4,77	2,25	10,17	3,86	24,64	5,86	3,19	1,29	8,24	1,52
Cam (G), %	5,06	2,98	1,32	0,46	2,11	0,52	1,3	0,54	1,94	0,33
Taş-Toprak (S), %	0,64	-	11,06	2,8	50,3	15,73	11,22	3,58	27,12	6,06
Elek Altı (FM), %	-	-	36,7	24,87	44,61	6,93	51,65	32,8	59,95	5,91



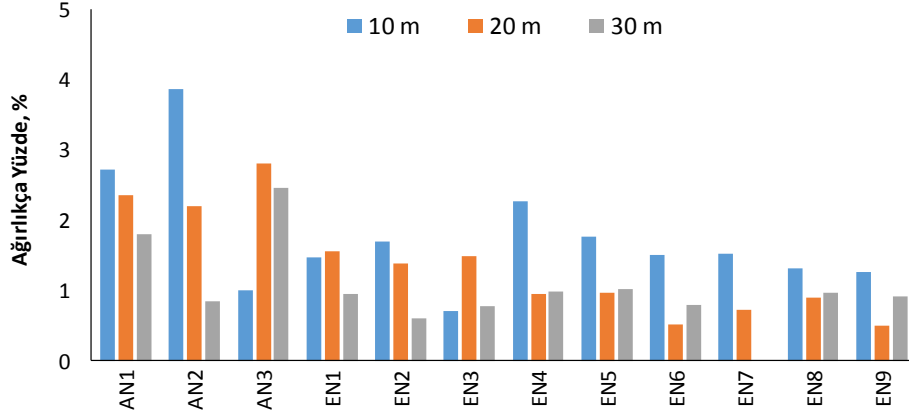
Şekil 4.3 Atık grubu değişkenlerinin ADA ve EDA ortalama değerleri

İncelenen atık grubunun her iki depolama alanı kesimi için birlikte değerlendirildiği grafiklerle genel durum değerlendirilmiştir. Bu amaçla her bir atık grubunun numune noktası ve derinliklere bağlı değişimleri de incelenmiştir. Buna karşılık kâğıt ve odun içeren atıkların az bile olsa gaz oluşumuna pozitif katkılarının olacağı beklenmelidir. Kâğıt içeriğindeki selüloz türü bileşenler kolay ayrışabilir nitelikte olmalarına rağmen özellikle dayanıklı kâğıtlarda bulunan lignin bileşenleri biyolojik ayrışmanın azalmasına veya yavaşlamasına yol açabilmektedir [239]. Yapılan bazı çalışmalar atıkların karışım halinde kullanılmasıyla elde edilen gaz miktarlarının atık türlerinin ayrı ayrı izole bir şekilde kullanılmasıyla elde edilen değerlerden daha yüksek olduğunu göstermiştir [128]. Kâğıt-karton atık grubu incelendiğinde, ADA'dan alınan numunelerde %14'lere varan değerler elde edilirken EDA'da en yüksek değerler EN8 ve EN9 noktalarında %8 olarak belirlenmiştir. EDA için genel olarak 10 m seviyesinden alınan numunelerde kâğıt-karton grubunun diğer derinliklerden alınan numunelere göre daha yüksek oranlarda olduğu ADA'da ise 20 m için daha yüksek sonuçlar oluştuğu tespit edilmiştir. EN8 ve EN9 noktalarının 10 m seviyesinden alınan numunelerde de kâğıt-karton oranlarının diğer noktalara göre çok daha yüksek olduğu görülmüştür (Şekil 4.4). Bu atık grubu için en düşük değerler genel olarak 30 m numuneleri için elde edilmiştir.



Şekil 4.4 Derinliklere göre kâğıt-karton oranlarının değişimi – Tüm alan

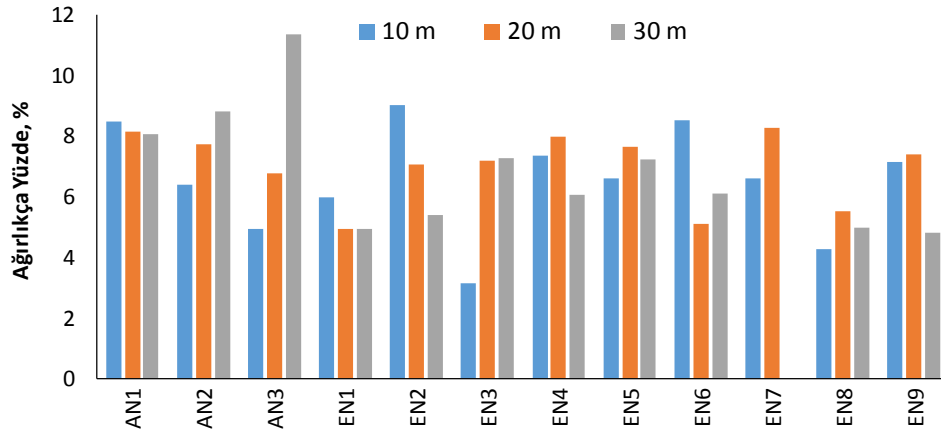
Ahşap malzemeler içerdikleri selüloz gibi nispeten kolay ayrışabilir maddeler yanında lignin gibi daha zor ayrışabilir maddelerle de metan oluşumuna katkıda bulunurlar[139]. Şekil 4.5'de görüldüğü üzere ahşap grubunun oranları özellikle AN1 ve AN2 noktalarının üst kısımlarında yüksek ve alt kısımlarda daha düşük olmaktadır. Aynı eğilim EDA'daki çoğu nokta için geçerlidir. Sadece EN3 noktasında 20 m'deki değerlerin diğerlerine nazaran daha yüksek olduğu görülmüştür. Genel olarak ahşap malzemelerin alt kısımlarda düşük üst kısımlarda ise yüksek olması ayrışma pratiğine uygundur.



Şekil 4.5 Derinliklere göre ahşap oranlarının değişimi – Tüm alan

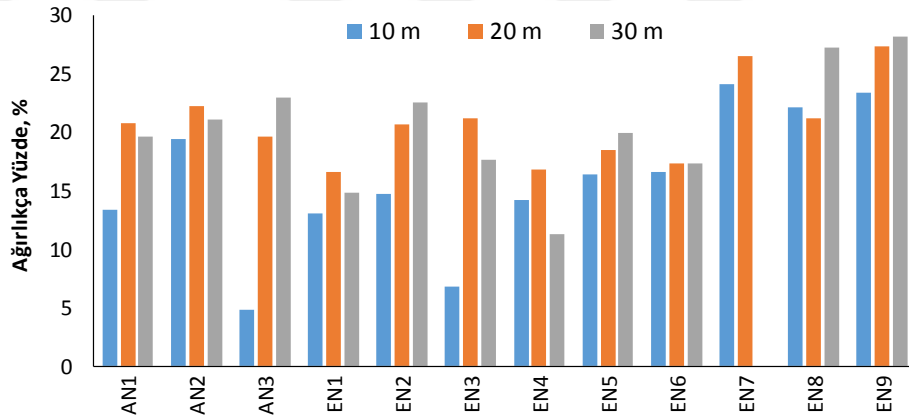
Uzun yıllar boyunca depolama alanlarında oluşan metanın incelenmesi çalışmalarında plastik içeren atıklar genellikle ihmal edilmişlerdir. Genel olarak plastik atıkların biyolojik ayrışmaya karşı dirençli oldukları ve çok uzun yıllar bozunmadan kaldıkları bilinmekte fakat yüksek sıcaklık değerlerine bağlı olarak ayrışma miktar ve hızlarının değişkenlik gösterdiği de ortaya konmaktadır [240]. Son zamanlarda yapılan bazı çalışmalar özel anaerobik koşullar altında ve belirli özelliklere sahip mikroorganizmalar sayesinde yeni nesil plastik türlerinin biyolojik olarak ayrıştırılarak metan oluşumuna katkı sağlayabilecekleri gösterilmiştir [241].

Plastik-sert grubu atıkların oranı her iki depolama alanı kesimi için oldukça eşit bir dağılım göstermiştir (Şekil 4.6). Biyolojik ayrışmanın çok düşük olduğu bu grup için normal bir durum olarak değerlendirilmiştir. ADA'da özellikle üst katmanlardaki numunelerde daha düşük değerlerin oluşması 2012 yılından sonra başlayan geri kazanım tesisiyle açıklanabilir.



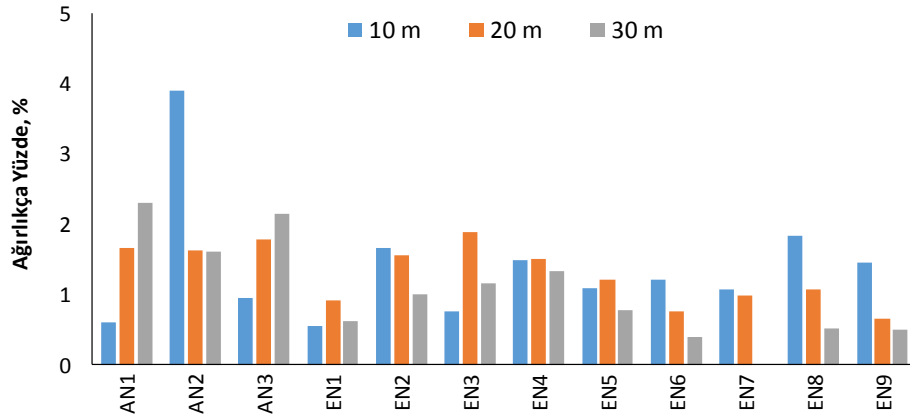
Şekil 4.6 Derinliklere göre plastik-sert oranlarının değişimi – Tüm alan

Günümüzde geliştirilen atık yönetimi modellerinde bu özellikle plastik poşet türü atıkların depolama alanlarındaki ayrışabilirliklerinin dikkate alındığı yöntemlerin uygulanmasına çalışılmaktadır [242]. Plastik-poşet grubu atıklar depolama işlemleri için en fazla sıkıntıya neden olabilen grup olarak bilinirler. Rüzgârla kolayca dağılmaları veya iş makinelerine dolanmaları işletme sorunlarına yol açarken içlerinde barındırdıkları ayrışabilen maddelerin aşırı korunmasına yol açtıklarından metan oluşumu için de engelleyici etken olarak karşımıza çıkabilirler. Genel olarak EDA numunelerinde biraz daha yüksek değerler olduğu ve özellikle 1997-2002 yılları arasında depolanmış olan EN7, EN8 ve EN9 noktalarındaki değerlerin %30'lara kadar çıkabildiği görülmektedir (Şekil 4.7). Ayrıca, EN4 noktası dışındaki her bir numune noktasındaki en düşük değerlerin 10 m derinlikte görülmüştür.



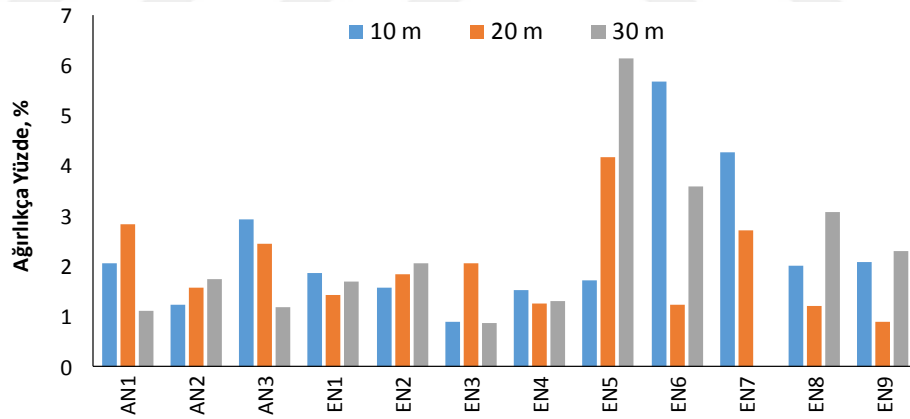
Şekil 4.7 Derinliklere göre plastik-poşet oranlarının değişimi – Tüm alan

Tek kullanım çocuk bezlerinin yaygınlaşması genellikle ekonomik gelişmişlikle paralel seyretmektedir. Ülkenin gelişimine paralel olarak bu değerlerin artmasına karşılık değerlerin Avrupa ortalamasının yaklaşık yarısı kadar olduğu bilinmektedir. Çeşitli plastik hammaddelerden üretilen çocuk bezlerinin genel olarak ayrışmasının düşük olduğu ifade edilebilir. Buna karşılık son yıllarda ayrışma özelliği bulunan birçok marka piyasaya sunulmuştur. Üretildikleri maddelere bağlı olarak kısa sürede ayrışma potansiyeli yüksek olan çocuk bezi grubu atıklarının ADA'da sadece AN2 noktasında yüksek olduğu (~%4) ve diğer noktalarda EDA numuneleriyle benzerlik gösterdikleri tespit edilmiştir (Şekil 4.8). En eski atığın bulunduğu EN1 noktasında (1995) en düşük değerler elde edilmiştir. Depolanma süresinin yeterince uzun olmasına karşılık EDA'da elde edilen oldukça düşük değerler dikkate alındığında organik atıkların ayrışmayarak çok iyi korundukları veya anaerobik ayrışmanın bir şekilde çok zayıf olduğunun bir göstergesi olabilir.



Şekil 4.8 Derinliklere göre çocuk bezi oranlarının değişimi – Tüm alan

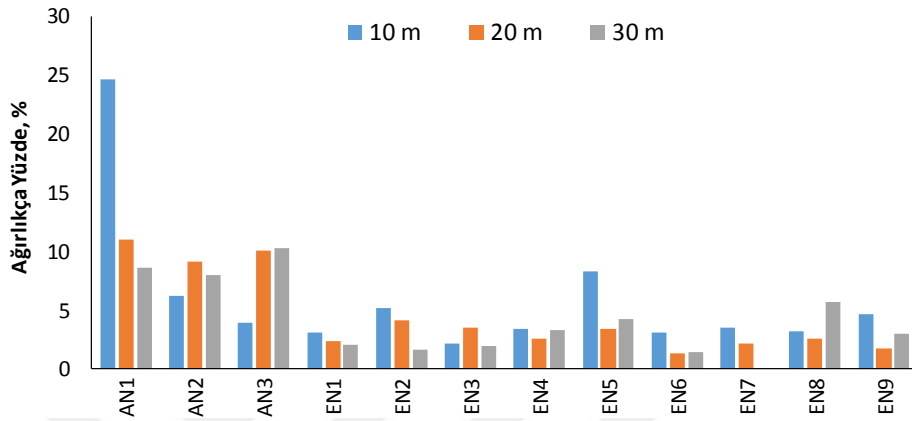
Depolama alanında bulunan ayrıştırma tesisinde metal ayrırımı ve geri kazanımı da yapılmaktadır. Daha önce 2000 yılında faaliyete giren tesis başlangıçta iyi bir verimle çalışırken sonradan verimi düşmüş ve 2012 yılında el değiştirerek hizmetine devam etmektedir. Şekil 4.9'de görüldüğü üzere özellikle 2000 yılından önceki atıkların bulunduğu EN1-EN4 numunelerinde metal oranı düşük iken EN5-EN7 noktalarında yüksek değerler almaktadır. Herhangi bir ayrışmanın meydana gelmediği bu parametre için geri kazanımın yapılmadığı zamanlarda belirli bir denge bulunduğu görülmektedir.



Şekil 4.9 Derinliklere göre metal oranlarının değişimi – Tüm alan

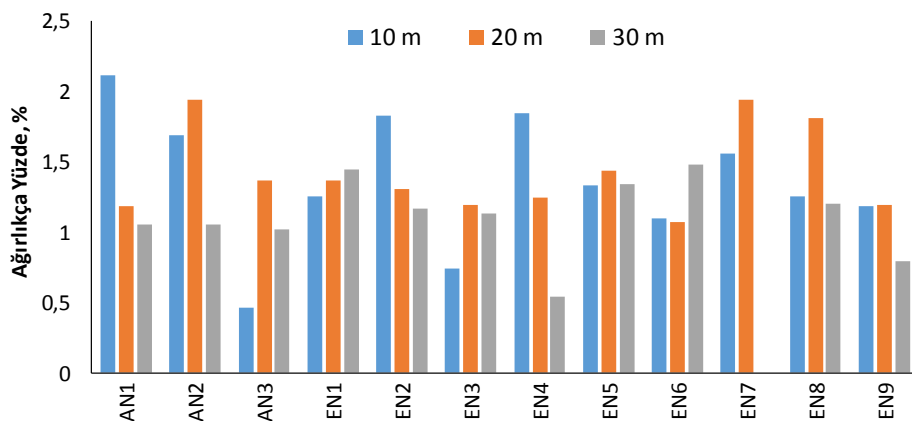
Tekstil bileşenlerin gaz oluşumuna ve miktarına esasen olumsuz veya pozitif anlamda çok düşük katkıların olacağı beklenmektedir. Tekstil atıklarının biyolojik olarak ayrışabilirlikleri ürünün içinde bulunan ana bileşenlere (pamuk, yün, ipek, naylon vb.) bağlıdır [243]. Büyük oranda selüloz içeren (%88-96) pamuklu atıklar kolay ayrışabilirken polyester içeriği daha yüksek olan tekstil atıkları çok zor ayrışır [244]. Genel olarak tekstil grubu atıkların büyük bir kısmı da ayrışabilir özelliktedir. Şekil 4.10'da görüleceği üzere EDA numunelerinin stabilize olmuş büyük kısmında %5'in altında bir

oran tespit edilirken ADA numunelerinde bu oran %10'un üzerinde tespit edilmiştir. Bu iki oran yaklaşık 10-12 yıllık bir depolama sürecinde bu atık bileşeni için %5'e varan bir azalmanın meydana gelebileceğini göstermektedir. AN1 noktasında yaklaşık %25 gibi çok yüksek bir tekstil oranı elde edildiği görülmektedir. Bunun nedeninin zaman zaman çeşitli tekstil ürünlerinin imhası için depolama alanının bazı kesimlerine yapılan gömülme işlemleri olduğu düşünülmektedir.



Şekil 4.10 Derinliklere göre tekstil oranlarının değişimi – Tüm alan

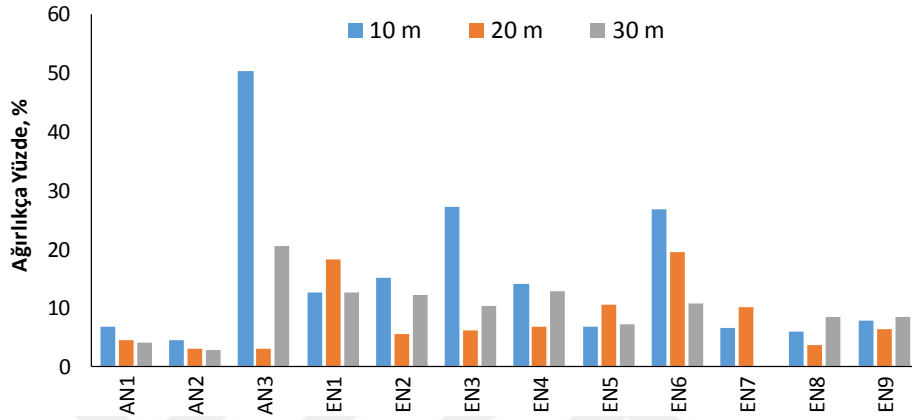
Cam atıkların geri kazanılması oldukça zor bir işlemler bütünüdür. Katı atık içerisinde karışmış haldeki farklı özellikteki camların diğer kısımlardan ayrılması daha da zordur. Metal bileşenlerde olduğu gibi cam bileşenlerdeki oranlarda da ADA ve EDA numuneleri için genel bir benzerlik görülmektedir. Genel olarak 10 m'deki numunelerin içerikleri en yüksek 30 m'dekilerin de en düşük oranlara sahip olduğu görülmektedir (Şekil 4.11).



Şekil 4.11 Derinliklere göre cam oranlarının değişimi – Tüm alan

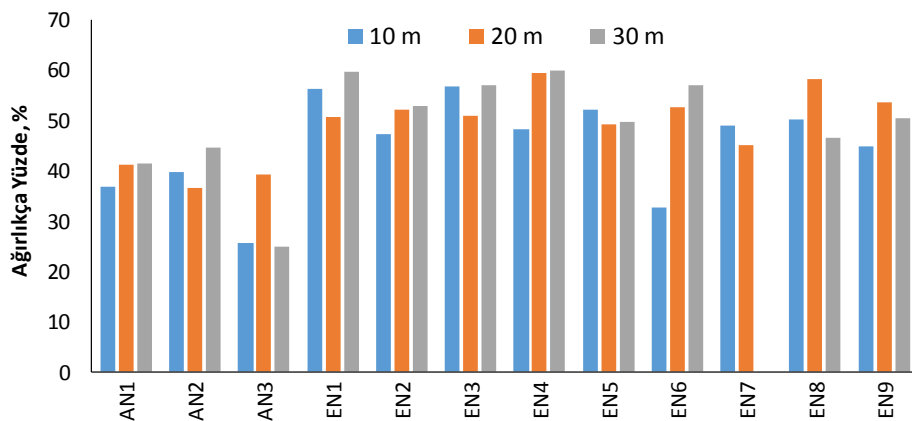
Gerek işletmede koku problemlerini engellemek üzere serilen günlük örtü toprağı gerekse daha fazla sızıntı suyu oluşturmamak veya gaz kaçaklarını engellemek üzere depolama alanı üst yüzeyinin kaplanması için kullanılan malzemeler taş-toprak atık

grubuna katkı yapmaktadır. Genel olarak EDA numunelerinde oluşan taş-toprak oranlarının daha fazla olduğu görülmektedir. Bunun en önemli nedeni eski uygulamalarda ara ve son örtü malzemesinin çok fazla, ADA'da ise bu uygulamanın azaltılmış olmasıdır. AN3 noktasında %50'ye varan taş-toprak oranının bir sınır durumunu işaret ettiği düşünülmektedir. Genel olarak numune derinliğinin artmasına bağlı olarak değişkenin değeri azalmıştır.



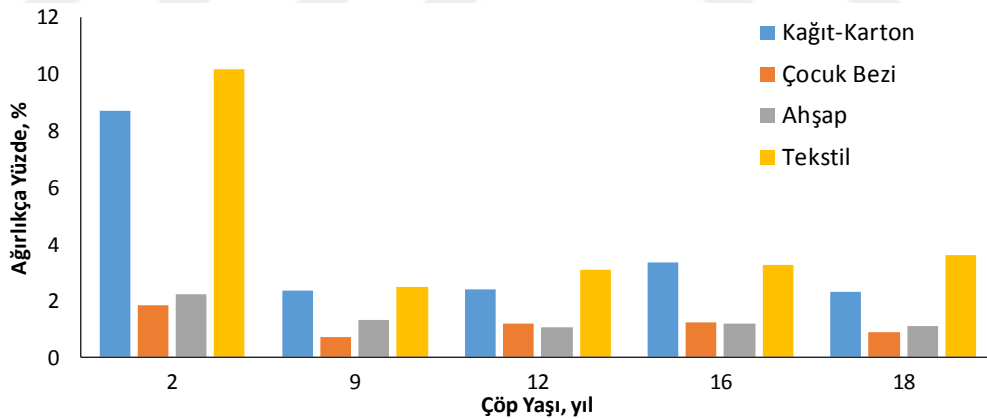
Şekil 4.12 Derinliklere göre taş-toprak oranlarının değişimi – Tüm alan

20 mm'lik eleğin altında kalan malzemelerden oluşan elek altı grubunun oranları bazı EDA numune noktalarında %60 civarındayken ADA'da bu oranlar %40'ın altına düştüğü gözlenmektedir (Şekil 4.13). Derinliklere bağlı belirgin bir değişim gözlenmemiştir. Elek altı malzemenin %50'den fazla oranlara sahip olduğu çalışmalar daha önce de başka araştırmacılar tarafından elde edilmiştir [245] [202]. EDA kısmında çoğu ayrıışmış organik madde kısmından kaynaklandığı düşünülen elek altı malzemenin kokusu oldukça kararlı kompost malzemeye benzerken ADA kısmında elde edilen kısımların kokulu oldukları tespit edilmiştir.



Şekil 4.13 Derinliklere göre elek altı oranlarının değişimi – Tüm alan

Katı atıklardan oluşan metan gazının miktarını ve oluşum hızını etkileyen en önemli faktörün atık kompozisyonu olduğu bilinmektedir. Temel olarak bir depolama alanında oluşabilecek gaz miktarı depolanmış atık içindeki organik madde miktarına ve türlerine bağlıdır [246]. Yavaş ve hızlı ayrışabilen esas bileşenler olan kâğıt-karton, çocuk bezi, tekstil ve ahşap atık bileşenlerinin ortalama numune yaşlarına göre oransal değişimleri Şekil 4.14'te görülmektedir. Çocuk bezi oranlarındaki değişim 2'den 9 yıla gelinceye kadar %1,8'den %0,7 olmuştur. 2 yıllık atık içindeki kâğıt-karton oranı taze atık değerleriyle yaklaşık aynı iken, tekstil değeri taze atıklarından daha da yüksek tespit edilmiştir [238]. Görüleceği üzere zamana bağlı değişimin en fazla tespit edildiği atık bileşenleri kâğıt-karton ve tekstil grubu olmuştur. Kâğıt-karton oranı 2 yıllık çöpten 9 yıllık değere gelinceye kadar %8,72'den %2,34'e ve tekstil oranı da %10,18'den %2,48'e düşmüştür. Burada elde edilen azalma değerleri daha önce yapılmış olan çalışmalarla benzerlik göstermektedir [202]. Özellikle 15 yıllık depolama süresinden sonra kâğıt ve tekstil gibi bileşenlerin oranının EDA numunelerinde daha fazla azalmış olması bekleniyordu. Bu azalmanın gerçekleşmemiş olması atık içindeki zor ayrışabilir bileşenlerden kaynaklandığı düşünülmektedir.



Şekil 4.14 Ayrışabilen ana atık bileşenlerinin yıllara göre ağırlıkça değişimi

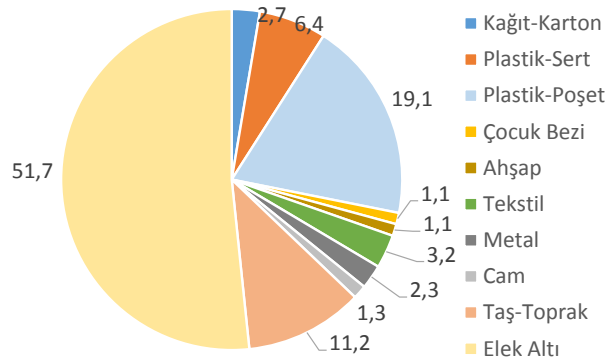
Şekil 4.15'te 1997-1999 yılları arasında depolanmış atıkların bulunduğu EN4 noktasından çıkarılan ve üzerindeki yazıların halen kolayca seçilebildiği bir gazete parçası görülmektedir. Aradan geçen yaklaşık 15 yıllık süreye rağmen bu kadar az oranda bir ayrışmanın gerçekleşmiş olması atıkların ayrışması için gereken koşulların oluşmadığına bağlamak gerekir. Bu koşullar bazen nem içeriğinin yeterince sağlanamaması bazen de ayrışmayı sağlayacak mikroorganizmaların çeşitli sebeplerle ortamda gelişmemesi olabilir.



Şekil 4.15 Üzerindeki yazıların okunabildiği ayrışmamış kâğıt-karton numunesi

4.1.1 Eski Depolama Alanı

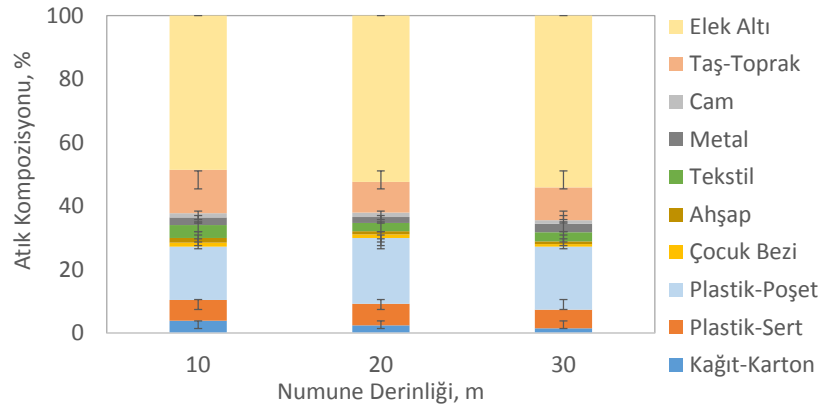
Çalışmanın yapıldığı depolama alanının kapatılmış olan eski kısmından (EDA) alınan numunelerle yapılan atık karakterizasyonuna göre elde edilen sonuçların ortalaması Şekil 4.16’da verilmiştir. Plastik malzemelerin toplam oranı yaklaşık %26’dır. Elek altı malzeme %51,7 ile çok yüksek tespit edilmiştir.



Şekil 4.16 Ağırlıkça ortalama atık dağılımı (%) – EDA

EDA için yapılan karakterizasyon çalışmalarının incelenen her bir derinlik için oluşturulan grafiği de Şekil 4.17’de verilmiştir. Bu ortalama değerlere bakıldığında derinliklere göre atık karakterinde belirgin değişimlerin oluşmadığı genel olarak derinliğe göre homojen bir yapı olduğu gözlenmektedir. En belirgin farklılık kâğıt-karton oranının özellikle 10 m’deki numuneler için diğerlerinden yüksek olmasıdır. Bu katmandaki plastik oranları diğerlerine göre daha düşük tespit edilmiştir. Diğer yandan tekstil atıkları öteki derinliklere göre daha fazladır. Ayrıca 20 m’deki plastik oranları da diğer derinliklere nazaran bir miktar fazla olduğu gözlenmiştir. 30 m’deki kâğıt-karton oranının düşük olması geçen uzun sürede

ayrışan kısımlarla açıklanabilir. Ahşap oranlarını üst katmanda daha fazla olması da yine henüz ayrışacak kadar uzun bir sürenin geçmemiş olmasına bağlanabilir.



Şekil 4.17 Derinliklere bağlı ağırlıkça ortalama atık dağılımı (%) – EDA

EDA içindeki her bir numune noktasından elde edilen ortalama ve derinliklere bağlı atık karakterizasyonlarına ait grafikler ayrı ayrı olarak EK-F’te verilmiştir. Bu grafikler incelendiğinde en düşük taş-toprak oranlarının da genelde 10 m’nin altındaki noktalarda görüldüğü tespit edilmiştir. EN1 noktasında elek altı malzemenin ortalama değeri %55,6 olarak tespit edilmiştir. En yüksek elek altı malzemeler 30 m’de çıkmıştır (%59,8). EN2 noktasında plastik içerik %19,9 ve taş-toprak ise %11 dolayındadır. Derinlik bazında ise taş-toprak grubu en düşük seviyesi 20 m’de gözlenmiştir. Genelde çok büyük değişimler oluşmamasına rağmen en büyük değişim EN3’ün 10 m’deki numunesinde gözlenmiştir. Plastik malzemelerin 10 m’de az olması ilginç bir durum oluşturmakta ve ayıklamanın arttığı bir dönemi işaret ettiği düşünülmektedir. EN4 için elek altı malzemenin ortalama oranı %55,8 olarak tespit edilmiştir. Bu noktada da yine en düşük elek altı malzeme miktarı 10 m’de en yüksek oran da en derin noktadan alınan numunede çıkmaktadır.

EN5 noktasının ortalama elek altı malzeme oranı %50,4’tür. Derinliğe bağlı hemen hemen hiçbir değişim gözlenmemiştir. EN6 noktasında elek altı en az olan katman 10 m olurken en fazla taş-toprak malzeme de bu seviyeden çıkarılmıştır. Kâğıt-karton oranının en düşük olduğu katman büyük ihtimalle biyolojik bozunumun en iyi gerçekleştiği 20 m katmanında gözlenmiştir. Bu noktanın 10 m tabakasında önemli oranda metal de bulunmuştur.

EN7 noktasının elek altı içeriği EN6 ile birlikte diğer noktalara nazaran biraz düşük gözükmektedir. Diğer noktalarda bu atık grubu %50’nin üzerinde değerler alırken bu iki

noktada %50'nin altında kalmıştır. Daha önce de belirtildiği üzere kazı yapılması esnasında çok sert zemine denk gelinmesinden dolayı sondaj makinası 24 m'den daha derine inemediğinden EN7 noktasında 30 m için atık karakterizasyonunda kullanılacak herhangi bir numune alınmamış sadece laboratuvar analizleri için 6 kg'lık numune alınabilmektedir.

EN8 noktasında elek altı grubunun en yüksek olduğu 20 derinliğinde %58,1 değeri görülmüştür. En düşük kâğıt-karton değeri (%1,5) 30 m için elde edilmiştir. Bu numune noktası için bu değerler dışında diğer madde grupları arasında önemli bir farklılık gözlenmemiştir.

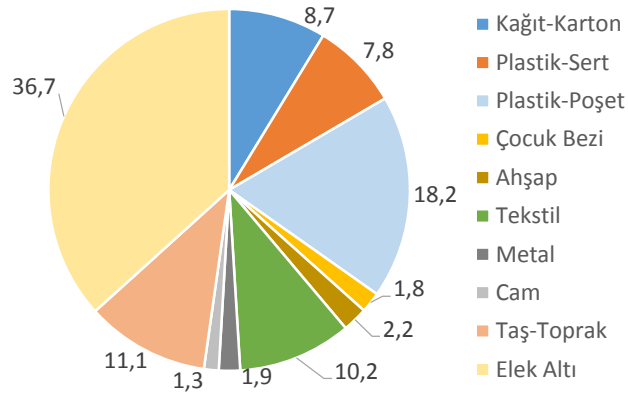
EN9 noktasının en düşük kâğıt-karton değeri (%0,77) diğer noktalarda olduğu gibi yine 30 m derinlik için tespit edilmiştir. Elek altı malzeme oranı ise 10 m derinlik için %44,9 olurken, diğer derinliklerde %50'nin üzerinde tespit edilmiştir.

4.1.2 Aktif Depolama Alanı

Halen aktif olarak katı atıkların depolanmaya devam edildiği ve en fazla 3 yıllık katı atığın bulunduğu alandaki taze atıkların durumunu temsil üzere toplam 3 adet sondajla 9 adet numune çalışması gerçekleştirilmiştir. Seçilen her çalışma noktasında 30 m'lik sondajlar açılarak madde grubu analizlerini yapmak üzere her 10 m'de bir 250-380 kg arasında değişen miktarda numune alınmıştır. ADA içindeki her bir numune noktasından elde edilen ortalama ve derinliklere bağlı atık karakterizasyonlarına ait grafikler ayrı ayrı olarak EK-F'te verilmiştir. Aktif sahadan alınan bu numuneler üzerinde yapılan madde grubu analizine göre elde edilen ortalama atık karakterizasyonu Şekil 4.18'de gösterilmiştir.

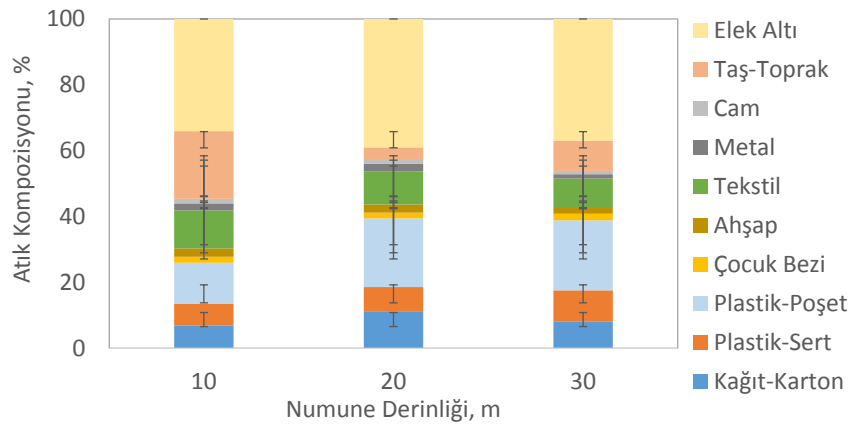
EDA'da elde edilen bazı parametrelere göre burada daha farklı değerler elde edilmiştir. Bu sahadaki elek altı malzeme oranı neredeyse diğer tarafta elde edilenin yarısı kadar olmuştur (%36,7). Bu durum açık bir şekilde taze katı atık içinde daha henüz ayrışmamış birçok ayrışabilir malzeme olduğunu göstermektedir. EDA'dan farklı olarak bu alanda henüz ayrışma tam gerçekleşmediğinden kâğıt-karton oranı (%8,7) beklendiği üzere çok daha büyük bir değer olarak tespit edilmiştir. Plastik malzemelerin oranında ise çok önemli bir farklılık oluşmadığı belirlenmiştir. Ayrışma potansiyeli yüksek olan tekstil grubu atıklarının oranı %10,2 olarak belirlenmiş olup EDA'daki orana göre yaklaşık %7'lik bir azalma göstermiştir. Belirli madde grupları oranlarındaki azalmaların sebebinin,

tüketim alışkanlıklarının değişmesinden ziyade kolay ayrışabilir içeriğe sahip çeşitli atık gruplarındaki malzemelerin henüz ayrışmamış olmasına bağlamak gerekmektedir.



Şekil 4.18 Ağırlıkça ortalama atık dağılımı (%) - Aktif Saha

Her numune derinliğinden alınan atıklar için yapılan atık karakterizasyonu çalışmasının sonuçları da Şekil 4.19’de verilmiştir. Bu değerlere dikkat edildiğinde özellikle 10 m’deki numunelerin taş-toprak kategorisinde diğerlerine oranla önemli bir artış (%20,5) olduğu görülmektedir. Ayrıca, aynı derinlikteki numunelerin plastik-poşet grubu da diğer derinliklere kıyasla daha düşük bir değer (%12,5) almaktadır.



Şekil 4.19 Derinliklere bağlı ağırlıkça ortalama atık dağılımı (%) - Aktif Saha

4.2 Atık Numunelerinin Laboratuvar Analizleri

İncelenen her iki depolama alanı kısmından alınan numuneler üzerinde yapılan laboratuvar analizlerine ait istatistiksel tanımlayıcı veriler Çizelge 4.2’de verilmiştir. Bu çizelgede her iki depolama alanından çıkarılan ham atıklarla yapılan analizlere yer verildiği gibi 20 mm’lik elek altında kalan malzemelerden alınan numunelerle yapılan

analiz sonuçlarına da yer verilmiştir. Bu sayede sadece ayrıştırılabilen veya doğrudan geri kazanılabilen malzemelere ait sonuçlar değil aynı zamanda neredeyse kompost kıvamına gelmiş olan elek altı malzemelerin de durumu incelenmiştir. EDA'da ortalama su içeriği %38,3 iken ADA numunelerinin ortalaması %47,6 olarak elde edilmiştir. EDA numunelerinde %23 değerine kadar düşebilen nem içeriği ADA için en düşük %38 değeri olarak tespit edilmiştir. İstenilen seviyede bir anaerobik ayrışmanın gerçekleşmesi ve metan üretiminin optimize edilebilmesi için nem içeriğinin %40 değerinden daha düşük olmaması istenmektedir [17].

Çizelge 4.2 ADA ve EDA numunelerinin fiziksel-kimyasal analiz sonuçlarına ait tanımlayıcı istatistiksel veriler

Parametre		Aktif Depo (ADA)					Eski Depo (EDA)				
		Ort.	Ort.*	Min.	Max.	Std. Sapma	Ort.	Ort.*	Min.	Max.	Std. Sapma
Su içeriği, Mo	% kuru	47,6	46,2	38,4	55,4	5,7	38,3	39,1	23,3	52,0	5,9
pH	-	6,9	6,9	6,4	7,3	0,3	7,3	7,5	6,9	8,0	0,3
Cl-	mg/kg	4412	5748	2880	5018	792	3308	4667	1497	6488	1050
Kalorifik Değer	kkal/kg	3456	3232	1837	4230	830	2778	1897	1407	4532	862
TKN	mg/kg	8772	10133	5408	10571	1516	7829	8308	2789	14621	2561
NH ₄ -N	mg/kg	363	436	232	688	174	1200	1494	678	1912	337
TOC	% kuru	33,7	26,7	18,3	40,4	7,9	28,0	18,0	15,4	41,9	6,4
LOI	% kuru	61,2	57,3	38,9	72,0	11,4	44,0	35,0	24,1	63,5	9,9
Toplam S	% kuru	0,4	0,4	0,2	0,6	0,2	0,4	0,3	0,3	0,7	0,1
SO ₄ ⁻²	mg/kg	12869	20408	6186	21790	4875	2254	5526	1011	4657	1012
Ca ⁺²	mg/kg	21223	75391	17824	23959	2091	44424	78339	22990	71543	14384
Mg ⁺²	mg/kg	3160	5004	2479	4068	597	4167	6919	3081	5831	704

*Elek altı malzemeye ait değerler

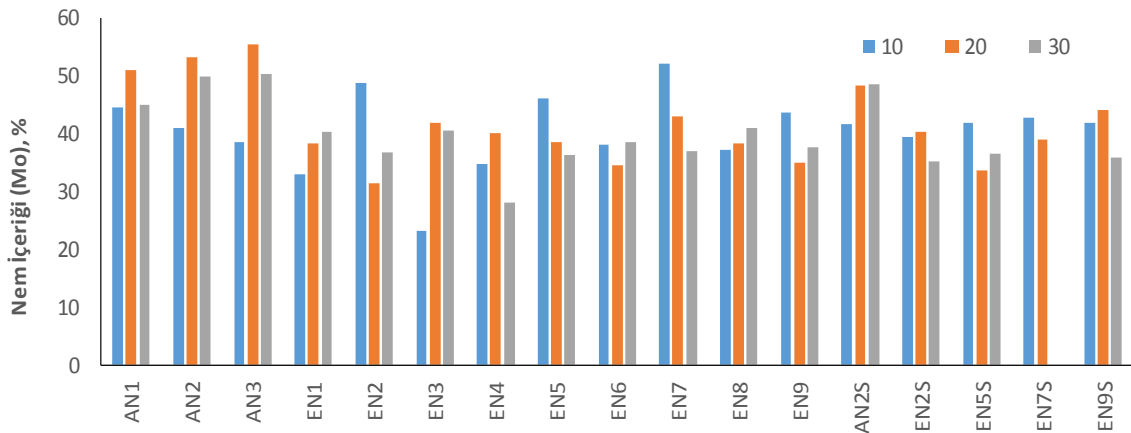
Ortalama pH seviyesi ADA numunelerinde 6,9 değerinde ve EDA'da 7,3 olarak tespit edilmiştir. Tespit edilen en yüksek pH seviyesi olan 8 değeri EDA numunelerinden bazıları için görülmüştür. Bu değerler metan oluşumu için çok önemli bir olumsuzluk olarak görülmemektedir. Yapılan araştırmalara göre metan oluşumu en iyi 6,5-7,5 değerleri arasında gerçekleşmesine rağmen ciddi bir inhibisyon oluşması için 8,5 değerinden daha yüksek olması gerekmektedir [53] [151]. Her iki depolama alanı kesimi için tespit edilen pH seviyeleri metan bakterilerinin gelişimini engellemeyecek seviyelerde görülmektedir.

Klorür değerleri her iki depo alanı kesimi için çok büyük farklılık göstermemektedir. Klorürün malzemelerden ayrılarak iyon şeklinde hareket etmesi, özellikle elek altı malzeme grubundaki ortalamalarının yükselmesine sebep olmuştur. Hem EDA hem de

ADA elek altı numunelerinin ortalama değerleri ana numunelerden %30 daha büyük tespit edilmiştir. Kalorifik değer açısından bakıldığında ADA ortalamasının EDA'ya göre yaklaşık %20 daha verimli olduğu görülmektedir. ADA elek altı numunelerinin de benzer şekilde %50 daha verimli olduğu tespit edilmiştir. ADA numunelerinin kalorifik değerinin EDA'ya göre yüksek olmasının sebebinin özellikle ayrışmamış organik madde içeriğinin daha yüksek olmasına bağlı olduğu düşünülmektedir. Çünkü yanabilen fraksiyonlar arasında oransal açıdan büyük farklılıklar bulunmamaktadır. Atık ayrışabilirliğine olan etkileri daha iyi değerlendirebilmek üzere her bir analiz parametresinin numune derinliğine ve depolama alanı kesimine bağlı değişimleri gösteren grafiklerle birlikte genel değerlendirmeleri yapılmıştır.

4.2.1 Nem içeriği (Mo)

Nem içeriği metan oluşumu ve katı atıkların ayrışması için etkili olan en önemli parametrelerden biridir [23] ve ayrıca metan oluşumunu gerçekleştiren mikroorganizmaların yaşamı için de gereklidir. Ancak, nem içeriğinin düşük olması mikrobik aktivitenin yavaşlamasına neden olurken fazla olması da oluşan metan gazının hareketlerinin ve uzaklaştırılmasını engellemektedir. şekil 4.20'de numunelerin bölge ve derinliklere göre nem içerikleri gösterilmiştir.



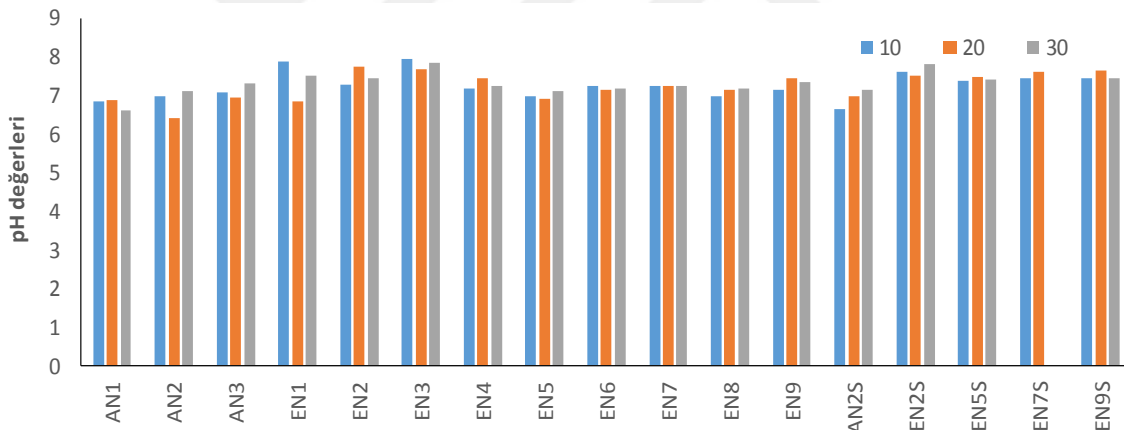
şekil 4.20 Nem içeriği parametresinin bölge ve derinlikle değişimi

ADA numunelerinde nem içeriği en düşük 10 m'de çıkarılan numuneler için oluşurken en yüksek değerler 20 m numuneleri için tespit edilmiştir. ADA için mevcut suyun ve açık olan üst kısımlardan gelen suyun aşağı yönlü akışı sebebiyle üstte az altta daha yüksek değerlerin olması makul bir durumdur. Elek altından alınan numunelerde de %30'un üzerinde nem

içeriği tespit edilmesi <20 mm'lik ince fraksiyonun su tutma kapasitesinin iyi olduğunu göstermektedir. EDA numunelerinde ise birçok noktada en yüksek değerler genelde 10 m'deki numunelerde elde edilirken EN3 noktasında özellikle düşük bir değer oluşmuştur.

4.2.2 pH Değerleri

pH kontrolü mikrobiyal ortamın ve anaerobik stabilizasyonun tanımlanmasında önemli işlevlere sahip bir göstergedir. İyonlaşmış veya iyonlaşmamış formdaki bazı ağır metaller pH değerlerine bağlı olarak ortamdaki mikroorganizmalara zehirleyici etkiye bulunabilirler. Şekil 4.21'te verilen pH değerlerinin EDA ve ADA numune noktalarında genel olarak çok değişmediği görülmektedir. Buna rağmen, çok az bir farkla da olsa daha yeni atıkların bulunduğu ADA numunelerinin pH değerleri biraz daha düşük görünmektedir. Ayrıca derinliklere bağlı değişim de çok belirgin olmamakla birlikte daha derindeki numunelerde pH değerlerinin daha büyük olduğu ve elek altından alınan EDA numunelerinin pH değerlerinin oldukça kararlı olduğu görülebilmektedir.

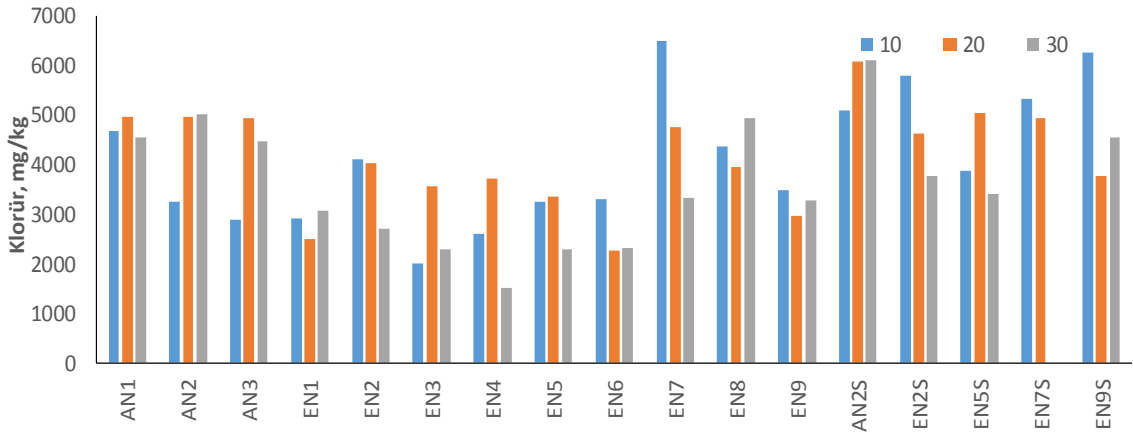


Şekil 4.21 pH parametresinin bölge ve derinlikle değişimi

4.2.3 Klorür (Cl⁻)

Yüksek ısıda ciddi korozyona sebep olan ve yanma verimini önemli ölçüde azaltan klorür oranlarının evsel atıktan enerji üretilmesi projelerinde içindeki çok dikkatli bir şekilde ele alınması gerekmektedir [247]. Şekil 4.22'de numunelerin klorür değerlerinin derinliklere bağlı değişimi gösterilmiştir. Bu çalışmada tüm bölgeler için elde edilen klorür değerleri genel olarak daha önce evsel atıklar için literatürde yapılmış olan bazı çalışma değerlerinden daha düşük neticeler vermiştir [248]. ADA numunelerinin 10 m'deki ölçümlerinde elde edilen değerler diğer derinliklere nazaran daha düşük olmuştur. Bu bölge için ortalama 4200 mg/kg değerleri ölçülmüştür. EDA bölgesindeki EN1-EN6

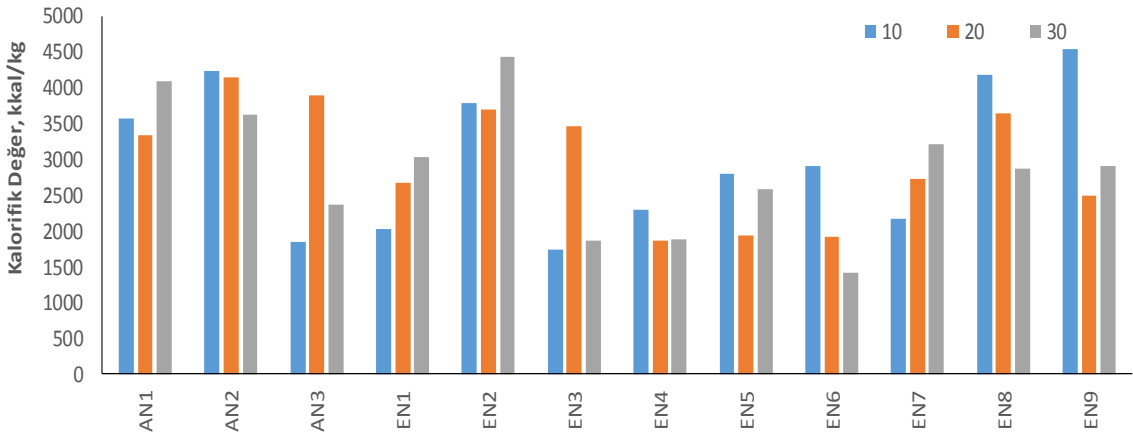
numuneleri için ölçülen değerlerin EN7-EN9 numunelerinden daha düşük olduğu gözlenmiştir. Çöp yaşı bazında incelendiğinde bu farklılığın nedeni anlaşılamamaktadır. Elek altı numunelerinin tamamında ADA ve EDA numunelerine göre daha yüksek değerler elde edilmiştir. Derin numunelerdeki klorür miktarlarının daha düşük olduğu görülmektedir. Bunun nedenini ayırma sonucu kütleli azalma ve klorür içeriğinin ortamdaki taşınması olduğu düşünülmektedir.



Şekil 4.22 Klorür parametresinin bölge ve derinlikle değişimi

4.2.4 Kalorifik Değer (HV)

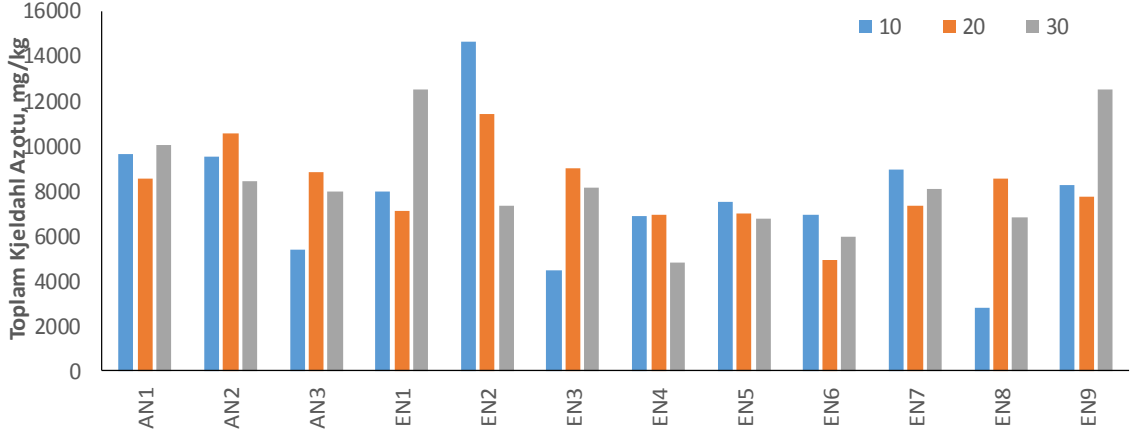
Kalorifik özellik ele alındığında bu kategori içinde yer alabilecek madde grupları plastik türevleri, kâğıt-karton, yemek artıkları, diğer organik atıklar, ahşap grupları olarak düşünülmektedir. Fakat deneysel tespitler için numuneler hazırlanırken sadece bu gruplar değil numune içindeki diğer bileşenler de dâhil edilerek incelemeler yapılmıştır. Yanma özelliğine sahip olabilen atıkların kolektif bir parametresi olan kalorifik değer bölgelere göre değişimi çok farklı olmuştur. Sadece 2-3 yıllık atıkların bulunduğu ADA numunelerinde beklenenden daha yüksek (3500-4000 kkal/kg) bir değer elde edilmiştir.



Şekil 4.23 Kalorifik değer parametresinin bölge ve derinlikle değişimi

4.2.5 Toplam Kjeldahl Azotu (TKN)

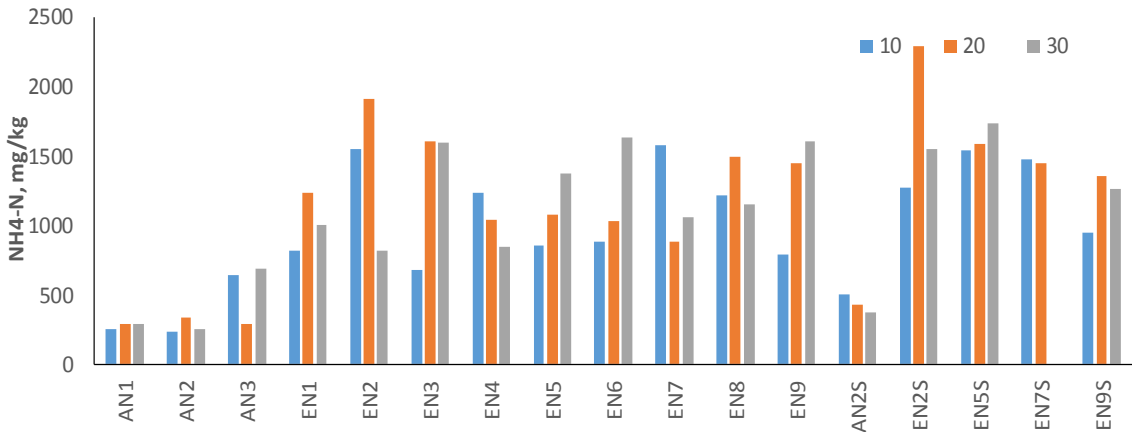
Özellikle 1999 yılı ve öncesindeki EDA numunelerinde diğerlerine kıyasla daha düşük TKN değerleri gözlenmiştir. EDA'nın ortalaması yaklaşık 7800 mg/kg değerinde iken sadece EN2 ve EN9 numunelerinde diğerlerinden daha yüksek (>10000 mg/kg) değerler elde edilmiştir. ADA numunelerinin ortalama değeri 8772 mg/kg olup en yüksek değerler genelde 20 m'deki numunelerden elde edilmiştir.



Şekil 4.24 TKN parametresinin bölge ve derinlikle değişimi

4.2.6 Amonyak Azotu (NH₄-N)

Özellikle protein, üre ve diğer azot içeren atıkların anaerobik ortamda ayrışmasıyla oluşan amonyak azotu değerlerinin yüksek olması mikroorganizmalar açısından inhibe edici etkilere sebep olabilmektedir. Ayrıca, klorlu bileşiklerle reaksiyona girmesiyle daha da zararlı olabilecek gazların oluşmasına neden olabilir. NH₄-N parametresinin bölge ve derinliklere bağlı değişimleri Şekil 4.25'te verilmiştir. Bu parametrenin özellikle EDA numunelerinde daha yüksek (>1000 mg/kg) olduğu gözlenmiştir.

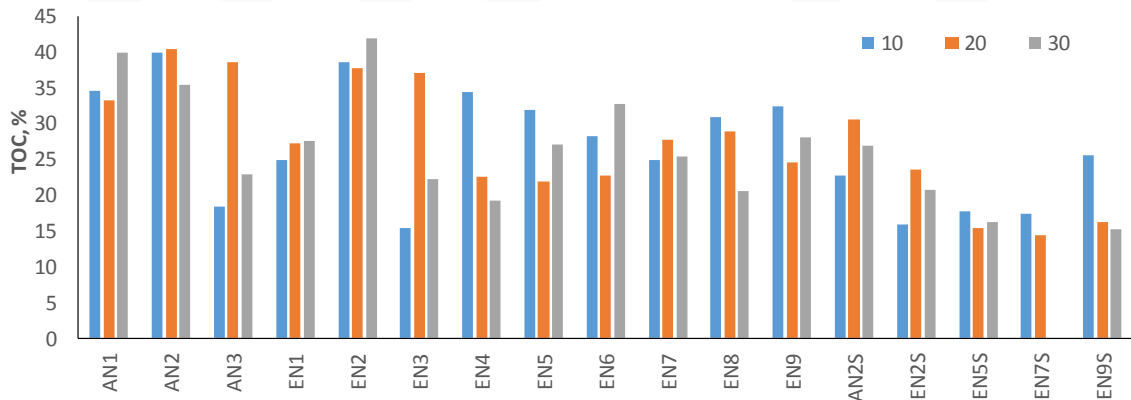


Şekil 4.25 NH₄-N parametresinin bölge ve derinlikle değişimi

ADA numunelerindeki değerler genelde 300 mg/kg değerinden düşük tespit edilmiştir. Elek altında kalan numunelerde ise her iki saha kısmı için de daha yüksek değerler görülmüştür. Derinliklere bağlı belirgin bir eğilim tespit edilememiştir. Organik maddelerin biyolojik ayrışması sonucu açığa çıkan NH_4 'ün oldukça eskimiş atıkların bulunduğu EDA numunelerinde ADA'dan daha yüksek olması normal bir durumdur.

4.2.7 Toplam Organik Karbon (TOC)

TOC parametresi doğrudan doğruya biyolojik olarak ayrışabilirliği karakterize etmese de organik içerik konusunda bir fikir verebilmekte ve aynı zamanda LOI değişkeni içinde karşılıklı bir kontrol imkânı sunmaktadır. TOC değerlerinin bölge ve derinliklere bağlı değişimleri Şekil 4.26'da verilmiştir. Beklendiği üzere ADA'daki taze numunelerin değerleri EDA'daki daha eskimiş atıkları temsil eden numunelere kıyasla daha yüksek değerler almışlardır. 1995-1996 yıllarını temsil eden EN1 numunesi için diğer EDA numunelerine kıyasla daha düşük değerler elde edilmiştir. Bu durum zamanla önemli ölçüde bir ayrışmanın meydana geldiğini göstermektedir. Ayrışmanın büyük ölçüde tamamlandığı düşünülen EDA elek altı numunelerdeki oranlar (<%20) bu durumu doğrular niteliktedir. Derinliklere bağlı önemli bir eğilim görülmemiştir.

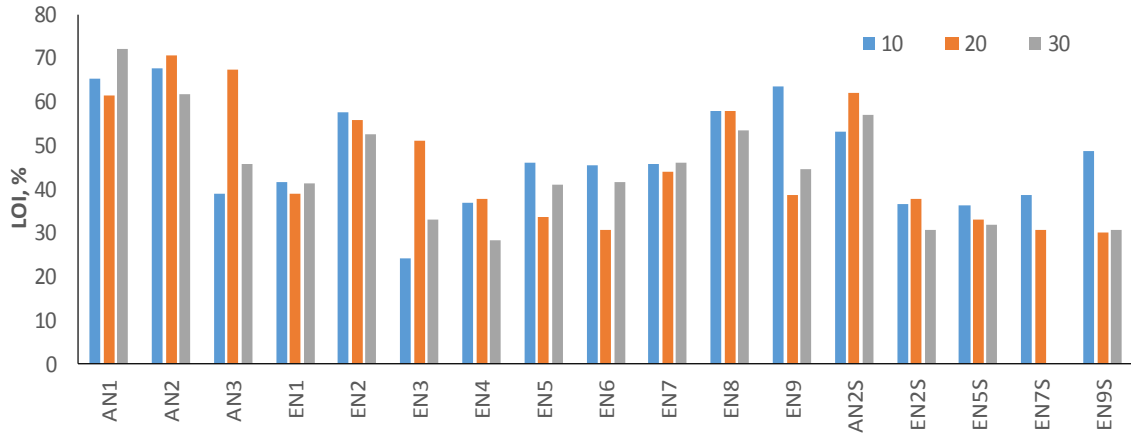


Şekil 4.26 TOC parametresinin bölge ve derinlikle değişimi

4.2.8 Yanma Kaybı (LOI)

LOI parametresi hem organik madde hem de organik karbon içeriği ile çok iyi korelasyonlar göstermektedir. Şekil 4.27'de LOI parametresinin bölge ve derinliklere bağlı değişimleri verilmiştir. ADA bölgesindeki numunelerde LOI değerlerinin EDA numunelerine nazaran daha yüksek değerler aldıkları gözlenmiştir. Aynı şekilde EDA içindeki farklı yıllara ait numuneler de de daha eski numunelerde (EN1, EN4, EN5)

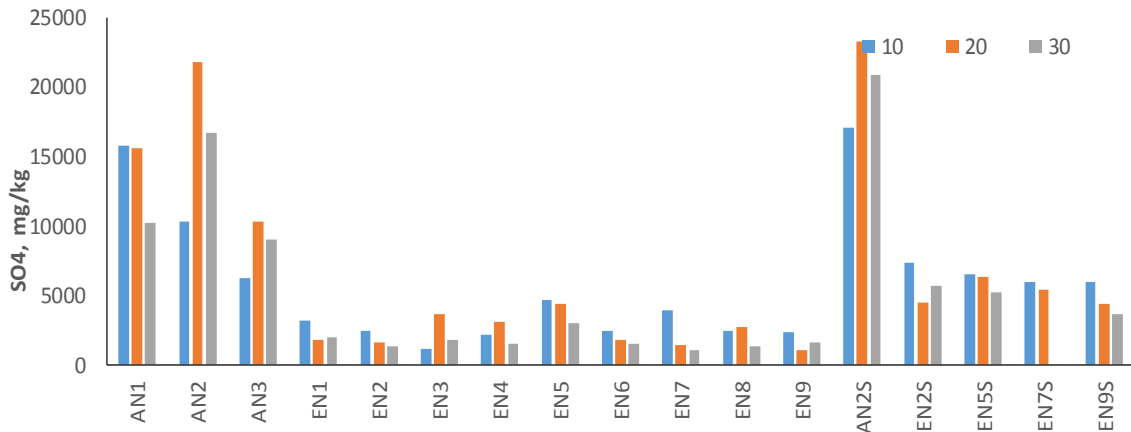
diğerlerine nazaran daha düşük değerler elde edilmiştir. Elek altı numuneleri için de ADA numunesinin EDA numunelerinden oldukça yüksek değerler aldığı görülmüştür.



Şekil 4.27 LOI parametresinin bölge ve derinlikle değişimi

4.2.9 Sülfat (SO_4^{2-})

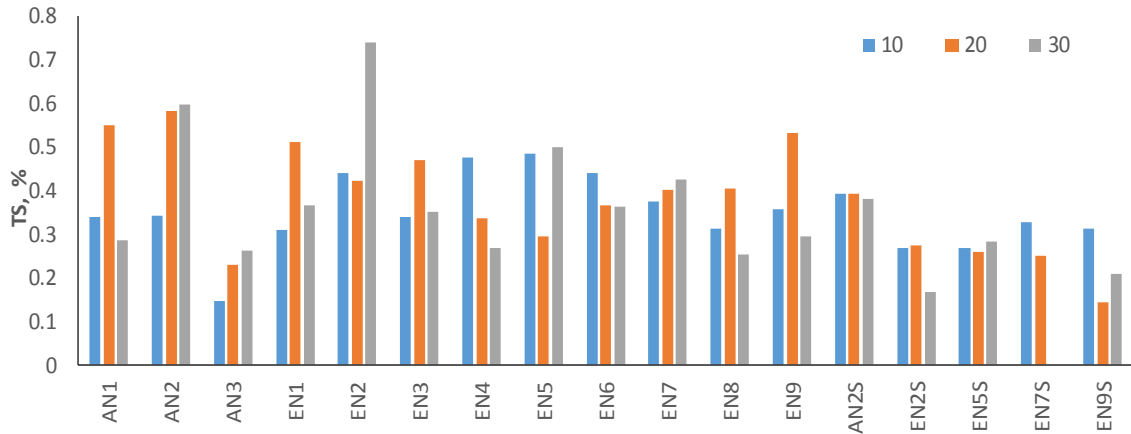
Sülfat bakterileri de tıpkı metanojenik bakterileri gibi asetik asiti ayrıştırırlar ve rekabet ederler. Bu sebeple ortamdaki sülfat belirli bir değerin altına inmeden metan gazının düzenli bir şekilde oluşması beklenemez [249]. Şekil 4.28’da SO_4^{2-} parametresinin bölge ve derinliklere bağlı değişimleri verilmiştir. Görüldüğü üzere ADA numunelerinin değerlerinin (ort. 12000 mg/kg) EDA değerlerinden (ort. 2200 mg/kg) kat kat fazla olduğu tespit edilmiştir. Elek altından alınan numunelerde de benzer şekilde olmak üzere ADA numunelerine ait değerlerin yüksek EDA sonuçlarının daha düşük olduğu görülmektedir. Bu durumun zamanla atık bünyesindeki sülfatların sızıntı suyuyla uzaklaşmasından kaynaklandığı düşünülmektedir. Ayrıca, hem EDA hem de ADA numuneleri için elek altı numunelerinin her zaman daha yüksek değerlerde olduğu görülmüştür.



Şekil 4.28 Sülfat parametresinin bölge ve derinlikle değişimi

4.2.10 Toplam Kükürt (TS)

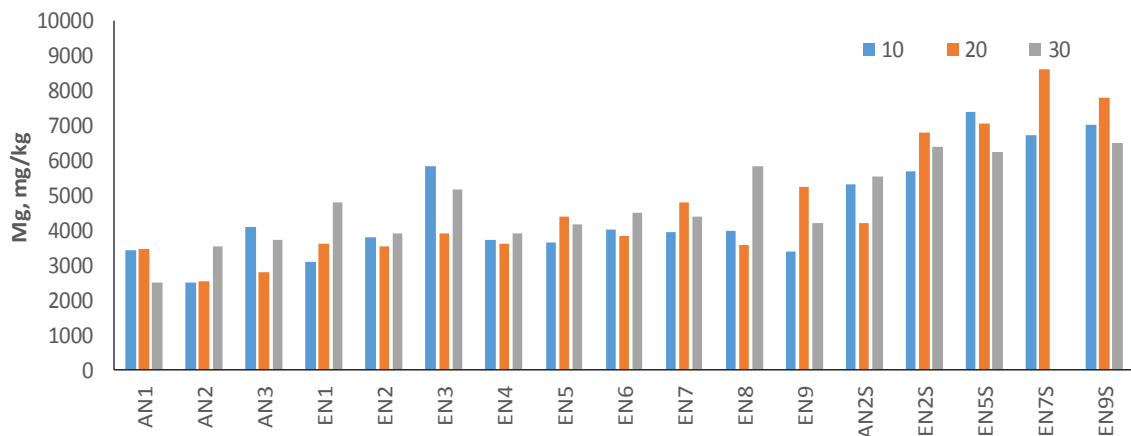
Sülfür dioksit emisyonlarının kontrol edilebilmesi için özellikle evsel atık yakma tesislerinde sıkı bir şekilde kontrol altında tutulması gereken bir parametre olduğundan araştırma kapsamına alınan TS parametresine ait bölgesel ve numune derinliklerine bağlı değişimi Şekil 4.29’de verilmiştir. Anaerobik koşullar altında birçok metalle sülfid bileşiği oluşturabilen S ortamdaki Hg, Pb, Cd, Zn gibi metalleri bağlamaktadır [250]. ADA için derinlerdeki numunelerin daha yüksek oranlar aldıkları gözlenirken EDA için derinliğe bağlı belirgin bir eğilim tespit edilememiştir.



Şekil 4.29 TS parametresinin bölge ve derinlikle değişimi

4.2.11 Magnezyum (Mg²⁺)

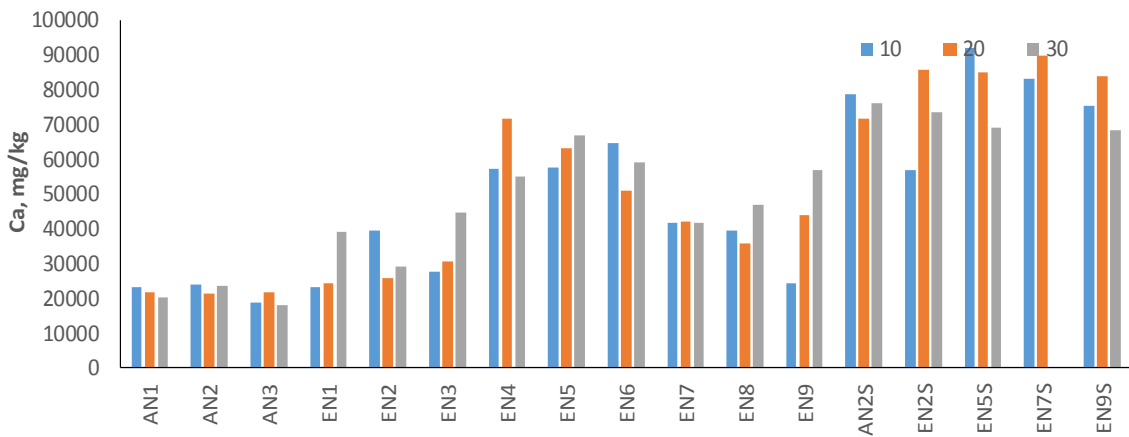
Şekil 4.30’de Mg²⁺ parametresinin derinlik ve bölgelere bağlı değişimleri verilmiştir. Bu parametrenin değişimi de genel hatlarıyla Ca²⁺ parametresine oldukça benzer şekilde gelişmiştir. EDA numunelerine kıyasla ADA numunelerinin Ca²⁺ değerleri daha düşük tespit edilmiştir. Ayrıca, elek altı numunelerinin özellikle EDA’ya ait numunelerde en yüksek oranlar gözlenmiştir.



Şekil 4.30 Magnezyum parametresinin bölge ve derinlikle değişimi

4.2.12 Kalsiyum (Ca²⁺)

Belirli sıcaklık ve pH koşullarına bağlı olarak bağlı buldukları atıklardan ayrılarak ortamdaki sıvı yapılar içerisinde hareket edebilen bir parametre olan Ca²⁺ parametresinin bölge ve derinliklere bağlı değişimleri Şekil 4.31’de verilmiştir. Genel olarak taze olan ADA numunelerinde düşük (ort.20000 mg/kg) daha yaşlı olan EDA numunelerinde ise oldukça yüksek (ort.44000 mg/kg) değerler aldıkları görülmektedir. Elek altında kalan numunelerde ise ham numunelere kıyasla daha yüksek değerler oluştuğu gözlenmiştir.

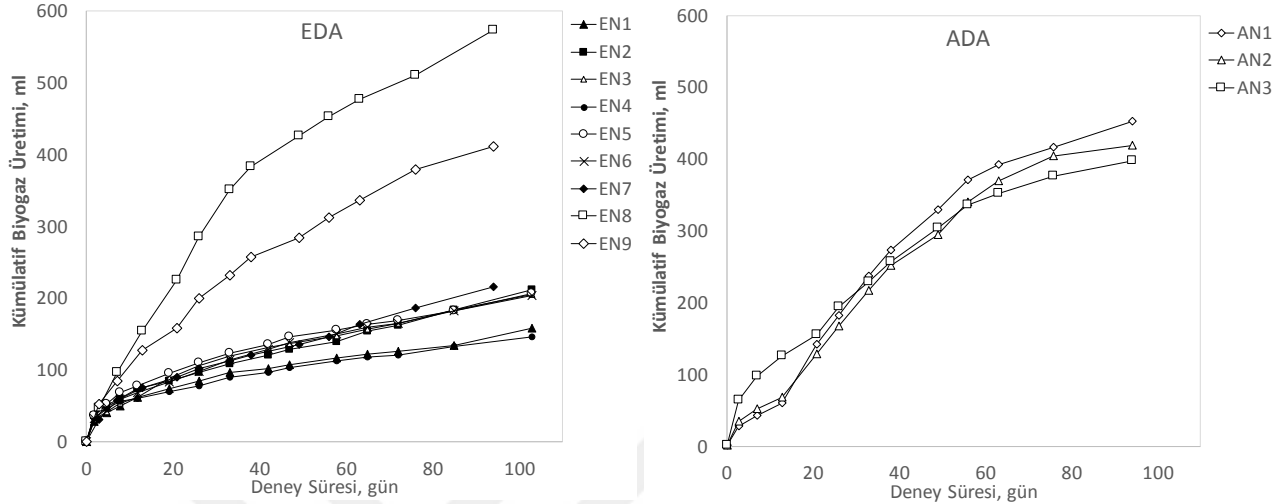


Şekil 4.31 Kalsiyum parametresinin bölge ve derinlikle değişimi

4.3 Biyokimyasal Metan Potansiyeli Analizi

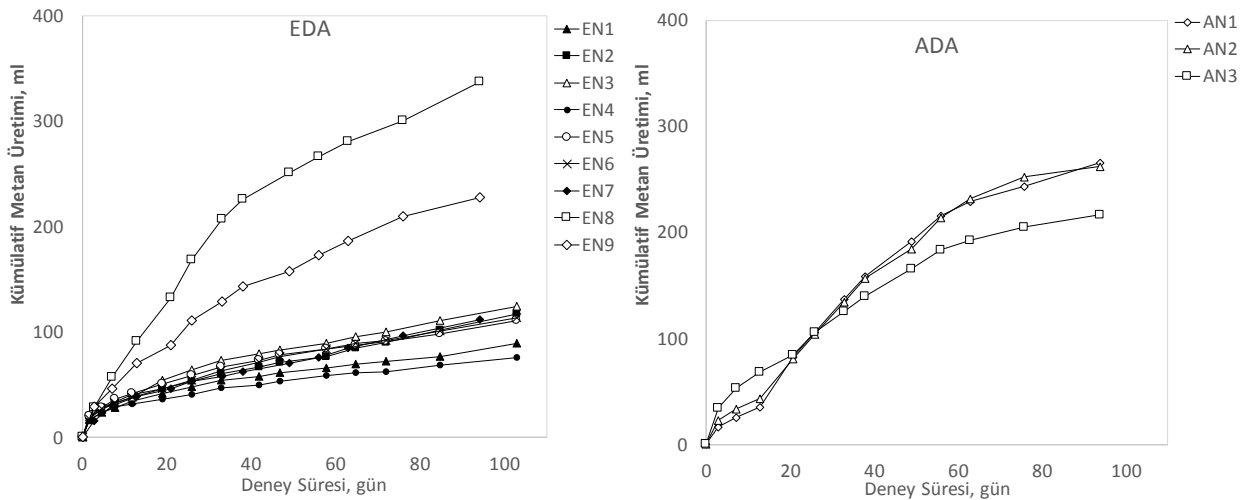
ADA ve EDA kısımlarındaki farklı derinliklerden alınan evsel katı atık numunelerinden hazırlanan 5 gr kuru toz numunelerle ölçülen metan potansiyeli Bölüm 3’te tanımlanan BMP prosedürüyle belirlenmiştir. BMP deneylerinin toplam süresi 90-110 gün arasında devam etmiştir. Deneylerde ölçülen anlık ve kümülatif biyogaz değerleri EK-A’da verilmiştir. Deneyler süresince ADA ve EDA numuneleri için ölçülen kümülatif biyogaz hacimleri toplu olarak Şekil 4.32’te gösterilmiştir. Bu şekildeki değerler her bir numune noktasının farklı derinliklerinden alınan numuneler için elde edilmiş olan değerlerin ortalamasıdır. EDA için verilen grafikte görüleceği üzere genelde oluşan eğriler birbirine yakın değerler göstermiştir. Deneysel çalışmaların başlangıcındaki ilk birkaç gün içinde ilk biyogaz oluşumunun ölçülebildiği gözlenmiştir. Yaklaşık 95 günlük deney süresi sonunda EDA numunelerinde beklendiği üzere 150-200 ml gibi düşük hacimler ölçülmüştür. Buna karşılık EN8 ve EN9 numuneleri için ölçülen ortalama biyogaz değerleri sırasıyla 573 ml ve 412 ml olarak kaydedilmiştir. Bu numuneler sırasıyla 1997-

1999 ve 2000-2002 yıllarında depolamanın yapıldığı kısımlardan alınmıştır. Yaklaşık 110 gün süren deneylerde ADA numunelerinin oldukça taze olması sebebiyle hepsi yaklaşık 400 ml civarında kümülatif biyogaz değerlerine ulaşmışlardır.



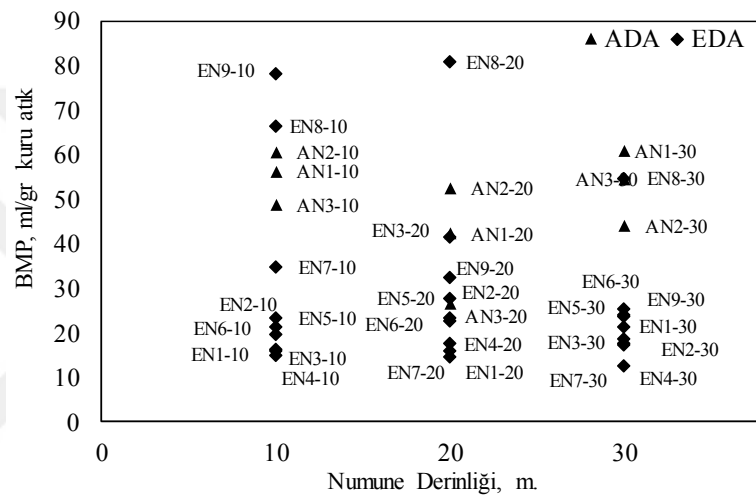
Şekil 4.32 Deneylerde ölçülen kümülatif biyogaz değerleri

Belirli zaman aralıklarında gaz kromatografisiyle ölçülen CH₄ ve CO₂ gaz bileşimleri kullanılarak kümülatif biyogaz değerleriyle yapılan hesaplama sonucunda ADA ve EDA numuneleri için elde edilen anlık ve kümülatif metan değerleri EK-B’de tablolar halinde verilmiştir. Her bir nokta için hesaplanan kümülatif ortalama metan değerleri Şekil 4.33’te gösterilmiştir. EDA numuneleri için ortalama 75-125 ml toplam metan hacmi hesaplanırken EN8 ve EN9 için sırasıyla 337 ml ve 227 ml metan hacimleri ortaya çıkmıştır. ADA numuneleri için elde edilen ortalama kümülatif metan hacimleri 216-266 ml arasında değişmektedir.



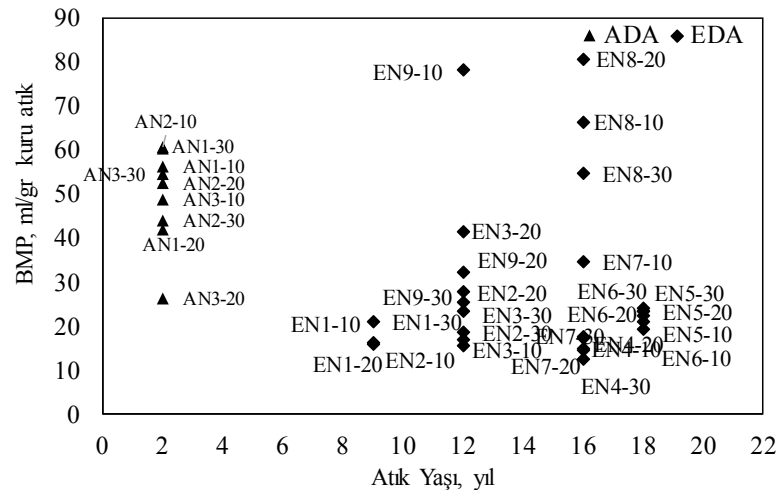
Şekil 4.33 Deneylerde elde edilen kümülatif metan değerleri

Her iki depolama alanı kesiminden alınan numunelere ait BMP değerlerinin alındıkları derinliklere bağlı değişimleri Şekil 4.34'te gösterilmiştir. ADA için her derinlikten alınan numunelerin BMP değerlerinin 50 ml/gr kuru atık değerinden daha büyük olduğu görülmektedir. Ayrıca, 10 m'deki numuneler diğerlerine kıyasla biraz daha taze olduklarından dolayı buradaki değerlerin çok az farkla daha büyük oldukları gözlenmiştir. ADA için en düşük değer AN3-20 için ölçülmüştür (26,6 ml/gr kuru atık). EDA numuneler için elde edilen değerler genelde <30 ml/gr kuru atık olarak tespit edilmiştir. Sadece EN9-10 ve EN8-20 numuneleri için yaklaşık 80 ml değerleri tespit edilmiş olup bu değerlerin istatistiksel açıdan uç değer olup olmadıkları ayrıca incelenecektir.



Şekil 4.34 Numune derinliklerine bağlı BMP değişimleri

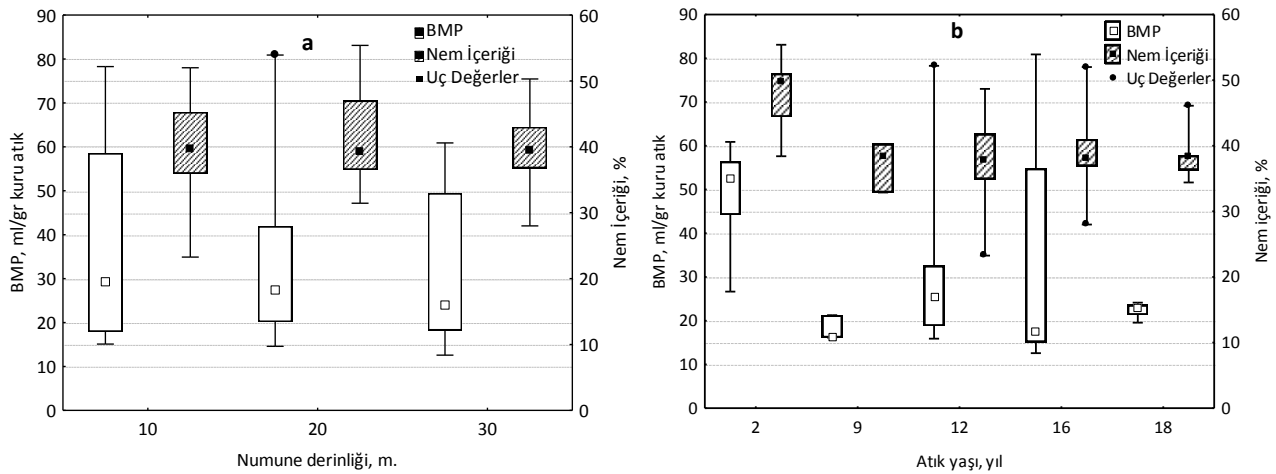
Şekil 4.35'da numunelerin sahip oldukları BMP değerlerinin numunelerin alındıkları atık bölgesinin yaşına bağlı olarak değişimi görülmektedir. Bu şekilde, 2 yıllık numunelerden sonra hemen 9 yıllık numuneler gelmektedir. Bunun nedeni aradaki yıllar için elimizde numunenin olmamasıdır.



Şekil 4.35 Numunelerin alındıkları atık yaşlarına bağlı BMP değişimleri

Şekilden görüleceği üzere ADA numuneleri ile EDA numune kesin bir şekilde birbirinden ayrılmaktadır. ADA numuneleri (2 yıllık atıklar) genel olarak 40 ml/gr kuru atık değerinin üzerinde değerler alırken EDA numunelerinin büyük kısmı bu değer altında tespit edilmiştir. EDA'da sadece EN9-10, EN8-10, EN8-20 ve EN8-30 numuneler bu değer üstünde kalmışlardır. Bu sebeple bu değerlerin uç değer olarak değerlendirilip değerlendirilmeyeceğini anlamak üzere istatistik testler uygulanacaktır. Bu değerler dikkate alınmadığında 9 yıllık atıktan sonra numunelerin BMP içeriklerinin oldukça kararlı bir halde geliştiğini gözleyebiliyoruz.

Şekil 4.36a'da tüm sahaların BMP ve nem değerleri ortalamalarının numune derinliğine bağlı değişimi görülmektedir. Grafikte görülen üst ve alt çentikler %25/%75 persentil değerleri, kutu içindeki nokta medyan değerini temsil etmektedir. Medyan değerlerinin kullanılmasındaki maksat medyan değerlerin uç değerler ve istatistik açıdan çarpık değerlerden fazlaca etkilenmemesi sebebiyledir. Kutu dışındaki noktalar veri setindeki uç değerleri göstermektedir. Buna göre 10, 20 ve 30 metredeki nem içeriğinin medyan değerleri sırasıyla %39,70, %39,30 ve % 39,40 değerlerini almaktadır. Bu nem içeriği değerlerine karşılık gelen BMP değerleri de sırasıyla 29.18, 27.28 ve 23.85 ml/gr kuru atık olmaktadır. Bu parametreler numune derinliklerine göre kıyaslandıklarında ortalama değerlerin medyan değerlere göre her zaman daha büyük değerler oluşturdukları görülmüştür.



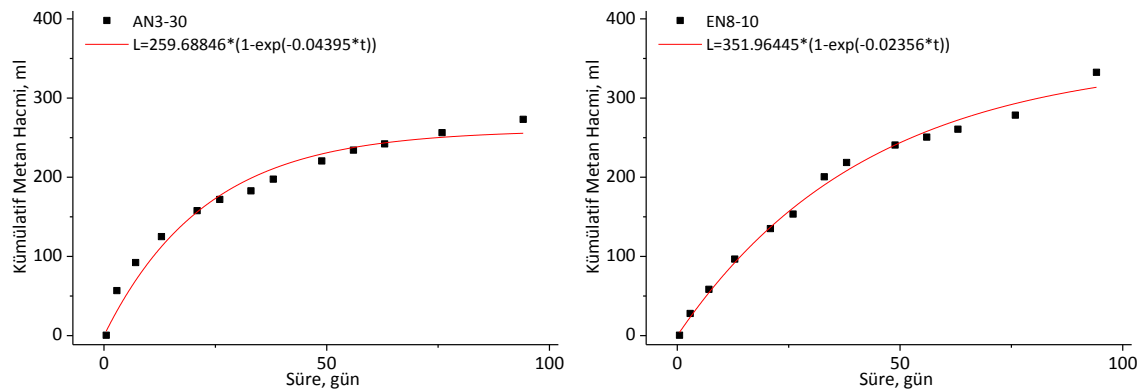
Şekil 4.36 BMP ve nem içeriğinin numune derinliği ve atık yaşına bağlı değişimi

Şekil 4.36b'de ise tüm sahaların BMP ve nem değerleri ortalamalarının çöp yaşına bağlı değişimleri görülmektedir. Bu grafikte 2 yıllık numunelerin tamamı ADA bölgesini diğer

yıllardaki numunelerin de EDA bölgesini temsil ettiğinden, pratikte iki bölge arasındaki farklılıklar da bu grafikten görülmektedir. 2 yıllık numunelerden 9 yıllık numunelere gelinceye kadar BMP değerlerinin 52,65'ten 16,32 ml/gr kuru atık değerine gerilediği, buna karşılık nem içeriğinin de %49.80'den %38.27'ye düştüğü gözlenmektedir. Ancak, 9 yıllık değerlerden sonra özellikle nem içeriğinde çok belirgin bir salınım olmadan oldukça sabit bir ilerleme olduğu tespit edilmiştir. Buna karşılık BMP değerlerindeki salınım oldukça fazladır. Burada görülen değişimler Şekil 4.34'te ve Şekil 4.35'de de gözlenmektedir.

4.3.1 L_0 ve k Katsayılarının Belirlenmesi

Evsel katı atıkların anaerobik koşullardaki biyolojik ayrışması prosesinin birinci derece reaksiyon kinetiğine uygun olarak gerçekleştiği varsayılarak ADA ve EDA numunelerinin BMP değerleri için oluşacak model parametreleri (L_0 ve k) doğrusal olmayan regresyon analiziyle belirlenmiştir. Regresyon analizinde daha önce açıklanan Denklem 3.2 kullanılmıştır. Genel olarak, çoğu durum için doğrusal olmayan regresyon analizi kullanılarak birinci derece reaksiyon kinetiği için bir denklem elde etmek mümkün olabilmektedir. Şekil 4.37'da ADA ve EDA numuneleri için yapılmış olan birere doğrusal olmayan regresyon analizi sonucunu gösteren grafikler verilmiştir. Görüldüğü üzere her iki eğri de oldukça iyi bir uyumlulukla birinci derece reaksiyon kinetiğine uygunluk göstermiştir. Diğer numune noktalarına ait doğrusal olmayan regresyon sonuç grafikleri ise EK-C'de verilmiştir.



Şekil 4.37 ADA ve EDA numuneleri için L_0 ve k değerlerinin belirlenmesinde elde edilen doğrusal olmayan regresyon grafikleri örnekleri

Eğri karşılaştırmalarının daha kolay yapılması için y eksenleri genel olarak aynı ölçekle verilmeye çalışılmıştır. Bu durumda özellikle EDA numunelerinden bazılarının oldukça düşük metan oluşumları sebebiyle diğer grafiklere kıyasla çok az bir eğime sahip oldukları görülmektedir. Bazı regresyon sonuçları oldukça iyi uyumluluk gösterirken bazılarının daha az uyumluluk gösterdikleri tespit edilmiştir. Bunun nedeninin, kullanılan numunelerdeki atık bileşimlerindeki farklı oranlar olduğu düşünülmektedir. Bilindiği üzere kolay ayrışabilir özellikteki bahçe atıkları ve kâğıt-karton gibi bazı atık bileşenleri birinci derece reaksiyon kinetiğine daha yatkın özellikler gösterirken ahşap, tekstil ve yemek artıkları gibi ayrışabilen atıklarsa birden fazla pik değere sahip olduklarından birinci derece kinetik denkleme çok fazla uymamaktadırlar [251].

Genellikle literatürde yapılan çalışmalarda L_0 ve k değerleri sadece belirli bir atık grubu örneğinin sadece tekstil, kâğıt veya yemek atıkları gibi saf numuneler için tespit edilmektedir [252]. Bu gibi sadece tek bir atık grubuyla yapılan çalışmalarda elde edilen L_0 ve k değerleri genelde depolama alanlarında tespit edilebilen değerlerden daha büyük olmaktadır [154]. Burada yapılan çalışmada ise doğrudan doğruya depolama alanındaki mevcut durumu temsil edecek değerlerin belirlenmesine yönelik çalışmalar yapıldığından tespit edilmiş olan değerler literatürde katı atık depolama alanları için tespit edilen k değerlerine oldukça benzerlik gösterirken L_0 değerleri beklenenden daha düşük çıkmıştır (Çizelge 4.3). Genelde laboratuvar ortamlarında hazırlanan deney koşullarında depolama sahalarından alınan ham numuneler yerine belirli oranlarda karıştırılmış atık grupları kullanıldığından bu gibi deney setlerinin gerçek depolama alanı koşullarını tam olarak yansıtamaması sebebiyle bu durumun ortaya çıktığı düşünülmektedir. Çizelge 4.3'te elde edilen değerlerin BMP deneylerinde kullanılan 5 gram numune kullanılarak hesaplandığı dikkate alınmalıdır. Buna göre EDA numuneleri için ortalama 150 ml metan gazı ölçülürken maksimum ve minimum değerler 54 ml ve 459 ml olarak tespit edilmiştir. Diğer noktalarda genelde benzer değerler elde edilirken özellikle EN8 ve EN9 noktasındaki numunelerde ortalama 321 ml metan gazı oluştuğu gözlenmiştir. Buna karşılık, regresyon analizi sonucunda ADA numuneleri için ortalama 382 ml değeri elde edilirken en yüksek değer 569 ml olarak tespit edilmiştir. Literatürde evsel katı atık depolama alanlarında görülen k değerlerinin 0,02-0,7 yıl⁻¹ aralığında değiştiği bilinmektedir [252].

Çizelge 4.3 Doğrusal olmayan regresyon sonucunda her bir numune için elde edilen L_0 ve k değerleri ile istatistiksel göstergeleri

Numuneler	L_0 (ml CH ₄ / 5gr kuru atık)		k katsayısı yıl ⁻¹		İstatistik Veriler		
	Değer	Std. Hata	Değer	Std. Hata	Ki-kare	R ²	Adj. R ²
EN1-10	72,79	4,094	0,0410	0,007	39,53	0,93	0,93
EN1-20	76,10	3,400	0,0402	0,005	26,17	0,96	0,96
EN1-30	85,60	6,350	0,0388	0,008	84,77	0,90	0,89
EN2-10	106,43	6,667	0,0355	0,006	76,51	0,94	0,93
EN2-20	161,41	26,110	0,0151	0,004	98,19	0,94	0,93
EN2-30	83,60	9,349	0,0307	0,009	105,83	0,84	0,83
EN3-10	62,46	3,783	0,0682	0,016	74,84	0,83	0,82
EN3-20	221,12	12,089	0,0213	0,002	63,67	0,99	0,99
EN3-30	76,14	4,529	0,0402	0,007	46,54	0,93	0,92
EN4-10	65,30	4,504	0,0401	0,008	45,77	0,90	0,89
EN4-20	80,40	4,496	0,0427	0,007	51,67	0,93	0,92
EN4-30	54,10	3,789	0,0495	0,011	48,07	0,84	0,83
EN5-10	90,10	5,293	0,0340	0,005	43,57	0,95	0,95
EN5-20	105,60	5,524	0,0422	0,007	76,31	0,94	0,93
EN5-30	105,48	6,657	0,0353	0,006	75,70	0,94	0,93
EN6-10	97,37	6,320	0,0362	0,006	71,96	0,93	0,92
EN6-20	110,58	6,905	0,0279	0,004	45,16	0,96	0,96
EN6-30	122,35	9,757	0,0229	0,004	51,74	0,96	0,96
EN7-10	218,56	32,047	0,0150	0,004	101,26	0,96	0,96
EN7-20	67,29	5,412	0,0329	0,006	30,64	0,93	0,92
EN7-30	83,69	6,723	0,0295	0,005	35,72	0,95	0,94
EN8-10	351,96	15,520	0,0236	0,002	100,68	0,99	0,99
EN8-20	459,42	28,252	0,0237	0,003	338,09	0,98	0,98
EN8-30	315,98	15,815	0,0202	0,002	64,87	0,99	0,99
EN9-10	424,24	14,680	0,0248	0,002	104,60	0,99	0,99
EN9-20	233,32	41,354	0,0127	0,003	94,88	0,96	0,96
EN9-30	143,51	12,101	0,0204	0,003	39,43	0,97	0,97
AN1-10	382,76	53,322	0,0173	0,004	449,45	0,97	0,96
AN1-20	569,10	185,864	0,0053	0,002	77,67	0,99	0,99
AN1-30	433,95	43,493	0,0128	0,002	108,87	0,99	0,99
AN2-10	439,74	45,234	0,0141	0,002	161,75	0,99	0,99
AN2-20	406,65	56,934	0,0122	0,003	155,39	0,98	0,98
AN2-30	364,84	50,432	0,0109	0,002	82,06	0,99	0,99
AN3-10	335,73	42,682	0,0152	0,003	189,21	0,97	0,97
AN3-20	250,87	68,424	0,0091	0,003	78,32	0,97	0,97
AN3-30	259,69	10,099	0,0440	0,005	204,95	0,97	0,97

Amini ve diğ. [152] bu katsayı aralığını 0,04-0,09 yıl⁻¹ olarak verirken Thompson ve diğ. [154] Kanada'daki depolama alanları için yaptıkları çalışmada bu aralık için 0,023-0,056 yıl⁻¹ değerlerini uygun görmüşlerdir. Bu çalışmada elde edilen k değerlerinin de bu aralık dâhilinde kaldığı Çizelge 4.3'ten açıkça görülmektedir. Dikkat çeken bir özellik olarak ADA numunelerine ait k değerlerinin EDA numunelerine kıyasla daha düşük olmasıdır. Gerek EDA gerekse ADA numuneleri için elde edilen L₀ değerlerinin büyük bir kısmının literatürde verilen değerlerden daha düşük olduğu tespit edilmiştir. Amini ve diğ. [152] bu parametre için 93-140 m³ CH₄/ ton atık aralığını vermektedir. Bu değerler arasında kendine yer bulabilen sadece EN8-20 ve AN1-20 numuneleridir. Diğer numunelerin tamamı < 90 m³ CH₄/ ton atık olarak tespit edilmiştir. Çizelge 4.3'de sadece EDA ve sadece ADA için tespit edilen L₀ değerleri dikkate alınarak hesaplanan ağırlıklı ortalamalarla bu bölgelerin L₀ değerleri sırasıyla 30,18 ml CH₄/gr atık ve 76,52 ml CH₄/gr atık olarak hesaplanmaktadır.

ADA ve EDA numunelerine ait sonuçların birlikte alınacak ortalamaya göre ise tüm sahanın L₀ değeri de 41,76ml CH₄/gr atık olmaktadır. Ayrıca, her iki bölgenin ayrı ayrı ağırlıklı ortalamalarıyla oluşan tüm saha L₀ değeri de 53,35 ml CH₄/gr atık olarak hesaplanmıştır. Aynı çizelgede sadece EDA ve sadece ADA değerleriyle hesaplanan k katsayısına ait değerler sırasıyla 0,0320 yıl⁻¹ ve 0,0157 yıl⁻¹ olurken tüm sahaların birlikte değerlendirilmesi halinde elde edilen k değeri de 0,0279 yıl⁻¹ olarak tespit edilmektedir.

Çizelge 4.4'de ise her iki depolama alanı numunelerinin nokta bazındaki ortalama değerleri esas alınarak doğrusal regresyon analiziyle elde edilen ortalama L₀ ve k değeri analiz sonuçları verilmiştir. Bu sayede derinlikten bağımsız olarak belirli bir noktadaki tüm analiz sonuçlarına dayanılarak elde edilen değerleri içeren ortalama L₀ ve k değerleri de hesaplanmıştır.

Burada, BMP analizinde kullanılan 5 gram numune yerine ilgili değerler 5'e bölünmek suretiyle düzeltilerek birim ağırlık başına oluşan değerlere dönüşüm yapılmıştır. Her bir numune için elde edilen ortalama verilere dayanan doğrusal olmayan regresyon analizlerine ait tüm grafik gösterimler EK-C'de verilmiştir.

EDA numuneleri için elde edilen ortalama k ve L₀ değerleri sırasıyla 0,0269 yıl⁻¹ ve 30,38 ml/gr kuru atık olarak tespit edilmiştir. ADA numuneleri için aynı parametre değerleri sırasıyla 0,0125 yıl⁻¹ ve 102,1 ml/gr kuru atık olmuştur. Tüm sahanın birlikte

değerlendirilmesiyle elde edilen k ve L₀ değerleri ise sırasıyla 0,0233 yıl⁻¹ ve 66,24 ml/gr kuru atık olarak tespit edilmiştir. Burada elde edilen L₀ değerleri numunelerin ince öğütülmüş haldeki ideal ve kuru koşullar için hesaplandığından çeşitli modellerde kullanılmak üzere “m³/ton ıslak atık” birimine dönüştürülmeleri gerekmektedir. ADA ve EDA bölgesindeki numunelerin ortalama nem içerikleri sırasıyla %47,6 ve %38,3 olduğundan bu bölgeleri temsil edecek L₀ değerlerini hesaplamak üzere gerekli dönüşümlerin yapılması uygun olacaktır.

Çizelge 4.4 BMP numunelerinin ortalama değerlerine göre regresyon analizi sonuçları (ADA ve EDA ortalamalarıyla)

Numune Noktası	L ₀ Değeri		k katsayısı		İstatistik Gösterge	
	ml CH ₄ /gr kuru atık	Std.Hata	Değer	Std.Hata	R ²	Adj. R ²
EN1	15,5	0,8	0,0397	0,0059	0,9491	0,9452
EN2	19,8	1,3	0,0274	0,0040	0,9684	0,9655
EN3	21,5	1,2	0,0255	0,0030	0,9821	0,9805
EN4	14,2	0,8	0,0364	0,0055	0,9538	0,9496
EN5	21,8	1,1	0,0311	0,0036	0,9781	0,9761
EN6	21,8	1,4	0,0247	0,0032	0,9789	0,9770
EN7	29,6	4,5	0,0152	0,0037	0,9589	0,9551
EN8	75,9	2,6	0,0220	0,0015	0,9956	0,9952
EN9	53,3	3,1	0,0201	0,0021	0,9894	0,9884
AN1	107,9	16,1	0,0085	0,0017	0,9919	0,9912
AN2	145,8	30,5	0,0061	0,0016	0,9923	0,9916
AN3	52,6	2,9	0,0229	0,0025	0,9871	0,9859

4.4 Madde Grubu Analizi Verilerinin İstatistiksel Değerlendirmesi

Bu bölümde, atık kompozisyonu veya madde grubu analizi (MGA) verileri HKA ve TBA yöntemleri kullanılarak analiz edilecektir. HKA, ana veri matrisinde yer alan ve gruplamaları kesin olarak bilinmeyen değişkenleri birbirleri ile benzer olan alt kümelere ayırmaya yardımcı olan yöntemler topluluğudur. Bu sayede birbirine benzeyen veya ilişkisi en yakın olan veya uzak olan parametrelerin belirlenmesi mümkün olmaktadır. Verilerin analizinde kullanılan ikinci yöntem olan TBA, çok sayıdaki değişkenin analiz edilerek bunların en önemlilerinin etkileşiminden oluşan yeni bileşenler oluşturmaktadır. Bu bileşenler, daha az sayıdaki değişkenle mümkün olduğunca fazla varyansı açıklamakta kullanılmaktadır. Bu uygulama sayesinde parametreler arasında

var olan fakat kolaylıkla gözlenemeyen ilişkilerin saptanması mümkün olabilmektedir. Bu yöntemle hem kullanılan değişkenler (parametreler) arasındaki ilişkiler hem de incelenen numunelerin parametrelere bağlı ilişkileri de ortaya çıkarılabilmektedir. Azaltılan parametreler sayesinde incelenen konunun yorumlanması kolaylaşmakta ve ayrıca analiz için gereken zaman ve maliyette de azalma sağlanabilmektedir.

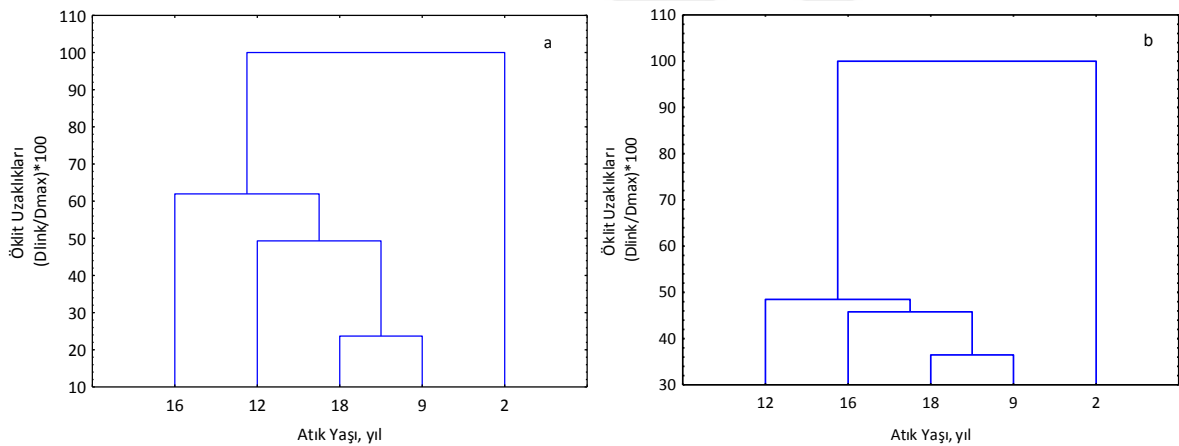
4.4.1 MGA Verilerinin Kümeleme Analizi

HKA, çeşitli matematiksel yöntemler uygulayarak yapılan numune ölçümlerini veya ölçüm yapılan noktaları gruplamakta kullanılacaktır [253]. Kümeleme yönteminin hesaplamaları oldukça hızlı olmasına karşın, hiyerarşik yöntemler çok büyük örnekleri analiz etmede uygun değildir. Bu çalışmada, parametreler arası bağlantı kuralı ve ölçümler arası mesafeler için birçok farklı birleşim kullanılmıştır. Yapılan bütün değerlendirmelerden sonra en iyi sonucun bağlantı kuralı olarak "Ward Yöntemi, mesafe ölçüsü olarak "Öklit mesafesi" kullanımıyla elde edildiği görülmüştür. Elde edilen HKA grafiklerinde x-ekseni bağlantı mesafesini göstermektedir. Oluşturulan hiyerarşik kümelenmeyi uygun ölçekte ifade edebilmek amacıyla mesafeler standardize edilerek kullanılmıştır. Bu amaçla, her mesafe ölçüsü grup içindeki en büyük mesafe ölçüsüne bölünüp 100 değeri ile çarpılmıştır. Böylece x-eksenindeki bağlantı mesafesi $Dlink/Dmax*100$ olarak ifade edilmiştir.

MGA veri setleriyle yapılan HKA çalışmalarında EK-E'de verilen standardize edilen veri setleri kullanılarak gerçekleştirilmiştir. Şekil 4.38a'da sadece tüm sahadaki numunelerin BMP ve nem içeriklerine dayalı olarak atık yaşlarının benzerlik ve farklılıklarını gösteren ağaç diyagramı görülmektedir. Atık yaşları arasındaki öklit uzaklıkları deneysel analizlerden elde edilen BMP ve nem içeriği verileri esas alınarak hesaplanmıştır. Diyagramlarda aynı küme içerisinde bulunan numuneler içinde buldukları kümedeki diğer numunelere başka kümedeki numunelerden daha fazla benzerler. Genel olarak aralarındaki mesafe ne kadar kısa ise benzerlikte o kadar fazladır. Şekilde görüleceği üzere 2 yıllık dışındaki tüm numuneler yaklaşık aynı küme içerisinde farklı öklit uzaklıklarıyla temsil edilirken 2 yıllık numuneler bu gruptan çok uzakta sadece kendi içlerinde bir küme oluşturmuşlardır. Bu veri setine göre birbirine en yakın numuneler 18 ve 9 yıllık numuneler olduğu görülmektedir. 16 yıllık numunelerle 9-18 yıllık numune kümesi arasındaki mesafenin büyüklüğü bunların birbirinden ne kadar farklı olduğunu

göstermektedir. Benzer bir durum BMP değerlerinin atık yaşlarına bağlı değişimlerinin incelenmesinde de gözlenmiştir.

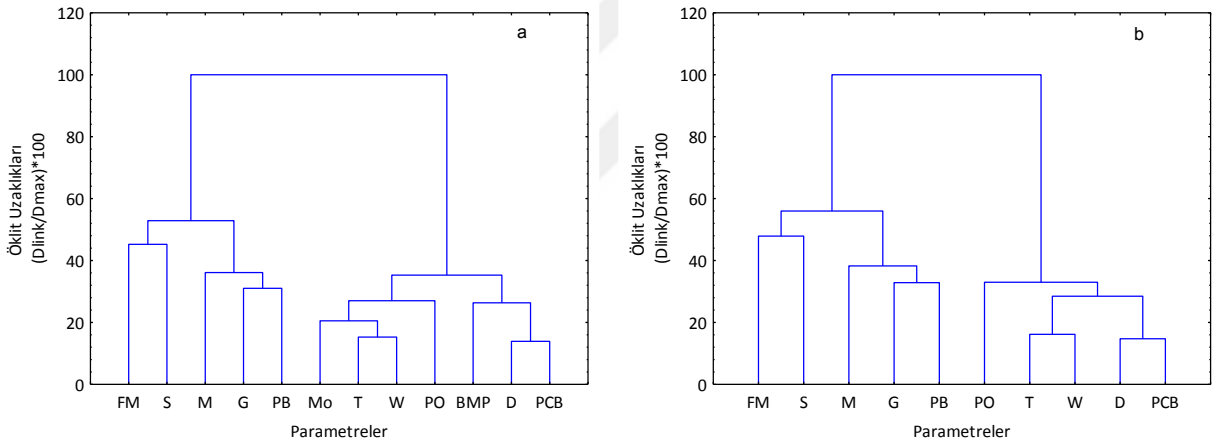
Şekil 4.38b’de ise hem tüm atık karakterizasyonu değişkenleri hem de BMP ve nem içeriği parametrelerinin aynı veri tabanında değerlendirildikleri HKA sonuçlarını gösterir ağaç diyagramı görülmektedir. 2 yıllık atıklarla diğerlerinin kümelenme şekilleri açısından çok farklı bir sonuç oluşmamasına rağmen değerlendirmeye daha fazla parametre girdiğinde özellikle öklit mesafelerindeki değişikliklerin daha da hassas bir şekilde ortaya çıktığı görülmektedir. Bu grupta da yine 9-18 yıllık atık gruplarının birbirine en çok benzeyen grupları oluşturduğu görülmektedir. Parametre sayısının artmasıyla birlikte aralarındaki benzerliği gösteren öklit uzaklığının da azaldığı dolayısıyla benzerliğin arttığı görülmektedir. Önceki değerlendirmeden farklı olarak aynı küme içerisinde en uzaktaki grup 12 yıllık atık grubu olmuştur. Bunun nedeni tam olarak bilinmemekle birlikte 12 ve 16 yıllık atıkların bazı özelliklerinin birbirine yakın olması ve duruma göre yer değiştirmesi sonucu böyle bir durumun oluştuğu düşünülebilir.



Şekil 4.38 Atık yaşlarına göre oluşan HKA kümeleri: (a) sadece BMP ve nem içeriği (b) MGA, BMP ve nem içeriği verileriyle

Hem ADA hem de EDA numunelerine ait BMP ve nem içeriği değişkenleriyle birlikte tüm atık karakterizasyonu değişkenlerine ait verilerin ortalama değerlerinin birlikte kullanıldığı HKA sonuçları Şekil 4.39a’da gösterilmiştir. Görüldüğü üzere bu verilerin kullanılmasıyla 2 adet ana kümeleme oluşmaktadır. İlk kümede genel olarak inert ve yavaş ayrışabilir olarak tanımlanabilen FM, S, M, G ve PB grubu atık değişkenlerinden oluşan bir kümeleme görülmektedir. Bu kümeye kısaca “ayrışmayanlar kümesi” denilecektir. İkinci kümede ise PCB, D, W, T, PO, Mo ve BMP parametreleri yer

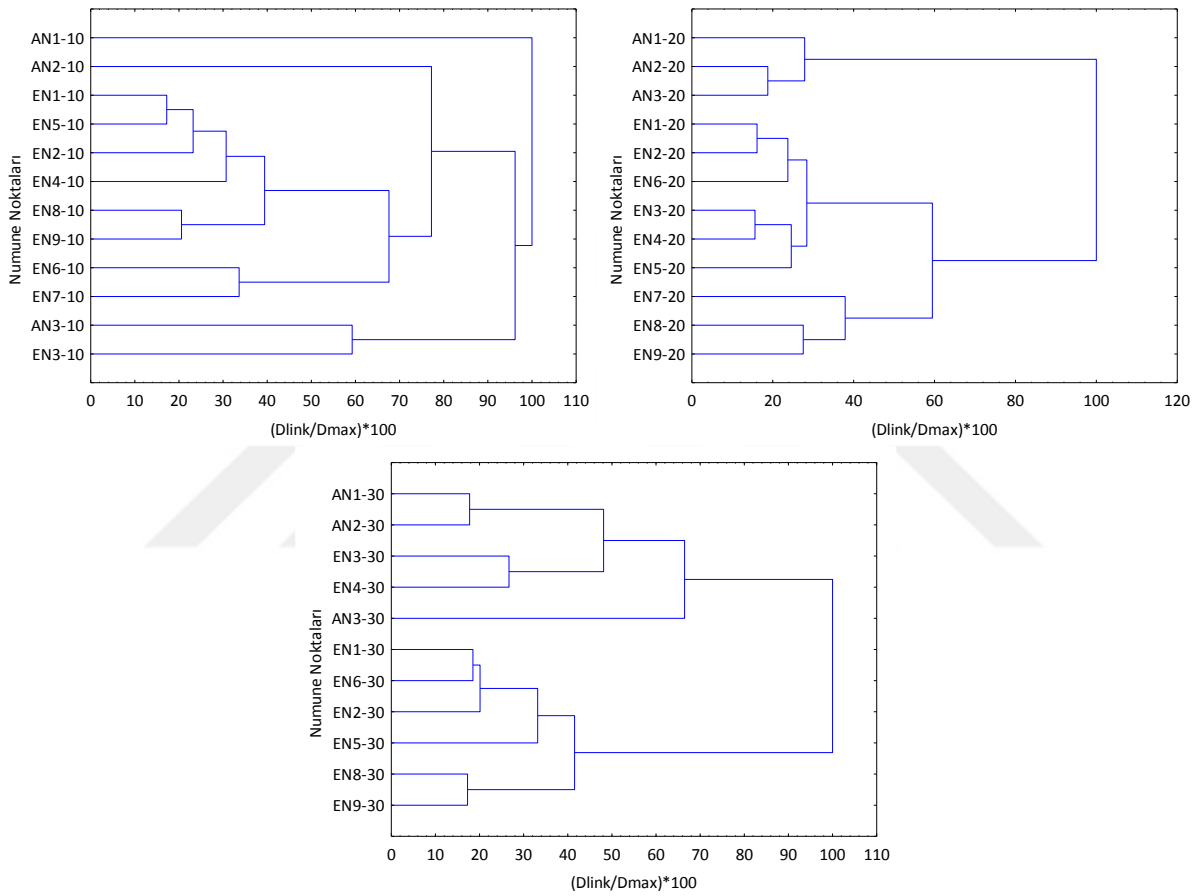
almaktadır. Şekilden de görüldüğü üzere en yakın öklit uzaklıkları D-PCB ve T-W ikilileri için elde edilmiş olup bu parametrelerin bazı açılardan birbirinden çok farklı olmayan özellikler sergilediği anlamına gelmektedir. BMP değişkeni daha çok D-PCB ile benzerlik gösterirken Mo parametresi de T-W ikilisine daha yakın olarak belirlenmiştir. Bu küme içindeki PO değişkeni hariç diğer tüm değişkenler kolay veya yavaş ayrışabilir özelliklere sahip değişkenlerdir. BMP ve Mo değişkenleri de doğrudan ayrışabilirlikle ilgili özellikler sergilediklerinden dolayı bu küme “ayrışabilir özellikli değişkenler kümesi” olarak tanımlanabilir. Şekil 4.39b’de ise sadece atık karakterizasyonu verilerinin kullanılması halinde elde edilen kümelenmeler görülmektedir. BMP ve nem içeriği değişkenlerinin etkileşimden çıkmasıyla ilk kümelenmede herhangi bir değişiklik gözlenmezken ikinci kümede T-W ikilisi PO’dan ayrılarak D-PCB grubuna daha yakın bir benzerlik içerisinde görülmektedir. Buradan bakıldığında BMP ve nem içeriği parametrelerinin atık karakterizasyonu kümelenmelerinde ayırıcı unsur olabildikleri görülmektedir.



Şekil 4.39 Parametrelerin değerleri ve numune noktalarına göre HKA kümelenmesi (a) tüm atık değişkenleri (b) sadece MGA değişkenleriyle

Atık kategorilerinin değerleri ve birbiriyle olan ilişkilerine bağlı olarak oluşan HKA analizlerinden sonra, oluşan atık karakterizasyonlarına bağlı olarak numunelerin atık derinliklerinin kümelenme eğilimleri için yapılan HKA'nın sonuçları Şekil 4.40'te verilmiştir. Buna göre, ilk 10 metre için oluşan HKA'da EDA ile ADA numuneleri arasında kesin bir ayrım oluşmadığı gözlenmektedir. Hatta AN3-10 ile EN3-10 numunelerinin atık karakterizasyonu açısından benzeştikleri ve AN1-10 numunesinin bütün numunelerden ayrı bir şekilde hiçbir kümelenmeye dâhil olmadığı görülmektedir.

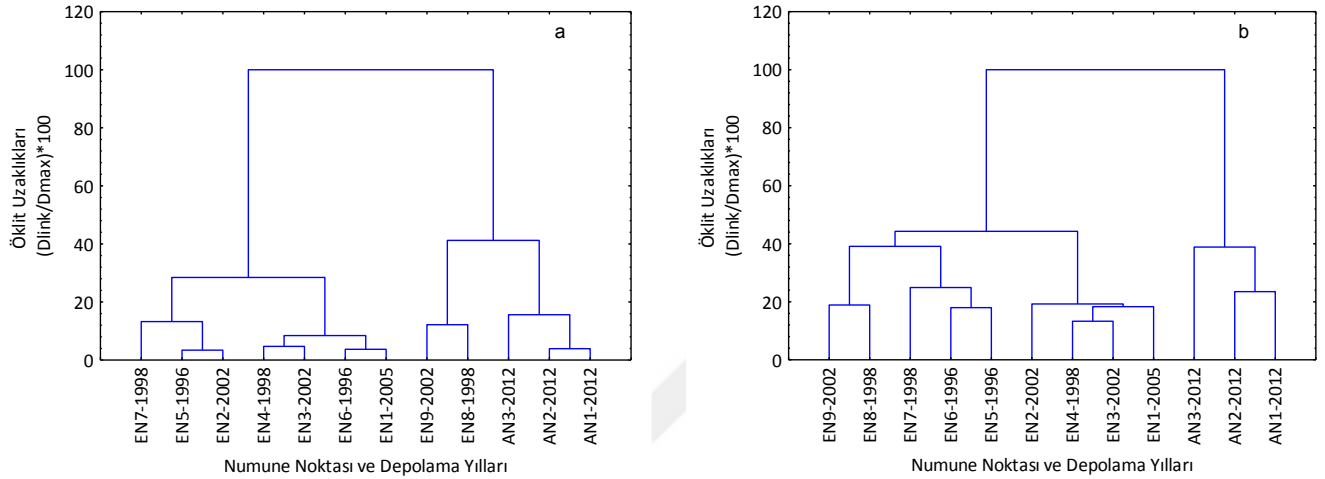
Benzer şekilde 30 metre için yapılan analizde de yine net bir ayırım gözlenmemiş fakat bu sefer ADA numuneleri oldukça uzak mesafeden benzerlik göstermiş olsalar da aynı küme içinde yerlerini almışlardır. Bu kümelenme içinde EDA numunelerinden EN3-30 ve EN4-30 numuneleri de dâhil edilmiştir. 20 metreden alınan numuneler için yapılan HKA'da ise ADA ve EDA numuneleri yine net bir şekilde birbirinden ayrıldığı ve 2 küme oluştuğu gözlenmiştir. Tüm atık karakterizasyon değişkenlerinin dikkate alındığı bu sonuçlara bakıldığında, gruplanma beklentilerini en iyi karşılayan numune derinliğinin 20 m olduğu görülmektedir.



Şekil 4.40 Atık karakterizasyonu ve derinliğe bağlı olarak numunelerin kümelenme analizi (tüm saha)

Numune noktalarının ve numunelerin alındıkları bölgelerin depolama yıllarının tüm atık değişkenleri esas alınarak elde edilen HKA kümeleme grafikleri Şekil 4.41a'da gösterilmiştir. Bu analiz sonucunda da 2 adet kümeleme oluşmuştur. İlk kümede sadece EDA grubu numuneleri yer alırken diğer grupta ise sadece ADA numunelerinin yanı sıra 1998 ve 2002 yıllarına ait EN8 ve EN9 numuneleri de yer almıştır. Daha önce Şekil 4.38'de atık yaşlarına bağlı olarak ortaya çıkan gruplamanın nokta bazına indirgenmiş durumu bu şekilde çok net görünmektedir. Şekil 4.41b'de ise sadece MGA değişkenlerinin

kullanılmasıyla elde edilen kümelenme görülmektedir. Bu durumda oluşan kümelenmede ADA ve EDA numunelerinin kesin bir şekilde birbirinden ayrıldığı görülmektedir. BMP ve nem içeriği değişkenlerinin değerlendirmeden çıkarılmasıyla önemli bir etkinin ortadan kalktığı görülmektedir.



Şekil 4.41 Atık yaşı ve numune noktalarına göre HKA kümelenmesi: (a) tüm değişkenlerle (b) sadece MGA değişkenleri

4.4.2 MGA Verilerinin Temel Bileşen Analizi

HKA'dan farklı olarak TBA için verilerin normal dağılıma sahip olmaları önemlidir. Bu sebeple analizlere başlamadan önce ham verilerin normal dağılıma sahip olup olmadıkları kontrol edilecektir. MGA parametreleri ham verilerinin normal dağılım test sonuçları Çizelge 4.5'te verilmiştir.

Çizelge 4.5 MGA parametrelerine ait ham verilerin normal dağılım test sonuçları

Değişkenler	Kolmogorov-Smirnov		Shapiro-Wilk	
	p-değeri	Dağılım Türü	p-değeri	Dağılım Türü
PCB	0,099	Normal	3E-05	Değil
PO	0,096	Normal	0,606	Normal
PB	0,095	Normal	0,379	Normal
D	0,820	Normal	0,001	Değil
W	0,185	Normal	0,002	Değil
M	0,043	Değil	5E-05	Değil
T	0,046	Değil	3E-07	Değil
G	0,718	Normal	0,297	Normal
S	0,103	Normal	2E-06	Değil
FM	0,603	Normal	3E-02	Değil
BMP	0,086	Normal	0,001	Değil
Mo	0,776	Normal	0,601	Normal

MGA değişkenleri için yapılan Shapiro-Wilk normallik testine göre $p=0,05$ için sadece PO, PB, G ve Mo değişkenlerinin normal dağılıma uyduğu görülmüştür. Diğer taraftan, Kolmogorov-Smirnov testine göre ise M ve T dışındaki tüm değişkenlerin normal dağılıma uyduğu tespit edilmiştir. Bu test sonuçlarına göre, TBA'dan önce gerekli dönüşüm işlemlerinin yapılmasına karar verilmiştir. Buna göre MGA ham verileri öncelikle Box-Cox dönüşümü ile normalize edilmiş ve ardından da yaygın olarak kullanılan ve daha önceki kısımlarda tanımlanan z-dönüşümüyle standardize edilmiştir. MGA verilerinin Box-Cox dönüşümü ve standardize değerlerine ait sonuçlar EK-E'de verilmiştir. Dönüştürülmüş MGA veri seti için yapılan normal dağılım kontrollerinde her parametrenin tüm testler için normal dağılım kriterlerini sağladığı tespit edilmiştir. TBA her iki yöntemle dönüştürülmüş ve normal dağılım kriterlerini sağlayabilen bu verilerle yapılacaktır.

BMP, nem ve diğer madde grubu analizi değişkenlerinin yer aldığı dönüştürülmüş veri seti için elde edilen KMO değeri kabul edilebilir değer olan 0,6'nın biraz üstünde (0,6339) hesap edilmiştir. Ayrıca, TBA sonuçlarını etkileyebilecek kısmi korelasyon tespiti ve orijinal verilerin bağımsız olmama potansiyelini dışarda bırakmak üzere [254] yapılan Bartlett Küresellik testi sonucunda ise $p<0,05$ için istatistiksel önemlilik elde edildiğinden veri setiyle TBA yapılabileceğine karar verilmiştir. Yapılan TBA sonucunda özdeğer >1 kuralı esas alınarak tüm varyansın yaklaşık %76'sını açıklayabilen 4 adet TB elde edilmiştir (Çizelge 4.6). Bu değerin atık karakterizasyonunu yeterince açıklayabilecek seviyede olduğu düşünölmektedir. Bu tabloda $>0,6$ olan faktör yüklerinin etkili yüklemeler olduğu kabul edilmiş ve tabloda kalın harflerle gösterilmiştir. Toplam varyansı %42 olan TB1'in FM ve S ile negatif bir yüklemesi gözlenirken Mo, BMP, PCB, PO, D, W ve T değişkenleriyle pozitif bir yüklemeye ilişkisi olduğu tespit edilmiştir. Bu bileşen üzerindeki en kuvvetli ($>0,7$) yüklemeler daha çok kolay ayrışabilir özelliklerle ilgili olan PCB, W, T, FM ve Mo parametreleri için tespit edilmiştir. TB2 yaklaşık %14'lük bir varyansı temsil etmekte ve sadece PB değişkeniyle kuvvetli pozitif etkileşimi (0,845) bulunmaktadır. Diğer değişkenlerin tamamı $<0,5$ olduğundan bu bileşenin tamamen plastik gruplarını temsil ettiği söylenebilir. TB3 yaklaşık %11'lik varyansa sahiptir. Bu bileşenle güçlü pozitif etkileşimi olan tek parametre 0,796 ile M değişkenidir. Diğer bütün değişkenlerin yük değeri $<0,5$ olarak tespit edilmiştir. Son bileşen, TB4, yaklaşık %9 varyansı temsil etmekte ve sadece G değişkeniyle güçlü sayılabilecek (0,697) bir

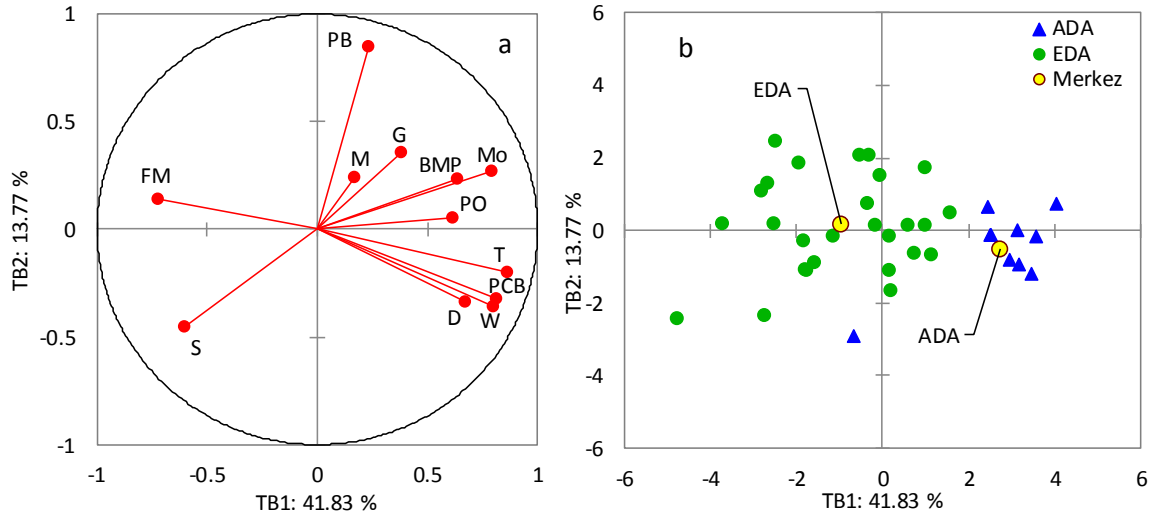
etkileşimi bulunmaktadır. Diğer bütün değişken değerleri $<0,5$ iken sadece G değişkeninin değeri $>0,5$ olarak tespit edilmiştir. Dolayısıyla bu bileşenin sadece cam türündeki atıkları temsil ettiği ifade edilebilir.

Çizelge 4.6 Veri seti için elde edilen TB (faktör) yükleri ve özdeğerleri

Değişkenler	Tüm alanlar birlikte			
	TB1	TB2	TB3	TB4
BMP	0,6367	0,2363	-0,1077	-0,5313
Nem (Mo)	0,7914	0,2732	0,1390	0,1050
PCB	0,8116	-0,3229	-0,1883	-0,1151
PO	0,6181	0,0553	0,1267	0,3868
PB	0,2342	0,8457	-0,0795	-0,2045
D	0,6720	-0,3379	-0,3996	-0,0109
W	0,8002	-0,3612	0,0830	0,1879
M	0,1684	0,2444	0,7957	-0,0743
T	0,8630	-0,1993	0,1043	-0,0681
G	0,3818	0,3597	-0,0107	0,6997
S	-0,5998	-0,4547	0,4940	0,0115
FM	-0,7219	0,1385	-0,4575	0,2420
Özdeğer	5,02	1,65	1,35	1,09
Açıkl. Var. %	41,82	13,77	11,27	9,10
Küm.Açıkl. Var. %	41,82	55,59	66,86	75,96

Kalın fontlu değerler $>0,60$ olan faktör yüklerini göstermektedir

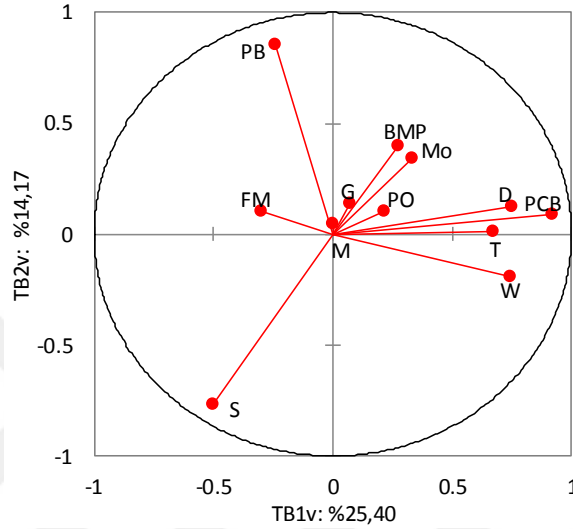
BMP ve diğer atık değişkenlerinin birbiriyle oluşturdukları korelasyonları değerlendirmek üzere Şekil 4.42a'da gösterilen yüklere ait dairesel grafik oluşturulmuştur. Burada görüleceği üzere TB1 bileşeni (x-ekseni) W, T, D, PCB, BMP, Mo ve FM değişkenleriyle kuvvetli etkileşim içinde olduğu görünmektedir. Ayrıca PCB, D, W ve T değişkenlerinin kendi aralarında birbiriyle kuvvetli pozitif etkileşim içinde oldukları da grafikten görülebilmektedir. Aynı grafikte y-eksenini oluşturan TB2 bileşeni ise PB ile kuvvetli pozitif ve S ile daha az kuvvetli negatif ilişki içinde olduğu tespit edilmiştir. Ayrıca M değişkeninin grafik merkezine çok yakın olmasından dolayı her iki bileşene karşı da fazlaca etkileşimde bulunmadığı görülmektedir. TB1 bileşeni, hemen hemen daha önce Şekil 4.39a'daki kümeleme analizinde oluşturulan ikinci gruptaki değişkenlerle aynı değişkenleri barındırmaktadır. Bu durum TBA ve HKA'nın belirli bir benzerlik ilişkisi içinde olduklarını göstermektedir. TBA'da HKA'dan farklı olarak sadece FM değişkeninin TB1 ile kuvvetli TB2 ile de zayıf bir etkileşim oluşturarak analize dâhil olmasıdır.



Şekil 4.42 TB1xTB2 için (a) MGA değişkenlerinin yüklemeleri (b) numune skorlarının dağılımı

Şekil 4.42b'deki durumda TB1 eksenine numune skorlarını genel değişken özelliklerine bağlı olarak yaklaşık iki kısma ayırmaktadır. Grafiğin sol tarafında EDA bölgesinden alınan numuneler baskın durumdayken sağ kısmında ise ADA numunelerinin baskın bir şekilde dağılım gösterdiği görülmektedir. Sadece 10 m derinlikten alınmış olan AN3 numunesinin ADA numuneler grubundan uzak bir noktada konumlandığı görülmektedir. Kümeleme analizinde elde edilen Şekil 4.41a'de 2012 yılında depolanmış olan AN3 numunesinin benzer şekilde aynı grup içindeki en uzak benzerlikte olduğu görülmüştü. TB1 bileşeni genel olarak ADA numuneleriyle negatif etkileşimli EDA numuneleriyle de pozitif etkileşimli bir yapıyı temsil etmektedir. Bu sonuçlar HKA ile son derece uyumludur. Bu TBA sonuçlarına göre ADA numuneleri daha çok PCB, D, W, T ve BMP değişkenleriyle tanımlanabiliyorken EDA numuneleri de daha çok S, FM ve bir miktar PB değişkenleriyle daha iyi tanımlanabilmektedir. Rotasyonla elde edilecek yeni faktör yüklerinin daha açıklayıcı olup olmadığını denetlemek üzere bir varimax rotasyonu da uygulanmıştır. Bu dönüşümle de yine 4 adet TB elde edilmiş olup MGA değişkenlerinin varimax dönüşümü sonrasında TB1v x TB2v bileşenlerine olan yüklemeleri Şekil 4.43'de gösterilmiştir. Buna göre özellikle M, G ve PO değişkenlerinin TB1v ve TB2v için fazlaca etkili olmadıkları görülürken D, W, T ve PCB değişkenlerinin yine birbirine yakın etkileşimde oldukları da görülmektedir. Varimax rotasyonu ile değişkenlerin bileşenler üzerine farklı bir etkileşimi ortaya çıkmıştır. TB1v sadece PCB, D, W ve T bileşenleri için >0,6 yüklemelere sahiptir. PCB'nin yüklemesinin artarak 0,919 değerine yükselmiştir.

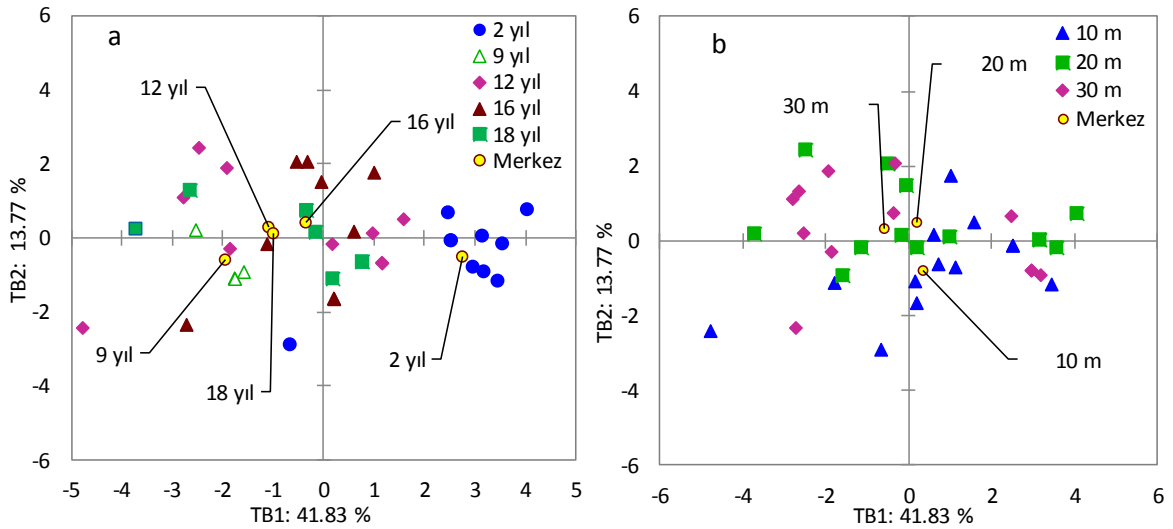
TB2v bileşeni PB ve S değişkenleriyle temsil edilmektedir. TB3v yine M değişkeniyle fakat öncekine oranla daha yüksek bir değerle görülmüştür. TB4v bileşeni ise sadece G değişkeniyle oldukça yüksek sayılabilecek (0,940) bir yüklemeye sahiptir. Diğer yüklerin neredeyse tamamı <0,4 olduğundan bu bileşenin sadece cam türünü temsil ettiği söylenebilir. Görüldüğü üzere rotasyon sonrasında oluşan durum rotasyon öncekine katkıda bulunacak yorumların yapılmasını sağlamıştır.



Şekil 4.43 Varimax dönüşümünden sonra TB1v x TB2v için MGA değişkenlerinin yüklemeleri

Atık numunesi yaşlarına göre numune skorlarının dağılımının TB1 x TB2'ye göre gösterildiği Şekil 4.44a'da TB1 bileşeninin 2 yıllık numune skorlarıyla çoğunlukla pozitif bir etkileşim sergilediği ve diğer numune yaşlarıyla da genel olarak negatif bir etkileşimde olduğu gözlenmektedir. Daha önce HKA'nde "ayrışabilir maddeler grubu" olarak tanımlanan grup içerisinde yer alan değişkenlerin büyük kısmı TB1 bileşeninde de bulunduğu buradan oluşan etkileşimler belirli bir mantık çerçevesine oturmaktadır. 2 yıllık atıkların ve dolayısıyla daha taze olan atıkların bu bileşen üzerinde pozitif etkileri olduğu ve bu sayede ayrışabilirlik etkisini pozitif olarak arttırdıkları görülmektedir. Diğer yandan eski atıkların bulunduğu EDA kısmına ait numunelerin negatif etkileşimi sebebiyle ayrışabilirlik özelliklerini azalttıkları açıkça görülmektedir. Daha çok S, PB ve bir miktar FM ile tanımlı olan TB2 ise 2 yıllık numune skorlarının bir kısmıyla pozitif ve diğer skorların hemen hemen tamamıyla negatif etkileşimli olduğu görülmektedir. Bu sonuçlara göre taze atıkların (ADA) daha çok ayrışma özelliği olan atık değişkenleriyle tanımlanabilecekleri ve EDA numunelerinin ise S, PB ve FM değişkenleriyle uyumlu

oldukları görülmektedir. Şekil 4.44b'de TB1xTB2 için numune skorlarının numune derinliklerine bağlı olarak dağılımları görülmektedir. Buna göre 10 m'deki numunelerin büyük kısmı TB1 ile pozitif etkileşimdedirler. Buna karşılık 20 m ve 30 m numuneleri TB1'e karşı genel olarak negatif skorlara sahiptirler. TB2 için bakıldığında yine çoğu 20 m ve 30 m numunesinin negatif skorlarla temsil edildiği görülmektedir.



Şekil 4.44 MGA için TB1xTB2'ye göre numune skor dağılımı (a) atık yaşları (b) numune derinliği

4.5 Laboratuvar Analizi Verilerinin İstatistiksel Değerlendirmesi

Her ne kadar HKA için bir ön şart olmasa da TBA için bir ön şart olduğundan öncelikle laboratuvar analizi (LA) veri seti değişkenlerinin normal dağılıma uyup uymadıkları incelenmiştir. Çizelge 4.7'te LA veri seti içindeki değişkenlerin Kolmogorov-Smirnov ve Shapiro-Wilk testlerine göre elde edilen sonuçlar görülmektedir. Bu testlerden Shapiro-Wilk sonuçlarına göre sülfat ve kalsiyum değişkenlerinin p-değeri=0,05 için normal dağılıma uymadıkları geriye kalan değişkenlerin aynı sınırlar içinde normal dağılım sergiledikleri tespit edilmiştir. Kolmogorov-Smirnov testinin p-değeri=0,05 koşuluna istinaden ise sadece SO4 değişkeninin normal dağılım dışına çıktığı ve Ca dâhil diğer tüm değişkenlerin ise normal dağılıma uygun davrandığı görülmüştür. Bu sonuçlara göre LA veri setindeki değişkenlerin normal dağılıma uyduklarına ve bu veri setinin herhangi bir normalizasyon işlemine ihtiyaç duymadığına karar verilmiştir.

Sülfat parametresi birçok açıdan TS tarafından da temsil edildiğinden ve her iki normal dağılım testine göre de bir normal dağılımdan uzak olduğu tespit edildiğinden LA veri

seti için yapılacak istatistik değerlendirmelerin dışında bırakılarak sadece TS değişkeninin kullanılmasına karar verilmiştir. Buna gore kalsiyum değişkeni de dahil olmak uzere diğer değişkenleri içeren LA parametreleri istatistiksel analizlerde kullanılmıştır.

Çizelge 4.7 LA parametrelerine ait ham verilerin normal dağılım test sonuçları

Değişkenler	Kolmogorov-Smirnov		Shapiro-Wilk	
	p-değeri	Dağılım Tur	p-değeri	Dağılım Tur
Mo	0,776	Normal	0,601	Normal
pH	0,705	Normal	0,385	Normal
Cl	0,883	Normal	0,385	Normal
HV	0,915	Normal	0,085	Normal
TKN	0,620	Normal	0,349	Normal
NH4	0,775	Normal	0,081	Normal
TOC	0,997	Normal	0,372	Normal
LOI	0,450	Normal	0,340	Normal
TS	0,556	Normal	0,414	Normal
SO4	0,070	Değil	1,27E-04	Değil
Ca	0,340	Normal	0,008	Değil
Mg	0,495	Normal	0,061	Normal

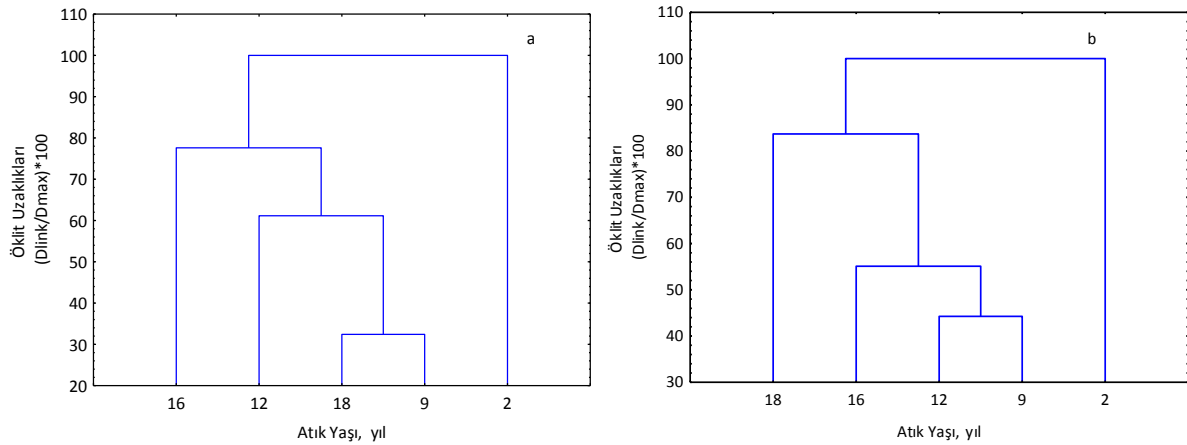
MGA parametrelerinde butn değişkenler % birimiyle ifade edilirken sadece BMP ve pH değişkenlerine ait birimler farklıydı. Buna karşılık, LA verileri içerisinde mg/kg, mg/kkal, % kuru ağrılık gibi farklı ölçü birimleri bulunmasından dolayı bu veri setleriyle yapılacak değerlendirmelerde verilerin karşılaştırılabilir olması için uygulanan standardizasyonun nemi MGA verileriyle yapılacak değerlendirmelerden daha fazladır. Bu sebeple gerek HKA gerekse TBA için yapılan tüm analizlerde standardize edilmiş değerler kullanılacaktır. Verilerin standardizasyonu için daha önce detaylarıyla izah edilmiş olan z-skorlarıyla dönüşüm yöntemi kullanılmıştır [226].

4.5.1 LA Verilerinin Kümeleme Analizi

Farklı bağlantı kurallarıyla da yapılan denemeler sonucunda en iyi sonucun MGA verileriyle yapılan çalışmalarda da olduğu gibi bağlantı kuralı olarak “Ward Yöntemi, mesafe ölçüsü olarak “klit mesafesi” kullanımıyla elde edildiği görülmüştür. Elde edilen HKA grafiklerinde x-ekseni bağlantı mesafesini göstermektedir. Oluşturulan hiyerarşik kümelenmeyi uygun lkte ifade etmek üzere mesafeler, her mesafe ölçüsü grup içindeki en büyük mesafe ölçüsüne bölünüp 100 değeri ile çarpılarak standardize edilmiştir. Böylece x-eksenindeki bağlantı mesafesi $D_{link}/D_{max} \cdot 100$ olarak ifade

edilmiştir. LA verilerinin HKA ile değerlendirilmesinde verilerin EK-D'de gösterilen standardize edilmiş değerleri kullanılmıştır.

Şekil 4.45'de sadece BMP ve Mo değişkeninin yanı sıra bunların LA değişkenleriyle birlikte olmak üzere ayrı ayrı katı atık yaşlarına bağlı olarak oluşan HKA dendrogramları verilmiştir. Şekil 4.45a'da verilen BMP ve Mo değişkenlerine bağlı olarak oluşan dendrogramda atık yaşları arasındaki öklit uzaklıkları sadece bu iki parametre esas alınarak değerlendirilmiştir. Doğal olarak burada oluşan dendrogram daha önce MGA değerlendirmesinde de sadece bu iki parametre kullanılarak oluşturulan dendrogramla bire bir aynı olmaktadır. Bu sebeple bu diyagram için ilave değerlendirme yapılmayacaktır.

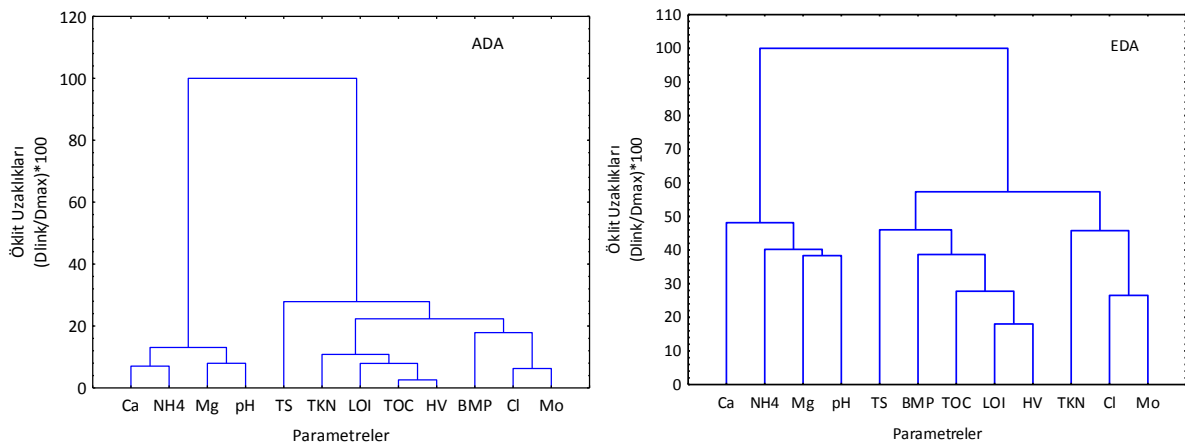


Şekil 4.45 Atık yaşlarına göre oluşan HKA kümeleri: (a) sadece BMP ve nem içeriği (b) LA değişkenleri, BMP ve nem içeriği verileriyle

Şekil 4.45b'de ise BMP ve Mo değişkenleriyle beraber tüm LA değişkenlerinin de dâhil edildiği HKA sonucunda atık yaşlarının birbiriyle etkileşimini gösteren dendrogram görülmektedir. LA değişkenlerine göre de MGA değerlerine göre oluşan 2 temel kümelenme oluştuğu gözlenmiştir. İlk kümede sadece 2 yıllık atıklar bulunurken ikinci kümelenmede diğer bütün atık yaşları yer almaktadır. İkinci kümelenmede tüm LA parametreleri, BMP ve Mo değişkenleri dikkate alınarak yapılan kümelenmede 9 ve 12 yıllık atıklar birbirine yakın özellikler sergilerken bunlara en yakın olan atık yaş grubunun 16 yıllık atıklar olduğu görülmüştür. 18 yıllık atıklar ise ikinci grup içindeki atıklara en uzak benzerliğe sahip görünmektedir. MGA verileriyle yapılan değerlendirmede yıllara bağlı gruplamalar beklenilenden farklı oluşmasına karşılık LA veri setiyle yapılan bu değerlendirmede ise atık yaşı ilişkilerinin atık yaşının artmasına paralel olarak değişim

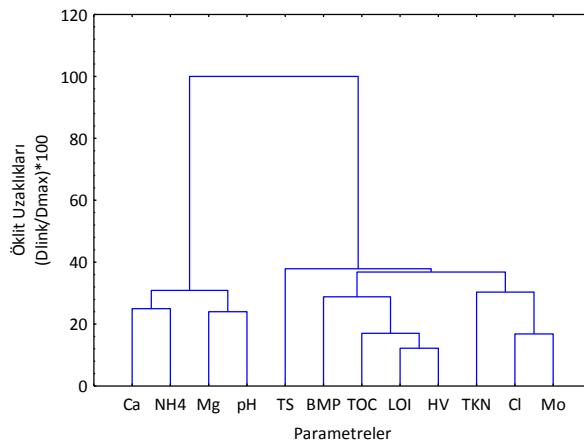
gösterdiği görülmektedir. İkinci grup içerisinde beklenen benzerlik gruplamasında 9 yıllık numuneye en benzer atık grubunun 12 yıllık atıklar ve en az benzerin de 18 yıllık atıklar olması beklenmelidir. BMP ve Mo değişkenleri tek başına kullanıldıklarında grupların kabaca ayrılmasına ve belirlenmesine katkıda bulunurken özellikle LA değişkenlerinin değerlendirmeye dâhil edilmesiyle belirgin bir farklılaşma gözlenmiştir. Bu sonuçlara bakarak LA verileriyle yapılan HKA çalışmasının daha rasyonel sonuçlar verdiği söylenebilir.

Şekil 4.46'ta ADA ve EDA bölgelerine ait numune veri sonuçlarına göre LA değişkenlerinin oluşturdukları kümelenmeler görülmektedir. ADA için elde edilen dendrograma göre 2 temel kümelenme oluşmaktadır. İlk kümelemede Ca, NH₄, Mg ve pH değişkenleri bulunmaktadır. Bu küme içinde bulunan değişkenlerin BMP ile daha çok negatif bir ilişki içinde olan değişkenler oldukları gözükmemektedir (Çizelge 4.8). Bunlar içinden özellikle NH₄ değişkeninin metan potansiyeli üzerindeki olumsuz etkisi bilinmektedir. İkinci kümelenmede ise HV, TOC, TKN ve LOI parametrelerinin küme merkezini oluşturdukları görülmektedir. Bu değişkenler özellikle enerji ve karbon içeriği ile ilgili bir parametre grubunu temsil etmektedir. BMP değişkeni bu gruba uzaktan benzerlik göstermekte ve aynı kümeleme içinde bulunmaktadır. EDA numuneleri için yapılan HKA analizine göre ise oluşan yine 2 grup gözlenmiştir. İlk grup ADA için oluşan gruptaki değişkenlerle aynıdır. Sadece benzerlikler biraz daha azalmıştır. İkinci grupta ise merkez küme grubunu oluşturan HV, TOC, ve LOI değişkenlerine daha önce uzakta kalan BMP eklenmiş ve TKN değişkeni de uzaklaşmıştır. Genel olarak bakıldığında ADA için benzerliklerin daha fazla olduğu EDA verilerine göre benzer sonuçlar elde edilse bile öklit mesafelerinin artması sebebiyle benzerliklerin azaldığı görülmektedir.



Şekil 4.46 Parametrelerin değerleri ve bölgelere göre HKA kümelenmesi (a) ADA (b) EDA

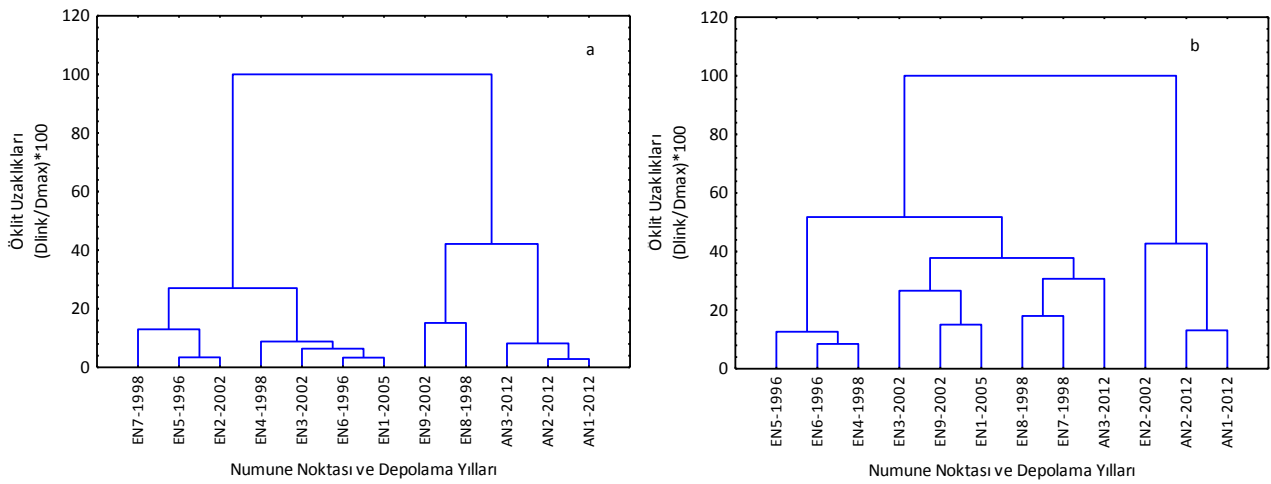
Şekil 4.47’de EDA ve ADA numunelerinin birlikte değerlendirilmesi durumunda tüm depolama alanını temsil eden dendrogram elde edilmektedir. Görüldüğü üzere burada elde edilen kümelenmeler EDA kümelenmeleriyle oldukça benzer görünüme sahiptir. Önemli bir farklılık gruplar arasındaki öklit uzaklıklarının azalmış olması yani benzerliklerin biraz daha artmış olmasıdır. Bunun nedeninin daha fazla numunenin değerlendirmeye ilave edilmesi olduğu düşünülmektedir. Böylece parametrelerin kümelenme üzerindeki etkilerinin daha net bir şekilde ortaya çıktığı düşünülmektedir. Bunun dışında ilk kümelenme daha çok ADA ikinci kümelenmenin ise daha çok EDA dendrogramından etkilendiği görülmektedir.



Şekil 4.47 Parametrelerin değerleri ve bölgelere göre HKA kümelenmesi: Tüm alan

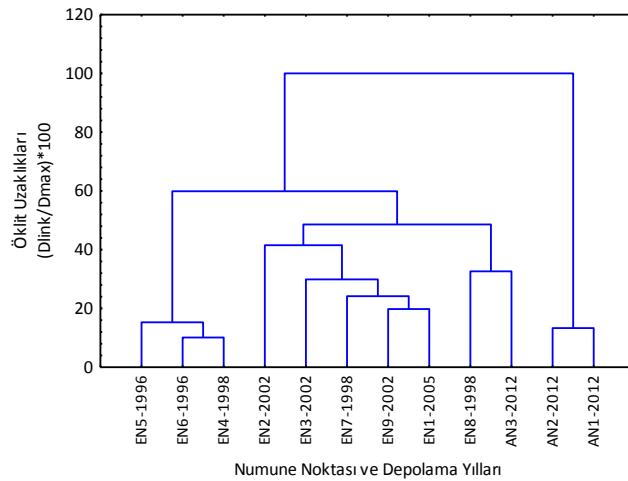
Şekil 4.48a’da HKA için LA verilerine göre atık yaşı ve numune noktası dikkate alınarak sadece BMP-Mo parametre ikilisi kullanılarak elde edilen dendrogram verilmiştir. Burada elde edilen HKA dendrogramına göre 2 temel kümelenmenin olduğu görülmektedir. İlk kümede sadece EDA grubu numuneleri yer alırken ikinci kümelemede ADA ile birlikte bazı EDA numunelerinin de dâhil olmaktadır. Oluşan bu ikinci grup içerisinde de yine EDA’ya ait 1998 ve 2012 yıllarına ait numuneler birbirlerine daha yakın bir ilişki oluştururken ADA numuneleri de kendi aralarında bir grup oluşturmuşlardır. Birbirine en çok benzeyen numune grupları AN1 ve AN2’dir. EDA’dan ikinci kümeye katılan EN8 ve EN9 numunelerinin bu gruba katılmasının nedeninin bu iki EDA numunesi için tespit edilen oldukça yüksek BMP içerikleri (sırasıyla 573 ml ve 412 ml) olduğu açıktır. Şekil 4.48b’de ise HKA için atık yaşı ve numune noktası dikkate alınarak ve sadece LA değişkenleri kullanılarak elde edilen dendrogram verilmiştir. LA değişkenlerine göre yapılan gruptamada da 2 temel küme oluşmuştur. İlk kümenin tüm verileri AN3 dışında

EDA verilerinden oluşmuştur. Buna göre özellikle 1996-1998 yılı numunelerinin yanısıra 2002-2005 numunelerinin de kendi aralarındaki benzerliğin yüksek olduğu görülmüştür. AN3 numuneleri 1998 yılına ait EN7 ve EN8 numunelerine uzak bir mesafeden benzeştiği görülmektedir. Bu benzeşmenin özellikle Mo, pH, HV, TKN, TOC ve LOI değişkenlerine ait veri değerlerinden kaynaklandığı düşünülmektedir. İkinci kümelende ise AN1 ve AN2 çok yakın benzerlik sergilerken 2002 yılı numunesi olan EN2’de bu gruba uzaktan katılmıştır. Benzerliklerin daha çok HV, TOC ve LOI değişkenleri için olduğu görülmüştür.



Şekil 4.48 LA verilerine göre atık yaşı ve numune noktaları için HKA kümelmesi: (a) sadece BMP ve Mo (b) sadece LA değişkenleri

Şekil 4.49’te hem BMP-Mo değişkeni hem de tüm LA değişkenlerinin birlikte kullanılmasıyla yapılan HKA sonucunda elde edilen dendrogram verilmiştir. Burada da yine 2 temel küme oluşmuştur. İlk kümelende içindeki dağılım sadece LA değişkenleri için elde edilen sonuca benzer bir gruplama oluşmuştur.



Şekil 4.49 LA veri seti atık yaşı ve numune noktaları için HKA kümelmesi: Tüm değişkenler

İlk kümelenme içerisinde 1996-1998 numuneleri bir grubu oluştururken daha önce AN3'e yakın görünen EN7 numuneleri 2002-2005 grubu numunelerine daha benzer hale gelmiştir. İkinci temel kümelenme içerisinde sadece ADA numunelerinden AN1 ve AN2 kalmıştır. Bu durum yine farklı kategorilerde çok sayıda değişkenin analizlere dâhil edilmesi sonucunda daha tanımlayıcı kümelenmelerin yapılabileceğini göstermektedir.

4.5.2 LA Verilerinin Temel Bileşen Analizi

Daha önce de belirtildiği üzere LA parametrelerinin incelenmesi sonucunda parametreler Kolmogorov-Smirnov testine göre normal dağılıma sahip olduğu tespit edildiğinden Box-Cox gibi herhangi bir normalizasyon işlemi uygulanmadan sadece birimlerim uyumlu hale getirilmesi için z-skorlarıyla standardizasyon yapılmasından sonra kullanılmıştır. LA veri setinin standardizasyon sonrasındaki değerleri EK-D'de gösterilmiştir. Elimizdeki veri seti için anlamlı bir TBA yapılabilmesi için veri setinin ortalama KMO değerinin $>0,7$ olması gereklidir [255]. Ayrıca veri seti içindeki her bir değişkenin KMO değerinin de bu sınırın üzerinde olması tercih edilmelidir. Yapılan ilk analize göre veri seti KMO değerinin $0,734$ olduğu tespit edildiğinden bu veri seti üzerinde TBA kullanılarak değişkenlerin önemli ölçüde azaltılabileceği görülmektedir. KMO analizi içerisindeki her bir değişkenin değerine bakıldığında TS'ye ait değer $0,3846 < 0,7$ olduğu görülmektedir. Bu sebeple daha uygun bir değerlendirme sağlamak amacıyla TBA için TS değişkeni de değerlendirme dışı bırakılmıştır. Bu durumda elde edilen KMO değeri $0,7458$ olmuştur. Ayrıca, kısmî korelasyon ve değişkenlerin potansiyel bağımlılıklarını denetleyen Bartlett Küresellik testi sonucunda $p < 0,05$ için istatistiksel önemlilik elde edildiğinden toplam 11 adet değişken içeren (BMP, Mo, pH, Cl, HV, TKN, NH₄, TOC, LOI, Ca ve Mg) düzeltilmiş veri setiyle TBA yapılmasına karar verilmiştir [254]. Bu veri setiyle yapılan ilk TBA'ya göre Çizelge 4.8'da gösterilen değerler elde edilmiştir. Kaiser kriterine göre (özdeğer >1) toplam %72,34 varyansı açıklayabilen 3 adet TB elde edilmiştir [185], [256]. Çizelge 4.8'da görülen kalın fontlu değerler yüklemelerin $>0,5$ olduğu istatistik açıdan anlamlı değerleri göstermektedir [224]. TB1 bileşeni (BMP, Mo, pH, Cl, HV, NH₄, TOC, LOI, Ca ve Mg) toplam veri setinin %49,65'lik kısmını açıklayabilmektedir. pH, NH₄, Ca ve Mg parametreleri TB1 üzerinde negatif yüklemelere sahipken diğer bileşenler pozitif etkilidir. TB1 üzerinde en büyük yüklemeyi oluşturan parametre LOI (0,9648) olup diğer etkili parametreler TOC (0,7690) ve HV (0,8365)

parametreleridir. Bu parametrelerin en etkili yüklemelere sahip olmaları açısından TB1 “karbon içeren bileşen” olarak isimlendirilebilir. Açıklayabildiği varyans %12,92 olan TB2’nin en etkili parametreleri TKN (0,7308) ve NH4’tür (0,6413). Her iki parametrenin de etki değerinin orta üzerinde olduğu görülmektedir. Diğer parametrelerin etkileri genelde <0,4’tür. Azotlu parametrelerin bu bileşene hâkim olmaları sebebiyle bu bileşene “azot bileşeni” denilmesi uygundur. Son ve en az varyansı açıklayabilen TB3 bileşeninin değeri %9,76’dır. Kuvvetli sayılabilecek yüklemeler olmayan bu bileşenin en etkili parametreleri Mo ve Cl’dir. Bu parametrelerin yüklemeleri sırasıyla 0,5511 ve 0,5584 olarak belirlenmiştir. Bu bileşenin daha çok klorlu bileşikleri temsil ettiğini söylemek mümkündür.

Çizelge 4.8 Veri seti için elde edilen TB (faktör) yükleri ve özdeğerleri

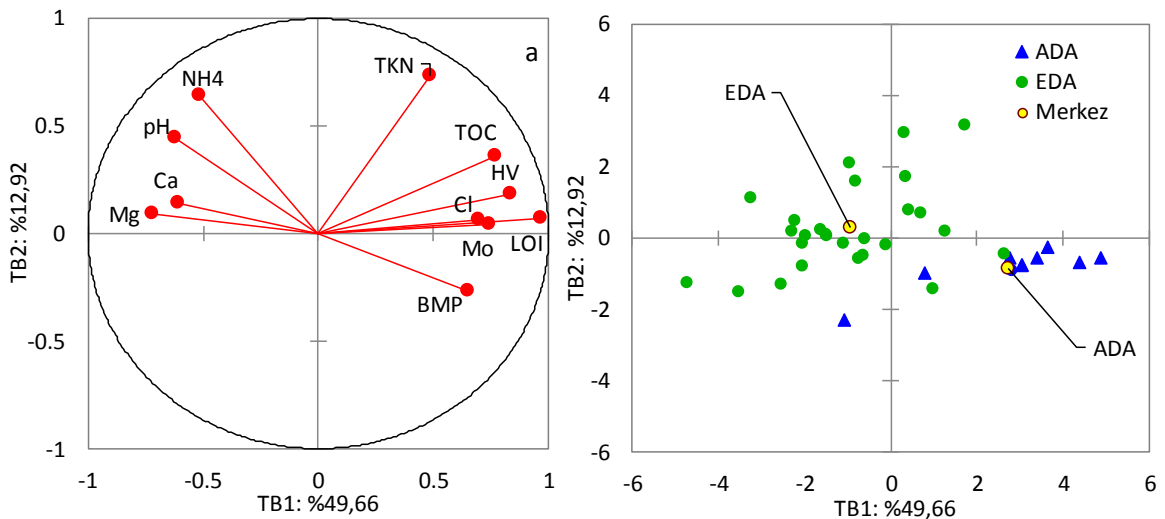
Değişkenler	Tüm alanlar birlikte		
	TB1	TB2	TB3
Mo	0,7429	0,0413	0,5511
pH	-0,6197	0,4475	-0,2698
Cl	0,6971	0,0661	0,5584
HV	0,8365	0,1859	-0,3030
TKN	0,4833	0,7308	0,0687
NH4	-0,5159	0,6413	0,1394
TOC	0,7690	0,3616	-0,2712
LOI	0,9648	0,0730	-0,0541
Ca	-0,6103	0,1384	0,3696
Mg	-0,7245	0,0934	0,2368
BMP	0,6493	-0,2674	-0,0243
Özdeğer	5,46	1,42	1,07
Açıkl. Var. %	49,65	12,92	9,76
Küm.Açıkl. Var. %	49,65	62,58	72,34

Kalın fontlu değerler >0,50 olan faktör yüklerini göstermektedir

Şekil 4.50a’da tüm LA değişkenleriyle birlikte BMP-Mo parametrelerinin dâhil olduğu değişkenlerin TB1 ve TB2 yükleme dağılımları görülmektedir. x-ksenini oluşturan TB1 bileşeni Mg, Ca, pH ve NH4 değişkenlerini diğerlerinden ayırmaktadır. Buna benzer gruplaşmalar Şekil 4.47’de görülen HKA dendrogramından da elde edilmiştir. TB1’e göre ayrılan bu değişkenler grubu “atık asidite veya alkalinite değişkenleri” olarak tanımlanabilir. Eksenin diğer kısmında kalan değişkenler daha evvel HKA için de elde

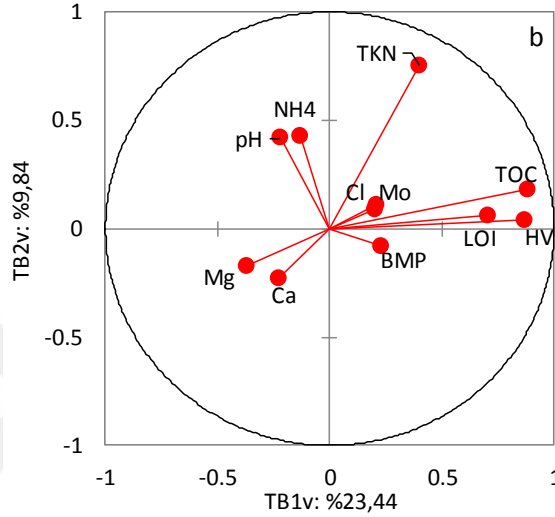
edilen değişkenleri içermekte olup genel olarak "atığın enerji içeriği" ile ilgili bileşeni denilebilir. HKA'daki gruplamalardan en önemli farkı TBA'da TS değişkeninin ihmal edilmiş olmasıdır. TB2 bileşeni y-ekseni olarak düşünöldüğünde BMP değişkeni dışındaki tüm değişkenlerin pozitif değerli yüklemelere sahip oldukları görölmektedir. Dolayısıyla TB2 bileşeni tüm değişkenleri BMP ve diğerleri olmak üzere iki kısma ayırmaktadır. TBA analizlerinde kullanılan bu dairesel grafiklerde aralarındaki vektörel açı yaklaşık 90° olan değişkenlerin birbirinden tamamen bağımsız değişkenler oldukları söylenebilir [257]. Bu durum grafikteki pH-TKN ve BMP-TKN değişken ikilileri için gözlenebilmiştir.

Şekil 4.50b'de tüm LA değişkenleriyle birlikte BMP-Mo parametrelerine ait numune skorlarının Tb1 ve TB2 bileşenlerine göre dağılımı verilmiştir. X-eksenini oluşturan TB1 bileşeninin numune skorlarını yaklaşık olarak iki kısma ayırdığını görüyoruz. EDA numunelerinin ağırlık merkezleri TB1'e göre zıt taraflarda kalmıştır. ADA numunelerine ait skorlar eksenin pozitif tarafında kalırken EDA numune skorlarının büyük bir kısmı da negatif tarafta kalmaktadır. Buna benzer bir dağılım daha önce MGA için yapılan TBA ile de elde edilmiştir. TB2 bileşenine göre ise tüm ADA numune skorlarının negatif tarafta kaldığı buna karşılık EDA numune skorlarının büyük çoğunluğunun pozitif tarafta bulunduğu görölmüştür. Bu dağılımlar dikkate alındığında EDA numune skorlarının daha çok Mg, Ca, pH ve NH4 değişkenleriyle tanımlanabildikleri, diğer yandan ADA numune skorlarının ise BMP, LOI ve Mo değişkenleriyle bağlantılı oldukları görölmektedir.



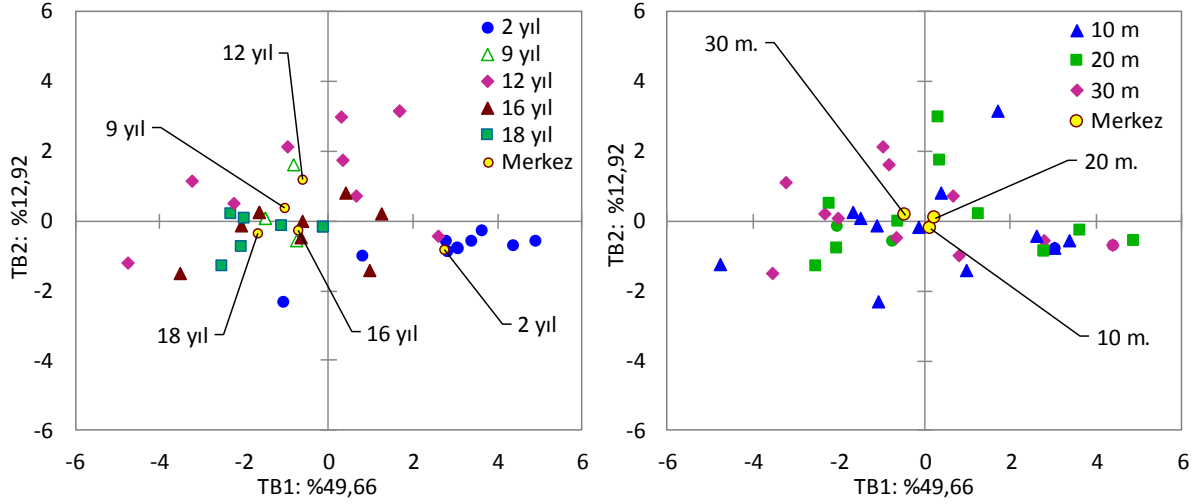
Şekil 4.50 TB1xTB2 için (a) LA değişkenlerinin yüklemeleri (b) numune skorlarının dağılımı

Değişkenlerin TBA bileşenleriyle ve birbiriyle olan etkileşimlerini farklı açılardan görmek üzere varimax yöntemiyle rotasyon işlemi de yapılmıştır. Uygulanan rotasyon işlemiyle elde edilen yük dağılımları Şekil 4.51’te verilmiştir. Rotasyon işlemiyle elde edilen 3 temel bileşenin açıklayabildiği varyans %52,65’e düştüğünden bu işlemin yorumlamaya yardımcı olmayacağı düşünülmektedir. TB1v için en önemli değişkenlerin HV, TOC ve LOI olurken TB2v için sadece TKN değişkeninin >0,7 değerini sağladığı görülmektedir.



Şekil 4.51 Varimax dönüşümünden sonra TB1v x TB2v için LA değişkenlerinin yüklemeleri

Şekil 4.52a’da LA değişkenleriyle birlikte BMP-Mo değişken değerlerinin de kullanıldığı skor dağılımlarına göre oluşan atık yaşlarının dağılımı verilmiştir. Buna göre TB1 bileşeni 2 yıllık numune skorlarıyla pozitif etkileşimlidir. 12 ve 16 yıllık numune skorlarından sadece birkaçı TB1 ile pozitif etkileşimdeyken diğer tüm atık yıllarının numune skorları negatif etkileşimli oluşmuştur. Zaten, 2 yıllık atık yaş grubu dışındaki tüm atık yaş grubu ağırlık merkezlerinin de negatif tarafta toplandığı görülmektedir. Şekil 4.52b’de verilerin numune skorları esas alınarak numune derinliklerine göre oluşan dağılımlar verilmiştir. Derinliklere göre numune skorlarının TB1 ve TB2 bileşenlerine bağlı olarak çok karmaşık bir dağılım sergiledikleri görülmektedir. Özellikle 10 m ve 20 m skorları TB1’in negatif ve pozitif kısımlarına neredeyse eşit şekilde dağılmış durumdadırlar. Buna karşılık 30 m numune skorları TB1 için daha çok negatif etkili görünmektedir. Her bir derinliğin numune skorlarına ait ağırlık merkezleri eksenlerin kesişim noktasına çok yakın olduğundan bunların yorumlanmasını da güçleştirmektedir.



Şekil 4.52 LA için TB1xTB2'ye göre numune skor dağılımı (a) atık yaşları (b) numune derinliği

4.6 Depo Alanlarındaki Metan Gazı Miktarlarının Karşılaştırılması

Sahada sürekli yapılan ölçümlerde her bir kuyunun vakum ayarlamasında bazı kuyuların pozitif basınca geçtiği ve bu kuyuların verdiği gazın metan içeriğinin %60'a kadar çıkabildiği görülmektedir. Bunun dışında, sahanın her tarafı kil malzemeye kaplı olsa da yağmur ve özellikle kar yağışının olduğu kış aylarında muhtemelen geçirimsizliğin daha da artması sebebiyle metan konsantrasyonunda çok büyük olumlu değişimlerin yaşandığı görülmektedir. Ayrıca, depo gazı içinde tespit edilebilen uçucu organik bileşiklerin (UOB) yaz aylarında kış aylarına göre yaklaşık 2 kat artış gösterdiği, bu durumun yüksek sıcaklık ve hava nemine bağlı olarak atıktaki organik maddelerin çok hızlı ayrışmasıyla oluştuğu düşünülmektedir [258].

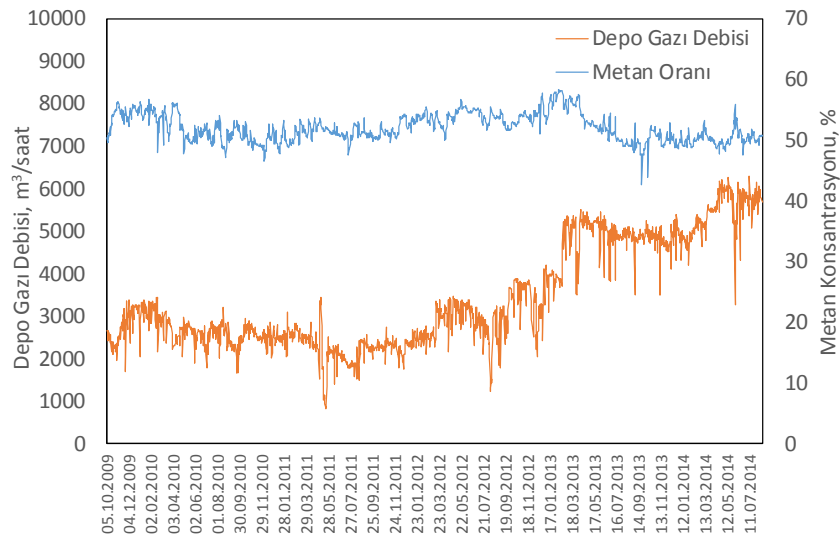
Depolama sahasının genel değerlendirmesinin yapılmasında kullanılan LandGEM modeli için kabul edilen varsayılan değerler ve BMP deneysel çalışmaları sonucunda elde edilen k ve L_0 parametrelerine ait değerler Çizelge 4.9'da verilmiştir. Depolama alanının bulunduğu bölgenin yıllık yağış yüksekliği 700 mm dolaylarındadır (Çizelge 3.2). LandGEM modelinde yağış yüksekliği >635 mm olan konvansiyonel depolama alanları için uygulanan değerler kullanılmıştır. Buna göre EDA, ADA ve tüm saha için uygulanacak LandGEM modelinin varsayılan k ve L_0 değerleri sırasıyla $0,040 \text{ yıl}^{-1}$ ve $100 \text{ m}^3/\text{ton}$ atık olarak kabul edilecektir. Depolama alanının birçok farklı noktasından alınan numunelerle yapılan BMP analizleri sonucunda her depolama alanı kısmı için tespit edilen k ve L_0 değerleri LandGEM modelindeki varsayılan k ve L_0 değerlerinin yerine kullanılarak depo gazı tahminleri güncellenecektir. Bu amaçla kullanılacak değerler Çizelge 4.9'da verilmiştir.

Çizelge 4.9 Modelleme çalışmasında kullanılacak k ve L₀ değerleri

Depolama Alanı	LandGEM Varsayılan		Deneysel Değerler	
	L ₀	k	L ₀	k
EDA			30,38	0,0269
ADA	100	0,040	102,1	0,0125
Tüm alanlar birlikte			66,24	0,0233

Buna göre EDA ve ADA bölgeleri için yapılacak modelleme çalışmasındaki k ve L₀ değerleri sırasıyla 0,0269 yıl⁻¹ ve 30,38 m³/ton atık; 0,0125 yıl⁻¹ ve 102,1 m³/ton atık olarak kabul edilecektir. Ayrıca, bütün sahaların toplam potansiyelini görmek amacıyla yapılacak modelleme çalışması için k ve L₀ değerleri de sırasıyla 0,0233 yıl⁻¹ ve 66,24 m³/ton atık olarak kabul edilecektir.

Enerji üretim tesisinin faaliyete geçtiği 2009 yılından 2014 yılının ikinci yarısına kadar olan işletme dönemi içerisinde depo gazının debisi ve içeriğindeki metan bileşeninin değişimi Şekil 4.53'te verilmiştir. Görüldüğü üzere işletmenin başlangıcında hızlı bir artışla 3000 m³/saat değerinin üzerine çıkan depo gazı debisi yaklaşık 7-8 aylık işletme sürecinden sonra azalma eğilimine girmiştir. Azalma eğiliminin sebepleri arasında işletmede yapılan hatalar ve kış dönemlerinin olumsuz dış etkileri sayılabilir. Ancak, genel olarak bu tür azalmalar birçok enerji projesinde doğal olarak yaşanan durumlardandır.



Şekil 4.53 Depolama alanından çekilen depo gazı miktarı ve metan oranı değişimi (2009-2014 yılları)

İlk işletme döneminde sadece EDA kısmındaki atıklardan depo gazı çekilmiş olup bu alandaki atıkların da en az 10 yıllık atıklar olduğu düşünülmelidir. YDA kısmındaki katı atık depolama işlemlerinin tamamlanmasından sonra sahaya inşa edilen toplama sistemiyle gaz çekimine başlanmasıyla birlikte 2012 yılının başından itibaren bir artış yakalanarak 2013 yılının başında 5000 m³/saat değeri aşılmıştır. Daha sonra ADA kısmının da devreye alınmasıyla birlikte depo gazı debisi 6000 m³/saat değerine doğru tırmanmaya devam etmiştir. Bu süreç içerisinde oluşan metan gazı oranlarının değişimine bakıldığında oldukça istikrarlı bir durum olduğu gözlenmektedir. Neredeyse bütün işletme süresince metan gazı oranlarının %50'nin üzerinde kaydedildiği görülmektedir. Bu sebeple modelleme çalışmalarında da metan konsantrasyonu %50 olarak alınacaktır.

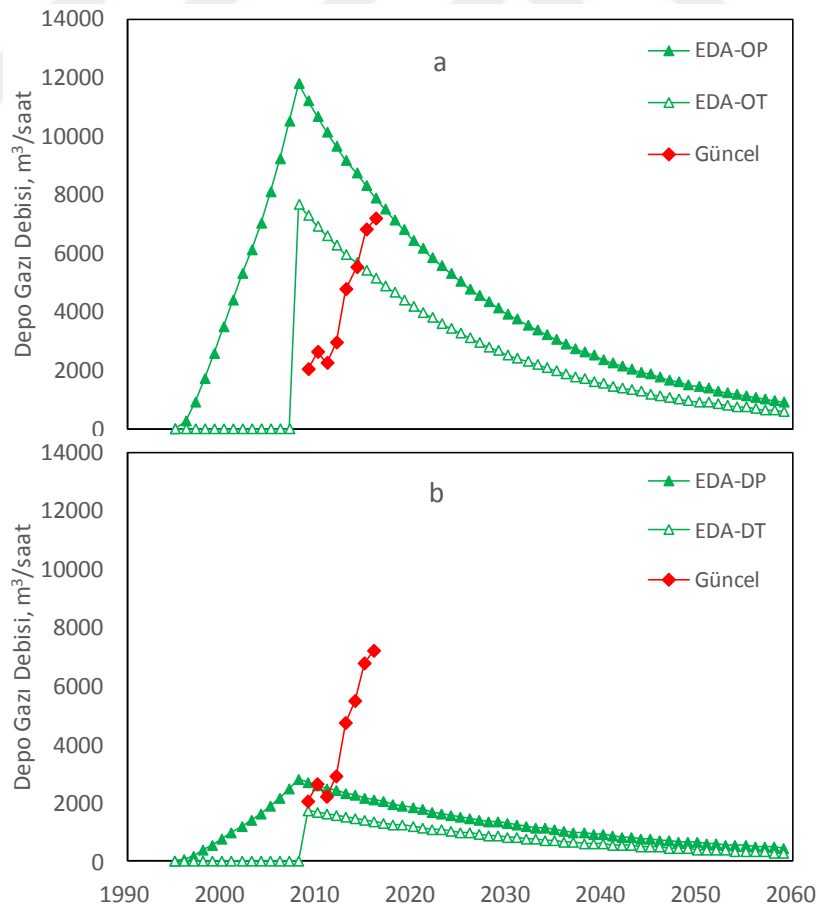
EDA depolama alanındaki atıkların 1995-2007 yılları arasında depolandığı kabul edilmiştir. YDA kısmındaki atıklar ise EDA dolduktan sonra yaklaşık 4 yıl boyunca 2008-2011 arasında depolanmış olan atıklardır. ADA kısmındaki atıklar ilk olarak 2012 yılında depolanmaya başlamış olup halen devam etmektedir. Yapılacak değerlendirmelerde bir boşluk oluşmaması için YDA ve ADA kısmındaki atık miktarları birleştirilerek ADA için yapılacak tahmin çalışmalarında kullanılmıştır. YDA kısmının atık kompozisyonu ve yaşı ADA ile çok benzer olduğundan dolayı ADA için 2008-2014 yılları arasındaki katı atık miktarlarının depo gazı tahminlerinde kullanılmasında bir sakınca görülmemiştir. Modellemede kullanılacak atık miktarları daha önce Çizelge 3.1'de gösterilmiştir.

Hazırlanacak depo gazı oluşum ve toplanması grafiklerinde OP, varsayılan parametrelerle elde edilen potansiyel değerleri gösterirken OT ise aynı parametrelerle %65 verimle toplanabilen değerleri göstermektedir. DP, deneysel çalışmalarla elde edilen parametrelerle hesaplanan potansiyel değerleri, DT ise aynı parametrelerle %65 toplama verimliliği kullanılarak toplanabilen depo gazı miktarını göstermektedir.

4.6.1 Eski Depolama Alanındaki Gaz Potansiyeli

Sadece EDA alanındaki katı atıkların modellemeye dâhil edilerek Çizelge 4.9'da verilen modeldeki varsayılan parametre değerlerinin kullanılmasıyla elde edilen depo gazı değişimi sonuçları Şekil 4.54a'da verilmiştir. Buna göre tesisin işletmeye alındığı 2008 yılında sahada oluşan depo gazı potansiyeli yaklaşık 11780 m³/saat ve %65 toplama verimiyle toplanabilen gaz miktarının da yaklaşık 7600 m³/saat olabileceği tahmin

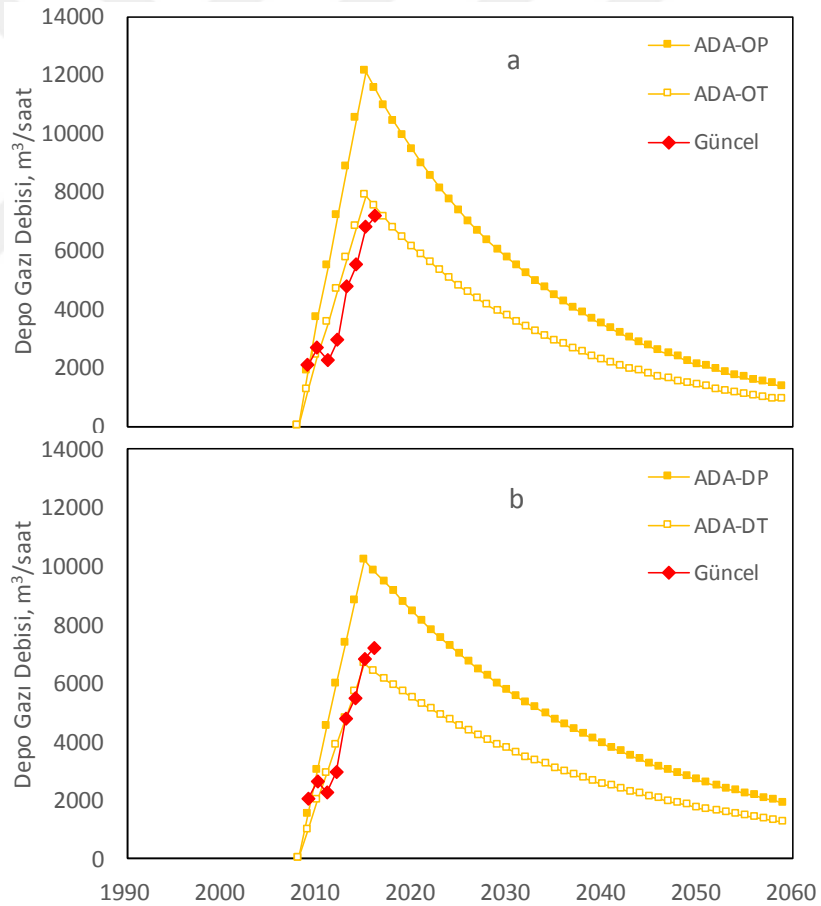
edilmiştir. BMP çalışmalarıyla elde edilen değerlerle aynı modelin çalıştırılmasıyla elde edilen sonuçlar Şekil 4.54b'de verilmiştir. Pik gaz oluşum değerine depo sahası kapandıktan yaklaşık 1 yıl içinde ulaşan modelin bu andaki potansiyel depo gazı debisi 2700 m³/saat ve toplanabilen kısmı da 1756 m³/saat olarak tespit edilmiştir. Bu durumda yaklaşık model/deneysel değerler arasındaki oran yaklaşık 4,44 olmaktadır. Bu değer daha önce literatürde hesaplanmış olan birçok değerden daha büyüktür (Çizelge 2.10). Model değerleriyle elde edilen sonuçlarla deneysel verilerle yapılan hesaplar arasında büyük bir fark olduğu görülmektedir. Genel olarak kabul gören araştırma sonuçlarına göre LandGEM modelinin varsayılan parametre değerleriyle yapılan tahminlerin diğer birçok modele göre yüksek değerler verdiği yönündedir [259] [206]. Her iki grafikte kırmızı noktalarla işaretlenen veriler de işletme dönemi içerisinde çekilebilen gerçek depo gazı debisinin değerlerini göstermektedir. Sadece EDA bölgesinden çekim yapıldığı dönemde değerlerin genellikle 2000-2700 m³/saat arasında salındığı daha sonra diğer alanların da sisteme entegre edilmesiyle birlikte toplanabilen depo gazı miktarının hızla arttığı görülmektedir.



Şekil 4.54 EDA için LandGEM modelinin varsayılan ve deneysel değerlerle sonuçları

4.6.2 Aktif Depolama Alanındaki Gaz Potansiyeli

Sadece ADA bölgesindeki atıklar için LandGEM modelinin Çizelge 4.9'daki varsayılan parametre değerleri ve deneysel verilerle düzeltilmiş değerlerle elde edilen sonuçları Şekil 4.55'te verilmiştir. Genel olarak potansiyel değerler arasında çok büyük farklılıkların olmadığı görülmektedir (ADA-OP ve ADA-DP). Model/deneysel değerler arasındaki oranın yaklaşık 1,2 olduğu ve bunun da literatürdeki değerlerin içinde kaldığı görülmektedir [149]. Şekil 4.55a'da sadece ADA atıklarının kullanılması ve LandGEM varsayılan değerlerinin uygulanmasıyla elde edilen depo gazı değerlerinin değişimi verilmiştir. Buna göre 2015 yılında yaklaşık 12000 m³/saat debiye ulaşan depo gazı potansiyeli %65 toplama verimiyle 7866 m³/saat toplanabilen depo gazı miktarı elde edilmiştir. Şekil 4.55b'de ise deneysel çalışmalarla belirlenen parametre değerleriyle modelin çalıştırılması sonucunda elde edilen model sonuçları görülmektedir.



Şekil 4.55 ADA için LandGEM modelinin varsayılan ve deneysel değerlerle sonuçları

Potansiyel depo gazı miktarı yine 2015 yılı için 10210 m³/saat ve toplanabilen kısmı da 6637 m³/saat olarak belirlenmiştir. Bu tür modellerde pik nokta genelde atık depolama

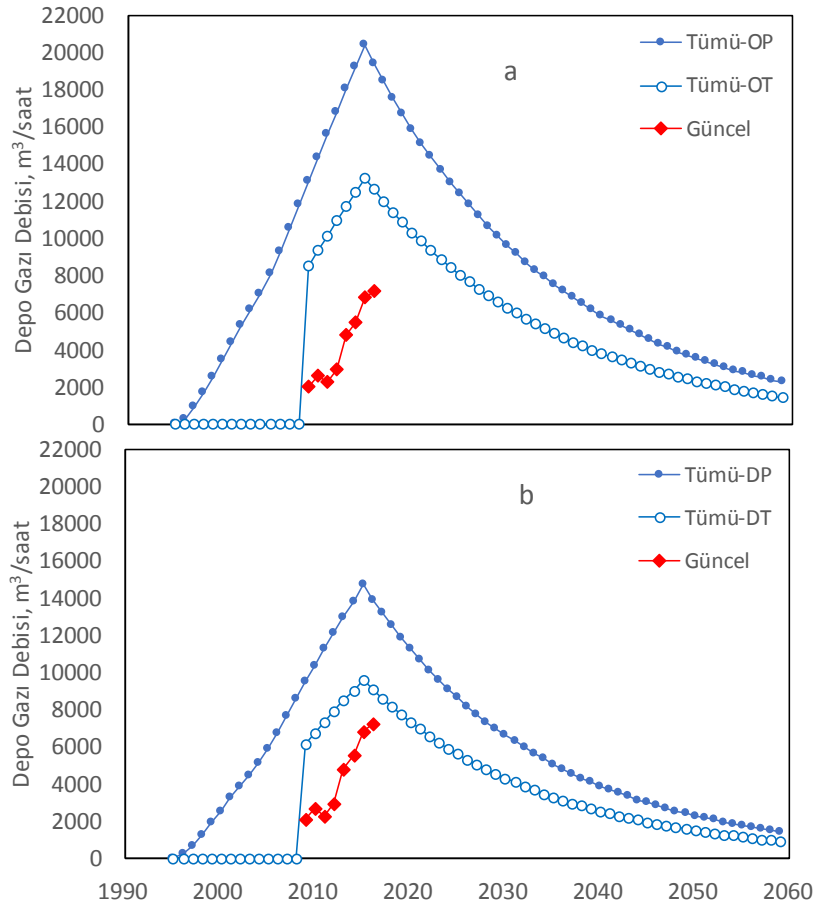
işlemi durdurulduktan 1-2 yıl sonra ortaya çıkmakta ve sonrasında azalma eğilimi başlamaktadır. Kırmızı noktalarla gösterilen toplanabilen güncel depo gazı debilerinin teorik olarak toplanabilecek değerlere oldukça yakın olduğu görülmektedir. Ancak, kırmızı noktalarda görülen değerlerin sadece ADA kısmından değil tüm kısımlardan gelen debi değerleri toplamı olduğu unutulmamalıdır. Gaz toplama sisteminde her bir depolama alanı kısmından toplanabilecek depo gazının miktarını tespit edebilecek bir mekanizma bulunmadığından bu ayırım yapılamamıştır. Fakat ADA kısmındaki toplama sistemi devreye alınmadan evvel sadece EDA'dan çekilen depo gazının 2000-2700 m³/saat arasında olduğu düşünülürse bu kısımdan gelen depo gazı miktarının da yaklaşık 4500-5000 m³/saat arasında olduğu görülmektedir.

4.6.3 Tüm Depolama Alanlarındaki Gaz Potansiyeli

Depolama alanının tamamında bulunan katı atıkların modellemeye dâhil edilmesi ve varsayılan model parametre değerlerinin kullanılmasıyla elde edilen depo gazı debisi değişimleri Şekil 4.56a'da verilmiştir. Buna göre toplam katı atık miktarı yaklaşık 30 milyon ton olan depolama alanından 2015 yılı için yaklaşık 20400 m³/saat depo gazının potansiyel olarak oluşması öngörülmektedir.

Kabul edilebilir toplama verimi olan %65 değeri kullanıldığında bu sahadan çekilmesi gereken depo gazı debisinin de yaklaşık 13200 m³/saat olarak modellendiği görülmektedir. Deneysel çalışmalarla elde edilen parametre değerlerinin ve depolama alanındaki tüm atık miktarının kullanılmasıyla elde edilen depo gazı debisi değişimleri de Şekil 4.56b'de verilmiştir. Modele göre yaklaşık 14700 m³/saat depo gazı potansiyeli oluşurken bunun yaklaşık 9600 m³/saat'lik kısmının %65 verimlilikle toplanabileceği öngörülmektedir. Pik değer in oluştuğu 2015 yılı esas alındığında varsayılan parametre değerleri ve deneysel parametrelerle elde edilen potansiyel depo gazı debisi arasındaki oranın 1,4 olduğu görülmektedir.

Hesaplanan potansiyel ile gerçekten toplanabilen depo gazı miktarı arasındaki fark varsayılan parametreler kullanıldığında yaklaşık %49 olarak hesaplanırken deneysel çalışma parametreleriyle elde edilen fark değerinin yaklaşık %29 olduğu hesaplanmıştır. Bu durum Şekil 4.56b'de kırmızı noktalarla temsil edilen toplanabilen güncel depo gazı miktarının modellere göre toplanabilen değerlere yaklaşmış olmasından da anlaşılabilir.

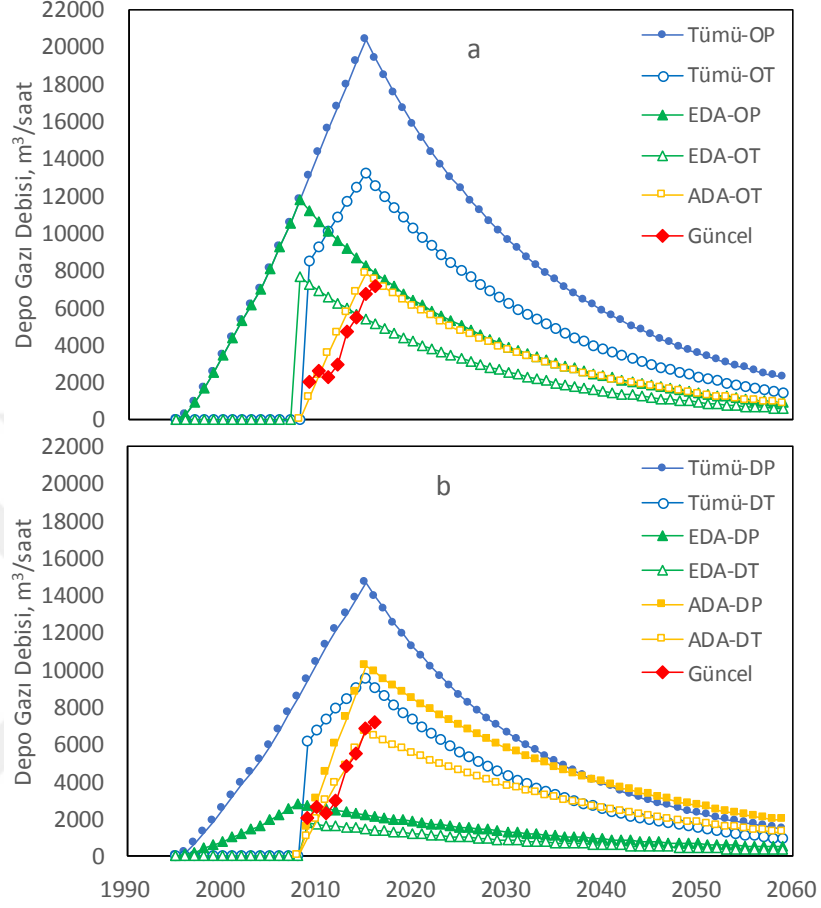


Şekil 4.56 Tüm depolama alanları için LandGEM modelinin varsayılan ve deneysel değerlerle sonuçları

EDA ve ADA için hem varsayılan parametre değerleri hem de deneysel olarak her bir depolama alanı için tespit edilen parametre değerlerinin kullanıldığı depo gazı tahminlerine ait modelleme sonuçları hepsi bir arada olmak üzere Şekil 4.57a ve b’de verilmiştir. Özellikle Şekil 4.57b’de kırmızı noktalarla gösterilen güncel olarak çekilebilen depo gazı değerlerinin model değerlerine ne kadar yaklaşabildiği daha net görülmektedir. Sadece varsayılan değerlerin kullanılması halinde LandGEM modelinin gerçekte olabilecek potansiyelden çok daha büyük değerler verdiği başka araştırmalar tarafından da doğrulanmıştır [206] [235].

Depo gazının ortalama metan içeriğinin %50 olduğu kabul edilmek koşuluyla, varsayılan model parametreleri için yapılan değerlendirme sonucuna göre elde edilen yaklaşık 13200 m³/saat debili depo gazının kullanılmasıyla ortalama 25 MW kurulu güce sahip bir tesisin kurulabilmesi gerekmektedir. Diğer yandan, sahadan alınan numunelere göre tespit edilen parametrelerin kullanıldığı modellemeye göre ise pik noktada yaklaşık 19

MW kapasiteli bir tesisin kurulması mümkün görünmektedir. Şu anda tesisin 14 MW dolaylarında enerji ürettiği düşünülürse sahaya has değerlerle tahmin yapmanın önemi daha iyi anlaşılabilir.



Şekil 4.57 LandGEM modelinin varsayılan ve deneysel değerlerle sonuçları (hepsi bir arada)

4.7 Elektriksel Özdirenç Ölçüm Sonuçları ve Değerlendirmeler

Zemin içindeki özdirenç değerlerinin genel olarak su içeriği, sıcaklık, ortamdaki iyonik türler ve yapıları, partikül boyutları, geçirgenlik, boşluk oranı, basınç ve kil içeriği gibi parametrelere bağlı olduğu bilinmektedir. Bunlar arasında sıcaklık ve nem içeriği dışındaki parametrelerin atık depolama alanındaki etkileri ve davranışları pek bilinmemektedir [260]. Gerek toprak gerekse katı atık gövdesi içindeki nem içeriğinin doğrudan doğruya özdirenç değerlerindeki değişimlerle korelasyon oluşturduğu gösterilmiştir [261]. Özellikle 2 boyutlu EÖG tekniğinde elektriksel akımların tüm atık depo gövdesini kat ederek yapı hakkında bilgi verdikleri açıklanmıştır [262]. Bazı tipik toprak ve su ortamlarına ait özdirenç değerleri Çizelge 4.10'te verilmiştir [263] [264].

Çizelge 4.10 Çeşitli malzeme ve su türlerinin elektriksel özdirenç değerleri

Malzeme Türü	Özdirenç Ohm.m
Depolama alanındaki sızıntı suyu	2,99 ± 0,002
Kum (Sızıntı suyuyla doymuş)	5 ± 0,04
Taze evsel atık (Sızıntı suyuyla doymuş)	3,51 ± 0,6
Toprak (Sızıntı suyuyla doymuş)	3,74 ± 0,25
Yağmursuyu	73,82 ± 0,13
Kum (Yağmur suyuyla doymuş)	15,93 ± 1,57
Taze evsel atık (Yağmur suyuyla doymuş)	20,92 ± 1,43
Toprak (Yağmur suyuyla doymuş)	9,98 ± 0,64
Killi toprak (Sızıntı suyuyla doymuş)	2,33 ± 1,04

Çalışmanın bu kısmının esas hedefi, arazide yapılan elektriksel özdirenç görüntüleme (EÖG) ölçümleri sonucunda elde edilen yatay ve düşey doğrultudaki özdirenç değerleriyle seçilen belirli gaz toplama kuyularından elde edilmiş olan gaz debisi ve metan değerlerini birlikte değerlendirmek suretiyle özdirenç değerlerinin gaz debisi üzerindeki etkilerinin belirlenmesidir. EÖG ölçümlerinin yapılmasında Dipol-Dipol ve Wenner dizilimleri ayrı ayrı uygulanmıştır. Yapılan ilk incelemelerde Dipol-Dipol diziliminin sonuçları daha uygun ve yorumlanabilir değerler verdiği için bu çalışmada sadece Dipol-Dipol dizilimine ait sonuçlara yer verilmiştir. Elektrotlar arasındaki mesafe 6,25 m olarak kullanılmıştır. Ölçüm elektrotlarının çakılması esnasında her bir elektrotun coğrafi konumları koordinat sistemiyle belirlenmiş olduğundan elde edilen EÖG kesit grafiklerindeki zemin yüzeyi düz değil serilme doğrultusundaki zeminin kotuna göre değerler almıştır. Böylece özdirenç yorumlarının daha gerçekçi yapılması sağlanmaktadır. Açıklıkların artmasına bağlı olarak incelenebilen derinliklerde artmaktadır. En geniş açıklıklarda yaklaşık 80 m derinliğe kadar görüntüler elde edilmesine karşılık 100 m'nin altındaki açıklıklarda sağlıklı görüntüler alınamamıştır. Yaklaşık 75 m ölçüm açıklığı bulunan EDA bölgesindeki E9 hattında yapılan ölçümler neticesinde görüntü alınamadığından bu hattaki veriler değerlendirme dışı bırakılmıştır. Literatürdeki birçok EÖG çalışmasında, Dipol-Dipol diziliminin özellikle derinliği fazla olmayan depolama alanlarında (<60 m) daha iyi sonuçlar verdiği görülmektedir [117] [214]. Bu sayede özellikle yüksek değerlerde metan oluşumu sağlayabilen ve kuyu açılacak potansiyel yerlerin daha hassas bir şekilde belirlenmesi sağlanabilecektir.

Ayrıca, EÖG grafiklerine dayanarak depo gövdesi içindeki yapıların (kil, toprak, sızıntı suyu birikimleri vb.) yorumlanması da sağlanabilecektir. Yapılan çalışmada elde edilen ters çözümü yapılmış EÖG sonuçları için RMSE (Hata kareleri toplamı kökü) değerleri %2-10 arasında değişim göstermektedir. RMSE değerinin sıfıra yakın olması temsil kabiliyetini artırdığından bu değerlerin ortamın temsil edilmesi noktasında oldukça iyi değerler olduğu söylenebilir.

4.7.1 Yatay Doğrultudaki Özdirenç Değişimleri – Kat Haritaları

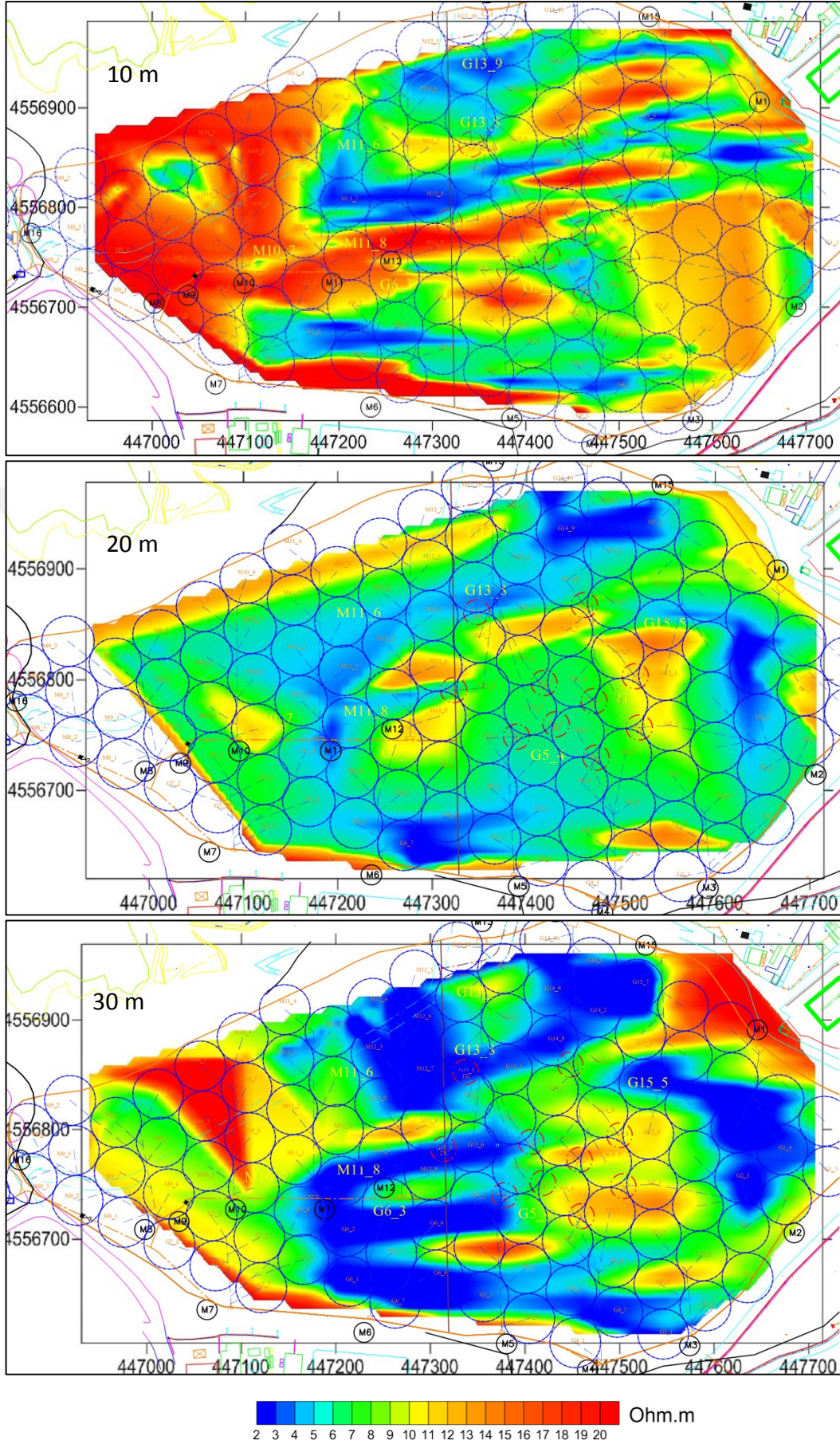
EÖG ölçüleriyle elde edilen düşey özdirenç görünümüleri Voxler yazılımı yardımıyla birleştirilerek her bir atık depolama alanında derinliklere göre oluşan kat haritaları elde edilmiştir. Bu sayede 3 farklı derinlik için modellenen özdirenç dağılımlarını değerlendirmek mümkün olmuştur. Şekil 4.58’de EDA bölgesinde derinliklere bağlı olarak elde edilen EÖG kat haritaları görülmektedir. EDA’nın 10 m’deki haritasına göre özellikle batı kesimlerindeki özdirenç diğer noktalara kıyasla daha yüksek olduğu gözükmektedir. Bu bölgenin zemin stabilitesinin iyi olmaması sebebiyle geçen yıllar içinde zaman zaman kaydığı bilinmektedir. Bu kaymaları önlemek üzere bölgeye ortalama 2-3 m’yi bulan kaliteli kil malzemenin dökülmüş olması özdirenç değerlerinin de yükselmesine neden olduğu düşünülmektedir. Kil tabakasının çok kalın olmasından dolayı bu alana neredeyse hiç yüzeysel yağışın girmediği ifade edilmektedir. Alanın tümünde kenar noktalarda da özdirenç yükseldiği görünüyor. Bu kısımlarda da bariyer oluşturmak amacıyla önemli miktarda kil malzemenin yığıldığı bilinmektedir. Sahanın güneyinden yaklaşık 200 m kuzeye doğru olan orta kısmında özdirenç yüksek görünen uzunca bölge sahanın üst kotlardaki noktalarından biridir. Bu bölgede de çok miktarda kil malzemenin kullanılmış olduğu bilinmektedir. Bu bölgenin kuzey ve güneyinde ise özdirenç <6 Ω m olan bölgeler görünmektedir. Bu bölgeler çevrelerindeki kısımlara nazaran daha düşük kotta olduklarından sızıntı suyunun bu noktalarda birikme eğilimi gösterdiği düşünülebilir. Alanın en doğu kesiminde bulunan ve daha çok turuncu renklerle ifade edilmiş olan kısım oldukça düz bir eğime sahip bir bölgedir. Bu seviyedeki özdirenç dağılımlarına göre alanın özellikle batı kısımları başta olmak üzere tamamının nem açısından sıkıntılı durumda olduğu görülebilir. Ancak, sadece bu seviyedeki değişimlere bakarak bir sonuca ulaşmak mümkün değildir. Bu sebeple diğer derinliklerdeki kat haritalarının da incelenmesi gereklidir.

EDA'nın 20 m'deki özdirenç değışimleri incelendiğinde bu seviyedeki değerlerin 2-12 Ω m arasında değıştiği görölmektedir. En yüksek değerler sahanın üst noktalarında ve sahanın etrafını çevreleyen toprak ve kil malzemededen yapılmış bariyerlerin olduğu kısımlarda görölmektedir. Alanın kuzey ve güney yamaçlarında özdirenci oldukça düşük kısımlar görölmektedir. Bu bölgelerin yamacında sızıntı suyu toplamakta kullanılan ana kolektörlerin bulunması düşük özdirenç değerleriyle sızıntı suyu arasındaki bir ilişkiyi de doğrular niteliktedir.

Sahanın doğu kesiminde bulunan düzlük alanda da yine özdirenci düşük bir bölge bulunmaktadır. Burası depolamanın ilk başladığı en eski atıkların bulunduğu yer olması açısından bakıldığında özdirenci bu kadar düşük bir bölgenin bulunması çok fazla beklenmeyen ve farklı bir açıklamayı gerektiren bir durumdur. Fakat bölgenin depolama geçmişine bakıldığında bu bölgeye geçmiş yıllarda birkaç defa olmak üzere atıksu arıtma çamurlarının depolandığı ve daha sonra bunun üzerine tekrar katı atık alınarak sonunda kil ve toprakla örtüldüğü tespit edilmiştir. Bu şekilde bakıldığında geçen zamana rağmen yüksek organik madde içeriğine sahip ve sızıntı suyunu tutma kapasitesi fazla olan arıtma çamurunun bu düşük özdirenci oluşturabileceği düşünölebilir.

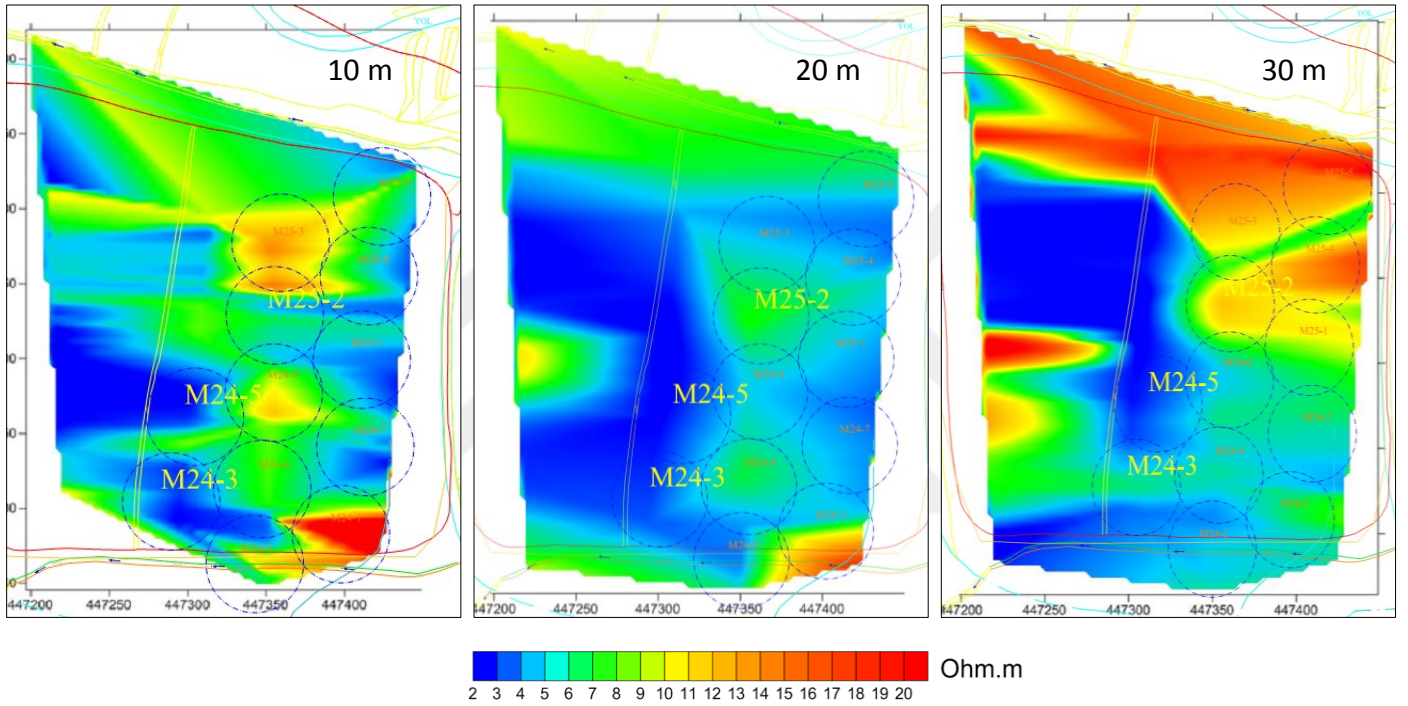
Genel ilke olarak taban geçirimsizliği bulunan düzenli depolama alanlarında derine inildikçe sızıntı suyu miktarının artması beklenir [261]. Bu durum, EDA'nın çalışılan en alt katmanı olan 30 m için elde edilen kat haritasında düşük özdirenç değerlerinin yaygın bir şekilde bulunduğu Şekil 4.58'de de açıkça görölmektedir. Alanın batı kesiminde derinliğe bağlı olarak özdirençte bir artış meydana geldiği görölmektedir. Bu durum, alanın bu kısmındaki derinliğin fazla olmamasıyla açıklanmaktadır. Bu bölgede 30 m'lik derinlik artık çöpün değil zemin tabakasının bulunduğu yerler olduğundan direncin arttığı düşünölmektedir.

Depolama alanının en derin kısmı ortasında bulunan bölgelerdir. Buradaki derinliğin 65-70 m'ye kadar indiği bilinmektedir. Dolayısıyla bu alanda önemli miktarda sızıntı suyu ve nemin bulunması da beklenmektedir. Özellikle kuzey ve güney yamaçlarındaki sızıntı suyu toplanma ana kanallarına doğru özdirenç değerlerinin önemli miktarda azaldığı görölmektedir. Ayrıca alanın doğu kısmında arıtma çamurlarının depolanmış olduğu bölgedeki özdirenç değerleri de yaygın bir şekilde artmış görünmektedir. Bu bölgenin hemen kuzeyinde özdirenç değerinin oldukça yüksek olduğu kesim o bölgenin zemin kısmındaki kil ve geçirimsiz tabakayı temsil etmektedir.



Şekil 4.58 EDA bölgesinde derinliklere göre elde edilen EÖG kat haritaları

Depolamanın halen devam ettiği ADA kısmında yapılan EÖG çalışmaları sonucunda derinliklere bağlı olarak tespit edilen EÖG kat haritaları Şekil 4.59'da gösterilmiştir. Bu kısımda oldukça taze evsel atıklar bulunduğundan nem içeriğinin de çok yüksek ve yaygın olması beklenmektedir. Sahanın genel topoğrafyasına göre en yüksek kesimleri doğuya yakın olan orta kısımlar tarafında en düşük kottaki yerler ise batı kesimindedir. Dolayısıyla sızıntı suyu hareketinin genel olarak doğudan batı yönünde olması beklenmektedir. Sahanın orta kesimindeki özdirenç diğer yerlere göre biraz daha fazla olan bölge ADA'nın en üst kotlarının bulunduğu bölgeyi göstermektedir.

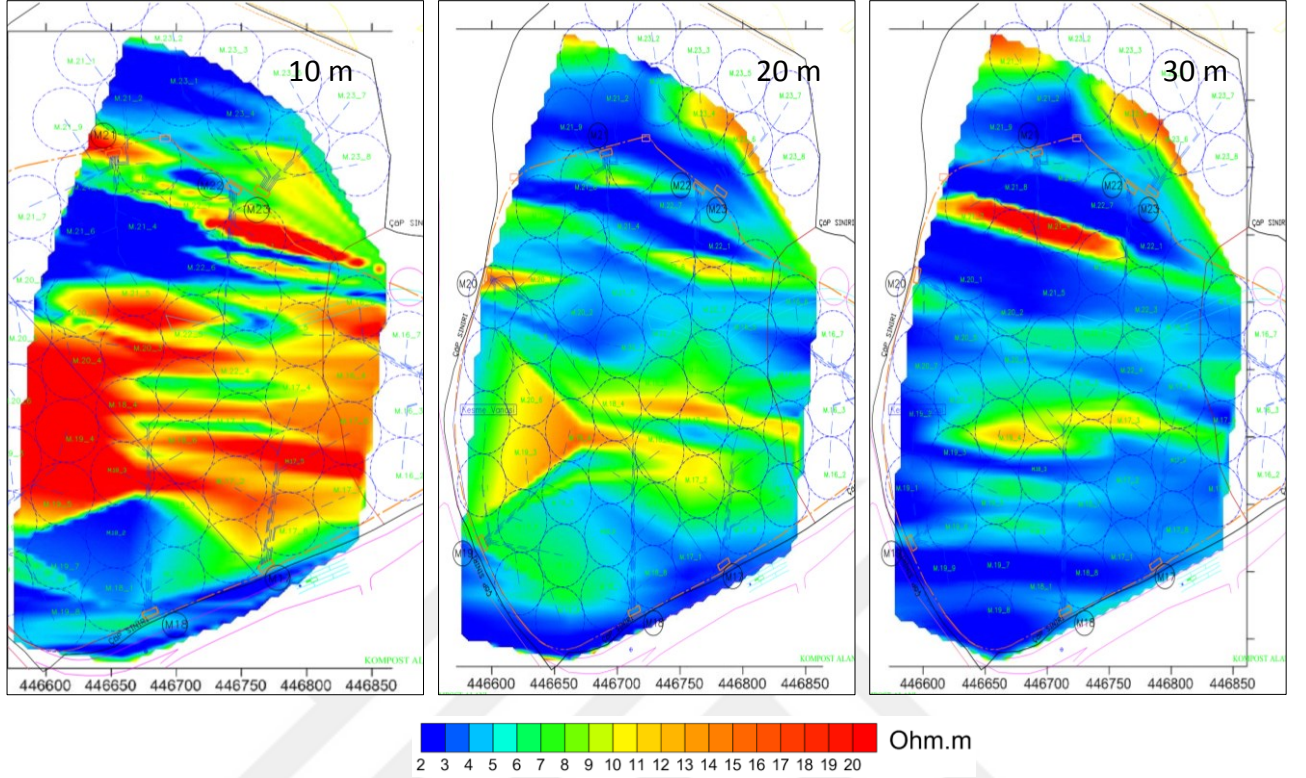


Şekil 4.59 ADA bölgesinde derinliklere göre elde edilen EÖG kat haritaları

Bu bölgenin doğusuna doğru dik bir eğimden aşağı süzülen sızıntı suları bu bölgedeki özdirenç düşürmektedir. Aynı şekilde bu bölgenin batısına doğru bulunan eğimden inen sızıntıları da bu bölgedeki özdirenç değerlerini düşürmektedir. Bu kısımdaki sızıntı suları ana kolektörle toplanarak arıtma tesisine iletilmektedir. Saha işletmecisinden alınan bilgiye göre bu bölgedeki atık yüksekliğinin en fazla 35-40 m olduğu tahmin edilmektedir. Dolayısıyla bu alanda oluşturulan kat haritaları nihai derinlikteki durumu göstermeyecektir. İlk tabaka olan 10 m'deki özdirenç dağılımına göre sahanın güneydoğu kısmında özdirenç yüksek bir kısım bulunmaktadır. Bu kısım EDA kısmına bağlantılı olan ara bölgedir. Şekil 4.58'de 10 m'lik tabaka incelenirse bu kısmın ADA'ya olan bir uzantısı olduğu görülecektir. Bu kısımda önemli miktarda toprak ve kil malzeme

kullanılarak zeminin kaymasının engellenmeye çalışıldığı bilinmektedir. Alanın kuzey kesimindeki bölgede de dik eğimler olmasına rağmen zemin topoğrafyasının kuzeyden güneye eğimli olması sebebiyle bu kısımdaki özdirenç değerleri fazlaca düşmemektedir. İkinci katman olan 20 m'deki özdirenç değerleri beklendiği üzere derinlikle birlikte azalma göstermektedir. Atıkların taze olması sebebiyle ayrışmanın ilk zamanlarda hızlı olması ve aktif depolamanın henüz devam etmesi sebebiyle sahanın üst kısımlarının kapatılmamış olmasından dolayı yüzeysel su girişlerinin de fazlaca olmasıyla özdirenç değerlerini düşürmektedir. Bu seviyedeki özdirenç değerlerinin 2-10 Ω m arasında değişmesine karşılık ağırlığın daha çok 2-6 Ω m değerlerinde olduğu görülmektedir. İncelenen son katman olan 30 m'deki özdirenç değerleri orta kesimlerde yoğunlaşmış durumdadır. Orta kesimlerde 2-6 Ω m arasında değiştiği öngörülen özdirenç değerleri sızıntı suyunun burada yoğunlaştığını da göstermektedir. Kuzey kısmındaki yamaç bölgesindeyse >10 Ω m olan özdirenç değerleri nem içeriğinin azaldığını veya alt katmanlardaki geçirimsiz tabakayı göstermektedir. Alanın bu kesimindeki atık derinliği 30 m'den az olduğundan bu kısmın daha çok zemin yapısını gösterdiği düşünülmektedir. Şekil 4.60'ta YDA bölgesinde farklı atık derinliklerine bağlı olarak elde edilen EÖG kat haritaları gösterilmiştir. Ölçüm çalışmalarının yapıldığı tarihte bu alandaki atık depolama işlemleri durdurulalı yaklaşık 2 yıl olmuş ve alanın üst kısımları tamamen kil ve toprak malzemeye kapatılmış durumdaydı. Kuzey-güney doğrultusunda 4 hat serilerek yapılan ölçümlere göre taze sayılabilecek katı atıkların varlığına rağmen özellikle 10 m'yi temsil eden kat haritasında sahanın orta kesimlerinde özdirencin >15 Ω m olan kısımların oldukça yaygın olduğu görülmektedir. Bu kısımlar aynı zamanda YDA bölgesinin en üst kotlarını oluşturmaktadır. Bu bölgenin kuzeyine ve güneyine bakan yamaçlarda özdirencin azalmış olması bu noktalara bir sızıntı suyu akışının da göstergesi olduğu düşünülmektedir. Alanın 20 m'lik derinliği için elde edilen özdirenç dağılımında ise arazinin sadece en üst kotuna denk gelen kesimde 10-14 Ω m aralığındaki özdirenç değerleri dışında neredeyse tüm alandaki özdirencin <7 Ω m olduğu görülmektedir. Özellikle dik yamaçların kenar çizgilerinde yoğunlaşan düşük özdirençli değerler oldukça fazladır. Buna göre 20 m seviyesindeki atıkların oldukça nemli oldukları ve organik madde içeriği açısından da zengin olabilecekleri düşünülebilir. İnceleme yapılabilen en alt katman olan 30 m'deki kat haritasına göre alanın %90'dan fazlasındaki özdirenç değerlerinin <5 Ω m olduğu

görülmektedir. Sadece alanın kuzey yamacının sonunda özdirenç yüksek olan kil malzemenin bol bulunduğu bir kesim yer almaktadır.



Şekil 4.60 YDA bölgesinde derinliklere göre elde edilen EÖG kat haritaları

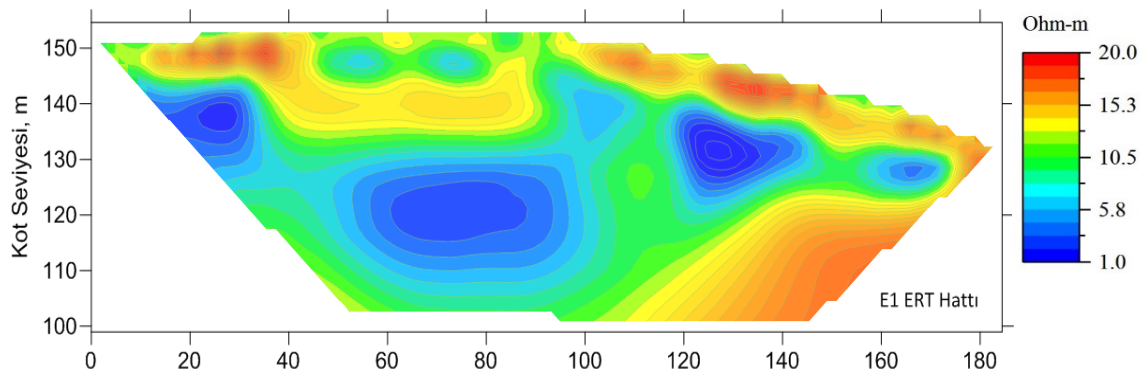
4.7.2 Düşey Doğrultudaki Özdirenç Değişimleri ve Depo Gazı Özellikleri

Depolama alanlarındaki rutin işletme aşamalarında kamyonlarla getirilen atıklar sahaya döküldükten sonra dozerlerle serilmekte ve ardından kompaktörlerle ezilerek sıkıştırılmaktadır. Belirli bir seviyeye kadar atık yığını yükseldikten sonra üzerine günlük örtü dökülerek tekrar sıkıştırılmaktadır. Bu sayede hem depolama hacmi artırılmakta hem de atık içinde sıkışan havanın uzaklaşması sağlanmaktadır.

Bu şekilde üst üste bindirilen atık tabakaları en alttaki eski atık tabakasına uygulanan sıkıştırma kuvvetinin artmasına ve boşluk oranlarının azalmasına neden olmaktadır. Ortamda oksijen bulunmayınca organik maddenin anaerobik koşullarda hızlıca biyogaza dönüşümü gerçekleşebilmektedir. Bu dönüşümlerin, depolama sürecinin ilk yıllarında daha hızlı olması sebebiyle özellikle eski atıkların bulunduğu depo alanı bölgelerinden daha düşük miktarda ve kalitede depo gazının ölçülmesi doğal bir sonuç olmaktadır. Bütün bu sebeplerden bağımsız olarak, nem ve sızıntı suyunu doğrudan doğruya organik madde içeriğiyle ilişkilendirmek zor olsa da genel olarak organik maddenin yoğun olduğu

yerlerde su ve çözülmüş madde miktarının artmasına bağlı olarak özdirenç değerlerinin de düştüğü bilinmektedir. Bunun tersi olarak, Çizelge 4.10'da gösterildiği üzere daha fazla inorganik maddenin bulunduğu veya iyonik içeriği olmayan suyun bulunduğu yerlerde özdirenç değerlerinin yüksek olduğu bilinmektedir.

Depolama sahasının her bir bölümündeki EÖG hatları güneyden kuzeye doğru serilmiştir. Bunun tek istisnası EDA kısmındaki E11 hattıdır. Arazideki koşullar gereği bu hat yaklaşık olarak doğu-batı yönünde serilerek ölçümler gerçekleştirilmiştir. Her bir alanda yapılan EÖG çalışmalarına ait sonuç grafikleri EK-G'de verilmiştir. Çalışmanın bu kısmında her bir EÖG hattının özellikleri detaylı bir şekilde verilmeyecektir. Burada sadece seçilen birkaç EÖG hattı üzerindeki kuyuların performanslarıyla özdirenç değerleri arasındaki ilişkiler incelenecektir. EKTE görülen EÖG grafiklerinden bir örnek olarak Şekil 4.61'de EDA'daki ilk hat olan E1 hattına ait EÖG görülmektedir. Sahanın en batı noktasında konumlanmış olan E1 hattı depolama alanının sınırdadır. Görüldüğü üzere ilk 10 m'lik seviyede öncelikle nemli bir alan yer alırken hat ilerledikçe özdirenci yüksek yaklaşık 30 m'lik bir bölge görülmektedir. Daha sonra tekrar özdirenci düşük olan yaklaşık 60 m'lik bir bölge yer almaktadır. Daha sonra oldukça fazla kil ve taş malzemeye kapatıldığı bilinen yaklaşık 100 m'lik bir bölge yer almaktadır. Bu bölgede zeminin üst kısımları kil malzemeye kapatıldığından koyu renkli olarak görülmektedir. 50-100 m arasındaki hat boyunca ve yaklaşık 30-50 m derinlikte oldukça düşük özdirenç değerlerine sahip bir bölge bulunmaktadır. Bu bölgenin nem içeriği yüksek maddeler barındırdığı veya bir sızıntı suyu merceği olduğu düşünülebilir.



Şekil 4.61 EDA-E1 EÖG hattı boyunca düşey özdirenç değişimi grafiği

EÖG ölçümleri yapılan hatlar üzerinde detaylı olarak incelemek üzere seçilen bazı gaz toplama kuyularına ait depo gazı debisi ve metan oranı ölçüm sonuçları Çizelge 4.11'de

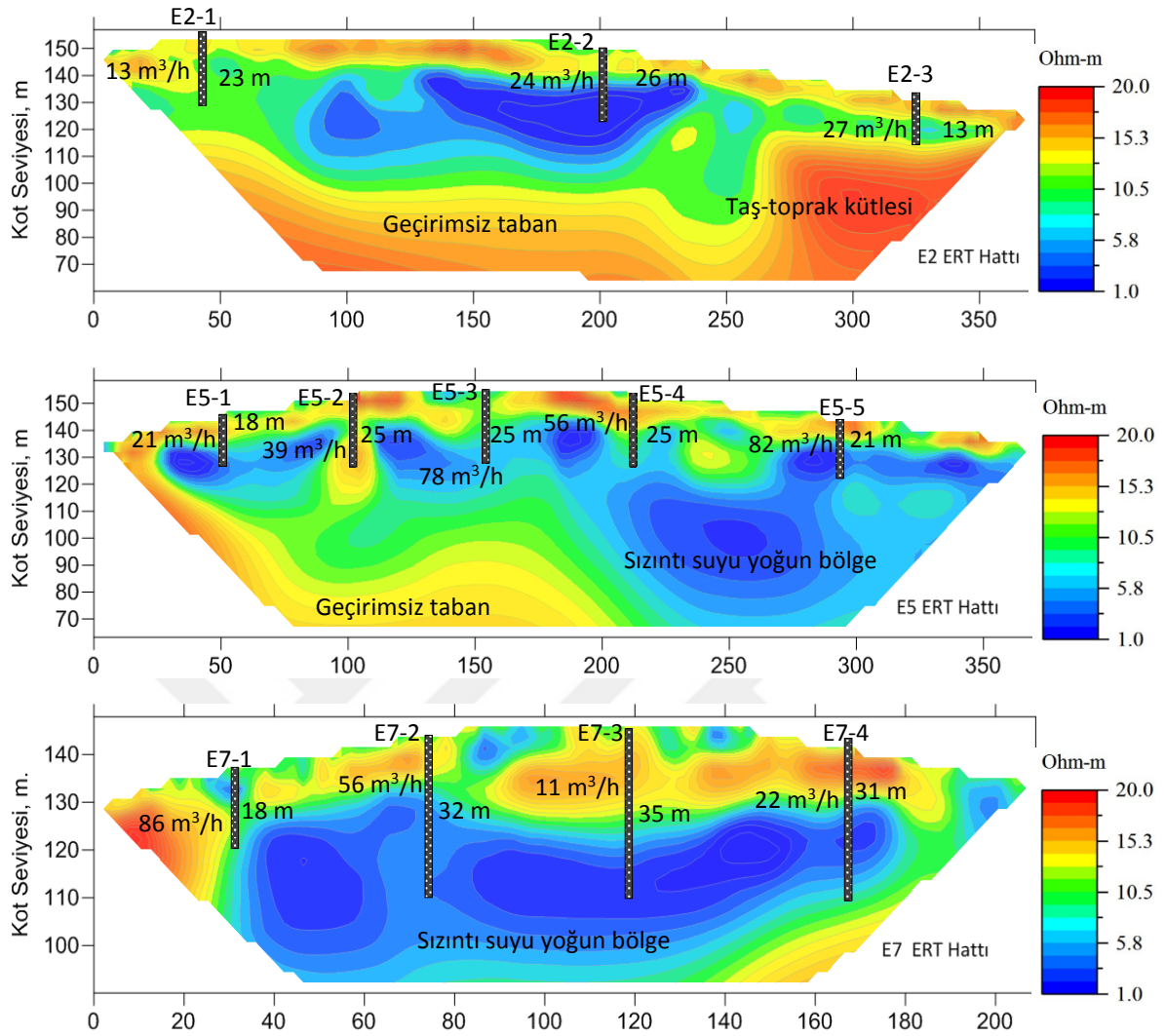
verilmiştir. Sahadaki işletme çalışmalarında kullanılan kuyu adlarının yerine kolaylık olması açısından daha kısa bir isimlendirmeye incelenen kuyulara kodlar verilmiştir. EDA bölgesinden E2, E5 ve E7 numaralı EÖG hatları üzerindeki 11 adet gaz kuyusu ve YDA bölgesinden Y2 ve Y4 numaralı EÖG ölçüm hattı üzerindeki toplam 6 adet gaz kuyusundan alınan ölçümlerin ortalama değerleri kullanılmıştır. Arazi çalışmalarının yapıldığı tarihlerde ADA bölgesinde henüz hiç gaz toplama kuyusu açılmamış olduğundan çalışmanın bu kısmında ADA bölgesinden elde edilen EÖG grafikleri kullanılmayacaktır. Depolanan atıkların çok farklı atık yaşlarına sahip olmaları, organik madde oranlarındaki değişikliklere bağlı olarak biyolojik dönüşüm ve biyogaz oluşum mekanizmalarındaki farklılaşmalar ve depo alanının her noktasında değişim gösteren porozite değerlerindeki farklılıklar sebebiyle Çizelge 4.11’de görüleceği üzere gerek depo gazı debisi gerekse metan oranlarının oldukça geniş bir aralıkta değiştiği görülmektedir.

Çizelge 4.11 İncelenecek gaz toplama kuyularında yapılan depo gazı ölçümleri

Kuyu Adı	Kuyu Kodu	Kuyu Derinliği m	Ortalama Depo Gazı Debisi m ³ /saat	Ortalama Metan Oranı %
M03G06	E2-1	23	12,6	56,7
M02G04	E2-2	26	23,5	47,6
M15G01	E2-3	13	27,1	46,6
M05G01	E5-1	18	20,8	48,1
M06G04	E5-2	25	39,4	46,8
M05G03	E5-3	25	77,7	51,3
M13G06	E5-4	25	55,7	49,9
M13G08	E5-5	21	82,4	50,4
M07G07	E7-1	18	85,8	52,4
M07G04	E7-2	32	56,1	51,7
M10G07	E7-3	35	11,2	47,8
M10G06	E7-4	31	22,1	54,9
M17G05	Y2-1	30	168,3	61,5
M22G04	Y2-2	30	24,5	59,8
M22G01	Y2-3	25	135,3	58,7
M19G03	Y4-1	25	29,1	55,9
M20G04	Y4-2	30	138,4	53,4
M21G02	Y4-3	15	168,1	58,9

Özellikle de sınıflandırma yapabilmek için elimizde belirli geçiş bölgelerine ait karşılıklı değerler olmadığında geniş bir aralıkta değişen gaz ve kuyu özelliklerinin yine geniş bir aralıkta değişen özdirenç değerleriyle ilişkilendirilmesi oldukça zorlu bir çabadır. Bu sebeple gerekli değerlendirmeler yapabilmek üzere daha önce literatürde kullanılmış olan bazı varsayımlar Çizelge 4.10'da verilen özdirenç değerleri de dikkate alınarak burada da uygulanmıştır [214]. Buna göre (a) Özdirenç değerleri $< 5 \Omega\text{m}$ olan bölgeler sızıntı suyuna doymuş organik madde içeren ve daha taze bölgeler (b) Özdirenç değerleri 5-12 Ωm arasındaki bölgeler daha az organik madde içeren nispeten eski depolama bölgeleri ve (c) Özdirenci $>12 \Omega\text{m}$ olan bölgeler yüksek inorganik içeriği veya çok düşük organik madde içeriği olan bölgeler olarak tanımlanmıştır.

EDA'da uygulanan EÖG çalışmalarından E2, E5 ve E7 hatları üzerindeki kuyuların özellikleri ve özdirencin yatay/düşey dağılımdaki ilişkisi Şekil 4.62'te her bir EÖG hattı için ayrı ayrı verilmiştir. Bu şekillerde hat boyunca depo gazı ölçümü yapılan kuyular derinliklerine göre yerleştirilmiştir. E2 hattında yapılan EÖG çalışmasının sonuçlarına göre bu hattın tüm uzunluğu boyunca devam eden ilk 10 m'lik derinliğinde özdirencin genellikle $>12 \Omega\text{m}$ olduğu görülmektedir. Sahanın üzeri kaliteli kil ve toprak malzemeye kapatılmış olduğundan bu durumun oluşması normal görünmektedir. Bu hattın büyük bölümü sahadaki en eski atıkların (1996 yılı) bulunduğu bölgeden geçmektedir. Özellikle yatay doğrultudaki 80-220 m arasında 30 m kalınlığındaki tabakada özdirenci oldukça düşük bir bölge bulunmaktadır. E2-1 kuyusu 8-12 Ωm arasındaki değerlere sahip bir bölgede bulunmaktadır. Depo alanının çok kenarında ve organik madde içeriği muhtemelen düşük bir alanda bulunduğundan depo gazı debisi de düşük olduğu görülmektedir. Hat üzerindeki ikinci kuyu olan E2-2 kuyusu 26 m derinliğinde ve özdirenci oldukça düşük bir bölgede olmasına karşılık debi değeri beklendiği kadar yüksek değildir. Her ne kadar özdirenci düşük olsa da atıkların yaklaşık 20 yıllık olması organik madde içeriğinin muhtemelen çok düşük olduğunu göstermelidir. E2-3 kuyusu da özdirenci yüksek bir bölgede açılmıştır (8-12 Ωm). Hatta bu bölgedeki atık derinliği fazla olmadığından kuyunun derinliği sadece 13 m olarak imal edildiği görülmektedir. Bu olumsuz şartlara rağmen kuyudan elde edilen gaz debisi 27 m³/saat değeriyle E2-2'den daha iyi sonuçlar vermektedir. Bu durumun doğrudan doğruya kuyunun etrafındaki atık özelliklerinden ziyade atık içindeki boşluk oranı ve komşu bölgelerle olan etkileşimler olabileceği gözönüne alınmalıdır.



Şekil 4.62 EDA'da E2, E5 ve E7 EÖG hatları üzerindeki kuyuların özellikleri ve öz direncin yatay/düşey dağılımdaki ilişkisi

E5 hattının üzerinde 4 ayrı noktadaki kuyu gözlemleri değerlendirilmiştir. Bu hattın geçtiği depo sahasında genelde 1998 yıllarına ait atıklar bulunduğu buradan elde edilecek depo gazı değerlerinin de çok fazla yüksek olmayacağı düşünülmüştür. Hat boyunca daha öncekinde olduğu gibi yine yaklaşık 10 m kalınlığında öz direnci düşük bir katman olduğu görülmektedir. Bu katmandan sonra ise genelde 15-20 m kalınlığında düşük öz dirençli bir tabaka yayılmaktadır. Fakat bu bölgenin özellikle hattın sonuna doğru olan 200-350 m'lik kısmında tabaka kalınlığı 40 m'yi bulmaktadır. Öz direnç değişimlerine bakıldığında depo gövdesi içindeki nem içeriğinin güneyden kuzeye doğru hareket ettiği değerlendirilebilir. Hat üzerinde incelenen ilk kuyu olan E5-1 düşük öz dirence sahip bir zemin içinde imal edilmiş olmasına karşılık atığın eskimiş

olmasından dolayı yüksek gaz debisi çekilemediği görülmektedir ($\sim 21 \text{ m}^3/\text{saat}$). E5-2 kuyusu genel olarak özdirenci $>12 \Omega\text{m}$ olan bir depo gövdesine yerleştirilmiş olmasına karşılık yakın çevresinde özdirenci $<5 \Omega\text{m}$ olan atık bölgelerine yakın konumdadır.

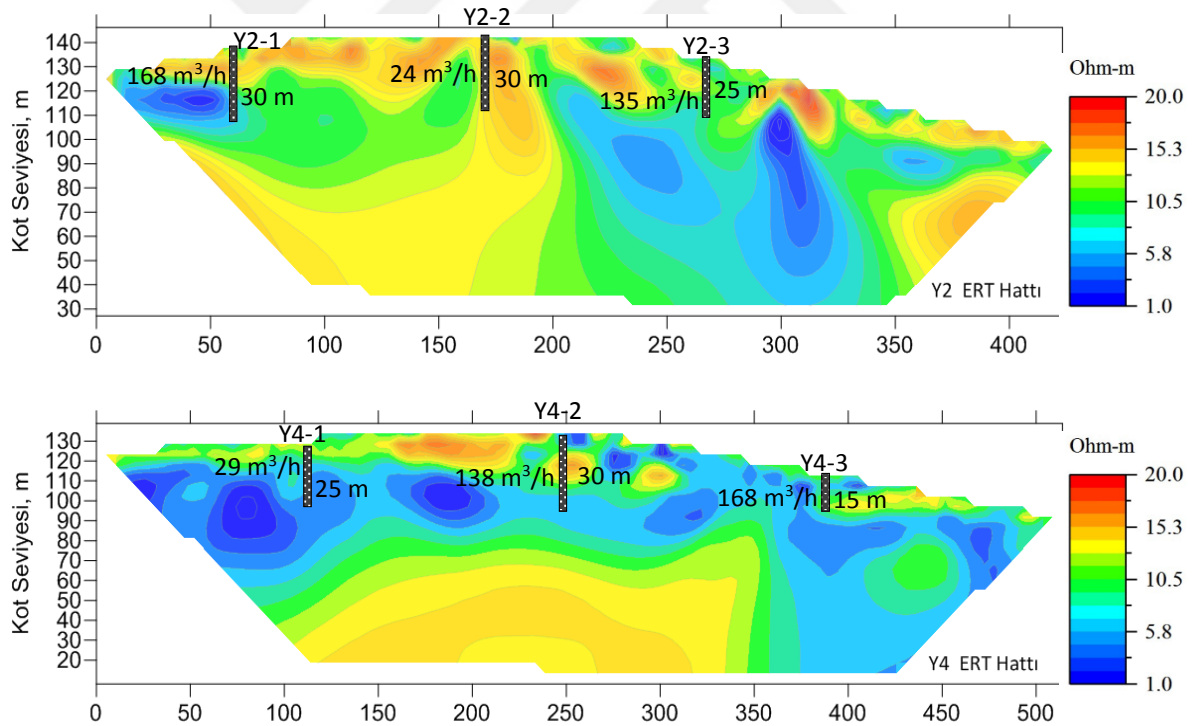
Bu sayede depo gazı değerinin E2-1'e nazaran daha yüksek olması açıklanabilmektedir. Depo gövdesinin üst kısımlarında oluşan nemli tabakalar daha alt katmanda oluşan depo gazının yukarı yönlü hareketlerine engel olabilen bariyerler olarak çalışabildiklerinden bakış açısına göre gazın atmosfere kaçışına engel olması sebebiyle yararlı olduğu veya gazın kuyu etki alanına girmesine engel olması sebebiyle de zararlı olduğu yönünden değerlendirme yapılabilir [265]. Özellikle E5-1 kuyusu için buna benzer bir durumun etkili olduğu düşünülmektedir. E5-3 kuyusunun yerleştirildiği noktada özdirencin diğer noktalara nazaran biraz düşüş gösterdiği görülmektedir. Ayrıca, kuyunun alt kısımlarının etrafında oldukça düşük özdirenç değerlerine sahip bölgelerin bulunması sebebiyle yoğun bir depo gazı akışının olabileceği tahmin edilmiştir. Etrafındaki diğer kuyulara kıyasla daha yüksek depo gazı debisi ($78 \text{ m}^3/\text{saat}$) ölçülmesi bu düşüncüyü desteklemektedir. E5-4 kuyusu ilk 10-13 m'lik üst katmanında yüksek alt kısımlarında ise oldukça düşük özdirenç sahip bir atık kütlesi içinde yerleşmiştir. Bu sebeple yüksek sayılabilecek bir depo gazı debisi ($56 \text{ m}^3/\text{saat}$) elde edilmektedir. Hat üzerindeki son inceleme kuyusu olan E5-5'in debisi bu hat üzerindeki en yüksek değer olan $82 \text{ m}^3/\text{saat}$ değerini göstermekte ve metan değeri de %50'nin üzerindedir. Bu noktanın depo sahası kenar çizgisine çok yakın olmasına karşılık debi ve metan değerinin yüksek olması bu noktada diğer bölgelerden de gelen bir gaz akışının olmasıyla açıklanabilir. Şekil 4.62'te E5 hattının özdirenç grafiği incelendiğinde özdirenç değerlerinin düşük olduğu mavi bölgelerin kuzeye doğru yayıldığı (grafiğin sağ tarafına doğru) ve depo sahasının dışına kadar çıktığı görülmektedir. Bu durum Şekil 4.58'de 30 m'deki yatay değişim grafiğinde de açıkça görülmektedir.

EDA bölgesinde incelenen son EÖG hattı E7'dir. Bu hat üzerinde 4 adet kuyunun durumu incelenmiştir. Hat boyunca depo gövdesinin üst katmanlarında yer yer özdirenç değerleri $< 8 \Omega\text{m}$ olan bölgelere rastlansa da genelde geçirimsizliği iyi olan özdirenci yüksek kesimlerin daha fazla olduğu görülmektedir. Depo gövdesinin 15-35 m'lik kesiminde oldukça düşük özdirenç sahip bir bölgenin yaklaşık 150 m boyunca uzandığı görülmektedir. E7-1 kuyusu depo alanını güneyinde kenara oldukça yakın bir mesafede

açılmış ve sadece 18 m derinliğinde olmasına karşılık 86 m³/saat depo gazı ölçülen bir kuyudur. Şekil 4.62'ten görüldüğü üzere E7-1 kuyusu üst yüzeyi düşük özdirençli ve muhtemelen organik madde/nem içeriği daha uygun olan atıklar içinden gelen depo gazının toplanmasını sağlamaktadır. Bu hattın geçtiği noktalar aynı zamanda depolama alanı içinde atık depolama yüksekliği en fazla olan noktalardır. E7-2 kuyusunun 32 m olan derinliğinin büyük bir kısmı özdirenç değeri <5 Ωm olan bölgenin içinde bulunmaktadır. Buna rağmen, tatmin edici bir debi ölçümü (56 m³/saat) sağlasa da en kenarda bulunan E7-1 kuyusundan daha yüksek bir değer elde edilememiştir. Bu durum depo gövdesi içindeki porozite değerlerine göre oluşan karmaşık gaz akış yollarının yakınlardaki başka kuyuların etki alanlarına girmesiyle açıklanabilir. 35 m derinliğe sahip E7-3 kuyusunun üst kısmı >12 Ωm olan bölgenin içinde bulunmakta, alt kısmı ise oldukça düşük özdirençli ve muhtemelen bir sızıntı suyu merceği olan bir yapının içinde yer almaktadır. Bu bölgede çamur kıvamına dönüşmüş atıkların kuyu içine doldukları ve kuyudan çekilen gaz debisini düşürdükleri ifade edilmektedir. Diğer etkenlerin yanı sıra bu kuyuda da kesit daralmasına bağlı olarak debide azalma meydana geldiği düşünülmektedir. E7-4 kuyusu hattın en sonundaki kuyulardan biridir. Bu kuyuda üst kısımda özdirençli >12 Ωm olan atık kütlesi içinde olup alt kısmı daha düşük özdirençli bölge içindedir. 31 m derinliğe kadar inen kuyu özdirençli düşük olan bölgeyi geçerek tekrar yükselen bölgeye kadar ulaşmıştır. Verimli bir bölgede olmasına karşılık bu kuyunun debisi de (22 m³/saat) beklendiği kadar yüksek değildir. Bu bölgedeki düşük özdirençli bölgenin de E5 hattının görüntüsünde olduğu gibi saha sınırlarının dışına çıkma yönünde olduğu görülmektedir.

YDA bölgesinde uygulanan EÖG çalışmalarından Y2 ve Y4 hatları üzerindeki kuyuların debi ölçümleri ile ve yatay/düşey özdirenç değerleri arasındaki ilişkiler Şekil 4.63'te her bir EÖG hattı için ayrı ayrı verilmiştir. Y2 hattının özdirenç çalışmasının gösterildiği grafiğe göre sahanın neredeyse tamamı özdirençli >10 Ωm olan bir tabakayla kaplıdır. Sadece irili ufaklı bazı yüzeysel bölgelerde özdirençli 8-12 aralığına düştüğü gözlenmektedir. Hattın başlangıcında oldukça düşük özdirençli sahip yaklaşık 20 m kalınlığında bir tabakadan sonra özdirençli 8-12 Ωm arasında değişen yaklaşık 150 m'lik bir atık kütlesi yer almaktadır. Yataydaki 200-350 m'lik bölgede özdirençli <5 Ωm olan

büyük bir bölge yer almaktadır. Bu kısımdaki depo tabanı 80 m kotunda olduğu bilindiğinden, özdirenci düşük olan bu bölgenin 80 m kotunun da altına inmesi sebebiyle bir sızıntı sorununun olup olmadığı gündeme gelebilir. Ancak, saha etrafında herhangi bir çalışma yapılmadığından bu konuda net bir şey söylemek mümkün değildir. Y2 hattı üzerinde incelenen ilk kuyu olan Y2-1 kuyusu bir tarafında özdirenci oldukça düşük diğer tarafında ise daha yüksek özdirence sahip bir bölgede inşa edilmiştir. Buna karşılık depo gazı debisi oldukça yüksektir (168 m³/saat). Ayrıca metan oranı da %61,5 ile ölçülen en yüksek değerlerden biridir. Bu durum oldukça kaliteli bir ayrışmanın da göstergesidir. Taze atıkların bulunduğu bu alanda hızla ayrışan organik maddelerin EDA'daki eski atıklardan çok farklı bir mekanizma sergiledikleri görülmektedir. Hattın üzerinde yaklaşık 170 metrede açılmış olan Y2-2 kuyusu özdirenci 12-15 Ωm arasında değişen bir atık kütlesi içinde bulunmaktadır. Depolama alanının üst kotlarında bulunan kuyuda ölçülen depo gazı debisi 24 m³/saat olarak tespit edilmiştir.



Şekil 4.63 YDA'da Y2 ve Y4 EÖG hatları üzerindeki kuyuların özellikleriyle özdirencin yatay/düşey ilişkisi

Bu değer, oldukça taze atıkların bulunduğu bir nokta için oldukça düşüktür. Diğer yandan, kuyunun bulunduğu ortamın özdirenç değerleriyle uyumlu bir sonuçtur. Y2 hattı üzerinde değerlendirilen son kuyu olan Y2-3 kuyusu özdirenci yüksek olan küçük ölçekli

bir atık kütlesinin yanından geçerek 25 m derinliğe kadar ulaşmaktadır. Kuyunun indiği noktadaki özdirenç aralığı 8-10 Ω m arasında değişmesine rağmen özdirenci 6-2 Ω m arasında değişen büyük bir atık bölgesinin tam üzerinde yer almaktadır. Bu bölgede oluşan depo gazının büyük bölümünün bu kuyu ve çevresinde toplanması neticesinde kuyuda 135 m³/saat depo gazı debisi tespit edilmiştir.

Y4 hattı üzerinde 3 adet kuyunun debi ölçümleri değerlendirilmiştir. Bu hat üzerinde yapılan ölçümler sonucunda elde edilen EÖG grafiğine göre hattın başından sonuna kadar oldukça düşük sayılabilecek özdirenç değerlerine sahip bir atık tabakasının bulunduğunu göstermektedir. Ortalama 30 m kalınlığındaki bu tabaka güneyden kuzeye doğru uzanmakta ve bazı noktalarda özdirenci yüksek tabakalar arasından sıyrılarak yüzeye kadar ilerlemektedir. Bu durum sahanın bu kesiminde önemli miktarda depo gazı oluştuğunun bir işareti olarak algılanabilir. Y4-1 kuyusu hattın güneyinden 110 m mesafede özdirenci oldukça düşük olan başlangıçtaki atık tabakasının içinde bulunmaktadır. Bu elverişli duruma rağmen kuyudan elde edilen debi değerinin 29 m³/saat olması taze atığın bulunduğu YDA için beklenmeyen bir durumdur. Ancak, özdirencin düşük olduğu noktalarda aşırı nemden kaynaklanan tıkanmaların olabileceği de unutulmamalıdır. Metan oranının çok yüksek olması biyolojik ayrışma konusunda bir sıkıntı olmadığı varsayımını desteklemektedir. Y4-2 kuyusu yaklaşık olarak hattın başlangıcından 250 m uzaklıkta bulunmaktadır. Bu noktanın yüzeyinde bile oldukça düşük özdirenç değerlerinin oluştuğu görülmektedir. Uzunluğu 30 m olan kuyunun orta kısmında 12-15 Ω m arasında değişen özdirence sahip 10 m'lik bir tabakadan sonra özdirenci 5-8 Ω m olan bir tabaka gelmektedir. Bu kuyudan çekilebilen gaz debisi oldukça yüksek (138 m³/saat) olup beklenti doğrultusunda bir değerdir. Y2-3 kuyusu özdirenci 3-6 Ω m olan bir atık tabakasının üzerinde yer almaktadır. Depo alanının kenarına yakın olduğundan dolayı kuyu derinliği sadece 15 m olarak imal edilmiştir. Bu bölgenin altında önemli miktarda katı atık olmamasına rağmen kuyunun debisi 168 m³/saat değerinde ölçülmüştür. Kuyunun bulunduğu bölgede düşük özdirenç değerlerinin gözlenmesi bu noktalarda büyük ihtimalle sızıntı suyu hareketinin olduğunu ve buna bağlı olarak depo gazının da kendisine bir kanal açarak kuyunun etki alanına girdiğini göstermektedir.

YDA ve EDA'da yapılan EÖG çalışma sonuçları birlikte incelendiğinde özdirenç değerinin çok düşük olması da (<3 Ω m) çok fazla yüksek olması da (>8 Ω m) pek tercih edilmeyen ve

depo gazı oluşumunu/toplanmasını zorlaştıran koşullar oluşturduğu görünmektedir. Fakat doğrudan doğruya özdirenç değerleriyle potansiyel depo gazı debisi arasında bir bağlantı oluşturmak oldukça güçtür. Bunun en önemli sebebi, her iki parametreye de etki eden birçok dış faktörün bulunmasıdır. EDA'da organik madde ve nem içeriği göstergesi olarak özdirenç değeri düşük olduğu halde debi değeri yüksek olmayan kuyular olabildiği gibi (E2-2), nispeten daha az organik madde ve düşük nem içeriği göstergesi olan yüksek özdirenç değerleri olmasına karşılık beklenenden daha fazla depo gazı çekilebilen kuyular (E7-1) tespit edilmiştir. Diğer yandan, YDA'da yapılan EÖG çalışmalarıyla depo gazı oluşumları arasında daha tutarlı bir ilişki gözlenebilmiştir. Burada Y4-1 dışındaki kuyularda düşük özdirenç sahip tabakalar içine açılmış olan kuyulardan yüksek miktarda gaz çekilebilirken yüksek özdirençli bölgelerdeki kuyulardan çok daha az gaz çekilebildiği gözlenmiştir.

BMP TAHMİNİ İÇİN İSTATİSTİKSEL MODEL GELİŞTİRİLMESİ

Daha önce de belirtildiği üzere BMP tahmini için stokastik verilerden oluşan iki farklı veri setiyle çalışılarak MLR modelleri geliştirilecektir. Veri setleri şunlardır:

- a. Madde grubu analizi verileri (BMP ve nem içeriği ile birlikte 12 parametre) - MGA
- b. Laboratuvar analizleri (BMP ve nem içeriği ile birlikte 13 parametre) - LA

Her bir veri seti için ayrı ayrı modelleme çalışmaları yapılarak uygulanan adımlar açıklanacak ve gerekli değerlendirmeler verilecektir. Modeller belirlenirken en iyi modelin “en düşük miktarda karmaşıklıkla en doğru sonuçlara ulaştırması” gerektiği ilkesiyle hareket edilecektir.

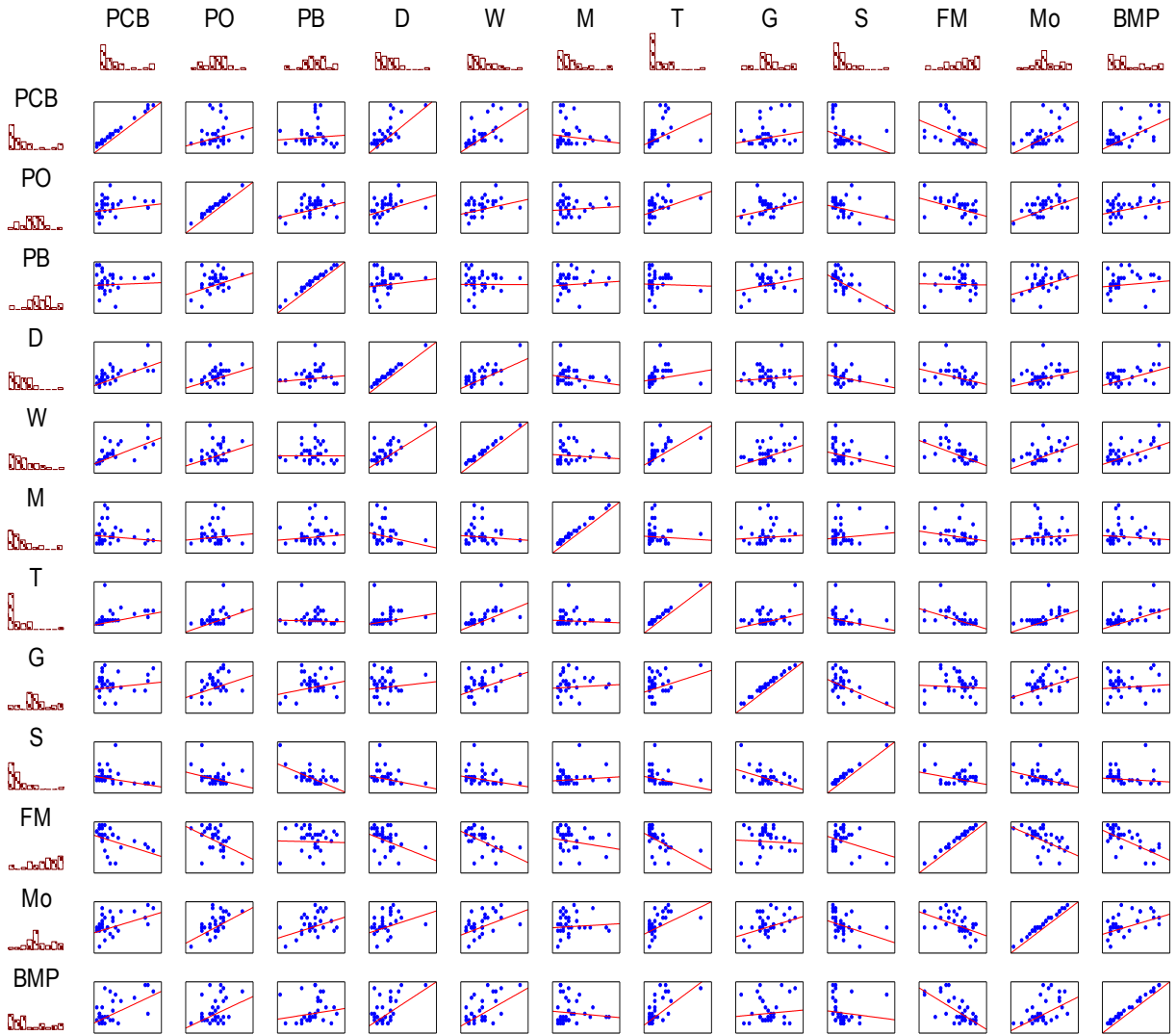
5.1 Madde Grubu Analizi Verileriyle MLR Modeli Geliştirilmesi

Çalışmasının ilk aşamasında gerçekleştirilecek MLR modeli için EK-E’de gösterilen madde grubu analizi sonucunda elde edilen ağırlıkça yüzde değerlerinin gösterildiği atık kompozisyonu verileri kullanılacaktır. Bu veriler, bir ön değerlendirme niteliğinde yapılacak olan ilk MLR çalışmasında ham değerleriyle kullanılacaktır. MGA verilerinin yanında nem içeriği (Mo) parametresi de bu veri setiyle birlikte değerlendirilecektir.

5.1.1 Ham Veri İlişkileri ve Korelasyon Analizi

Şekil 5.1’de gösterilen grafiklerde ilk MLR modelleme çalışmasında kullanılacak her bir tahmin değişkeninin ham değerleri esas alınarak birbiriyle olan ilişkilerinin durumu açıkça görülebilmektedir. Şekillerde kırmızı çizgi ile gösterilen eğimin aşağı veya yukarı yönlü olması değişkenlerin birbiriyle doğrusal bir ilişki içinde olduklarını göstermektedir. Buna göre PCB bileşeninin PO, D, W, Mo ve T değişkenleriyle pozitif; M, S ve FM

değişkenleriyle de negatif bir etkileşim içinde oldukları gözlenmektedir. Buna dayanarak veri seti içerisinde çoklu doğrusal ilişki (multi-collinearity) olduğu söylenebilir. Bu değerlerin yüksek olması MLR modelini olumsuz etkileyeceğinden bu değişkenlerin daha yakından incelenmesi gerekmektedir.



Şekil 5.1 MGA veri setindeki tahmin ve bağıli değişkenlerin birbiriyle etkileşimini gösteren diyagramlar

Şekil 5.1’de ayrıca tahmin edilmek istenen BMP değişkeninin tahmin değişkenleriyle olan etkileşimi de görülebilmektedir. Buna göre BMP değişkeni PCB, PO, D, W, T ve Mo değişkenleriyle pozitif; FM değişkeniyle de kuvvetli negatif bir etkileşime sahiptir. Ayrıca, PB, M, S ve G değişkenleriyle de çok düşük veya sıfıra yakın bir etkileşim içinde olduğu görülmektedir. Bu değişkenlerin organik içeriği olmayan/düşük olan değişkenler olması sebebiyle bu durum oldukça anlamlıdır.

MGA parametreleri veri seti için elde edilen korelasyon ilişkileri Çizelge 5.1’de verilmiştir. Buradaki korelasyon hesaplamalarında Pearson korelasyon katsayısı kullanılmıştır. Pearson korelasyon katsayısı +1 ile -1 arasında değerler alır. Genel olarak +1’e yakın değerler kuvvetli pozitif bir etkileşimi -1’e yakın değerler de kuvvetli negatif etkileşimi gösterir. Sıfıra yakın değerler ise değişkenler arasında çok az veya hiç etkileşim olmadığını göstermektedir. Bu çizelgede önemlilik seviyesi $p>0,05$ olan korelasyon katsayılarının istatistiksel açıdan yeterince önemli oldukları varsayılmış olup çizelgede koyu harflerle belirtilmiştir. Bu verilere göre BMP değişkeni PCB, PO, D, W, T ve Mo değişkenleriyle pozitif; FM değişkeniyle de negatif etkileşim göstermektedir. BMP’nin en yüksek korelasyonu PCB (0,58), T (0,73) ve FM (-0,65) ile yaptıkları görülmüştür. PCB ise D (0,71) ve W (0,66) ile kuvvetli pozitif etkileşime sahiptir. Ayrıca W değişkeni T (0,64) ve D (0,69) ile kuvvetli korelasyona sahiptir. Tahmin parametreleri arasındaki Pearson korelasyon katsayısı $<0,7$ olması durumunda çoklu doğrusal bağımlılık sorununun büyük bir hataya sebep olmayacağı söylenebilir. Buradaki durumda ise sadece PCB-D (0,71) ve BMP-T (0,73) değişkenleri için böyle bir durum söz konusu olmuştur.

Çizelge 5.1 MGA ham verilerinin korelasyon analizi (R) sonuçları

Değişken	PCB	PO	PB	D	W	M	T	G	S	FM	Mo	BMP
PCB	1,00	0,24	0,07	0,71	0,66	-0,14	0,40	0,18	-0,31	-0,48	0,51	0,58
PO	0,24	1,00	0,36	0,40	0,35	0,10	0,46	0,35	-0,31	-0,48	0,58	0,42
PB	0,07	0,36	1,00	0,14	0,00	0,10	-0,04	0,25	-0,63	-0,03	0,40	0,12
D	0,71	0,40	0,14	1,00	0,69	-0,24	0,21	0,12	-0,25	-0,40	0,36	0,49
W	0,66	0,35	0,00	0,69	1,00	-0,09	0,64	0,43	-0,25	-0,55	0,49	0,57
M	-0,14	0,10	0,10	-0,24	-0,09	1,00	-0,06	0,07	0,10	-0,20	0,08	-0,10
T	0,40	0,46	-0,04	0,21	0,64	-0,06	1,00	0,35	-0,26	-0,53	0,52	0,73
G	0,18	0,35	0,25	0,12	0,43	0,07	0,35	1,00	-0,47	-0,06	0,40	0,20
S	-0,31	-0,31	-0,63	-0,25	-0,25	0,10	-0,26	-0,47	1,00	-0,31	-0,37	-0,17
FM	-0,48	-0,48	-0,03	-0,40	-0,55	-0,20	-0,53	-0,06	-0,31	1,00	-0,52	-0,65
Mo	0,51	0,58	0,40	0,36	0,49	0,08	0,52	0,40	-0,37	-0,52	1,00	0,51
BMP	0,58	0,42	0,12	0,49	0,57	-0,10	0,73	0,20	-0,17	-0,65	0,51	1,00

Koyu harflerle gösterilen değerler $p=0,05$ için önemlilik ifade etmektedir

Bazı durumlarda, özellikle MLR analizinin yapılacağı verilerde R değeri yerine belirlilik katsayısı olan R^2 değerinin kullanılması daha uygun olmaktadır. Belirlilik katsayısı tablosunun en önemli farkı değerlerin hepsinin pozitif olması ve vektörel bir büyüklüğün olmamasıdır. Çizelge 5.2’te MGA verilerine ait belirlilik katsayısı analiz sonuçları verilmiştir. Genel olarak $R^2>0,4$ üzerindeki değerlerin önem arz ettiği kabul ettiği edilmiş

ve bu kriteri sağlayan değerler temel değerlendirmeye alınmıştır. Bu verilere göre PCB, D, W, T, FM ve BMP değişkenleri belirlenmiş olan değerlerin üzerinde bir etkinliğe sahip oldukları tespit edilmiştir. Bu değişkenlere ait R² değerleri genel olarak kabul edilen değerlerin altında kalmış olsa da oldukça uygun p-değerlerine (<0,05) sahip olmaları bakımından iyi birer tahmin aracı olma özelliği sergiledikleri kabul edilebilir.

Çizelge 5.2 MGA verilerinin belirlilik katsayısı analizi (R²) sonuçları

Değişken	PCB	PO	PB	D	W	M	T	G	S	FM	Mo	BMP
PCB	1	0,055	0,005	0,498	0,441	0,019	0,157	0,031	0,097	0,229	0,257	0,333
PO	0,055	1	0,132	0,157	0,123	0,009	0,211	0,125	0,093	0,232	0,33	0,172
PB	0,005	0,132	1	0,018	0,000	0,009	0,001	0,062	0,394	0,001	0,158	0,014
D	0,498	0,157	0,018	1	0,481	0,057	0,046	0,015	0,064	0,158	0,129	0,244
W	0,441	0,123	0	0,481	1	0,008	0,41	0,187	0,06	0,303	0,244	0,327
M	0,019	0,009	0,009	0,057	0,008	1	0,004	0,005	0,01	0,041	0,007	0,01
T	0,157	0,211	0,001	0,046	0,41	0,004	1	0,12	0,068	0,285	0,269	0,53
G	0,031	0,125	0,062	0,015	0,187	0,005	0,12	1	0,221	0,004	0,161	0,039
S	0,097	0,093	0,394	0,064	0,06	0,01	0,068	0,221	1	0,099	0,135	0,03
FM	0,229	0,232	0,001	0,158	0,303	0,041	0,285	0,004	0,099	1	0,268	0,421
Mo	0,257	0,33	0,158	0,129	0,244	0,007	0,269	0,161	0,135	0,268	1	0,259
BMP	0,333	0,172	0,014	0,244	0,327	0,01	0,53	0,039	0,03	0,421	0,259	1

Koyu harflerle gösterilen değerler >0,4 olup p<0,05 için önemlilik ifade etmektedir

5.1.2 Varyans Artış Faktörleri

Birçok kaynakta belirtildiği üzere Varyans Artış Faktörü'nün (VIF) >10 olması durumunda veriler arasında yüksek seviyede kötü koşullama (ill-conditioning) olduğunu ve 5<VIF<10 aralığında olması durumunda ise orta şiddetli çoklu doğrusallık sorunun olabileceği ifade edilmektedir [225]. Değişkenlerin her birinin çoklu doğrusallık sorununun bertaraf edilmesi için her bir değişken için Tolerans Faktörü değerinin >0,2 veya VIF değerinin <5 olması gerekmektedir [266]. Tüm MGA veri setinin birlikte değerlendirilmesiyle ortaya çıkan değerlere göre bazı değişkenler arasında çok yüksek seviyede çoklu doğrusallık sorunu olduğu tespit edilmiştir. En büyük değer S değişkeni için elde edilmiştir (Çizelge 5.3).

Çizelge 5.3 Madde grubu analizi değişkenlerinin VIF değerleri (Ham veriler)

Değişken	PCB	PO	PB	D	W	M	T	G	S	FM	Mo
Tolerans	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,37
VIF	208070	34831	368694	6504	8275	23260	286103	2062	1224276	1155204	3

Bu tip durumlarda çoklu doğrusallık durumunu azaltmak veya gidermek için bazı değişkenlerin değerlendirmeden çıkarılması oldukça kullanışlı bir uygulamadır. Fakat çıkarılan parametrenin tüm sisteme olabilecek etkisinin iyi değerlendirilmesi gereklidir. S değişkeninin çalışmamızın esas konusu olan BMP değişkeniyle çok kuvvetli bir korelasyonu bulunmamasından dolayı bir sonraki aşamada gerçekleştirilecek değerlendirmelerde S değişkeninin çıkarılarak devam edilmesine karar verilmiştir. Kullanılan veri setinden S değişkeni çıkarıldıktan sonra elde edilen Tolerans Faktörü (TF) ve VIF değerleri Çizelge 5.4’de gösterilmiştir. Burada az da olsa çoklu doğrusallık sorunu olan tek değişkenin W ($VIF=6,13>5$) olduğu görülmektedir. Fakat bu değer çok hafif bir çoklu doğrusallık gösterdiğinden kolaylıkla ihmal edilebilir seviyededir. Daha önce incelenen korelasyon çizelgesine göre M, G ve PB değişkenlerinin BMP ile sıkı bir korelasyona sahip olmadıkları tespit edilmiş olmasına ve W değişkeninin VIF değerinin hafif derecede sorunlu olmasına karşılık bu değişkenlerin hiçbiri değerlendirme dışı bırakılmamış ve modelleme çalışmalarında kullanılmışlardır.

Çizelge 5.4 Tahmin değişkenlerinin TF ve VIF değerleri

Değerler	PCB	PO	PB	D	W	M	T	G	FM	Mo
Tolerans Faktörü	0,33	0,36	0,66	0,19	0,16	0,73	0,30	0,51	0,40	0,39
VIF	3,00	2,81	1,51	5,35	6,13	1,36	3,36	1,96	2,47	2,57

5.1.3 MGA Veri Setiyle Ön MLR Modellerinin Oluşturulması ve Değerlendirilmesi

Çizelge 5.5’de tüm madde grubu analizi değişkenlerin dâhil edildiği ilk MLR modeli sonuçları görülmektedir. Çizelge 5.3’teki tüm MGA değişkenlerin kullanılmasıyla uygulanan bu MLR analizi sonucunda tüm değişkenleri içeren bir model denklemi elde etmek mümkün olmamıştır. Bunun nedeni birçok değişken arasında oluşan çoklu doğrusallık sorunu sebebiyle kullanılan MLR yönteminin değişkenlerin büyük kısmını elemeye tabi tutmasıdır. Çizelge 5.5’de görüldüğü üzere tüm değişkenler içerisinde sadece FM hariç diğer tüm değişkenlerin dâhil olduğu bir model elde edilebilmiştir. Fakat bunlardan PB, D, T ve S değişkenlerinin p-değerlerinin istenen $<0,05$ kriterini sağlayabildiği görülmektedir. Kalan diğer değişkenler için ise hedeflenen istatistiksel değerlerin oluşturulamadığı görülmektedir.

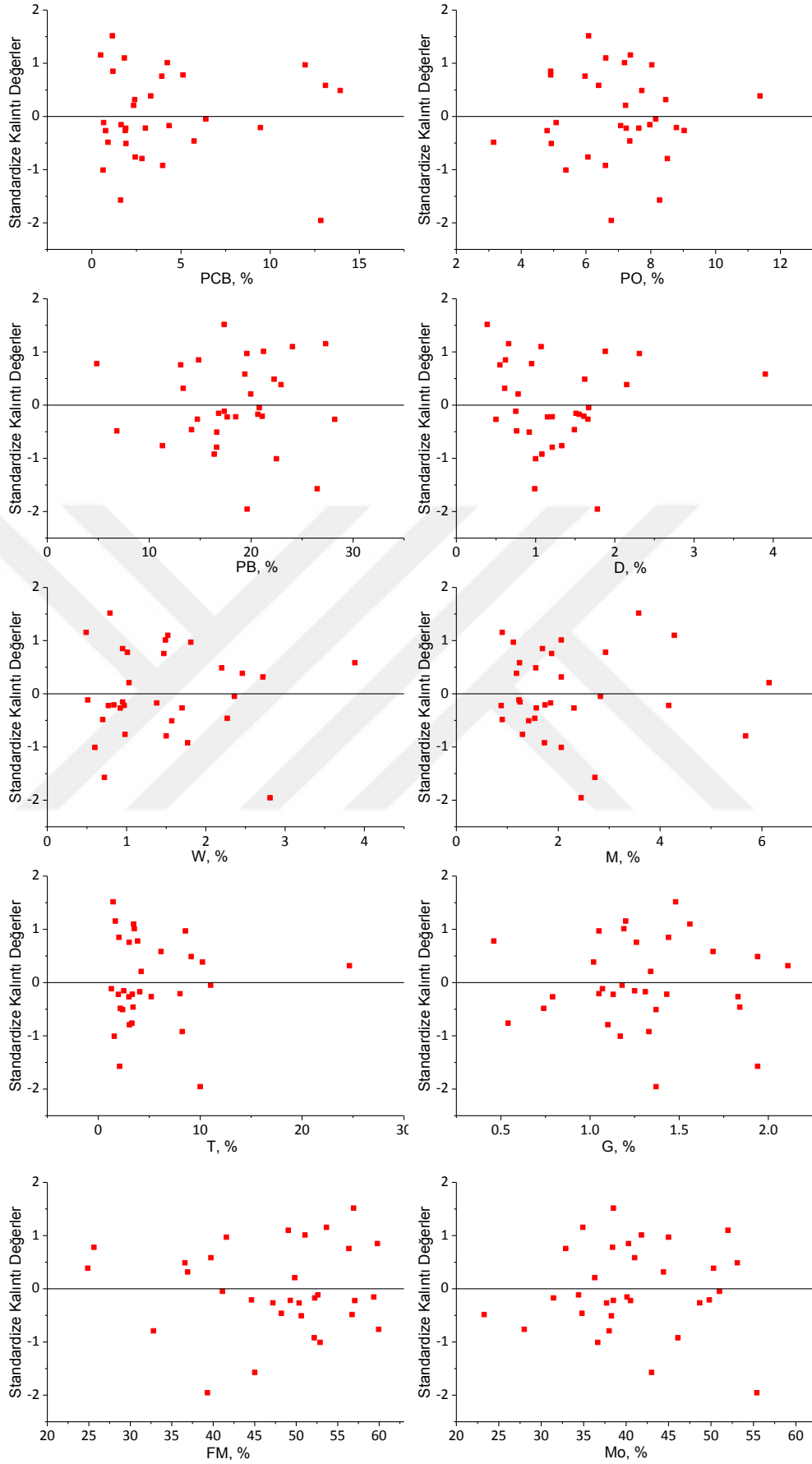
Çizelge 5.5 Tüm MGA değişkenlerinin dâhil edildiği MLR modeli sonucu (BMP)

Model	Değerler	Std. Hata	t	p-değeri	Alt Güven Aralığı (95%)	Üst Güven Aralığı (95%)
Kesişim	-16,7726	14,2868	-1,1740	0,2542	-46,5743	13,0291
PCB	1,0316	0,7368	1,4001	0,1768	-0,5053	2,5685
PO	-1,9310	1,6554	-1,1665	0,2571	-5,3841	1,5220
PB	1,3013	0,5024	2,5900	0,0175	0,2533	2,3494
D	13,5047	5,5753	2,4222	0,0250	1,8748	25,1346
W	-8,1462	5,0849	-1,6021	0,1248	-18,7531	2,4606
M	0,2942	1,4045	0,2095	0,8362	-2,6355	3,2240
T	2,8911	0,6872	4,2072	0,0004	1,4577	4,3245
G	1,6676	6,0880	0,2739	0,7870	-11,0317	14,3670
S	0,7735	0,2804	2,7582	0,0121	0,1885	1,3585
FM	0,0000	0,0000	-	-	-	-
Mo	0,0029	0,3547	0,0082	0,9936	-0,7369	0,7427

Gerçekleştirilen ilk MLR model denemesinden sonra VIF değerleri hedeflenen kriterlere uygun olan Çizelge 5.4’de gösterilen değişkenlerin tamamının (S değişkeni hariç tüm MGA veri seti değişkenleri) kullanıldığı MLR modeline ait sonuçlar gösterilmiştir. Bu model çalışmasında kullanılan tüm değişkenlerin aktif olarak dâhil edilebildiği bir model elde edilirken bunlardan sadece D, T ve FM değişkenlerine ait p-değerlerinin istatistiksel açıdan uygun ($p\text{-değeri} < 0,05$) olduğu görülmektedir.

Çizelge 5.6 Tüm MGA değişkenlerinin (S hariç) dâhil edildiği MLR modeli sonucu (BMP)

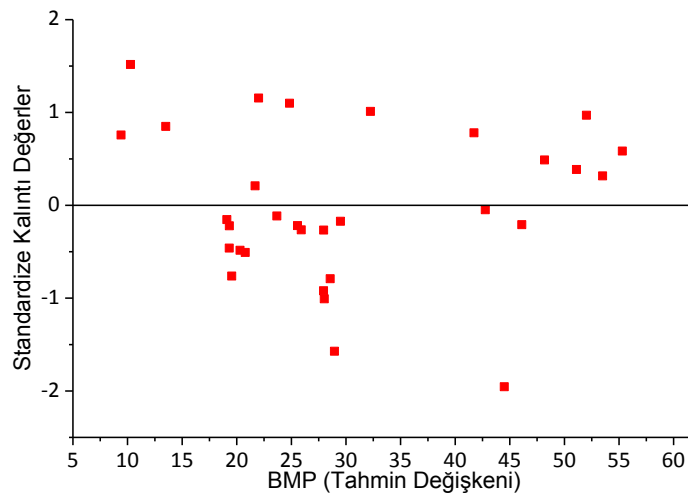
Model	Değerler	Std. Hata	t	p-değeri	Alt Güven Aralığı (95%)	Üst Güven Aralığı (95%)
Kesişim	60,5378	21,7407	2,7845	0,0114	15,1874	105,8882
PCB	0,2588	0,7274	0,3558	0,7258	-1,2585	1,7760
PO	-2,7019	1,7171	-1,5735	0,1313	-6,2837	0,8799
PB	0,5282	0,3880	1,3613	0,1886	-0,2812	1,3375
D	12,7235	5,5472	2,2937	0,0328	1,1521	24,2948
W	-8,9078	5,1508	-1,7294	0,0991	-19,6522	1,8366
M	-0,4791	1,4670	-0,3266	0,7474	-3,5392	2,5811
T	2,1167	0,6578	3,2177	0,0043	0,7445	3,4890
G	0,8827	5,9717	0,1478	0,8840	-11,5740	13,3394
FM	-0,7728	0,2804	-2,7560	0,0122	-1,3577	-0,1879
Mo	0,0027	0,3548	0,0075	0,9941	-0,7373	0,7427



Şekil 5.2 Tüm MGA değişkenlerinin (S hariç) dâhil edildiği MLR modelindeki değişkenleri kalıntı-değişken ilişkisi (BMP)

MLR modellerinde kullanılan değişkenlerin kalıntı değerlerine karşılık oluşturdukları grafikler modelin geğerliliğinin kontrol edilmesinde kullanılabilir. Bu grafiklerde oluşan grafiklerin hiğbirinde bir eğrilik ve kayma oluşmaması durumunda ilgili modelin uygun bir yapıda olduğu dūřünülebilir. Őekil 5.2'te tüm MGA veri seti değişkenlerinin (S hariğ) dâhil edildiği MLR modelindeki değişkenlerin standardize edilmiş kalıntı değerlerine karşılık her bir değişken değerlerinin ilişkisi grafikleri görülmektedir. Bu grafiklerde özellikle PCB, M, G ve Mo değişkenlerinin az da olsa bir kayma veya eğrilik (curvature) sergiledikleri görülmektedir.

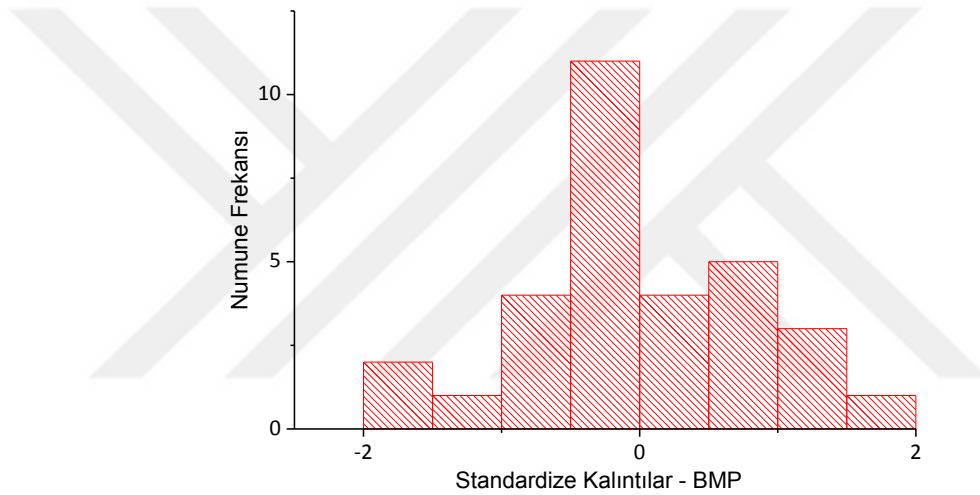
Ayrıca, regresyona dayanan modellerde oluşan hataların sabit varyansa sahip oldukları kabul edilmektedir. Buna göre, model sonucunda elde edilecek tahmin parametresi değerleriyle kalıntıların oluşturacağı grafiğin dağınık-dağıtılmış bir görünüm sergilemesi ve herhangi bir kūrvtür göstermemesi beklenmelidir. Őekil 5.3'te tüm madde grubu analizi değişkenlerinin (S hariğ) dâhil edildiği MLR modelindeki standardize edilmiş kalıntı değerlerinin modelin tahmin edilen değişkeni olan BMP değeriyle ilişkisi verilmektedir. Buradan da görüleceği üzere x-ekseninin alt kısmında belirgin bir toplanma durumu oluşmaktadır. Bu durum ilgili MLR modelindeki kalıntı değerlerinin sabit olmayan bir varyansa sahip olduklarını göstermektedir. Bu varyans sorunun düzeltilmesi için bir veya daha fazla değişkenin dönüştürülerek yeni MLR oluşturulması gerekebilir.



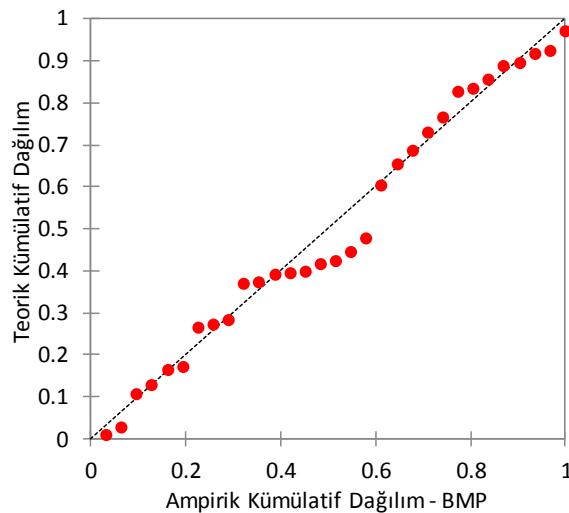
Şekil 5.3 Tüm MGA değişkenlerinin (S hariç) dâhil edildiği MLR modelindeki kalıntı-BMP ilişkisi

Şekil 5.4'te tüm madde grubu analizi değişkenlerinin kullanıldığı MLR modeli sonucunda elde edilen kalıntı değerlerinin dağılımının gösterildiği histogram verilmiştir. Görüldüğü

üzere normale yakın bir dağılım söz konusu olsa da bazı değerlerin sola kaydığı ve pik değerlerin dağılımı etkilediği gözlenmektedir. Ayrıca, Şekil 5.5’da görülen p-p diyagramında teorik ve deneysel kalıntı verilerinin dağılım doğrusal olmaktan çok bazı noktalarda S şeklinde sapmalar görülmektedir. Bu şekilde meydana gelen kuyruklu grafikler dağılımın normal dağılımdan uzaklaştığını göstermektedir. “ H_0 : Değişkenler normal dağılıma uymaktadır” ve “ H_1 : Değişkenler normal dağılıma uymamaktadır” olmak üzere Lilliefors testine göre p değeri= $0,026 < 0,05$ elde edildiğinden H_0 hipotezini reddetmekte riskimiz sadece %2,6 olarak belirlenmiştir. Anderson-Darling testine göre de p değeri= $0,0371 < 0,05$ elde edildiğinden H_0 hipotezini reddetmenin riski %3,71 olarak tespit edilmiştir. Bu durumda alternatif H_1 hipotezi kabul edilebilir.



Şekil 5.4 Tüm MGA değişkenlerinin (S hariç) dâhil edildiği MLR modelindeki kalıntı-BMP normallik histogramı



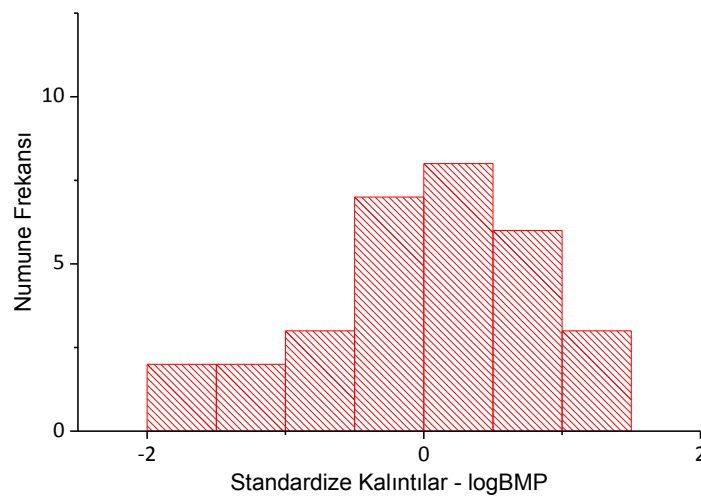
Şekil 5.5 Tüm MGA değişkenlerinin (S hariç) dâhil edildiği MLR modelindeki kalıntı-BMP için p-p diyagramı

Bu değerlendirmelere dayanarak tüm madde grubu analizi değişkenleri (S hariç) kullanılarak elde edilen ilk MLR modelinin biręok değişkeni ve aranan BMP değişkenine ait hata varyanslarının sabit olmaması ve normal dağılıma yeterince uymaması sebebiyle yeterli olmadığı ve istenen kriterleri sağlayamadığı görülmüştür.

5.1.3.1 Değişken Dönüşüm İhtiyacı

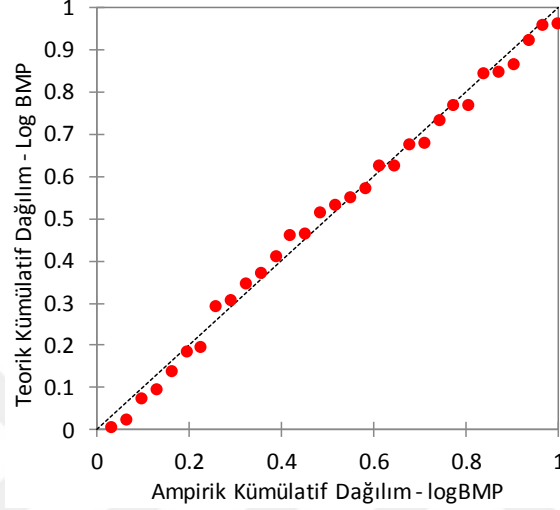
MLR modellerindeki normallik ve varyans sorunlarını gidermek üzere bazı değişkenlerin dönüşümü yaparak modelin daha uyumlu hale getirilmesi sağlanabilmektedir. Değişken varyansını stabilize etmek üzere değişkenin karesinin, karekökünün veya logaritmasının alınması gibi yöntemler uygulanabilmektedir. Hangi değişkenlerin dönüşüme tabi tutulacağı daha ęok bir tecrübe kararı veya deneme yanılmaya dayanan bir karar olmaktadır. Buradaki ęalıřmada sadece tahmin edilen BMP değişkeninin bir dönüşüme tabi tutulmasına karar verilmiştir. Diğer tahmin değişkenlerine herhangi bir dönüşüm uygulanmayacaktır. Bunun esas sebebi yapılacak analizleri mümkün olduğunca sade ve basit bir seviyede tutabilmektir.

Sadece BMP değişken değerlerinin "logaritmik" olarak dnşrldğ veri seti için daha evvel geręekleřtirilmiř olan aynı ayarlarla tekrarlanan MLR analizi sonucunda elde edilen kalıntı-logBMP normallik histogramı Şekil 5.6'de görülmektedir. Hafif bir Şekilde sağa ęarpıklık görülse de, daha evvel tümü ham verilerden oluşan MGA veri seti için elde edilen Şekil 5.4'teki histograma kıyasla normale daha yakın bir dağılım sağladığı görülmektedir.



Şekil 5.6 Tüm MGA değişkenlerinin (S hariç) dâhil edildiği MLR modelindeki kalıntı-logBMP normallik histogramı

Şekil 5.7’de standardize kalıntı değerine karşılık logaritmik BMP için verilen p-p diyagramında da dönüştürülmemiş BMP için elde edilen Şekil 5.5’deki grafiğe göre oldukça doğrusal bir değişim olduğu ve herhangi bir S veya kuyruk oluşumu bulunmadığı tespit edilmiştir. Lilliefors testine göre p değeri=0,9394>0,05 ve Anderson-Darling testine göre de p değeri=0,9304>0,05 elde edildiğinden H_0 kabul edilmelidir.



Şekil 5.7 Tüm MGA değişkenlerinin (S hariç) dâhil edildiği MLR modelindeki kalıntı-logBMP için p-p diyagramı

5.1.4 En Uygun MLR Model Araştırması

Daha önce ham veriler ve logaritmik dönüşümlerle elde edilen tüm verilerle gerçekleştirilen MLR sonuçları esas alınarak en iyi modeli belirlemek üzere önem seviyesi düşük olan değişkenler çeşitli yöntemlerle elenecektir. Bu amaçla adım adım regresyon (stepwise), ileriye doğru (forward) regresyon ve geriye dönük (backward) regresyon olmak üzere farklı yöntemler kullanılabilir. Fakat burada daha fazla seçme imkânı veren “En İyi Alt Grup” yöntemiyle model seçimi yapılmasına karar verilmiştir. Bu yöntemde bağımsız değişkenlerin bütün kombinasyonları kullanılarak her kombinasyonun regresyon eşitliğinin tahmin edilmesi hedeflenmektedir. Bu sayede modele dâhil edilecek değişkenlerin seçilmesine de yardımcı olunmaktadır. Bu yöntemde bir değişkenden başlayarak veya eldeki tüm değişkenleri içerecek şekilde elde edilebilen tüm en iyi model türevleri tespit edilmektedir. Bu durumda, sadece bir adet tahmin değişkeninin kullanıldığı bir regresyon işleminden başlayarak tüm değişkenlerin kullanıldığı regresyon işlemine kadar birçok deneme yapılmalıdır. En iyi regresyon modelinin seçilmesi için aşağıdaki kriterler uygulanmıştır:

- Belirlilik katsayısı (R^2) büyük olmalıdır. Bu katsayı, elde edilen modelin mevcut verilere ne kadar uyduğunu göstermektedir. Genel olarak, bir değerlendirmeye ne kadar çok değişken katılırsa R^2 değeri de o kadar artmasına rağmen bir modele gerekli gereksiz tüm değişkenlerin ilave edilerek şişirilmesi anlamı çıkarılmamalıdır. Uygulamada en iyi R^2 değerini veren en az sayıdaki değişkene sahip modelin elde edilmesi tercih edilmelidir.
- Düzeltilmiş belirlilik katsayısı ($Adj.R^2$) yeterince yüksek olmalıdır. Bu katsayı sayesinde gereksiz değişkenlerin kullanımı azaltılmaktadır. Bu kriter için de R^2 'de olduğu gibi en iyi $Adj.R^2$ değerini veren en az sayıdaki değişkene sahip modelin elde edilmesi tercih edilmelidir.
- Mallows C_p değeri mümkün olduğunca küçük veya modelde kullanılan değişken sayısına yakın olmalıdır.
- Akaike Bilgi Kriteri (AIC) ve Schwarz Bayes Kriteri (SBC) mümkün olduğunca küçük olmalıdır. Bu iki kriter, oluşturulacak MLR modelinin uyumluluğunu gösteren kriterler olmalarından dolayı model seçimi için önemlidirler.

5.1.4.1 Ham BMP Değerleriyle Model Araştırması

Yukarıda verilen kriterler esas alınarak 1 adet değişkenden başlayarak tüm değişkenler kullanılıncaya kadar elde edilen en uygun modellere ait istatistiksel verilerin koyu harflerle verildiği Çizelge 5.7'da gösterilmiştir.

Çizelge 5.7 MGA verileriyle oluşturulan en iyi MLR modelleri (BMP)

Değişkenler	RMSE	R^2	$Adj.R^2$	C_p	AIC	SBC
FM	12,467	0,641	0,616	7,152	158,478	162,346
D / T	12,051	0,650	0,625	7,097	157,174	161,476
D / T / FM	11,543	0,691	0,656	5,396	155,376	161,112
D / W / T / FM	10,978	0,731	0,689	3,732	153,093	160,262
PO / D / W / T / FM	10,750	0,752	0,702	3,805	153,578	161,182
PO / PB / D / W / T / FM	10,534	0,771	0,714	4,020	153,051	162,089
PCB / PO / PB / D / W / T / FM	10,538	0,780	0,714	5,161	153,758	164,230
PCB / PO / PB / D / W / M / T / FM	10,750	0,781	0,702	7,068	154,616	167,521
PCB / PO / PB / D / W / M / T / G / FM	10,991	0,782	0,688	9,024	156,547	170,887
PCB / PO / PB / D / W / M / T / G / FM / Mo	11,256	0,782	0,673	11,000	158,510	174,284

RMSE değerinin 7 değişkenli modele kadar (PCB-PO-PB-D-W-T-FM) azaldığı ve daha sonra tekrar artış eğilimi gösterdiği görülmektedir. R^2 değerinin, modele her değişken ilavesiyle daha da büyüyerek en yüksek değerini 9 ($R^2=0,782$) ve 10 ($R^2=0,782$) değişkenli model için aldığı görülmüştür. Bu durum bir modeldeki değişken sayısının artışına bağlı olarak modelin R^2 değerinin artış göstereceği bilgisiyle de uyumludur [191]. Adj. R^2 değeri ise 6 değişkenli modele (PO-PB-D-W-T-FM) kadar arttıktan ($R^2=0,714$) sonra azalma eğilimine dönmüştür. En düşük C_p (3,732), AIC (153,093) ve SBC (160,262) değerleri 4 değişkenli model (D-W-T-FM) için elde edilmiştir. Buna göre, R^2 ve Adj. R^2 değerlerine göre en iyi model 10 değişkenli model olması gerekir. Ancak, AIC, C_p ve SBC kriterleri en uygun olan model 4 değişkenli model (D-W-T-FM) olarak dikkati çekmektedir. Genel olarak bir modelin en yüksek varyansı tanımlarken en az sayıda değişkeni kullanması ve karmaşık olmaması istenir. Ayrıca 4 değişkenli model dışındaki en uygun modellerde bulunan PO, PB, M ve G gibi değişkenlerin BMP potansiyeline önemli bir etkileri olmayacağı düşünülmektedir.

Yukarıda sıralanan sebepler dolayısıyla Çizelge 5.7'da özetlenen modeller içinde en uygun modelin 4 değişkenli model olduğu sonucuna varılmıştır. Bu modelin R^2 ve Adj. R^2 değerleri sırasıyla 0,731 ve 0,689 olarak tespit edilmiştir. Seçilen 4 değişkenli modele ait genel ANOVA sonucu Çizelge 5.8'de gösterilmiştir. Buna göre model F değeri (17,6292) $p=0,0001<0,05$ değeri için gerekli yeterliliği ($>F_{kritik}=2,7425$) sağladığından dolayı H_0 reddedilerek 4 değişkenli modelin değerlerine göre yeterlilik kriterlerini sağlayabildiği görülmektedir. Diğer modellere ait ANOVA sonuçlarının tamamı hedeflenen kriterleri (F ve p-değeri) sağlamakta olup burada gösterilmemiştir. Burada sadece seçilen 4 değişkenli modele ait genel ANOVA test sonuçları verilmiştir.

Çizelge 5.8 Tüm MGA değişkenlerinin (S hariç) dâhil edildiği en iyi MLR modeli ANOVA sonucu (BMP)

Kaynak	DF	SE	MS	F	p-değeri
Model Değişkeni	4	8498,3967	2124,5992	17,6292	< 0,0001
Hata	26	3133,4061	120,5156		
Düzeltilen Toplam	30	11631,8028			

Diğer tüm modeller de genel kriterlere bağlı olarak istatistiksel açıdan uygun görünseler de her bir modeli oluşturan parametrelerin istatistiksel önemlilik seviyelerine (p

değeri<0,05) bakıldığında daha detaylı bir bakış açısı sağlanabilmektedir. Çizelge 5.9'de ham BMP değerlerinin kullanıldığı MLR için elde edilen modelde kullanılan 4 değişkene ait detaylı bilgiler verilmiştir. Buna göre elde edilen modelin genel denklemi aşağıdaki gibidir:

$$\text{BMP} = 41,402 + 14,126 \times D + 3,057 \times T - 0,588 \times \text{FM} - 9,572 \times W \quad (5.1)$$

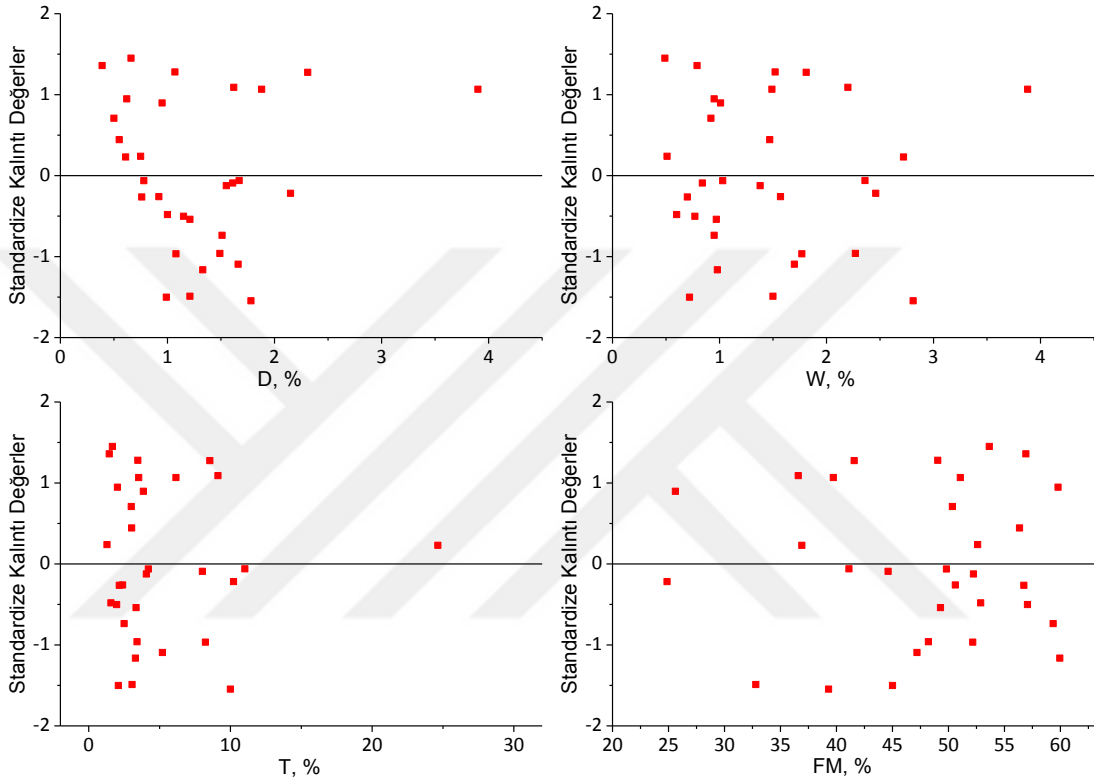
Bu modele göre tekstil (T) ve çocuk bezi (D) değişkenleri pozitif etkiye sahipken elek altı malzemesi (FM) ve ahşap atıklar (W) negatif etkiye sahip olduğu görülmektedir. D ve T gibi atık gruplarının özellikle kolay ayrışabilir fraksiyonları içerdiklerinden dolayı bunların BMP değerine hızlı bir şekilde pozitif katkıda bulunmaları beklenebilir. Diğer yandan lignin ve selüloz gibi bileşenleri barındıran W türü atık değişkenleri biyolojik ayrışmaya karşı daha dirençli olabildiklerinden metan gazına dönüşmek üzere daha uzun sürelere ihtiyaç duydukları bilinmektedir [267], [268]. W değişkeninin negatif etkiye sahip olmasının nedeninin böyle bir mekanizma olduğu düşünülmektedir.

Çizelge 5.9 Tüm MGA değişkenlerinin (S hariç) dâhil edildiği en iyi MLR modeli sonucu (BMP)

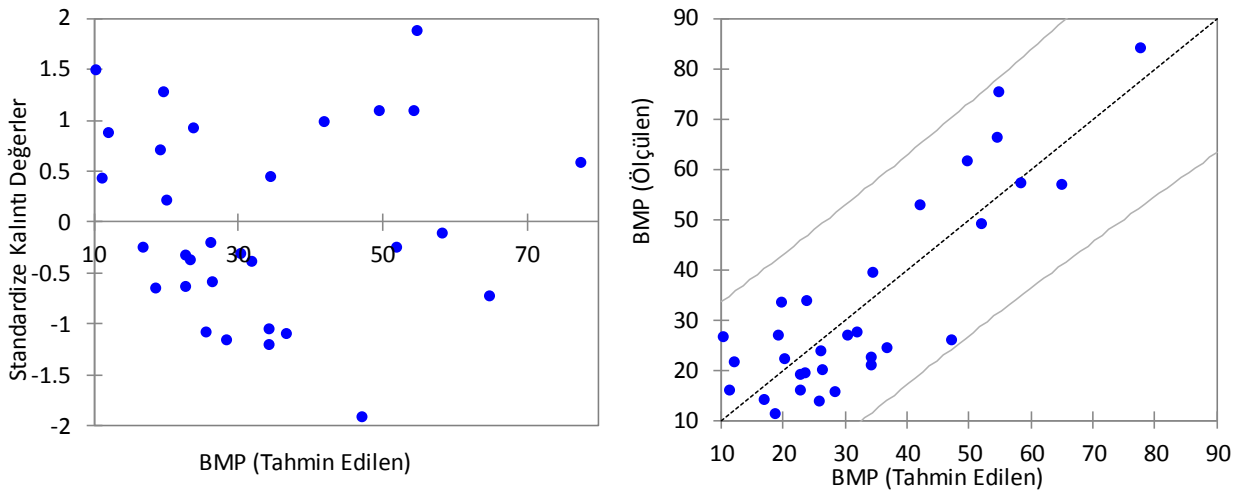
Model	Değerler	Std. Hata	t	p-değeri	Alt Güven Aralığı (95%)	Üst Güven Aralığı (95%)
Kesişim	41,4024	16,2903	2,5415	0,0173	7,9173	74,8876
D	14,1262	4,4580	3,1687	0,0039	4,9627	23,2898
W	-9,5726	4,8772	-2,9627	0,0481	-19,5978	0,4527
T	3,0572	0,6518	4,6902	< 0,0001	1,7173	4,3970
FM	-0,5885	0,2712	-2,1697	0,0394	-1,1460	-0,0310

Yapılan MLR analizine göre en uygun model olarak tespit edilen 4 değişkenli modelde kullanılan her bir değişkenin kalıntı değerlerle olan ilişkisi Şekil 5.8'da gösterilmiştir. Buna göre özellikle FM ve W değişkenlerinin son derece uygun bir dağılıma sahip oldukları buna karşılık T ve D değişkenlerinin hafifte olsa bir eğriliğinin olduğu görülmektedir. Fakat bu eğriliğin sadece 1 veya 2 adet veriden kaynaklandığı düşünüldüğünden bunun modelin seçiminde önemli bir kriter olmadığına karar verilmiştir. Seçilen 4 değişkenli model için elde edilen standardize kalıntı değerleri ile tahmin edilen BMP ilişkisi grafiği ve ölçülen-tahmin edilen BMP değerleri değişimi grafiği Şekil 5.9'da gösterilmiştir. Standardize kalıntı değerleri grafiğinde kalıntıların son derece

dağınık yayılmış olması ve herhangi bir eğrilik oluşmamasından dolayı modelin sabit varyans kriterini sağladığı düşünülmektedir. Ayrıca BMP'nin ölçülen ve tahmin edilen değerlerin $R^2=0,73$ ve diğerlerine kıyasla düşük sayılabilecek $RMSE= 10,978$ değeri için elde edilen grafikte tüm değerlerin %95'lik güvenilirlik sınırları içinde kaldığı da gözlenmiştir. Bu verilerin ışığında modelin geçerli olduğu ve ilgili depolama sahası özellikleri için kullanılabileceği söylenebilir.



Şekil 5.8 MGA veri seti 4 değişkenli MLR modelindeki kalıntı-değişken ilişkisi (BMP)



Şekil 5.9 MGA veri seti için seçilen 4 değişkenli MLR modelinin kalıntı-BMP ve ölçülen-tahmin edilen BMP değerleri grafikleri

5.1.4.2 Logaritmik BMP Değerleriyle Model Araştırması

MGA veri setindeki tüm değişkenler aynen kullanılmak üzere sadece BMP değerinin logaritmasının (logBMP) alınması suretiyle elde edilen yeni veri seti kullanılarak 1 adet değişkenden başlayarak tüm değişkenler kullanılıncaya kadar elde edilen istatistiksel açıdan en uygun modellere ait istatistik verilerin koyu harflerle verildiği Çizelge 5.10'da gösterilmiştir. Logaritmik değerler söz konusu olduğundan RMSE değerlerinin rölatif olarak çok düşük olduğu görülmektedir. Bu model araştırmasında da RMSE değerinin 6 değişkenli modele kadar (PO-PB-D-W-T-FM) azaldığı (0,1255) ve ardından tekrar 10 değişkenli modele kadar arttığı gözlenmiştir. Bu açıdan bakıldığında en uygun model 6 değişkenli olmaktadır. R^2 değerinin ise 8 değişkenli modele (PCB-PO-PB-D-W-T-FM-Mo) kadar arttığı ve sonrasında sabit kaldığı (0,712) gözlenmiştir. $Adj.R^2$ değerinin ise 6 değişkenli modele (PO-PB-D-W-T-FM) kadar artarak 0,632 değerine ulaştığı ve sonrasında 10 değişkenli model için 0,569 değerine düştüğü gözlenmiştir. En düşük C_p (3,969), AIC (-122,611) ve SBC (-113,573) değerleri 4 değişkenli model (D-W-T-FM) için elde edilmiştir.

Çizelge 5.10 Tüm MGA verileriyle oluşturulan en iyi MLR modelleri (logBMP)

Değişkenler	RMSE	R^2	$Adj.R^2$	C_p	AIC	SBC
FM	0,1553	0,455	0,437	10,886	-113,525	-110,657
PCB / FM	0,1463	0,534	0,500	7,434	-116,341	-112,039
D / T / FM	0,1388	0,595	0,550	5,146	-118,737	-113,001
D / W / T / FM	0,1351	0,631	0,574	3,969	-122,611	-113,573
PB / D / W / T / FM	0,1326	0,658	0,589	4,681	-119,578	-112,408
PO / PB / D / W / T / FM	0,1255	0,706	0,632	4,807	-119,928	-111,324
PO / PB / D / W / T / FM / Mo	0,1270	0,711	0,624	5,076	-121,211	-109,740
PCB / PO / PB / D / W / T / FM / Mo	0,1297	0,712	0,607	7,029	-119,285	-106,379
PCB / PO / PB / D / W / M / T / FM / Mo	0,1326	0,712	0,589	9,004	-117,323	-102,983
PCB / PO / PB / D / W / M / T / G / FM / Mo	0,1359	0,712	0,569	11,000	-115,329	-99,555

Yukarıda sıralanan sebepler dolayısıyla Çizelge 5.10'da özetlenen modeller içinde en uygun modelin 4 değişkenli model olduğu sonucunda varılmıştır. Modele ait genel ANOVA sonucu Çizelge 5.11'da gösterilmiştir. Regresyon denklem uyum iyiliği F-testi için sıfır hipotez (H_0) ana kütle model katsayılarının hepsinin değerinin 0'a (sıfır) eşit olduğudur. Yani H_0 gerçekse hesap ile elde edilen katsayı kestirimlerinin hepsi ana kütle için 0'dır. Bunun anlamı hiçbir etki ve bağlantı olmadığıdır. Bu basamağa kadar yapılmış

olan analizin bir kenara bırakılması ve diğer bir modelin bulunup kullanılması gerekir. Eğer H_0 reddedilirse regresyon kestirimleri genellikle uygundur ve çıkarımsal kontrol analizine devam edilir. Buna göre F değerinin $p=0,0001<0,05$ için 11,1064 değerinde olması varyansın yeterince uygun olduğu sonucunu getirmektedir.

Çizelge 5.11 Tüm MGA değişkenlerinin (S hariç) dâhil edildiği en iyi MLR modeli ANOVA sonucu (logBMP)

Kaynak	DF	SE	MS	F	p-değeri
Model Değişkeni	4	0,8104	0,2026	11,1064	< 0,0001
Hata	26	0,4743	0,0182		
Düzeltilen Toplam	30	1,2847			

Çizelge 5.10’da tespit edilmiş olan tüm modeller temel istatistik kriterlerine göre geçerli modellerdir. Ancak, modelleri oluşturan değişkenlerin her birinin geçerliliklerine bakıldığında sadece 4 değişkenli modeli oluşturan değişkenlerin geçerli değerler aldıkları görülmektedir. Bu değişkenlere ait istatistiksel bilgiler Çizelge 5.12’de verilmiştir. Bu değişkenlerle logBMP için elde edilen genel denklem ifadesi aşağıdaki gibidir:

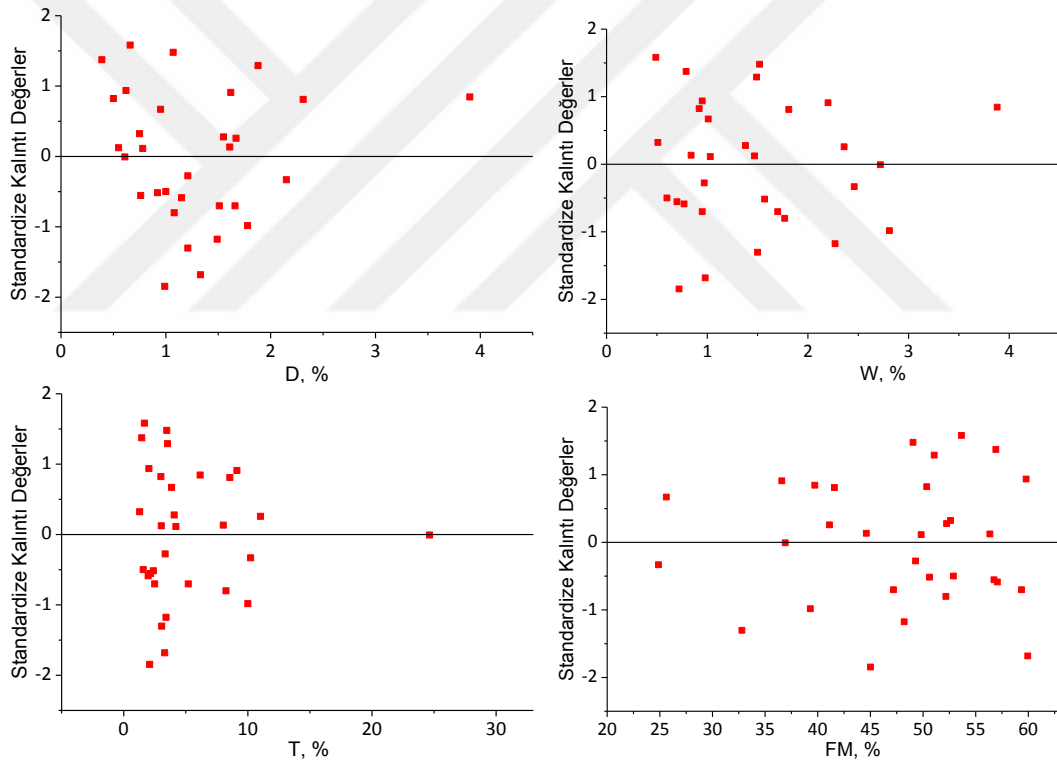
$$\log\text{BMP} = 1,70786 + 0,14246 \times D - 0,09479 \times W + 0,02253 \times T - 0,00921 \times \text{FM} \quad (5.2)$$

logBMP dönüşümü için elde edilen modele göre D ve T değişkenleri pozitif etkili olurken W ve FM değişkenleri de negatif etkili olmuşlardır. Bu etkilerin dönüşüm yapılmamış BMP için elde edilen model denklemindeki değişken etkileriyle aynı olduğu görülmektedir. Bu model için kullanılan W dışındaki tüm değişkenlerin p-değerinin $p<0,05$ koşulunu sağladıkları fakat W değişkeninin $p=0,1263$ değeriyle bu koşulu sağlamadığı görülmüştür.

Çizelge 5.12 Tüm MGA değişkenlerinin (S hariç) dâhil edildiği en iyi MLR modeli sonucu (logBMP)

Model	Değerler	Std. Hata	t	p-değeri	Alt Güven Aralığı (95%)	Üst Güven Aralığı (95%)
Kesişim	1,7079	0,2004	8,5215	< 0,0001	1,2959	2,1198
D	0,1425	0,0548	2,5975	0,0153	0,0297	0,2552
W	-0,0948	0,0600	-2,0798	0,1263	-0,2181	0,0285
T	0,0225	0,0080	2,8097	0,0093	0,0060	0,0390
FM	-0,0092	0,0033	-2,7607	0,0104	-0,0161	-0,0024

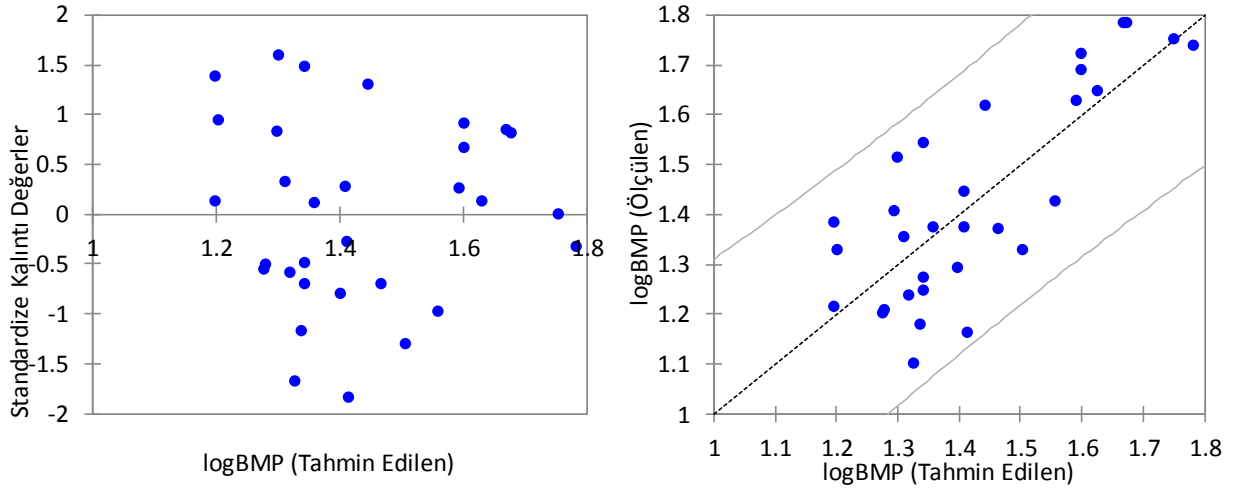
Diğer alternatif logBMP modelleri içinden değişkenlerin aldıkları p-değerleri bu değerden çok daha kötü oldukları için en uygun değişken değerleri 4 değişkenli model olması sebebiyle bu karşılaştırma açısından model uygun görülmüştür. logBMP dönüşümü için elde edilen en uygun MLR modelinde kullanılan her bir değişkenin standardize edilmiş kalıntı değerlerle olan ilişkileri Şekil 5.10'da verilmiştir. Buradaki modelde kullanılan değişkenlerin dağılımları da daha önce BMP içinde elde edilen ve Şekil 5.8'da gösterilen değişimlere benzer özellikler göstermektedir. W ve FM değişkenlerinin dağılımları oldukça rastgele olmasına karşılık D ve özellikle de T değişkenine ait standardize kalıntı dağılımı daha iç içe geçmiş şekilde görülmektedir. Bu durum logBMP dönüşümünün 4 değişkenli modelin açıklanmasında büyük bir katkısının olmadığını da göstermektedir.



Şekil 5.10 MGA veri seti 4 değişkenli MLR modelindeki kalıntı-değişken ilişkisi (logBMP)

logBMP için elde edilen en iyi model (4 değişkenli) için standardize kalıntı değerlerin tahmin edilen logBMP değerleriyle olan ilişki Şekil 5.11'de gösterilmiştir. Burada elde edilen değerlerin dağılımının oldukça rastgele ve dağınık olduğu görülmektedir. Ayrıca herhangi bir kürvatür oluşmadığı da gözlenmektedir. Bu sebeple genel modelin sabit varyans kriterini sağladığı kabul edilebilir. Ayrıca, Şekil 5.11'de ayrıca ölçülen ve tahmin edilen logBMP değerlerinin değişimi de verilmiştir. Buna göre oluşan veri dağılımının

%95 güvenilirlik aralığı içinde kaldığı ve modelin bu açıdan da geçerli olduğu söylenebilir. Hatta burada görülen veri dağılımı BMP için elde edilen Şekil 5.9'daki grafikte oluşan dağılımdan daha uygun bir yapı sergilemektedir.



Şekil 5.11 MGA veri seti için seçilen 4 değişkenli MLR modelinin kalıntı-BMP ve ölçülen-tahmin edilen logBMP değerleri grafikleri

5.1.4.3 MGA Verileriyle Nihai MLR Modelinin Seçimi

Gerek BMP gerekse logBMP dönüşümüyle MGA veri seti için elde edilen en iyi modellere ait istatistiksel veriler incelendiğinde tüm koşulları sağlayan en iyi modelin ham BMP değeriyle elde edilen 4 değişkenli model olduğu görülmektedir (Çizelge 5.13). BMP ile yapılan modelin her bir değişkeni $p < 0,05$ koşulunu sağlarken logaritmik dönüşüm için en uygun olarak belirlendiği halde logBMP için hazırlanan modeldeki W değişkeni $p = 0,126 > 0,05$ olduğundan gerekli hipotezi sağlayamamıştır. Sonuç olarak; BMP değerleriyle oluşturulan, R^2 ve $Adj.R^2$ değerleri sırasıyla 0,731 ve 0,689 olarak tespit edilen MLR modelinin en uygun model olduğu sonucuna varılmıştır.

Çizelge 5.13 MGA veri setiyle BMP ve logBMP için elde edilen en iyi MLR modellerine ait temel istatistiksel göstergeler

Değişken	Ham BMP			logBMP - Dönüşümü		
	Değer	Std.Hata	p-değeri	Değer	Std.Hata	p-değeri
Kesişim	41,402	16,290	0,017	1,708	0,200	< 0,0001
D	14,126	4,458	0,004	0,142	0,055	0,015
W	-9,573	4,877	0,048	-0,095	0,060	0,126
T	3,057	0,652	< 0,0001	0,022	0,008	0,009
FM	-0,588	0,271	0,039	-0,009	0,003	0,010

5.1.4.4 MGA Verilerine Göre Seçilen Modellerin Sınır Koşulları

Çizelge 5.9’de elde edilen 4 değişkenli modelin (D-W-T-FM) kullanımında dikkat edilmesi gereken konu, modelde kullanılan değişkenlerin sınır değerleri dışında değerlerin kullanılmamasıdır. Bunun dışında değerler kullanıldığında aşırı yüksek veya düşük BMP sonuçlarının elde edilmesi kaçınılmaz olacaktır. Buna göre denklemde kullanılacak D, W, T ve FM için kullanılabilir aralıklar %0,4-4,0, %0,5-3,9, %1,3-24,7 ve %24,9-60,0 olarak sıralanabilir. Burada verilen sınırlar dışındaki değişken verileriyle yapılacak BMP tahminleri için ilave arazi ve laboratuvar çalışmalarıyla daha çok sayıdaki verilerle farklı limit koşulları için modelleme çalışmalarının yapılması gereklidir.

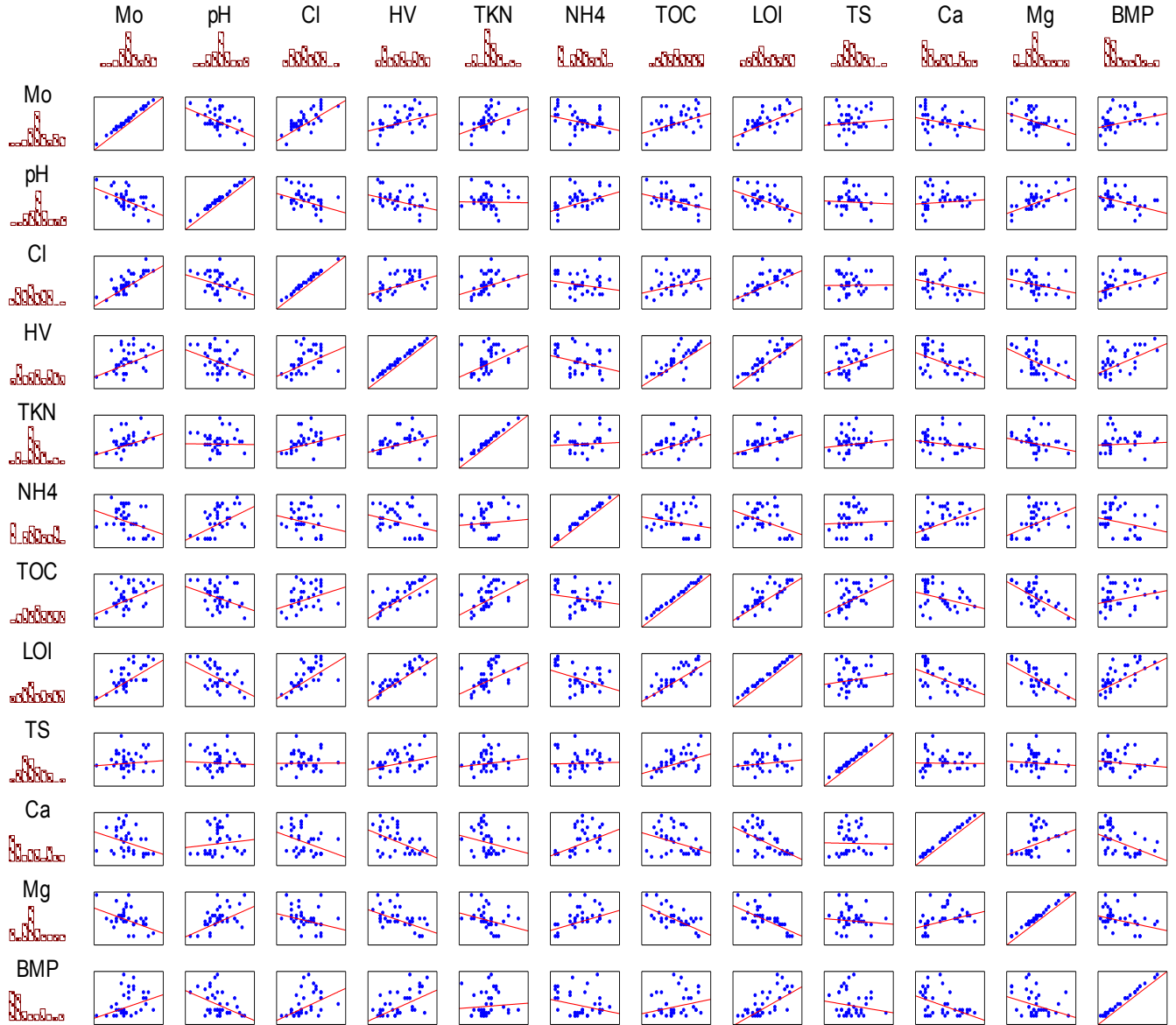
5.2 Laboratuvar Analizi Verileriyle MLR Modeli Geliştirilmesi

EK-D’de verilen fiziksel-kimyasal parametrelerin laboratuvar analizleri (LA) veri setindeki değerlerin kullanılacağı ilk MLR modeliyle modelin genel yapısı ve kullanılan değişkenlerin ilişkileri incelenecektir. Bir ön değerlendirme niteliğindeki ilk MLR model çalışmasında herhangi bir dönüşüm veya standart hale getirme işlemi uygulanmadan LA verilerinin ham değerleri kullanılmıştır. Bu parametrelere daha önceki MGA veri setiyle de olduğu gibi nem içeriği (Mo) parametresi de dâhil edilmiştir. Böylece BMP tahmini için toplam 11 adet değişken kullanılacaktır.

5.2.1 Ham Veri İlişkileri ve Korelasyon Analizi

MLR analizinde kullanılacak LA veri seti içindeki 11 değişkenin birbiriyle ve BMP değişkeniyle olan ilişkileri Şekil 5.12’deki grafiklerde verilmiştir. Grafiklerde görülen kırmızı çizgi ile gösterilen eğimin aşağı yönlü olması negatif doğrusal, yukarı yönlü olması ise değişkenlerin birbiriyle pozitif doğrusal bir ilişki içinde olduklarını göstermektedir. Genel olarak biyolojik süreçlerde önemli bir kontrol ve izleme parametresi olarak karşımıza çıkan Mo değişkeninin pH, NH₄, Ca ve MG ile negatif bir etkileşim içindeyken Cl, HV, TKN, TOC ve LOI değişkenleriyle de pozitif yönlü bir etkileşim içinde oldukları gözükmemektedir. Cl değişkeninin özellikle Mo, HV, TKN ve LOI değişkenleriyle önemli bir etkileşime girdiği diğer değişkenlerle negatif/pozitif fazlaca etkileşmediği görülmektedir. Genel olarak bir MLR modelinde birbirini etkileyebilen değişkenlerin olması istenmez. Fakat buradaki eğimlerin azlığından bu ilişkilerin çoğunluğunun fazlaca kuvvetli

olmadıkları da görülmektedir. İlerleyen kısımlarda bu değişkenlerin oluşturabileceği potansiyel sorunları tespit etmek üzere değişkenlerin çoklu doğrusallık sorunları VIF ile incelenecektir.



Şekil 5.12 LA veri setindeki tahmin ve bağlı değişkenlerin birbiriyle etkileşimini gösteren diyagramlar

Şekil 5.12’da BMP değişkeninin LA veri setindeki tüm değişkenlerle olan ilişkisi de rahatça görülmektedir. BMP değişkeninin Mo, pH, Cl, HV, NH4, TOC, LOI, Ca ve Mg değişkenleriyle etkileşimde olduğu görülmektedir. Bunlardan Mo, Cl, HV, TOC ve LOI değişkenleriyle pozitif yönlüdür. Özellikle HV, TOC ve LOI gibi değişkenler numunenin karbon yapısı ve enerji içeriğiyle ilgili değişkenleri oluşturmakta Mo ve Cl ise ortamın iyonik yapısını temsil ederek hep birlikte BMP potansiyelini artırma yönünde

etkileyebilen değişkenleri temsil etmektedirler. pH, NH₄, Ca, ve Mg ile negatif yönlü etkileşime sahip olduğu görülmektedir. pH dışındaki bu değişkenlerin mikroorganizmalar üzerinde inhibisyon etkilerinin olabileceği ve oluşan gazın azalmasına sebep olabilecekleri düşünüldüğünde bu ilişki yapısının yeterince anlamlı olduğu görülmektedir.

ADA ve EDA'ya ait ilgili LA verilerinin ayrı ayrı değerlendirilmesi sonucunda hemen hemen hiçbir değişkenin BMP değişkeniyle p-değeri ≤ 0.05 için önemli sayılabilecek bir korelasyon oluşturmadığı görülmüştür. Sadece LOI değişkeninin EDA'daki LA verileri için BMP ile orta kuvvette korelasyon oluşturduğu fakat ADA için hiçbir değişkenin BMP ile önemli bir korelasyon oluşturmadığı tespit edilmiştir. Tüm depolama alanındaki verilerden elde edilmiş olan LA veri setindeki (ADA ve EDA sonuçları birlikte) tüm değişkenlerin birbiriyle ve BMP tahmin değişkeniyle olan Pearson korelasyon ilişkileri Çizelge 5.14'te verilmiştir. Bu çizelgede önemlilik seviyesi $p < 0,05$ olan korelasyon katsayılarının istatistiksel açıdan yeterince önemli oldukları varsayılarak çizelgede koyu harflerle belirtilmiştir. İkili değişken grupları içerisinde korelasyon değerleri $>0,7$ olan Mo-Cl (0,77), HV-TOC (0,80), HV-LOI (0,88) ve TOC-LOI (0,79) gruplarını oluşturan değişkenlerin modelde çoklu doğrusallık sorunu oluşturabilecekleri görülmektedir.

Çizelge 5.14 LA ham verilerinin korelasyon analizi (R) sonuçları

Değişken	Mo	pH	Cl	HV	TKN	NH ₄	TOC	LOI	TS	Ca	Mg	BMP
Mo	1,00	-0,54	0,77	0,41	0,44	-0,35	0,46	0,65	0,11	-0,32	-0,44	0,35
pH	-0,54	1,00	-0,38	-0,38	-0,02	0,49	-0,37	-0,54	-0,05	0,11	0,52	-0,43
Cl	0,77	-0,38	1,00	0,45	0,36	-0,24	0,34	0,67	0,01	-0,35	-0,29	0,47
HV	0,41	-0,38	0,45	1,00	0,43	-0,31	0,80	0,88	0,33	-0,50	-0,52	0,58
TKN	0,44	-0,02	0,36	0,43	1,00	0,08	0,51	0,47	0,15	-0,24	-0,29	0,07
NH ₄	-0,35	0,49	-0,24	-0,31	0,08	1,00	-0,20	-0,42	0,04	0,49	0,45	-0,27
TOC	0,46	-0,37	0,34	0,80	0,51	-0,20	1,00	0,79	0,48	-0,35	-0,65	0,26
LOI	0,65	-0,54	0,67	0,88	0,47	-0,42	0,79	1,00	0,16	-0,55	-0,64	0,68
TS	0,11	-0,05	0,01	0,33	0,15	0,04	0,48	0,16	1,00	-0,02	-0,09	-0,16
Ca	-0,32	0,11	-0,35	-0,50	-0,24	0,49	-0,35	-0,55	-0,02	1,00	0,39	-0,48
Mg	-0,44	0,52	-0,29	-0,52	-0,29	0,45	-0,65	-0,64	-0,09	0,39	1,00	-0,33
BMP	0,35	-0,43	0,47	0,58	0,07	-0,27	0,26	0,68	-0,16	-0,48	-0,33	1,00

Koyu harflerle gösterilen değerler $p=0,05$ için önemlilik ifade etmektedir

BMP tahmin değişkeninin en güçlü korelasyonu HV (0,58) ve LOI (0,68) değişkenleriyle pozitif eğimli olarak oluşmaktadır. BMP'nin korelasyon katsayısı $>0,5$ olan tek ilişkili değişkenleri de bu iki değişkendir. Diğer değişkenlerin tamamı bu değer altında

kalmıştır. Özellikle TKN ve TOC parametrelerinin BMP ile pozitif/negatif kuvvetli bir etkileşim yapmaması ayrıca incelenmesi gereken bir konudur. TOC'nin BMP'ye olumlu katkı verebilecek biyolojik olarak ayrışabilir kısımdan çok ayrışamayan kısmının daha fazla olduğu düşünülebilir. BMP değişkeni pH ve Ca ile azalma yönünde sırasıyla -0,43 ve -0,48 değerleriyle korelasyon oluşturmuştur. Korelasyon değerlerinin >0,7 olmaması sebebiyle bu değişkenlerin oluşturacakları çoklu doğrusallık (multi-collinearity) sorununun şiddetinin MGA'daki kadar fazla olmayacağı tahmin edilebilir.

Çizelge 5.15'te tüm LA değişkenlerinin belirlilik katsayısı analiz sonuçları verilmiştir. Burada koyu olarak tanımlanan değerler $p < 0,05$ önemlilik seviyesi için istatistiksel açıdan geçerli sayılabilecek değerleri ifade etmektedir. Yapılacak değerlendirmelerin aynı platformda olması için burada da daha önce MGA için yapılan analizde olduğu gibi sadece $R^2 > 0,4$ olan değerlerin değerlendirmeye alınması uygun görülmüştür. Buna göre, doğrudan BMP ile dikkate değer bir etkileşim gerçekleştiren tek değişkenin 0,47 değeriyle LOI olduğu görülmektedir. Diğer değişkenlerin tamamı oldukça zayıf korelasyon değerleri oluşturmaktadır. Buna karşılık HV-LOI (0,77), HV-TOC (0,63) ve Mo-Cl (0,59) değişken ikilileri kendi aralarında kuvvetli sayılabilecek korelasyon değerleri göstermektedir.

Çizelge 5.15 LA verilerinin belirlilik katsayısı analizi (R^2) sonuçları

Değişken	Mo	pH	Cl	HV	TKN	NH4	TOC	LOI	TS	Ca	Mg	BMP
Mo	1,00	0,29	0,59	0,17	0,19	0,12	0,21	0,42	0,01	0,10	0,19	0,12
pH	0,29	1,00	0,14	0,14	0,00	0,24	0,14	0,29	0,00	0,01	0,28	0,18
Cl	0,59	0,14	1,00	0,20	0,13	0,06	0,12	0,45	0,00	0,13	0,08	0,22
HV	0,17	0,14	0,20	1,00	0,19	0,09	0,63	0,77	0,11	0,25	0,27	0,33
TKN	0,19	0,00	0,13	0,19	1,00	0,01	0,26	0,22	0,02	0,06	0,09	0,01
NH4	0,12	0,24	0,06	0,09	0,01	1,00	0,04	0,18	0,00	0,24	0,20	0,07
TOC	0,21	0,14	0,12	0,63	0,26	0,04	1,00	0,63	0,23	0,12	0,42	0,07
LOI	0,42	0,29	0,45	0,77	0,22	0,18	0,63	1,00	0,03	0,30	0,41	0,47
TS	0,01	0,00	0,00	0,11	0,02	0,00	0,23	0,03	1,00	0,00	0,01	0,03
Ca	0,10	0,01	0,13	0,25	0,06	0,24	0,12	0,30	0,00	1,00	0,15	0,23
Mg	0,19	0,28	0,08	0,27	0,09	0,20	0,42	0,41	0,01	0,15	1,00	0,11
BMP	0,12	0,18	0,22	0,33	0,01	0,07	0,07	0,47	0,03	0,23	0,11	1,00

Koyu harflerle gösterilen değerler $>0,4$ olup $p < 0,05$ için önemlilik ifade etmektedir

5.2.2 Varyans Artış Faktörleri

LA veri setindeki tüm değişkenlerin birlikte değerlendirilmesiyle oluşan VIF değerlendirme sonuçları Çizelge 5.16’da gösterilmiştir. Görüldüğü üzere LA değişkenleri arasında VIF>10 olan hiçbir değişken bulunmamaktadır. Dahası 5<VIF<10 aralığında olan değişkenler HV (7,141), TOC (7,247) ve LOI (6,976) olduğu ve diğer değişkenlerin hepsinin VIF<5 olduğu tespit edilmiştir.

Genel olarak 5<VIF<10 aralığında olması durumunda kabul edilebilir orta şiddette bir çoklu doğrusallık sorunu olduğu kabul edildiğinden burada düzeltmeyi gerektirecek bir sorunun bulunmadığına karar verilmiştir. Buna göre MLR modelinin genel değişkenlerinin modelleme için kabul edilebilir olduğuna karar verilmiştir.

Çizelge 5.16 LA veri seti değişkenlerinin VIF değerleri (Ham veriler)

Değişken	Mo	pH	Cl	HV	TKN	NH4	TOC	LOI	TS	Ca	Mg
Tolerans	0,253	0,398	0,244	0,140	0,526	0,474	0,138	0,059	0,502	0,490	0,387
VIF	3,952	2,510	4,091	7,141	1,902	2,108	7,247	6,976	1,991	2,040	2,584

5.2.3 LA Veri Setiyle Ön MLR Modellerinin Oluşturulması ve Değerlendirilmesi

LA veri setindeki tüm değişkenlerin kullanıldığı MLR analizi sonucunda oluşan genel modelin tüm bileşenlerine ait istatistik sonuçlar Çizelge 5.17’de verilmiştir. Görüldüğü üzere LA veri setindeki tüm değişkenler için bir denklem değeri elde edilebilmiştir. Bu modelin genel denklem ifadesi aşağıda verildiği gibidir:

$$\begin{aligned} \text{BMP} = & 72,44288 + 0,02393 \times \text{Mo} - 7,69833 \times \text{pH} - 0,00461 \times \text{Cl} + 0,00273 \times \text{HV} \\ & - 0,00181 \times \text{TKN} + 0,01511 \times \text{NH}_4 - 2,53833 \times \text{TOC} + 2,33684 \times \text{LOI} + 1,19181 \times \text{TS} \\ & - 0,00023 \times \text{Ca} - 0,00120 \times \text{Mg} \end{aligned} \quad (5.3)$$

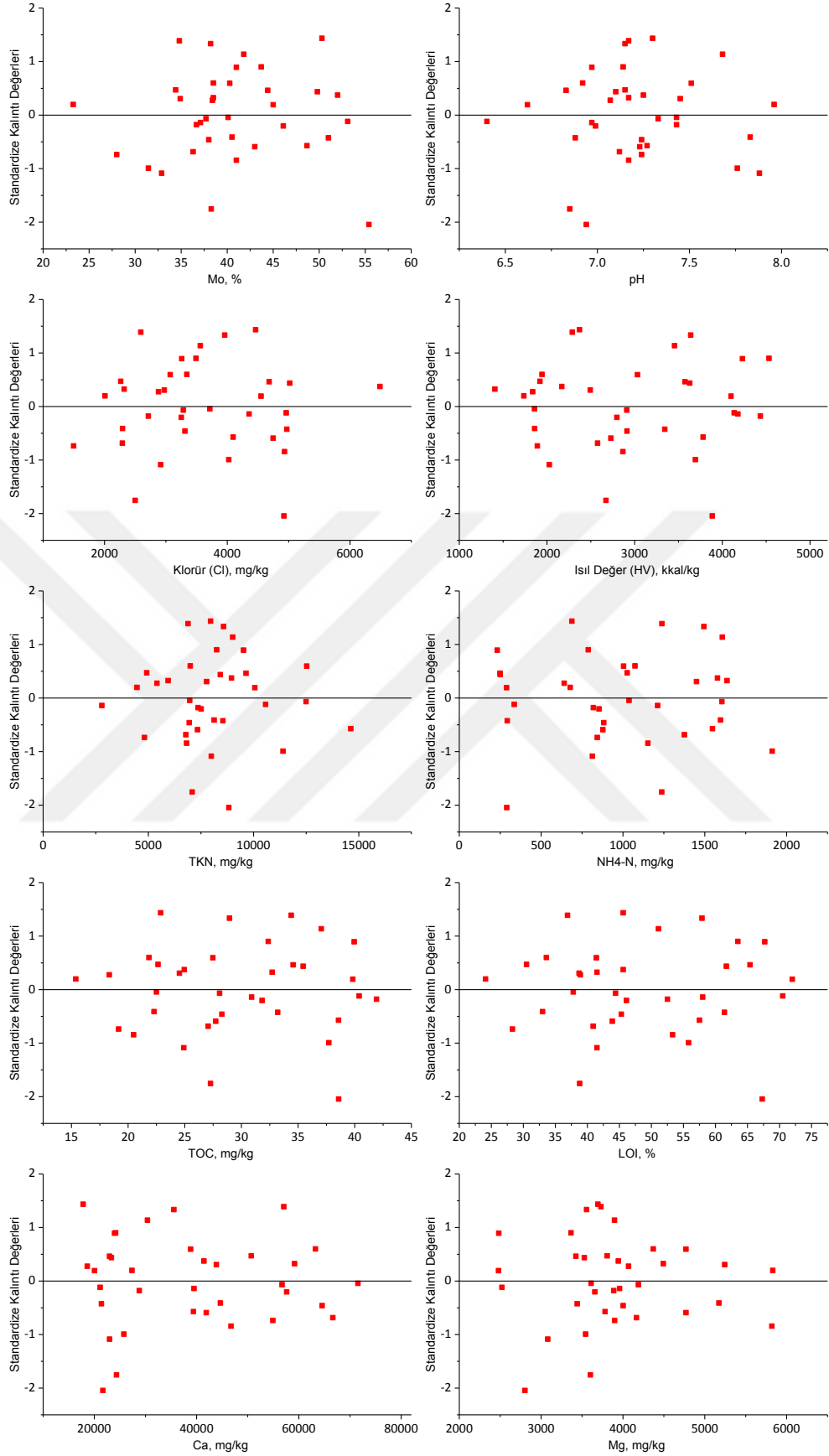
Bu denklemde veri setindeki her bir değişken için bir karşılık bulunmuş olmasına rağmen bu değerlerden sadece NH₄, TOC ve LOI değişkenlerinin p<0,05 önemlilik seviyesi için bir istatistiksel anlamlılığı olduğu fakat modeldeki diğer değişkenlerin bu koşulu sağlayamadığı görülmektedir. Model ayrıca genel olarak ANOVA testlerini de (F=8,7446 ve p<0,0001) sağlamaktadır. Bu kriterler gözönüne alındığında modelin ana yapısının kullanılabilir olduğuna karar verilmiştir.

Çizelge 5.17 Tüm LA veri seti değişkenlerinin dâhil edildiği MLR modeli sonucu (BMP)

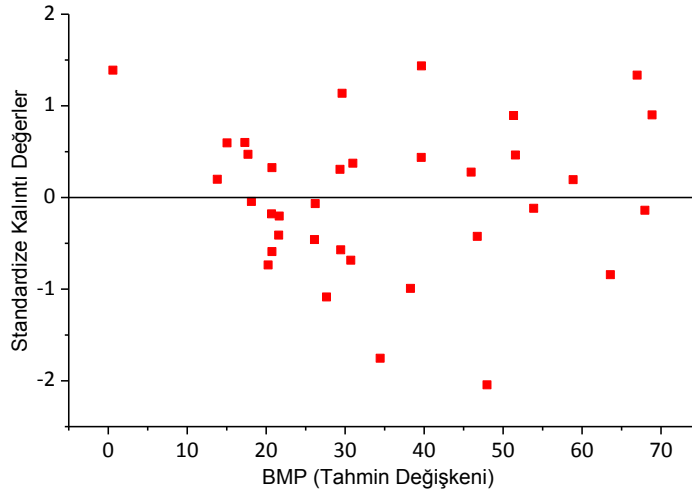
Model	Değerler	Std. Hata	t	p-değeri	Alt Güven Aralığı (95%)	Üst Güven Aralığı (95%)
Kesişim	72,4429	69,1984	1,0469	0,3060	-70,7049	215,5906
Mo	0,0239	0,4983	0,0480	0,9621	-1,0068	1,0547
pH	-7,6983	8,3079	-0,9266	0,3637	-24,8846	9,4879
Cl	-0,0046	0,0033	-1,4136	0,1709	-0,0114	0,0021
HV	0,0027	0,0053	0,5170	0,6101	-0,0082	0,0137
TKN	-0,0018	0,0010	-1,7561	0,0924	-0,0039	0,0003
NH4	0,0151	0,0054	2,8060	0,0100	0,0040	0,0262
TOC	-2,5383	0,6706	-3,7851	0,0010	-3,9256	-1,1511
LOI	2,3368	0,5761	4,0562	0,0005	1,1450	3,5286
TS	1,1918	20,9512	0,0569	0,9551	-42,1490	44,5326
Ca	-0,0002	0,0002	-1,4597	0,1579	-0,0006	0,0001
Mg	-0,0012	0,0035	-0,3381	0,7383	-0,0085	0,0061

Şekil 5.13'te LA veri setindeki tüm değişkenlerin kullanıldığı MLR analizi sonucunda her bir değişken için oluşturulan standardize kalıntı değeri ile tahmin değişkeni arasındaki ilişkileri gösteren grafikler verilmektedir. Burada verilen grafiklerdeki dağılım oldukça yaygın ve rastgele olduğu görülmektedir. Çoğu değişkenin kalıntı değerlerinin dağılımında herhangi bir eğrilik veya belirgin bir noktada yoğunlaşma görülmemektedir. Sadece pH, TKN ve Mg değişkenlerinin çok hafifi bir şekilde bir noktaya doğru toplandıkları söylenebilir. Ancak bu durum model genelinde bir sıkıntıya sebep olacak düzeyde değildir. Bu sebeple her bir değişkenin standardize kalıntı değerleri esas alınarak yapılan değerlendirmeye göre oluşturulan ilk ön MLR modelinin yapısının uyumlu olacağı görülmektedir.

Şekil 5.14'te tüm LA değişkenlerinin kullanılarak oluşturulan MLR analizi modelindeki standardize edilmiş kalıntı değerlerinin modelin tahmin edilen değişkeni olan BMP değeriyle ilişkisi verilmektedir. Genel olarak dağılımın herhangi bir kürvatür sergilemediği görülmektedir. Kalıntı değerler x-ekseni boyunca oldukça rastgele bir şekilde dağılmakta fakat BMP'nin 20 ml/gr kuru atık değeri için hafif yoğunlukta bir toplanma oluşturduğu gözlenmektedir. Bu yoğunlaşmanın şiddeti hafif ve genel dağılım iyi olmasından dolayı kalıntı değerleri-BMP değişimi açısından da modelin yapısının uyumlu olduğuna karar verilmiştir. Tüm bu değerlendirmeler ışığında kalıntı değerlerinin sabite yakın bir varyansa sahip olduklarını göstermektedir. Hafif olan bu varyans sorunun düzeltilmesi için bir dönüşüm işlemi gerekip gerekmeyeceğine bakılacaktır.

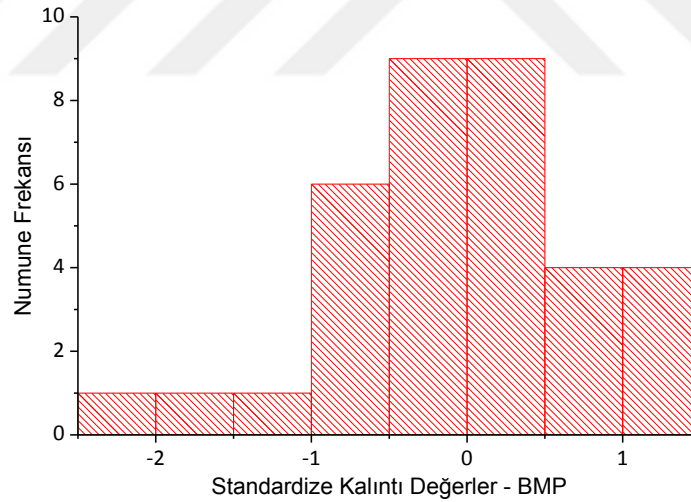


Şekil 5.13 LA veri seti değişkenlerinin dâhil edildiği MLR modelindeki değişkenleri kalıntı-değişken ilişkisi (BMP)



Şekil 5.14 Tüm LA değişkenlerinin dâhil edildiği MLR modelindeki kalıntı-BMP ilişkisi

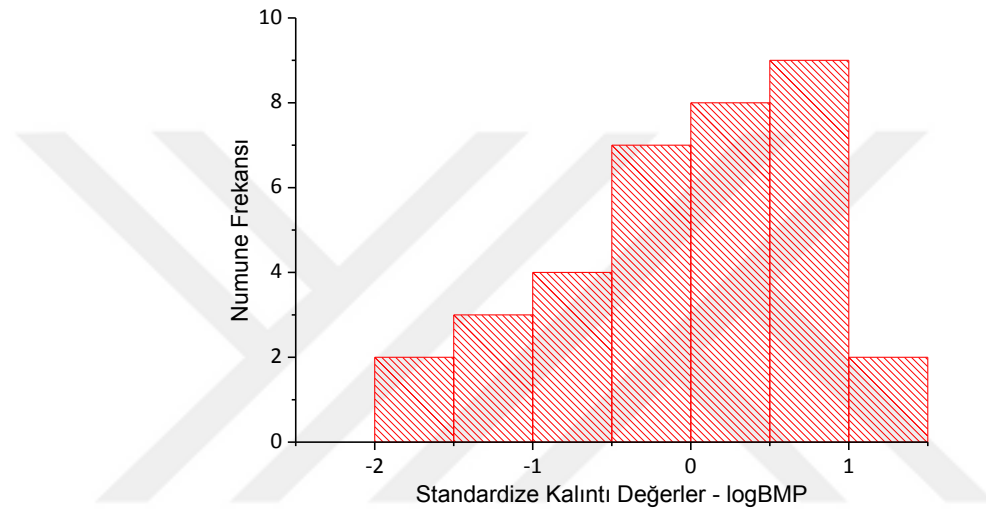
LA değişkenlerinin tamamının kullanıldığı MLR modeli sonucunda elde edilen kalıntı değerlerinin dağılımları Şekil 5.15'teki histogramda verilmiştir. Görülen histogram dağılımında normale yakın bir dağılım olsa da sağa çarpık bir etki olduğu da gözlenmektedir. Bu durum modelin normallik koşulunu sağlamakta zorlandığını göstermektedir.



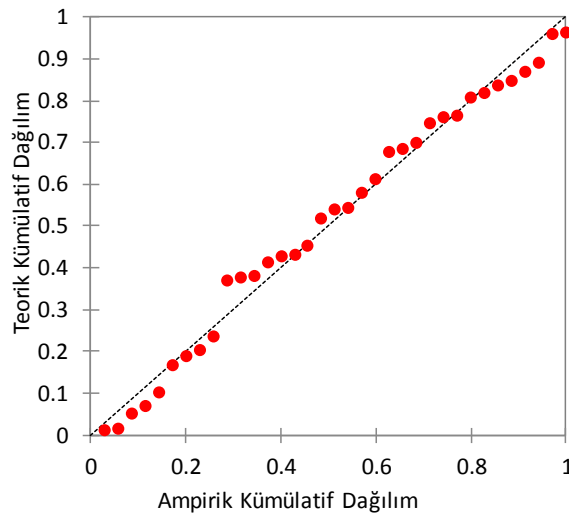
Şekil 5.15 Tüm LA değişkenlerinin dâhil edildiği MLR modelindeki kalıntı-BMP normallik histogramı

MLR modelinde kullanılan değişkenlerin teorik ve deneysel standardize kalıntı verilerinin dağılımı Şekil 5.16'da verilmektedir. Normal dağılım koşulunun sağlanması için veri değerlerinin eğimli doğru üzerinde yakın noktalarda olmaları gerekirken bu koşulun sadece eğrinin üst noktalarında sağlandığı orta kısımlarında önemli ölçüde sapma meydana geldiği görülmektedir. Normal dağılımın kontrol edilmesi için oluşturulan

azaltıldığı sadece ortada doğrudan hafif bir sapma gözleendiği tespit edilmiştir. Normal dağılımın kontrol edilmesi için oluşturulan hipotezler “ H_0 : Değişkenler normal dağılıma uymaktadır ve H_1 : Değişkenler normal dağılıma uymamaktadır” olmak üzere Lilliefors testine göre p değeri= $0,3175 > 0,05$ elde edildiğinden H_0 hipotezini reddetmekte riskimiz sadece %31,75 olarak belirlenmiştir. Diğer yandan Anderson-Darling testine göre ise p değeri= $0,5375 > 0,05$ elde edildiğinden H_0 hipotezini reddetmenin riski %53,75 olarak tespit edilmiştir. Her iki kritere göre de dağılım normal dağılım kriterlerine uyduğu tespit edildiğinden H_0 hipotezi kabul edilebilir.



Şekil 5.17 Tüm LA değişkenlerinin dâhil edildiği MLR modelindeki kalıntı-logBMP normallik histogramı



Şekil 5.18 Tüm LA değişkenlerinin dâhil edildiği MLR modelindeki kalıntı-logBMP için p-p diyagramı

5.2.4 En Uygun MLR Model Araştırması

Burada daha fazla seçme imkânı veren “En İyi Alt Grup” yöntemiyle model seçim yapılacaktır. Daha önce MGA veri setiyle gerçekleştirilen model çalışmasında bu yöntem için uygulanan kriterlerin (R^2 , Adj. R^2 , Mallow’s Cp, AIC ve SBC) tamamı burada da uygulanarak en uygun modellerin belirlenmesine çalışılmıştır. Bu kriterler kullanılarak öncelikle aranan BMP değişkeninin ham değerleriyle daha sonra da logaritmik dönüşümü yapılan BMP değeri kullanılarak en uygun MLR modelleri belirlenecektir.

5.2.4.1 Ham BMP Değerleriyle Model Araştırması

LA veri setindeki tüm değişkenlerin birer tahmin değişkeni ve BMP’nin de denkleminde aranan değişken olarak kullanıldığı “En İyi Alt Grup” yöntemiyle yapılan MLR model çalışmasında tek bir adet değişkenden başlayıp 11 değişkenin tamamı kullanılıncaya kadar elde edilen en uygun modellere ait temel istatistik bilgileri Çizelge 5.18’de verilmiştir. Modellerin RMSE değerleri incelendiğinde en büyük değer (RMSE=14,477) tek değişkenli model (LOI) için olduğu bu değerlerin 7 değişkenli modele (pH-Cl-TKN-NH₄-TOC-LOI-Ca) kadar azalarak RMSE=9,706 değerini aldığı ve sonrasında 11 değişkenli modele kadar tekrar arttığı (RMSE=10,431) görülmektedir. R^2 değerinin ise modele her değişken ilavesiyle artış göstererek en yüksek değerini ($R^2=0,807$) 9 değişkenli model için aldığı ve bundan sonra değişmediği görülmektedir. Adj. R^2 değerinin de yine 7 değişkenli modele (pH-Cl-TKN-NH₄-TOC-LOI-Ca) kadar arttıktan ($R^2=0,714$) sonra tekrar azalmaya başladığı ve 11 değişkenli model için $R^2=0,715$ değerini aldığı tespit edilmiştir.

Çizelge 5.18 LA verileriyle oluşturulan en iyi MLR modelleri (BMP)

Değişkenler	RMSE	R^2	Adj. R^2	Cp	AIC	SBC
LOI	14,477	0,467	0,451	32,561	189,020	192,131
TOC / LOI	11,372	0,681	0,661	9,030	173,044	177,710
Cl / TOC / LOI	10,901	0,716	0,688	6,856	170,975	177,196
Cl / NH₄ / TOC / LOI	10,426	0,749	0,715	4,968	168,705	176,482
Cl / TKN / NH ₄ / TOC / LOI	9,881	0,782	0,744	4,374	166,007	178,450
Cl / TKN / NH ₄ / TOC / LOI / Ca	9,757	0,794	0,750	3,496	165,648	176,536
pH / Cl / TKN / NH₄ / TOC / LOI / Ca	9,706	0,804	0,753	3,020	165,760	175,092
pH / Cl / HV / TKN / NH ₄ / TOC / LOI / Ca	9,836	0,806	0,746	6,117	167,620	181,618
pH / Cl / HV / TKN / NH₄ / TOC / LOI / Ca / Mg	10,007	0,807	0,737	8,006	169,452	185,005
pH / Cl / HV / TKN / NH ₄ / TOC / LOI / TS / Ca / Mg	10,212	0,807	0,727	10,002	171,446	188,555
Mo / pH / Cl / HV / TKN / NH ₄ / TOC / LOI / TS / Ca / Mg	10,431	0,807	0,715	12,000	173,443	192,107

Mallow's Cp (3,020), AIC (165,760) ve SBC (175,092) kriterleri en düşük değerlerini 7 değişkenli MLR modeli (pH-Cl-TKN-NH4-TOC-LOI-Ca) için almışlardır. Bu kriterlerin tamamı dikkate alındığında en uygun modelin $R^2=0,804$ ve $Adj.R^2=0,753$ olan 7 değişkenli model olduğuna karar verilmiştir. Burada verilen modellerin tamamına ait ANOVA sonuçları istatistiksel açıdan yeterli (p -değeri $<0,0001$) görülmüştür. Fakat her bir modele ait ANOVA sonuçlarının bu çalışma dâhilinde gösterilmesi gerekli görülmemiş sadece tespit edilen en uygun modele ait ANOVA sonucu Çizelge 5.19'da gösterilmiştir. Buna göre 7 değişkenli modelin genel F değeri (15,8113) $p=0,0001<0,05$ değeri için $F_{kritik}=2,373$ değerinden büyük olduğundan gerekli yeterliliği sağladığından dolayı H_0 reddedilerek modelin değerlerine göre yeterlilik kriterlerini sağlayabildiği görülmektedir.

Çizelge 5.19 LA değişkenlerinin dâhil edildiği en iyi MLR modeli ANOVA sonucu (BMP)

Kaynak	DF	SE	MS	F	p-değeri
Model Değişkeni	7	10426,1678	1489,4525	15,8113	< 0,0001
Hata	27	2543,4457	94,2017		
Düzeltilen Toplam	34	12969,6135			

MLR analiziyle elde edilen Çizelge 5.18'deki modellerin hepsi ANOVA analizlerine göre yeterli görünse de her bir modeli oluşturan birçok değişkenin p -değerleri $<0,05$ hedeflenen istatistiksel önemliliği sağlayamamaktadır. Bu kriteri sağlayabilen en uygun model 7 değişkenli model olarak tespit edilmiştir. Çizelge 5.20'de en uygun model olarak tespit edilen 7 değişkenli modeli oluşturan değişkenin MLR modeli sonucunda oluşan detaylı istatistiksel bilgileri verilmiştir. Görüldüğü üzere kullanılan her değişken $p<0,05$ önemlilik seviyesini sağlayabilmektedir. BMP değeri için elde edilen 7 değişkenli modelin genel denklemi aşağıda verildiği gibidir:

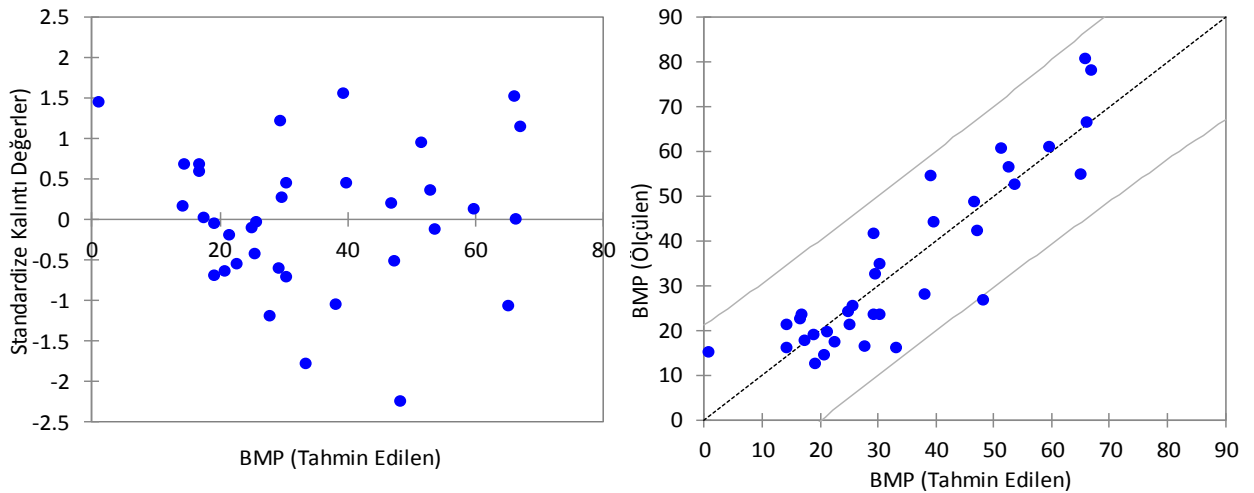
$$\begin{aligned} \text{BMP} = & 68,18720 - 7,90592 \times \text{pH} - 0,00500 \times \text{Cl} - 0,00181 \times \text{TKN} + 0,01494 \times \text{NH}_4 \\ & - 2,39662 \times \text{TOC} + 2,51029 \times \text{LOI} - 0,00024 \times \text{Ca} \end{aligned} \quad (5.4)$$

Bu modele göre pH, Cl, TKN, TOC ve Ca değişkenlerinin negatif etkili, NH₄ ve LOI değişkenlerinin de pozitif etkili oldukları görülmektedir. Elde edilen bu modelin bazı değişkenlerinin BMP ile olan ilişkileri daha önce Çizelge 5.14'te tespit edilen korelasyon ilişkilerinden farklı olduğu görülmektedir. Bunun nedeni modeldeki değişken sayısının değişmesine bağlı olarak değişkenlerin etki yönünün de değişebilmesidir.

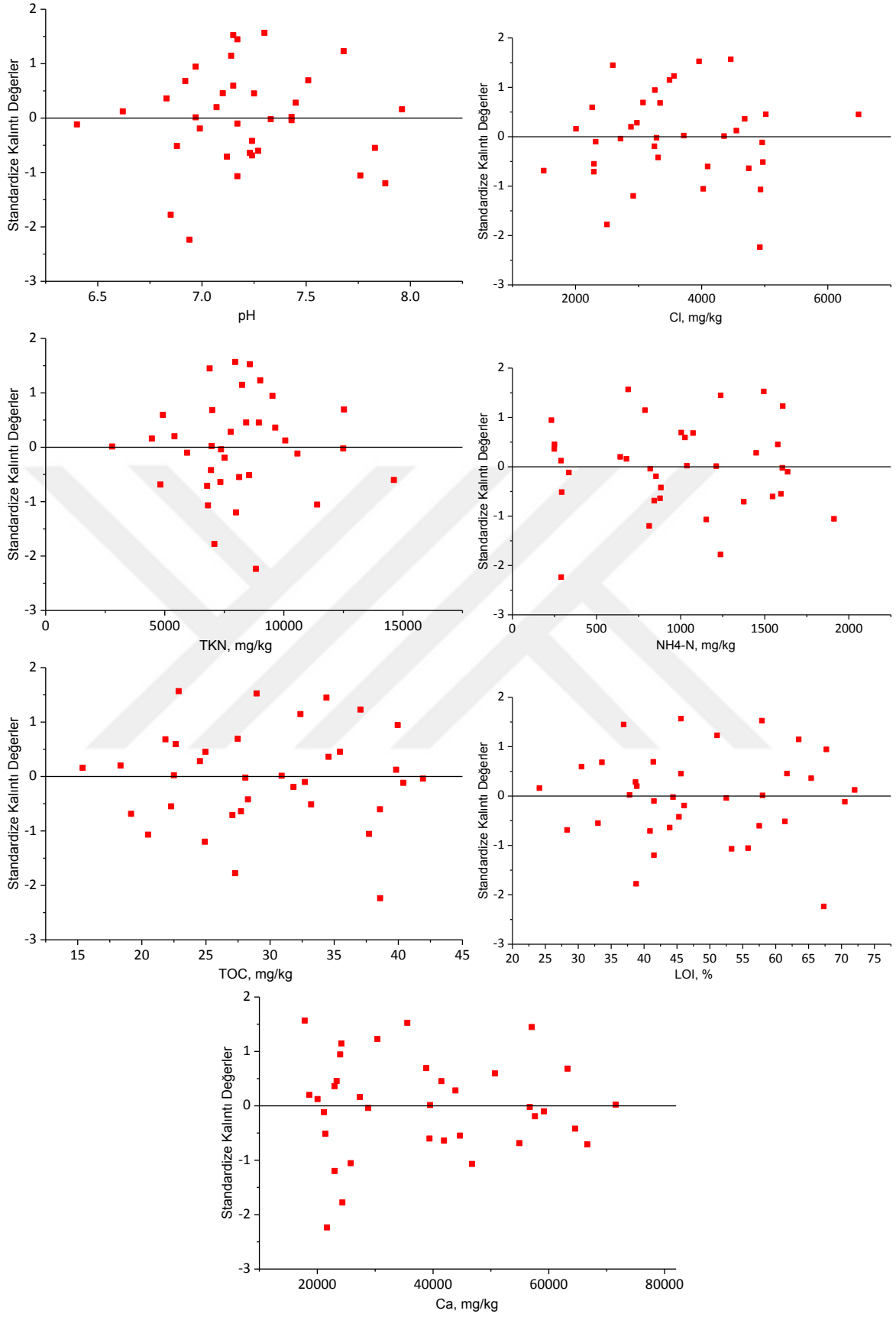
Çizelge 5.20 Tüm LA değişkenlerinin dâhil edildiği en iyi MLR modeli sonucu (BMP)

Model	Değerler	Std. Hata	t	p-değeri	Alt Güven Aralığı (95%)	Üst Güven Aralığı (95%)
Kesişim	68,1872	6,5430	2,2059	0,0383	-47,8294	184,2038
pH	-7,9059	6,9447	-2,1384	0,0249	-22,1552	6,3433
Cl	-0,0050	0,0023	-2,1800	0,0382	-0,0097	-0,0003
TKN	-0,0018	0,0009	-2,0941	0,0430	-0,0036	0,0000
NH4	0,0149	0,0048	3,1225	0,0042	0,0051	0,0248
TOC	-2,3966	0,4539	-5,2802	< 0,0001	-3,3279	-1,4653
LOI	2,5103	0,3628	6,9183	< 0,0001	1,7658	3,2548
Ca	-0,0002	0,0001	-2,6759	0,0311	-0,0005	0,0001

Şekil 5.19’de LA veri seti için oluşturulan 7 değişkenli en uygun MLR modelinin standardize kalıntı değerlerinin tahmin edilen BMP değerine karşılık gelen değişimleri ve ölçülen-tahmin edilen BMP değerlerinin değişimini gösteren grafikler verilmiştir. İlk grafikten görüldüğü üzere modelin geneli için verilerin oldukça dağınık olarak yayılmış olması sebebiyle için sabit varyans kriterinin sağlandığı görülmektedir. Sadece bazı değerlerin daha evvelde olduğu gibi 20 ml/gr kuru atık değeri etrafında birikme eğilimi olmasına karşılık bunun modelin tamamını etkileyecek bir durum olmadığı açıktır. Ayrıca BMP’nin ölçülen ve tahmin edilen değerlerin $R^2=0,804$ ve diğerlerine kıyasla düşük sayılabilecek $RMSE= 9,706$ değeri için elde edilen grafikte tüm değerlerin %95’lik güvenilirlik sınırları içinde kaldığı belirlenmiştir. Bu verilerin ışığında modelin istatistiksel açıdan geçerlidir ve ilgili depolama sahası özellikleri için kullanılması mümkündür.



Şekil 5.19 LA veri seti için seçilen 7 değişkenli MLR modelinin kalıntı-BMP ve ölçülen-tahmin edilen BMP değerleri grafikleri



Şekil 5.20 LA veri seti 7 değişkenli MLR modelindeki kalıntı-değişken ilişkisi (BMP)

MLR analizine göre elde edilen en uygun 7 değişkenli modelin her bir değişkeninin model değerinin standardize kalıntı değerlere karşılık değişimini gösteren grafikler Şekil 5.20'da verilmiştir. Bu grafiklere göre değişkenlerin her biri son derece yayılmış ve rastgele bir dağılım sergilemektedirler. Bu sebeple modelin tanımladığı sabit varyansın yeterince uygun olduğuna karar verilmiştir.

5.2.4.2 Logaritmik BMP Değerleriyle Model Araştırması

LA veri setindeki tüm değişkenler kullanılarak ve sadece BMP değişkeninin logaritmasının (logBMP) alınmasıyla elde edilen yeni veri setiyle ilk tahmin değişkeninden başlayarak veri setindeki tüm değişkenler kullanılıncaya kadar elde edilen istatistiksel açıdan en uygun modellere ait istatistik bilgiler koyu harflerle Çizelge 5.21'da gösterilmiştir. Logaritmik değerlerle çalışıldığından söz konusu olduğundan RMSE değerlerinin rölatif olarak çok düşük olduğu görülmektedir. Bu model araştırmasında da RMSE değeri açısından en uygun model 5 değişkenli modeldir. RMSE değeri 5 değişkenli modele kadar (TKN-NH4-TOC-LOI-Ca) azaldığı (0,015) ve 8 değişkenli modele kadar aynı değerde kaldığı görülmektedir. R^2 değeri sürekli artarak 11 değişkenli model için 0,793 değerini almaktadır. Adj. R^2 değerinin ise 7 değişkenli modele (pH-Cl-TKN-NH4-TOC-LOI-Ca) kadar arttığı (0,791) kadar artarak sonrasında azalarak 11 değişkenli model için 0,694 değerine düştüğü gözlenmiştir. En düşük Cp değeri (2,192) 4 değişkenli model (TKN-NH4-TOC-LOI) için elde edilmiştir. En küçük AIC değeri (-140,212) 5 değişkenli model (TKN-NH4-TOC-LOI-Ca) ve en düşük SBC değeri (-133,773) 2 değişkenli model (TOC-LOI) için elde edilmiştir.

Çizelge 5.21 Tüm LA verileriyle oluşturulan en iyi MLR modelleri (logBMP)

Değişkenler	RMSE	R^2	Adj. R^2	Cp	AIC	SBC
LOI	0,028	0,511	0,496	23,280	-122,967	-119,856
TOC / LOI	0,018	0,703	0,685	3,949	-138,439	-133,773
NH4 / TOC / LOI	0,017	0,729	0,703	3,082	-139,626	-133,404
TKN / NH4 / TOC / LOI	0,016	0,755	0,722	2,192	-141,160	-133,383
TKN / NH4 / TOC / LOI / Ca	0,015	0,769	0,729	2,644	-141,212	-131,880
Cl / TKN / NH4 / TOC / LOI / Ca	0,015	0,779	0,732	3,482	-140,834	-129,947
pH / Cl / TKN / NH4 / TOC / LOI / Ca	0,015	0,791	0,737	6,801	-140,793	-128,350
Mo / pH / Cl / TKN / NH4 / TOC / LOI / Ca	0,015	0,792	0,728	7,069	-138,915	-124,917
Mo / pH / Cl / TKN / NH4 / TOC / LOI / Ca / Mg	0,016	0,792	0,718	8,033	-136,970	-121,417
Mo / pH / Cl / TKN / NH4 / TOC / LOI / TS / Ca / Mg	0,016	0,793	0,706	10,018	-134,992	-117,883
Mo / pH / Cl / HV / TKN / NH4 / TOC / LOI / TS / Ca / Mg	0,017	0,793	0,694	12,000	-133,020	-114,356

Çizelge 5.21’de koyu renkli olarak işaretlenen modeller için değerleri tespit edilen bu kriterlerin tamamı dikkate alındığında özellikle Adj.R² değeri (0,737) en yüksek olan 7 değişkenli modelin en uygun model olduğu görülmektedir. Cp değeri için en uygun model ya bu değer en küçük olduğu ya da ilgili modeldeki değişken sayısına en yakın olması halinde seçilebilmektedir. 7 değişkenli model için Cp değeri 6,801 olması sebebiyle bu kriteri sağlamaktadır. 7 değişkenli model AIC ve SBC kriterlerini sağlayamamaktadır. Ancak, Cp ve Adj.R² değerlerinin uygun olması bu modelin geçerli model olarak kabul edilmesi için yeterlidir.

Tespit edilen en uygun MLR modeli olan 7 değişkenli modelin ANOVA istatistik sonuçları Çizelge 5.22’de verilmiştir. Seçilmeyen diğer modellere ait ANOVA sonuçlarına burada yer verilmeyecektir. H₀ hipotezi “Bütün numune gruplarının ortalama varyansları eşittir” ve H₁ “Bazı numune gruplarının ortalama varyansları birbirinden farklıdır” şeklinde kurulduğunda DF=7 (numerator) ve DF=27 (denominator) için hesaplanan F_{kritik}=2,373 değeri model F değerinden (14,6332) küçük olduğu tespit edilmiştir. Bu F değeri için p<0,05 önemlilik seviyesi için veri setimiz için p<0,0001 tespit edildiğinden H₀ hipotezi reddedilerek model varyansının yeterli olduğu sonucuna varılır.

Çizelge 5.22 Tüm LA değişkenlerinin dâhil edildiği en iyi MLR modeli ANOVA sonucu (logBMP)

Kaynak	DF	SE	MS	F	p-değeri
Model Değişkeni	7	1,5052	0,2150	14,6332	< 0,0001
Hata	27	0,3968	0,0147		
Düzeltilen Toplam	34	1,9019			

Çizelge 5.23’te en LA veri setiyle logBMP için uygun model olarak tespit edilen 7 değişkenli modeli oluşturan değişkenlerin MLR modeli sonucunda elde edilen detaylı istatistiksel bilgileri verilmiştir. Görüldüğü üzere kullanılan her değişken için p<0,05 önemlilik seviyesi sağlanmıştır. Diğer yandan, Çizelge 5.21’deki MLR modellerini oluşturan birçok değişkenin p-değerleri<0,05 hedeflenen istatistiksel önemliliği sağlayamamaktadır. logBMP değeri için elde edilen 7 değişkenli modelin genel denklemi aşağıda verildiği gibidir:

$$\log\text{BMP} = 1,89825 - 0,10811 \times \text{pH} - 0,00004 \times \text{Cl} - 0,00002 \times \text{TKN} + 0,00018 \times \text{NH}_4 - 0,02630 \times \text{TOC} + 0,02762 \times \text{LOI} - 2,99567\text{E}-6 \times \text{Ca} \quad (5.5)$$

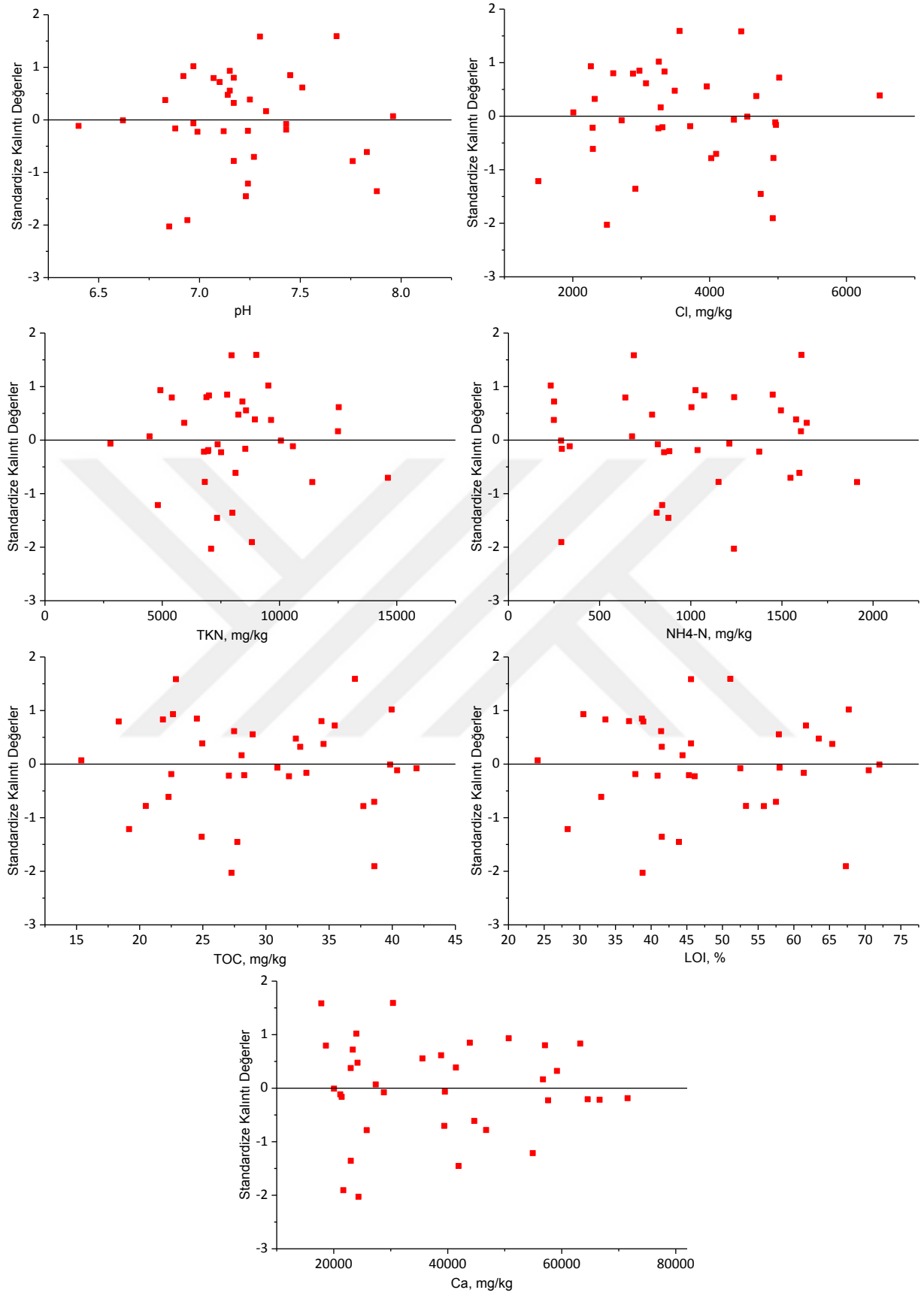
logBMP için elde edilen denklemdeki değişkenler ve etki yönleri daha önce dönüştürülmemiş BMP değişkeni için elde edilen denklemdekilerle aynı özelliklere sahiptir. Buna göre; göre pH, Cl, TKN, TOC ve Ca değişkenlerinin negatif etkili, NH4 ve LOI değişkenlerinin de pozitif etkili oldukları görülmektedir.

Çizelge 5.23 Tüm LA değişkenlerinin dâhil edildiği en iyi MLR modeli sonucu (logBMP)

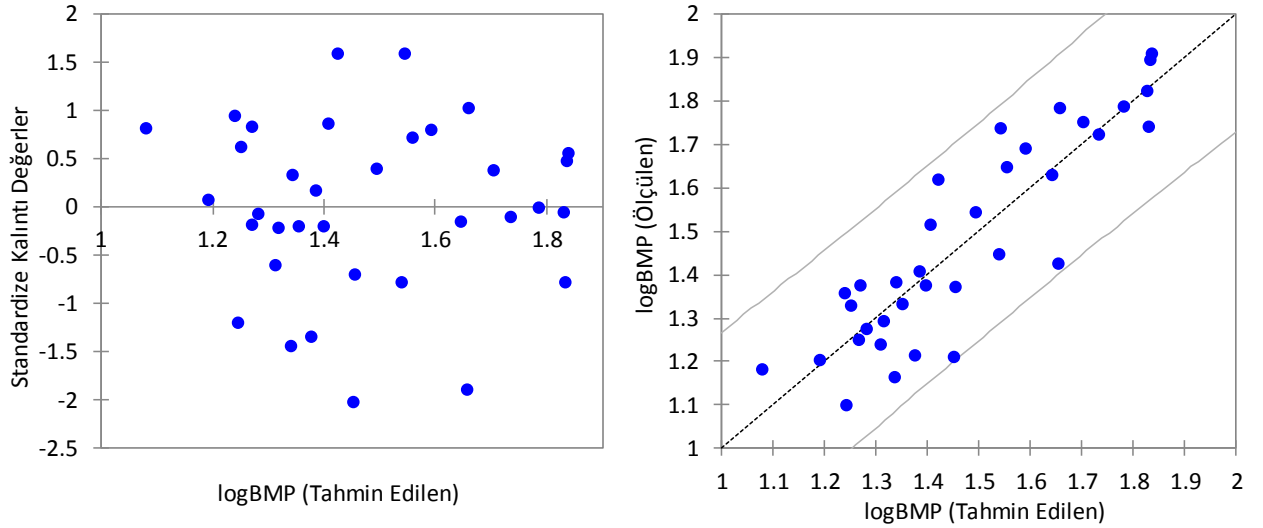
Model	Değerler	Std. Hata	t	p-değeri	Alt Güven Aralığı (95%)	Üst Güven Aralığı (95%)
Kesişim	1,8982	7,1E-01	2,6880	0,0122	4,5E-01	3,3E+00
pH	-1,1E-01	8,7E-02	-2,2465	0,0233	-2,9E-01	7,0E-02
Cl	-3,6E-05	2,9E-05	-2,2479	0,0228	-9,5E-05	2,3E-05
TKN	-1,7E-05	1,1E-05	-2,4888	0,0481	-3,9E-05	6,3E-06
NH4	1,8E-04	6,0E-05	2,9988	0,0058	5,7E-05	3,0E-04
TOC	-2,6E-02	5,7E-03	-4,6395	< 0,0001	-3,8E-02	-1,5E-02
LOI	2,8E-02	4,5E-03	6,0947	< 0,0001	1,8E-02	3,7E-02
Ca	-3,0E-06	1,8E-06	-2,6656	0,0174	-6,7E-06	6,9E-07

LA verilerinin MLR analizine logBMP değişkeni için elde edilen en uygun 7 değişkenli modelin her bir değişkeninin model değerinin standardize kalıntı değerlere karşılık değişimini gösteren grafikler Şekil 5.21'da verilmiştir. Bu grafiklere göre değişkenlerin her biri son derece yayılmış ve rastgele bir dağılım sergilemektedirler. Bu sebeple modelin tanımladığı sabit varyansın yeterince uygun olduğuna karar verilmiştir.

Şekil 5.22'de LA veri setiyle logBMP için oluşturulan 7 değişkenli en uygun MLR modelinin standardize kalıntı değerlerinin tahmin edilen logBMP değerine karşılık gelen değişimleri ve ölçülen-tahmin edilen logBMP değerlerinin değişimini gösteren grafikler verilmiştir. İlk grafikten görüldüğü üzere modelin genel kabulü açısından verilerin oldukça dağınık yayıldığı ve sabit varyans kriterinin sağlandığı görülmektedir. Burada elde edilen dağılımın daha önce dönüştürülmemiş BMP için elde edilen Şekil 5.19'da verilen dağılımdan daha uygun olduğu ve kalıntı değerlerin hiçbir noktada toplanma eğilimi göstermedikleri görülmektedir. Buna bağlı olarak logBMP'nin ölçülen ve tahmin edilen değerlerin $R^2=0,791$ değeri için elde edilen grafikte tüm değerlerin %95'lik güvenilirlik sınırları içinde kaldığı belirlenmiştir. Bu verilerin ışığında LA verilerinden logBMP için geliştirilen model istatistiksel açıdan geçerlidir.



Şekil 5.21 LA veri seti 7 değişkenli MLR modelindeki kalıntı-değişken ilişkisi (logBMP)



Şekil 5.22 LA veri seti için seçilen 7 değişkenli MLR modelinin kalıntı-logBMP ve ölçülen-tahmin edilen logBMP değerleri grafikleri

5.2.4.3 LA Verileriyle Nihai MLR Modelinin Seçimi

BMP değişkeninin LA veri seti için ham ve logaritmik dönüşümle gerçekleştirilen MLR modelleme çalışmalarına göre en uygun modellerin Çizelge 5.24'te istatistiksel verileri özetlenen 7 değişkenli modeller olduğu tespit edilmiştir. Görüldüğü üzere her iki seçilen model de hedeflenen istatistiksel kriterleri sağlayabilmektedir. Dönüşüm gerekliliği olmadan ve daha sade bir şekilde istenen değerlerin hesaplanmasına imkân verdiği için dolayı ham BMP değerleriyle elde edilen 7 değişkenli tahmin modelinin en uygun model olduğuna karar verilmiştir.

Çizelge 5.24 LA veri setiyle BMP ve logBMP için elde edilen en iyi MLR modellerine ait temel istatistiksel göstergeler

Değişken	Ham BMP			logBMP - Dönüşümü		
	Değer	Std.Hata	p-değeri	Değer	Std.Hata	p-değeri
Kesişim	68,1872	6,5430	0,0383	1,8982	7,1E-01	0,0122
pH	-7,9059	6,9447	0,0249	-1,1E-01	8,7E-02	0,0233
Cl	-0,0050	0,0023	0,0382	-3,6E-05	2,9E-05	0,0228
TKN	-0,0018	0,0009	0,0430	-1,7E-05	1,1E-05	0,0481
NH4	0,0149	0,0048	0,0042	1,8E-04	6,0E-05	0,0058
TOC	-2,3966	0,4539	< 0,0001	-2,6E-02	5,7E-03	< 0,0001
LOI	2,5103	0,3628	< 0,0001	2,8E-02	4,5E-03	< 0,0001
Ca	-0,0002	0,0001	0,0311	-3,0E-06	1,8E-06	0,0174

5.2.4.4 LA Verilerine Göre Seçilen Modellerin Sınır Koşulları

Seçilen 7 değişkenli modeli oluşturan değişkenlerin (pH-Cl-TKN-NH₄-TOC-LOI-Ca) LA veri setinde sahip oldukları değer aralıkları aynı zamanda seçilen bu modelde rahatlıkla kullanılabilir giriş değerlerini de oluşturmaktadır. Buna göre modeldeki pH, Cl, TKN, NH₄, TOC, LOI ve Ca değişkenlerinin kullanılabilirliği değer aralıkları Çizelge 4.2'deki temel istatistiksel değerler gözönüne alınarak sırasıyla 6,4-7,3; 2880-5018 mg/kg; 5408-10571 mg/kg; 230-690 mg/kg; %18-41; %38,9-72,0 ve 17800-24000 mg/kg olarak verilebilmektedir.

5.3 Seçilen Modellerin İstatistiksel Verifikasyonu

Buraya kadar MGA ve LA veri setleriyle geliştirilerek çeşitli kriterlere dayalı olarak seçilen modeller doğaları gereği deneysel olmalarına karşılık daha yapılan ANOVA analizi sonuçlarına göre elde edilen F-testlerine ait değerler modellerin genel olarak beklentilerimizi karşılayabilme potansiyeline sahip olduklarını göstermiştir. Ancak, bu modellerin güvenilir bir şekilde kullanılabilmesi için gözlenen (deneysel veri) ile tahmin edilen verilere ait değerlerin test edilmesi gereklidir. Bu amaçla "Student's t-testi" kullanılmıştır. Eğer model için elde edilen F değeri F_{kritik} değerinden büyükse t-testinin kullanılması mümkün olacaktır. Daha önce her iki veri seti için elde edilen en uygun modellerin F-testlerine göre gerekli yeterlilikleri sağladıkları izah edilmişti. MGA verileri kullanılarak BMP için belirlenmiş olan Denklem 5.1 ve LA veri setiyle BMP için belirlenmiş olan Denklem 5.4'de gösterilen modellere ait F değerleri bu koşulu sağladıklarından t testinin uygulanması mümkün olmaktadır. Model verifikasyonuna ait sonuçlar Çizelge 5.25'te verilmiştir.

Çizelge 5.25 En Uygun modellerin verifikasyon sonuçları

İstatistik Değer	MGA Veri Seti	LA Veri Seti
F değeri	17,6292	15,8113
F_{kritik}	2,7425	2,373
t değeri	10,9843	11,6954
t_{kritik}	2,0423	2,0322

MGA verileriyle tespit edilen en uygun model (4 değişkenli) için XLStat yazılımı kullanılarak $t_{kritik}=2,0423$ ve buna karşılık veri seti için elde edilen t değeri de 10,9843 olarak tespit edilmiştir. Bu durumda $t > t_{kritik}$ olduğundan model sonuçlarının $p=0,05$ için %95 güvenilirlik sınırları içinde istatistik açıdan önemlilik seviyesini sağladığını göstermektedir. Aynı şekilde LA veri seti için tespit edilen en uygun model (7 değişkenli) için $t_{kritik}=2,0322$ ve buna karşılık veri seti için elde edilen t değeri de 11,6954 olarak belirlenmiştir. Bu model için de $t > t_{kritik}$ olduğundan model sonuçlarının $p=0,05$ için %95 güvenilirlik sınırları içinde istatistik açıdan önemlilik seviyesini sağlamaktadır.



SONUÇ VE ÖNERİLER

Çalışmanın yapıldığı düzenli depolama alanının EDA ve ADA kısımlarında temsil edici 12 noktada 3 farklı derinlikten alınan numunelerle yapılan atık karakterizasyonu çalışmalarıyla biri eskimiş diğeri de oldukça taze sayılabilecek atık karakterini temsil eden iki depolama alanı kesiminin özellikleri detaylı bir şekilde belirlenmiştir. EDA bölgesinin ortalama atık kompozisyonu kâğıt-karton (%2,65), plastik-diğer (%6,4), plastik-poşet (%19,1), çocuk bezi (%1,07), ahşap (%1,13), metal (%2,29), tekstil (%3,19), cam (%1,3), taş-toprak (%11,22) ve elek altı malzemesi (%51,65) olarak belirlenmiştir. Buna karşılık, EDA'ya göre çok daha taze atıklardan oluşan ADA'nın ortalama atık kompozisyonu da kâğıt-karton (%8,72), plastik-diğer (%7,84), plastik-poşet (%18,2), çocuk bezi (%1,84), ahşap (%2,23), metal (%1,9), tekstil (%10,17), cam (%1,32), taş-toprak (%11,22) ve elek altı malzemesi (%36,7) olarak belirlenmiştir. Her iki depolama alanı bölgesinde yapılan atık karakterizasyonu çalışmalarına ilave olarak nem içeriği, pH, klorür, kalorifik değer, toplam kjeldahl azotu, amonyak azotu, toplam organik karbon, yanma kaybı, toplam kükürt, sülfat, kalsiyum ve magnezyum parametreleri için yapılan laboratuvar analizleri de değerlendirilmiştir. Yaklaşık 2-3 yıllık olan ADA numunelerinin kalorifik değeri 3456 kkal/kg iken en yenisini 9 yıllık en eskisini 18 yıllık olan EDA numunelerinin ortalaması yaklaşık 2778 kkal/kg değerlerini göstermektedir. Diğer yandan, ADA numunelerinin elek altında kalan kısmının TOC ve HV değerleri sırasıyla 3232 kkal/kg ve %26,7 iken EDA numuneleri için aynı değerler 1897 kkal/kg ve %18 olarak belirlenmiştir. Avrupa'daki katı atık depolama alanları sonuçlarıyla kıyaslandığında bu depolama sahasında elde edilen kalorifik değerlerin oldukça yüksek olduğu görülmektedir. İyi çalışabilecek bir katı atık yakma sistemi için öncelikle kullanılacak atığın bugünkü ve gelecekteki muhtemel miktarı ve kompozisyonunun yeterince iyi tahmin edilmesi gerekir. Atığın her mevsim

için ortalama alt kalorifik değerinin en az 6 MJ/kg (1435 kkal/kg) ve yıllık genel ortalama değerinin de en az 7 MJ/kg (1675 kkal/kg) olması beklenir [269]. Bu değerler dikkate alındığında hem EDA hem de ADA'daki atıkların yakmada kullanılmasının mümkün olabileceği görülmektedir. Fakat yakma proseslerinde kullanıma karar verilmeden evvel dikkat edilmesi gereken birçok başka parametrenin de olduğu unutulmamalıdır.

Madde grubu analizi (MGA) ve Laboratuvar analizi (LA) veri setlerindeki tüm parametreler hem HKA hem de TBA yöntemleriyle analiz edilmişlerdir. HKA ile değişkenlerin kendi aralarında olan benzerliklerine göre gruplanmalar hedeflenirken TBA'da parametre sayısının azaltılması ve daha az sayıda parametre ile en yüksek varyansın açıklanabilmesi hedeflenmiştir. TBA ve HKA analizlerinde değişkenlerin tümünün aynı anda değerlendirilmesinden dolayı, gerek atık kategorisi değişkenlerinin gerekse fiziksel-kimyasal analiz verilerinin tek tek ele alınıp her birinin ayrı ayrı yorumlama zorluğu ortadan kaldırılabilir. 1995-2013 yılları arasında depolanan katı atık numunelerine ait verilerin HKA ve TBA ile değerlendirilmesinden elde edilen sonuçlardan yola çıkılarak bu yöntemlerin numunelerin sınıflandırılması ve aralarındaki farklılıkların belirlenmesinde kullanışlı yöntemler oldukları görülmüştür. Bu yöntemler kullanılarak hem atık yaşlarına hem de numune derinliklerine bağlı sınıflandırmalar yapıldığında standart grafik yöntemlerle dikkatlerden kaçabilen ilişkilerin varlığı gözlenmiştir. Bu tür istatistiksel yöntemler aynı anda birden fazla değişkenin birbiriyle olan stokastik etkileşimlerini değerlendirmek üzere tasarlandıklarından hem değişkenlerin hem de numunelerin değerlendirilmesi mümkün olabilmektedir. HKA yöntemi madde grubu analizi değişkenleri ve BMP değerlerinin değişimlerine bağlı olarak numunelerin kümelenmesini ve yorumlanmasını sağlamıştır. Ayrıca numunelerin atık yaşlarına bağlı değişimleri de bu yöntemlerle sınıflandırılabilir. HKA ile EDA ve ADA numunelerinin belirgin bir şekilde birbirinden ayırılması sağlanmıştır. Bunun için yöntemin algoritmasına dışarıdan herhangi bir müdahale yapılmasına ihtiyaç duyulmamıştır. Ayrıca, çalışmanın son aşamasında oluşturulan BMP tahmin modelinde kullanılabilecek değişkenlerin bir ön değerlendirmesi olan bu istatistiksel analizlerle parametrelerin birbiriyle olan ilişkileri de gözlenebilmektedir.

Depolama alanında uygulanan gündelik işletme yöntemleri, atığın depolanma yaşı veya çalışma öncesinde depolama alanı hakkında fazlaca bilgi olup olmamasından bağımsız olarak EÖG çalışmalarıyla yapılan değerlendirmelerin depo alanı gövdesi ve depo gazı

oluşması muhtemel bölgeler hakkında yönlendirici fikirler verebildiği görülmüştür. EÖG yöntemiyle elde edilen sonuçlara dayanarak, incelenen depo gövdesindeki atık tabakası kalınlığının belirlenmesi yanında organik maddenin ayrışması için gerekli olan nem içeriği veya sızıntı suyunun hangi bölgelerde yoğunlaştığını tahmin etmek kolaylaşmaktadır. Depolama alanında yeterli sayıda ve sıklıkta EÖG çalışması yapılması ve depo alanından elde edilecek depo gazı toplama verilerinin birlikte değerlendirilmesi halinde hangi bölgelerde potansiyel olarak daha fazla depo gazı akışının sağlanabileceği belirlenebilir. Bu sayede kuyu açılma çalışmalarından evvel gerekli değerlendirmeler yapılarak kuyuların hangi noktalarda açılmasının daha faydalı olacağına karar verilebilir. Bu durum hem maliyet açısından hem de zaman açısından bir kazanç dönüşebilir. Depo gazı oluşumlarının yorumlanmasında EÖG çalışmalarının daha güvenilir bir şekilde kullanılabilmesi için yapılacak araştırma çalışmalarında daha uzun süreleri kapsayan (*en azından 2 farklı mevsim aralığı*) izleme çalışmalarının yapılması ve depo gazı debisi dışında başka parametrelerin de değerlendirilmesinin yararlı olacağı düşünülmektedir.

BMP tahmini için geliştirilen matematiksel modeller yapıları gereği incelenen sahaların özelliklerini yansıtacak şekilde stokastik saha verilerine dayalı olmalarına karşılık hedeflenen BMP parametresi hakkında en azından merteye olarak fikir vermektedir. Özellikle mevcut yöntemlere kıyasla zaman kazandırmaları önemli bir avantaj olarak görülebilir. Bu çalışma kapsamında MGA ve LA sonucunda elde edilen veri setleri kullanılarak BMP tahmininde kullanılan regresyon tabanlı modelleme çalışmaları gerçekleştirilmiştir. MGA sonuçları ve seçilen bazı LA parametrelerinin BMP değerleri arasındaki ilişkilere bağlı olarak en uygun modelleri geliştirmek üzere Çoklu Doğrusal Regresyon (Multiple Linear Regression – MLR) analiz yöntemi uygulanmıştır. Regresyon analizi yöntemiyle uygun bir BMP modelinin ortaya çıkarılması ciddi bir ön çalışma gerektirmesine karşılık, standart BMP test prosedürlerinde gereken en az 30-50 günlük sürenin sadece birkaç güne indirilebilmesi sebebiyle umut vaat eden ve işletmede hızlı karar vermenin gerektiği durumlar için uygun bir yöntem olarak kullanılabilir. Bu çalışmada elde edilen modellerin başka depolama alanlarından elde edilecek verilerle geliştirilmesi halinde daha da işlevsel ve kapsayıcı bir modelin geliştirilmesine katkı sağlanabilir.

KAYNAKLAR

- [1] Pires, A., Martinho, G. ve Chang, N.-B., (2011). "Solid Waste Management in European Countries: A Review of Systems Analysis Techniques.", *J. Environ. Manage.*, 92:1033–1050.
- [2] Spokas, K., Bogner, J., Chanton, J. P., Morcet, M., Aran, C., Graff, C., Golvan, Y. M.-L. ve Hebe, I., (2006). "Methane Mass Balance at Three Landfill Sites: What Is the Efficiency of Capture by Gas Collection Systems?", *Waste Manag.*, 26:516–25.
- [3] EPDK, (2014). "Elektrik Piyasası Yürürlükte Olan/İptal Edilen Lisanslar - Üretim Lisansı", <http://lisans.epdk.org.tr/>, 25 Kasım 2014.
- [4] Melikoglu, M., (2013). "Vision 2023: Assessing the Feasibility of Electricity and Biogas Production from Municipal Solid Waste in Turkey", *Renew. Sustain. Energy Rev.*, 19:52–63.
- [5] TÜİK, (2014). "Atık Bertaraf ve Geri Kazanım Tesisleri İstatistikleri", <http://www.tuik.gov.tr/OncekiHBArama.do>, 30 Ağustos 2014.
- [6] Ozkaya, B., Demir, A. ve Bilgili, M. S., (2007). "Neural Network Prediction Model for the Methane Fraction in Biogas from Field-Scale Landfill Bioreactors", *Environ. Model. Softw.*, 22:815–822.
- [7] Warith, M., Li, X. ve Jin, H., (2005). "Bioreactor Landfills: State of the Art Review", *Emirates J. Eng. Res.*, 10:1–14.
- [8] Erses, A. S., Onay, T. T. ve Yenigun, O., (2008). "Comparison of Aerobic and Anaerobic Degradation of Municipal Solid Waste in Bioreactor Landfills", *Bioresour. Technol.*, 99:5418–26.
- [9] Çevre ve Şehircilik Bakanlığı, (2002). "Katı Atıkların Kontrolü Yönetmeliği", Resmi Gazete. <http://www.csb.gov.tr/>, 15 Mart 2015.
- [10] Çevre ve Şehircilik Bakanlığı, (2010). "Atıkların Düzenli Depolanmasına Dair Yönetmelik", Resmi Gazete, <http://www.csb.gov.tr/gm/cygm>, 12 Eylül 2015.
- [11] Hogland, W., Visvanathan, C., Marques, M. ve Manandhar, D. R., (2005). "Landfilling in Asia: Improving Sanitation of Landfill Sites", *Waste Manag. World*, 87–96.
- [12] Hoorweg, D. ve Bhada-Tata, P., (2012). "What a Waste: A Global Review of Solid Waste Management", *Urban Dev. Ser. Knowl. Pap.* 15, Washington.
- [13] Eurostat, (2014). "Waste Generation and Treatment Methods in EU28", *Waste Database*, <http://ec.europa.eu/eurostat/web/environment/waste>, 8 Ekim 2015.

- [14] Bogner, J. ve Spokas, K., (1995). "Carbon Storage in Landfills - Chapter 5" , in *Soils and Global Change/Advances in Soil Science Series*, vol. CRC Lewis, CRC Lewis Publications, Boca Raton, Florida.
- [15] Fourie, A. B. ve Morris, J. W. F., (2003). "The Irrelevance of Time as a Criterion for Aftercare Provision", *Ninth Int. Waste Manag. Landfill Symp. Sardinia, CISA*, 68–78.
- [16] Röhrs, L. H., Fourie, A. B. ve Blight, G. E., (2000). "Is 30 Years an Appropriate after-Care Period for Municipal Landfills", *Proc. "WasteCon 2000", Somerset West, South Africa*, 2:369–378.
- [17] Themelis, N. J. ve Ulloa, P. A., (2007). "Methane Generation in Landfills", *Renew. Energy*, 32:1243–1257.
- [18] Hogland, W., Hogland, M. ve Marques, M., (2010). "Enhanced Landfill Mining : Material Recovery, Energy Utilisation and Economics in the EU (Directive) Perspective", *ELFM Symp. Landfill Min. Transit. to Sustain. Mater. Manag.*
- [19] EU, (2008). "Directive 2008/98/EC of the European Parliament and of the Council of 19 November 2008 on Waste and Repealing Certain Directive", *Official Journal of the European Union*, 2008. <http://eur-lex.europa.eu/legal-content>, 6 Mart 2014
- [20] EU, (1999). "Directive 1999/31/EC of the European Parliament and of the Council of 16.07.1999 on Landfill of Waste", *Official Journal of the European Communities*, 1999. <http://eur-lex.europa.eu/legal-content>, 8 Mart 2014.
- [21] Robertson, T. ve Dunbar, J., (2005). "Guidance for Evaluating Landfill Gas Emissions From Closed or Abandoned Facilities", EPA-600/R-05/123a September.
- [22] Augenstein, D. ve Pacey, J., (1991). "Landfill Methane Models", *SWANA 14th Annu. Landfill Gas Symp. Proc.*
- [23] Reinhart, D. B. ve Townsend, T. G., (1998). "Landfill Bioreactor Design ve Operation", Lewis Publishers, New York, USA.
- [24] Kreith, F. ve Tchobanoglous, G., (2002). "Handbook of Solid Waste Management", 2nd Ed., 13, McGraw-Hill, New York.
- [25] Chian, E. S. K. ve De Walle, F. B., (1976). "Sanitary Landfill Leachates and Their Treatment", *J. Environ. Eng. Div. Proc. Amer. Soc. Civ. Eng.*, 102:411–431.
- [26] Parker, T., Dottridge, J. ve Kelly, S., (2002). "Investigation of the Composition and Emissions of Trace Components in Landfill Gas (P1–438/TR)", *Environ. Agency, Bristol, UK*, 146.
- [27] Lebedev, V. S., Garbatyuk, O. V., Ivanow, D. V., Nozhevnikova, A. N. ve Nekrasova, V. K., (1994). "Biochemical Processes of Biogas Formation and Oxidation in Municipal Waste Dump", *J. Ecol. Chem.*, 3:121–132.
- [28] Kjeldsen, P., Barlaz, M. A., Rooker, A. P., Baum, A., Ledin, A. ve Christensen, T. H., (2002). "Present and Long-Term Composition of MSW Landfill Leachate: A Review", *Crit. Rev. Env. Sci. Tec.*, 32:297–336.
- [29] Meres, M., Szczepaniec-Cieciak, E., Sadowska, A., Piejko, K. ve Szafnicki, K., (2004). "Operational and Meteorological Influences on the Utilized Biogas Composition at the Barycz Landfill Site in Cracow, Poland", *Waste Manag. Res.*, 22:195–201.

- [30] Shin, H. C., Park, J. W., Park, K. ve Song, H. C., (2002). "Removal Characteristics of Trace Compounds of Landfill Gas by Activated Carbon Adsorption", *Environ. Pollut.*, 119:227–236.
- [31] Spiegel, R. J., Thorneloe, S. a., Trocciola, J. C. ve Preston, J. L., (1999). "Fuel Cell Operation on Anaerobic Digester Gas: Conceptual Design and Assessment", *Waste Manag.*, 19:389–399.
- [32] Bidart, C., Fröhling, M. ve Schultmann, F., (2013). "Municipal Solid Waste and Production of Substitute Natural Gas and Electricity as Energy Alternatives", *Appl. Therm. Eng.*, 51:1107–1115.
- [33] Arena, U., (2012). "Process and Technological Aspects of Municipal Solid Waste Gasification: A Review" , *Waste Manag.*, 32:625–39.
- [34] Ritzkowski, M. ve Stegmann, R., (2007). "Controlling Greenhouse Gas Emissions through Landfill in Situ Aeration", *Int. J. Greenh. Gas Control*, 1:281–288.
- [35] Cashdollar, K. L., A. Zlochower, I., Green, G. M., Thomas, R. A. ve Hertzberg, M., (2000). "Flammability of Methane, Propane, and Hydrogen Gases", *Journal of Loss Prevention in the Process Industries*, 13:327–340.
- [36] Berge, N. D., Reinhart, D. R., Dietz, J. D. ve Townsend, T., (2007). "The Impact of Temperature and Gas-Phase Oxygen on Kinetics of in Situ Ammonia Removal in Bioreactor Landfill Leachate" , *Water Res.*, 41:1907–1914.
- [37] Scott, P. E., Dent, C. G. ve Baldwin, G., (1988). "The Composition and Environmental Impact of Household Waste Derived Landfill Gas" .
- [38] Council of the European Union, (2004). "Directive 2004/42/CE of the European Parliament on the Limitation of Emissions of Volatile Organic Compounds" , *Official Journal of the European Union*. <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/>, 16 Haziran 2015.
- [39] Lauber, J., Morris, M. E., Ulloa, P. ve Hasselriis, F., (2006). "Comparative Impacts of Local Waste to Energy versus Long Distance Disposal of Municipal Waste", in *Air ve Waste Management Association Conference*, New Orleans, Louisiana.
- [40] USEPA, (1995). "Determination of Landfill Gas Composition and Pollutant Emission Rates at Fresh Kills Landfill Volume 1".
- [41] Jaffrin, A., Bentounes, N., Joan, A. M. ve Makhlouf, S., (2003). "Landfill Biogas for Heating Greenhouses and Providing Carbon Dioxide Supplement for Plant Growth", *Biosyst. Eng.*, 86:113–123.
- [42] Rasi, S., Rintala, J. ve Veijanen, A., (2007). "Trace Compounds of Biogas from Different Biogas Production Plants", *Energy*, 32:1375–1380.
- [43] Allen, M. R., Braithwaite, A. ve Hills, C. C., (1997). "Trace Organic Compounds in Landfill Gas at Seven U.K. Waste Disposal Sites", *Environ. Sci. Technol.*, 31:4.
- [44] Duan, Z., Lu, W., Li, D. ve Wang, H., (2014). "Temporal Variation of Trace Compound Emission on the Working Surface of a Landfill in Beijing, China", *Atmos. Environ.*, 88:230–238.
- [45] Narros, A., Del Peso, M. I., Mele, G., Vinot, M., Fernandez, E. ve Rodriguez, M. E., (2009). "Determination of Siloxanes in Landfill Gas By Adsorption on Tenax Tubes and TD-GC-MS", *12th Int. Waste Manag. Landfill Symp. Sardinia*.

- [46] Wheless, E. ve Pierce, J., (2004). "Siloxanes in Landfill and Digester Gas Update", 27th SWANA Landfill Gas Symp. San Antonio, 22–25.
- [47] Rasi, S., Lehtinen, J. ve Rintala, J., (2010). "Determination of Organic Silicon Compounds in Biogas from Wastewater Treatments Plants, Landfills, and Co-Digestion Plants", *Renew. Energy*, 35:2666–2673.
- [48] Kim, K.-H., (2006). "Emissions of Reduced Sulfur Compounds (RSC) as a Landfill Gas (LFG): A Comparative Study of Young and Old Landfill Facilities", *Atmos. Environ.*, 40:6567–6578.
- [49] Lee, S., Xu, Q., Booth, M., Townsend, T. G., Chadik, P. ve Bitton, G., (2006). "Reduced Sulfur Compounds in Gas from Construction and Demolition Debris Landfills", *Waste Manag.*, 26:526–533.
- [50] Erses, A. S. ve Onay, T. T., (2003). "In Situ Heavy Metal Attenuation in Landfills under Methanogenic Conditions", *J. Hazard. Mater.*, 99:159–175.
- [51] Yochim, A., Zytner, R. G., McBean, E. a ve Endres, A. L., (2013). "Estimating Water Content in an Active Landfill with the Aid of GPR", *Waste Manag.*, 33:2015–28.
- [52] Ham, R. K., (1993). "Overview and Implications of U.S. Sanitary Landfill Practice", *Air Waste*, 43:187–190.
- [53] Jiunn-Jyi, L., Yu-You, L. ve Noike, T., (1997). "Influences of pH and Moisture Content on the Methane Production in High-Solids Sludge Digestion", *Water Res.*, 31: 1518–1524.
- [54] Sterling, M. ., Lacey, R. . E., Engler, C. . R., Ricke, S. . C., Jr, M. C. S., Lacey, R. . E., Engler, C. . R. ve Ricke, S. . C., (2001). "Effects of Ammonia Nitrogen on H₂ and CH₄ Production during Anaerobic Digestion of Dairy Cattle Manure", *Bioresour. Technol.*, 77: 9–18.
- [55] Berge, N. D., Reinhart, D. R. ve Townsend, T. G., (2005). "The Fate of Nitrogen in Bioreactor Landfills", *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.*, 35:365–399.
- [56] Zhang, X. ve Matsuto, T., (2013). "Assessment of Internal Condition of Waste in a Roofed Landfill", *Waste Manag.*, 33:102–8.
- [57] Vorkamp, K., Herrmann, R. ve Hvitved-Jacobsen, T., (2001). "Characterisation of Organic Matter from Anaerobic Digestion of Organic Waste by Aerobic Microbial Activity", *Bioresour. Technol.*, 78:257–265.
- [58] Wagland, S. T., Tyrrel, S. F., Godley, a R. ve Smith, R., (2009). "Test Methods to Aid in the Evaluation of the Diversion of Biodegradable Municipal Waste (BMW) from Landfill", *Waste Manag.*, 29:1218–26.
- [59] Sormunen, K., Ettala, M. ve Rintala, J., (2008). "Detailed Internal Characterisation of Two Finnish Landfills by Waste Sampling", *Waste Manag.*, 28:151–63.
- [60] Ahn, J. H., Do, T. H., Kim, S. D. ve Hwang, S., (2006). "The Effect of Calcium on the Anaerobic Digestion Treating Swine Wastewater", *Biochem. Eng. J.*, 30:33–38.
- [61] Romero-Güiza, M. S., Astals, S., Mata-Alvarez, J. ve Chimenos, J. M., (2015). "Feasibility of Coupling Anaerobic Digestion and Struvite Precipitation in the Same Reactor: Evaluation of Different Magnesium Sources", *Chem. Eng. J.*, 270:542–548.

- [62] Uludag-Demirer, S., Demirer, G. N., Frear, C. ve Chen, S., (2008). "Anaerobic Digestion of Dairy Manure with Enhanced Ammonia Removal", *J. Environ. Manage.*, 86:193–200.
- [63] Röhrs, L. H., Fourie, A. B. ve Morris, J. F. W., (2003). "Gas Potential and State of Decay of MSW", *Proc. Sardinia 2003, Ninth Int. Waste Manag. Landfill Symp.*
- [64] Petchsri, P., Towprayoon, S., Chaiprasert, P. ve Nopharatana, A., (2004). "Biogas Production from Simulated Landfill Bioreactor with Leachate Recirculation under Various Waste Densities", *Jt. Int. Conf. "Sustainable Energy Environ. (SEE)"*, 55:1–6.
- [65] Dahlén, L. ve Lagerkvist, A., (2008). "Methods for Household Waste Composition Studies", *Waste Manag.*, 28:1100–1112.
- [66] Bartholomew, C. H. ve Farrauto, R. J., (2005). "Fundamentals of Industrial Catalytic Processes", Hoboken, NJ, USA: John Wiley ve Sons, Inc.
- [67] Erses, A. S., Fazal, M. a., Onay, T. T. ve Craig, W. H., (2005). "Determination of Solid Waste Sorption Capacity for Selected Heavy Metals in Landfills", *J. Hazard. Mater.*, 121:223–232.
- [68] Tsai, W. T., (2007). "Bioenergy from Landfill Gas (LFG) in Taiwan", *Renew. Sustain. Energy Rev.*, 11:331–344.
- [69] USEPA, (2012). "International Best Practices Guide for LFGE Projects", *Glob. Methane Initiat.*, 33–49.
- [70] USEPA LMOP, (2011). "Landfill and LFG Energy Project Database", 2011. <http://www.epa.gov/lmop/projects-candidates/>, 22 Kasım 2015.
- [71] CDM, (2014). "CDM Projects Grouped in Types", 2014. <http://cdmpipeline.org/>, 8 Ocak 2015.
- [72] Guter, K. J. ve Nuereberg, R. L., (1987). "Landfill Gas Recovery in Michigan" , *Waste Manag. Res.*, 5:465–472.
- [73] Taft, A., (2013). "Leachate Evaporation A Beneficial Use of Landfill Gas Flaring" , AECOM, 2013. <http://www.wmaa.asn.au/>, 19 Şubat 2015.
- [74] Roe, S., Strait, R., Doorn, M. ve Thorneloe, S. A., (1998). "Emerging Technologies for the Management and Utilization of Landfill Gas", *Off. Res. Dev.*, no. EPA-600/R-98-021.
- [75] Kornbluth, K., Greenwood, J., Jordan, E., McCaffrey, Z. ve Erickson, P. A., (2012). "Economic Feasibility of Hydrogen Enrichment for Reducing NO_x Emissions from Landfill Gas Power Generation Alternatives: A Comparison of the Levelized Cost of Electricity with Present Strategies", *Energy Policy*, 41: 333–339.
- [76] Kaikki, J. ve Backman., J., (2007). "Technical and Economic Performance Analysis for a Microturbine in Combined Heat and Power Generation", *Energy*, 378–387.
- [77] USEPA, (2002). "Powering Microturbines with Landfill Gas", *Off. Air Radiat.*, EPA430-F-02-012.
- [78] Chrysikou, L., Gemenetzi, P., Kouras, A., Manoli, E., Terzi, E. ve Samara, C., (2008). "Distribution of Persistent Organic Pollutants, Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and Trace Elements in Soil and Vegetation Following a Large Scale Landfill Fire in Northern Greece" , *Environ. Int.*, 34:210–225.

- [79] Vassiliadou, I., Papadopoulos, A., Costopoulou, D., Vasiliadou, S., Christoforou, S. ve Leondiadis, L., (2009). "Dioxin Contamination after an Accidental Fire in the Municipal Landfill of Tagarades, Thessaloniki, Greece", *Chemosphere*, 74:879–884.
- [80] Moqbel, S. ve Reinhart, D., (2012). "Spontaneous Landfill Fires: Investigation and Simulation", *Proc. 5th Int. Civ. Eng. Conf. Jordan Eng. Assoc.*
- [81] Gebert, J. ve Groengroeft, A., (2006). "Passive Landfill Gas Emission - Influence of Atmospheric Pressure and Implications for the Operation of Methane-Oxidising Biofilters", *Waste Manag.*, 26:245–251.
- [82] Durmusoglu, E., Corapcioglu, M. Y. ve Tuncay, K., (2005). "Landfill Settlement with Decomposition and Gas Generation", *J. Environ. Eng.*, 131:1311–1321.
- [83] Thomas, C. L. ve Barlaz, M. A., (1999). "Production of Non-Methane Organic Compounds during Refuse Decomposition in a Laboratory-Scale Landfill", *Waste Manag. Res.*, 17:205–211.
- [84] Urban, W., Lohmann, H. ve Gómez, J. I. S., (2009). "Catalytically Upgraded Landfill Gas as a Cost-Effective Alternative for Fuel Cells", *J. Power Sources*, 193:359–366.
- [85] Dernbach, H., (1985). "Landfill Gas Utilization in Braunschweig-Quality of Gas and Damages due to Corrosion", *Waste Manag. Res.*, 3:149–159.
- [86] Omar, H. ve Rohani, S., (2015). "Treatment of Landfill Waste, Leachate and Landfill Gas: A Review", *Front. Chem. Sci. Eng.*, 9:1–18.
- [87] Ajhar, M., Travasset, M., Yüce, S. ve Melin, T., (2010). "Siloxane Removal from Landfill and Digester Gas - A Technology Overview", *Bioresource Technology*, 101: 2913–2923.
- [88] Garg, A., Achari, G. ve Joshi, R., (2006). "A Model to Estimate the Methane Generation Rate Constant in Sanitary Landfills Using Fuzzy Synthetic Evaluation", *Waste Manag. Res.*, 24:363–375.
- [89] Drahor, M. G., Berge, M. A. ve Kurtulmuş, T. Ö., (2006). "Dolgu Alanlarda Özdirenç Ters-Çözüm Modellemesi ve Eski Bir Atık Dolgu Alanına Uygulanması", *J. Earth Sci. Appl. Res. Cent. Hacettepe Univ.*, 27:195–209.
- [90] Pomposiello, C., Dapeña, C., Favetto, A. ve Boujon, P., (2012). "Application of Geophysical Methods to Waste Disposal Studies", in *Municipal and Industrial Waste Disposal, InTech*, 242.
- [91] De Carlo, L., Perri, M. T., Caputo, M. C., Deiana, R., Vurro, M. ve Cassiani, G., (2013). "Characterization of a Dismissed Landfill via Electrical Resistivity Tomography and Mise-À-La-Masse Method", *J. Appl. Geophys.*, 98:1–10.
- [92] Aristodemou, E. ve Thomas-Betts, A., (2000). "DC Resistivity and Induced Polarisation Investigations at a Waste Disposal Site and Its Environments", *J. Appl. Geophys.*, 44:275–302.
- [93] Imhoff, P. T., Reinhart, D. R., Englund, M., Guérin, R., Gawande, N., Han, B., Jonnalagadda, S., Townsend, T. G. ve Yazdani, R., (2007). "Review of State of the Art Methods for Measuring Water in Landfills.", *Waste Manag.*, 27:729–45.
- [94] Al-Tarazi, E., Abu Rajab, J., Al-Naqa, a. ve El-Waheidi, M., (2008). "Detecting Leachate Plumes and Groundwater Pollution at Ruseifa Municipal Landfill Utilizing VLF-EM Method", *J. Appl. Geophys.*, 65:121–131.

- [95] Santos, F. A. M., Mateus, A., Figueiras, J. ve Gonçalves, M. A., (2006). "Mapping Groundwater Contamination around a Landfill Facility Using the VLF-EM Method - A Case Study", *J. Appl. Geophys.*, 60:115–125.
- [96] Wightman, W. E., Jalinoos, F., Sirles, P. ve Hanna, K., (2003). "Application of Geophysical Methods to Highway Related Problems", *Fed. Highw. Adm. Cent. Fed. Lands Highw. Div. Lakewood, CO*, no. FHWA-IF-04-021.
- [97] Tabbagh, A., Benderitter, Y., Andrieux, P., Decriaud, J. P. ve Guerin, R., (1991). "VLF Resistivity Mapping and Verticalization of the Electric Field", *Geophys. Prospect.*, 39:1083–1097.
- [98] Sharma, S. P. ve Baranwal, V. C., (2005). "Delineation of Groundwater Bearing Fracture Zones in a Hard Rock Area Integrating Very Low Frequency Electromagnetic and Resistivity Data", *J. Appl. Geophys.*, 155–166.
- [99] RSK Geophysics, (2014). "GPR Signal Transmission Scheme", 2014. <http://www.environmental-geophysics.co.uk/documentation/>, 30 Haziran 2015.
- [100] Knight, R., (2001). "Ground Penetrating Radar for Environmental Applications", *Annu. Rev. Earth Planet. Sci.*, 29:229–255.
- [101] Hussiman, J., Hubbard, S., Redman, J. ve Annan, P., (2003). "Measuring Soil Water Content with Ground Penetrating Radar: A Review", *Vadose Zo. J.* 2:476–491.
- [102] Boudreault, J.-P., Dubé, J.-S., Chouteau, M., Winiarski, T. ve Hardy, É., (2010). "Geophysical Characterization of Contaminated Urban Fills", *Eng. Geol.*, 116:196–206.
- [103] Cassiani, G., Fusi, N., Susanni, D. ve Deiana, D., (2008). "Vertical Radar Profiling for the Assessment of Landfill Capping Effectiveness", *Near Surf. Geophys.*, 6:133–142.
- [104] Hermozilha, H., Grangeia, C. ve Matias, M. S., (2010). "An Integrated 3D Constant Offset GPR and Resistivity Survey on a Sealed Landfill - Ilhavo, NW Portugal", *J. Appl. Geophys.*, 70:58–71.
- [105] Sharma, P. V., (1997). "Environmental and Engineering Geophysics" , Cambridge Univ. Press, pp. 190–306.
- [106] Nimmer, R. E. ve Osiensky, J. L., (2002). "Direct Current and Self Potential Monitoring of an Evolving Plume in Partially Saturated Fractured Rock", *J. Hydrol.*, 267:258–272.
- [107] SNS-Jeotermal, (2014). "Doğal Potansiyel Ölçümünde Kullanılan Ekipmanlar", <http://www.snsjeotermal.com.tr/Cihaz-Detay/>, 30 Temmuz 2015.
- [108] Kilty, K. T., (1984). "On the Origin and Interpretation of Self-Potential Anomalies", *Geophys. Prospect.*, 32:51–62.
- [109] Naudet, V., Revil, A., Rizzo, E. ve Bottero, J., (2004). "Groundwater Redox Conditions and Conductivity in a Contaminant Plume from Geoelectrical Investigations", *Hydrol. Earth Syst. Sci. Discuss. Copernicus Publ.*, 8:8–22.
- [110] Linde, N. ve Revil, A., (2007). "Inverting Self-Potential Data for Redox Potentials of Contaminant Plumes", *Geophys. Res. Lett.*, 34:L14302.
- [111] Naudet, V., Revil, A., Bottero, J.-Y. ve Bégassat, P., (2003). "Relationship between Self-Potential (SP) Signals and Redox Conditions in Contaminated Groundwater", *Geophys. Res.* 30:2091.

- [112] Gallas, J. D. F., Taioli, F. ve Malagutti Filho, W., (2011). "Induced Polarization, Resistivity, and Self-Potential: A Case History of Contamination Evaluation due to Landfill Leakage", *Environ. Earth Sci.*, 63:251–261.
- [113] Ricardo, F., Rodrigues, F., Oliveira, D., Phygeo, S. ve Rodrigues, W., (2013). "The Self-Potential (SP) Method Applied for Investigating the Contamination in the Vicinity of the Estrutural City Landfill, in Brasilia-DF", Thirteenth. *Int. Congr. Brazilian Geophys. Soc.*, 1:1–4.
- [114] Basokur, A. T., Rasmussen, T. M., Kaya, C., Altun, Y. ve Aktas, K., (1997). "Comparison of Induced Polarization and Methods for Massive Chalcopyrite Exploration in a Volcanic Area", *Geophysics*, 62:1087–1096.
- [115] Pierwoła, J., (2013). "Investigation of Soil Contamination Using Resistivity and Induced Polarization Methods", 22:1781–1788.
- [116] Gazoty, A., Fiandaca, G., Pedersen, J., Auken, E., Christiansen, A. V. ve Pedersen, J. K., (2012). "Application of Time Domain Induced Polarization to the Mapping of Lithotypes in a Landfill Site", *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 16:1793–1804.
- [117] Hossain, S., Kemler, V. ve Dugger, D., (2011). "Monitoring Moisture Movement Within Municipal Solid Waste In Enhanced Leachate Recirculation Landfill Using Resistivity Imaging", 21:253–258.
- [118] Kearey, P., Brooks, M. ve Hill, I., (2002). "An Introduction to Geophysical Exploration", 3rd ed., Blackwell Science.
- [119] Samouëlian, A., Cousin, I., Tabbagh, A., Bruand, A. ve Richard, G., (2005). "Electrical Resistivity Survey in Soil Science: A Review", *Soil Tillage Res.*, 83: 173–193.
- [120] Slater, L., Binley, A. M., Daily, W. ve Johnson, R., (2000). "Cross-Hole Electrical Imaging of a Controlled Saline Tracer Injection", *J. Appl. Geophys.*, 44: 85–102.
- [121] Olsen, P. A., Binley, A. ve Tych, W., (1999). "Characterizing Solute Transport in Undisturbed Soil Cores Using Electrical and X-Ray Tomographic Methods", 221: 211–221.
- [122] Loke, M. H. ve Barker, R. D., (1996). "Rapid Least-Squares Inversion of Apparent Resistivity Pseudo Sections Using a Quasi-Newton Method", *Geophys. Prospect.*, 44:131–152.
- [123] Loke, M. H., (2001). "Tutorial : 2-D and 3-D Electrical Imaging Surveys" , 2001. <http://web.gps.caltech.edu>, 18 Nisan 2015
- [124] Pazdirek, O. ve Blaha, V., (1996). "Examples of Resistivity Imaging Using ME-100 Resistivity Field Acquisition System", *EAGE 58th Conf. Tech. Exhib. Ext. Abstr. Amsterdam*.
- [125] Shanmugam, P. ve Horan, N. J., (2009). "Simple and Rapid Methods to Evaluate Methane Potential and Biomass Yield for a Range of Mixed Solid Wastes", *Bioresour. Technol.*, 100:471–474.
- [126] Huitric, R. L. ve Kong, D., (2006). "Measuring Landfill Gas Collection Efficiency Using Surface Methane Concentrations", *Solid Waste Assoc. North Am. 29th Landfill Gas Symp. St. Petersburg, FL*.
- [127] Augenstein, D. ve SCS Engineers, (1997). "Comparison of Models for Predicting Landfill Methane Recovery".

- [128] Hansen, T. L., Schmidt, J. E., Angelidaki, I., Marca, E., Jansen, J. L. C., Mosbaek, H. ve Christensen, T. H., (2004). "Method for Determination of Methane Potentials of Solid Organic Waste.", *Waste Manag.*, 24:393–400.
- [129] Angelidaki, I., Alves, M., Bolzonella, D., Borzacconi, L., Campos, J. L., Guwy, a J., Kalyuzhnyi, S., Jenicek, P. ve van Lier, J. B., (2009). "Defining the Biomethane Potential (BMP) of Solid Organic Wastes and Energy Crops: A Proposed Protocol for Batch Assays.", *Water Sci. Technol.*, 59:927–34.
- [130] Kamalan, H., Sabour, M. ve Shariatmadari, N., (2011). "A Review on Available Landfill Gas Models", *J. Environ. Sci. Technol.*, 4:79–92.
- [131] Amini, H. R. ve Reinhart, D. R., (2011). "Regional Prediction of Long-Term Landfill Gas to Energy Potential.", *Waste Manag.*, 31:2020–6.
- [132] Mou, Z., Scheutz, C. ve Kjeldsen, P., (2014). "Evaluating the Biochemical Methane Potential (BMP) of Low-Organic Waste at Danish Landfills.", *Waste Manag.*, 34:2251–9.
- [133] Faour, A. A., Reinhart, D. R. ve You, H., (2007). "First-Order Kinetic Gas Generation Model Parameters for Wet Landfills", *Waste Manag.*, 27:946–953.
- [134] Godley, A. R., Lewin, K., Graham, A., Barker, H. ve Smith, R., (2004). "Biodegradability Determination of Municipal Waste: An Evaluation of Methods", in *Waste 2004 Conf. Integrated Waste Management and Pollution Control: Policy Practice and Research Solutions*, 40–49.
- [135] Godley, A., Lewin, K., Frederickson, J., Smith, R. ve Blakey, N., (2007). "Application of DR4 and BM100 Biodegradability Tests to Treated and Untreated Organic Wastes", *Proc. Sardinia 2007, Elev. Int. Waste Manag. Landfill Symp. Cagliari, Italy*, 225.
- [136] Gunaseelan, V. N., (1997). "Anaerobic Digestion of Biomass for Methane Production: A Review", *Biomass and Bioenergy*, 13:83–114.
- [137] Ward, A. J., (2016). "Near-Infrared Spectroscopy for Determination of the Biochemical Methane Potential: State of the Art", *Chem. Eng. Technol.*, 39: 611–619.
- [138] Gunaseelan, V. N., (2007). "Regression Models of Ultimate Methane Yields of Fruits and Vegetable Solid Wastes, Sorghum and Napiergrass on Chemical Composition", *Bioresour. Technol.*, 98:1270–1277.
- [139] Kafle, G. K. ve Chen, L., (2016). "Comparison on Batch Anaerobic Digestion of Five Different Livestock Manures and Prediction of Biochemical Methane Potential (BMP) Using Different Statistical Models", *Waste Manag.*, 48:492–502.
- [140] Gurijala, K. R., Sa, P. ve Robinson, J. A., (1997). "Statistical Modeling of Methane Production from Landfill Samples", *Appl. Environ. Microbiol.*, 63:3797–3803.
- [141] Oonk, H., (2010). "Literature Review: Methane from Landfills", *Sustain. Landfill Found.*
- [142] Cho, J. K., Park, S. C. ve Chang, H. N., (1995). "Biochemical Methane Potential and Solid State Anaerobic Digestion of Korean Food Wastes", *Bioresour. Technol.*, 52:245–253.
- [143] Sormunen, K., Laurila, T. ve Rintala, J., (2013). "Determination of Waste Decay Rate for a Large Finnish Landfill by Calibrating Methane Generation Models on the Basis of Methane Recovery and Emissions", *Waste Manag. Res.*, 31:979–985.

- [144] Amini, H. R., Reinhart, D. R. ve Mackie, K. R., (2012). "Determination of First-Order Landfill Gas Modeling Parameters and Uncertainties.", *Waste Manag.*, 32:305–16.
- [145] Barlaz, M. A., Ham, R. K. ve Schaefer, D. M., (1990). "Methane Production from Municipal Refuse: A Review of Enhancement Techniques and Microbial Dynamics", *Crit. Rev. Environ. Control*, 19:557–584.
- [146] Abu Qdais, H. a., Maqableh, a. M., Al Nawayseh, L. M. ve Al Jamal, N. M., (2011). "Energetic and Methane Emission Reduction Potentials from an Unsanitary Landfill", *Energy Sources, Part A Recover. Util. Environ. Eff.*, 34:360–369.
- [147] Börjesson, G., Samuelsson, J., Chanton, J., Adolfsson, R., Galle, B. ve Svensson, B. H., (2009). "A National Landfill Methane Budget for Sweden Based on Field Measurements, and an Evaluation of IPCC Models", *Tellus, Ser. B Chem. Phys. Meteorol.*, 61:424–435.
- [148] Calabrò, P. S., Orsi, S., Gentili, E. ve Carlo, M., (2011). "Modelling of Biogas Extraction at an Italian Landfill Accepting Mechanically and Biologically Treated Municipal Solid Waste", *Waste Manag. Res.*, 29:1277–85.
- [149] Chiemchaisri, C. ve Visvanathan, C., (2008). "Greenhouse Gas Emission Potential of the Municipal Solid Waste Disposal Sites in Thailand", *J. Air Waste Manage. Assoc.*, 58:629–635.
- [150] Wangyao, K., Towprayoon, S., Chiemchaisri, C., Gheewala, S. H. ve Nopharatana, A., (2010). "Application of the IPCC Waste Model to Solid Waste Disposal Sites in Tropical Countries: Case Study of Thailand", *Environ. Monit. Assess.*, 164:249–261.
- [151] Scheutz, C. ve Kjeldsen, P., (2004). "Environmental Factors Influencing Attenuation of Methane and Hydrochlorofluorocarbons in Landfill Cover Soils", *J. Environ. Qual.*, 33:72–79.
- [152] Amini, H. R., Reinhart, D. R. ve Niskanen, A., (2013). "Comparison of First-Order-Decay Modeled and Actual Field Measured Municipal Solid Waste Landfill Methane Data", *Waste Manag.*, 33:2720–2728.
- [153] Lamborn, J., (2012). "Observations from Using Models to Fit the Gas Production of Varying Volume Test Cells and Landfills", *Waste Manag.*, 32:2353–2363.
- [154] Thompson, S., Sawyer, J., Bonam, R. ve Valdivia, J. E., (2009). "Building a Better Methane Generation Model : Validating Models with Methane Recovery Rates from 35 Canadian Landfills", *Waste Manag.*, 29:2085–2091.
- [155] Brown, S. D., (2010). "Introduction to Multivariate Statistical Analysis in Chemometrics", 64:4.
- [156] Härdle, W. K. ve Simar, L., (2015). "Applied Multivariate Statistical Analysis", no. 4, Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg.
- [157] Blashfield, R. K. ve Aldenderfer, M. S., (1978). "The Literature On Cluster Analysis", *Multivariate Behav. Res.*, 13:271–295.
- [158] Everitt, B. S., Landau, S., Leese, M. ve Stahl, D., (2011). "Cluster Analysis", 14, John Wiley and Sons Ltd.
- [159] Gil, M. V., Calvo, L. F., Blanco, D. ve Sanchez, M. E., (2008). "Assessing the Agronomic and Environmental Effects of the Application of Cattle Manure Compost on Soil by Multivariate Methods", *Bioresour. Technol.*, 99:5763–5772.

- [160] Bustamante, M. A., Suarez-Estrella, F., Torrecillas, C., Paredes, C., Moral, R. ve Moreno, J., (2010). "Use of Chemometrics in the Chemical and Microbiological Characterization of Composts from Agroindustrial Wastes", *Bioresour. Technol.*, 101:4068–4074.
- [161] He, X., Xi, B., Wei, Z., Guo, X., Li, M., An, D. ve Liu, H., (2011). "Spectroscopic Characterization of Water Extractable Organic Matter during Composting of Municipal Solid Waste", *Chemosphere*, 82:541–548.
- [162] Mather, P. M., (1992). "Cluster Analysis for Researchers", *Comput. Geosci.*, 18:98-99.
- [163] Ajorlo, M., Abdullah, R. B., Yusoff, M. K., Halim, R. A., Hanif, A. H. M., Willms, W. D. ve Ebrahimian, M., (2013). "Multivariate Statistical Techniques for the Assessment of Seasonal Variations in Surface Water Quality of Pasture Ecosystems", *Environ. Monit. Assess.*, 185:8649–8658.
- [164] Zbytowski, R. ve Buszewski, B., (2005). "Characterization of Natural Organic Matter (NOM) Derived from Sewage Sludge Compost. Part 1: Chemical and Spectroscopic Properties", *Bioresour. Technol.*, 96:471–478.
- [165] Zbytowski, R. ve Buszewski, B., (2005). "Characterization of Natural Organic Matter (NOM) Derived from Sewage Sludge Compost. Part 2: Multivariate Techniques in the Study of Compost Maturation", *Bioresour. Technol.*, 96:479–484.
- [166] Jacobsen, R., Buysse, J. ve Gellynck, X., (2013). "Cost Comparison between Private and Public Collection of Residual Household Waste: Multiple Case Studies in the Flemish Region of Belgium", *Waste Manag.*, 33:3–11.
- [167] Innerebner, G., Knapp, B., Vasara, T., Romantschuk, M. ve Insam, H., (2006). "Traceability of Ammonia-Oxidizing Bacteria in Compost-Treated Soils", *Soil Biol. Biochem.*, 38:1092–1100.
- [168] Ros, M., Klammer, S., Knapp, B., Aichberger, K. ve Insam, H., (2006). "Long-Term Effects of Compost Amendment of Soil on Functional and Structural Diversity and Microbial Activity", *Soil Use Manag.*, 22:209–218.
- [169] Jean, G. ve Fruget, J. F., (1994). "Comparison of Ecotoxicological and Physico-Chemical Data by Use of Multivariate Analyses and Graphical Displays", *Chemosphere*, 28:2249–2267.
- [170] Tesar, M., Prantl, R. ve Lechner, P., (2007). "Application of FT-IR for Assessment of the Biological Stability of Landfilled Municipal Solid Waste (MSW) during in Situ Aeration", *J. Environ. Monit.*, 9:111–120.
- [171] Hotelling, H., (1933). "Analysis of a Complex of Statistical Variables into Principal Components.", *J. Educ. Psychol.*, 24:417–441.
- [172] Rao, C., (1964). "The Use and Interpretation of Principal Component Analysis in Applied Research", *Sankhyā: The Indian Journal of Statistics, Series A.*, 320–358.
- [173] Sharma, S., (1996). "Applied Multivariate Techniques", 39, No:1, New York: John Wiley and Sons Inc.
- [174] Böhm, K., Smidt, E. ve Tintner, J., (2013). "Application of Multivariate Data Analyses in Waste Management", in *Multivariate Analysis in Management, Engineering and the Sciences*, L. Freitas, Ed. InTech, 15–38.

- [175] Jolliffe, I. T., (2002). "Principal Component Analysis" , New York: Springer-Verlag.
- [176] Akbal, F., Gürel, L., Bahadır, T., Güler, İ., Bakan, G. ve Büyükgüngör, H., (2011). "Water and Sediment Quality Assessment in the Mid-Black Sea Coast of Turkey Using Multivariate Statistical Techniques", *Environ. Earth Sci.*, 64:1387–1395.
- [177] Hou, W., Sun, S., Wang, M., Li, X., Zhang, N., Xin, X., Sun, L., Li, W. ve Jia, R., (2016). "Assessing Water Quality of Five Typical Reservoirs in Lower Reaches of Yellow River, China: Using a Water Quality Index Method", *Ecol. Indic.*, 61:309–316.
- [178] Campitelli, P. ve Ceppi, S., (2008). "Chemical, Physical and Biological Compost and Vermicompost Characterization: A Chemometric Study", *Chemom. Intell. Lab. Syst.*, 90:64–71.
- [179] Smidt, E., Böhm, K. ve Tintner, J., (2010). "Application of Various Statistical Methods to Evaluate Thermo-Analytical Data of Mechanically-Biologically Treated Municipal Solid Waste", *Thermochim. Acta*, 501:91–97.
- [180] Smidt, E., Böhm, K. ve Tintner, J., (2011). "Monitoring and Assessment of Landfills Using Simultaneous Thermal Analysis", *Sustain. Environ. Res.*, 21:247–252.
- [181] Scaglia, B. ve Adani, F., (2008). "An Index for Quantifying the Aerobic Reactivity of Municipal Solid Wastes and Derived Waste Products", *Sci. Total Environ.*, 394:183–191.
- [182] Olivero-Verbel, J., Padilla-Bottet, C. ve De la Rosa, O., (2008). "Relationships between Physicochemical Parameters and the Toxicity of Leachates from a Municipal Solid Waste Landfill", *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 70:294–299.
- [183] Mikhailov, E. V., Tupicina, O. V., Bykov, D. E., Chertes, K. L., Rodionova, O. Y. ve Pomerantsev, A. L., (2007). "Ecological Assessment of Landfills with Multivariate Analysis - A Feasibility Study", *Chemom. Intell. Lab. Syst.*, 88:3–10.
- [184] Kylefors, K., (2003). "Evaluation of Leachate Composition by Multivariate Data Analysis (MVDA)", *J. Environ. Manage.*, 68:367–376.
- [185] Durmusoglu, E. ve Yilmaz, C., (2006). "Evaluation and Temporal Variation of Raw and Pre-Treated Leachate Quality from an Active Solid Waste Landfill", *Water. Air. Soil Pollut.*, 171:359–382.
- [186] Ecke, H., (2003). "Sequestration of Metals in Carbonated Municipal Solid Waste Incineration (MSWI) Fly Ash", *Waste Manag.*, 23:631–640.
- [187] Rencher, A. C., (2002). "Methods of Multivariate Analysis", 2nd ed., 37, No: 11, JohnWiley ve Sons, Inc.
- [188] Srivastava, S. K. ve Ramanathan, A. L., (2008). "Geochemical Assessment of Groundwater Quality in Vicinity of Bhalswa Landfill, Delhi, India, Using Graphical and Multivariate Statistical Methods", *Environ. Geol.*, 53:1509–1528.
- [189] Bekiroğlu, N., Konyalıoğlu, R. ve Karahan, D., (2013). "Çoklu Doğrusal Regresyon Sonuçlarının Jackknife Tekniği ile Tekrarlanabilirliğinin Değerlendirilmesi", *Marmara Med. J.*, 26:63–67.
- [190] Uyanık, G. K. ve Güler, N., (2013). "A Study on Multiple Linear Regression Analysis", *Procedia - Soc. Behav. Sci.*, 106:234–240.
- [191] Kutner, M. H., Nachtsheim, C. J., Neter, J. ve Li, W., (2005). "Applied Linear Statistical Models" , 5th ed., McGraw-Hill.

- [192] Chikae, M., Ikeda, R., Kerman, K., Morita, Y. ve Tamiya, E., (2006). "Estimation of Maturity of Compost from Food Wastes and Agro-Residues by Multiple Regression Analysis", *Bioresour. Technol.*, 97:1979–1985.
- [193] Brandstätter, C., Laner, D., Prantl, R. ve Fellner, J., (2014). "Using Multivariate Regression Modeling for Sampling and Predicting Chemical Characteristics of Mixed Waste in Old Landfills", *Waste Manag.*, 34:2537–2547.
- [194] Noori, R., Abdoli, M. A., Ghazizade, M. J. ve Samieifard, R., (2009). "Comparison of Neural Network and Principal Component- Regression Analysis to Predict the Solid Waste Generation in Tehran", 38:74–84.
- [195] Cheng, Y. W., Sung, F. C., Yang, Y., Lo, Y. H., Chung, Y. T. ve Li, K. C., (2009). "Medical Waste Production at Hospitals and Associated Factors", *Waste Manag.*, 29:440–444.
- [196] Sun, W., Huang, G. H., Zeng, G., Qin, X. ve Sun, X., (2009). "A Stepwise-Cluster Microbial Biomass Inference Model in Food Waste Composting", *Waste Manag.*, 29:2956–2968.
- [197] Gunaseelan, V. N., (2016). "Biochemical Methane Potential, Biodegradability, Alkali Treatment and Influence of Chemical Composition on Methane Yield of Yard Wastes", *Waste Manag. Res.*, 34:195–204.
- [198] Çelik, H., (2010). "Technological Characterization and Industrial Application of Two Turkish Clays for the Ceramic Industry", *Appl. Clay Sci.*, 50:245–254.
- [199] İSTAÇ, (2014). "İSTAÇ 2014 Yılı Faaliyet Raporu (ISTAC Annual Activity Report 2014 - Turkish Only)", 2014. <http://istac.com.tr/contents/68>, 05 Nisan 2015.
- [200] Orman ve Su İşleri Bakanlığı, M. G. M., (2014). "İstanbul İli Sıcaklık Verileri" , 2014. <http://www.mgm.gov.tr/veridegerlendirme/il-ve-ilceler-istatistik>, 9 Ocak 2015.
- [201] Hull, R. M., Krogmann, U. ve Strom, P. F., (2005). "Composition and Characteristics of Excavated Materials from a New Jersey Landfill", *J. Environ. Eng.*, 131:478–490.
- [202] Quaghebeur, M., Laenen, B., Geysen, D., Nielsen, P., Pontikes, Y., Van Gerven, T. ve Spooren, J., (2013). "Characterization of Landfilled Materials: Screening of the Enhanced Landfill Mining Potential", *J. Clean. Prod.*, 55:72–83.
- [203] Kurian, J., Esakku, S., Palanivelu, K. ve Selvam, A., (2003). "Studies on Landfill Mining at Solid Waste Dumpsites in India", in *Proceedings Sardinia 2003, Ninth International Waste Management and Landfill Symposium S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy*, 248–255.
- [204] ASTM, (1992). "Standard Test Method for Determining the Anaerobic Biodegradation Potential of Organic Chemicals (E1196-92)".
- [205] Owens, J. M. ve Chynoweth, D. P., (1993). "Biochemical Methane Potential of Municipal Solid Waste (MSW) Components", *Water Sci. Technol.*, 27:1–14.
- [206] Mou, Z., Scheutz, C. ve Kjeldsen, P., (2015). "Evaluation and Application of Site-Specific Data to Revise the First-Order Decay Model for Estimating Landfill Gas Generation and Emissions at Danish Landfills", *J. Air Waste Manage. Assoc.*, 65: 686–698.
- [207] Cho, H. S., Moon, H. S. ve Kim, J. Y., (2012). "Effect of Quantity and Composition of Waste on the Prediction of Annual Methane Potential from Landfills.", *Bioresour. Technol.*, 109:86–92.

- [208] Kim, H. ve Townsend, T. G., (2012). "Wet Landfill Decomposition Rate Determination Using Methane Yield Results for Excavated Waste Samples", *Waste Manag.*, 32:1427–1433.
- [209] Bilgili, M. S., Demir, A. ve Varank, G., (2009). "Evaluation and Modeling of Biochemical Methane Potential (BMP) of Landfilled Solid Waste: A Pilot Scale Study.", *Bioresour. Technol.*, 100:4976–80.
- [210] Kelly, R. J., Shearer, B. D., Kim, J., Goldsmith, C. D., Hater, G. R. ve Novak, J. T., (2006). "Relationships between Analytical Methods Utilized as Tools in the Evaluation of Landfill Waste Stability", *Waste Manag.*, 26:1349–1356.
- [211] Yu, D., Kurola, J. M., Lähde, K., Kymäläinen, M., Sinkkonen, A. ve Romantschuk, M., (2014). "Biogas Production and Methanogenic Archaeal Community in Mesophilic and Thermophilic Anaerobic Co-Digestion Processes", *J. Environ. Manage.*, 143:5460.
- [212] Morris, J. W. F., Crest, M., Barlaz, M. a, Spokas, K. a, Kerman, A. ve Yuan, L., (2012). "Improved Methodology to Assess Modification and Completion of Landfill Gas Management in the Aftercare Period.", *Waste Manag.*, 32:2364–73.
- [213] Borjesson, G., Danielsson, A. ve Svensson, B. H., (2000). "Methane Fluxes from a Swedish Landfill Determined by Geostatistical Treatment of Static Chamber Measurements", *Environ. Sci. Technol.*, 34:4044–4050.
- [214] Georgaki, I., Soupios, P., Sakkas, N. ververidis, F., Trantas, E., Vallianatos, F. ve Manios, T., (2008). "Evaluating the Use of Electrical Resistivity Imaging Technique for Improving CH(4) and CO(2) Emission Rate Estimations in Landfills.", *Sci. Total Environ.*, 389:522–31.
- [215] Goes, B. J. M. ve Meeke, J. A. C., (2004). "An Effective Electrode Configuration for the Detection of DNAPLs with Electrical Resistivity Tomography", *J. Environ. Eng. Geophys.*, 9:127–142.
- [216] Aitchison, J., (1983). "Principal Component Analysis of Compositional Data" , *Biometrika*, 70:57–65.
- [217] Ghasemi, A. ve Zahediasl, S., (2012). "Normality Tests for Statistical Analysis: A Guide for Non-Statisticians", *Int. J. Endocrinol. Metab.*, 10:486–489.
- [218] Royston, P., (1992). "Approximating the Shapiro-Wilk W-Test for Non-Normality", *Stat. Comput.*, 2:117–119.
- [219] Bai, J. ve Ng, S., (2005). "Tests for Skewness, Kurtosis, and Normality for Time Series Data", *J. Bus. Econ. Stat.*, 23:49–60.
- [220] Heiberger, R. M. ve Holland, B., (2015). "Statistical Analysis and Data Display", New York, NY: Springer New York.
- [221] Osborne, J. W., (2010). "Improving Your Data Transformations : Applying the Box-Cox Transformation", *Pract. Assessment, Res. Eval.*, 15:1–9.
- [222] Klemm, D. J., Blocksom, K. A., Thoeny, W. T., Fulk, F. A., Herlihy, A. T., Kaufmann, P. R. ve Cormier, S. M., (2002). "Methods Development and Use of Macroinvertebrates as Indicators of Ecological Conditions for Streams in the Mid-Atlantic Highlands Region", *Environ. Monit. Assess.*, 78:169–212.

- [223] Wang, Y., Wang, P., Bai, Y., Tian, Z., Li, J., Shao, X., Mustavich, L. F. ve Li, B. L., (2013). "Assessment of Surface Water Quality via Multivariate Statistical Techniques: A Case Study of the Songhua River Harbin Region, China", *J. Hydro-Environment Res.*, 7:30–40.
- [224] Liu, C. W., Lin, K. H. ve Kuo, Y. M., (2003). "Application of Factor Analysis in the Assessment of Groundwater Quality in a Blackfoot Disease Area in Taiwan", *Sci. Total Environ.*, 313:77–89.
- [225] Reddy, T. A., (2011). "Applied Data Analysis and Modeling for Energy Engineers and Scientists", London, UK, Springer US.
- [226] Kowalkowski, T., Zbytniewski, R., Szpejna, J. ve Buszewski, B., (2006). "Application of Chemometrics in River Water Classification", *Water Res.*, 40:744–752.
- [227] Zelterman, D., (2015). "Applied Multivariate Statistics with R", Cham: Springer International Publishing.
- [228] Bro, R. ve Smilde, A. K., (2014). "Principal Component Analysis", *Analytical Methods*, 6:2812.
- [229] Pacheco, J., Casado, S. ve Porras, S., (2013). "Exact Methods for Variable Selection in Principal Component Analysis: Guide Functions and Pre-Selection", *Comput. Stat. Data Anal.*, 57:95–111.
- [230] Bartlett, M. S., (1950). "Tests of Significance in Factor Analysis", *Br. J. Psychol.*, 3:77–85.
- [231] Field, A., (2009). "Discovering Statistics Using SPSS.", 58, No. 3, .
- [232] Kaiser, H. F., (1960). "The Application of Electronic Computers to Factor Analysis", *Educ. Psychol. Meas.*, 20:141–151.
- [233] Karanjekar, R. V., Bhatt, A., Altouqui, S., Jangikhatoonabad, N., Durai, V., Sattler, M. L., Hossain, M. D. S. ve Chen, V., (2015). "Estimating Methane Emissions from Landfills Based on Rainfall, Ambient Temperature, and Waste Composition: The CLEAN Model", *Waste Manag.*, 46:389–398.
- [234] USEPA, (1996). "LMOP Landfill Gas to Energy Project Development Handbook".
- [235] Aguilar-Virgen, Q., Taboada-González, P., Ojeda-Benítez, S. ve Cruz-Sotelo, S., (2014). "Power Generation with Biogas from Municipal Solid Waste: Prediction of Gas Generation with in Situ Parameters", *Renew. Sustain. Energy Rev.*, 30:412–419.
- [236] EPA LMOP, (2014). "User's Manual Central-Eastern Europe Landfill Gas Model" .
- [237] USEPA, (2005). "Landfill Gas Emissions Model (LandGEM) Version 3.02 User's Guide", U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Washington, DC.
- [238] Kanat, G., (2010). "Municipal Solid-Waste Management in Istanbul", *Waste Manag.*, 30:1737–1745.
- [239] Kafle, G. K. ve Kim, S. H., (2013). "Effects of Chemical Compositions and Ensiling on the Biogas Productivity and Degradation Rates of Agricultural and Food Processing by-Products", *Bioresour. Technol.*, 142:553–561.
- [240] Mohee, R., Unmar, G. D., Mudhoo, A. ve Khadoo, P., (2008). "Biodegradability of Biodegradable/degradable Plastic Materials under Aerobic and Anaerobic Conditions", *Waste Manag.*, 28:1624–1629.

- [241] Ishigaki, T., Sugano, W., Nakanishi, A., Tateda, M., Ike, M. ve Fujita, M., (2004). "The Degradability of Biodegradable Plastics in Aerobic and Anaerobic Waste Landfill Model Reactors", *Chemosphere*, 54:225–233.
- [242] Lija, D., Muizniece-Brasava, S., Kampuse, S., Seglina, D., Straumite, E., Galoburda, R. ve Levkane, V., (2008). "Studies of Biodegradable Polymer Material Suitability for Food Packaging Applications".
- [243] Ryu, C., Phan, A. N., Sharifi, V. N. ve Swithenbank, J., (2007). "Combustion of Textile Residues in a Packed Bed", *Exp. Therm. Fluid Sci.*, 31:887–895.
- [244] Miranda, R., Sosa-Blanco, C., Bustos-Martínez, D. ve Vasile, C., (2007). "Pyrolysis of Textile Wastes. I. Kinetics and Yields", *J. Anal. Appl. Pyrolysis*, 80:489–495.
- [245] Kaartinen, T., Sormunen, K. ve Rintala, J., (2013). "Case Study on Sampling, Processing and Characterization of Landfilled Municipal Solid Waste in the View of Landfill Mining", *J. Clean. Prod.*, 55:56–66.
- [246] Tchobanoglous, G., Theisen, H. ve Vigil, S., (1993). "Integrated Solid Waste Management, Engineering Principles and Management Issues", McGraw-Hill, New York.
- [247] Ma, W., Hoffmann, G., Schirmer, M., Chen, G. ve Rotter, V. S., (2010). "Chlorine Characterization and Thermal Behavior in MSW and RDF", *J. Hazard. Mater.*, 178:489–498.
- [248] Manaf, L. A., Samah, M. A. A. ve Zukki, N. I. M., (2009). "Municipal Solid Waste Management in Malaysia: Practices and Challenges", *Waste Manag.*, 29:2902–2906.
- [249] Nedwell, D. B. ve Reynolds, P. J., (1996). "Treatment of Landfill Leachate by Methanogenic and Sulphate-Reducing Digestion", *Water Res.*, 30:21–28.
- [250] Bozkurt, S., Moreno, L. ve Neretnieks, I., (2000). "Long-Term Processes in Waste Deposits", *Sci. Total Environ.*, 250:101–121.
- [251] Eleazer, W. E., Odle, W. S., Wang, Y. S. ve Barlaz, M. a, (1997). "Biodegradability of Municipal Solid Waste Components in Laboratory-Scale Landfills", *Environ. Sci. Technol.*, 31:911–917.
- [252] Cruz, F. B. D. La ve Barlaz, M. A., (2010). "Estimation of Waste Component-Specific Landfill Decay Rates Using Laboratory-Scale Decomposition Data", *Environ. Sci. Technol.*, 44:4722–4728.
- [253] Tiri, A., Lahbari, N. ve Boudoukha, A., (2015). "Assessment of the Quality of Water by Hierarchical Cluster and Variance Analyses of the Koudiat Medouar Watershed, East Algeria", *Appl. Water Sci.*, 1-10.
- [254] Gu, F., Hall, P. ve Miles, N. J., (2015). "Performance Evaluation for Composites Based on Recycled Polypropylene Using Principal Component Analysis and Cluster Analysis", *J. Clean. Prod.*, 115:343–353.
- [255] Liu, C. ve Wu, X., (2011). "Factors Influencing Municipal Solid Waste Generation in China: A Multiple Statistical Analysis Study.", *Waste Manag. Res.*, 29:371–378.
- [256] Mahapatra, S. S., Sahu, M., Patel, R. K. ve Panda, B. N., (2012). "Prediction of Water Quality Using Principal Component Analysis", *Water Qual. Expo. Heal.*, 4:93–104.

- [257] Bayard, R., Liu, X., Benbelkacem, H., Buffiere, P. ve Gourdon, R., (2015). "Can Biomethane Potential (BMP) Be Predicted from Other Variables Such As Biochemical Composition in Lignocellulosic Biomass and Related Organic Residues?", *Bioenergy Res.*, 1–14.
- [258] Zou, S. C., Lee, S. C., Chan, C. Y., Ho, K. F., Wang, X. M., Chan, L. Y. ve Zhang, Z. X., (2003). "Characterization of Ambient Volatile Organic Compounds at a Landfill Site in Guangzhou, SouthChina", *Chemosphere*, 51:1015–1022.
- [259] Ganev, I. ve Naydenova, I., (2011). "Evaluation of Potential Opportunities for Electric Power Generation from Landfill Gas at Tsalapitsa", 97:379–390.
- [260] Grellier, S., Reddy, K. R., Gangathulasi, J., Adib, R. ve Peters, C. C., (2007). "Correlation between Electrical Resistivity and Moisture Content of Municipal Solid Waste in Bioreactor Landfill", *Geotech. Spec. Publ.*, 163:1–14.
- [261] Ling, C., Zhou, Q., Xue, Y., Zhang, Y., Li, R. ve Liu, J., (2013). "Application of Electrical Resistivity Tomography to Evaluate the Variation in Moisture Content of Waste during 2 Months of Degradation", *Environ. Earth Sci.*, 68:57–67.
- [262] Genelle, F., Sirieix, C., Riss, J. ve Naudet, V., (2012). "Monitoring Landfill Cover by Electrical Resistivity Tomography on an Experimental Site", *Eng. Geol.*, 145:18–29.
- [263] Ahmed, A. M. ve Sulaiman, W. N., (2001). "Evaluation of Groundwater and Soil Pollution in a Landfill Area Using Electrical Resistivity Imaging Survey", *Environ. Manage.*, 28:655–663.
- [264] Keller, G. V ve Frischknecht, F. C., (1970). "Electrical Methods in Geophysical Prospecting".
- [265] McBean, E. A. ve Farquhar, G. J., (1980). "An Examination of Temporal/spatial Variations in Landfill-Generated Methane Gas", *Water. Air. Soil Pollut.*, 13:157–172.
- [266] O'Brien, R. M., (2007). "A Caution Regarding Rules of Thumb for Variance Inflation Factors", *Qual. Quant.*, 41:673–690.
- [267] Monlau, F., Sambusiti, C., Barakat, A., Guo, X. M., Latrille, E., Trably, E., Steyer, J. P. ve Carrere, H., (2012). "Predictive Models of Biohydrogen and Biomethane Production Based on the Compositional and Structural Features of Lignocellulosic Materials", *Environ. Sci. Technol.*, 46:12217–12225.
- [268] Bayard, R., Gonzalez-Ramirez, L., Guendouz, J., Benbelkacem, H., Buffiere, P. ve Gourdon, R., (2015). "Statistical Analysis to Correlate Bio-Physical and Chemical Characteristics of Organic Wastes and Digestates to Their Anaerobic Biodegradability", *Waste and Biomass Valorization*, 6:759–769.
- [269] Rand, T., Haukohl, J. ve Marxen, U., (1999). "Municipal Solid Waste Incineration", *World Bank*, 111.

BMP DENEYLERİNDEKİ KÜMÜLATİF BİYOGAZ HACİMLERİ

Her bir numune noktasından alınan atıklar için BMP deneyleri yapılarak şişelerde oluşan biyogaz hacimleri belirli zaman aralıklarıyla ölçülerek kayıt altına alınmıştır. Deneylerde her bir numune için 5 gram ince öğütülerek toz haline getirilmiş kuru katı atık toz numunesi kullanılmıştır.

Çizelge Ek A.1 EDA numunelerinin kümülatif biyogaz sonuçları

Süre	Ölçülen Kümülatif Biyogaz Miktarları (ml)									
	gün	EN1-10	EN1-20	EN1-30	EN2-10	EN2-20	EN2-30	EN3-10	EN3-20	EN3-30
0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
1,7	30,0	24,5	30,8	39,9	36,2	31,8	24,6	36,5	31,0	31,0
4,6	41,2	36,4	45,3	49,9	50,6	52,5	37,0	42,5	46,2	46,2
7,6	48,6	42,4	57,7	65,1	55,8	62,1	43,4	58,9	57,4	57,4
11,7	58,6	50,8	74,7	85,1	64,5	69,9	48,2	69,7	67,4	67,4
19,0	68,8	64,5	88,7	103,1	78,2	72,1	51,2	134,7	80,4	80,4
25,9	80,0	75,1	99,4	114,7	95,4	78,4	56,4	171,7	90,4	90,4
33,0	90,2	87,0	110,9	129,7	110,4	86,6	61,8	196,7	100,4	100,4
41,9	99,3	92,0	115,9	139,9	125,5	96,7	66,8	216,9	110,6	110,6
46,8	104,3	97,4	121,0	150,1	134,7	101,8	68,2	226,1	117,0	117,0
57,7	111,5	107,4	130,1	154,1	149,7	113,8	73,2	241,7	127,0	127,0
64,9	116,7	114,2	135,3	169,1	166,1	127,0	78,4	261,9	132,0	132,0
71,9	121,9	116,2	141,3	178,3	177,1	132,0	78,4	280,9	136,8	136,8
84,8	130,1	121,2	151,7	198,3	204,1	148,5	88,4	312,9	149,0	149,0
102,9	146,1	130,2	198,7	218,3	244,1	172,5	101,4	345,9	169,0	169,0

Süre	Ölçülen Kümülatif Biyogaz Miktarları (ml)									
	gün	EN4-10	EN4-20	EN4-30	EN5-10	EN5-20	EN5-30	EN6-10	EN6-20	EN6-30
0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
1,7	25,9	36,7	32,3	30,8	45,2	34,8	30,9	30,3	33,6	33,6
4,6	41,3	52,9	43,1	46,5	61,3	50,4	55,3	42,9	47,6	47,6
7,6	51,1	66,5	52,1	59,3	79,3	65,4	61,3	54,9	59,8	59,8
11,7	56,1	71,5	54,3	69,3	92,5	70,8	71,3	64,9	69,8	69,8
19,0	64,1	86,5	59,3	85,3	111,5	87,8	81,3	79,9	87,3	87,3
25,9	71,8	98,7	64,3	98,3	127,0	102,8	94,3	93,9	104,3	104,3
33,0	83,0	112,7	74,3	112,3	142,0	117,8	107,1	110,9	123,3	123,3
41,9	88,2	122,9	79,3	122,4	154,9	130,5	120,8	124,7	139,1	139,1
46,8	93,4	128,1	86,8	132,5	164,9	140,7	130,8	134,7	149,5	149,5
57,7	103,4	138,1	96,8	142,5	178,9	145,7	139,8	145,7	164,9	164,9
64,9	109,4	147,7	96,8	152,1	184,1	153,3	146,2	156,3	176,7	176,7
71,9	109,4	151,7	101,4	156,1	191,1	158,3	150,2	162,1	183,7	183,7
84,8	122,4	165,3	111,6	168,5	205,5	174,3	165,6	174,8	204,9	204,9
102,9	140,4	176,3	121,6	190,5	227,5	201,3	183,6	195,8	233,9	233,9

Süre	Ölçülen Kümülatif Biyogaz Miktarları (ml)									
	gün	EN7-10	EN7-20	EN7-30	EN8-10	EN8-20	EN8-30	EN9-10	EN9-20	EN9-30
0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
2,9	35,0	27,0	29,6	47,5	45,0	49,5	77,0	43,0	40,0	40,0
7,1	54,4	45,8	51,2	99,5	97,6	92,5	132,0	63,0	59,0	59,0
12,9	76,0	56,8	66,2	164,3	149,0	150,5	211,6	90,0	80,0	80,0
20,9	94,1	65,8	78,3	229,8	247,2	197,8	268,7	107,7	95,5	95,5
26,0	106,9	74,8	88,9	261,0	367,8	227,9	365,8	121,7	108,1	108,1
33,0	114,0	79,9	98,9	341,0	456,8	257,9	431,8	133,7	125,4	125,4
38,0	121,6	84,9	104,1	371,8	498,3	279,9	468,0	145,9	147,4	147,4
48,9	150,3	94,9	117,1	409,3	544,4	327,3	514,6	161,9	168,4	168,4
56,0	166,3	102,9	122,5	426,3	566,0	367,3	542,6	178,9	187,4	187,4
63,0	226,3	107,9	133,3	443,3	590,0	399,3	567,6	200,9	195,4	195,4
75,9	268,1	119,6	146,9	473,5	625,5	435,3	636,6	269,1	215,4	215,4
94,1	302,1	140,6	173,9	565,5	677,5	477,3	686,6	304,1	245,4	245,4

Çizelge Ek A.2 ADA numunelerinin kümülatif biyogaz sonuçları

Süre	Ölçülen Kümülatif Biyogaz Miktarları (ml)									
	gün	AN1-10	AN1-20	AN1-30	AN2-10	AN2-20	AN2-30	AN3-10	AN3-20	AN3-30
0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
2,9	23,2	25,0	38,0	32,0	62,6	26,0	70,0	20,0	104,0	
7,1	38,2	37,4	56,0	62,0	74,2	38,5	93,0	32,0	169,0	
12,9	56,2	48,8	74,0	84,0	86,4	50,5	111,0	37,0	229,0	
20,9	163,2	105,3	150,8	154,6	97,0	116,9	136,2	42,0	289,0	
26,0	227,2	120,3	184,0	209,7	169,0	137,0	173,3	95,9	315,0	
33,0	295,3	134,5	254,3	276,7	207,2	171,2	241,3	113,1	334,8	
38,0	324,3	162,0	288,7	299,2	225,2	207,7	283,8	121,7	361,9	
48,9	393,5	208,5	343,9	364,2	271,2	242,2	363,3	146,2	403,9	
56,0	446,5	223,5	376,9	396,2	356,2	279,2	392,3	187,2	428,9	
63,0	491,5	234,5	387,9	436,2	368,2	329,2	407,3	208,2	443,3	
75,9	598,5	309,5	417,2	510,2	413,6	451,2	436,3	220,7	469,3	
94,1	724,5	423,5	493,2	626,2	511,6	551,2	464,3	229,7	500,3	

Çizelge Ek A.3 EDA ve ADA numunelerinin her bir numune noktasındaki ortalama kümülatif biyogaz sonuçları

Süre		Ölçülen Kümülatif Biyogaz Miktarları (ml)											
gün1	gün2	EN1	EN2	EN3	EN4	EN5	EN6	EN7	EN8	EN9	AN1	AN2	AN3
0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
1,7	2,9	28,4	36,0	30,7	31,6	36,9	31,6	30,5	47,3	53,3	28,7	40,2	64,7
4,6	7,1	41,0	51,0	41,9	45,8	52,7	48,6	50,5	96,5	84,7	43,9	58,2	98,0
7,6	12,9	49,6	61,0	53,2	56,6	68,0	58,7	66,3	154,6	127,2	59,7	73,6	125,7
11,7	20,9	61,4	73,2	61,8	60,6	77,5	68,7	79,4	224,9	157,3	139,8	122,8	155,7
19	26	74,0	84,5	88,8	70,0	94,9	82,8	90,2	285,6	198,5	177,2	171,9	194,7
25,9	33	84,8	96,2	106,2	78,3	109,4	97,5	97,6	351,9	230,3	228,0	218,4	229,7
33	38	96,0	108,9	119,6	90,0	124,0	113,8	103,5	383,3	253,8	258,3	244,0	255,8
41,9	48,9	102,4	120,7	131,4	96,8	135,9	128,2	120,8	427,0	281,6	315,3	292,5	304,5
46,8	56	107,6	128,9	137,1	102,8	146,0	138,3	130,6	453,2	303,0	349,0	343,9	336,1
57,7	63	116,3	139,2	147,3	112,8	155,7	150,1	155,8	477,5	321,3	371,3	377,9	352,9
64,9	75,9	122,1	154,1	157,4	118,0	163,2	159,7	178,2	511,4	373,7	441,7	458,3	375,4
71,9	94,1	126,5	162,5	165,4	120,8	168,5	165,3	205,5	573,4	412,0	547,1	563,0	398,1
84,8		134,3	183,6	183,4	133,1	182,8	181,8						
102,9		158,3	211,6	205,4	146,1	206,4	204,4						

Not: EN1-EN6 arasındakiler "gün1", EN7-AN3 arasındakiler "gün2" süreleriyle ölçülmüşlerdir

GAZ BİLEŞİMİ ÖLÇÜMLERİ VE DENEYSEL KÜMÜLATİF METAN HACİMLERİ

Her bir numune noktasından alınan atıklar için her biri için 5 gram ince öğütülmüş kuru toz numunenin kullanıldığı BMP deneyleri yapıldığında en az iki haftada bir defa olmak üzere numunelerin gaz bileşimi (CH₄ ve CO₂) gaz kromatografisiyle ölçülmüştür. Ara tarihlerde kalan hacimsel ölçümlerde kullanılmak üzere gaz bileşimlerini tespit etmek üzere gaz kromatografisiyle ölçülen değerler arasında kalan eksik ölçüm değerleri de ara değer bulma (interpolasyon) işlemi uygulanarak elde edilmiştir. Bu verilere dayanarak BMP deneylerinde ölçülen biyogaz miktarlarına göre elde edilmiş metan miktarları da belirlenmiştir.

Çizelge Ek B.1 EDA numunelerinin kümülatif metan ölçüm sonuçları

Süre	Ölçülen Kümülatif Metan Miktarları (ml)								
gün	EN1-10	EN1-20	EN1-30	EN2-10	EN2-20	EN2-30	EN3-10	EN3-20	EN3-30
0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
1,7	15,5	12,6	15,9	21,2	19,2	16,9	13,2	19,5	16,6
4,6	21,5	19,0	23,7	26,8	27,2	28,2	20,0	23,0	25,0
7,6	26,3	23,0	31,3	36,3	31,1	34,6	24,4	33,1	32,2
11,7	32,1	27,8	40,9	47,9	36,3	39,4	27,4	39,6	38,3
19,0	38,1	35,7	49,1	58,7	44,5	41,0	29,4	77,3	46,1
25,9	45,0	42,3	56,0	66,3	55,1	45,3	32,9	100,1	52,7
33,0	52,1	50,3	64,1	76,9	65,5	51,4	37,0	117,8	60,1
41,9	55,9	51,8	65,3	80,9	72,5	55,9	39,0	126,5	64,5
46,8	59,6	55,6	69,1	88,0	78,9	59,7	40,3	133,8	69,2
57,7	62,2	59,9	72,6	88,3	85,8	65,2	42,3	139,7	73,4
64,9	66,4	65,0	77,0	98,8	97,0	74,2	46,2	154,4	77,8
71,9	68,8	65,5	79,7	103,2	102,5	76,4	45,8	164,1	79,9
84,8	73,0	68,0	85,1	114,2	117,6	85,5	51,4	181,9	86,6
102,9	80,9	72,1	110,1	124,2	138,9	98,2	58,2	198,5	97,0

Süre	Ölçülen Kümülatif Metan Miktarları (ml)								
gün	EN4-10	EN4-20	EN4-30	EN5-10	EN5-20	EN5-30	EN6-10	EN6-20	EN6-30
0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
1,7	13,8	19,6	17,2	17,2	25,3	19,5	16,6	16,3	18,1
4,6	22,3	28,6	23,3	26,4	34,8	28,6	30,1	23,4	25,9
7,6	28,6	37,3	29,2	34,8	46,6	38,4	34,6	31,0	33,8
11,7	31,8	40,5	30,8	41,2	55,0	42,1	40,7	37,1	39,8
19,0	36,7	49,5	34,0	51,2	67,0	52,7	46,9	46,1	50,4
25,9	41,8	57,4	37,4	60,0	77,5	62,7	55,3	55,1	61,2
33,0	49,6	67,3	44,4	70,4	89,0	73,8	64,5	66,8	74,2
41,9	51,3	71,5	46,1	74,7	94,6	79,7	70,9	73,1	81,6
46,8	55,1	75,6	51,2	82,0	102,1	87,1	77,8	80,1	88,9
57,7	59,6	79,7	55,8	86,2	108,2	88,1	81,3	84,7	95,9
64,9	64,3	86,9	56,9	93,8	113,6	94,6	86,7	92,7	104,7
71,9	63,8	88,4	59,1	95,5	116,9	96,8	88,3	95,2	107,9
84,8	71,0	95,9	64,7	102,5	125,0	106,0	96,8	102,2	119,8
102,9	80,4	101,0	69,6	114,4	136,6	120,9	106,0	113,0	135,0

Süre	Ölçülen Kümülatif Metan Miktarları (ml)								
gün	EN7-10	EN7-20	EN7-30	EN8-10	EN8-20	EN8-30	EN9-10	EN9-20	EN9-30
0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
2,9	18,5	14,3	15,6	25,5	24,1	26,5	40,0	22,3	20,8
7,1	39,7	24,5	27,4	54,0	53,0	50,2	69,4	33,1	31,0
12,9	54,1	31,5	36,7	92,5	83,9	84,7	115,3	49,1	43,6
20,9	65,5	36,9	43,9	130,8	140,7	112,6	148,1	59,4	52,6
26,0	75,2	42,4	50,4	150,2	211,6	131,1	203,8	67,8	60,2
33,0	82,7	46,0	57,0	199,4	267,1	150,8	244,5	75,7	71,0
38,0	90,0	50,2	61,6	223,2	299,1	168,0	272,1	84,8	85,7
48,9	102,3	54,7	67,5	239,3	318,3	191,4	291,4	91,7	95,4
56,0	112,2	60,1	71,6	252,8	335,6	217,8	311,6	112,5	107,6
63,0	130,8	61,6	76,1	256,9	341,9	231,4	318,5	132,5	119,2
75,9	152,5	69,7	85,5	279,8	369,6	257,2	364,3	154,5	128,5
94,1	174,4	81,2	100,4	331,2	396,8	279,5	389,5	162,8	139,2

Çizelge Ek B.2 ADA numunelerinin kümülatif metan ölçüm sonuçları

Süre	Ölçülen Kümülatif Metan Miktarları (ml)								
gün	AN1-10	AN1-20	AN1-30	AN2-10	AN2-20	AN2-30	AN3-10	AN3-20	AN3-30
0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
2,9	12,7	13,6	20,7	18,1	35,5	14,7	37,4	10,7	55,6
7,1	21,1	20,7	31,0	35,6	42,6	22,1	50,4	17,3	91,6
12,9	32,2	28,0	42,4	50,0	51,4	30,0	62,3	20,8	128,6
20,9	94,5	61,0	87,4	93,0	78,3	70,3	77,3	23,8	164,1
26,0	133,1	70,5	107,8	127,5	102,8	83,3	99,5	55,0	180,8
33,0	175,7	80,0	151,3	171,0	128,1	105,8	140,7	66,0	195,3
38,0	198,1	99,0	186,5	189,9	148,2	131,8	169,9	72,9	216,7
48,9	234,2	127,9	204,7	225,1	177,9	149,7	211,9	85,3	235,6
56,0	259,5	154,5	227,5	248,4	218,6	175,0	232,1	110,7	253,7
63,0	268,9	178,5	238,5	267,2	235,0	192,6	235,4	120,4	256,3
75,9	276,0	197,0	250,9	298,7	248,6	211,0	257,2	130,1	276,6
94,1	282,0	211,6	262,5	303,3	263,3	221,0	261,3	133,2	282,2

Çizelge Ek B.3 EDA ve ADA numunelerinin her bir numune noktasındaki ortalama kümülatif metan ölçüm sonuçları

Süre		Ölçülen Kümülatif Metan Miktarları (ml)											
gün1	gün2	EN1	EN2	EN3	EN4	EN5	EN6	EN7	EN8	EN9	AN1	AN2	AN3
0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
1,7	2,9	14,7	19,1	16,4	16,9	20,7	17,0	16,1	25,4	27,7	15,7	22,8	34,6
4,6	7,1	21,4	27,4	22,7	24,7	29,9	26,5	30,5	52,4	44,5	24,3	33,4	53,1
7,6	12,9	26,9	34,0	29,9	31,7	40,0	33,1	40,8	87,0	69,3	34,2	43,8	70,6
11,7	20,9	33,6	41,2	35,1	34,3	46,1	39,2	48,8	128,0	86,7	81,0	80,5	88,4
19	26	41,0	48,1	50,9	40,1	57,0	47,8	56,0	164,3	110,6	103,8	104,5	111,8
25,9	33	47,8	55,6	61,9	45,5	66,8	57,2	61,9	205,7	130,4	135,7	135,0	134,0
33	38	55,5	64,6	71,6	53,8	77,7	68,5	67,3	230,1	147,5	161,2	156,6	153,2
41,9	48,9	57,7	69,8	76,7	56,3	83,0	75,2	74,8	249,6	159,5	188,9	184,2	177,6
46,8	56	61,4	75,5	81,1	60,7	90,4	82,3	81,3	268,7	177,2	213,9	214,0	198,8
57,7	63	64,9	79,8	85,2	65,0	94,2	87,3	89,5	276,7	190,0	228,7	231,6	204,0
64,9	75,9	69,5	90,0	92,8	69,4	100,7	94,7	102,6	302,2	215,8	241,3	252,8	221,3
71,9	94,1	71,3	94,1	96,6	70,4	103,0	97,1	118,6	335,9	230,5	252,0	262,5	225,6
84,8		75,4	105,8	106,6	77,2	111,2	106,2						
102,9		87,7	120,4	117,9	83,7	124,0	118,0						

Not: EN1-EN6 arasındakiler "gün1", EN7-AN3 arasındakiler "gün2" süreleriyle ölçülmüşlerdir

Çizelge Ek B.4 EDA ve ADA numunelerinin CH₄ ve CO₂ oranları

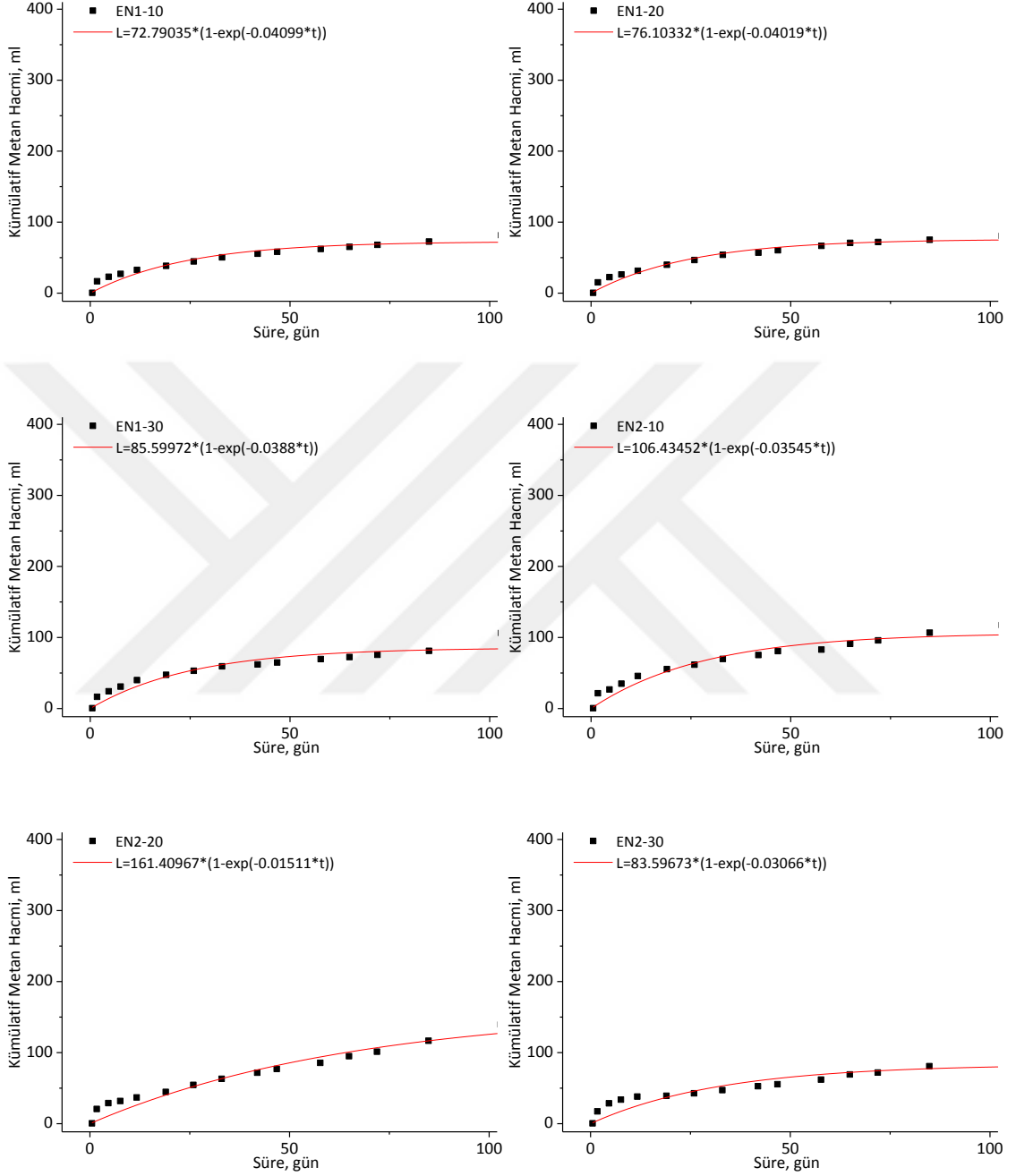
Set 1	Öçülen Ortalama Metan ve Karbon Dioksit Oranları (%)																	
	EN1-10	EN1-20	EN1-30	EN2-10	EN2-20	EN2-30	EN3-10	EN3-20	EN3-30	EN4-10	EN4-20	EN4-30	EN5-10	EN5-20	EN5-30	EN6-10	EN6-20	EN6-30
CH ₄	55,9	62,0	53,5	53,8	57,2	54,5	78,3	60,0	51,2	53,8	50,2	51,7	51,3	51,8	58,6	58,1	57,8	51,6
CO ₂	43,9	38,0	46,5	46,9	42,8	45,5	21,7	40,0	48,8	46,2	49,8	48,3	48,8	48,2	41,4	41,9	42,2	48,4

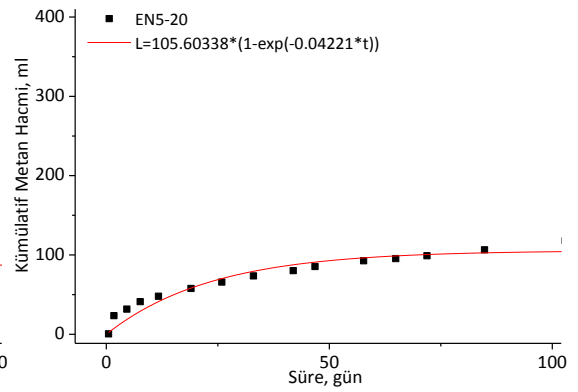
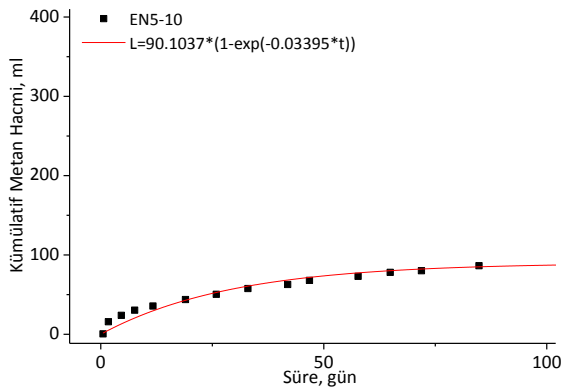
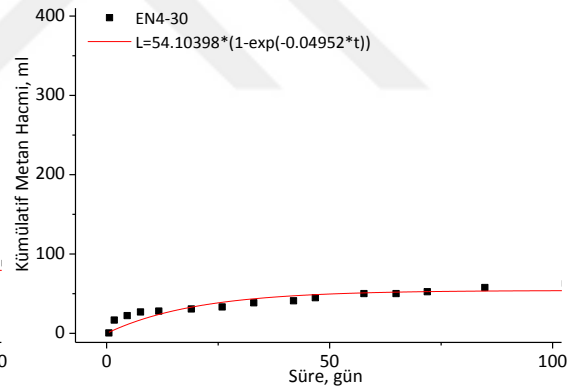
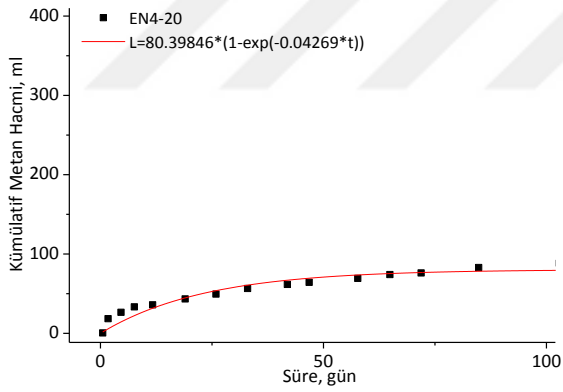
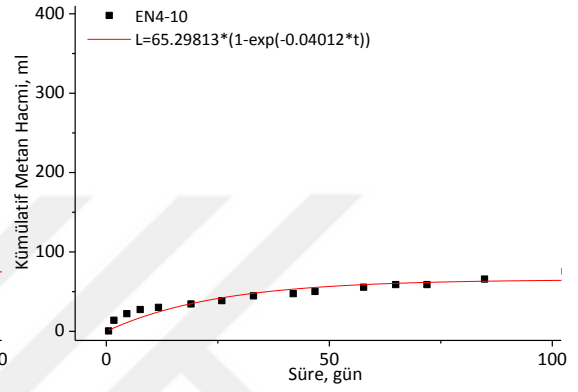
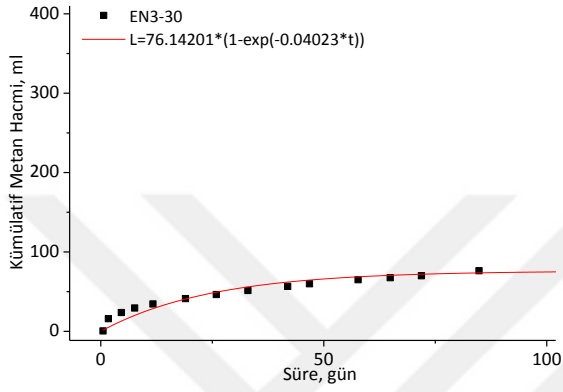
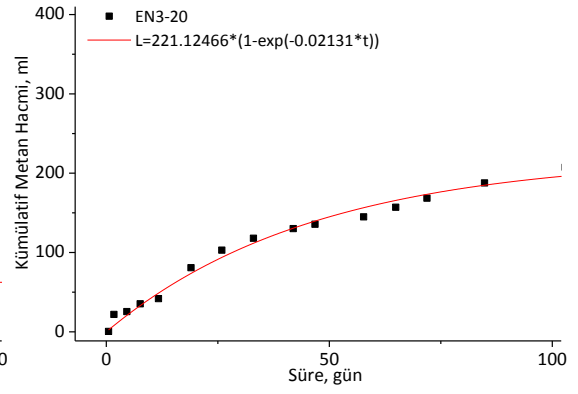
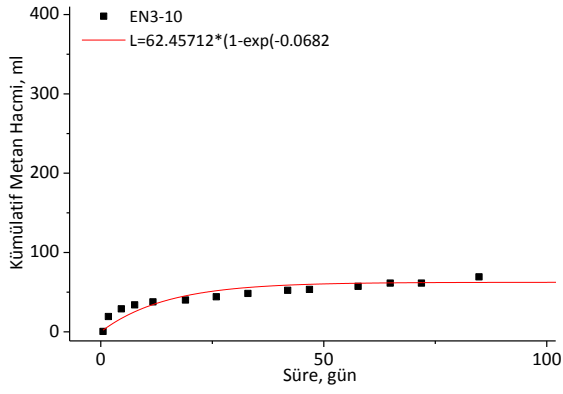
Set 2	Öçülen Ortalama Metan ve Karbon Dioksit Oranları (%)																	
	EN7-10	EN7-20	EN7-30	EN8-10	EN8-20	EN8-30	EN9-10	EN9-20	EN9-30	AN1-10	AN1-20	AN1-30	AN2-10	AN2-20	AN2-30	AN3-10	AN3-20	AN3-30
CH ₄	52,3	51,9	50,7	58,8	59,7	57,4	57,0	53,8	52,0	53,0	63,3	61,7	57,8	80,6	54,5	52,6	58,6	54,6
CO ₂	47,7	48,1	49,3	41,2	40,3	42,7	43,0	46,2	48,0	47,1	36,7	38,3	42,2	19,4	45,5	47,4	41,4	45,4

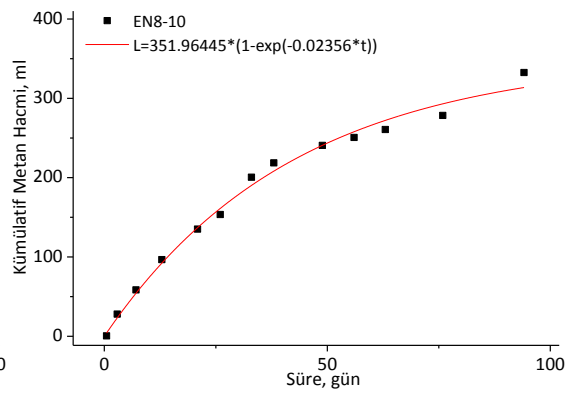
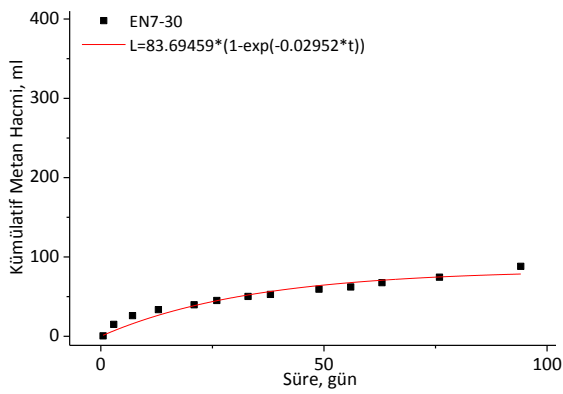
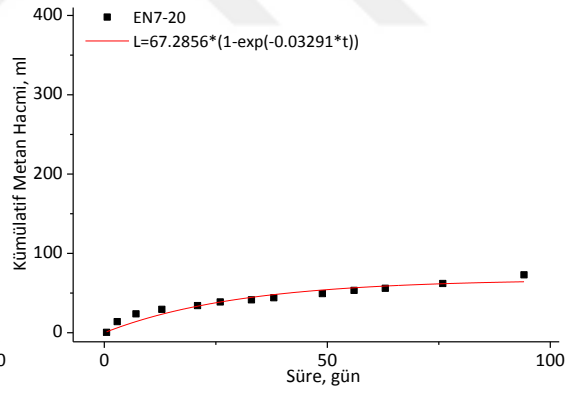
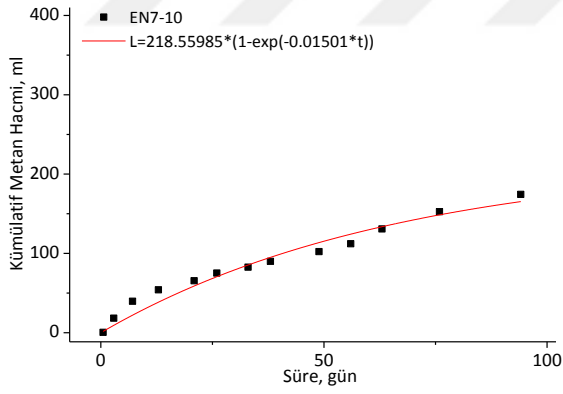
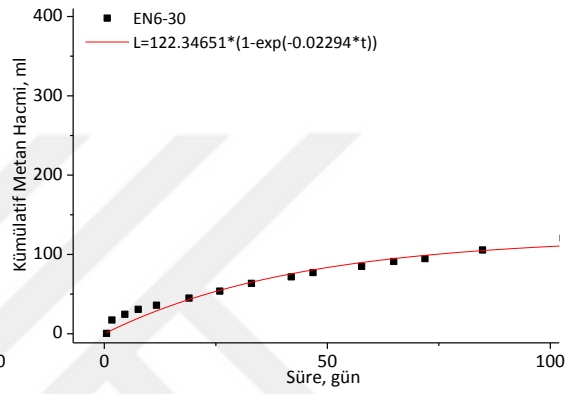
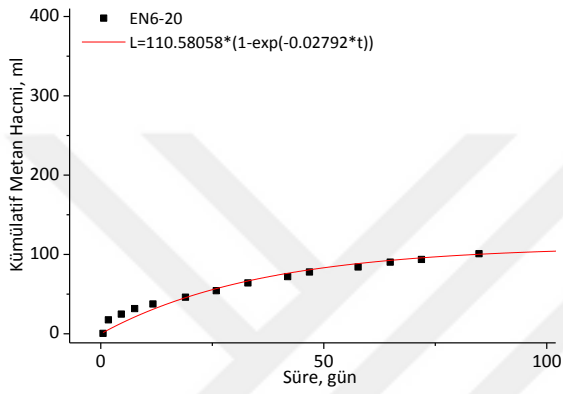
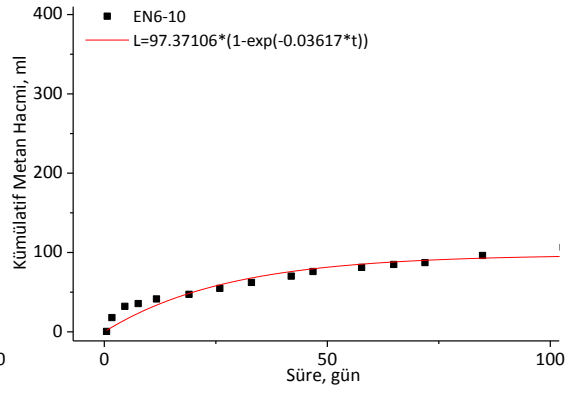
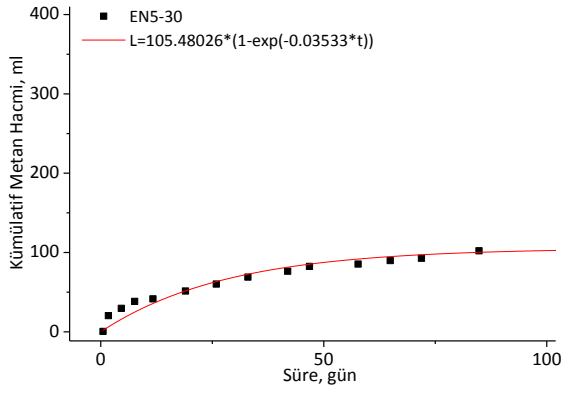
**L₀ DEĞERİ VE k KİNETİK REAKSİYON KATSAYISININ TESPİTİ İÇİN YAPILAN
DOĞRUSAL OLMAYAN REGRESYON ANALİZİ GRAFİKLERİ**

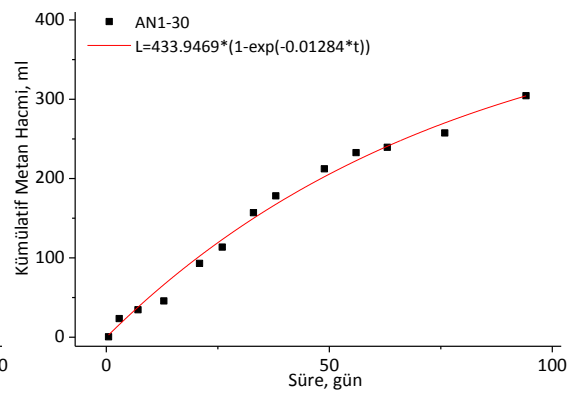
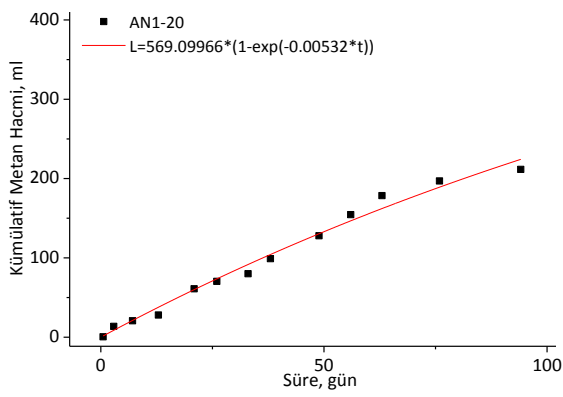
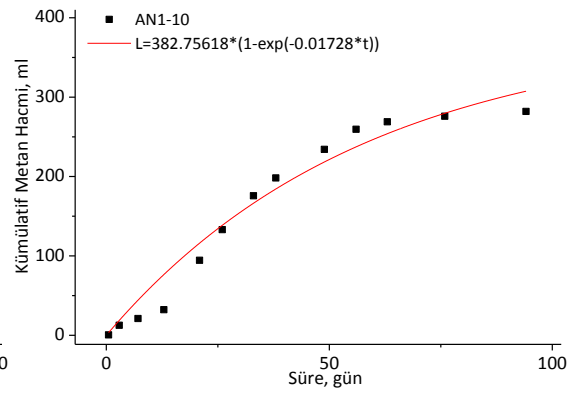
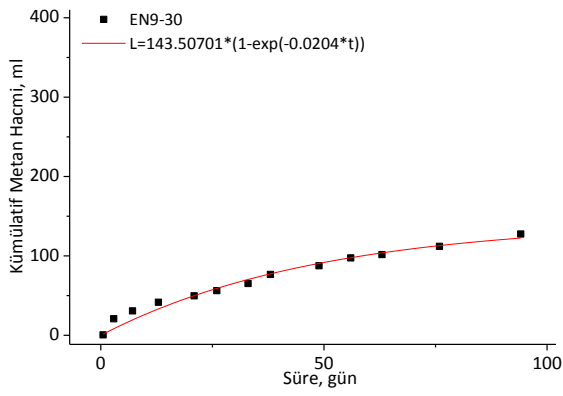
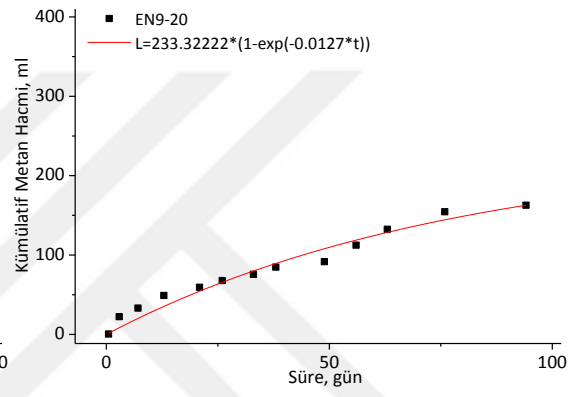
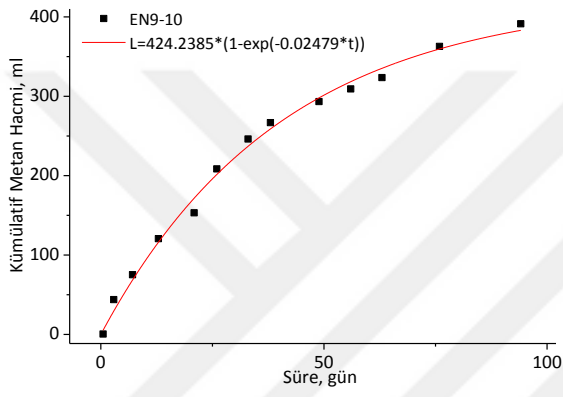
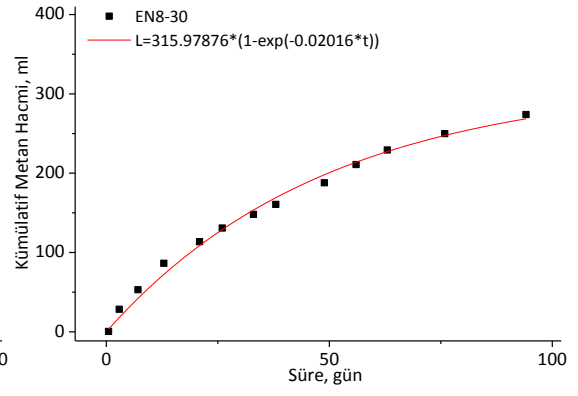
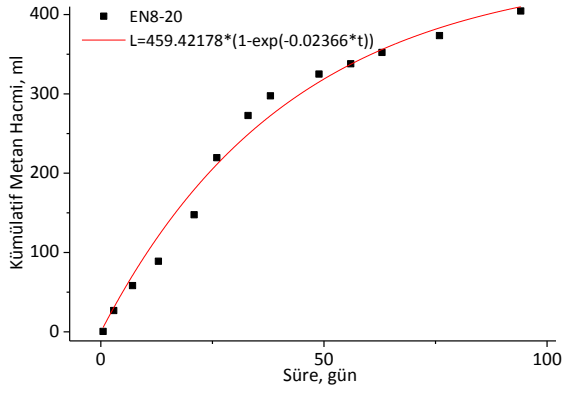


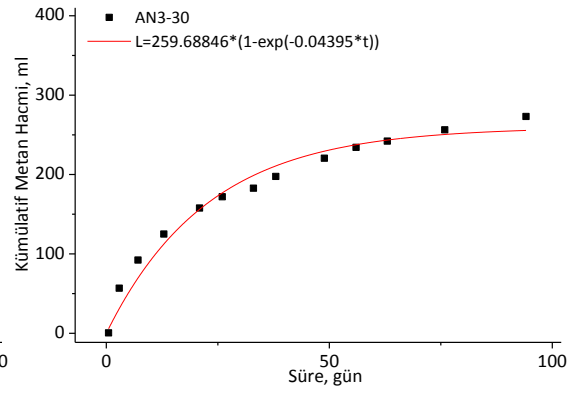
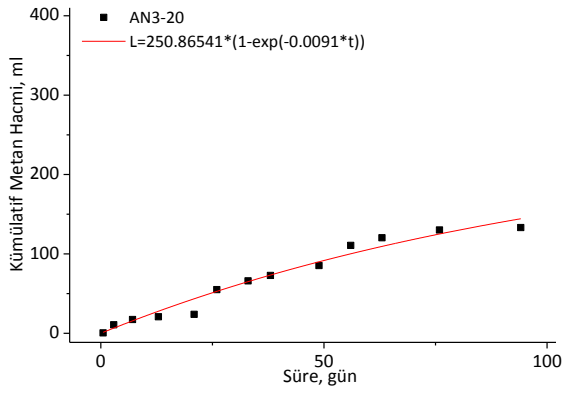
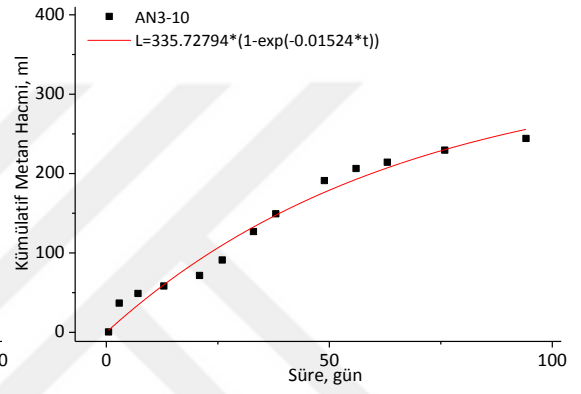
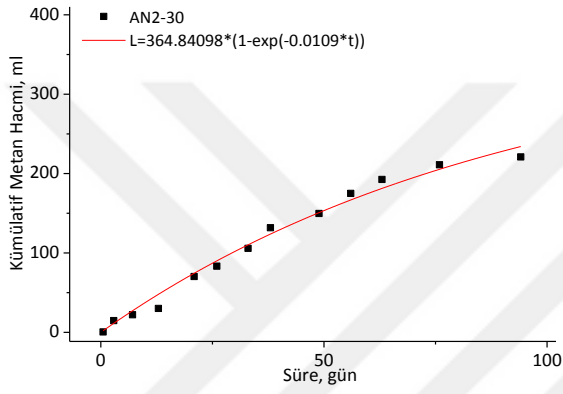
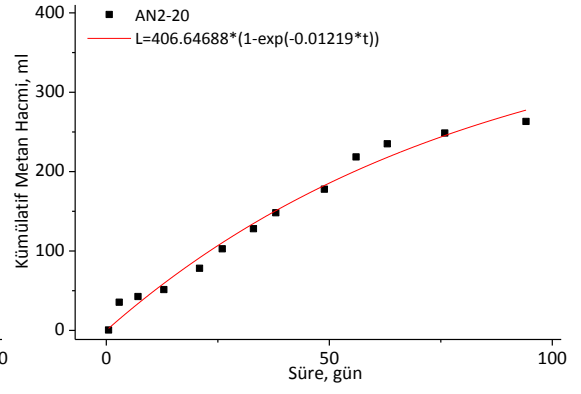
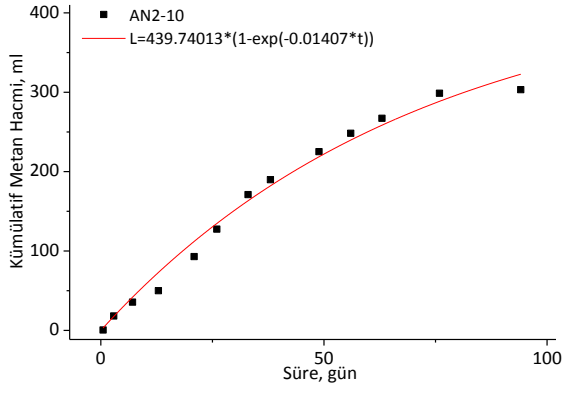
Şekil Ek C.1 EDA ve ADA'daki her bir derinlikten alınan numune için hazırlanan lineer olmayan regresyon eğrileri ve denklemleri



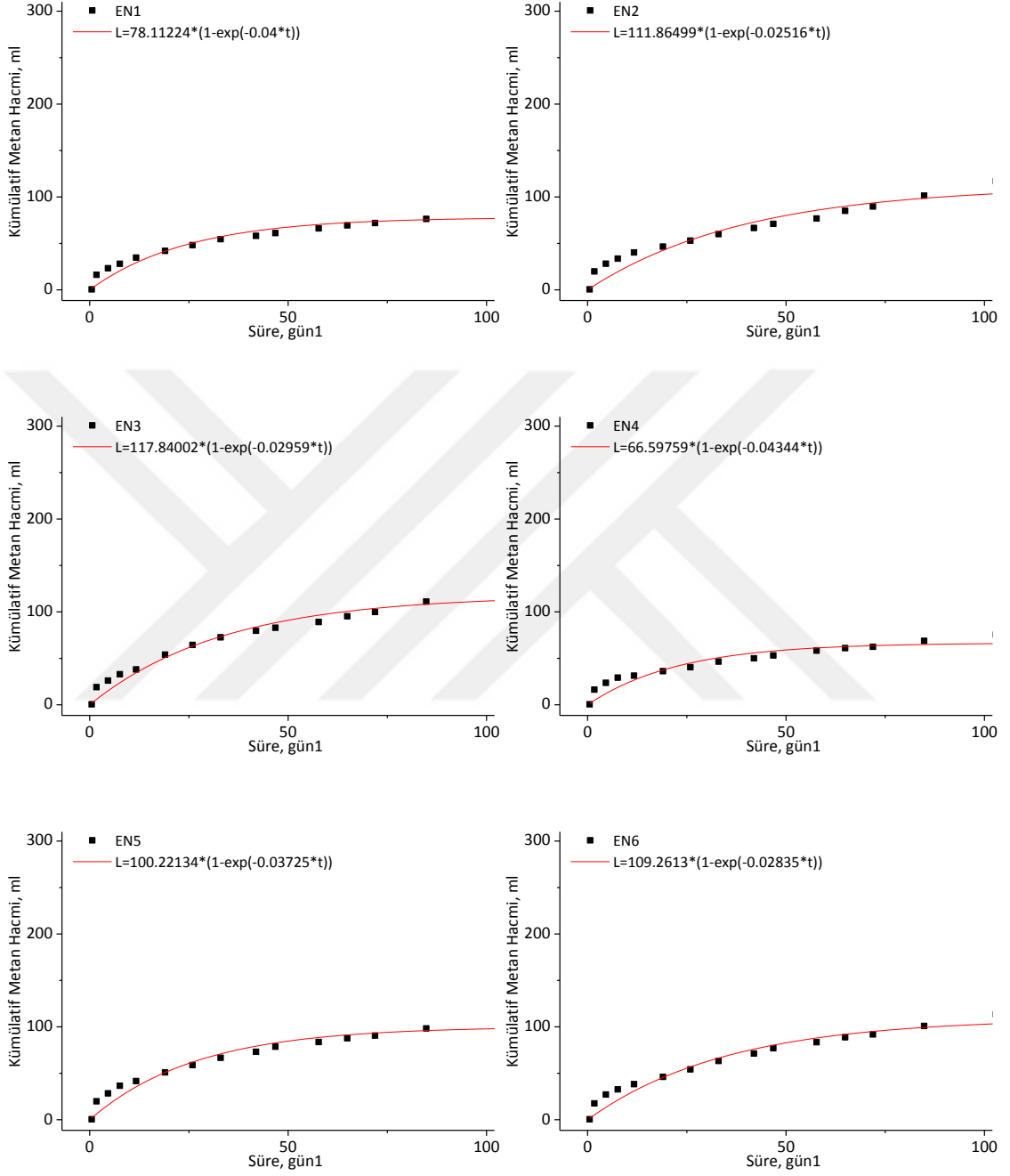


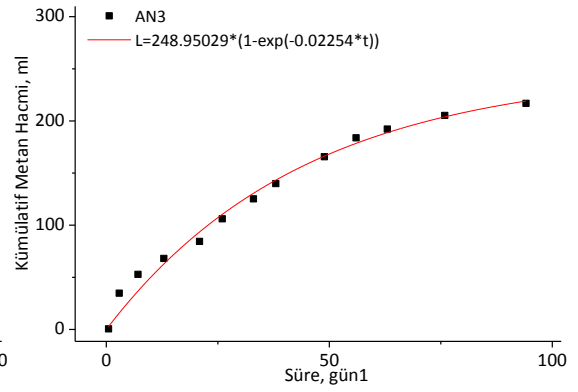
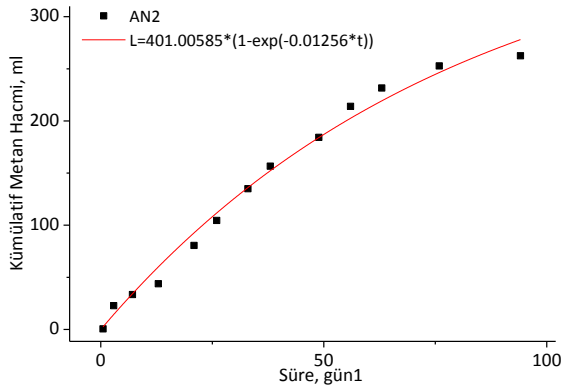
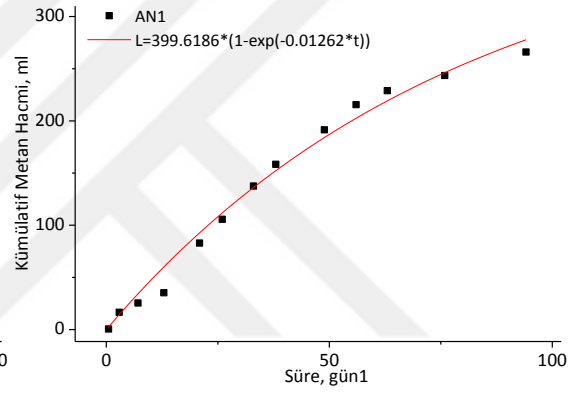
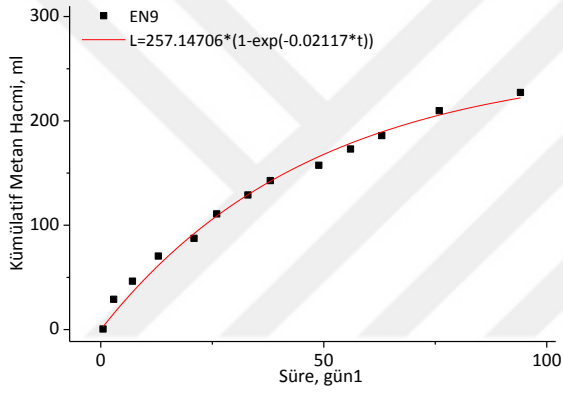
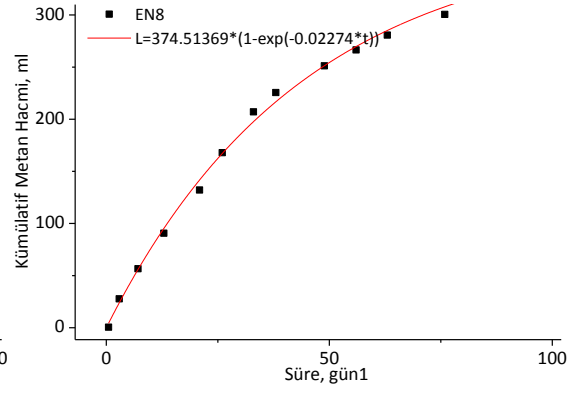
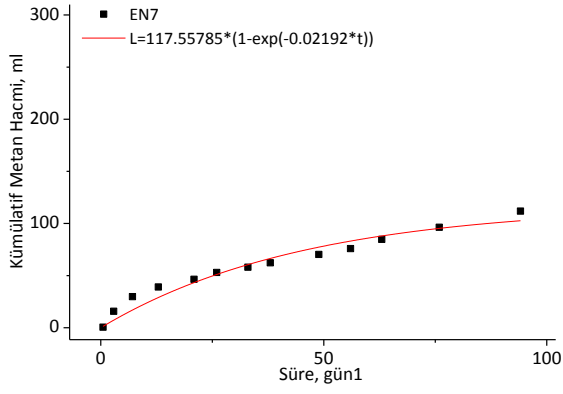






Şekil Ek C.2 EDA ve ADA'daki her bir numune noktasındaki ortalama değerler için hazırlanan lineer olmayan regresyon eğrileri ve denklemleri





**ESKİ VE AKTİF DEPOLAMA ALANLARINDAKİ NUMUNE NOKTALARININ
LABORATUVAR ANALİZ SONUÇLARI**

Laboratuvar şartlarında yapılan nem içeriği, pH, klorür, kalorifik değer, toplam kjeldahl azotu, amonyum azotu, toplam organik karbon, yanma kaybı, toplam kükürt, sülfat, kalsiyum ve magnezyum parametreleri için yapılan analizlere ait sonuçlar tablolar halinde verilmiştir.

Çizelge Ek D.1 Laboratuvar analizleri sonucunda belirlenen ham veriler

Alanı	Tarih	Derinlik	Numune kodu	Nem içeriği (%)	pH	Klorür (mg/kg)	Kalorifik Değer (Kcal/kg)	TKN (mg/kg)	NH4-N (mg/kg)	TOC (%) - kuru	LOI (%)	T.Kükürt (%)	Kalsiyum, Ca (mg/kg)	Magnezyum, Mg (mg/kg)	TX (%) - kuru	Sülfat (mg/kg)
ADA	2012	10	AN1-10	44.4	6.8	4683	3575	9642	249	34.6	65.4	0.339	22978	3425	0.3792	15770
ADA	2012	20	AN1-20	51.0	6.9	4970	3344	8542	293	33.2	61.4	0.548	21394	3441	0.474	15602
ADA	2012	30	AN1-30	45.0	6.6	4551	4099	10061	289	39.8	72.0	0.285	20049	2479	0.424	10167
ADA	2012	10	AN2-10	41.0	7.0	3258	4230	9522	232	40.0	67.7	0.342	23959	2482	0.3948	10321
ADA	2012	20	AN2-20	53.1	6.4	4961	4135	10571	336	40.4	70.5	0.583	21145	2521	0.8605	21790
ADA	2012	30	AN2-30	49.8	7.1	5018	3628	8419	250	35.5	61.7	0.596	23344	3528	0.7855	16686
ADA	2012	10	AN3-10	38.4	7.1	2880	1837	5408	641	18.3	38.9	0.147	18628	4068	0.3032	6186
ADA	2012	20	AN3-20	55.4	6.9	4923	3886	8825	290	38.6	67.3	0.228	21683	2802	0.4772	10325
ADA	2012	30	AN3-30	50.3	7.3	4462	2371	7958	688	22.9	45.6	0.261	17824	3695	0.3319	8978
EDA	2005	10	EN1-10	32.9	7.9	2915	2027	7990	813	24.9	41.5	0.309	22990	3081	0.4048	3139
EDA	2005	20	EN1-20	38.3	6.9	2500	2673	7084	1237	27.3	38.8	0.510	24339	3602	0.2744	1763
EDA	2005	30	EN1-30	40.3	7.5	3071	3032	12526	1004	27.5	41.4	0.366	38831	4770	0.4772	1954
EDA	2002	10	EN2-10	48.7	7.3	4096	3781	14621	1547	38.6	57.5	0.441	39397	3781	0.4313	2424
EDA	2002	20	EN2-20	31.4	7.8	4025	3693	11399	1912	37.7	55.8	0.421	25779	3544	0.3584	1577
EDA	2002	30	EN2-30	36.7	7.4	2714	4434	7362	819	41.9	52.5	0.738	28800	3887	0.3828	1347
EDA	2002	10	EN3-10	23.3	8.0	2008	1737	4460	678	15.4	24.1	0.338	27366	5831	0.1713	1175
EDA	2002	20	EN3-20	41.8	7.7	3561	3456	9009	1607	37.0	51.1	0.469	30398	3897	0.3269	3599
EDA	2002	30	EN3-30	40.5	7.8	2294	1860	8125	1596	22.3	33.0	0.350	44650	5173	0.238	1763
EDA	1998	10	EN4-10	34.8	7.2	2591	2289	6884	1238	34.4	36.9	0.475	57058	3731	0.274	2106
EDA	1998	20	EN4-20	40.1	7.4	3716	1858	6966	1037	22.5	37.8	0.337	71543	3611	0.4344	3064
EDA	1998	30	EN4-30	28.0	7.2	1497	1890	4812	843	19.2	28.3	0.266	54908	3898	0.2494	1488
EDA	1996	10	EN5-10	46.1	7.0	3251	2797	7511	854	31.8	46.1	0.484	57609	3657	0.4705	4657
EDA	1996	20	EN5-20	38.5	6.9	3341	1943	6990	1074	21.8	33.6	0.295	63234	4370	0.2587	4370
EDA	1996	30	EN5-30	36.3	7.1	2291	2577	6783	1376	27.1	40.9	0.498	66645	4165	0.463	2975
EDA	1996	10	EN6-10	38.0	7.2	3310	2913	6943	883	28.3	45.3	0.438	64554	4002	0.6162	2407
EDA	1996	20	EN6-20	34.4	7.2	2264	1920	4923	1026	22.6	30.5	0.364	50697	3808	0.1846	1734
EDA	1996	30	EN6-30	38.5	7.2	2320	1407	5940	1636	32.7	41.5	0.363	59153	4493	0.3224	1497
EDA	1998	10	EN7-10	52.0	7.3	6488	2169	8952	1578	25.0	45.6	0.374	41440	3943	0.5316	3932
EDA	1998	20	EN7-20	43.0	7.2	4747	2729	7336	878	27.7	43.9	0.402	41900	4770	0.8322	1371
EDA	1998	10	EN8-10	37.1	7.0	4356	4178	2789	1212	30.9	58.0	0.312	39501	3959	1.39	1063
EDA	1998	20	EN8-20	38.2	7.2	3959	3639	8575	1495	29.0	57.9	0.405	35562	3555	0.558	2459
EDA	1998	30	EN8-30	41.0	7.2	4933	2866	6817	1153	20.5	53.3	0.254	46736	5820	0.7358	2717
EDA	2002	10	EN9-10	43.7	7.1	3491	4532	8248	788	32.4	63.5	0.356	24177	3365	0.7064	1360
EDA	2002	20	EN9-20	34.9	7.5	2974	2494	7769	1450	24.5	38.7	0.532	43877	5244	1.0608	2336
EDA	2002	30	EN9-30	37.7	7.3	3285	2911	12493	1605	28.1	44.4	0.293	56716	4189	0.4562	1011

Çizelge Ek D.2 Ham laboratuvar analiz sonuçlarından türetilen standartlaştırılmış değerler

Alanı	Tarih	Derinlik	Numune kodu	Nem içeriği (%)	pH	Klorür (mg/kg)	Kalorifik Değer (Kcal/kg)	TKN (mg/kg)	NH4-N (mg/kg)	TOC (%) - kuru	LOI (%)	T.Kükürt (%)	Kalsiyum, Ca (mg/kg)	Magnezyum, Mg (mg/kg)	TX (%) - kuru	Sülfat (mg/kg)
ADA	2012	10	AN1-10	0.518	-1.118	0.984	0.701	0.659	-1.533	0.698	1.332	-0.439	-0.954	-0.589	-0.418	2.020
ADA	2012	20	AN1-20	1.443	-0.971	1.242	0.446	0.199	-1.442	0.509	1.020	1.295	-1.052	-0.569	-0.050	1.988
ADA	2012	30	AN1-30	0.603	-1.733	0.865	1.281	0.834	-1.450	1.432	1.848	-0.888	-1.134	-1.755	-0.244	0.969
ADA	2012	10	AN2-10	0.042	-0.708	-0.301	1.425	0.609	-1.568	1.449	1.512	-0.415	-0.894	-1.751	-0.357	0.998
ADA	2012	20	AN2-20	1.737	-2.378	1.234	1.321	1.047	-1.353	1.510	1.731	1.585	-1.067	-1.704	1.451	3.149
ADA	2012	30	AN2-30	1.275	-0.327	1.286	0.760	0.148	-1.531	0.822	1.043	1.693	-0.932	-0.462	1.160	2.192
ADA	2012	10	AN3-10	-0.322	-0.415	-0.641	-1.219	-1.110	-0.721	-1.561	-0.739	-2.033	-1.221	0.205	-0.713	0.222
ADA	2012	20	AN3-20	2.060	-0.796	1.200	1.045	0.318	-1.448	1.258	1.481	-1.361	-1.034	-1.357	-0.037	0.998
ADA	2012	30	AN3-30	1.345	0.260	0.785	-0.629	-0.044	-0.623	-0.930	-0.215	-1.087	-1.270	-0.256	-0.602	0.746
EDA	2005	10	EN1-10	-1.096	1.960	-0.610	-1.009	-0.031	-0.364	-0.645	-0.536	-0.688	-0.954	-1.013	-0.319	-0.350
EDA	2005	20	EN1-20	-0.340	-1.059	-0.984	-0.295	-0.410	0.515	-0.317	-0.747	0.978	-0.871	-0.371	-0.825	-0.608
EDA	2005	30	EN1-30	-0.059	0.875	-0.469	0.102	1.864	0.032	-0.288	-0.544	-0.213	0.018	1.070	-0.037	-0.572
EDA	2002	10	EN2-10	1.117	0.172	0.455	0.929	2.739	1.157	1.256	0.715	0.403	0.053	-0.149	-0.216	-0.484
EDA	2002	20	EN2-20	-1.297	1.608	0.391	0.832	1.393	1.914	1.137	0.582	0.242	-0.783	-0.443	-0.499	-0.643
EDA	2002	30	EN2-30	-0.566	0.641	-0.791	1.650	-0.293	-0.352	1.723	0.324	2.873	-0.597	-0.019	-0.404	-0.686
EDA	2002	10	EN3-10	-2.442	2.194	-1.427	-1.330	-1.506	-0.644	-1.973	-1.896	-0.445	-0.685	2.378	-1.225	-0.718
EDA	2002	20	EN3-20	0.154	1.373	-0.028	0.569	0.395	1.282	1.045	0.215	0.636	-0.499	-0.007	-0.621	-0.263
EDA	2002	30	EN3-30	-0.025	1.813	-1.169	-1.194	0.025	1.259	-1.011	-1.200	-0.351	0.375	1.566	-0.966	-0.608
EDA	1998	10	EN4-10	-0.827	-0.121	-0.902	-0.719	-0.493	0.517	0.675	-0.895	0.689	1.136	-0.211	-0.826	-0.544
EDA	1998	20	EN4-20	-0.084	0.641	0.112	-1.196	-0.459	0.100	-0.981	-0.825	-0.456	2.024	-0.360	-0.204	-0.364
EDA	1998	30	EN4-30	-1.779	0.084	-1.888	-1.160	-1.359	-0.302	-1.446	-1.567	-1.045	1.004	-0.006	-0.922	-0.659
EDA	1996	10	EN5-10	0.757	-0.649	-0.307	-0.158	-0.231	-0.279	0.317	-0.176	0.764	1.170	-0.303	-0.063	-0.065
EDA	1996	20	EN5-20	-0.308	-0.854	-0.226	-1.102	-0.449	0.176	-1.074	-1.153	-0.805	1.515	0.577	-0.886	-0.119
EDA	1996	30	EN5-30	-0.616	-0.268	-1.172	-0.401	-0.535	0.802	-0.346	-0.583	0.880	1.724	0.324	-0.093	-0.381
EDA	1996	10	EN6-10	-0.378	0.084	-0.254	-0.031	-0.468	-0.220	-0.177	-0.239	0.382	1.596	0.123	0.502	-0.487
EDA	1996	20	EN6-20	-0.883	-0.180	-1.196	-1.127	-1.312	0.077	-0.962	-1.395	-0.232	0.746	-0.117	-1.174	-0.613
EDA	1996	30	EN6-30	-0.308	-0.121	-1.146	-1.695	-0.887	1.342	0.441	-0.536	-0.240	1.264	0.729	-0.639	-0.658
EDA	1998	10	EN7-10	1.583	0.113	2.611	-0.852	0.371	1.221	-0.640	-0.215	-0.149	0.178	0.050	0.174	-0.201
EDA	1998	20	EN7-20	0.322	0.054	1.041	-0.233	-0.304	-0.230	-0.253	-0.348	0.083	0.206	1.070	1.341	-0.681
EDA	1998	10	EN8-10	-0.504	-0.708	0.689	1.368	-2.204	0.463	0.188	0.754	-0.664	0.059	0.069	3.507	-0.739
EDA	1998	20	EN8-20	-0.350	-0.180	0.331	0.772	0.213	1.049	-0.083	0.746	0.108	-0.183	-0.428	0.276	-0.477
EDA	1998	30	EN8-30	0.042	-0.121	1.209	-0.082	-0.521	0.340	-1.262	0.387	-1.145	0.503	2.364	0.967	-0.429
EDA	2002	10	EN9-10	0.420	-0.209	-0.091	1.759	0.077	-0.416	0.393	1.184	-0.298	-0.881	-0.662	0.852	-0.684
EDA	2002	20	EN9-20	-0.813	0.699	-0.557	-0.494	-0.123	0.955	-0.699	-0.755	1.162	0.327	1.654	2.229	-0.500
EDA	2002	30	EN9-30	-0.420	0.348	-0.276	-0.033	1.850	1.277	-0.206	-0.309	-0.821	1.115	0.353	-0.119	-0.749

**ESKİ VE AKTİF DEPOLAMA ALANLARINDAKİ NUMUNE NOKTALARININ
MADDE GRUBU ANALİZ SONUÇLARI**

Kâğıt-karton, plastik-sert, plastik-poşet, çocuk bezi, ahşap, metal, tekstil, taş-toprak ve elek altı malzeme parametreleri için sahada yapılan tartımlarla belirlenen ağırlıkça değerler ve hesaplamayla elde edilen ağırlıkça yüzde değerler tablolar halinde ayrı ayrı verilmiştir. Ayrıca Box-Cox yöntemiyle normalize edilen ve ardından z-dönüşümüyle standardize edilen veriler de verilmiştir.

Çizelge Ek E.1 MGA Ham Verileri: Ölçüm ağırlıkları bazında elde edilen sonuçlar

Alanı	Tarih	Derinlik	Numune kodu	Kâğıt-Karton	Plastik - Sert	Plastik - Poşet	Çocuk Bezi	Ahşap	Metal	Tekstil	Cam	Taş-Toprak	Elek Alıtı
ADA	2012	10	AN1-10	7,4	26,2	41,2	1,9	8,4	6,4	76,1	6,5	20,9	114,0
ADA	2012	20	AN1-20	21,3	27,2	69,5	5,6	7,9	9,5	36,8	4,0	15,0	137,3
ADA	2012	30	AN1-30	30,6	20,6	50,1	5,9	4,6	2,9	21,9	2,7	10,2	106,3
ADA	2012	10	AN2-10	30,6	14,9	45,2	9,1	9,1	2,9	14,4	3,9	10,6	92,7
ADA	2012	20	AN2-20	40,8	22,6	65,2	4,8	6,5	4,6	26,7	5,7	9,0	107,2
ADA	2012	30	AN2-30	26,8	24,9	59,8	4,6	2,4	4,9	22,7	3,0	8,0	126,5
ADA	2012	10	AN3-10	19,6	18,9	18,6	3,7	3,9	11,2	14,8	1,8	193,0	98,3
ADA	2012	20	AN3-20	35,6	18,8	54,4	5,0	7,8	6,8	27,8	3,8	8,5	109,1
ADA	2012	30	AN3-30	11,6	39,8	80,3	7,5	8,6	4,1	35,8	3,6	71,8	87,1
EDA	2005	10	EN1-10	10,5	16,1	35,2	1,5	4,0	5,0	8,1	3,4	33,7	151,6
EDA	2005	20	EN1-20	5,6	14,4	48,4	2,7	4,6	4,1	7,0	4,0	53,1	147,3
EDA	2005	30	EN1-30	4,3	17,8	53,7	2,2	3,4	6,1	7,3	5,2	45,3	216,1
EDA	2002	10	EN2-10	4,3	20,5	33,4	3,8	3,9	3,6	11,8	4,2	34,5	107,2
EDA	2002	20	EN2-20	10,5	17,1	49,8	3,8	3,3	4,5	9,8	3,2	13,4	126,0
EDA	2002	30	EN2-30	2,2	19,1	79,7	3,6	2,1	7,3	5,6	4,1	43,3	187,5
EDA	2002	10	EN3-10	4,5	15,5	33,6	3,8	3,5	4,5	10,7	3,7	133,6	279,6
EDA	2002	20	EN3-20	12,7	21,5	63,5	5,6	4,5	6,2	10,6	3,6	18,5	152,8
EDA	2002	30	EN3-30	7,4	28,0	68,2	4,5	3,0	3,4	7,6	4,4	39,6	220,4
EDA	1998	10	EN4-10	16,2	20,8	40,1	4,2	6,4	4,4	9,7	5,2	39,7	136,6
EDA	1998	20	EN4-20	5,0	24,2	51,0	4,6	2,9	3,8	7,6	3,8	20,6	179,9
EDA	1998	30	EN4-30	8,5	21,2	39,6	4,7	3,4	4,6	11,6	1,9	45,0	210,3
EDA	1996	10	EN5-10	10,5	17,4	43,2	2,9	4,7	4,6	21,8	3,5	17,8	137,7
EDA	1996	20	EN5-20	8,8	22,4	54,2	3,6	2,9	12,2	9,8	4,2	30,7	144,5
EDA	1996	30	EN5-30	5,9	18,0	49,8	2,0	2,6	15,3	10,5	3,4	17,9	124,3
EDA	1996	10	EN6-10	8,1	24,4	47,6	3,5	4,3	16,3	8,8	3,2	76,5	93,9
EDA	1996	20	EN6-20	2,5	18,8	64,3	2,8	1,9	4,6	4,8	4,0	72,0	194,8
EDA	1996	30	EN6-30	3,5	18,5	52,8	1,2	2,4	10,9	4,4	4,5	32,9	173,2
EDA	1998	10	EN7-10	5,7	20,7	75,4	3,4	4,8	13,4	10,9	4,9	20,6	153,7
EDA	1998	20	EN7-20	6,4	33,0	105,8	4,0	2,9	10,9	8,4	7,8	40,7	179,8
EDA	1998	10	EN8-10	23,0	12,5	64,6	5,4	3,9	5,9	9,2	3,7	17,5	147,1
EDA	1998	20	EN8-20	13,5	18,1	69,8	3,5	3,0	4,0	8,3	6,0	11,8	191,4
EDA	1998	30	EN8-30	5,4	18,0	98,7	1,9	3,5	11,2	20,4	4,4	30,3	168,9
EDA	2002	10	EN9-10	16,8	19,0	62,1	3,9	3,3	5,6	12,2	3,2	20,7	119,4
EDA	2002	20	EN9-20	1,9	28,1	104,2	2,5	1,9	3,4	6,4	4,6	24,0	204,7
EDA	2002	30	EN9-30	3,3	20,3	119,0	2,1	3,9	9,7	12,7	3,4	35,2	212,5

Çizelge Ek E.2 MGA Ham Verileri: Yüzde değerleri hesaplanmış verileri

Alanı	Tarih	Derinlik	Numune kodu	Kâğıt-Karton	Plastik - Sert	Plastik - Poşet	Çocuk Bezi	Ahşap	Metal	Tekstil	Cam	Taş-Toprak	Elek Alıtı
ADA	2012	10	AN1-10	2,4	8,5	13,3	0,6	2,7	2,1	24,6	2,1	6,8	36,9
ADA	2012	20	AN1-20	6,4	8,2	20,8	1,7	2,4	2,8	11,0	1,2	4,5	41,1
ADA	2012	30	AN1-30	12,0	8,0	19,6	2,3	1,8	1,1	8,6	1,1	4,0	41,6
ADA	2012	10	AN2-10	13,1	6,4	19,4	3,9	3,9	1,2	6,2	1,7	4,5	39,7
ADA	2012	20	AN2-20	13,9	7,7	22,3	1,6	2,2	1,6	9,1	1,9	3,1	36,6
ADA	2012	30	AN2-30	9,5	8,8	21,1	1,6	0,8	1,7	8,0	1,1	2,8	44,6
ADA	2012	10	AN3-10	5,1	4,9	4,8	1,0	1,0	2,9	3,9	0,5	50,3	25,6
ADA	2012	20	AN3-20	12,8	6,8	19,6	1,8	2,8	2,5	10,0	1,4	3,1	39,3
ADA	2012	30	AN3-30	3,3	11,4	22,9	2,2	2,5	1,2	10,2	1,0	20,5	24,9
EDA	2005	10	EN1-10	3,9	6,0	13,1	0,6	1,5	1,9	3,0	1,3	12,5	56,4
EDA	2005	20	EN1-20	1,9	4,9	16,6	0,9	1,6	1,4	2,4	1,4	18,3	50,6
EDA	2005	30	EN1-30	1,2	4,9	14,8	0,6	0,9	1,7	2,0	1,4	12,5	59,8
EDA	2002	10	EN2-10	1,9	9,0	14,7	1,7	1,7	1,6	5,2	1,8	15,2	47,2
EDA	2002	20	EN2-20	4,3	7,1	20,7	1,6	1,4	1,9	4,1	1,3	5,5	52,2
EDA	2002	30	EN2-30	0,6	5,4	22,5	1,0	0,6	2,1	1,6	1,2	12,2	52,9
EDA	2002	10	EN3-10	0,9	3,1	6,8	0,8	0,7	0,9	2,2	0,7	27,1	56,7
EDA	2002	20	EN3-20	4,2	7,2	21,2	1,9	1,5	2,1	3,5	1,2	6,2	51,1
EDA	2002	30	EN3-30	1,9	7,2	17,7	1,2	0,8	0,9	2,0	1,1	10,2	57,1
EDA	1998	10	EN4-10	5,7	7,4	14,2	1,5	2,3	1,5	3,4	1,8	14,0	48,2
EDA	1998	20	EN4-20	1,6	8,0	16,8	1,5	0,9	1,3	2,5	1,2	6,8	59,3
EDA	1998	30	EN4-30	2,4	6,1	11,3	1,3	1,0	1,3	3,3	0,5	12,8	60,0
EDA	1996	10	EN5-10	4,0	6,6	16,4	1,1	1,8	1,7	8,2	1,3	6,7	52,2
EDA	1996	20	EN5-20	3,0	7,6	18,5	1,2	1,0	4,2	3,3	1,4	10,5	49,3
EDA	1996	30	EN5-30	2,3	7,2	20,0	0,8	1,0	6,1	4,2	1,3	7,2	49,8
EDA	1996	10	EN6-10	2,8	8,5	16,6	1,2	1,5	5,7	3,1	1,1	26,7	32,8
EDA	1996	20	EN6-20	0,7	5,1	17,4	0,8	0,5	1,2	1,3	1,1	19,4	52,6
EDA	1996	30	EN6-30	1,2	6,1	17,3	0,4	0,8	3,6	1,4	1,5	10,8	56,9
EDA	1998	10	EN7-10	1,8	6,6	24,1	1,1	1,5	4,3	3,5	1,6	6,6	49,0
EDA	1998	20	EN7-20	1,6	8,3	26,5	1,0	0,7	2,7	2,1	1,9	10,2	45,0
EDA	1998	10	EN8-10	7,8	4,3	22,1	1,8	1,3	2,0	3,2	1,3	6,0	50,3
EDA	1998	20	EN8-20	4,1	5,5	21,2	1,1	0,9	1,2	2,5	1,8	3,6	58,1
EDA	1998	30	EN8-30	1,5	5,0	27,2	0,5	1,0	3,1	5,6	1,2	8,3	46,6
EDA	2002	10	EN9-10	6,3	7,1	23,3	1,5	1,3	2,1	4,6	1,2	7,8	44,9
EDA	2002	20	EN9-20	0,5	7,4	27,3	0,7	0,5	0,9	1,7	1,2	6,3	53,6
EDA	2002	30	EN9-30	0,8	4,8	28,2	0,5	0,9	2,3	3,0	0,8	8,3	50,3

Çizelge Ek E.3 MGA Normalize Veriler: Yüzde değerlerden hesaplanan Box-Cox yöntemiyle normalize edilmiş veriler

Alanı	Tarih	Derinlik	Numune kodu	Kâğıt-Karton	Plastik - Sert	Plastik - Poşet	Çocuk Bezi	Ahşap	Metal	Tekstil	Cam	Taş-Toprak	Elek Altı
ADA	2012	10	AN1-10	0,88	5,13	31,18	-0,49	0,92	0,61	1,86	1,09	1,56	5441,87
ADA	2012	20	AN1-20	1,86	4,96	61,14	0,52	0,80	0,82	1,58	0,18	1,28	7248,84
ADA	2012	30	AN1-30	2,49	4,89	55,82	0,85	0,56	0,11	1,47	0,05	1,19	7466,09
ADA	2012	10	AN2-10	2,58	3,93	54,96	1,39	1,20	0,20	1,32	0,68	1,29	6612,03
ADA	2012	20	AN2-20	2,64	4,71	67,67	0,49	0,74	0,40	1,50	0,92	0,99	5317,53
ADA	2012	30	AN2-30	2,25	5,32	62,43	0,48	-0,18	0,49	1,44	0,05	0,92	8998,73
ADA	2012	10	AN3-10	1,64	3,00	6,39	-0,05	0,01	0,84	1,06	-0,55	2,62	2064,49
ADA	2012	20	AN3-20	2,56	4,16	55,94	0,58	0,94	0,73	1,54	0,37	0,99	6428,06
ADA	2012	30	AN3-30	1,20	6,70	70,81	0,77	0,83	0,16	1,55	0,02	2,20	1907,91
EDA	2005	10	EN1-10	1,37	3,67	30,33	-0,59	0,37	0,54	0,91	0,26	1,93	16730,29
EDA	2005	20	EN1-20	0,65	3,02	43,57	-0,08	0,43	0,32	0,74	0,37	2,14	12585,86
EDA	2005	30	EN1-30	0,17	3,00	36,74	-0,47	-0,05	0,46	0,62	0,44	1,94	19580,03
EDA	2002	10	EN2-10	0,63	5,45	36,25	0,51	0,51	0,41	1,23	0,82	2,04	10447,12
EDA	2002	20	EN2-20	1,47	4,33	60,52	0,44	0,31	0,53	1,09	0,31	1,42	13683,53
EDA	2002	30	EN2-30	-0,46	3,30	68,73	0,00	-0,54	0,61	0,41	0,17	1,92	14133,03
EDA	2002	10	EN3-10	-0,11	1,79	11,06	-0,27	-0,37	-0,11	0,67	-0,26	2,34	17039,41
EDA	2002	20	EN3-20	1,45	4,41	62,96	0,64	0,38	0,61	1,00	0,19	1,50	12878,34
EDA	2002	30	EN3-30	0,64	4,43	47,72	0,14	-0,27	-0,13	0,60	0,13	1,82	17295,68
EDA	1998	10	EN4-10	1,75	4,50	34,14	0,40	0,76	0,39	0,98	0,83	2,00	11057,29
EDA	1998	20	EN4-20	0,50	4,86	44,33	0,41	-0,05	0,21	0,77	0,25	1,56	19199,88
EDA	1998	30	EN4-30	0,89	3,73	24,23	0,29	-0,02	0,25	0,96	-0,47	1,95	19719,42
EDA	1996	10	EN5-10	1,38	4,06	42,62	0,08	0,54	0,48	1,45	0,33	1,55	13634,91
EDA	1996	20	EN5-20	1,10	4,66	51,19	0,19	-0,03	1,04	0,97	0,43	1,83	11727,05
EDA	1996	30	EN5-30	0,85	4,42	57,46	-0,25	0,03	1,22	1,11	0,34	1,59	12064,75
EDA	1996	10	EN6-10	1,03	5,16	43,53	0,19	0,39	1,18	0,91	0,10	2,33	3977,85
EDA	1996	20	EN6-20	-0,42	3,11	46,54	-0,29	-0,72	0,20	0,24	0,07	2,17	13942,29
EDA	1996	30	EN6-30	0,14	3,74	46,50	-0,93	-0,24	0,96	0,35	0,47	1,85	17183,27
EDA	1998	10	EN7-10	0,60	4,06	76,07	0,07	0,40	1,05	0,99	0,55	1,54	11576,09
EDA	1998	20	EN7-20	0,48	5,03	87,91	-0,01	-0,34	0,80	0,64	0,92	1,81	9214,50
EDA	1998	10	EN8-10	2,07	2,59	66,85	0,61	0,27	0,59	0,93	0,26	1,48	12356,19
EDA	1998	20	EN8-20	1,41	3,38	62,83	0,08	-0,10	0,17	0,78	0,80	1,11	18178,30
EDA	1998	30	EN8-30	0,39	3,04	91,62	-0,67	-0,04	0,87	1,27	0,21	1,69	10098,23
EDA	2002	10	EN9-10	1,85	4,38	72,67	0,37	0,23	0,62	1,16	0,18	1,65	9133,21
EDA	2002	20	EN9-20	-0,71	4,51	92,08	-0,41	-0,76	-0,11	0,47	0,20	1,51	14685,90
EDA	2002	30	EN9-30	-0,26	2,93	96,62	-0,69	-0,08	0,69	0,90	-0,21	1,69	12408,45

Cizelge Ek E.4 MGA Standardize Veriler: Yüzde değerlerden hesaplanan z-dönüşümüyle standardize edilmiş değerleri

Alanı	Tarih	Derinlik	Numune kodu	Kâğıt-Karton	Plastik - Sert	Plastik - Poşet	Çocuk Bezi	Ahşap	Metal	Tekstil	Cam	Taş-Toprak	Elek Altı
ADA	2012	10	AN1-10	-0,47	1,03	-1,04	-0,98	1,71	-0,10	4,47	2,13	-0,48	-1,21
ADA	2012	20	AN1-20	0,57	0,84	0,37	0,59	1,24	0,51	1,37	-0,33	-0,73	-0,74
ADA	2012	30	AN1-30	2,02	0,77	0,14	1,54	0,51	-0,84	0,81	-0,67	-0,78	-0,69
ADA	2012	10	AN2-10	2,32	-0,23	0,10	3,89	3,23	-0,75	0,27	1,02	-0,72	-0,90
ADA	2012	20	AN2-20	2,54	0,58	0,64	0,51	1,03	-0,50	0,94	1,68	-0,88	-1,25
ADA	2012	30	AN2-30	1,37	1,23	0,42	0,50	-0,76	-0,35	0,69	-0,67	-0,91	-0,36
ADA	2012	10	AN3-10	0,23	-1,13	-2,64	-0,48	-0,53	0,58	-0,26	-2,23	4,24	-2,47
ADA	2012	20	AN3-20	2,25	0,01	0,14	0,75	1,82	0,21	1,14	0,17	-0,88	-0,95
ADA	2012	30	AN3-30	-0,24	2,80	0,77	1,30	1,37	-0,80	1,19	-0,75	1,01	-2,55
EDA	2005	10	EN1-10	-0,08	-0,49	-1,09	-1,07	0,07	-0,25	-0,44	-0,12	0,14	0,95
EDA	2005	20	EN1-20	-0,60	-1,12	-0,42	-0,52	0,20	-0,61	-0,59	0,17	0,77	0,31
EDA	2005	30	EN1-30	-0,79	-1,13	-0,76	-0,97	-0,61	-0,39	-0,67	0,36	0,15	1,33
EDA	2002	10	EN2-10	-0,61	1,38	-0,78	0,57	0,37	-0,49	0,05	1,39	0,44	-0,07
EDA	2002	20	EN2-20	0,03	0,18	0,34	0,41	-0,05	-0,27	-0,21	0,02	-0,61	0,49
EDA	2002	30	EN2-30	-0,94	-0,85	0,68	-0,40	-1,07	-0,10	-0,78	-0,35	0,11	0,56
EDA	2002	10	EN3-10	-0,87	-2,21	-2,27	-0,76	-0,94	-1,02	-0,64	-1,49	1,73	0,99
EDA	2002	20	EN3-20	0,00	0,26	0,44	0,90	0,10	-0,10	-0,33	-0,30	-0,54	0,36
EDA	2002	30	EN3-30	-0,60	0,29	-0,23	-0,18	-0,85	-1,03	-0,68	-0,46	-0,10	1,03
EDA	1998	10	EN4-10	0,40	0,35	-0,89	0,32	1,12	-0,51	-0,36	1,42	0,31	0,04
EDA	1998	20	EN4-20	-0,67	0,73	-0,39	0,35	-0,61	-0,74	-0,56	-0,14	-0,48	1,28
EDA	1998	30	EN4-30	-0,47	-0,43	-1,43	0,09	-0,57	-0,70	-0,38	-2,02	0,18	1,35
EDA	1996	10	EN5-10	-0,06	-0,10	-0,47	-0,29	0,46	-0,36	0,74	0,07	-0,48	0,48
EDA	1996	20	EN5-20	-0,32	0,52	-0,07	-0,09	-0,59	1,56	-0,37	0,33	-0,08	0,16
EDA	1996	30	EN5-30	-0,49	0,27	0,21	-0,73	-0,51	3,12	-0,18	0,10	-0,44	0,22
EDA	1996	10	EN6-10	-0,37	1,06	-0,42	-0,09	0,11	2,76	-0,44	-0,54	1,68	-1,67
EDA	1996	20	EN6-20	-0,93	-1,03	-0,28	-0,77	-1,19	-0,76	-0,84	-0,62	0,89	0,53
EDA	1996	30	EN6-30	-0,80	-0,42	-0,29	-1,31	-0,82	1,10	-0,80	0,46	-0,04	1,01
EDA	1998	10	EN7-10	-0,63	-0,10	0,98	-0,30	0,14	1,65	-0,34	0,68	-0,50	0,14
EDA	1998	20	EN7-20	-0,68	0,91	1,44	-0,42	-0,91	0,42	-0,66	1,68	-0,11	-0,31
EDA	1998	10	EN8-10	0,95	-1,52	0,61	0,84	-0,13	-0,14	-0,42	-0,12	-0,56	0,27
EDA	1998	20	EN8-20	-0,03	-0,77	0,44	-0,29	-0,66	-0,78	-0,56	1,34	-0,82	1,15
EDA	1998	30	EN8-30	-0,71	-1,10	1,58	-1,13	-0,60	0,70	0,15	-0,25	-0,31	-0,14
EDA	2002	10	EN9-10	0,55	0,23	0,84	0,26	-0,21	-0,08	-0,09	-0,33	-0,37	-0,33
EDA	2002	20	EN9-20	-0,97	0,37	1,59	-0,91	-1,21	-1,02	-0,75	-0,27	-0,53	0,65
EDA	2002	30	EN9-30	-0,90	-1,20	1,76	-1,15	-0,65	0,10	-0,45	-1,36	-0,31	0,28

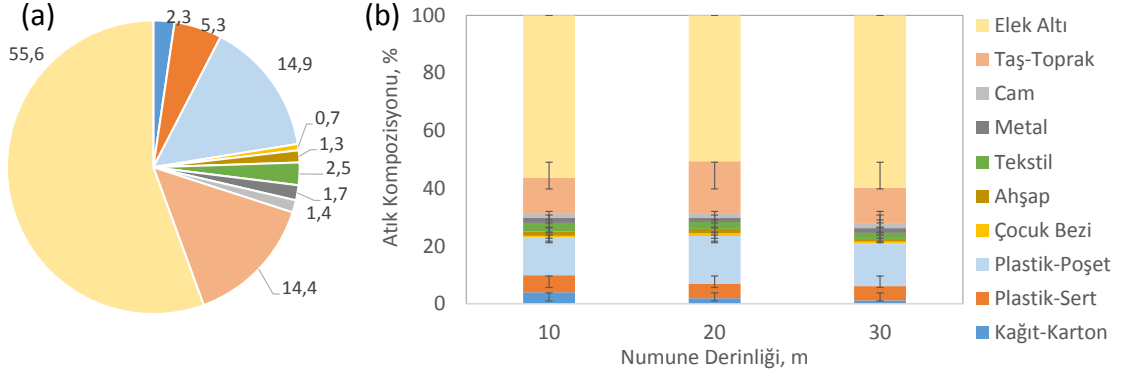
Çizelge Ek E.5 MGA Normalize & Standardize Veriler: Yüzde değerlerden hesaplanan Box-Cox yöntemiyle normalize edilmiş verilerin z-dönüşümüyle standardize edilmiş değerleri

Alanı	Tarih	Derinlik	Numune kodu	Kâğıt-Karton	Plastik - Sert	Plastik - Poşet	Çocuk Bezi	Ahşap	Metal	Tekstil	Cam	Taş-Toprak	Elek Altı
ADA	2012	10	AN1-10	-0,20	1,03	-1,08	-1,21	1,49	0,26	2,17	2,10	-0,34	-1,26
ADA	2012	20	AN1-20	0,88	0,85	0,32	0,78	1,24	0,85	1,45	-0,32	-1,03	-0,89
ADA	2012	30	AN1-30	1,56	0,78	0,07	1,43	0,76	-1,16	1,17	-0,67	-1,23	-0,84
ADA	2012	10	AN2-10	1,66	-0,20	0,03	2,50	2,08	-0,89	0,77	1,02	-1,00	-1,02
ADA	2012	20	AN2-20	1,73	0,60	0,62	0,72	1,11	-0,34	1,25	1,67	-1,73	-1,28
ADA	2012	30	AN2-30	1,31	1,21	0,38	0,71	-0,77	-0,10	1,10	-0,67	-1,90	-0,53
ADA	2012	10	AN3-10	0,63	-1,14	-2,24	-0,34	-0,38	0,91	0,11	-2,27	2,25	-1,95
ADA	2012	20	AN3-20	1,64	0,04	0,08	0,91	1,54	0,59	1,35	0,18	-1,73	-1,06
ADA	2012	30	AN3-30	0,15	2,62	0,77	1,29	1,31	-1,02	1,37	-0,75	1,23	-1,98
EDA	2005	10	EN1-10	0,34	-0,46	-1,12	-1,42	0,36	0,06	-0,28	-0,11	0,58	1,05
EDA	2005	20	EN1-20	-0,44	-1,13	-0,50	-0,41	0,49	-0,56	-0,70	0,18	1,08	0,20
EDA	2005	30	EN1-30	-0,97	-1,14	-0,82	-1,18	-0,51	-0,16	-1,01	0,37	0,58	1,63
EDA	2002	10	EN2-10	-0,47	1,35	-0,85	0,77	0,64	-0,32	0,55	1,38	0,84	-0,24
EDA	2002	20	EN2-20	0,45	0,21	0,29	0,63	0,24	0,04	0,19	0,02	-0,67	0,43
EDA	2002	30	EN2-30	-1,65	-0,84	0,67	-0,24	-1,51	0,26	-1,54	-0,35	0,55	0,52
EDA	2002	10	EN3-10	-1,26	-2,38	-2,02	-0,78	-1,17	-1,78	-0,89	-1,50	1,57	1,11
EDA	2002	20	EN3-20	0,42	0,29	0,40	1,02	0,39	0,26	-0,03	-0,29	-0,49	0,26
EDA	2002	30	EN3-30	-0,45	0,32	-0,31	0,03	-0,96	-1,84	-1,07	-0,45	0,29	1,16
EDA	1998	10	EN4-10	0,76	0,38	-0,94	0,55	1,17	-0,37	-0,08	1,41	0,74	-0,11
EDA	1998	20	EN4-20	-0,61	0,74	-0,47	0,58	-0,51	-0,87	-0,61	-0,13	-0,34	1,55
EDA	1998	30	EN4-30	-0,18	-0,40	-1,41	0,32	-0,45	-0,77	-0,13	-2,05	0,61	1,66
EDA	1996	10	EN5-10	0,36	-0,07	-0,55	-0,09	0,72	-0,11	1,13	0,08	-0,35	0,42
EDA	1996	20	EN5-20	0,05	0,55	-0,15	0,14	-0,47	1,46	-0,12	0,34	0,32	0,03
EDA	1996	30	EN5-30	-0,22	0,30	0,15	-0,73	-0,34	1,96	0,25	0,10	-0,25	0,09
EDA	1996	10	EN6-10	-0,02	1,06	-0,50	0,14	0,40	1,87	-0,26	-0,53	1,55	-1,56
EDA	1996	20	EN6-20	-1,60	-1,03	-0,36	-0,81	-1,88	-0,91	-1,98	-0,61	1,16	0,48
EDA	1996	30	EN6-30	-1,00	-0,39	-0,37	-2,08	-0,90	1,23	-1,71	0,47	0,37	1,14
EDA	1998	10	EN7-10	-0,50	-0,06	1,02	-0,11	0,43	1,49	-0,05	0,68	-0,39	0,00
EDA	1998	20	EN7-20	-0,63	0,92	1,57	-0,26	-1,10	0,78	-0,95	1,67	0,28	-0,49
EDA	1998	10	EN8-10	1,10	-1,57	0,59	0,97	0,15	0,21	-0,21	-0,11	-0,54	0,15
EDA	1998	20	EN8-20	0,39	-0,76	0,40	-0,09	-0,60	-0,98	-0,59	1,33	-1,43	1,34
EDA	1998	30	EN8-30	-0,72	-1,10	1,74	-1,56	-0,49	0,99	0,66	-0,24	-0,01	-0,31
EDA	2002	10	EN9-10	0,86	0,26	0,86	0,50	0,06	0,29	0,38	-0,32	-0,12	-0,50
EDA	2002	20	EN9-20	-1,93	0,39	1,77	-1,06	-1,98	-1,78	-1,40	-0,27	-0,46	0,63
EDA	2002	30	EN9-30	-1,43	-1,22	1,98	-1,60	-0,58	0,48	-0,29	-1,36	-0,01	0,17

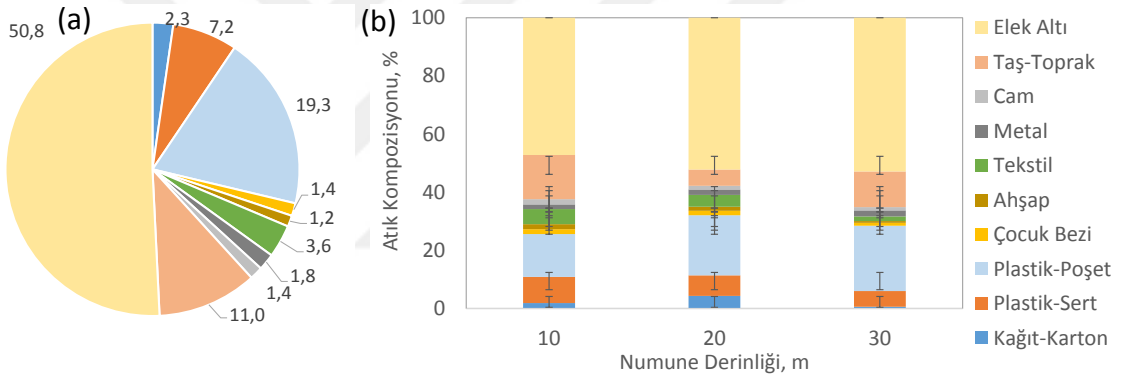
**ESKİ VE AKTİF DEPOLAMA ALANLARINDAKİ HERBİR NUMUNE
NOKTASINDA ORTALAMA VE DERİNLİKLERE GÖRE
ATIK KOMPOZİSYONU DAĞILIMLARI**

EDA ve ADA'da açılan numune alma noktalarından alınana numuneler üzerinde yapılan madde grubu analizi sonuçları grafik olarak verilmiştir. Her bir grafikte (a) ortalama değerlerle elde edilen grafiği, (b) ise aynı noktada her bir numune alma derinliğinden alınan numune üzerinde yapılan spesifik madde grubu analizi sonuçlarını ağırlıkça atık yüzdesi dağılımı (%) olarak göstermektedir.

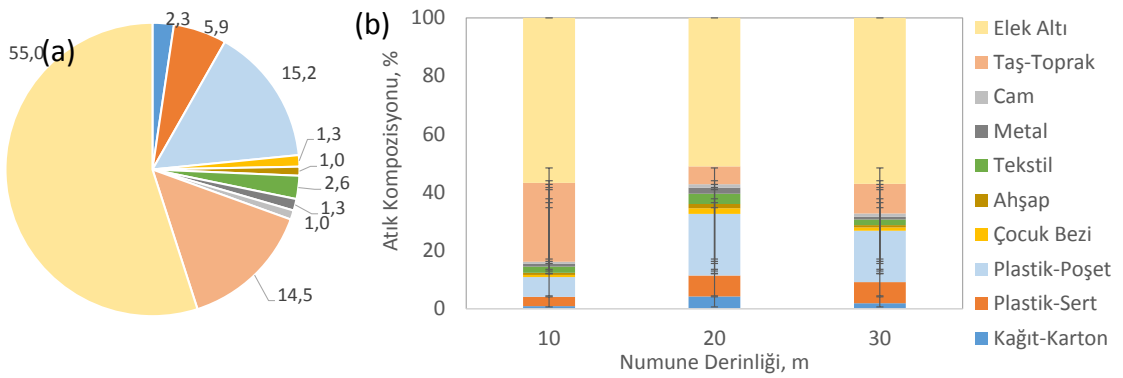
Şekil Ek F.1 EDA bölgesinde ağırlıkça ortalama atık dağılımları ve derinliklere bağlı ortalama atık dağılımları



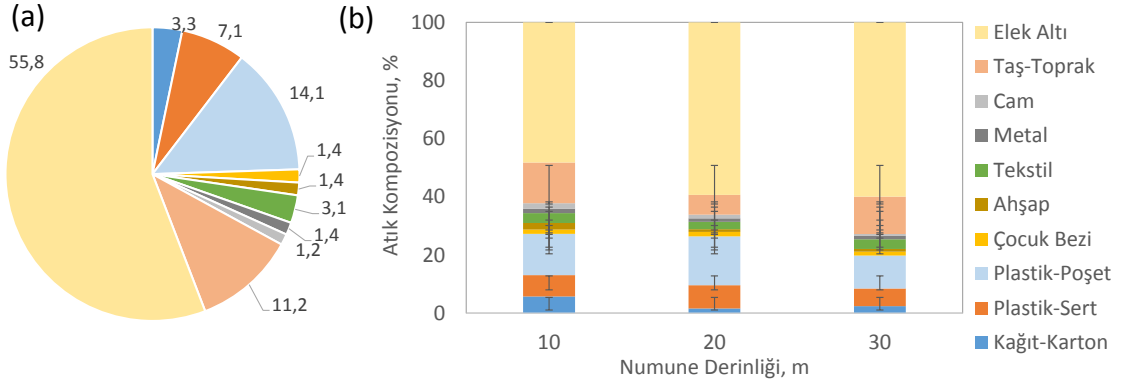
EN1 numune noktası



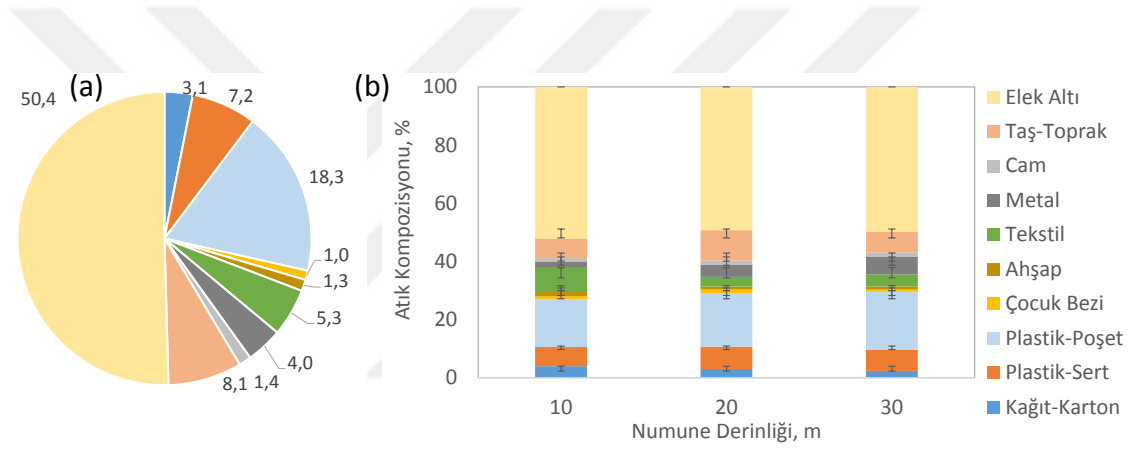
EN2 numune noktası



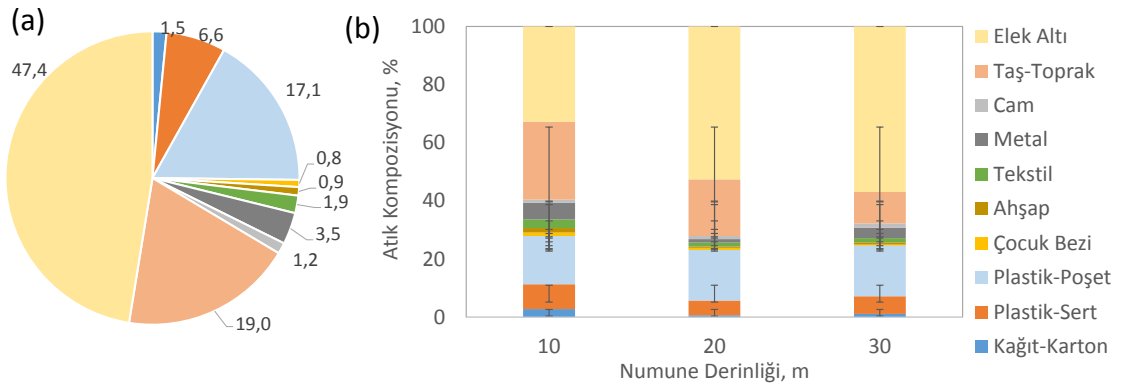
EN3 numune noktası



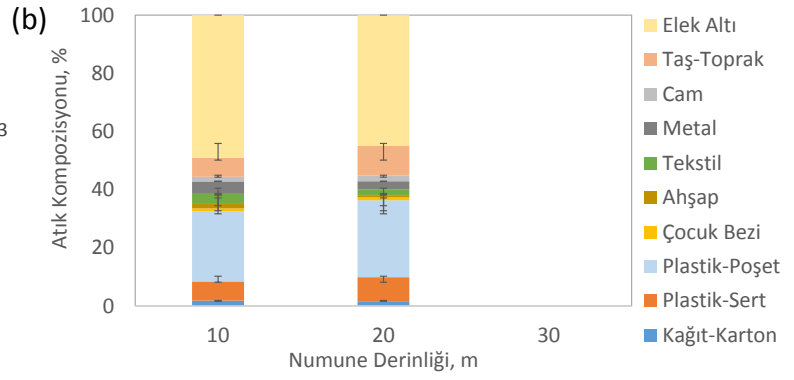
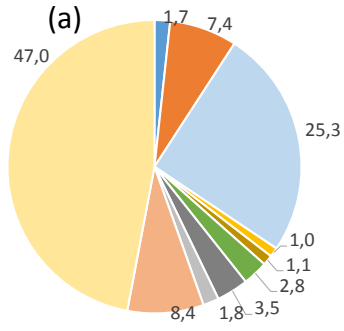
EN4 numune noktası



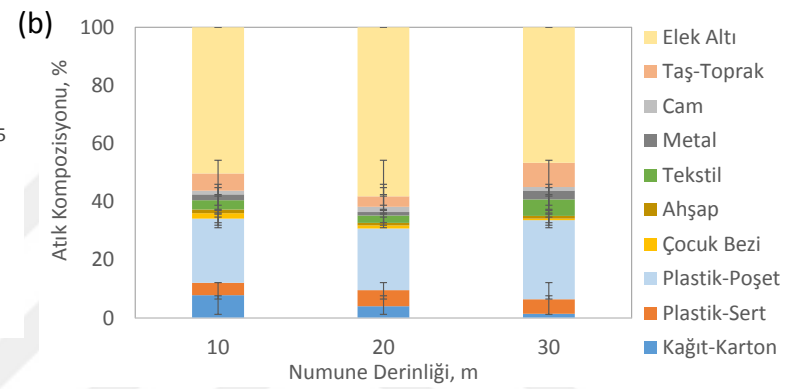
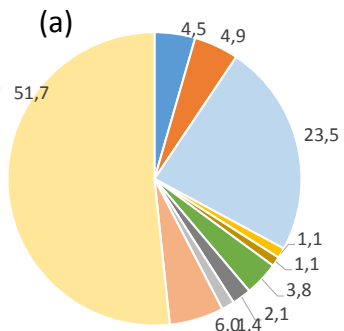
EN5 numune noktası



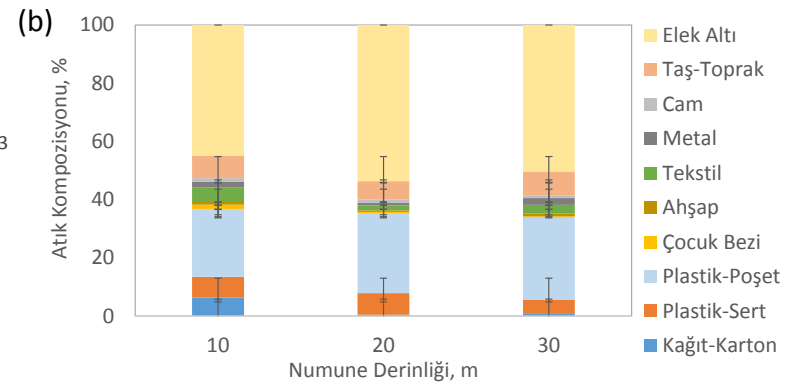
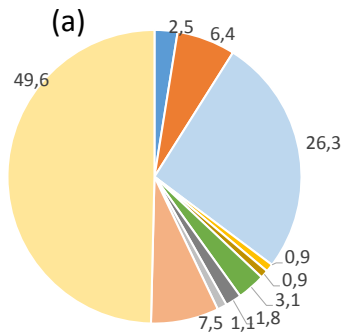
EN6 numune noktası



EN7 numune noktası

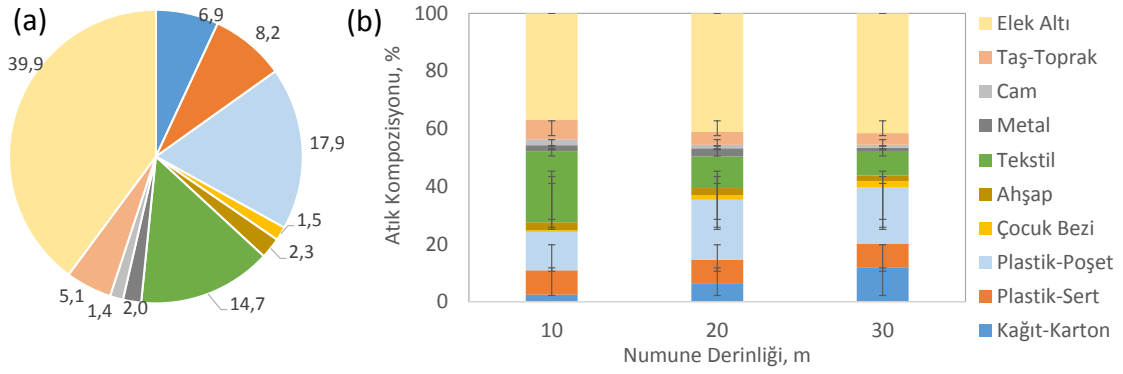


EN8 numune noktası

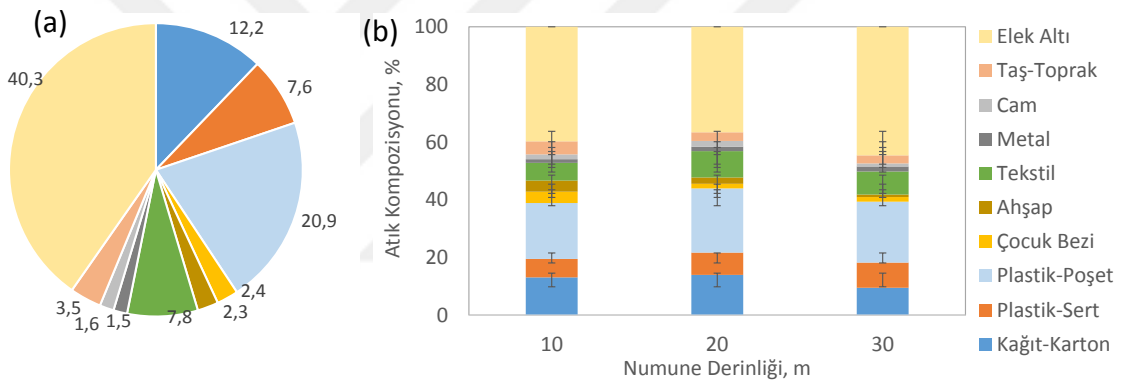


EN9 numune noktası

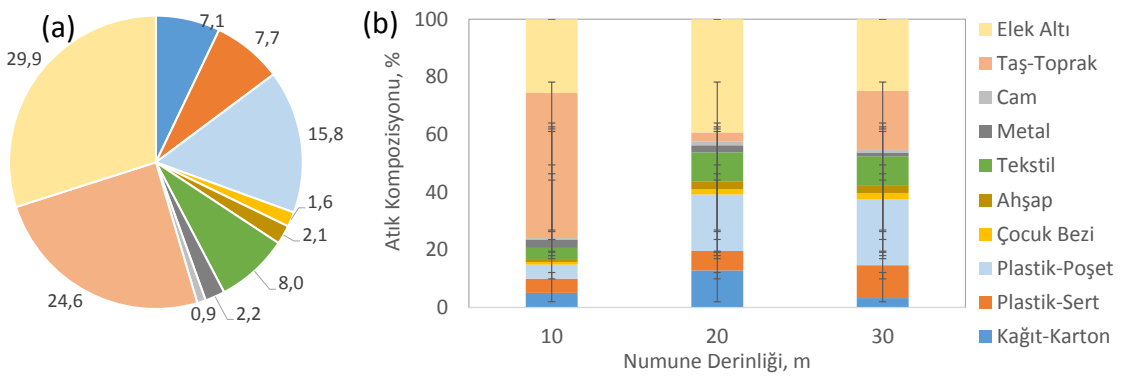
Şekil Ek F.2 ADA bölgesinde ağırlıkça ortalama atık dağılımları ve derinliklere bağlı ortalama atık dağılımları



AN1 numune noktası



AN2 numune noktası

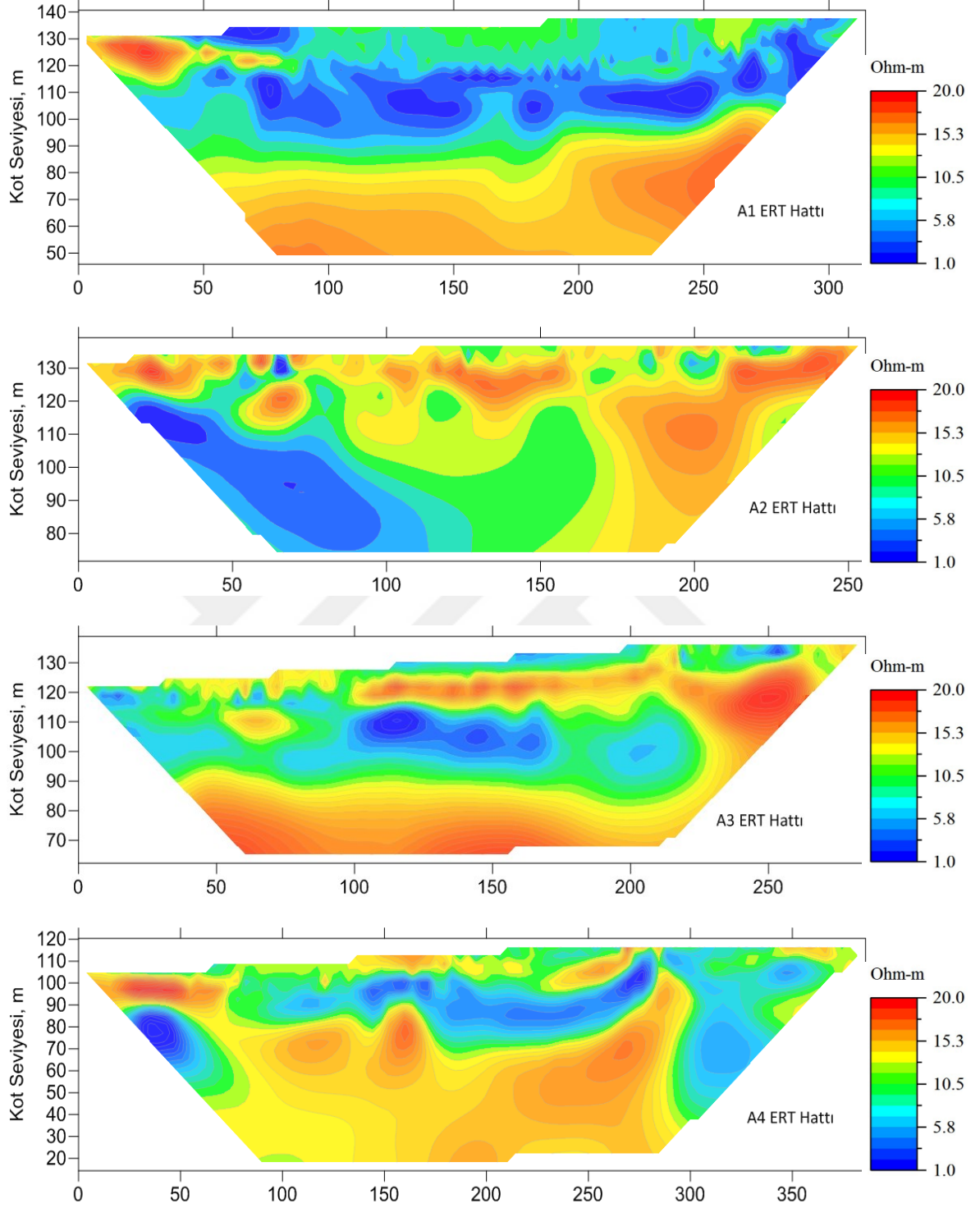


AN3 numune noktası

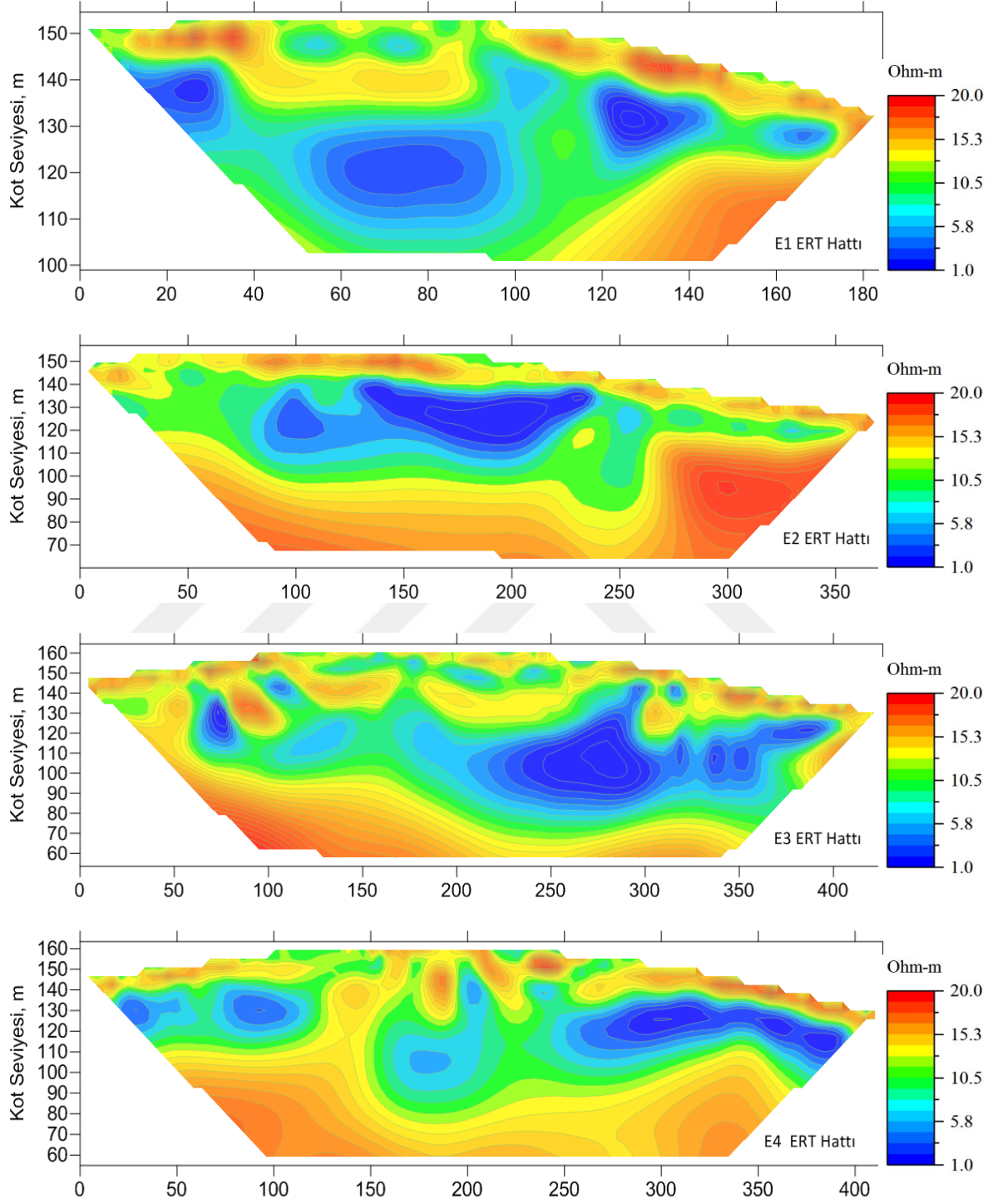
ELEKTRİKSEL ÖZDİRENÇ GÖRÜNTÜLEME ÖLÇÜM SONUÇLARI

EDA, ADA YDA bölgelerinde yapılan EÖG çalışmalarına ait sonuçlar grafik gösterimlerle ayrı ayrı verilmiştir.

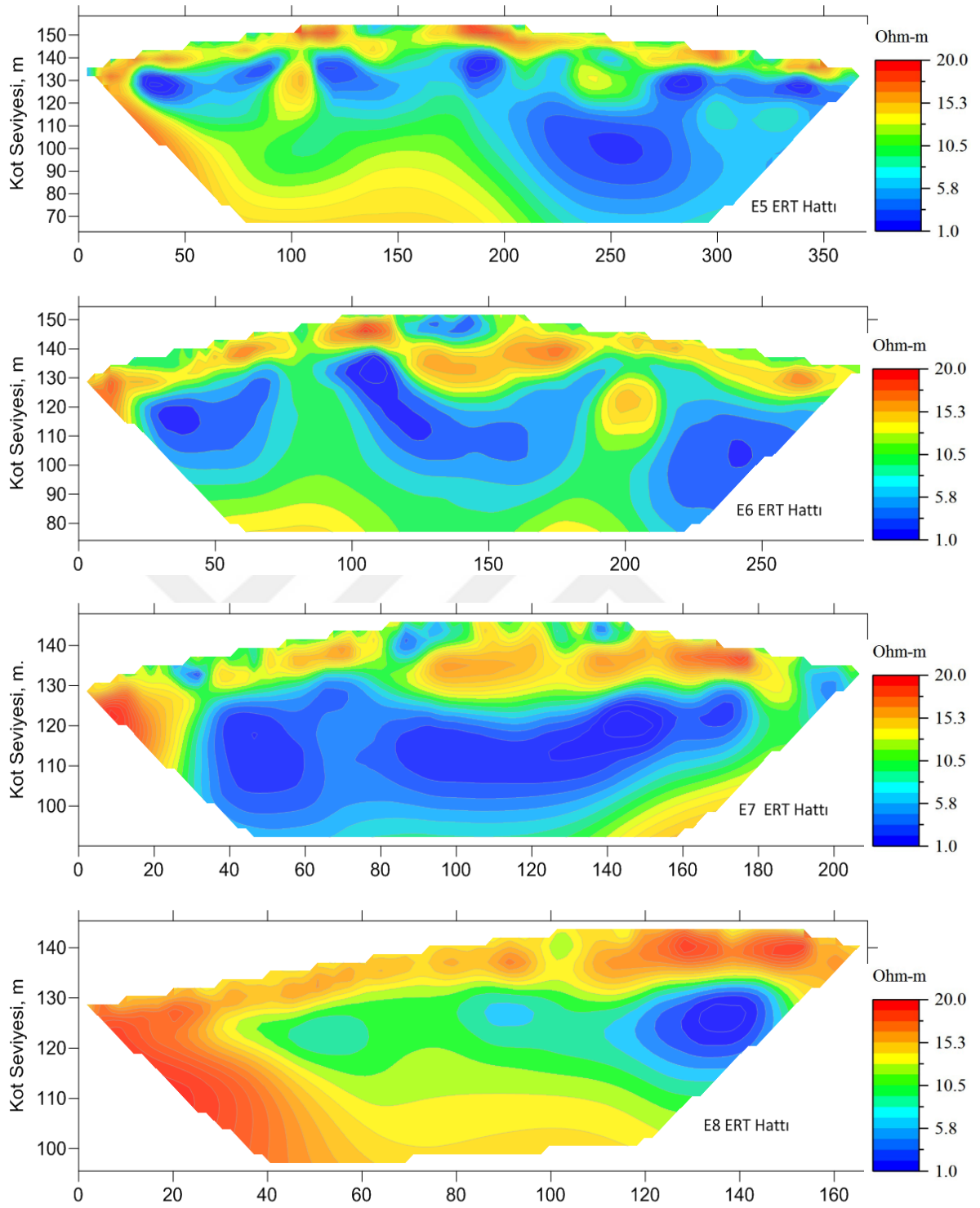
Şekil Ek G.1 ADA Bölgesindeki EÖG hatlarından elde edilen görüntüleme sonuçları



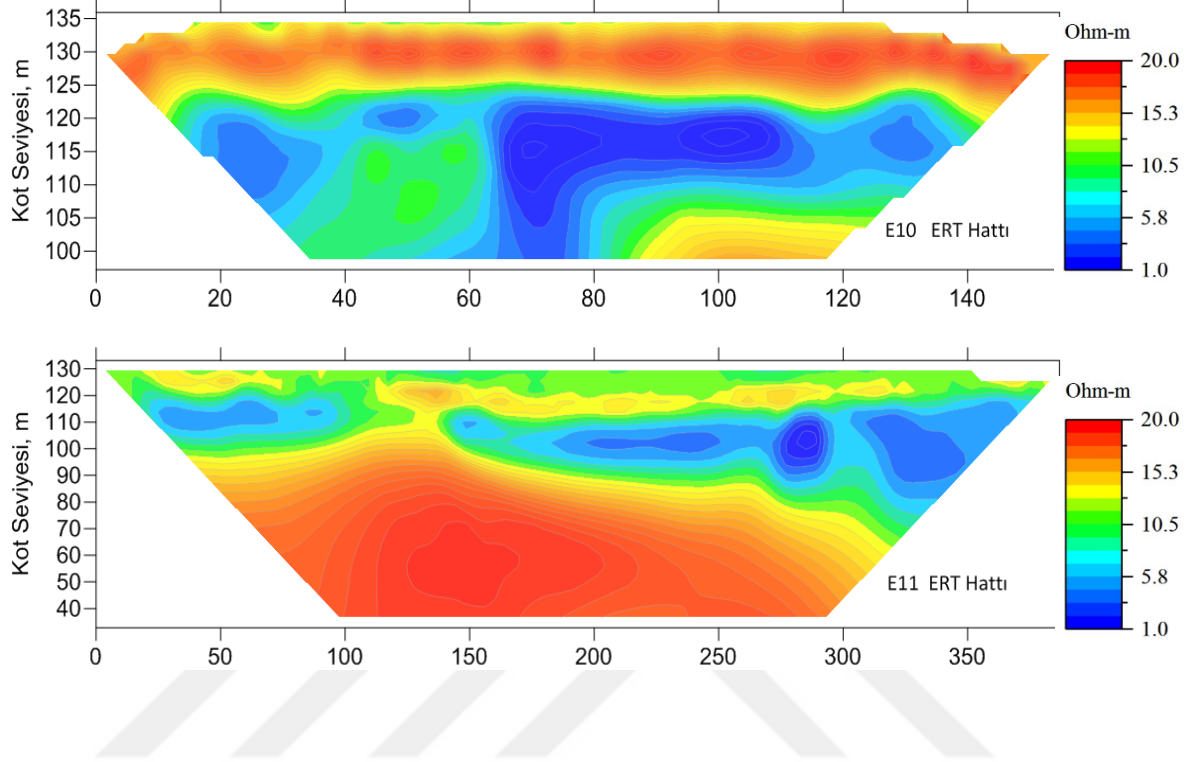
Şekil Ek G.2 EDA Bölgesindeki EÖG hatlarından elde edilen görüntüleme sonuçları



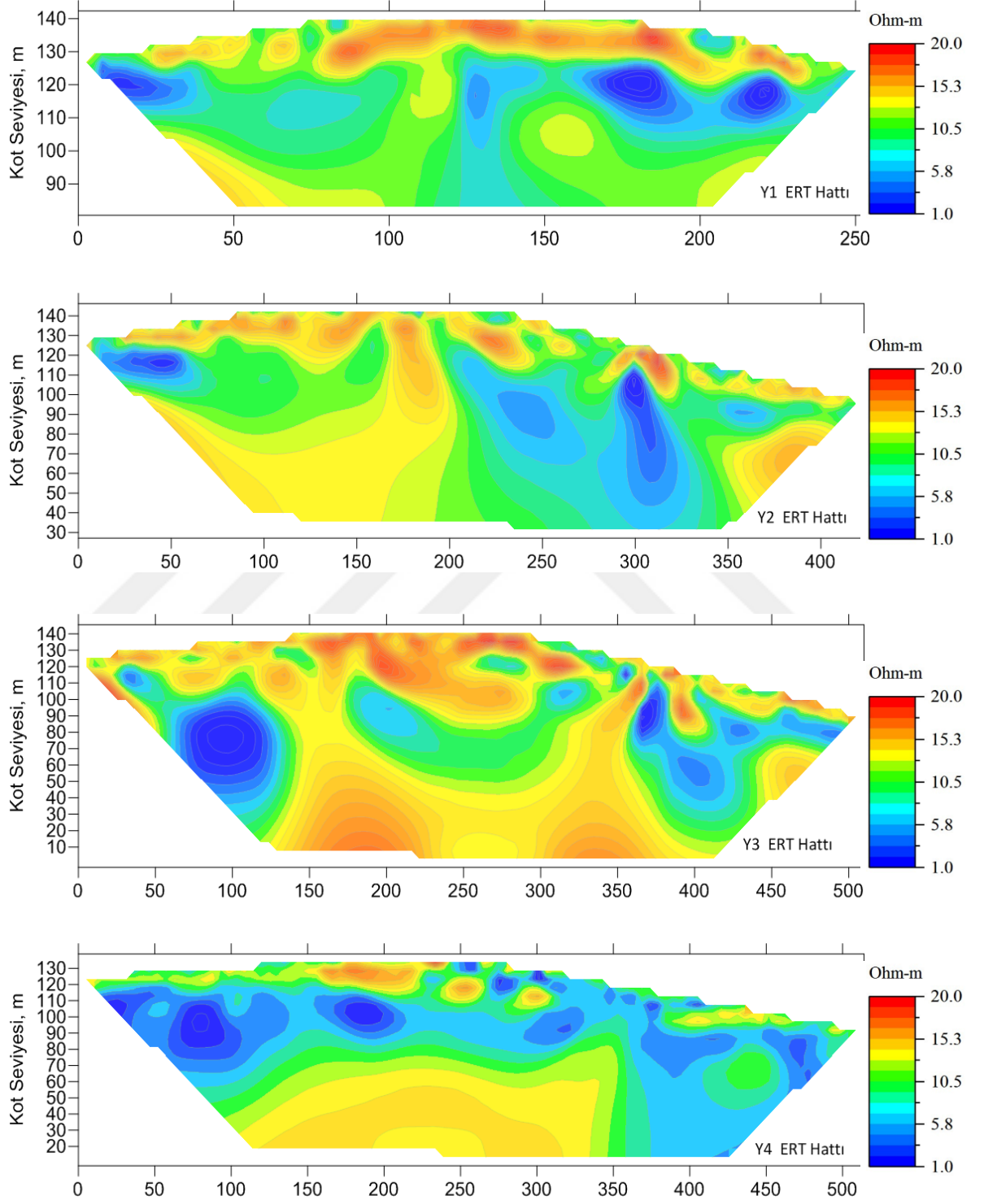
EDA Bölgesindeki EÖG hatlarından elde edilen görüntüleme sonuçları (Devamı)



EDA Bölgesindeki EÖG hatlarından elde edilen görüntüleme sonuçları (Devamı)



Şekil Ek G.3 YDA Bölgesindeki EÖG hatlarından elde edilen görüntüleme sonuçları



TEZ ÇALIŞMASINDAN ÜRETİLEN MAKALELER



Uluslararası Makale

1. **Sel, İ.,** Çakmakçı, M., Özkaya, B., Altan, H.S. (2016). "Case study on prediction of remaining methane potential of landfilled municipal solid waste by statistical analysis of waste composition data". Waste Management, doi:10.1016/j.wasman.2016.07.023
2. **Sel, İ.,** Çakmakçı, M., Özkaya, B., Güreli, F. (2016). "BMP estimation of landfilled municipal solid waste by multivariate statistical methods using specific waste parameters: case study of a sanitary landfill in Turkey". Jour. Material Cycle and Waste Management, doi:10.1007/s10163-016-0543-7.

ÖZGEÇMİŞ

KİŞİSEL BİLGİLER

Adı Soyadı : İlker SEL
Doğum Tarihi ve Yeri : 26.10.1971 - Trabzon
Yabancı Dili : İngilizce / Almanca
E-posta : ilkersel@gmail.com

ÖĞRENİM DURUMU

Derece	Alan	Okul/Üniversite	Mezuniyet Yılı
Y. Lisans	Çevre Mühendisliği	İstanbul Teknik Üniversitesi	1999
Lisans	Çevre Mühendisliği	İstanbul Teknik Üniversitesi	1996

İŞ TECRÜBESİ

Yıl	Firma/Kurum	Görevi
2008-2014	Ortadoğu Enerji A.Ş.	Proje Müdürü
2006-2008	Remondis-Sistem Yapı A.Ş.	Proje Müdürü
2004-2006	Avrupa Birliği Eşleştirme Projesi	Danışman Teknik Asistanı
1996-2003	İstanbul Su ve Kanalizasyon İdaresi	Proje Kontrol Mühendisi