

**T.C.
YILDIZ TEKNİK ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

**KATI ATIK DÜZENLİ DEPO SAHALARINDA ALTERNATİF TABAN
SİSTEMLERİNDEN SIZINTI SUYU KİRLETİCİLERİNİN GEÇİŞİNİN
İNCELENMESİ**

ELANUR ADAR

**YÜKSEK LİSANS TEZİ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ÇEVRE TEKNOLOJİSİ ANABİLİM DALI**

**DANIŞMAN
DOÇ. DR. M. SİNAN BİLGİLİ**

İSTANBUL, 2013

T.C.
YILDIZ TEKNİK ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

**KATI ATIK DÜZENLİ DEPO SAHALARINDA ALTERNATİF TABAN
SİSTEMLERİNDEN SIZINTI SUYU KİRLETİCİLERİNİN GEÇİŞİNİN
İNCELENMESİ**

Elanur ADAR tarafından hazırlanan tez çalışması 15.01.2013 tarihinde aşağıdaki jüri tarafından Yıldız Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı'nda **YÜKSEK LİSANS TEZİ** olarak kabul edilmiştir.

Tez Danışmanı

Doç. Dr. M. Sinan BİLGİLİ
Yıldız Teknik Üniversitesi

Jüri Üyeleri

Doç. Dr. M. Sinan BİLGİLİ
Yıldız Teknik Üniversitesi

Prof. Dr. Güleda ENGİN
Yıldız Teknik Üniversitesi

Doç. Dr. Salim ÖNCEL
Gebze Yüksek Teknoloji Enstitüsü

Bu çalışma, Yıldız Teknik Üniversitesi Bilimsel Araştırma Projeleri Koordinatörlüğü' nün 2011-05-02-KAP01 numaralı projesi ile desteklenmiştir.

ÖNSÖZ

Düzenli depolama katı atık bertarafında ekonomik avantajları dolayısıyla yaygın olarak kullanılan nihai bir bertaraf yöntemidir. Depolanan atıkların türü ve zamana bağlı olarak, miktar ve özellikleri değişim gösteren sızıntı suyu çok çeşitli organik ve inorganik kirleticileri bünyesinde bulundurmaktadır. Sızıntı suyu içeriğinde bulunan organik ve inorganik kirleticiler düzenli depo sahalarının en önemli elemanlarından biri olan taban örtülerinden gerek adveksiyon-dispersiyon gerekse difüzyon mekanizmaları ile geçebilmektedir. Depo sahalarındaki atık kütlesinden sızarak tabana ulaşan bu kirleticilerin geçirimsizlik tabakasından doğal zemine geçişinin incelenmesi yeraltı suyu kirliliği açısından oldukça önemlidir.

Bu çalışmanın amacı, laboratuvar ölçekli çalışmalar sonucunda farklı taban örtü sistemleri kullanılarak düzenli depolama sahalarında oluşan sızıntı sularının bünyesinde bulunan kirleticilerin yeraltı sularına geçişinin incelenmesidir.

Bu çalışmanın yürütülmesinde ve yönlendirilmesinde göstermiş olduğu ilgi ve yardımlardan dolayı hocam Doç. Dr. M. Sinan Bilgili'ye sonsuz şükranlarımı ve teşekkürlerimi sunarım.

Çalışmanın Y.T.Ü. Çevre Mühendisliği Bölümü Laboratuvarlarında gerçekleştirilmesine imkan veren İnşaat Fakültesi Dekanı sayın hocam Prof. Dr. Hayrullah Ağaçcıoğlu, Çevre Mühendisliği Bölüm Başkanı sayın hocam Prof. Dr. Güleda Onkal Engin, Yrd. Doç. Dr. Gamze Varank ve İnşaat Mühendisliği Bölüm Başkan Yardımcısı Yrd. Doç. Dr. Şükrü Özçoban başta olmak üzere Çevre Mühendisliği Bölümü çalışanlarına teşekkür ederim.

Bana her konuda desteklerini ve yardımlarını esirgemeyen arkadaşlarım Yüksek Çevre Mühendisi Selin Top, Kübra Ulucan ve Levent Kuzu' ya, ayrıca bana her konuda yardımcı olan bütün arkadaşlarıma ve hocalarıma teşekkürü bir borç bilirim.

Son olarak da her zaman yanımda olarak bana destek veren aileme teşekkürlerimi sunarım.

Ocak, 2013

Elanur ADAR

İÇİNDEKİLER

Sayfa

SİMGE LİSTESİ.....	viii
KISALTMA LİSTESİ.....	x
ŞEKİL LİSTESİ.....	xi
ÇİZELGE LİSTESİ	xiii
ÖZET	xiv
ABSTRACT.....	xvi
BÖLÜM 1	
GİRİŞ.....	1
1.1 Literatür Özeti	1
1.2 Tezin Amacı	4
1.3 Hipotez	4
BÖLÜM 2	
DÜZENLİ DEPOLAMA.....	6
2.1 Düzenli Depolama	6
2.1.1 Atıkların Ayrışması	7
2.2 Sızıntı Suyu Oluşumu.....	12
2.3 Sızıntı Suyu Özellikleri	14
2.4 Genel Sızıntı Suyu Bileşenleri	16
2.4.1 Çözünmüş Organik Maddeler	16
2.4.2 İnorganik Makro Bileşikler	19
2.4.3 Ağır Metaller	19
2.4.4 Ksenobiyotik Organik Bileşikler	20
2.4.5 Sızıntı Suyunda Bulunan Fenol ve Fenol Bileşikleri	21
2.4.6 Sızıntı Suyunda Bulunan Diğer Kimyasallar	26

BÖLÜM 3

DÜZENLİ DEPO SAHALARI TABAN ÖRTÜLERİNDEN KİRLETİCİ GEÇİŞİ	28
3.1 Toprak Örtüden Geçiş	29
3.1.1 Advectif Geçiş Prosesleri	29
3.1.2 Mekanik Dispersiyon	30
3.1.3 Serbest Çözültide Difüzyon.....	31
3.1.4 Toprakta Difüzyon	33
3.1.5 Adsorpsiyon Parametreleri.....	35
3.1.6 Difüzyon ve Mekanik Dispersiyon	38
3.2 Geosentetik Taban Malzemelerinden Geçiş.....	39
3.2.1 Advectif Geçiş Prosesleri	39
3.2.2 Difüziv Geçiş Prosesleri.....	42
3.2.3 Ayrılma.....	43
3.2.4 Geomembranlarda Difüzyon	44
3.3 Kompozit Taban Örtülerinden Geçiş.....	45
3.3.1 Advectif Geçiş Prosesleri	49
3.3.2 Difüziv Geçiş Prosesleri.....	52
3.4 Depo Sahası Taban Örtülerinden Kirletici Geçiş ile İlgili Yapılan Çalışmalar.....	52

BÖLÜM 4

MATERYAL METOT	61
4.1 Pilot Ölçekli Reaktörler	61
4.2 DeneySEL Çalışmalar	64
4.2.1 Zemin Analizleri	64
4.2.1.1 Su Muhtevası Tayini	64
4.2.1.2 Organik Madde Muhtevası	65
4.2.1.3 Piknometre Deneyi.....	66
4.2.1.4 Kompaksiyon	66
4.2.1.5 pH	68
4.2.1.6 Elektriksel İletkenlik (EC).....	68
4.2.1.7 İri Daneli Zeminlerde Dane Çapı Dağılımının Bulunması (Elek Analizi).....	68
4.2.1.8 İnce Daneli Zeminlerde Dane Çapı Dağılımının Bulunması (Hidrometre Analizi)	69
4.2.1.9 Atterberg Limitleri.....	70
4.2.1.10 Aktivite Katsayısı ve Şişme Potansiyeli.....	73
4.2.1.11 Katyon Değişirme Kapasitesi	74
4.2.1.12 Minerolojik Analizler	75
4.2.2 Sızıntı Suyu ve Yeraltı Suyu Analizleri	75
4.2.2.1 TOC – TN Analizleri.....	76
4.2.2.2 Fenol ve Fenol Bileşikleri Analizleri.....	76

BÖLÜM 5

SONUÇ VE ÖNERİLER	81
5.1 Zemin Analizleri	81
5.1.1 Zemin Numunelerinin Fiziksel ve Kimyasal Özellikleri	82
5.1.2 Malzemelerin Minerolojik Özellikleri	94
5.1.3 Sızıntı Suyunun Malzemeler Üzerine Etkisinin Geoteknik Olarak İncelenmesi	98
5.2 Sızıntı Suyu Analizleri	104
5.3 Yeraltı Suyunu Temsil Eden Distile Su Kirlilik Analizleri	110
5.3.1 pH	110
5.3.2 İletkenlik	110
5.3.3 Klorür	111
5.3.4 Toplam Organik Karbon (TOC).....	111
5.3.5 Toplam Azot (TN).....	111
5.3.6 Fenol ve Fenol Bileşikleri	118
5.3.6.1 Geçirimsiz Taban Sistemi %100 Kil ile Teşkil Edilmiş Reaktör (R1)	118
5.3.6.2 Geçirimsiz Taban Sistemi %100 Bentonit ile Teşkil Edilmiş Reaktör (R2)	121
5.3.6.3 Geçirimsiz Taban Sistemi %100 Kaolen ile Teşkil Edilmiş Reaktör (R3)	124
5.3.6.4 Geçirimsiz Taban Sistemi %100 Zeolit ile Teşkil Edilmiş Reaktör (R4)	127
5.3.6.5 Geçirimsiz Taban Sistemi %50 Kil + %50 Bentonit ile Teşkil Edilmiş Reaktör (R5).....	130
5.3.6.6 Geçirimsiz Taban Sistemi %50 Kil + %50 Kaolen ile Teşkil Edilmiş Reaktör (R6)	133
5.3.6.7 Geçirimsiz Taban Sistemi %80 Kil + %20 Zeolit ile Teşkil Edilmiş Reaktör (R7)	136
5.3.6.8 Geçirimsiz Taban Sistemi %80 Bentonit + %20 Zeolit ile Teşkil Edilmiş Reaktör (R8).....	139
5.3.6.9 Geçirimsiz Taban Sistemi %90 Kil + %10 Kireç ile Teşkil Edilmiş Reaktör (R9)	142
5.3.6.10 Geçirimsiz Taban Sistemi %90 Bentonit + %10 Kireç ile Teşkil Edilmiş Reaktör (R10).....	145
5.3.7 Yorum ve Öneriler	148
KAYNAKLAR	150
EK-A	
Reaktörlerin İşletmeye Alınma Aşamaları	161
ÖZGEÇMİŞ	165

SİMGE LİSTESİ

AOX	Adsorbe olabilen organik halojen
BOİ	Biyolojik oksijen ihtiyacı
Ca ⁺²	Kalsiyum
Cd ⁺²	Kadmiyum
Cr ⁺³	Krom
Cu ⁺²	Bakır
CH ₃ COO ⁻	Asetat
CH ₃ COOH	Asetik asit
CH ₄	Metan
CP	Klorofenol
Cl ⁻	Klorür
CO ₂	Karbondioksit
Fe ⁺²	Demir
HCO ₃ ⁻	Hidrojen bikarbonat
H ₂ O	Su
K ⁺	Potasyum
KOİ	Kimyasal oksijen ihtiyacı
Mg ⁺²	Magnezyum
Mn ⁺²	Mangan
Na ⁺	Sodyum
Ni ⁺²	Nikel
NH ₃ -N	Amonyak azotu
NO ₂ ⁻ -N	Nitrit
NO ₃ ⁻ -N	Nitrat
NP	Nitrofenol
O ₂	Oksijen
Pb ⁺²	Kurşun
PCP	Pentaklorofenol
SO ₄ ²⁻	Sülfat
SOC	Sentetik organik bileşikler
TKN	Toplam kjeldahl azotu
TN	Toplam azot
TOC	Toplam organik karbon

TCB	Triklorobenzen
TECB	Tetraklorobenzen
TCE	Trikloroetilen
TOL	Toluen
VOC	Uçucu organik bileşikler
UYA	Uçucu yağ asidi
XOC	Ksenobiyotik organik bileşikler
Zn ⁺²	Çinko

KISALTMA LİSTESİ

2,4,6-TCP	2,4,6-Triklorofenol
2,4-DCP	2,4-Diklorofenol
3,4,5-TCP	3,4,5-Triklorofenol
3-CP	3-Klorofenol
4-CP	4-Klorofenol
AB	Avrupa Birliği
APHA	American Public Health Association
BOİ	Biyolojik Oksijen İhtiyacı
KOİ	Kimyasal Oksijen İhtiyacı
CP	Monoklorofenol
ÇOM	Çözünmüş Organik Karbon
FID	Alevli İyonizasyon Dedektörü
GC	Gaz kromotraf Cihazı
HDPE	Yüksek Yoğunluklu Poli Etilen
PCP	Pentaklorofenol
ppb	Milyarda bir (part per billion= ng/ml)
SPME	Katı Faz Mikro Ekstraksiyonu
TOK	Toplam Organik Karbon
TÜİK	Türkiye İstatistik Kurumu
USEPA	Amerika Birleşik Devletleri Çevre Koruma Ajansı
XOC	Ksenobiyotik Organik Birleşikler

ŞEKİL LİSTESİ

	Sayfa
Şekil 2. 1	Düzenli depo alanlarında madde dönüşümü..... 7
Şekil 2. 2	Düzenli depolamada katı atık ayrışma evreleri..... 8
Şekil 2. 3	Anaerobik depo alanlarında atıkların bozunma evreleri 10
Şekil 2. 4	Düzenli depo sahalarında sızıntı suyu oluşumu 14
Şekil 2. 5	Katı atık bileşenleri ve sızıntı suyu oluşum basamakları 15
Şekil 3. 1	Geomembrandaki deliklerden sızma 40
Şekil 3. 2	Geomembrandan organik kirleticilerin geçişi için konsantrasyon profillerinin şematik görünüşü..... 43
Şekil 3. 3	Kompozit tabakalardaki kirletici geçiş yolları..... 46
Şekil 3. 4	Kusursuz kompozit taban örtülerinden uçucu organik bileşiklerin geçişinin şematik gösterimi..... 46
Şekil 3. 5	Kompozit taban örtülerinden inorganik kirletici geçişi basitleştirilmiş analizi kavramsal şekli 47
Şekil 4. 1	Reaktörlerin şematik görünüşü..... 62
Şekil 4. 2	Reaktörlerin zemin tabakalarının doldurulması 63
Şekil 4. 3	Reaktörlerin genel görünümü..... 63
Şekil 4. 4	Standart Proktor Kalıp ve Tokmağı 68
Şekil 4. 5	Zeminlerde su muhtevası-hacim değişimi davranışı..... 71
Şekil 4. 6	Casagrande plastisite kartı 72
Şekil 4. 7	Likit limit deney düzeneği 73
Şekil 4. 8	Katı faz mikroekstraksiyon düzeneği 79
Şekil 4. 9	Standart karışım için elde edilen GC/FID kromatogramı 80
Şekil 5. 1	Standart kompaksiyon sonuçları..... 89
Şekil 5. 2	Materyallere ve karışımlara ait likit limit grafikleri..... 92
Şekil 5. 3	Kilin FT-IR analizi 94
Şekil 5. 4	Bentonitin FT-IR analizi 95
Şekil 5. 5	Kaolenin FT-IR analizi 95
Şekil 5. 6	Zeolitin FT-IR analizi 96
Şekil 5. 7	Kilin SEM fotoğrafı 99
Şekil 5. 8	Kilin sızıntı suyuna maruz kaldıktan sonra SEM fotoğrafı 100
Şekil 5. 9	Bentonitin SEM fotoğrafı 100
Şekil 5. 10	Bentonitin sızıntı suyuna maruz kaldıktan sonra SEM fotoğrafı..... 101
Şekil 5. 11	Zeolitin SEM fotoğrafı 102
Şekil 5. 12	Zeolitin sızıntı suyuna maruz kaldıktan sonra SEM fotoğrafı..... 103

Şekil 5. 13	Kaolenin SEM fotoğrafı	103
Şekil 5. 14	Kaolenin sızıntı suyuna maruz kaldıktan sonra SEM fotoğrafı.....	104
Şekil 5. 15	Reaktörlerin tabanında yer alan distile sularda pH'nın değişimi.....	113
Şekil 5. 16	Reaktörlerin tabanında yer alan distile sularda iletkenliğin değişimi.....	114
Şekil 5. 17	Reaktörlerin tabanında yer alan distile sularda klorür değişimi.....	115
Şekil 5. 18	Reaktörlerin tabanında yer alan distile sularda TOC değişimi.....	116
Şekil 5. 19	Reaktörlerin tabanında yer alan distile sularda TN değişimi	117
Şekil 5. 20	R1 reaktöründe yeraltı suyundaki fenol bileşiklerinin konsantrasyonlarının değişimi	119
Şekil 5. 21	R2 reaktöründe yeraltı suyundaki fenol bileşiklerinin konsantrasyonlarının değişimi	122
Şekil 5. 22	R3 reaktöründe yeraltı suyundaki fenol bileşiklerinin konsantrasyonlarının değişimi	125
Şekil 5. 23	R4 reaktöründe yeraltı suyundaki fenol bileşiklerinin konsantrasyonlarının değişimi	128
Şekil 5. 24	R5 reaktöründe yeraltı suyundaki fenol bileşiklerinin konsantrasyonlarının değişimi	131
Şekil 5. 25	R6 reaktöründe yeraltı suyundaki fenol bileşiklerinin konsantrasyonlarının değişimi	134
Şekil 5. 26	R7 reaktöründe yeraltı suyundaki fenol bileşiklerinin konsantrasyonlarının değişimi	137
Şekil 5. 27	R8 reaktöründe yeraltı suyundaki fenol bileşiklerinin konsantrasyonlarının değişimi	140
Şekil 5. 28	R9 reaktöründe yeraltı suyundaki fenol bileşiklerinin konsantrasyonlarının değişimi	143
Şekil 5. 29	R10 reaktöründe yeraltı suyundaki fenol bileşiklerinin konsantrasyonlarının değişimi	146

ÇİZELGE LİSTESİ

	Sayfa
Çizelge 2. 1 Anaerobik ayrışmayı gerçekleştiren dört grup bakterinin gerçekleştirdiği en önemli reaksiyonlar	9
Çizelge 2. 2 Eski ve yeni depo sahalarında oluşan sızıntı suyu kompozisyonu	17
Çizelge 2. 3 Sızıntı sularında ksenobiyotik organik birleşikler	22
Çizelge 3. 1 İyonlar için 25 °C’de serbest çözelti difüzyon katsayıları	33
Çizelge 3. 2 İnorganik kimyasallar için dağılım katsayıları ve retardasyon faktörleri ...	36
Çizelge 3. 3 Organik kimyasallar için dağılım katsayıları ve retardasyon faktörleri]. ...	37
Çizelge 3. 4 Geomembranlardaki delikler için giriş katsayıları	42
Çizelge 3. 5 Akış faktörleri listesi.....	48
Çizelge 4. 1 Kullanılan reaktörler ve taban örtü sistemleri	61
Çizelge 4. 2 Zemin analizleri ve deney yöntemleri	64
Çizelge 4. 3 Sızıntı suyu ve distile su analizleri.....	76
Çizelge 5. 1 Malzemelerin kimyasal bileşimleri	82
Çizelge 5. 2 Kullanılan materyal ve karışımların fizikokimyasal ve kimyasal özellikleri	83
Çizelge 5. 3 Kullanılan materyal ve karışımların mekanik ve fiziksel özellikleri.....	85
Çizelge 5. 4 Materyallerin zemin sınıflandırması.....	87
Çizelge 5. 5 Materyallerin Atterberg limitlerinde değişimi.....	91
Çizelge 5. 6 Malzemelerin BET analizi sonuçları	98
Çizelge 5. 7 Sızıntı suyu karakterizasyonu	106
Çizelge 5. 8 Sızıntı suyunda fenollü bileşikler	107

KATI ATIK DÜZENLİ DEPO SAHALARINDA ALTERNATİF TABAN SİSTEMLERİNDEN SIZINTI SUYU KİRLETİCİLERİNİN GEÇİŞİNİN İNCELENMESİ

Elanur ADAR

Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Yüksek Lisans Tezi

Tez Danışmanı: Doç. Dr. M. Sinan BİLGİLİ

Çalışma kapsamında kil, bentonit, kaolen, zeolit ve sönmemiş kireç gibi doğal, ekonomik ve kolay elde edilebilir malzemelerin düzenli depo sahaları taban örtü sistemleri olarak kullanılabilirlikleri araştırılmıştır. Bu materyallerin tek olarak veya birbirleriyle belli oranlarda karışımları halinde taban örtüsü olarak kullanıldığında, sızıntı suyu bünyesinde bulunan organik ve inorganik kirleticilerin yeraltı suyuna geçiş oranları incelenmiştir.

Bu amaçla laboratuvar ölçekli her biri 40 cm iç çap ve 80 cm yüksekliğe sahip olan 10 adet reaktör kullanılmıştır. Taban örtülerini yerleştirmek amacıyla reaktörler, alt kısmı 40 cm ve üst kısmı 40 cm olmak üzere iki ayrı parçadan oluşturulmuştur. Taban örtüsünün üst kısmına İstanbul Avrupa Yakası'nda yer alan Odayeri katı atık düzenli depo sahasında oluşan sızıntı suyu, alt kısmına ise yeraltı suyunu temsilen saf su doldurulmuştur ve numune alma muslukları yerleştirilmiştir. Distile su ölçümleri ilk iki ay 15 günlük periyotlarla ve daha sonraki iki ay ise aylık periyotlarla numune alınarak gerçekleştirilmiştir. Reaktörlerin üst bölümüne konulan sızıntı sularının karakterizasyonu için sızıntı suyunda pH, EC, KOİ, BOİ, TOK, Cl⁻, TKN, NH₃, SO₄⁻² ve fenol ve fenol bileşikleri; reaktörlerin tabanında yer alan ve yeraltı suyunu temsil eden distile sularda ise pH, iletkenlik, TOK, Cl⁻, TN parametreleri ve fenol ve fenol bileşikleri analiz edilmiştir.

Çalışma sonucunda R3, R9 ve R10 reaktörlerinde inorganik bileşiklerin geçişinin diğer reaktörlere göre daha yüksek oranlarda gerçekleştiği tespit edilmiştir. Organik bileşiklerin ise tüm reaktörlerde yeraltı suyuna geçtiği gözlenmiştir. Fenol ve fenol bileşiklerinden yüksek klorlu fenol bileşiklerinin (2,4,6-TCP, 2,3,6-TCP, 2,3,4,6-TeCP, 2,3,4,5-TeCP ve 3,4,5-TCP) diğer fenolik bileşiklere oranla yeraltı suyuna daha yüksek oranlarda geçtiği tespit edilmiştir.

Sonuç olarak kullanılan materyal ve bu materyallerin belli oranlarda karışımlarından oluşturulan alternatif taban sistemlerinden %100 kaolen, %90 kil + %10 sönmemiş kireç ve %90 bentonit + %10 sönmemiş kireç taban sistemlerinin düzenli depolama sahalarında kullanımının uygun olmayacağı kanısına varılmıştır. Ancak daha kesin ve net sonuçların elde edilebilmesi için uzun süreli analiz ve izleme çalışmalarının gerçekleştirilmesi gerekmektedir.

Anahtar Kelimeler: Sızıntı suyu, Düzenli Depo Sahası, Taban Sistemleri, Kirletici geçişi, Fenol ve Fenol Bileşikleri

**INVESTIGATION OF MIGRATION OF LEACHATE CONTAMINANTS
THROUGH ALTERNATIVE LANDFILL LINER SYSTEMS**

Elanur ADAR

Department of Environmental Engineering

MSc. Thesis

Advisor: Assoc. Prof. Dr. M. Sinan BİLGİLİ

The aim of this study was to investigate the usability of natural, economic and readily available materials such as clay, bentonite, kaolin, zeolite and lime in landfill liner systems. The transport of organic and inorganic leachate pollutants to groundwater were determined, when these materials used in liner systems as solitarily or as mixtures.

For this purpose, 10 laboratory scale reactors each of which has 40 cm internal diameter and 80 cm height were used. In order to replace the liner systems, the reactors were consisted of two separate parts, the bottom of which was 40 cm and the top was 40 cm, as well. The upper part was filled with leachate generating from Odayeri sanitary landfill, which is located in the European side of Istanbul city, while the bottom of the liner system was filled with pure water representing groundwater. Different sampling taps were used in each part of the reactors.

Distilled water samples were analyzed for 15 day periods during the first two months of the study. After that time, groundwater samples were collected in a monthly basis for the analysis. The characterization of leachate in the upper part of the reactors was made by pH, conductivity, COD, BOD, TOC, chloride, TKN, NH₃-N, phosphorus, sulphate, and phenolic compounds. pH, conductivity, TOC, Cl⁻, TN, and phenolic compounds were analyzed in the distilled water representing groundwater samples.

Transport of inorganic compounds in the R3, R9 and R10 reactors were found to be significantly higher than the other reactors. However, organic compounds have been observed to transport to groundwater in all reactors. It was detected that 2,4,6-TCP, 2,3,6-TCP, 2,3,4,6-TeCP, 2,3,4,5-TeCP ve 3,4,5-TCP phenolic compounds transported to groundwater greater than other phenolic compounds.

As a result, It was detected that 100% kaolin, 90% clay + 10% lime ve 90% bentonite + 10% lime from alternative liner systems used in this study are not suitable for landfills. However, in order to obtain more precise results long-term analysis and monitoring studies must be carried out.

Key words: Leachate, Landfill, Liner Systems, Pollutant Transfer, Phenol and Phenol Compounds Leachate,

1.1 Literatür Özeti

Ülkemizde katı atık miktarları 80' li yıllardan sonra gerçekleşen endüstriyel gelişme ve bunun sonucunda artan göç miktarına bağlı olarak artmıştır. Önceleri düzensiz bir şekilde arazilere bırakılan atıklar doğal yaşama zarar vermeye başlamış, ortaya çıkan sorunlar sebebiyle atıklar düzenli bir şekilde depolanmaya başlanmıştır.

Günümüzde katı atıkların bertafında kullanılan en yaygın ve en ekonomik yöntem düzenli depolamadır. Düzenli depolama yöntemi atığın kontrollü şartlar altında inert ve stabilize olmuş maddelere dönüşüncüye kadar ayrışmasına imkan vermektedir. Bu ayrışma sırasında başlangıçta organik maddeler aerobik bakteriler tarafından organik asitlere ve diğer kimyasal bileşiklere dönüştürülmekte, atıkların üzeri kapatıldıktan sonra ise biyolojik ayrışma anaerobik bakteriler tarafından gerçekleştirilmektedir.

Katı atıkların depo sahalarında ayrışması sonucunda depo gazı, yüksek kirletici konsantrasyonlara sahip sızıntı suyu ve stabilize olmuş atıklar ortaya çıkmaktadır. Sızıntı suyu oluşumunu temel anlamda üç başlık altında incelemek mümkündür. Bunlar; depo sahalarında aerobik ve anaerobik ayrışma sırasında oluşan sızıntı suyu, depo sahasına dökülen ve sıkıştırılan katı atıkların su içeren bileşiklerinin sıkıştırılmasından oluşan sızıntı suyu ve depo sahası yüzeyine düşen kontrol altına alınmamış yağışların, depo sahası kütlesinden geçerek oluşturduğu sızıntı suyudur. Katı atık düzenli depo sahalarındaki sızıntı suyu miktarı; nihai üst örtü tabakasının geçirimsizlik derecesi, iklim şartları, yüzey suyu kontrolü, depolanan atığın nem muhtevası ve depo yaşı gibi faktörlere bağlı olarak değişir.

Genel olarak katı atık depo sahalarında depolanan atıklar evsel, ticari ve karışık endüstriyel atıkların karışımından meydana gelmektedir. Bu sebeple sızıntı suyu farklı kirletici gruplarını içeren bir çözelti olarak tanımlanabilir. Bu kirleticiler, çözünmüş organik maddeler, inorganik bileşikler, ağır metaller ve ksenobiyotik organik kirleticilerden meydana gelmektedir [1, 2]. Sızıntı sularında en yüksek konsantrasyona sahip organik bileşik sınıfı genel olarak lipidlerin, proteinlerin ve karbonhidratların ayrışması sırasında üretilen ve uçucu yağ asitleri olarak adlandırılan organik asitlerdir ve bu organik asitlerin de %90'a varan kısmı başlıca asetik, propiyonik ve bütirik asitlerden meydana gelir. Sızıntı suları aminoasitler, proteinler, karbonhidratlar, AOX (absorplanabilen organik halojenler), fenolik ve hidroksi aromatik bileşikler gibi bir çok spesifik bileşenleri de içermektedir [3]. Yapılan çalışmalarda sızıntı suyunda bulunan kolloidlerin önemli bir kısmının 0,001-0,4 µm arasında olduğu ve kolloidal maddelerin başlıca bileşeninin TOK (Toplam Organik Karbon) olduğu belirlenmiştir [4]. Sızıntı suları düşük konsantrasyonlarda fosfor içerirken yüksek miktarlarda amonyum konsantrasyonu içermektedirler. Sızıntı sularının içerdiği toplam azotun %60-90'ı amonyum azotundan meydana gelir. Deponun anaerobik yapısı sebebiyle sızıntı sularında nitrit ve nitrat bulunmaz. Ağır metallerden özellikle demir ve çinko yüksek konsantrasyonlarda sızıntı sularında bulunabilir. Krom, nikel, bakır, kadmiyum, kurşun ve diğer ağır metaller demir ve çinkoya nazaran daha düşük konsantrasyonlarda bulunur.

Kentsel katı atık depo sahalarında oluşan sızıntı sularının bünyesinde birçok toksik ve organik bileşenin bulunduğu literatürde yapılan çalışmalarla belirlenmiş ve sızıntı sularındaki bu bileşenlerin konsantrasyonlarının genellikle litrede mikrogram mertebesinde olduğu tespit edilmiştir [5, 6, 7]. Yapılan çalışmalar, katı atık depo sahalarından kaynaklanan sızıntı sularının iki yüzden fazla organik bileşeni bünyesinde bulundurduğu ve bu bileşenlerin konsantrasyonlarının da 1µg/l ile birkaç yüzµg/l değerleri arasında değiştiği tespit edilmiştir [8]. Bu bileşenler arasında en sık karşılaşılan türler dihidrodioksin, pirazinler ve çeşitli sülfürlü bileşenler, plastik bileşenleri (fitalatlar, benzensülfonamidler), fosfat esterleri, değiştirilmiş fenoller, klorlül fenoller, fenolik antioksidanlar ve silikonlardır. Bunun dışında benzen, ksilen ve

toluenler gibi aromatik hidrokarbonlar da sızıntı suyunda düşük konsantrasyonlarda bulunur [8-12].

Yeraltı sularının, katı atıklardan sızarak çözünmüş bileşenler ve ayrışma ürünlerini bünyesine alan sızıntı suları ile kirlenmesi birçok araştırmacı tarafından saptanmıştır [13-18]. Yapılan çalışmalarda, kentsel katı atık depolama alanlarında oluşan sızıntı suyu ve bu sularla kirlenmiş yer altı suyunun, organik asitler, ketonlar, aromatik bileşikler, klorlu aromatik bileşikler, eterler, halojenli alifatik bileşikler, alkoller, aminoaromatik bileşikler, nitroaromatik bileşikler, fenoller, heterosiklik bileşikler, pestisitler, sülfürlü aromatik bileşikler, poliaromatik hidrokarbonlar, poliklorlu bifeniller ve organofosfatlar gibi organik bileşenleri de içerdiği tespit edilmiştir.

Ülkemizde birçok belediyede katı atıklar kontrolsüz şehir çöplüklerinde bertaraf edilmektedir. Yapılan çalışmalar ve çıkarılan yönetmelik hükümleri gereği kontrolsüz şehir çöplüklerinin teknolojik olarak dizayn edilmiş düzenli depolama alanlarına doğru değişim süreci başlamıştır. Bütün bu değişimlere rağmen düzenli katı atık depo sahalarından oluşan sızıntı suları toksik, inorganik ve uçucu organik bileşenleri bünyesinde bulundurduğundan yer altı suları için çevresel bir tehdit oluşturmaktadır. Buna bağlı olarak düzenli depo sahaları için benimsenen taban sistemi düzenli depolama alanlarının en önemli elemanlarından biridir. 2010 yılı TÜİK Belediye Katı Atık sonuçları verilerine göre 34 ilde 52 aktif katı atık düzenli depo sahasının olduğu ülkemizde düzenli depolama alanları için benimsenen taban geçirimsizlik sistemi geomembran ve minimum 60 cm sıkıştırılmış kil tabakasından ibarettir.

Sızıntı suyundaki kirletici bileşenlerin taban sistemlerinden geçişi ile ilgili yapılan çalışmalarda, sıkıştırılmış kil taban örtüsünün kısa süreçte kirlilik geçirimini engellediği fakat belirli bir zaman sonunda uçucu organik bileşiklerin ve bazı inorganik bileşiklerin düzenli depo sahalarının tabanından kabul edilemez oranlarda geçişinin olduğu saptanmıştır. Taban sistemleri kil ile teşkil edilen depo sahalarında gerçekleştirilen bu araştırmalarda, taban sisteminin altında teşkil edilen ikinci toplama kanalında yapılan analizlerde de bu bileşenlere rastlandığı tespit edilmiştir. Organik kirleticilerin karma taban örtüsünden geçişini sağlayan mekanizmalar, difüzyon, adveksiyon ve membran kusurlarıdır [19, 20, 21].

Geomembranlar inorganik kirleticilerin difüzyonuna karşı birçok organik kirleticiye nazaran daha dirençlidir [22]. Bu yüzden, inorganik kirleticilerin düzenli depo sahaları taban sisteminden geçişleri geomembranda oluşabilen muhtelif açıklıklardan ve daha sonra adveksiyon ve difüzyon mekanizmaları vasıtasıyla meydana gelmektedir. Bunun yanında organik kirleticiler de aynı yollarla ve aynı mekanizmalar vasıtasıyla taşınabilirler. İlave olarak organik bileşenler inorganik kirleticilerin aksine, geomembran tabakasında herhangi bir açıklık bulunmasa bile membran tabakadan difüzyon yolu ile kayda değer oranlarda taşınmaktadırlar [12, 23, 24].

1.2 Tezin Amacı

Bu çalışmanın amacı, alternatif taban örtü sistemleri kullanılarak düzenli depolama sahaları sızıntı sularında bulunan organik ve inorganik kirleticilerin yer altı sularına geçişinin incelenmesidir. Yer altı suyunu temsil eden reaktörün alt kısmında yer alan distile suyu ve sızıntı suyunda konvansiyonel parametrelerin yanında toksik organik kirleticiler olarak fenol ve 23 çeşit fenol bileşikleri belirli periyotlarda alınan numunelerle analiz edilmiş ve bu kirleticilerin yeraltısuyuna geçişi incelenmiştir. Ayrıca geçirimsizliği sağlamak üzere taban malzemesi olarak kullanılan kil, zeolit, kaolen, sönmemiş kireç ve bentonitin geoteknik özellikleri belirlenmiştir.

1.3 Hipotez

Düzenli depolama katı atıkların bertarafında kullanılan en yaygın ve ekonomik yöntem olması ve ayrıca atık geri dönüşüm ve geri kazanım ile sağlanılacak azaltım oranı ne olursa olsun yine bir kısım atığın depolanması gerekmesi sebebiyle katı atık bertarafında ilerleyen yıllarda da yaygın bir şekilde kullanılabileceği söylenebilir. 2008 yılında 21 adet katı atık düzenli depolama tesisi varken 2010 yılı itibariyle Türkiye’de 52 adet aktif katı atık düzenli depolama tesisi bulunmaktadır [25]. Bu verilere bakarakta gün geçtikçe düzenli depolama bertaraf yöntemi seçimindeki artışın olabileceği rahatça söylenebilir.

Düzenli depolama sonucu oluşan yüksek kirliliğe sahip sızıntı suyunun ise önemli içme suyu kaynağı olan yeraltı sularına geçişinin engellenmesi şarttır. Bu noktada düzenli depolama sahalarının insan ve çevre sağlığı üzerindeki olumsuz etkilerinin önceden belirlenmesi ve gerekli önlemlerin alınması gerekmektedir.

Düzenli depolama sahalarının en önemli parçası sızıntı suyu drenaj sistemi ve taban geçirimsizlik örtülerinden oluşan taban sistemleridir. Taban geçirimsizlik yapılarının organik ve inorganik kirleticilerin taşınması açısından incelenmesi, kurulacak olan yeni depolama sahalarının teknolojik geçirimsizlik tabakalarının optimizasyonu ve çevreye olan olumsuz etkilerinin minimuma indirilmesi açısından önemlidir.

Bu çalışma ile farklı taban örtüleri kullanılarak sızıntı suyunun içerdiği kirleticilerin yeraltı suyuna geçiş oranları izlenerek düzenli depolama sahaları için alternatif taban sistemleri değerlendirilmiştir. Atıkların düzenli depolama yöntemi ile bertarafında yeni adımlar atmaya başlayan ülkemizde, bu çalışmadan elde edilen bulgular taban geçirimsizlik sistemlerinin modernizasyonu için katkıda bulunacaktır. Elde edilen gerek teorik, gerekse laboratuvar çalışmaları sonucunda yeni kurulacak olan depo sahaları için teknolojik yaklaşımlar verilmiştir. Organik ve inorganik kirleticilerin yeraltı suyuna geçişi engellenerek veya bu geçiş minimize edilerek depolama sahalarının çevresindeki yeraltı suları ve dolayısıyla çevredeki insan ve diğer canlıların sağlığı korunacak; bu bileşiklerin çevrede meydana getirdiği olumsuzluklar kontrol altına alınmış olacaktır.

DÜZENLİ DEPOLAMA

2.1 Düzenli Depolama

Düzenli depolama, katı ve tehlikeli atıkların çevreye zarar vermeden arazide bertarafı için geliştirilen bir mühendislik çözüm yöntemidir. Düzenli depolama, her katı atık yönetim sisteminin ayrılmaz bir parçasıdır. Atık geri dönüşüm ve geri kazanımı ile sağlanacak azaltım oranı ne olursa olsun, kentsel katı atığın bir kısmı mutlaka atık depolama tesislerine verilmek durumundadır. Düzenli depolama, katı atık yönetiminin tarihi gelişimi süreci içinde en basit, ucuz ve yaygın bertaraf yöntemi olma özelliğini sürdürmektedir [26].

Yapılan arkeolojik çalışmalarda elde edilen sonuçlar, depolama yönteminin yaklaşık 5000 yıldır kullanıldığını göstermektedir. Arazide depolama düzenli ve vahşi depolama şeklinde uygulanabilmektedir. Türkiye’de az sayıdaki belediyede katı atıkların düzenli depo sahalarında bertaraf edilmesi yöntemi uygulanmakta, büyük bir çoğunluk tarafından vahşi depolama yöntemi tercih edilmektedir. Katı atık oluşumu ve bertarafı üzerine gelişmiş ülkelerde yapılan bir araştırmada, bu ülkelerde katı atıkların % 73’ünün düzenli depolama yöntemiyle bertaraf edildiği belirlenmiştir [27, 28]. Bu bağlamda, tüm dünyada ekonomik avantajları dolayısıyla en yaygın olarak kullanılan atık bertaraf metodu olan düzenli depolama yönteminin ülkemizde de hızla yaygınlaşması kaçınılmazdır. Düzenli depo sahalarında, yapısal faktörlerden ve atık gövdesinde meydana gelen biyokimyasal proseslerden dolayı farklı çevresel

olumsuzluklar ortaya çıkmaktadır. Genel olarak depo sahalarındaki üç ana problem, biyogaz, sızıntı suyu oluşumu ve atık stabilizasyon süresinin uzunluğudur [29].

2.1.1 Atıkların Ayrışması

Kentsel katı atık düzenli depo sahaları %75-90 oranlarında kompleks organik maddeler(protein, karbonhidrat ve yağ) içerir. Bu organik maddelerin 2/3 ü biyobozunur yapıda olup kalan kısım ise inerttir [26]. Katı atık düzenli depo sahalarında biyolojik, kimyasal ve fiziksel reaksiyonlar meydana gelmektedir. Böyle bir reaktörde katı faz (atık), sıvı faz (sızıntı suyu) ve gaz fazı (biyogaz) olmak üzere 3 faz mevcuttur (Şekil 2. 1) [30]. Fiziksel ayrışma, farklı materyallerin atıklardan ayrılması ve ayrışma sonunda atığın fiziksel özelliklerinde meydana gelen değişiklikler olarak tanımlanabilir. Kimyasal ayrışma, atık içerisindeki maddelerin sızıntı suyuyla çözünmesiyle gerçekleşir. Çökelme reaksiyonları, adsorpsiyon ve desorpsiyon reaksiyonları da kimyasal ayrışma sırasında meydana gelir. Biyolojik ayrışma ise, depo sahasında atıkların maruz kaldığı en önemli süreçtir. Biyolojik ayrışma, pH ve redoks potansiyelleri gibi değişkenler üzerindeki etkisinden dolayı fiziksel ve kimyasal ayrışmayı da kontrol eden süreçtir [30].

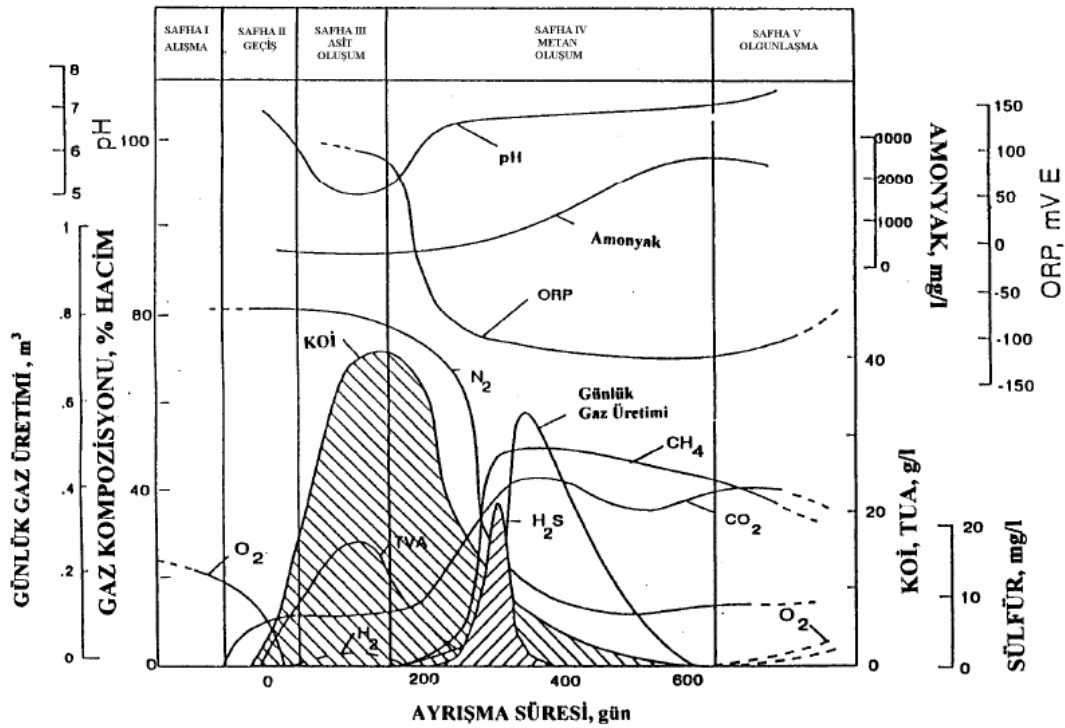


Şekil 2. 1 Düzenli depo alanlarında madde dönüşümü [30]

Klasik depolama alanlarında, atıklar oksijen tükenene kadar mikroorganizma faaliyetleriyle aerobik olarak ayrıştıktan sonra anaerobik olarak ayrışır ve CO₂ ve CH₄ içeren bir gaz oluşur. Fermantasyon tamamlandığında, geriye sadece çok yavaş bir şekilde ayrışabilen artık bir madde kalır. Bu artık organik madde stabilize olmuştur. Optimum şartlar altında atık stabilizasyonu 10-20 yılda tamamlanır (Şekil 2. 2).

Klasik anaerobik depo alanlarında atıkların ayrışması beş evrede incelenebilir (Şekil 2. 2). Sızıntı suyu ve depo gazı özellikleri her evrede meydana gelen farklı mikrobiyolojik aktivitelerin sonucu olarak değişmektedir. Anaerobik ayrışmayı gerçekleştiren bakteriler tarafından gerçekleşen önemli reaksiyonlar Çizelge 2. 1’de verilmiştir.

1.Evre, Hidroliz: Biyolojik olarak parçalanabilen bileşikler difüzyonla havadan ya da yağmur suyundan alınan oksijenle mikrobiyal bozunmanın etkisine girerler [31]. Bu evrede basit şekerler hızla parçalanırken, lignin, tannin gibi doğal polimerlerin biyolojik ayrışması daha yavaş gerçekleşir. Ayrıca CO₂, amonyak (NH₃) ve içerisinde önemli miktarda su bulunan bir gaz karışımı oluşur. Atıklar depolandıktan hemen sonra ısı açığa çıkmaya başlar ve sıcaklık hızla artar. Daha sonra, atık içerisindeki O₂ hızla tükenir ve atıkların ayrışması anaerobik şartlar altında devam eder. Organik maddelerin daha küçük, kolayca çözünebilir hale gelmesinden sonra, hidroliz prosesinin depo sahası gövdesinde sınırlayıcı proses olduğu söylenebilir [32].



Şekil 2. 2 Düzenli depolamada katı atık ayrışma evreleri [28, 33]

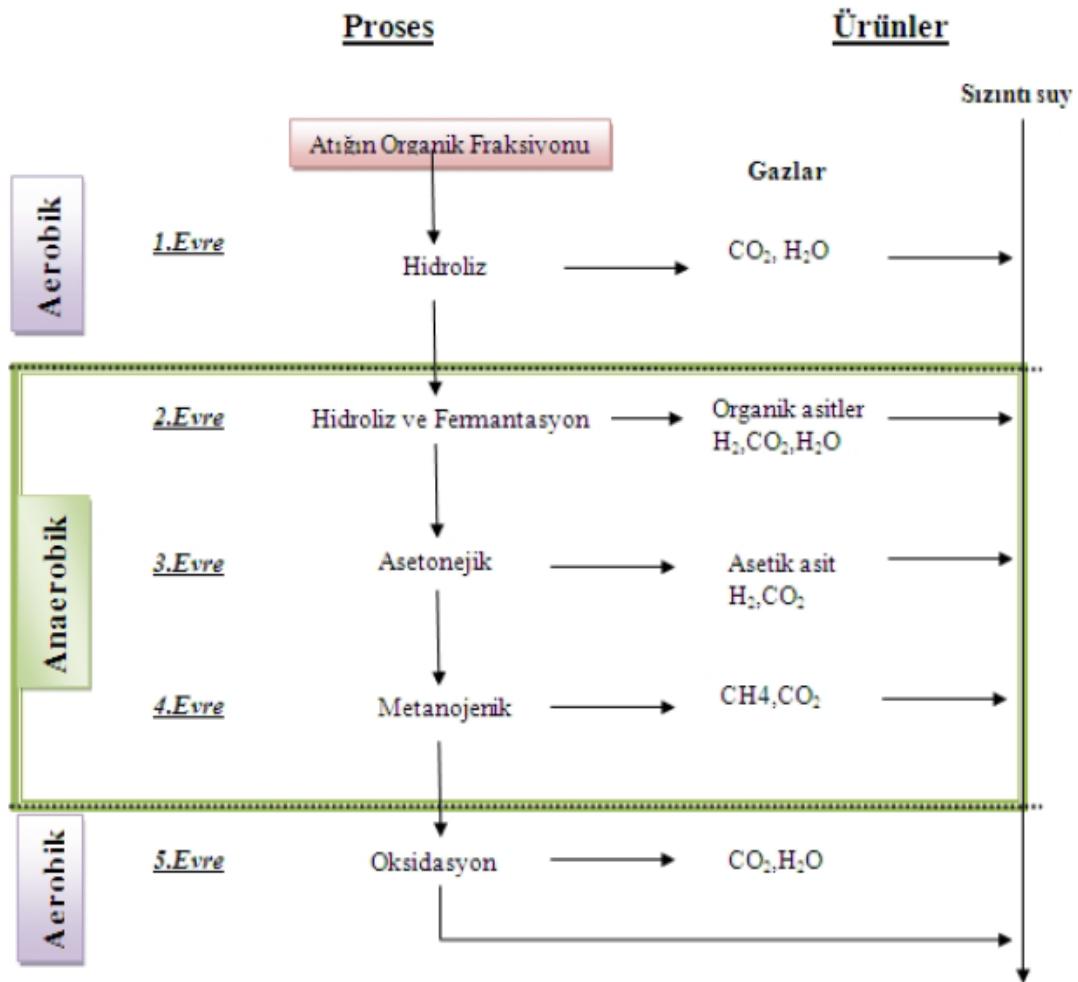
2.Evre, Fermantasyon (Geçiş Fazı): Ortam şartları aerobikten anoksik ve anaerobiğe dönüşerek oksijen hızlıca tüketilmektedir[26]. Oksijen tükendiğinde anaerobik safhanın ara ürünleri oluşmaya başlar. Fermantasyon ve asit üreten bakterilerin faaliyeti sonucu ilk olarak uçucu yağ asitleri, alkoller, CO₂ ve H₂ oluşur. Geçiş fazı boyunca, yüksek konsantrasyonlardaki karbondioksit ve uçucu organik asitlerin varlığından dolayı oluşan sızıntı suyunun pH'ı düşmeye başlar (pH=5-6) [31].

Sızıntı suyu 500-2000 mg/L gibi yüksek konsantrasyonlarda NH₄⁺-N içerebilir. Amonyum, özellikle proteinli bileşiklerin fermantasyonu ve hidrolizi sonucu oluşur. Redoks potansiyeli düştükçe, sızıntı suyunun başlangıçtaki yüksek sülfat konsantrasyonu azalır. Üretilen sülfür, bu safhanın başlangıcında çözünmüş olan demir, mangan ve diğer ağır metalleri çöktürür.

Çizelge 2. 1 Anaerobik ayrışmayı gerçekleştiren dört grup bakterinin gerçekleştirdiği en önemli reaksiyonlar [32, 34]

Fermentatif Proses			
$C_6H_{12}O_6 + 2H_2O \longrightarrow 2CH_3COOH + H_2 + 2CO_2$			
$C_6H_{12}O_6 \longrightarrow CH_3C_2H_4COOH + 2H_2 + 2CO_2$			
$C_6H_{12}O_6 \longrightarrow 2CH_3CH_2OH + 2CO_2$			
Asetojenik Proses			
$CH_3CH_2COOH + 2H_2O \longrightarrow CH_3COOH + 3H_2O + CO_2$			
$CH_3C_2H_4COOH + 2H_2O \longrightarrow 2CH_3COOH + 2H_2$			
$CH_3CH_2OH + H_2O \longrightarrow CH_3COOH + 2H_2$			
$C_6H_5COOH + 4H_2O \longrightarrow CH_3COOH + H_2$			
Metanojenik Proses			
$4H_2 + CO_2 \longrightarrow CH_4 + 2H_2O$			
$CH_3COOH \longrightarrow CH_4 + CO_2$			
$HCOOH + 3H_2 \longrightarrow CH_4 + 2H_2O$			
$CH_3OH + H_2 \longrightarrow CH_4 + H_2O$			
Sülfat İndirgenme Prosesi			
$4H_2 + SO_4^{2-} + H^+ \longrightarrow HS^- + 4H_2O$			
$CH_3COOH + SO_4^{2-} \longrightarrow CO_2 + HS^- + HCO_3^- + H_2O$			
$CH_3C_2H_4COOH + SO_4^{2-} + H^+ \longrightarrow 4CH_3COOH + HS^-$			
HCOOH:Formik asit C ₆ H ₁₂ O ₆ :Glukoz CH ₄ :Metan HS ⁻ :Hidrojen Sülfür	CH ₃ COOH:Asetik Asit CH ₃ OH:Metanol CO ₂ :Karbon dioksit HCO ₃ ⁻ :Bikarbonat	CH ₃ CH ₂ COOH:Propiyonik Asit CH ₃ CH ₂ OH:Etanol H ₂ :Hidrojen H ⁺ :Proton	CH ₃ C ₂ H ₄ COOH:Butirik Asit C ₆ H ₅ COOH:Benzoik Asit SO ₄ ²⁻ :Sülfat H ₂ O:Su

3.Evre, Asit oluşumu: Bu evrede metanojenik olmayan bakteriler, daha karmaşık bir yapıya sahip olan alkoller ve daha uzun zincirli organik asitleri (yağ asitleri) asetik asit, H_2 ve CO_2 'e dönüştürürler. Çok miktarda H_2 üretildiğinden, ortamda H_2 tüketen bakterilerin de (sülfat indirgeyen bakteriler, metanojenler) bulunması gerekmektedir. Böylelikle, sistem içerisinde H_2 'nin kısmi basıncı çok düşük değerlerde tutulmuş olur. Uçucu yağ asidi konsantrasyonu azalmaya başlar. pH ve alkalinite de artış, kalsiyum, demir, mangan ve ağır metallerin çözünürlüğünü azaltır.



Şekil 2. 3 Anaerobik depo alanlarında atıkların bozunma evreleri [35, 34]

Bu fazda gerçekleşen iki ana reaksiyon vardır. Birinci reaksiyon, daha yüksek moleküler kütle bileşiklerinin (lipitler, polisakkaritler, proteinler ve nükleik asitler) mikroorganizmalar tarafından enerji kaynağı olarak kullanılabilen bileşiklere dönüşümüdür (hidroliz). Asitojen, ilk reaksiyon sonucu oluşan mikrobiyal bileşiklerin

asetik asit (CH_3COOH) bileşikleri gibi daha düşük moleküler kütle bileşiklerine dönüşümünü içeren, bu fazın ikinci reaksiyonudur. Bu dönüşüme dâhil olan mikroorganizmalar daha çok metanojenik olmayan veya asitojenler olarak bilinmektedirler. Karbondioksit, bu faz boyunca küçük miktarda hidrojen gazıyla birlikte üretilen asıl gazdır. Üretilen sızıntı suyunun pH'ı depo sahasının içerisinde artan CO_2 konsantrasyonundan (>%50) dolayı 5 veya daha aza düşer. Biyokimyasal oksijen ihtiyacı (BOİ_5), kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) ve iletkenlik, sızıntı suyundaki organik asitlerin çözünmesinden dolayı artacaktır [31].

4.Evre, Metan oluşumu: Bu evrede, bir grup mikroorganizma asetik asitleri ve hidrojen gazını metana ve karbondioksite dönüştürür. Biyogazın hacimce % 50-65'i metandır. Bu reaksiyondan sorumlu olan bakteriler, metanojenik veya metanojenler olarak adlandırılır [31]. Metanojenik bakteriler zorunlu anaerobiktirler ve çok düşük redoks potansiyeline sahiptirler. Bu bakterilerin de faaliyetlerini gerçekleştirebilmesi için tamamen anaerobik bir ortam (çok düşük oranlarda O_2 de bu bakteriler için toksik olabilir) ve hemen hemen nötr pH değerleri gerekli olan temel şartlardır [28]. Bu evrede metanojenik faaliyetlerden dolayı uçucu yağ asitleri ve H_2 konsantrasyonları düşmektedir. Ayrıca organik madde konsantrasyonundaki ani düşüşe bağlı olarak KOİ ve BOİ_5 değerlerinde de düşüş gözlenmektedir. Bu aşamada, ortamdaki SO_4^{2-} ve NO_3^- sırası ile H_2S , HS^- ile NH_4 , NH_3 'e indirgenir; yüksek pH bikarbonat tampon sistemi ile kontrol edilir. pH' daki artma, metanojenler için uygun çevre şartlarının oluşmasını sağlamakla birlikte ağır metallerin de kompleks oluşumu ve çökeltme yoluyla uzaklaşması sağlanılır [26].

5.Evre, Oksidasyon (Olgunlaşma Fazı): Biyolojik olarak ayrışabilen maddelerin karbondioksit ve metana dönüştürülmesinden sonra başlar. Depo gazı üretim oranı kayda değer şekilde azalır, çünkü mevcut nütrientlerin çoğu metanojenik faz boyunca sızıntı suyuyla birlikte uzaklaştırılmıştır ve kalan substratlar biyolojik olarak yavaşça bozunabilenlerdir. Olgunlaşma fazı boyunca, sızıntı suyu biyolojik olarak işletilmesi zor olan hümik ve fulvik asitleri içermektedir [31]. Birkaç gün mertebesinde süren ilk aerobik safhadan sonra diğer safhalar sırasıyla, ay, yıl ve on yıl mertebesinde sürebilir [34].

Katı atık düzenli depo sahalarında meydana gelen başlıca olaylar;

- Biyobozunur maddelerin ayrışması,
- Organik ve inorganik bileşiklerin oksidasyonu,
- Gaz oluşumu,
- Suyla atıkların çözünmesi ve taşınımı
- Atık yüzeyinde tutunma,
- Suyun hidrolik hareketi,
- Depo sahasında oluşan çökmeler

olarak sınıflandırılabilir [28, 36].

Şekil 2. 2' de görüldüğü gibi, sızıntı suyu özellikleri izlenerek depo sahasının hangi evrede olduğuna karar verilebilir. Örneğin KOİ değerinde düşüş gözlemlendiğinde asit fazının tamamlanmaya başladığı, CH₄ oluşumunun başlaması veya pH değerinin 7-8 aralığında sabit kaldığının belirlenmesiyle metan fazının gerçekleştiği şeklinde yorum yapılabilir [33].

2.2 Sızıntı Suyu Oluşumu

Sızıntı suyu, depo sahasında depolanan atığın içerisindeki suyun ve yağmur sularının atık içerisinden süzülerek çözünmüş ve askıdaki maddeleri ekstrakte etmesi sonucu oluşur. Sızıntı suyu oluşumunu temel anlamda üç grupta incelemek mümkündür. Bunlar; depo sahalarında aerobik ve anaerobik ayrışmalar sırasında oluşan sızıntı suyu, depo sahasına dökülen ve sıkıştırılan katı atığın su içeren bileşiklerinin sıkıştırılmasından oluşan sızıntı suyu ve depo sahası yüzeyine düşen yağışların, kontrol altına alınmamışsa, depo sahası kütlesinden geçerek oluşturduğu sızıntı suyudur [2, 12]. Depo sahasında sızıntı suyu oluşumu pek çok faktöre bağlıdır. Bu faktörler;

- İklim şartları ve hidrojeolojik özellikler: Yağış, kar erimesi, yeraltı suyu sızması
- Sahada yapılan işlemler ve işletme koşulları: Atık ön arıtımı, sıkıştırma, bitki örtüsü, üst örtü toprağı ve plastik membranlar, yan duvarlar, sulama, sızıntı suyu geri devri

- Atık özellikleri: Geçirgenlik, atık yaşı, parçacık büyüklüğü, yoğunluk, başlangıç nem içeriği
- Dahili işlemler: Atığın yerleşimi, organik madde ayrışması, gaz - ısı üretimi ve nakliyesi

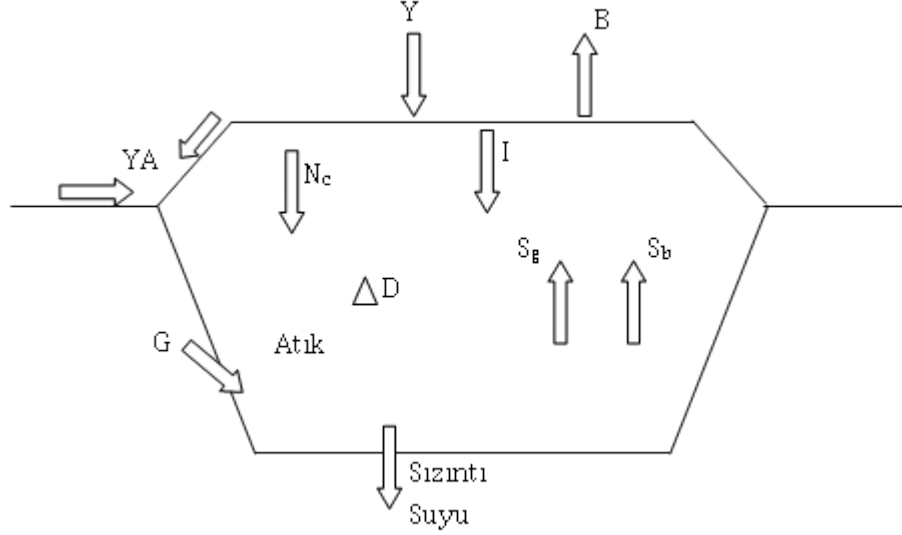
olarak sıralanabilir [33].

Atıklar ilk depolandıkları anda % 20-30 civarında nem içerirler (ıslak ağırlık). Depo sahasına yüzeysel veya yeraltı sularının girmesi veya yağışların infiltrasyonu sonucunda atığın nem muhtevası doygunluk değerine ulaşır. Doygunluk kapasitesi aşıldığında, su atık içerisinde süzölmeye başlar. Oluşan sızıntı suyu miktarının depo sahasına dışarıdan giren su miktarıyla orantılı olduğu söylenebilir [2, 37].

Depo sahalarında oluşacak sızıntı suyunun önceden tahmin edilmesi için basit su dengesi eşitliğinden faydalanılabilir. Bu eşitliğe göre, depo sahasına giren su miktarı çıkan su miktarına eşittir. Sızıntı suyu oluşumuna neden olan en önemli faktör, yağışların atık içerisine infiltrasyonudur (I). Infiltrasyon oranı depo sahasının yüzeysel şartlarına, üst örtü tabakasının mevcudiyetine ve eğer mevcutsa bu tabakanın permeabilitesine ve sahanın iklimsel şartlarına bağlı olarak değişmektedir. Yüzeysel akış ve buharlaşma miktarları, yağış miktarından çıkarıldığında infiltrasyon değeri hesaplanabilir ($I = Y - YA - B$). Sızıntı suyu oluşumuna sebep olan diğer kaynaklar akiferlerden kaynaklanan yeraltı suyu akışı (G) ve katı atık ve örtü malzemesinin mevcut su muhtevaları (Nc)'dir. Atığın nem muhtevası olarak depolama alanına giren suyun miktarı atık tipine ve depolamanın yapıldığı mevsime göre değişiklik göstermektedir. Depo sahasında depo gazı üretimi için bir miktar su tüketilirken (Sg) bir miktar da depo gazı içerisinde su buharı (Sb) olarak buharlaşır. Su dengesini ifade eden eşitlik

$$SS = I + YA + G + N_c - S_g - S_b \pm \Delta D \quad (2. 1)$$

şeklinde dir. Burada SS, oluşan sızıntı suyu miktarını ve ΔD ise sahanın su tutma kapasitesinde meydana gelen değişimi ifade eder. Katı atık düzenli depo sahaları için su dengesi Şekil 2. 4'de verilmiştir.

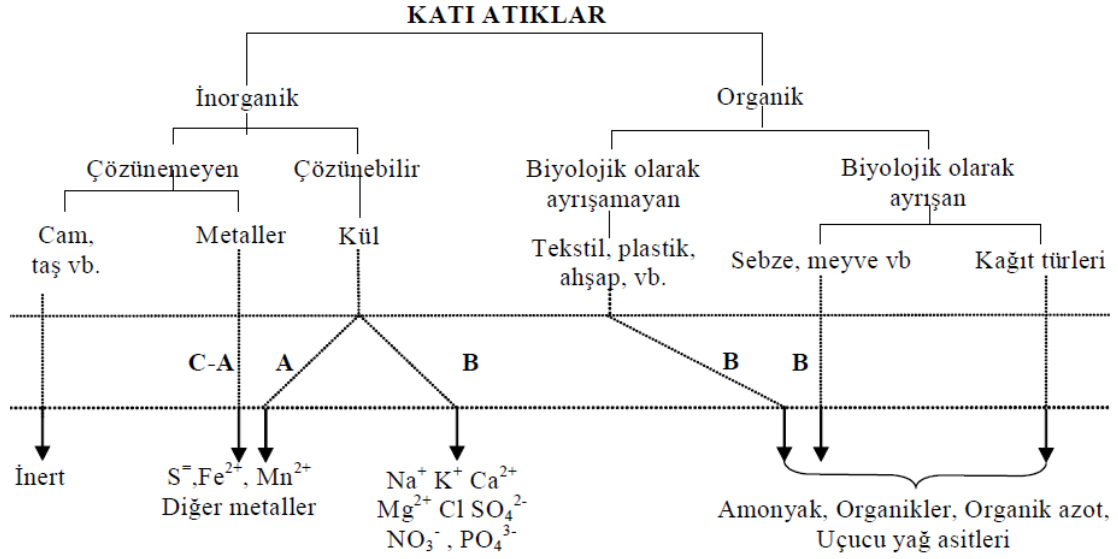


Şekil 2. 4 Düzenli depo sahalarında sızıntı suyu oluşumu [28, 38]

(Y: Yağış; B: Buharlaşma; YA: Yüzeysel akış; I: İnfiltrasyon; Nc: Atığın ve örtü malzemesinin nem muhtevası; G: Yer altı suyu akışı; Sg: Depo gazı için harcanan su; Sb: Su buharı; D: Depolanan miktardaki değişim miktarı)

2.3 Sızıntı Suyu Özellikleri

Atıklar depo sahalarına depolandıktan sonra sızıntı suyunun kirlетici bileşenleri depo sahasında gerçekleşen çeşitli prosesler sonucunda azalma eğilimindedir. Bu prosesler fiziksel, kimyasal ya da biyolojik olabilir. Bu temel proseslerden fiziksel prosesler absorpsiyon, filtrasyon, seyrelme ve dispersiyon işlemi ile; kimyasal prosesler hidroliz, adsorpsiyon/desorpsiyon, asit-baz etkileşimi, oksidasyon, redüksiyon, çökme, iyon değişimi ve kompleks oluşumu ile; biyolojik prosesler ise aerobik ve anaerobik biyolojik ayrışma ile tanımlanabilir. Katı atıkların fiziksel ayrışması su hareketinin yıkama ve seyreltme işlemleri dolayısıyla atık bileşenlerinin bozunmasından ileri gelmektedir. Atıklar alan kapasitesine ulaşana kadar konsantrasyon (difüzyon) ve basınç gradyanının bir sonucu olarak çözünmüş haldeki bileşenler depo gövdesinde bir akış meydana getirirler. Çöpün su muhtevası arttığında daha fazla miktarda çöp çözünmüş hale gelir. Deponun uygun tasarımı ve işletilmesi sızıntı suyunun miktarını ve kuvvetliliğini önemli derecede azaltmakla beraber sızıntı suyu oluşumu tam olarak engellenemez. Sızıntı sularının kirlетici parametrelerinin türlerinin ve konsantrasyonlarının artmasında etkili olan katı atık bileşenleri ile ayrışma safhaları Şekil 2. 5'te gösterilmiştir.



A: Doğrudan çözünme, B: Biyolojik ayrışma, C: Kimyasal çözünme

Şekil 2. 5 Katı atık bileşenleri ve sızıntı suyu oluşum basamakları [2]

Sızıntı suyundaki kirleticiler 4 grup altında toplanabilir:

- Çözünmüş organik maddeler; kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) veya toplam organik karbon (TOK), uçucu yağ asitleri (UYA), ve daha dirençli bileşikler (humik ve fulvik asit gibi).
- İnorganik bileşikler; kalsiyum (Ca^{2+}), magnezyum (Mg^{2+}), sodyum (Na^+), potasyum (K^+), amonyum (NH_4^+), demir (Fe^{2+}), mangan (Mn^{2+}), klorür (Cl^-), sülfat (SO_4^{2-}) ve hidrojen bikarbonat (HCO_3^-).
- Ağır metaller; kadmiyum (Cd^{2+}), krom (Cr^{3+}), bakır (Cu^{2+}), kurşun (Pb^{2+}), nikel (Ni^{2+}) ve çinko (Zn^{2+}).
- Ksenobiyotik organik bileşikler (XOC); evsel ve endüstriyel kimyasallardan kaynaklanmakta olup genellikle düşük konsantrasyonlardadırlar (genellikle 1 mg/L den düşük). Bu bileşikler aromatik hidrokarbonlar, fenoller, klorlu alifatikler ve pestisitlerden meydana gelmektedir[7].

Sızıntı suyunda bunların dışında borat, sülfid, arsenat, selenat, baryum, lityum, civa ve kobalt gibi maddeler de bulunabilir. Ancak genellikle bu bileşikler çok düşük konsantrasyonlarda olup ikinci derecede öneme sahiptirler [2, 7].

2.4 Genel Sızıntı Suyu Bileşenleri

Çizelge 2. 2’de çeşitli çalışmalardan derlenmiş genel sızıntı suyu parametreleri ayrışma safhasına bağlı olarak sızıntı suyu kirleticilerinin konsantrasyonları derlenerek verilmiştir [5, 7, 39, 40, 41]. Genelde deponi sızıntı suları yüksek miktarda çözünmüş organik madde ve inorganik makrobileşenler içerebilir. Bu bileşiklerin konsantrasyonu yeraltı suyunda bulunanlara kıyasla 1000- 5000 kat daha fazla olabilir.

Depo sahasının stabilizasyonu sırasında birçok parametre oldukça geniş bir aralıkta değişiklik gösterir. Asit fazı sırasında sızıntı suyunda düşük pH, yüksek konsantrasyonlarda uçucu yağ asitleri gibi kolay parçalanabilen birleşiklerin konsantrasyonları da yüksek gözükabilir. Daha sonra gerçekleşen stabil metanojenik fazda ise, pH artar ve BOİ/KOİ oranı ve ayrışabilir karbon oranı düşer. pH artışından inorganik parametrelerin de etkilenebileceği Çizelge 2. 2’ de görülmektedir. İklimsel değişimler de sızıntı suyu bileşenlerinde farklılıklar oluşturabilir. Akesson ve Nilsson [42] İsveç deponisinde yağmur sezonunda sızıntı suyu kirletici konsantrasyonunda düşüş gözlemişlerdir [2].

2.4.1 Çözünmüş Organik Maddeler

Sızıntı suyunda çözünmüş organik madde muhtevasını tanımlamak için TOK (Toplam Organik Karbon), KOİ (Kimyasal Oksijen İhtiyacı) ve BOİ (Biyolojik Oksijen İhtiyacı) gibi çeşitli parametreler kullanılmaktadır.

Toplam Organik Karbon (TOK): Organik bileşiklerin yakılması sonucunda oluşan karbondioksiti ölçmek suretiyle belirlenen değerdir. TOK, organik maddelerin en güvenilir ölçüsüdür.

Biyolojik Oksijen İhtiyacı (BOİ): Biyolojik olarak ayrışabilen organik maddelerin ayrışması için gerekli oksijen ihtiyacını ifade eder. Bu parametre, 5 günlük standart bir deneyle yapıldığı için BOİ₅ olarak ifade edilmektedir.

Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ): Hemen hemen tüm karbonlu bileşiklerin kuvvetli bir oksitleyici ile reaksiyona girmesi sonucu ölçülen oksijen ihtiyacını ifade eder. Amonyak bu deney esnasında oksitlenmemektedir.

Uçucu Yağ Asitleri: Kısa zincirli karboksilik asitler olarak anılan ve genellikle asetik asitten oluşan zayıf organik asitlerin konsantrasyonunu ifade eder. Bu asitler anaerobik ayrışma sonucu oluşur [33].

Çizelge 2. 2 Eski ve yeni depo sahalarında oluşan sızıntı suyu kompozisyonu[7]

Parametre	Asit Faz		Metanojenik Faz		Ortalama
	Ortalama	Aralık	Ortalama	Aralık	
pH	6,1	4,2-7,5	8	7,5-9	
BOI ₅	13000	4000-	180	20-550	
KOI	22000	6000-	3000	500-4500	
(BOI ₅ /KOI)oranı	0,58		0,06		
Sülfat	500	70-1750	80	10-420	
Kalsiyum	1200	15-2500	60	20-600	
Magnezyum	470	50-1150	180	40-350	
Demir	780	20-2100	15	3-280	
Mangan	25	0,3-65	0,7	0,03-45	
Amonyak					740
Klorür					2120
Potasyum					1085
Sodyum					1340
Toplam					6
Fosfor					
Kadmiyum					0,005
Krom					0,28
Kobalt					0,05
Bakır					0,065
Kurşun					0,09
Nikel					0,17
Çinko	5	0,1-120	0,6	0,03-4	

(BOI₅/KOI oranı ve pH dışında tüm parametrelerin birimleri mg/l'dir.)

Çizelge 2. 2'de BOİ ve KOİ değerleri ile BOİ/KOİ oranının depo sahalarındaki ayrışma safhalarına bağlı olarak değişimleri verilmiştir. Çizelge 2. 2'de BOİ/KOİ oranının 0,3'den 0,07'ye kadar düşebileceği görülmektedir. Çizelge 2. 2'deki inorganik bileşenler KOİ'ye katkıda bulunarak KOİ değerini etkileyebilir. Örneğin demir (II), mangan (II) ve sülfat

KOİ'nin üçte biri kadar KOİ değeri artışına katkıda bulunurlar [7]. Analiz sırasında gerekli önlemler alınmadığı takdirde klorür de KOİ'ye katkıda bulunabilir. İlaveten, anaerobik sızıntı sularının oksijenle temasa geçmesi sonucu Fe(II) oksidasyonla Fe(III) olarak çökecektir. Bu da KOİ değerini düşürecektir [2].

Sızıntı suyundaki kirletici parametrelerin konsantrasyonları zamanla önemli farklılıklar gösterebileceği için kirletici parametrelerin konsantrasyonlarının mutlak değerleri yerine parametrelerin oranlarının değerlendirilmesi daha faydalıdır. KOİ/TOK ve BOİ/KOİ oranlarının değerlendirilmesi sızıntı suyunun içerdiği organik maddeler ve atıkların ayrışma süreci ile ilgili önemli ipuçları vermektedir [28]. Sızıntı suyunun biyolojik olarak parçalanabilirliğindeki değişiklik BOİ/KOİ oranı ile gözlenir. İlk safhada bu oran 0,5 ya da daha büyüktür. 0,4-0,6 arasındaki oran sızıntı suyundaki organik maddelerin kolaylıkla biyolojik olarak parçalanabileceğini göstermektedir. Olgun deponilerde BOİ/KOİ değeri 0,05-0,2 arasındadır. Bunun nedeni olgun deponilerde biyolojik olarak kolay parçalanamayan hümik ve fülvik asit içermesidir [39, 43]. Genç depo sahasında organik karbonun %90'ı uçucu yağ asitlerinden oluşur ki bu biyolojik olarak kolay ayrışabilir olduğunu göstermektedir. TOK ile KOİ arasında bir oranlama yapılırsa birçok basit organik bileşik için teorik değer 2,7 ile 3,1 arasında olduğu söylenebilir [33].

Depo sahasının yaşı ilerledikçe KOİ/TOK oranı azalma eğilimindedir. Bu oran genç depo sahaları için 3,3 iken, yaşlı depo sahaları için 1,16'ya kadar düşebilir. Bazı organik maddeler için KOİ/TOK oranı maksimum 4,0 olabilir ve karboksil grubu içeren organik maddeler için 1,3 gibi değerler alabilir. KOİ/TOK oranına benzer olarak BOİ/KOİ oranı da depo sahası yaşlandıkça azalır [12].

Asit fazda, ÇOM(Çözünmüş Organik Madde)'lerin %1,3'ü yüksek molekül ağırlığına sahip bileşiklerden oluşurken, %95'den fazlası uçucu yağ asitlerinden meydana gelmektedir. Metanojenik fazda ise; ÇOM'un %32'si yüksek molekül ağırlıklı bileşiklerden oluşmaktadır. Metanojenik fazdaki sızıntı sularında ÇOM'un %60'dan fazlasını humik benzeri maddeler oluşturmaktadır [2, 7].

2.4.2 İnorganik Makro Bileşikler

Sızıntı suyunda inorganik bileşiklerin konsantrasyonu çözünmüş organik maddelerde olduğu gibi depo sahasının stabilizasyonuna bağlıdır. Çizelge 2. 2'den görülebileceği gibi yüksek pH'dan dolayı (sorpsiyon ve çökelmenin artması sebebiyle) ve katyonlarla kompleks oluşturabilen çözünmüş organik madde konsantrasyonunun düşük olmasından dolayı, kalsiyum, magnezyum, demir ve mangan gibi katyonların konsantrasyonları metanojenik fazda daha düşüktür. Aynı zamanda sülfatı sülfide indirgeyen mikroorganizmaların faaliyetleri sonucu metanojenik safhada sülfat konsantrasyonu da daha düşüktür.

Çizelge 2. 2'de asitojen ve metanojen safhalardaki konsantrasyonları arasında önemli farklar görülmeyen parametrelerin ortalama konsantrasyonları verilmiştir. Bu bileşiklerden klorür, sodyum ve potasyum sorpsiyon, kompleksleştirme ve çökeltme proseslerinde çok az etkilidir. Depolamadan 20 yıl sonra bile bu parametrelerin konsantrasyonlarında önemli bir azalma görülmemektedir.

Yapılan çalışmalarda amonyak azotu konsantrasyonunun sızıntı suyunda 6 ile 2200 mg/l arasında olduğu belirlenmiş ve amonyak konsantrasyonunun zamanla azalma eğilimi göstermediğini belirtilmiştir. Amonyak özellikle atık içerisinde proteinlerin ayrışması sonucu oluşur. Atıkların ayrışması sırasında amonyak konsantrasyonunun azalmasını sağlayan tek işlem seyrelmedir, çünkü metanojenik şartlarda amonyak ayrışmaz. Bu sebeple araştırmacılar amonyağı sızıntı suyunun uzun süreli analizlerinde göz önünde bulundurulan en önemli bileşik olduğunu belirtmişlerdir [2, 7].

2.4.3 Ağır Metaller

Ağır metaller için farklı depo sahalarından elde edilmiş konsantrasyonlar çok geniş bir aralıkta değişmektedir (Çizelge 2. 2). Özellikle As, Cd, Cr, Co, Cu, Pb, Ni ve Zn çok düşük değerlerdedir. Sızıntı suyunda metal konsantrasyonları bazen ABD içme suyu standartlarından dahi düşük çıkabilmektedir. [2, 7, 41].

Sızıntı suyu ağır metal içeriği asidik fazdan metanojenik faza doğru azalma eğilimindedir. Bunun sebebi çözünmüş organik bileşikler üzerine sorpsiyon ve sülfat ve karbonat ile birleşikler oluşturarak çökeltmedir. Yapılan çalışmalarda metanojenik faz başlangıcından sonraki ilk 10 gün içinde çökeltme ile tüm ağır metallerin %90 oranında

azaldığı, depo sahasının ilk 30 yılı içinde ağır metallerin %0,02'sinden daha azının sızdığı (organik/inorganik sorpsiyon ile metal hareketi ve çökelme nedeniyle) tespit edilmiştir. Sızıntı suyunda sıklıkla bulunan ağır metaller çinko, bakır, kadmiyum, kurşun, nikel, krom ve civadır. Ağır metaller organik madde ile metal kolloidleri ve kompleksleri oluştururlar, genellikle serbest metal olarak bulunmazlar. Bu sebeple sızıntı suyu ağır metal içeriği ölçülen serbest metal miktarından çok daha yüksektir [12].

Sızıntı suyu ağır metal konsantrasyonlarının zamanla değişiminin araştırıldığı çok sayıda tam ölçekli, arazi ölçekli ve laboratuvar ölçekli çalışmada sızıntı suyundaki ağır metal konsantrasyonlarının çok geniş bir aralıkta değiştiği tesbit edilmiştir. Bu çalışmalardan elde edilen sonuçlara göre, ağır metallerin sızıntı suyunda öncelikli kirleticilerden olmadığı ifade edilmiştir [5, 40, 44, 45].

Metal konsantrasyonlarının sızıntı suyunda düşük olmasında etkili olan prosesler sorpsiyon ve çökmedir. Katı atıklar, özellikle metan safhasında meydana gelen nötr pH değerlerinde sorpsiyon kapasitesi yüksek olan toprak ve organik maddeleri ihtiva ederler [46]. Ayrıca, sızıntı suyunda yüksek konsantrasyonlarda bulunan sülfid ve karbonatların metal bileşiklerinin çözünürlüğü oldukça düşüktür. Sülfid, atıkların anaerobik ayrışması sırasında sülfatın sülfite indirgenmesi sonucunda ortaya çıkar. Metallerin sülfid bileşiklerinin çökmesi depo sahalarında düşük metal konsantrasyonlarının görülmesinin en önemli sebeplerinden biri olarak açıklanmaktadır.

Sülfid ve karbonatlar Cd, Cu, Ni, Pb ve Zn ile çökelti oluşturabilirler. Ancak Cr bu durum için bir istisna teşkil ederek OH⁻ ile çökelti oluşturma eğilimindedir. Hidroksit çökeltileri metan safhasının karakteristik özelliği olan nötr veya daha yüksek pH değerlerinde oluşur [2].

2.4.4 Ksenobiyotik Organik Bileşikler

Ksenobiyotik organik bileşikler (XOC) sızıntı suyunda bulunan organik kimyasallar olarak bilinir. 1000'e yakın organik kimyasalın sızıntı suyundan yeraltı suyuna geçtiği belirlenmiştir. Bu kirleticiler dört gruba ayrılabilir. Bunlar;

- Aromatik hidrokarbonlar,

- Halojen hidrokarbonlar,
- Fenoller,
- Pestisitler

Aynı zamanda ftalatlar, aromatik sülfonatlar, fosfonatlar da bulunur. Bu gruptaki kirleticiler sağlık için potansiyel tehlike oluşturur. İçme sularında bu tip kirleticilerin 0,1 µg/l'den düşük konsantrasyonlarda olması istenir.

Çizelge 2. 3'te deponi sızıntı sularında bulunan ksenobiyotik organik birleşiklerin (XOC) konsantrasyon aralıkları verilmiştir [5, 7, 41, 47, 48, 49]. Tehlikeli atıkların kentsel katı atıklarla birlikte depolanmasına son yirmi yıldır izin verilmemektedir. Sızıntı suyunda en yüksek konsantrasyonlarda bulunan monoaromatik hidrokarbonlar (benzen, toluen, etilbenzen ve ksilen) ve halojenli hidrokarbonlardır (Çizelge 2. 3). Çizelge 2. 3' teki bileşiklerin çoğu, USEPA tarafından öncelikli kirleticiler listesindedir.

XOC konsantrasyonları sızıntı suyunda sorpsiyon ve ayrışmadan dolayı azalır. Bunun dışında bazı uçucu bileşiklerin buharlaşması söz konusu olabilir.

2.4.5 Sızıntı Suyunda Bulunan Fenol ve Fenol Bileşikleri

Benzen halkasına, doğrudan hidroksil grubunun bağlı olduğu bileşikler fenoller olarak adlandırılırlar. Kendilerine has keskin kokuları olan fenoller, genellikle renksiz kristaller halinde bulunurlar. Fenolün kendisi 40,9°C'de erir. Ancak yapısında genellikle %8 oranında su bulunduğundan yarı sıvı halde bulunur ve bu da erime noktasını düşürür. Fenoller asidik özellik gösterdiklerinden dolayı deriyle temas ettiklerinde tahriş ederler ve ayrıca zehirlidirler. Halka üzerindeki elektron verici gruplar asitliğin azalmasına yol açarken halojenler asitliği artırmaktadır. Siyano ve nitro gibi elektron çekici gruplar da asitliği önemli derecede artırmaktadır [50].

Fenol, ilk olarak 1834 yılında bir Alman kimyageri olan Friedlieb RUNGE tarafından kömür katranından izole edilmiş ve karbolik asit olarak isimlendirilmiştir. Fenol, ticari olarak ilk kez 1860 yılında kömür katranından damıtılarak üretilmiştir. Günümüzde ise sentetik olarak üretilmektedir [51].

Çizelge 2. 3 Sızıntı sularında ksenobiyotik organik birleşikler (XOC)[7]

Parametre	Aralık (µg/l)
Aromatik Hidrokarbonlar	
Benzen	0.2–1,630
Toluen	1–12,300
Ksilen	0.8–3500
Etilbenzen	0.2–1280
n-Propilbenzen	0.3–16
o-Etiltoluen	0.5-46
m- Etiltoluen	0.3-21
Naftalin	0.1–260
Halojen hidrokarbonlar	
Klorobenzen	0.1–110
1,2-Diklorobenzen	0.1–32
1,3-Diklorobenzen	5.4-19
1,4-Diklorobenzen	0.1–16
1,2,3 Triklorobenzen	Tespit edilmemiştir.
1,2,4 Triklorobenzen	4.2
Hekzaklorobenzen	0.025–10
1,1-Dikloroetan	0.6–6
1,2-Dikloroetan	<0.6
1,1,1-Trikloroetan	0.01–3810
1,1,2-Trikloroetan	2.5–16
1,1,2,2 Tetrakloroetan	Tespit edilmemiştir.
Trikloroetilen	0.05–750
Tetrakloroetilen	0.01–250
Diklorometan	1–827
Triklorometan	1–7
Karbontetraklorür	4–9
Fenoller	
Fenol	0.5–1,200
Etilfenoller	<300
Krezoller	1–2,100
Bifenol A	200–240
3,5-Dimetilfenol	0.7–27.3
2,5-Dimetilfenol	0.4–4.5
2,4-Dimetilfenol	0.1–12.5
3,4-Dimetilfenol	0.03–10.4
2,6-Dimetilfenol	0.3–1.9
2/3-klorofenol	0.03–1.6
2 Metoksifenol	Tespit edilmemiştir.
4-Klorofenol	0.2–1.3
4-Kloro-m-krezol	1.2–10.2
3,5-Diklorofenol	0.08–0.63
2,3,4,6-Tetraklorofenol	0.079–3.0
2,4-Dimetilfenol	<0.2
Triklorofenoler(toplam)	<1.3

Çizelge 2. 3 Sızıntı sularında ksenobiyotik organik birleşikler (Devamı)

Pestisitler	
Ametryn	0.12
AMPA	3.8–4.3
Atrazin	0.16
Bentazon	0.3–4.0
Kloradizon	0.16
Klorprofam	26,00
Diklorobenil	0.1-0.3
Fenpropimorf	0.1
Hekzazinon	1.3
Hidroksiatrazin	0.7-1.7
Izoproturon	1.2
Lindane	0.025–0.95
Mecoprop	0.38–150
MCPA	0.2–9.1
Propokusuron Simazine	2.3
Tridimefon	2.1
Alkilfenoller	
Nonilfenol	6.3-7
Nonilfenolmonokarboksilet	0.5-3
Aromatik Sülfonatlar	
Naftalin-1-Sülfonat	505–616
Naftalin-2-Sülfonat	1148–1188
Naftalin-1.5-Sülfonat	<2.5–51
Naftalin-1.6-Sülfonat	366–397
2-aminofitalen-4.8-disülfanat	73–109
p-toluensülfonat	704-1084
Fitalatlar	
Dimetilfitalat	0.1–7.7
Dietilfitalat	0.1–660
Metil-etil fitalat	2–340
Mono-(2-etilhekzil) fitalat	4–14
Di-(2-etilhekzil) fitalat	0.6–235.9
Mono-butilfitalat	4–16
Fitalik asit	2–14000

Fenol doğal ve antropojenik proseslerce üretilir (ligninin yapısında, otçul hayvanlardan bitkileri koruyan bileşiklerde (pestisit), insan üresinde, insan terinde). Fenolün doğal oluşumu, bazı yiyeceklerde, insan ve hayvan atıklarında ve organik maddelerin çürümesiyle ve aromatik amino grup asitlerin metabolizmasında midede üretilir. Buna ek olarak fenol aromatik bir bileşik olup, endüstriyel, evsel ve tarımsal atıksuların çoğunda bulunur ve geniş bir kullanım alanına sahiptir. Basit moleküler yapıya sahiptir. Sulu çözeltilere kolay karışır ve endüstriyel atıksularda bulunan ortak kirleticilerden biridir. Genel olarak birçok endüstride kullanılan fenol ve fenol bileşikleri petrokimya, boya, boya çözücü, kok, katran, kağıt hamuru ve kağıt ağartma (kağıt üretiminde ligninin ayrışması sonucu), ilaç, kauçuk işletme endüstrileri, plastik, solvent, herbisit, pestisit, dezenfektan, organiklerin yakılması, antioksidan, tekstil, kimya endüstrileri, seramik tesisleri, yağ rafinerisi, yemek tesisleri ve çelik üretimi, fenolik reçineler, polimerik reçine üretim atık suları, gazifikasyon, fosil yakıtları, yalıtım ve yüksek sürtünmeye dayanıklı malzeme üretimi fenol kullanım kaynaklarına örnek olarak verilebilir [50, 52-65]. Kömür koklaştırma işlemleri fenolik kirliliğin en önemli kaynağıdır. Ortaya çıkan fenolün kimyasal yapısı ve konsantrasyonu koklaştırma işleminde kullanılan kömürün tipi ve koklaştırma sıcaklığına bağlıdır [66].

Sızıntı suyundaki fenol, suda çözünürlüğü yüksek ve adsorplanabilirliği düşük olduğundan toprakta az tutunup yeraltı suyuna hızlıca geçebilmektedir. Her ne kadar mikroorganizmalar için zararlı kabul edilse de çoğu fenolik bileşiğin mikroorganizmalar tarafından ayrıştırıldığı gözlenmiştir.

Fenoller yüksek sıcaklıkta daha çabuk ayrışırlar, sıcaklık arttıkça suda daha az gözükmürler. Örneğin Finlandiya’da yeraltı suyu sıcaklığı 10°C’nin altında olup fenolün bu ortamda biyolojik olarak ayrışması zordur [67]. Mikroorganizmaların fenol bileşenlerini maksimum giderme sıcaklığı hem fenol hem de bakteri türüne göre değişim göstermektedir [11].

Fenoller protoplazmik zehir olduklarından tüm canlı hücre türlerine zarar verebilir ve öldürücü dozlarda deri tarafından adsorplanabilir [68]. Fenol, içme ve kullanım sularında kötü tat verir ve içilmesi durumunda ciddi böbrek rahatsızlıklarına ve ölümlere neden olabilir [61, 68]. Yüksek reaktivitesi, zayıf biyolojik ayrışabilirliği ve sudaki iyi çözünürlüğü ile çevre için ciddi bir sorundur [56]. Suda tat ve koku

bakımından ve ayrıca su yaşamı (balıklar) üzerinde birkaç $\mu\text{g/l}$ fenol konsantrasyonu bile çok etkilidir. Bundan dolayı atıksudaki fenol konsantrasyonu $0,5 \mu\text{g/l}$ den az olmalıdır [57]. ABD Çevre Koruma Kurumu (USEPA) tarafından bu bileşikler toksik olduğundan dolayı “öncelikli kirleticiler listesinde” yer almaktadır. Krezol, nitrofenol ve klorofenol gibi çoğu fenol bileşiği doğal sularda bir ppb’den (milyarda bir) daha düşük konsantrasyonlara indirilmelidir. Aynı zamanda Avrupa Birliği’nde (EU) de fenol öncelikli kirleticiler listesinde ve içme sularında maksimum toplam fenol konsantrasyonu (80/778/EC) $0,5 \mu\text{g/l}$ ’den az, fenol konsantrasyonu da $0,1 \mu\text{g/l}$ ’den az olmalıdır [53, 61, 63]. Çoğu fenolün kanserojenik etkisi üzerinde yetersiz bilgi olmasına rağmen, 2,4,6-triklorofenolün mutajenik testlerle kanser oluşumuna yol açtığı gözlenmiştir [2].

Fenol en zehirli 126 kimyasalın içinde 11. sırada yer alan bir maddedir. Sularda ppm mertebesinde bile olsa klorlanması esnasında belirgin bir tat ve koku değişikliğine neden olur [69].

Klorofenoller

Klorofenoller benzen halkasına bağlı bir ya da daha fazla klor içeren fenol yapısındaki renksiz, zayıf asidik ve zehirli organik bileşiklerdir [68]. Başlıca klorofenoller pentaklorofenol (PCP), tetraklorofenol (TeCP), triklorofenol (3-CP), diklorofenol (2-CP) ve monoklorofenoldür (CP) [70]. Klorofenoller; koruyucu madde, pestisit, antiseptik ve dezenfektan olarak yaygın şekilde kullanılmaktadır [11, 71, 72]. Ayrıca deri, boya endüstrilerinde, solvent, klorlu beyazlatıcılar, herbisit, fungusit üretiminde de yaygın bir şekilde kullanılmaktadır. Klorofenollerin yoğun bir şekilde kullanılmaları nedeniyle yeraltı ve yüzeysel sularda değişik konsantrasyonlarda klorofenol kirliliği tesbit edilmiştir. Monoklorofenoller suda yüksek çözünürlüğe sahip bileşikler olduğundan dolayı sızıntı suları ve yer altı suları ile taşınimleri kolaydır.

Klor atomunun, fenol köküne bağlanmasıyla 19 ayrı klorofenol bileşiği elde edilebilmektedir. 2-CP dışında diğer tüm CP bileşikleri oda sıcaklığında katı halde bulunurlar. 2-CP nin erime noktası 9°C iken, diğer klorofenollerin erime noktası 33 ila 191°C ’tir. Fenol ve 2-klorofenol tri-, tetra- ve pentaklorofenole kıyasla hidrofilik bileşiklerdir [11]. Klorofenoller oldukça keskin bir kokuya sahiptirler ve çok düşük konsantrasyonlarda dahi sularda istenmeyen kokulara sebep olurlar. Klorofenoller hem

aerobik hem de anaerobik mikroorganizmalar tarafından besin olarak kullanılabilirler [70]. Bu bileşikler doğada yavaş ayrışır. Klorlu aromatik bileşikler, önemli miktarlarda üretilmeleri, ayrışmaya direnç göstermeleri, toksik olmaları, sediment ve gıda zincirinde birikmeleri gibi özelliklerinden dolayı çevre kirleticilerinin başında gelmektedirler.

PCP, klorofenoller içinde en toksikleri arasında yer almaktadır. Saf PCP renksiz kristal şeklindedir. Saf olmayan PCP, genellikle koyu gri tanecikli toz ya da parçacık halindedir. PCP katı formdadır ve kolayca buharlaşmaz. Non polar PCP, suda kolayca çözünürken, polar PCP alkolde çözünür [2, 12, 73].

Nitrofenoller

Nitrofenoller endüstride çok geniş kullanım alanı olan organik kirleticilerdir. Nitrofenoller yaygın olarak patlayıcı madde, ilaç, pestisit, pigment, boya üretiminde ara ürün olarak kullanılırlar. Nitrofenoller biyolojik ve fotokimyasal yolla atmosferde üretilirler [2, 63, 74-78]. Yapılan çalışmalarda yağmur suyunda 4-NP'e rastlanmıştır [71, 78].

Birçok nitroaromatik bileşik, (2-Nitrofenol, 4-Nitrofenol ve 2,4-Dinitrofenol) USEPA tarafından belirlenen öncelikli kirleticiler sınıfında yer almaktadır [74, 78]. USEPA tarafından bu kirleticilerin doğal sularda bulunma konsantrasyonu 10 ng/l olarak belirtilmiştir [74]. Nitrofenoller yüzey suyunda ve toprakta fotokimyasal oksidasyonla hızlı bir ayrışma gösterirken, toprak altında ve yeraltı suyunda biyolojik ayrışma gösterirler [12, 78].

2.4.6 Sızıntı Suyunda Bulunan Diğer Kimyasallar

Sızıntı suyu ve yeraltı suyu numuneleri sıklıkla VOC, metaller ve genel su kalite parametreleri bakımından analiz edilir. Depo sahalarından ileri gelen bir diğer kirleticisi türü sentetik organik bileşiklerdir (SOC) ki bu kimyasallar insan ve çevre sağlığını tehdit etmektedir. SOC'ler karbon ve hidrojen yapıda antropojenik kimyasallar olup VOC'lerden farkı uçucu olmamalarıdır. Bu kimyasallar yaygın olarak tarımsal uygulamalardan ileri gelmektedir (pestisitler, herbisitler, fungusitler). Sızıntı suyunda en sık rastlanan SOC'ler 2,4-D, endrin, lindane ve toksafendir. Bir diğer kirleticisi türü alkollerdir. Metanol, etanol gibi bazı alkoller depo sahasında gerçekleşen biyolojik

aktiviteler sonucu ortaya çıkar. Butanol, etanol, propanal ve fenoller endüstriyel çözücülerde ve ev ürünlerinde bulunur. Alkoller aynı zamanda uçucu organik bileşik sınıfına girerler [12].

DÜZENLİ DEPO SAHALARI TABAN ÖRTÜLERİNDEN KİRLETİCİ GEÇİŞİ

Evsel katı atık ve tehlikeli atık depo sahaları sızıntı suları çok çeşitli organik ve inorganik bileşikleri bünyesinde bulundurur. Bu kirleticiler çevreyi kirletmekle birlikte yer altı suyu kalitesini de bozarlar. Depo sahaları ve çevresindeki ortamlar izlenerek yapılan değerlendirmeler sonucunda depo gazında, sızıntı suyunda ve yeraltı sularında organik kirleticiler olan VOC'lerin ve inorganik kirleticilerin depo sahası dizaynına ve diğer faktörlere bağlı olarak değişen konsantrasyonlarda bulunduğu tespit edilmiştir.

Yeraltı su kaynaklarının korunması bakımından depo sahalarının en önemli bileşenlerinden biri taban örtü sistemleridir. Taban sistemi teknolojisi ve ilgili mevzuat son yıllarda çok önemli gelişmeler göstermiştir. Sızıntı suyu bünyesinde bulunan organik ve inorganik kirletici geçişini engellemek amacıyla geçirimsizlik tabakası olarak modern inşa teknikleri kullanılarak düşük hidrolik iletkenlik derecesine ve optimum nem içeriğine sahip olacak şekilde sıkıştırılmış kil tabakası ve geomembran kullanılmaktadır [79]. Kirleticilerin geçirimsizlik tabakasından geçişinde etkin olan ana mekanizmalar adveksiyon-dispersiyon ve difüzyondur. Advektif geçiş, kirletici geçişinin kil boyunca su akımıyla gerçekleşmesi olarak tanımlanmaktadır [18]. Difüziv geçiş ise taban örtüsünün üst ve alt kısmı arasında konsantrasyon farkına bağlı olan kirletici geçişi olarak tanımlanabilir [17, 18, 20, 22, 80]. Sızıntı suyunda çözünmüş halde bulunan ve geomembran ile temas halinde olan VOC'ler herhangi bir açıklık olmaksızın geomembran tabakadan difüze olma özelliğine sahiptir [17, 24, 81, 82, 83]. İnorganik kirleticiler geomembran döşenmesi esnasında meydana gelen deliklerden ve bağlantı yeri açıklıklarından sızarlar. Kompozit ve tek tabakalı taban sistemlerinden kirletici geçişi ile ilgili önceki çalışmalar sızma hızının baz alındığı advektif geçiş üzerine

yoğunlaşmıştır. Ancak son zamanlarda düşük konsantrasyonlarda bulunsalar bile inorganik bileşiklere oranla daha toksik ve geçişleri çok daha kritik olan VOC'lerin taban sistemlerinden geçişinde etkin olan mekanizmanın difüzyon geçiş olduğu, adveksiyonun ihmal edilebilecek derecede önemsiz kaldığı kabulleri yapılmış ve sıvı fazda VOC geçişini değerlendirmek için retardasyon faktörü, hidrodinamik dispersiyon katsayısı, ayrışma hızı, sızma hızı, difüzyon katsayısı, ayrılma katsayısı birlikte değerlendirmeye alınmıştır [17, 18, 19, 20, 22, 80, 84, 85, 86].

3.1 Toprak Örtüden Geçiş

3.1.1 Advectif Geçiş Prosesleri

Advectif kirletici geçişi, kirleticinin akışkan sıvı ile akma hareketidir. Ortalama geçiş hızı sızma hızına eşittir. Sızma hızı;

$$V_s = \frac{V}{n_e} \quad (3.1)$$

eşitliği yardımıyla hesaplanır. Burada

V_s : Sızma hızı

V : Akışkanın Darcy hızı

n_e : Efektif porozite' yi göstermektedir.

Akışkanın akım hızının hesaplanmasında;

$$V = \frac{Q}{A} = -K_s \frac{\partial h_t}{\partial x} = K_s * i \quad (3.2)$$

eşitliği kullanılabilir. Burada

Q : Hacimsel debi

A : Akıma dik toplam kesit alan

K_s : Hidrolik iletkenlik

h_t : Toplam hidrolik yükseklik

x : Akım yönü

i : Hidrolik gradyan 'ı ifade etmektedir.

Kirletici Vs hızı ile geçiş yapıyorsa, advectif kütle akımı;

$$J_A = -VC = -K_s iC = -n_e V_s C \quad (3.3)$$

eşitliği ile hesaplanır. Burada

J_A : Advectif kütle akımı

C: Kirletici konsantrasyonu 'nu ifade etmektedir.

Tek boyutlu advectif geçiş eşitliği ise şu şekildedir:

$$\frac{\partial c}{\partial t} = -V \frac{\partial c}{\partial x} \quad (3.4)$$

t: Zaman

Geçirgen ortamdan sızan akışkan, ortalama hızın altında ve üstünde hızlarla hareket eder. Akışkan gözenekler boyunca hareket ederken gözeneklerin merkezinde hızı daha yüksektir. Bunun nedeni bazı akışkan partiküllerin diğerlerine oranla daha uzun bir akım yolu takip etmesidir. Esasen lineer uzaklık aynıdır. Bazen akım yollarında gözenekler daha büyüktür. Bu etkilerin birleşimi ile mekanik dispersiyon oluşur.

Toprak örtülerde advectif akımı etkileyen faktörler arasında en kontrol edilebilir olanı hidrolik iletkenliktir. Hidrolik iletkenlik için olasılık dağılım fonksiyonlarından log-normal dağılımının geçerli olduğu varsayımı yapılır [19].

3.1.2 Mekanik Dispersiyon

Karıştırma üzerine hızın etkisinin ölçüsü mekanik dispersiyon katsayısıdır. Mekanik dispersiyon Fick'in birinci kuralı ile açıklanır.

$$J_m = -D_m (\text{grad } c) \quad (3.5)$$

J_m : Mekanik dispersiyona bağlı kütle akımı

D_m : Mekanik dispersiyon katsayısı

grad c : Konsantrasyon gradyanı

Birçok durumda mekanik dispersiyonun etkileri kimyasal difüzyon ile karıştırılabilir. Bu nedenle iki terim hidrodinamik dispersiyon katsayısı olarak adlandırılan bir parametre içinde gruplandırılmıştır.

3.1.3 Serbest Çözeltide Difüzyon

Difüzyon problemlerinin temel olarak 4 farklı tipi vardır [19].

- 1) Self-difüzyon
- 2) İz-difüzyon
- 3) Tuz difüzyonu
- 4) Ters difüzyon

Serbest çözeltilerde difüzyon, maddenin sistemin bir bölümünden diğerine kendiliğinden geçişidir. Difüziv geçiş, kimyasalların potansiyel gradyanları ile oluşur. Ancak çoğu uygulamada kimyasal konsantrasyon değişimleri kullanılmaktadır. Difüzyon sonucu, iyon veya molekül yüksek konsantrasyonlu bölgeden düşük konsantrasyonlu bölgeye geçiş yapar. Geçişin konsantrasyon değişiminin bir sonucu olduğu düşünülebilir.

Kararlı durum difüzyonu Fick'in birinci kuralı ile açıklanabilir;

$$J_D = -D_o (\text{grad } c) \quad (3.6)$$

J_D : Difüziv kütle akımı

D_o : Serbest çözeltide difüzyon katsayısı

grad c: Konsantrasyon gradyanı

Fick'in birinci kuralı, partikül üzerine uygulanan birim kuvvet sonucu çözeltideki iyon veya molekülün hızını sınırlandırma prosesi için kullanılan ampirik bir ilişkidir. Partikül üzerindeki kuvvet kimyasal potansiyel değişimin (gradyanın) sonucudur.

Serbest çözeltide difüziv geçiş yalnız difüzyon katsayısı ve konsantrasyon gradyanına bağlıdır. Kirletici konsantrasyonu arttıkça kirletici ve çözelti arasındaki etkileşim daha önemli hale gelir. Kirletici ve çözelti arasındaki etkileşime etki eden faktörler sıcaklık, viskozite ve kirletici ve çözeltinin elektrokimyasal özellikleridir. Bu etkilerin kombinasyonu serbest çözelti difüzyon katsayısıdır.

Shackelford [87], çok sayıda basit elektrolit kullanarak yaptığı çalışmada konsantrasyon ve serbest çözelti difüzyon katsayısı arasında sistematik bir ilişki tespit edememiştir. Bunun nedeni Stokes kuralı ile Nernst-Einstein eşitliklerinin kombinasyonunun karmaşık yapısıdır. Konsantrasyon, iyon ve moleküllerin mekanik hareketini etkiler. Bunun nedeni çözeltinin elektrokimyasal özelliklerindeki değişimin sebep olduğu çözücü viskozitesindeki değişimdir. Kirletici elektrokimyasal doğası da konsantrasyon ile değişir.

Serbest çözelti difüzyon katsayısı elektrolitik kuvvet ve basınca da bağlıdır. Elektrolitler birleşik ve ayrı olmak üzere iki ana kategoriye ayrılır. Birleşik elektrolitler daha düşük kimyasal potansiyele sahiptir ve çözeltideki partiküllerin harekete gösterdiği direnç daha fazladır. Basınç, çözeltinin viskozitesini ve kirleticinin kimyasal potansiyelini etkiler. Ancak çözelti su olduğunda bu etki düşüktür.

Fick'in birinci kuralı kararlı durum difüzyonunu tanımlamak için kullanılabilir. Zamana bağlı konsantrasyon değişim hızı ise Fick'in ikinci kuralı ile açıklanabilir.

$$\frac{\partial c}{\partial t} = \text{div}(D_o \text{ grad } c) \quad (3.7)$$

t : zaman

Serbest çözeltideki difüzyon tek boyutluysa eşitlikler aşağıdaki şekle indirgenir.

$$J_D = -D \frac{\partial c}{\partial x} \quad (3.8)$$

$$\frac{\partial c}{\partial x} = \frac{\partial}{\partial x} \left(D_o \frac{\partial c}{\partial x} \right) \quad (3.9)$$

İyonlar için serbest çözelti difüzyon katsayıları Çizelge 3. 1'de verilmiştir.

Çizelge 3. 1 İyonlar için 25 °C'de serbest çözelti difüzyon katsayıları [19]

Anyon	$D_o \times 10^{-6} \text{ (cm}^2\text{/sn)}$	Katyon	$D_o \times 10^{-6} \text{ (cm}^2\text{/sn)}$
OH ⁻	52.8	H ⁺	93.1
F ⁻	14.7	Li ⁺	15.3
Cl ⁻	20.3	Na ⁺	13.3
Br ⁻	20.8	K ⁺	19.6
I ⁻	20.4	Rb ⁺	20.7
HCO ₃ ⁻	11.8	Cs ⁺	20.5
NO ₃ ⁻	19.0	Be ⁺²	5.98
SO ₄ ⁻²	10.6	Mg ⁺²	7.05
CO ₃ ⁻²	9.22	Ca ⁺²	7.92
—	—	Sr ⁺²	7.90
—	—	Ba ⁺²	8.46
—	—	Pb ⁺²	9.25
—	—	Cu ⁺²	7.13
—	—	Fe ⁺²	7.19
—	—	Cd ⁺²	7.17
—	—	Zn ⁺²	7.02
—	—	Ni ⁺²	6.79
—	—	Fe ⁺³	6.07
—	—	Cr ⁺³	5.94
—	—	Al ⁺³	5.95

Eğer serbest çözelti difüzyon katsayısının pozisyon ve konsantrasyondan bağımsız olduğu varsayımı yapılırsa (3. 9) numaralı eşitlik şu eşitliğe dönüşür:

$$\frac{\partial c}{\partial t} = D_o \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} \quad (3. 10)$$

3.1.4 Toprakta Difüzyon

Toprakta difüzyon serbest çözültiden daha komplekstir. Mitchell [88] bunun nedenlerini şöyle sıralamıştır.

- Katı partiküller nedeniyle kesit alan daha azdır.
- Gözenekli ortamdaki partiküller nedeniyle difüzyon yolları lineer değildir.

- Katı partiküllerin elektriksel alanı difüze olan kimyasal türlerinin yollarını etkileyebilir.
- Bazı kimyasal türlerin gecikmesinin nedeni kil mineralleri veya organikler üzerine adsorpsiyonu ve iyon değişimidir.

Kimyasal türlerin difüzyonunda toprağın etkilerini izah etmek için efektif difüzyon katsayısı (D^*) sıklıkla kullanılır. Shackelford ve Daniel [89] efektif difüzyon katsayısını tanımlamak için pratik bir eşitlik oluşturmuşlardır.

$$D^* = D_o \tau_a \quad (3.11)$$

τ_a : Eğrilik boyutu

τ_a , eğrilik boyutu gerçek geometrik eğriliği ve difüzyon yolu üzerindeki katı partiküllerin elektriksel alanlarının etkisiyle oluşan eğriliği kapsar.

Reaktif kirletici ve toprak arasındaki kimyasal reaksiyonları izah etmek için şu eşitlik kullanılır.

$$\frac{\partial c}{\partial t} = \frac{D^* \partial^2 C}{R_d \partial x^2} \quad (3.12)$$

R_d : Retardasyon faktörü

R_d şu eşitlik ile hesaplanabilir;

$$R_d = 1 + \frac{\rho_b}{n_t} K_p \quad (3.13)$$

ρ_b : Toprağın kuru yoğunluğu

K_p : Ayrılma katsayısı

n_t : Toplam porozite

Ayrılma katsayısı, birim toprak kütlesi başına adsorplanan kirletici kütlesini tanımlar. Reaktif kirleticilerin geçişinin gecikmesine sebep olan prosesler adsorpsiyon-desorpsiyon, ayrışma, çökelme, oksidasyon-redüksiyon ve kompleks oluşturma reaksiyonlarıdır. Bu prosesler içinde adsorpsiyon-desorpsiyon ve ayrışma prosesleri yaygın olarak modellenmektedir. Belirli aralıktaki konsantrasyonlar için ayrılma katsayısını belirlemek için denge çalışmaları yapılmaktadır. Adsorpsiyon izotermi lineer

olduğunda K_p dağılım katsayısı K_d olarak adlandırılır. Adsorpsiyon izotermi lineer olduğunda;

$$\frac{\partial c}{\partial t} = \frac{D^* \partial^2 C}{R_d \partial x^2} \quad (3. 14)$$

eşitliğinin analitik çözümü vardır. Bu nedenle birçok çalışmada deneysel veriler lineer olmasa da lineer varsayımı yapılır.

3.1.5 Adsorpsiyon Parametreleri

Denge durumunda kirletici maddenin toprak partikülleri üzerine adsorpsiyonu adsorpsiyon izotermi ile karakterize edilir. Adsorpsiyon izotermi her bir toprak türü ve kirletici için spesifiktir. Bu nedenle adsorpsiyon analizleri her bir toprak türü ve kirletici için farklı olarak gerçekleştirilmelidir. Çoğu toprak türü ve kirletici için adsorpsiyon parametreleri ile ilgili önemli miktarda veri mevcuttur. Retardasyon faktörü ve dağılım katsayısı (ayırılma katsayısı) adsorpsiyonu karakterize etmek için sıklıkla kullanılan iki parametredir.

Çizelge 3. 2' de verilen R_d (retardasyon faktörü) değerleri toprağın yoğunluğu ile ilişkilidir. R_d retardasyon faktörü katyon değişim kapasitesi artıka artar. Bütün inorganikler için R_d değeri aralığı 0,25-23,5 arasında değışmekle beraber çoğu 0,25-14 arasında yer almaktadır.

Dağılım katsayıları ve R_d değeri çeşitli organik kimyasallar için

Çizelge 3. 3'te verilmiştir. Kloroform için R_d değeri 1,2 iken, etil benzen için 269'dur. Toprakta çoğu organik için dağılım katsayıları 0-11 ml/g aralığında değışmektedir.

Çizelge 3. 2 İnorganik kimyasallar için dağılım katsayıları ve retardasyon faktörleri [19]

Toprak	CEC(meq/gr)	Kimyasal	K_d (mL/gr)	R_d	Referans
Lufkin Kili	25	K	–	23	Shackelford ve Daniel (1991b)
Lufkin Kili	25	K	–	22.7	Shackelford vd. (1990)
Lufkin Kili	25	K	–	23.5	Shackelford vd. (1990)
Sarnia Balçığı	9.66 – 10.93	K	–	5.4	Barone vd. (1989)
Sarnia Balçığı – Sızıntı	5	K	–	12.5	Barone vd. (1989)
Suyu Modeli					
Kaolinit	5	K	–	3.75	Shackelford vd. (1990)
Kaolinit	5	K	–	3.83	Shackelford vd. (1990)
Kaolinit	5	K	–	3.95	Shackelford vd. (1990)
Kaolinit	5	K	–	3.2 – 3.9	Shackelford ve Daniel (1991b)
Kaolinit	5	K	–	3.5	Liao ve Daniel (1989)
Kaolinit	5	K	–	3.0	Liao ve Daniel (1989)
Kaolinit	5	K	–	3.5	Liao ve Daniel (1989)
Kaolinit	5	K	–	3.2	Liao ve Daniel (1989)
Kaolinit	5	K	–	10.0	Liao ve Daniel (1989)
Kaolinit	5	K	–	4.66	Liao ve Daniel (1989)
Kaolinit	5	K	–	4.45	Liao ve Daniel (1989)
Kaolinit	5	K	–	3.44	Liao ve Daniel (1989)
Kaolinit	5	K	–	3.45	Liao ve Daniel (1989)
Kaolinit	5	K	–	3.36	Liao ve Daniel (1989)
Lufkin Kili	25	Zn	–	2.2	Shackelford ve Daniel (1991b)
Lufkin Kili	25	Zn	–	22.8	Shackelford vd. (1990)
Lufkin Kili	25	Zn	–	21.9	Shackelford vd. (1990)
Kaolinit	5	Zn	–	2.6 – 3.2	Shackelford ve Daniel (1991b)
Kaolinit	5	Zn	–	2.98	Shackelford vd. (1990)
Kaolinit	5	Zn	–	2.97	Shackelford vd. (1990)
Kaolinit	5	Zn	–	3.15	Shackelford vd. (1990)
Kaolinit	5	Cd	–	1.8 – 2.1	Shackelford ve Daniel (1991b)
Kaolinit	5	Cd	–	2.00	Shackelford vd. (1990)
Kaolinit	5	Cd	–	2.03	Shackelford vd. (1990)
Kaolinit	5	Cd	–	2.04	Shackelford vd. (1990)
Kaolinit	15.1	Cd	70.82 ± 7.33	–	Griffin vd. (1986)
Lufkin Kili	25	Cd	–	11	Shackelford ve Daniel (1991b)
Lufkin Kili	25	Cd	–	10.35	Shackelford vd. (1990)
Lufkin Kili	25	Cd	–	10.8	Shackelford vd. (1990)
Catlin Silt Toprağı	18.1	Cd	96.3 ± 5.2	–	Griffin vd. (1986)
Sangamon Paleotoprağı	16.73	Cd	70.69 ± 7.08	–	Griffin vd. (1986)
Vandalia Balçığı	4.94	Cd	28.6 ± 2.34	–	Griffin vd. (1986)
Sarnia Balçığı	9.66 – 10.93	Na	–	2.9	Barone vd. (1989)
Sarnia Balçığı	9.66 – 10.93	Ca	–	13.8	Barone vd. (1989)
Sarnia Balçığı	9.66 – 10.93	Mg	–	11.3	Barone vd. (1989)
Sangamon Paleotoprağı	16.73	As	4.86 ± 0.3	–	Griffin vd. (1986)
Kaolinit	15.1	As	3.2 ± 0.25	–	Griffin vd. (1986)
Vandalia Balçığı	4.94	As	2.95 ± 0.19	–	Griffin vd. (1986)

Çizelge 3. 3 Organik kimyasallar için dağılım katsayıları ve retardasyon faktörleri [19]

Toprak	f _{oc} (%)	Kimyasal	K _d (mL/gr)	R _d	Referans
Modifiye	1.2	1,2 DC	0.609	–	Lo vd. (194)
Modifiye	1.2	TCB	1.319	–	Lo vd. (1994)
Modifiye	1.2	TECB	4.499	–	Lo vd. (1994)
Glacial Balçığı	0.7 – 1.3	Benzen	10	44	Johnson vd. (1989)
Woodburn	1.10	Benzen	0.34	–	Acar ve Haider
Buzlu Balçık	0.7 – 1.3	TCE	15	6	Johnson vd. (1989)
Kirby Gölü Balçığı	0.91 CEC	TCE	1.00 ± 0.21	–	Edil vd. (1991)
Kirby Gölü Balçığı	0.91 CEC	TCE	1.80 ± 0.82	–	Edil vd. (1991)
Kirby Gölü Balçığı	0.91 CEC	TCE	0.97 ± 0.20	–	Edil vd. (191)
Baton Rouge	1.0	TC	8.3	40	Acar ve Haider
Kirby Gölü Balçığı	0.91 CEC	MCL ve TOL'ü	1.13 ± 0.32	–	Edil vd. (1991)
Kirby Gölü Balçığı	0.91 CEC	MCL ve TOL'ü	0.99 ± 0.46	–	Edil vd. (1991)
Glacial Balçığı	0.7 – 1.3	TOL	19	82	Johnson vd. (1989)
Kirby Gölü Balçığı	0.91 CEC	TOL	0.93 ± 0.49	–	Edil vd. (1991)
Kirby Gölü Balçığı	0.91 CEC	TOL	1.02 ± 0.53	–	Edil vd. (1991)
Gacial Balçığı	0.58 CEC	TOL	26	–	Barone vd. (1992)
Gacial Balçığı	0.58 CEC	TOL	11.3 – 26	–	Barone vd. (1992)
Glatt Vadisi, İsviçre	–	TOL	0.37	–	Acar ve Haider
Kirby Gölü Balçığı	0.91 CEC	MCL ve TCE'li	0.82	–	Edil vd. (1991)
Kirby Gölü Balçığı	0.91 CEC	MCL ve TCE'li	0.83 ± 0.59	–	Edil vd. (1995)
Glacial Balçığı	0.7 – 1.3	Etilbenzen	62	269	Johnson vd. (1989)
Kirby Gölü Balçığı	0.91 CEC	MC	0.12 ± 0.03	–	Edil vd. (1991)
Kirby Gölü Balçığı	0.91 CEC	MC	0.19 ± 0.08	–	Edil vd. (1992)
Kirby Gölü Balçığı	0.91 CEC	MC	0.12 ± 0.02	–	Edil vd. (1995)
Kirby Gölü Balçığı	0.91 CEC	TCE ve TOL'ü	0.22 ± 0.10	–	Edil vd. (1991)
Kirby Gölü Balçığı	0.91 CEC	TCE ve TOL'ü	0.31 ± 0.22	–	Edil vd. (1995)

Çizelge 3. 3 Organik kimyasallar için dağılım katsayıları ve retardasyon faktörleri (Devamı)

Gacial Balçığı	0.58 CEC	Aseton	0.19	–	Barone vd. (1992)
Mevcut Değil	–	Aseton	0.0018	–	Acar ve Haider
Gacial Balçığı	0.58 CEC	1,4 – Dioksin	0.17	–	Barone vd. (1992)
Gacial Balçığı	0.58 CEC	Anilin	1.3	–	Barone vd. (1992)
Gacial Balçığı	0.58 CEC	Kloroform	6.0	–	Barone vd. (1992)
Gacial Balçığı	0.58 CEC	Kloroform	4.2 – 6.0	–	Barone vd. (1992)
Mevcut Değil	–	Kloroform	–	1.2	Acar ve Haider
Mevcut Değil	–	N – bütıl alkol	0.018	–	Acar ve Haider
Glatt Vadisi, İsviçre	–	N – bütılbenzen	3.69	–	Acar ve Haider
Mevcut Değil	–	Karbon tetraklorür	0.42	–	Acar ve Haider
Woodburn	1.10	Klorobenzen	0.50	–	Acar ve Haider
Haggerstown Sitli	1.94	3,5-Dikloroanilin	2.5	–	Acar ve Haider
Woodburn	1.10	Diklorobenzen	3.45	–	Acar ve Haider
Glatt Vadisi, İsviçre	–	1,4-Dimetilbenzen	0.50	–	Acar ve Haider
Catlin Siltli Toprak	4.04	Dikloroetan	4.10	–	Acar ve Haider
Glatt Vadisi, İsviçre	–	1,4-Dimetilbenzen	0.50	–	Acar ve Haider
Woodburn	1.10	Etilbenzen	0.91	–	Acar ve Haider
Hagerstown Sitli	1.94	Naftalin	8.0	–	Acar ve Haider
Mevcut Değil	–	Nitrobenzen	0.12	–	Acar ve Haider
Haggerstown Sitli	1.10	Kuinolin	4.3	–	Acar ve Haider
Glatt Vadisi, İsviçre	–	1,2,3,4	10.48	–	Acar ve Haider
Catlin Siltli Toprak	4.04	Trikloroetilen	17.3	–	Acar ve Haider
Mevcut Değil	–	1,2,4	–	–	Acar ve Haider
Catlin Siltli Toprak	4.04	o-ksilen	10.4	–	Acar ve Haider

1,2 DCB Diklorobenzen; 1,2,4 TCB Triklorobenzen; 1,2,4,5 TECB Tetraklorobenzen TCE Trikloroetilen; TOL Toluen; MC Metilenklorür

3.1.6 Difüzyon ve Mekanik Dispersiyon

Difüzyon ve mekanik dispersiyonun miktarını Peklet sayısı ile ölçmek mümkündür. Peklet sayısı adveksiyon ile geçen kütle miktarı ile difüzyon ve mekanik dispersiyon ile geçen kütle miktarı arasındaki boyutsuz orandır.

$$P_L = \frac{D^M}{D^*} \quad \text{veya} \quad P_L = \frac{V_s L}{D^*} \quad (3.15)$$

P_L : Boyutsuz Peklet Sayısı

L: Nüfuz bölgesi uzunluğu

Eğer Peklet sayısı 0,4'ten küçükse, geçiş difüzyon ile gerçekleşir. Peklet sayısı 0,4 iken geçişte tamamen difüzyon etkiliyken 6'ya doğru arttıkça mekanik dispersiyon difüzyonun etkilerinin üzerine baskın olmaya başlar.

3.2 Geosentetik Taban Malzemelerinden Geçiş

Geosentetik taban malzemeleri özellikle de geomembranlar akışkanların veya buharların hareketini engellemek için kullanılan polimerik materyallerdir. Üretim veya kurulum hataları dışında geomembranlar boşluk içermeyen gözeneksiz polimerlerdir. Geomembran boyunca geçiş iki proses sonucu gerçekleşir:

- Üretim hataları, kurulum hasarları sonucu oluşan deliklerden ve döşeme esnasında oluşan açıklıklardan advectif geçiş
- Kusursuz geomembrandan difüziv geçiş.

3.2.1 Advectif Geçiş Prosesleri

Geomembran boyunca advectif kirletici geçişi geomembranlardaki deliklerden ve bağlantı yerlerindeki açıklıklardan gerçekleşir (Şekil 3. 1). Geomembranlardaki delik ve hatalar; geomembran bağlantı yerlerindeki açıklıklar, geomembran tabakanın altındaki keskin materyallerin sebep olduğu küçük deliklerden oluşmaktadır. Giroud ve Bonaparte [90] geomembran tabakalardaki kusurların oluşumunu araştırmış, 1-2 delik/ha için mükemmel kaliteli, 8-10 delik/ha iyi kaliteli ve 17 delik/ha kötü kaliteli geomembran sınıflandırması yapmışlardır [19].

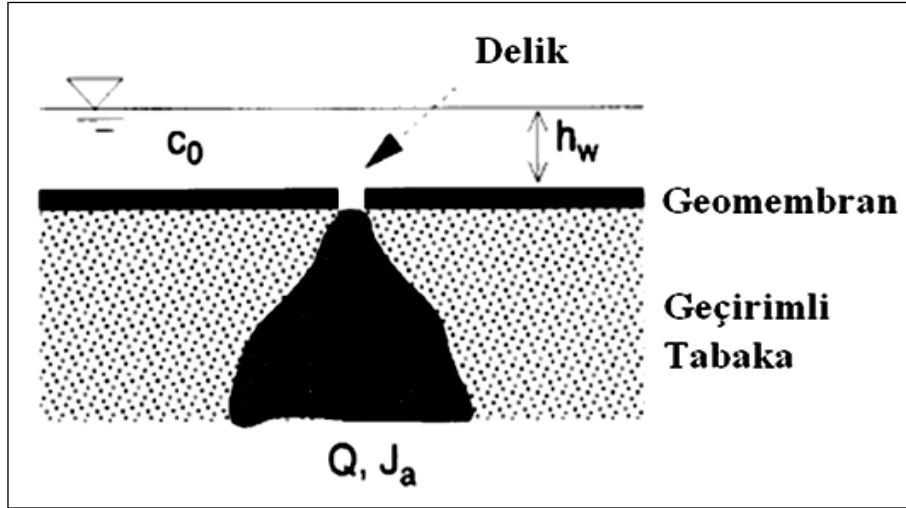
Adveksiyon ile kirletici geçişinde kütle akım hızı şu eşitlik ile hesaplanır :

$$J_A = -QC \quad (3. 16)$$

J_A : Advectif kütle akımı

Q : Akış hızı

C : Kirletici konsantrasyonu



Şekil 3. 1 Geomembrandaki deliklerden sızma [21]

Geomembran boyunca akışkanın sızması üretim ve kurulum sonucu meydana gelen deliklerden, bağlantı yerlerinde oluşan yırtık ve açıklıklardan gerçekleşir. Geomembranlardaki deliklerden meydana gelen sızma ile ilgili yapılan ilk deneysel çalışma Brown vd. [91]'e aittir. Bu çalışmada yuvarlak deliklere, dikey yarıklara ve bağlantı yeri kusurlarına sahip polivinil klorür (PVC), yüksek yoğunluklu polietilen (HDPE), etilen propilen lastik (EPDM) ve kloro sülfürlü polietilen (CSPE) geomembranlar test edilmiştir. Geomembranlar kaba çakıl veya sıkıştırılmış kil altına döşenmiştir. Brown vd., [91] yaptıkları çalışmada sızma hızının delik büyüklüğü ve delik üzerindeki sıvının yüksekliği ile doğru orantılı olduğunu tespit etmişlerdir. PVC ve CSPE geomembranlardan sızma hızının diğerlerine oranla önemsenmeyecek derecede daha az olduğu ve geomembran kalınlığının sızma hızı üzerinde çok az etkisi olduğunu belirlemişlerdir.

Giroud ve Bonaparte, [90] yaptıkları çalışmada geomembran kalınlığından çok daha düşük çapta deliklerden sızma hızını hesaplamak için şu eşitliği vermişlerdir. Geomembran dren tabakası altında yer alır ve kullanılan eşitlik Poiseuille akımı eşitliğidir.

$$Q = \frac{\pi \rho_f g h_p d^4}{128 \mu t_{gm}} \quad (3.17)$$

Q : Deliklerden sızma hızı

ρ_f : Akışkanın yoğunluğu

g : Yerçekimi ivmesi

h_p : Geomembran üzerindeki sıvının yüksekliği

μ : Sızıntı suyu dinamik viskozitesi

t_{gm} : Geomembran kalınlığı

Giroud ve Bonaparte [90] geomembran kalınlığından daha büyük çapa sahip deliklerden sızma hızını hesaplamak için ise şu eşitliğin kullanılabileceğini belirlemişlerdir [19].

$$Q = c_B a \sqrt{2gh_p} \quad (3.18)$$

C_B : Deliklerin şekline bağlı boyutsuz katsayı

a : Delik alanı

Keskin kenarlı delikler için $C_B=0,6$ olarak alınabilir.

Brown vd., [91] yaptıkları çalışmalarda dairesel deliklere sahip HDPE geomembranlar için ortalama C_B değerini 0,87 olarak bulmuşlardır. Benson vd., [92] tarafından yapılan laboratuvar çalışmasında deneysel olarak bulunan dairesel deliklerden sızma hızı, Giroud ve Bonaparte [90] tarafından verilen eşitliği kullanarak hesaplanan sızma hızı ile karşılaştırılmıştır. 1,0 ve 1,5 mm kalınlığa sahip HDPE geomembranlar için ortalama giriş katsayısı (C_B) 0,61 ve 2,5 mm kalınlığında HDPE geomembranlar için ise 0,78 olarak belirlenmiştir. Çizelge 3. 4'te geomembranlardaki delikler için C_B değerleri verilmiştir [19].

Geomembranlardaki yarıklar için Benson vd., [92]'nin bulduğu sızma hızları Giroud ve Bonaparte [90] tarafından verilen eşitlik ile hesaplanan sızma hızlarından düşüktür. Benson vd. [92]'nin çalışmasında bulduğu sonuçlara göre sızma hızını etkileyen ana faktör geomembranın sertliğidir. Daha esnek geomembranlardaki yarıklar daha sert HDPE geomembranlara göre açılmaya daha müsaittir.

Çizelge 3. 4 Geomembranlardaki delikler için giriş katsayıları [92]

Giriş Katsayısı, C_B	Yorum	Referans
0.6	Keskin kenarları olan delikler	<i>Giroud ve Boneparte (1989)</i>
0.87	Laboratuar çalışmasının sonuçları	<i>Gilbert ve Tang (1993)</i>
0.61	1 ve 1.5 mm kalınlıkta	<i>Benson vd. (1995)</i>
0.78	2.5 mm kalınlıkta geomembran	<i>Benson vd. (1995)</i>

Benson vd., [92] kurulum hasarlarının ve bağlantı yeri kusurlarının da etkilerini incelemişlerdir. Torna vida ve taş deliklerini laboratuvarda simüle etmişlerdir. Çalışma sonucunda torna vida deliklerinin ortalama giriş katsayısının (C_B) 0,36, taş deliklerinin C_B değerlerinin ise 0,48-0,67 arasında olduğunu tesbit etmişlerdir. Sert geomembranlarda sızma hızının daha yüksek olduğunu, düzgün kenarlara sahip deliklerin C_B değerlerinin daha yüksek olduğunu belirlemişlerdir. Ancak bağlantı yeri kusurları ile ilgili bulunan sonuçlar çok değişken olduğundan dolayı anlamlı bir sonuca ulaşamamıştır.

3.2.2 Difüziv Geçiş Prosesleri

Geomembran tabakalardan difüziv geçiş materyalin polimer molekülleri arasındaki dokularda yer alan boşluklardan gerçekleşir. Kimyasalların geomembran boyunca geçişinde 3 basamak proses etkindir.

- Geomembran üzerinde yer alan sıvıdan kimyasalın geomembran iç yüzeyine geçişi (adsorpsiyon)
- Kimyasalın geomembran boyunca difüzyonu
- Kimyasalın geomembran dış yüzeyinden ortama geçişi (desorpsiyon)

Sakti vd., [93] yaptıkları çalışmada, organik kimyasal türlerinin önemli oranlarda geomembran boyunca difüze olabildiklerini ispatlamışlardır. Park ve Nibras[81], tarafından yapılan çalışmada yer alan laboratuvar testleri ve hesaplamaların sonuçlarına göre; 0,75 mm kalınlıkta HDPE geomembrandan organik kimyasalların geçiş süresinin 1 gün olduğu ve 1 haftalık sızma sonucu kararlı akıma ulaşıldığı gözlemlenmiştir. Temel kimyasal geçiş mekanizmaları Şekil 3. 2’de verilmiştir. C_0 konsantrasyonuna sahip olan organik kimyasal öncelikle geomembran yüzeyine geçer, daha sonra geomembran

boyunca ($K_g C_0$) difüze olur ve geomembran alt yüzeyinden tabandaki sıvıya geçer (C_e). Park vd., [82] tarafından yapılan çalışmada organik kimyasalların moleküler difüzyonunun geomembran kusurlarından sızmasından daha önemli olduğu belirtilmiştir.

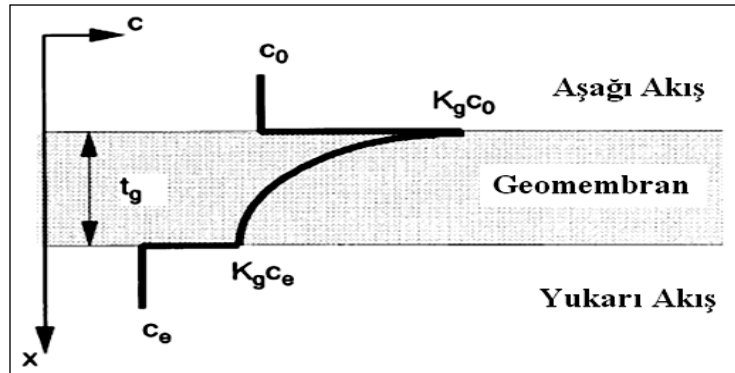
Geomembranlar ince olduğundan kararlı-durum şartlarına çok çabuk ulaşılır, geomembran boyunca konsantrasyon gradyanı sabit kabul edilir, organik kimyasalın kütle akımı şu eşitlikle hesaplanabilir [82].

$$J_d = D_g K_g \frac{C_0 - C_e}{t_g} \quad (3.19)$$

D_g : Kirleticinin difüzyon katsayısı

K_g : Kirletici–geomembran ayrılma katsayısı

C_e : Geomembran çıkışında kirletici konsantrasyonu



Şekil 3. 2 Geomembrandan organik kirleticilerin geçişi için konsantrasyon profillerinin şematik görünüşü [21]

3.2.3 Ayrılma

Geomembran için ayrılma katsayısı denge durumunda geomembrana gelen kimyasal konsantrasyonunun, geomembran ile temas halindeki ortamdaki kimyasal konsantrasyonuna oranıdır. Bu oran;

$$K_{d,gm} = \frac{(M_{\infty} / M_s) \rho_{gm}}{C_{ex}} \quad (3.20)$$

eşitliği ile ifade edilir.

M_{∞} : Denge halinde adsorplanan kirleticinin kütlesi

M_s : Geomembranın başlangıç kütlesi

ρ_{gm} : Geomembranın yoğunluğu

C_{ex} : Geomembran ile temas halindeki kirleticinin konsantrasyonu

3.2.4 Geomembranlarda Difüzyon

Geomembranlar boyunca difüzyon topraktan difüzyon ile benzerlik gösterir ve Fick'in birinci kuralı ile açıklanabilir:

$$J_D = -D_{gm} (grad\ c) \quad (3.21)$$

J_D : Difüzyon kütle akımı

D_{gm} : Geomembranın difüzyon katsayısı

$grad\ c$: Konsantrasyon gradyanı

Konsantrasyon gradyanı şu eşitlik ile hesaplanabilir:

$$grad\ c = \frac{c_i - c_l}{t_{gm}} \quad (3.22)$$

C_i : Geomembran yüzeyine gelen kirletici konsantrasyonu

C_l : Geomembrandan ayrılan kirletici konsantrasyonu

t_{gm} : Geomembran kalınlığı

Zamana bağlı konsantrasyon değişim hızı Fick'in ikinci kuralı ile hesaplanır:

$$\frac{\partial c}{\partial t} = div(D_{gm} grad\ c) \quad (3.23)$$

Difüzyon bir boyutluysa yukarıda verilen eşitlikler;

$$J_D = -D_{gm} \frac{\partial c}{\partial x} \quad (3.24)$$

$$\frac{\partial c}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left(D_{gm} \frac{\partial c}{\partial x} \right) \quad (3.25)$$

şekline dönüşür.

Eğer D_{gm} pozisyon ve konsantrasyondan bağımsızsa (3.25) numaralı eşitlik;

$$\frac{\partial c}{\partial t} = D_{gm} \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} \quad (3.26)$$

şekline indirgenir.

Geomembranlardan organiklerin difüzyonunda önemli etkileri olan çeşitli faktörler mevcuttur. Difüzyon katsayıları sıvının konsantrasyonu ile doğrudan ilişkilidir. Geomembrandan daha fazla organik kimyasal geçtiğinde difüzyon katsayısı artar çünkü polimerin yapısı değişikliğe uğrar. Yine kimyasalın moleküler boyutu arttıkça difüzivite düşer. Hacimli moleküller daha yavaş difüze olur.

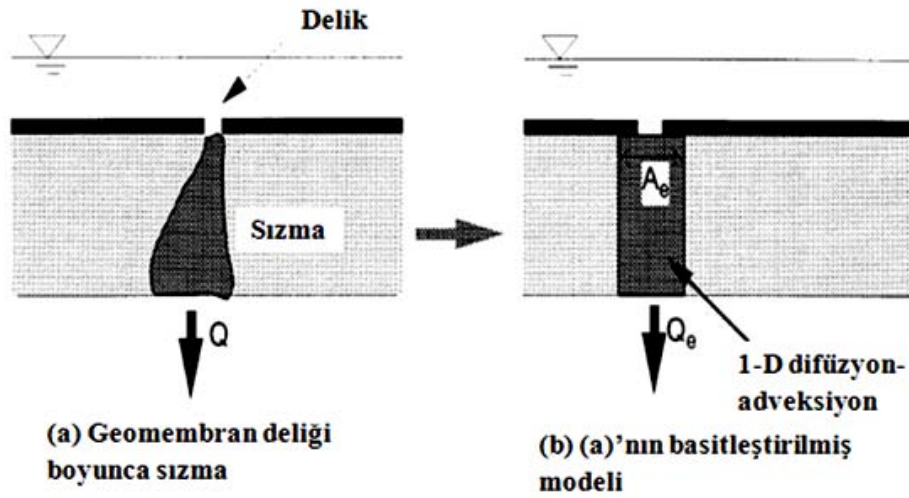
3.3 Kompozit Taban Örtülerinden Geçiş

Kompozit taban örtülerinden kirletici geçişi için iki yol vardır.

- Organik ve inorganik kirleticilerin önce geomembran kusurlarından adveksiyon ve difüzyonu ve daha sonra toprak örtüden difüzyonu (Şekil 3. 3)
- Organik kirleticilerin kusursuz geomembrandan ve toprak örtüden difüzyonu (Şekil 3. 4)

Kompozit taban örtülerinde geomembran kusurlarından geçişte sızma hızının hesaplanması için çeşitli eşitlikler verilmiştir [19, 21]. Sızma hızını hesaplamak için geomembran ve kil tabaka arasındaki temas, deliğin boyutu, deliğin şekli ve kil tabakanın kalınlığı bilinmelidir. Geomembran ile kil tabaka arasında iyi temas sızmayı minimize eder. Çünkü kil tabakasındaki akış için daha az alan mevcuttur. Zayıf temas durumunda ise sıvı geomembran ve kil arasında serbestçe hareket eder. Zayıf temas geomembran serilirken meydana gelen katlardan ve kil tabakanın düzensiz döşenmesinden ileri gelir.

Kompozit taban örtülerinden inorganik kimyasalların geçişinde geomembran kusurlarından sızma ana geçiş mekanizmasıdır (Şekil 3. 5). Bu geçiş prosesi üç boyutludur. Üç boyutlu sistem Q_e debisinin A_e alanından geçtiği bir boyutlu sistem eşitliğine yaklaştırılırsa analiz edilebilir. Geçiş hesaplamaları bir boyutlu adveksiyon – dispersiyon eşitliği kullanılarak yapılabilir. Efektif alan A_e , geçiş alanının, ortalama sızma alanına eşit olduğu varsayımı yapılarak tanımlanır. Bu varsayım yapılarak A_e Darcy Kanunu kullanılarak hesaplanır:



Şekil 3. 5 Kompozit taban örtülerinden inorganik kirletici geçişi basitleştirilmiş analizi kavramsal şekli [21]

$$A_e = \frac{Q_e}{k_i} \quad (3. 27)$$

i : Bir boyutlu akış için ortalama dikey gradyan ($i = 1 + h_w / L$)

Q_e büyüklüğü deliklerin şekline, toprak ile geomembran arasındaki temas oranına ve sızıntı suyu yüksekliğine bağlıdır.

Foose [19] ve Rowe [23] tarafından verilen eşitlikler Q_e hesaplamasında kullanılabilir,

$$Q_e = F_r k h_t r \quad (3. 28)$$

eşitliğiyle hesaplanabilir.

Lineer açıklık için Q_e 'nin hesaplanmasında;

$$Q_e = F_w k h_t \quad (3. 29)$$

eşitliği kullanılabilir.

h_t : toplam yükseklik

r : delik yarıçapı

F_r, F_w : akış faktörleri

Akış faktörleri listesi Çizelge 3. 5'te verilmiştir.

Çizelge 3. 5 Akış faktörleri listesi [21]

Temas Durumu	Dairesel Delik (F_r)	Uzun Yarık (F_w)
Mükemmel temas	$F_r=4+3,35(r/L)$	$F_w=1/(0,52-0,76\log(w/L))$
İyi temas	$F_{r,g}=168,5r^{0,85}F_r$	$F_{w,g}=6,45 F_w$
Zayıf temas	$F_{r,p}=5,48 F_{r,g}$	$F_{w,p}=2,35 F_{w,g}$

Taban örtüsünün kütle akımı hesaplanırken toplam alan yerine A_e kullanılır;

$$J_{toplam} = J_e N A_e \quad (3. 30)$$

Organik kimyasalların kompozit taban örtülerinden geçişinde şu varsayımlar yapılır;

- Geomembran kusurları boyunca sızıntı ihmal edilebilir çünkü geomembran boyunca moleküler difüzyon çok daha önemlidir.
- Geomembran boyunca difüzyon ihmal edilebilir çünkü geomembran kil tabakaya oranla çok incedir.

- Adveksiyon sıfır kabul edilir çünkü geomembran sızmayı çok küçük miktarlara indirger.

3.3.1 Advectif Geçiş Prosesleri

Kompozit taban örtülerinden advectif geçiş üç basamaklı proses ile tanımlanabilir. İlk olarak akışkan membrandaki delik veya hatalardan geçer, daha sonra geomembran ile toprak arasında boşluk varsa bu boşlukta yana doğru akar ve son olarak akışkan alt katmandaki toprağın içine nüfuz eder ve toprak boyunca ilerler.

Kompozit taban örtülerinden advectif geçiş için üç aşama içinde ikinci aşama en az anlaşılır olanıdır. Geomembran ile toprak tabaka arasındaki boşluklar geomembranın serilirken katlanmış olmasından veya toprak tabakanın düzensizliğinden kaynaklanabilir. Geomembran ve toprak tabaka arasındaki ara yüzeyin boyutu ve düzgünlüğü ile ilgili çok az veri mevcuttur. Giroud vd., [94], ara yüzeyi iyi ve kötü olarak tanımlamışlardır.

Giroud vd., [94]'nin çalışmasına göre;

- İyi temas şartları: Geomembranın mümkün olduğunca düzgün ve katlamasız serildiği, geomembranın altında az geçirgen, yeterli derecede sıkıştırılmış, pürüzsüz yüzeye sahip toprak tabakanın olduğu durum.
- Kötü temas şartları: Geomembranın birçok kat oluşacak şekilde serildiği ve/veya geomembranın altındaki az geçirgen toprak tabakanın iyi şekilde sıkıştırılmadığı ve pürüzsüz olmadığı durum.

şeklinde tanımlanır.

Kompozit taban örtüsünden akış hızının değerlendirilmesinde önemli diğer faktörler deliğin boyutu, toprak tabakanın hidrolik iletkenliği ve örtü üzerindeki sıvının yüksekliğidir [94]. Geomembranın tipi ve kalınlığı sızma hızı üzerinde çok küçük bir etkiye sahiptir.

Geomembran ve toprak örtü arasındaki ara yüzeyin kalitesi ıslanma çapını etkiler. Islanma çapı akışkanın geomembrandaki kusur veya delikten geçtikten sonra yana doğru yayılmasının bir ölçüsüdür. Eğer geomembran ve toprak örtü arasında

mükemmel temas varsa (ıslanma çapının delik çapına eşit olduğu ideal durum), aşağıdaki eşitlik kompozit taban örtüsünde dairesel delik boyunca akımın hesaplanması için kullanılır [90].

$$Q = \frac{K_s a (h_p + H_s)}{H_s} \quad (3.31)$$

31)

Q : Geomembrandaki deliğin birim uzunluğu başına sızma hızı

K_s: Toprak tabakanın hidrolik iletkenliği

a : Delik alanı

h_p: Geomembran üzerindeki sıvının yüksekliği

H_s : Toprak tabakanın kalınlığı

Bu eşitlik akışkanın toprak tabakada yana doğru yayılmadığı varsayımı üzerine kurulmuştur. Sızma hızı için daha gerçeğe daha yakın bir yaklaşım olması açısından geomembran ve toprak tabaka arasında mükemmel temasın yanında yatay yayılmanın etkileri de göz önünde bulundurulur.

$$Q = \pi K_s h_p d \quad (3.32)$$

d : Delik çapı

Kompozit taban örtüsünde ortalama hidrolik gradyan Giroud vd., [94], tarafından verilen şu eşitlik kullanılarak hesaplanabilir:

$$i_{avg} = 1 + \left[\frac{h_t}{2T_s \ln\left(\frac{R_w}{r}\right)} \right] \quad (3.33)$$

i_{avg} : Ortalama hidrolik gradyan

R_w: Islanma yarıçapı

r: Delik yarıçapı

Gradyan eşitliği sızıntı suyu derinliğinin taban örtüsü kalınlığından fazla olduğu durumlarda kullanılmalıdır. Giroud ve Bonaparte, [90] yaptıkları çalışmada mükemmel ara yüzey temasını, geomembran ve toprak örtü arasındaki boşluğun 0,02 – 0,15 mm aralığında olduğu durum olarak tanımlamışlardır. Giroud ve Bonaparte [90] tarafından yapılan bir diğer çalışmada dairesel delik için ıslanma yarıçapını ve sızma hızını hesaplamak için aşağıdaki ampirik eşitlikler verilmiştir:

$$Q = 0.7 a^{0.1} K_s^{0.88} h_p \quad (3.34)$$

$$R_w = 0.5 a^{0.05} K_s^{-0.06} h_p^{0.5} \quad (3.35)$$

Eşitliklerde yer alan a , K_s ve h_p birimleri sırasıyla m^2 , m/s ve m' dir.

İyi temas durumunda eşitlikler;

$$Q = 0.21 a^{0.1} K_s^{0.74} h_p^{0.9} \quad (3.36)$$

$$R_w = 0.26 a^{0.05} K_s^{-0.13} h_p^{0.45} \quad (3.37)$$

Kötü temas durumunda ise;

$$Q = 0.15 a^{0.1} K_s^{0.74} h_p^{0.9} \quad (3.38)$$

$$R_w = 0.61 a^{0.05} K_s^{-0.13} h_p^{0.45} \quad (3.39)$$

şeklindedir.

Giroud vd., [94]'in çalışmasında uzunluğu genişliğinden büyük olan delikler içinde eşitlikler yer almaktadır. Bu tip delikler bağlantı yeri açıklıklarını da temsil eder. Bu tip delik ve yarıklar için deliğin birim uzunluğundan sızma hızı şu eşitlik yardımıyla hesaplanabilir;

$$Q = K_s i_{avg} 2R_w (L - w) \quad (3.40)$$

L : Delik, yarık uzunluğu (m)

w : Delik, yarık genişliği (m)

Bu eşitliklerde şu varsayımlar yapılmıştır;

- Geomembran üzerindeki sıvının derinliği, toprak tabakanın kalınlığından küçüktür,
- Sıvı sıcaklığı 20 °C'dir,
- Toprağın hidrolik iletkenliği 10^{-8} ve 10^{-10} m/s arasındadır,
- Toprak tabakanın hidrolik iletkenliği geomembran üzerindeki materyalin hidrolik iletkenliğinden düşüktür.

Sızıntı suyunun derinliğinin, taban örtüsünün kalınlığından büyük olduğu durumlarda sızma hızının hesaplanmasında aşağıdaki eşitlik kullanılır,

$$Q = K_s i_{avg} A_w \quad (3.41)$$

A_w : Islak alan (m^2)

3.3.2 Difüziv Geçiş Prosesleri

Kompozit taban örtülerinden difüziv geçiş iki temel aşamada gerçekleşir:

- Geomembrandan geçiş
- Toprak tabakadan geçiş

Kompozit taban örtülerinden difüziv geçiş için yapılan hesaplamalar, kompozit taban örtüsünün bileşenleri olan geomembran ve toprak tabakadan difüziv geçişin birleşimi olarak uygulanabilir.

3.4 Depo Sahası Taban Örtülerinden Kirletici Geçiş ile İlgili Yapılan Çalışmalar

Johnson vd. [95] tarafından Ontaria Kanada'nın güneybatısında yer alan 5 yaşındaki tehlikeli atık depo sahasında yapılan çalışmada, depo sahası tabanındaki kil tabakanın çeşitli derinliklerinden numune alınarak klorür ve uçucu organik bileşiklerin nüfuz ettiği derinlik araştırılmıştır. Çalışmada tesbit edilen dominant organik kirleticiler benzen, toluen ve etilbenzendir. Çalışma sonucunda klorür depo sahası tabanından 83 cm derinlikte tesbit edilirken, en hareketli organik bileşikler en fazla 15 cm derinlikte tesbit edilmiştir. Darcy kanununa göre kirletici geçişinde etkili olan mekanizma sadece

adveksiyon olsa klorürün ulaşabileceği derinlik 0,75 cm iken üç ayrı bölgede klorürün sızma uzaklığı 83, 75 ve 46 cm olarak belirlenmiştir. Çalışma sonucunda beklenen ve gözlemlenen difüzyon uzaklıkları yanında adveksiyon uzaklığının ihmal edilebileceği, elde edilen sonuçlarla model yapıldığında birçok organik kirleticinin kil tabakayı geçerek yeraltı sularına ulaşacağı, adsorplanmayan kirleticilerin geçişini geçirimsizliği az kil tabakaların engellemeyeceği, adsorpsiyonun geçiş zamanını uzatacağı ancak bazı öncelikli kirleticilerin geçişini engelleyemeyeceği tesbit edilmiştir.

Smith ve Jaffe [96] tarafından yapılan çalışmada, Ottawa kumu, işlem görmemiş bentonit ve organobentonit karışımının organik kirletici geçişi üzerine etkileri araştırılmış, organik olarak modifiye edilen bentonitlerin atık bertaraf sahalarında taban malzemesi olarak kullanılabilirliği değerlendirilmiştir. Ağırlık olarak %88 Ottawa kumu, %8 işlem görmemiş bentonit ve %4 organobentonit karışımının hidrolik iletkenliği 10^{-8} cm/sn'dir. Sulu çözeltiden Ottawa kumu, bentonit ve iki farklı organobentonit üzerine benzen sorpsiyonu çalışmaları yapılmış, çalışma sonucunda, organobentonitlerin benzeni kum ve bentonite oranla daha yüksek adsorplama kapasitesi olduğu belirlenmiş, tek boyutlu kirletici geçiş modeli elde edilen deneysel verilere uygulandığında taban örtüsü olarak organobentonit kullanımının klasik taban malzemelerine oranla benzen geçişini önemli oranda azalttığı tesbit edilmiştir.

Foose vd. [19] yaptıkları çalışmada, 3 performans kriterini (sızma hızı, kimyasal konsantrasyon, kirletici akışı) karşılaştırmış ve taban örtüsünün verimliliğinin seçilen performans kriterine dayandığını tespit etmişlerdir. Bu çalışmada geomembrandan, kil ve kompozit örtülerden kimyasal geçişini etkileyen faktörler incelenmiş, depo sahası taban örtü sistemlerini değerlendirmek için sadeleştirilmiş performans-bazlı metot verilmiştir. Önerilen metot mühendislik uygulamalarında kullanılmakta ve sadece kimyasal geçişi içermektedir. Tek geomembran tabaka, tek 60 cm'lik kil tabaka (hidrolik iletkenlik = 10^{-7} cm/sn) ile sızma miktarı anlamında benzer sonuçlar verse de geomembran tabakanın daha büyük miktarda organik kimyasalın, moleküler difüzyon ile geçişine izin verdiği, kil tabakanın kalınlığının 60 cm'den 120 cm'ye arttırılmasının kimyasal geçişini azalttığı, gecikme etkisini arttırdığı, ancak 60 cm kil tabakanın üzerine geomembran yerleştirilmesinin kimyasal geçişinin azaltılmasında daha büyük katkı sağladığı ve gecikme etkisini arttırdığı, tek geomembran ve 10^{-6} cm/sn hidrolik

iletkenliğe sahip tek kil tabakadan oluşan sisteme oranla daha düşük miktarda inorganik geçişine sebep olduğu sonuçlarına varılmıştır.

Fatta vd. [97] tarafından yapılan çalışmada, Yunanistan Ano Liosis düzenli depo sahası sızıntı suyu kompozisyonu konvansiyonel parametreler bakımından değerlendirilmiş, depo sahası yakınında yer alan yer altı suyu aynı parametreler bakımından karakterize edilmiştir. Yapılan analizler sonucu yer altı suyunun çoğu fiziksel ve kimyasal parametresinin izin verilen limitleri aştığı, içme suyu olarak kullanılmaya uygun olmadığı tesbit edilmiştir. Çalışma kapsamında depo sahası tabanından depo sahası kapatıldıktan sonra yıllık sızma miktarını belirlemek için düzenli depo sahası performansı hidrolojik değerlendirme uygulaması yapılmıştır. Depo sahası performansı hidrolojik değerlendirme modeli uygulaması sonucu depo sahası kapatıldıktan sonra yıllık toplam yağışın %42,76'sının tabandan sızdığı belirlenmiştir. Sızıntı suyunun organik yükünün yüksek olduğu, sızıntı suyu bünyesinde bulunan organik maddenin kolay ayrışabilir olmadığı, stabilizasyonun son safhada olduğu, yüksek klorür konsantrasyonunun yer altı suyu kalitesi bakımından tehdit oluşturduğu ve sızıntı suyunun taban sisteminden yer altı suyuna karıştığı sonuçlarına varılmıştır.

Oman ve Rosqvist [98] tarafından yapılan çalışmanın amacı organik bileşiklerin pilot ölçekli depo sahasından sızan su ile geçişinin incelenmesidir. Pilot ölçekli depo sahası gerçek depo sahasına inşa edilmiş olup 540 m³ evsel atık içermektedir. Organik bileşikler depo sahasının üzerinden verilmiş ve atık günde 10 mm su ile sulanmıştır. Sızıntı suyu numuneleri haftalık olarak analiz edilmiştir. Sonuç olarak önemli miktarlarda suyun organik bileşikler ile birlikte depo sahası boyunca tercihli akış yollarında sızdığı, geçiş esnasında organik bileşiklerin sorpsiyon ile kısmen tutulduğu, fakat sorpsiyon prosesinin dengeye ulaşmadığı tespit edilmiştir. Depo sahası emisyonlarını modellemek için bu sonuçlar göz önünde bulundurulmalıdır. Ek olarak bileşiklerin hidrofobiklik derecesi arttıkça geçişin geciktiği belirlenmiştir.

Sangam ve Rowe [85] tarafından yapılan çalışmada, sulu fazda bulunan organik kirleticilerin HDPE geomembrandan geçişi incelenmiştir. Çalışmada sızıntı suyunda sıklıkla bulunan, klorlu hidrokarbonlardan diklorometan, 1-2 dikloroetan, trikloroetilenin ve aromatik hidrokarbonlardan benzen, toluen, etilbenzen ve ksilenin 2

mm kalınlığında yüksek yoğunluklu polietilen (HDPE) geomembrandan geçişi izlenmiştir. Deneyler kirleticilerin sızıntı suyunda tespit edilen tipik konsantrasyonlarını temsil eden stok özeltieler hazırlanarak yürütölmüştür. Çalışma süresince kirletici kaynağı ve alıcı ortamdaki konsantrasyonlar zamana bağılı olarak izlenmiş, difüzyon çalışmaları iki bölmeli reaktörler ile gerçekleştirilmiştir. Numuneler katı faz mikro ekstraksiyon yöntemi ile ekstrakte edildikten sonra analiz edilmiştir. Kirletici kaynağı karışık özönmüş kimyasallar ile alıcı ortam ise distile su ile doldurulmuştur. Difüzyon çalışmalarına paralel olarak adsorpsiyon çalışmaları da yürütölmüştür. Çalışma sonucunda kaynakta kirletici konsantrasyonunun zamana bağılı azaldığı, alıcı ortamda kirletici konsantrasyonunun zamana bağılı arttığı, kirleticilerin geomembrandan difüzyon ile getiğı, geomembrandan organik kirletici geçişinin kirleticiye bağılı olduğı tesbit edilmiştir. Adsorpsiyon çalışmalarında geomembranın her bir kirleticiyi farklı oranda adsorpladığı belirlenmiş ve ayrılma katsayıları tesbit edilmiştir. HDPE geomembrandan klorlu hidrokarbonlardan trikloroetilenin, aromatik hidrokarbonlardan toluen ve benzenin diğeri kirleticilere oranla daha hızlı getiğı belirlenmiştir.

Foose vd. [20] tarafından yapılan çalışmada, üç farklı kompozit taban örtöleri sızma hızı, kütle akımı ve sorplama kapasiteleri baz alınarak karşılaştırılmıştır. Birinci taban örtüsü geomembran ve geosentetik kil tabakasından, diğeri iki taban örtüsü geomembran ve kalın toprak bariyerden (61 ve 122 cm) oluşmaktadır. Kompozit taban örtülerinin geomembran bileşenindeki kusurlarından kirletici geçişini ve kusursuz geomembran tabakaya sahip kompozit taban örtülerinden uçucu organik bileşiklerinin geçişi analiz edilmiş, sonuçlar bir ve üç boyutlu modeller ile modellenmiştir. Sızıntı suyunun inorganik bileşenini temsil etmek için Cd, organik bileşenini temsil etmek için toluen kullanılmıştır. Analiz sonuçları; sızma hızına bağılı olarak yapılan değıerlendirmeler ile yanlış sonuçlar elde edileceğini göstermiştir. Kirletici geçişi bazlı değıerlendirmelerin daha uygun olduğı görölmüştür. Çalışma sonucunda, farklı taban sistemlerinden inorganik kirleticilerin geçişinde akım hızlarındaki değışim oranının önemsiz olduğı, VOC'ler için ise kalın toprak bariyerlere sahip taban sistemlerinin sorpsiyon kapasitesinin daha yüksek olduğı belirlenmiştir. Sızıntı hızına bağılı analiz sonucu tam tersi sonuç vermektedir. Geosentetik kil tabakası içeren kompozit örtünün üç tabaka arasında en düşük sızma hızına sahip

olduğu belirlenmiştir. Cd için kütle akış hızı ve sorpsiyon kapasitesi her üç taban örtüsü içinde belli bir düzene bağlı olarak değişiklik gösterirken, toluen için kütle akış hızı geosentetik kil içeren taban örtüsünde daha fazladır. Ek olarak aynı konsantrasyonda Cd ve toluen içeren sızıntı suyu için toluenin akış hızı Cd'un akış hızının yaklaşık 7 katı olarak belirlenmiştir. Kompozit taban örtüleri üzerine toluen sorpsiyonu daha yüksektir. Diğer organik ve inorganik çözünür maddeler için benzer davranış beklenmektedir.

Kompozit taban sistemlerinden kirletici geçişi üzerine çalışma yapılırken laboratuvar veya saha ile ilgili veriler göz önüne alınmamıştır. Sonuçlar sadece kirletici geçişi baz alınarak elde edilmiştir. Ek olarak membran kusurlarının tipi ve büyüklüğü de önemsenmemiştir. Sınırlı oranda materyal ve kirletici özelliği kullanılmış, kirletici ayrışması ihmal edilmiş ve sızıntı suyu kaynağının sabit konsantrasyon ve derinlikte olduğu varsayımı yapılmıştır. Kirletici özelliğinde çok az bir değişim bile analiz sonuçlarını önemli oranda değiştirebilir.

Kalbe vd. [17] tarafından yapılan çalışmada, test hücrelerinde konsantre organik kirletici karışımının kompozit taban sistemi materyalleri üzerine etkisi araştırılmış, organik hidrokarbonların HDPE geonembrandan sızdığı, daha sonra mineral tabakadan geçtiği veya adsorplandığı tespit edilmiştir. Çalışmanın amacı farklı mineral tabakalara sahip kompozit taban örtülerinden konsantrasyon profillerine dayalı uzun dönemli testler ile organik kirleticilerin geçişinin incelenmesidir. Deneysel olarak belirlenen kirletici dağılımı kirleticilerin ve mineral tabakaların bir fonksiyonu olarak değerlendirilmiştir. Konsantrasyon profilleri, kompozit taban örtülerinden kirletici geçişinin modellenmesi ile elde edilen hesaplamalar ile karşılaştırılmıştır. Kirletici karışımı metanol, aseton, tetrahidrofuran, izo-oktan, trikloroetilen, toluen, tetrakloroetilen, klorobenzen, ksilenden oluşmuş, mineral tabaka olarak da sıkıştırılmış kumlu, killi, toprak(1), sıkıştırılmış milli, killi kum(2), sıkıştırılmış granülometrik(3) kalitede toprak ve bentonit-çimento karışımı(4) kullanılmıştır. Sonuç olarak tüm mineral materyallerde hidrofobik bileşenlere oranla hidrofilik bileşenler yüksek konsantrasyonlarda tespit edilmiş, suda çözünürlüğü yüksek olan hidrofobik bileşenlerin diğer hidrofobik bileşenlere oranla daha yüksek konsantrasyonlarda bulunduğu belirlenmiştir. Hidrofobik kirletici birleşenleri oranının ve konsantrasyon gradyanlarının, 1 numaralı mineral tabakada daha yüksek olduğu, 3 numaralı mineral

tabakada tüm kirletici bileşen konsantrasyonlarının düşük olduğu, mineral taban materyali su içeriği arttıkça hidrofilik bileşenlerin konsantrasyonlarının arttığı gözlemlenmiştir. Ek olarak kirletici dağılımının mineral tabaka kalınlığı ile ilişkili olduğu, geomembrandan aynı uzaklıktaki kirletici içeriğinin tabaka kalınlığı ile arttığı ve bunun nedeninin mineral tabakanın difüzyon direncinin kalınlığa bağlı olarak artması olduğu belirlenmiştir.

Baun vd. [16] tarafından yapılan çalışmada, sızıntı suyundan yeraltı suyuna kirletici geçişinin izlenmesi amacıyla depo sahasından 150 m'lik mesafe içerisinde açılan izleme kuyularından alınan numunelerde ksenobiyotik organik bileşikler analiz edilmiştir. Uygulanan analitik yöntemler 27 fenol bileşiğini tayin edebilirken, bunların 12'si yeraltı suyunda bulunmuştur. Alkilfenoller, klorofenollere göre daha yüksek konsantrasyonlarda mevcut olup depo sahası sınırlarında maksimum 44 µg/l, sahadan 135 m uzaklıkta ise <2 µg/l konsantrasyonunda belirlenmiştir. Çalışmada incelenen 4 klorofenolün (2-CP, 3-CP, 4-CP ve 3,5-DCP) depo sahası sınırında maksimum konsantrasyonu 0,3 µg/l iken 30 m'den daha uzak mesafelerde <0,01 µg/l konsantrasyonunda olduğu belirlenmiştir. Aynı bölgede 10 yıl önce yapılmış olan ölçümlerle bu çalışmada elde edilen sonuçlar karşılaştırılarak fenol bileşiklerinin yeraltı suyuna geçen miktarları incelenmiştir.

Edil [18] tarafından yapılan çalışmada, taban örtüsü olarak düşük plastisiteye sahip toprak, VOC olarak da kloroform, etilbenzen, metilen klorür, toluen, 1,1,1-trikloroetan, trikloroetilen, m-ksilen kullanılmıştır. Bu VOC'lerin seçilmesinin nedeni laboratuvar şartlarında temin edilmesinin kolay olması ve sızıntı suyunda sık rastlanabilir olmasıdır. Çalışma kapsamında iki tip deneysel çalışma yürütülmüştür. Bunlar; kesikli izoterm çalışmaları ve sürekli reaktör çalışmalarıdır. İzoterm çalışmaları toprak tabakanın kimyasal adsorplama kapasitesini belirlemek için yapılmıştır. Bu deneysel çalışma yardımıyla VOC'lerin ayrılma katsayıları hesaplanabilir. Ayrılma katsayısı denge durumunda toprak tarafından adsorplanan kütlenin katı-faz konsantrasyonunun çözelti-faz konsantrasyonuna oranıdır. Bu oran toprağın kimyasal adsorplama kapasitesinin göstergesidir. Kesikli izoterm çalışmalarında elde edilen bulguları desteklemek amacıyla tabanı sıkıştırılmış kilden oluşan reaktör düzeneği ile çalışmalar yapılmıştır. Kil tabakasının altında ve üstünde giriş ve çıkış suları su haznelerinde

bulunmaktadır. Suyun toprak tabaka boyunca akımı izlenmiştir. VOC'lerin atmosfere kaçışını engellemek için su hazneleri yapımında teflon malzeme kullanılmıştır. Çalışma kapsamında VOC'lerin kil tabaka ve geomembrandan geçişi için geçiş parametreleri sistematik bir yaklaşımla belirlenmiş, modern kompozit taban örtülerinden sulu fazda difüzyon ile kirletici geçişini tanımlayan modeller geliştirilmiştir. Gözenekli ortamda bozunmayan kirleticinin bir boyutlu kütsel geçişi analiz edilmiş ve geçiş parametreleri hesaplanmıştır. Çalışma 300-900 gün sürmüş, kil tabakadan numuneler alınarak sorplanan kimyasallar ekstrakte edilmiş ve derinliğe bağlı konsantrasyon profilleri elde edilmiştir. Çalışma sonucunda sızma hızına dayalı (sadece adveksiyon mekanizması) değerlendirmelerin yanıltıcı olabileceği, kirletici geçişi esas alınarak yapılan değerlendirmelerin uygun olacağı, VOC'ler için kalın toprak bariyerlere sahip kompozit taban örtülerinin geosentetik kil tabakalarına oranla daha düşük kütle akımına ve daha yüksek sorpsiyon kapasitesine sahip olduğu belirlenmiştir.

Badv ve Abdolalizadeh [99] tarafından yapılan çalışmada, kil ve doymuş silt taban malzemelerinden Cl⁻ün difüziv hareketi ve aşağı ve yukarı akışlı sistemlerde farklı yoğunluk ve Darcy hızları için siltten Cl⁻ün advektif- difüziv hareketi incelenmiştir. Kirletici kaynağı olarak Urmia City depo sahası sızıntı suları kullanılmış, Cl⁻ için difüzyon katsayıları hesaplanmıştır. Yapılan çalışmalar sonucunda, aşağı akışlı sistemde yüksek Darcy hızlarında ($17,6 \cdot 10^{-6}$ m/sn ve $12,1 \cdot 10^{-6}$ m/sn), Cl⁻ hareketinin adveksiyon ile hızlanmakta olduğu, giriş kaynak konsantrasyonunun %24-30'u alıcıda 26,5 ve 25 saat sonunda tespit edilmiştir. Düşük Darcy hızında ($3,14 \cdot 10^{-6}$ m/sn) giriş kaynak konsantrasyonunun %21'i alıcıda 15 gün sonunda tesbit edilmiştir. Cl⁻ün aşağı hareketinde difüzyonun kısmen etkili olduğu belirlenmiştir. Yukarı akışlı sistemde $1,2 \cdot 10^{-6}$ m/sn ve $3,17 \cdot 10^{-6}$ m/sn Darcy hızlarında analizler yapılmış, yüksek hızda daha fazla suyun alıcıya karışmakta olduğu belirlenmiş, giriş Cl⁻ konsantrasyonunun %14,8'i alıcıda 25 saat sonunda tesbit edilmiştir.

Lake ve Rowe [100] tarafından yapılan çalışmada, geosentetik kil tabakadan VOC difüzyonu incelenmiş, VOC'lerin difüzyon ve sorpsiyon parametreleri belirlenmiştir. Yapılan analizler sonucunda geosentetik kil tabakadan kirletici geçiş hızı DCM (Dichlorometan)-DCA (Dikloroetan)>Benzen>TCE (Trikloroetan)>Toluen olarak belirlenmiştir. Kirletici geçiş hızının adsorpsiyon ile ilişkili olduğu tesbit edilmiş,

geosentetik kil tabakanın VOC'leri adsorplama kapasitesinin Toluen >TCE (Trikloroetan)> Benzen> DCM (Dichlorometan)-DCA (Dikloroetan) sırasını takip ettiği belirlenmiştir. Ayrıca VOC 'lerin difüzyon katsayıları $2 \cdot 10^{-10}$ - $3 \cdot 10^{-10}$ m²/sn değerleri arasında bulunmuştur. Bu değerler literatürde, sıkıştırılmış kil tabaka için elde edilen değerlerden daha düşüktür.

Haijian vd. [86] tarafından yapılan çalışmada, çok tabakalı bariyerlerden difüzyon ve adsorpsiyon prosesleri ile geçiş araştırılmıştır. Beş farklı taban sisteminin kirletici geçiş süresi bakımından karşılaştırıldığı çalışmada, kirletici konsantrasyonunun ve kütle akımının sürekli olduğu varsayımı yapılmıştır. Taban sisteminin altında organik kirleticilerin konsantrasyonlarını hesaplamak için kompozit taban örtüsünden tek boyutlu kirletici geçişinin analitik çözümü kullanılmıştır. Sonuç olarak hidrofobik kirleticilerin 2 m kalınlığında sıkıştırılmış kil tabakasından geçiş süresinin, geosentetik kil tabakasından geçiş süresinin 3-4 katı olduğu tesbit edilmiş, hidrofilik bileşikler için geomembran-sıkıştırılmış kil tabakasının geomembran- geosentetik kil tabakasından daha kuvvetli difüzyon bariyeri olduğu ve HDPE geomembranın hidrofobik bileşikler için hidrofilik bileşiklere oranla daha iyi geçirimsizlik sağladığı belirlenmiştir.

Varank, vd., [101] tarafından yapılan çalışmada, farklı alternatif kompozit taban sistemleri kullanılarak sızıntı suyundaki fenol bileşiklerinin (fenol, 2-CP, 2-MP, 3-MP, 4-MP, 2-NP, 4-NP, 2,4-DNP, 2,4-DCP, 2,6-DCP, 2,4,5-TCP, 2,4,6-TCP, 2,3,4,6-TeCP ve PCP) ve ağır metallerin(Pb, Cu, Zn, Cr, Cd ve Ni) yeraltı suyuna geçişi incelenmiştir. Bu çalışmada kullanılan alternatif tabaka sistemleri; R1: sıkıştırılmış kil tabakası (10 cm + 10 cm, $k=10^{-8}$ m/sn), R2: Geomembran (2mm HDPE)+ sıkıştırılmış kil tabakası(10 cm, $k=10^{-8}$ m/sn), R3: Geomembran (2mm HDPE)+ sıkıştırılmış kil tabakası(10 cm, $k=10^{-8}$ m/sn) + bentonit tabakası (2 cm) + sıkıştırılmış kil tabakası (10 cm, $k=10^{-8}$ m/sn) ve R4: Geomembran (2mm HDPE)+ sıkıştırılmış kil tabakası (10 cm, $k=10^{-8}$ m/sn) + zeolit tabakası (2 cm) + sıkıştırılmış kil tabakasıdır (10 cm, $k=10^{-8}$ m/sn). Reaktörlere İstanbul evsel katı atıklarını temsil eden katı atıklar doldurulmuştur ve sızıntı suyu geri devretirilerek çalıştırılmıştır. Çalışma sonucunda düzenli depolama tesislerinde tabaka sistemlerinde bentonit ve zeolitin kullanımıyla organik bileşiklerin(fenol bileşikleri) %35-50' sinin ve inorganik kirleticilerin (ağır metaller) %55-100'nün etkili bir şekilde yeraltı suyuna geçişinin azaltılabilirliği gözlenmiştir. Sızıntı suyu kirleticilerinin iz

konsantrasyonlarda yeraltı suyuna geçmesine rağmen, bu çalışma sonucunda geçen kirleticilerin önemli bir çevre sorunu olabileceği kanısına varmışlardır.

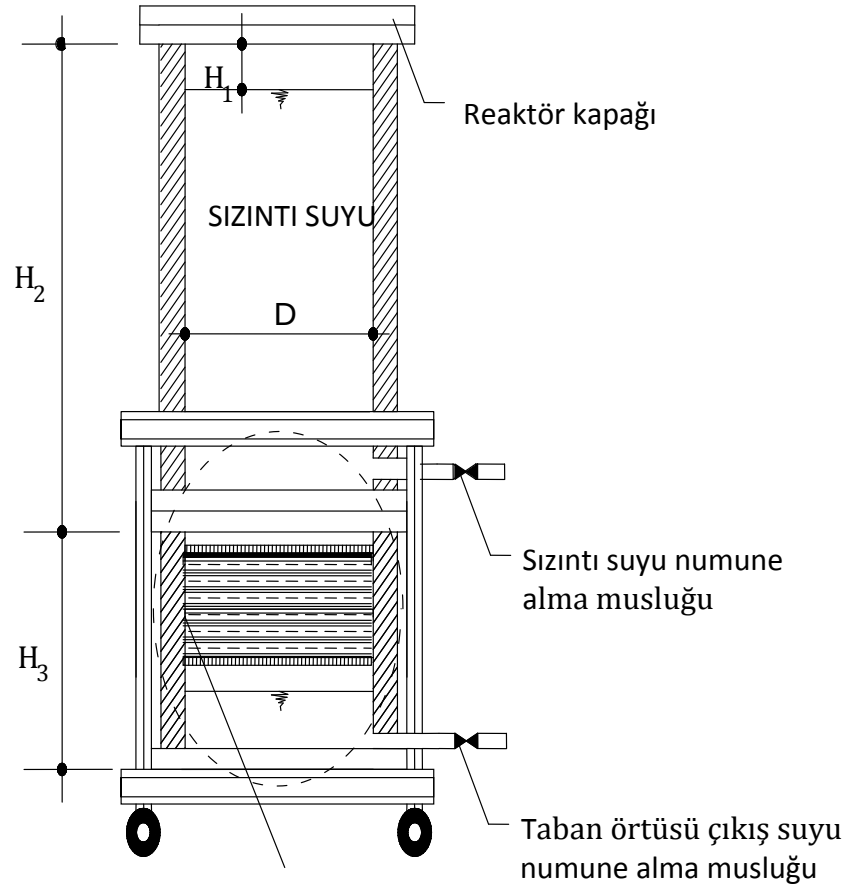
Varank, vd., [102] tarafından yapılan çalışmada, dört farklı alternatif taban sistemi kullanılarak organik ve inorganik kirleticilerin advectif ve difüziv taşınımları yaklaşık 540 gün boyunca araştırılmıştır. 14 farklı fenol bileşikleri ve 3 farklı inorganik kirleticilerin (Cu, Zn, Fe) taşınımının değerlendirilmesi için bir boyutlu(1D) advekiyon – dispersiyon taşınım modellemesini kullanmışlardır. 1D taşınım model sonucunda $4,77.10^{-10} \text{ m}^2/\text{sn}$ ila $10,67. 10^{-10} \text{ m}^2/\text{sn}$ aralığında değişen en yüksek moleküler difüzyon katsayıları fenol(R4), 2-MP(R1), 2,4-DNP(R2), 2,4-DCP(R1), 2,6-DCP(R2), 2,4,5-TCP(R2) ve 2,3,4,6-TeCP(R1) için tespit edilmiştir. Tüm reaktörler için $3,47.10^{-6}$ ila $5,37.10^{-2} \text{ m}^2/\text{sn}$ aralığında değişen Cu'ın dispersiyon katsayıları Zn ve Fe için elde edilen katsayılardan daha yüksek olduğu belirlenmiştir. R1, R2, R3 ve R4 reaktörleri için fenolik bileşiklerin ortalama moleküler difüzyon katsayıları sırasıyla $5,64.10^{-10}$, $5,37.10^{-10}$, $2,69.10^{-10}$ ve $3,29.10^{-10} \text{ m}^2/\text{sn}$ olarak elde edilmiştir. Bu çalışmanın diğer bir bulgusu ise tabaka sistemi olarak bentonit ve zeolitin kullanımıyla fenolik bileşiklerin yeraltısuyuna geçişinin %35-50 oranında azaltılabildiğidir.

MATERYAL METOT**4.1 Pilot Ölçekli Reaktörler**

Düzenli depo sahalarında oluşan sızıntı suyunun alternatif taban sistemlerinden geçişinin incelenmesi maksadıyla laboratuvar ölçekli her biri 40 cm iç çap ve 80 cm yüksekliğe sahip olan 10 adet reaktör kullanılmıştır. Reaktörlerin yapımında 0,5 cm kalınlığında 6 atü basınca dayanıklı borular kullanılmıştır. Taban örtülerini yerleştirmek maksadıyla reaktörler, alt kısmı 40 cm ve üst kısmı 40 cm olmak üzere iki ayrı parçadan oluşturulmuştur. Taban örtüsünün üst kısmına sızıntı suyu, alt kısmına ise yeraltı suyunu temsilen saf su doldurulmuş ve numune alma muslukları yerleştirilmiştir. Reaktör taban sistemleri için kil, bentonit, kaolen ve zeolit kullanılmıştır. Kullanılan reaktörlere ait detaylar Şekil 4. 1-Şekil 4. 3' te, reaktörlere taban örtüsü olarak yerleştirilen malzemeler ve oranları ise Çizelge 4. 1'de verilmiştir.

Çizelge 4. 1 Kullanılan reaktörler ve taban örtü sistemleri

Reaktör	Taban Örtüsü
R1	% 100 Kil
R2	% 100 Bentonit
R3	% 100 Kaolen
R4	% 100 Zeolit
R5	% 50 Kil + % 50 Bentonit
R6	% 50 Kil + % 50 Kaolen
R7	%80 Kil + % 20 Zeolit
R8	% 80 Bentonit + % 20 Zeolit
R9	% 90 Kil+ % 10 Sönmemiş kireç
R10	% 90 Bentonit+ % 10 Sönmemiş kireç



Taban örtüsü köşelerinde geomembran için sızdırmazlık sağlanmıştır.

Şekil 4. 1 Reaktörlerin şematik görünüşü



Şekil 4. 2 Reaktörlerin zemin tabakalarının doldurulması



Şekil 4. 3 Reaktörlerin genel görünümü

4.2 Deneysel Çalışmalar

Tez kapsamında yapılan deneysel çalışmaları, sızıntı suyu analizleri, distile su analizleri ve taban malzemeleri zemin analizleri ana başlıkları altında toplamak mümkündür. Bu bölümde çalışma kapsamında gerçekleştirilen analizlere ait yöntemler açıklanmıştır.

4.2.1 Zemin Analizleri

Düzenli depo sahalarında taban geçirimsizliğini sağlamak amacıyla kullanılabilirliği araştırılan doğal örtü materyallerinden kil, bentonit, kaolen, zeolit ve bu malzemelerin belli oranlarda hazırlanan karışımlarının fiziksel, mekanik ve fiziko-kimyasal özellikleri şebeke suyu kullanılarak deneysel olarak belirlenmiştir. Ayrıca kıvam limitlerine sızıntı suyunun etkisi de araştırılmıştır. Çalışmada kullanılan zemin analizleri deney yöntemleri Çizelge 4. 2’de verilmiştir.

Çizelge 4. 2 Zemin analizleri ve deney yöntemleri

Parametre	Analiz yöntemi
Fiziksel Özellikler	
Özgül ağırlık	ASTM D854
Atterberg Kıvam Limitleri	ASTM 4318-1960-D427
Dane Çapı Dağılımı	ASTM D421-D422
Zeminlerin Sınıflandırılması	TS 1900
Mekanik Özellikler	
Kompaksiyon deneyi	ASTM D 698 – D1557
Fiziko-Kimyasal Özellikler	
pH	Toprak Analizi Metotları
Elektriksel iletkenlik	Toprak Analizi Metotları
Su muhtevası	Toprak Analizi Metotları
Organik madde muhtevası	Toprak Analizi Metotları
Katyon Değişim Kapasitesi	Bakır Bisetilendiamin Kompleks Metodu

4.2.1.1 Su Muhtevası Tayini

Su muhtevası zemin içindeki su miktarının (kütlesinin) zeminin kuru kütlesine oranıdır. Numune darası alınmış porselen kaplara belirli miktarlarda alınır. Etüvde 103-105 °C’de

24 saat kurutulur. Desikatöre alınan numune oda sıcaklığına getirildikten sonra tartılır.

Elde edilen değerlerle aşağıdaki bağıntı kullanılarak su muhtevası hesaplanır.

$$SM = \frac{K_{yaş} - K_{kuru}}{K_{kuru} - K_{dara}} \cdot 100 \quad (4.1)$$

$$KM = \frac{K_{kuru} - K_{dara}}{K_{yaş} - K_{dara}} \cdot 100 \quad (4.2)$$

SM: Su Muhtevası (%)

K_{dara} : Porselen Krozenin Darası (gr)

$K_{yaş}$: Numunenin Yaş Ağırlığı + K_{dara} (gr)

K_{kuru} : Kurutulmuş Numunenin Ağırlığı + K_{dara} (gr) [103].

4.2.1.2 Organik Madde Muhtevası

Katı atıklarda yanan kısım atığın organik madde muhtevası, yanmayan kısmını oluşturan su ve kül ise atığın inorganik madde muhtevasını oluşturmaktadır.

Organik madde muhtevası, 105 °C’de etüvde kurutulan numunelerin 550 °C’de kül fırınında 4 saat süreyle yakılmasıyla belirlenir. Kül fırınında 4 saat süreyle yakılan porselen kaplar içindeki numuneler desikatöre alınır ve numuneler tekrar tartılır. Organik madde muhtevası O_m (%) şu şekilde hesaplanır:

$$Om(\%) = \frac{a-b}{a-c} \quad (4.3)$$

a= Yakmadan önce numunenin kapla birlikte ağırlığı (gr)

b= Yakmadan sonra numunenin kapla birlikte ağırlığı (gr)

c= Kabin ağırlığı (gr) [103].

4.2.1.3 Piknometre Deneyi

Dane birim hacim ağırlık, belli hacimdeki zemin tanelerinin havadaki ağırlığının, aynı sıcaklıkta (+4 C⁰ de) eşit hacimdeki saf suyun havadaki ağırlığına oranıdır. Bu deneyin amacı, zemin malzemesinin dane birim hacim ağırlığını belirlemektir.

Piknometre şişesine kısa bir süre vakum uygulandıktan sonra belirli hacim işaretine kadar su ile doldurulur. İçi havası alınmış su ile dolu piknometre şişesi (M1) hassas terazide tartılır, bu değer kaydedilir ve piknometre şişesi boşaltılır.

Kurutulmuş ve ezilip toz haline getirilmiş olan zemin numunesinden 10 g zemin numunesi (Mz) alınarak ağırlığı belirlenmiş piknometre şişesi içerisine konur ve şişenin 2/3'ü kadar su doldurularak piknometre şişesine en az 20 dakika kuvvetli bir vakum uygulanır. Bu sırada piknometre şişesi sarsılarak içerisindeki hava kabarcıklarının çıkışı sağlanır ve hava kabarcıklarının çıkışı bitinceye kadar vakum uygulanmaya devam edilir. Vakumlama işlemi bittikten sonra belirli hacim işaretine kadar dikkatli bir şekilde havası alınmış su ile tamamlanır ve piknometrenin ağzı kurulanır. Piknometre şişesi ve içerisindeki zemin su karışımı (M2) tartılır ve değerler kaydedilir [104]. Aşağıdaki formülden hesaplanır.

$$\gamma_s = \frac{M_z}{M_z - (M_2 - M_1)} \quad (4.4)$$

4.2.1.4 Kompaksiyon

Zeminin boşluklarındaki havanın mekanik yöntemlerle çıkartılarak danelerin birbirine yaklaşmasını sağlamak ve böylece danelerin daha sıkı yerleşime sahip olmasını sağlayarak zeminin daha dayanıklı olmasını sağlayan zemin iyileştirme yöntemlerinden biridir.

Arazide sıkıştırma işlemi yapılabilmesi için öncelikle arazide ulaşılması istenen kuru birim hacim ağırlık ve bu değere ne kadarlık bir su muhtevasında varılabileceğini belirlemek gerekir. Bu amaçla laboratuvar ortamında kompaksiyon deneyi gerçekleştirilmelidir. Kompaksiyon deneyi ile arazide sıkıştırılacak zeminin maksimum kuru birim hacim ağırlığı ve bu birim hacim ağırlığına ulaşılan su muhtevası (optimum su muhtevası) değeri tespit edilmektedir. Laboratuvar ortamında iki farklı kompaksiyon deneyi yapılabilir. Bunlar Standart Proctor ve Modifiye Proktor Deneyleridir.

Arazide sıkıştırma işlemine tabi tutulacak zeminden bir kaç kg'lık bir numune alınır. Bu numune kurutulmuş 4 no'lu elekten elenir. Kurutulmuş ve 4 no'lu elekten elenmiş zeminden tartılarak ağırlığı belirlenen bir kütle bir leğen içerisine alınır. Numune ağırlığının belirli oranları gözönüne alınarak zemin içerisine damıtılmış su ilave edilerek mala yardımıyla su ve zeminden oluşan homojen bir karışım oluşturulur. Bu karışımdan alınan bir kütle sert ve düzgün bir satıh üzerinde bulunan ve üzerine geçici olarak bir yaka takılmış kompaksiyon kalıbına Standart Proctor Deneyi yapılacaksa 3 tabaka; Modifiye Proctor Deneyi yapılacaksa 5 tabaka halinde serilir. Serilen her bir tabaka kompaksiyon tokmağı ile sıkıştırılmalıdır. Eğer Standart Proctor Deneyi yapılıyorsa her bir tabaka 2,5 kg ağırlığındaki bir tokmağın yaklaşık 30,5 cm yüksekten 25 defa düşürülmesi ile; yok eğer Modifiye proctor deneyi yapılıyorsa her bir tabaka 4,5 kg ağırlığındaki bir tokmağın yaklaşık 45 cm yüksekten 25 defa düşürülmesi ile sıkıştırılır. Sıkıştırma işlemi tamamlandıktan sonra yaka çıkarılır. Kalıptan taşan fazla zemin bir spatula ile alınır. Kalıp içindeki zeminin üst yüzü düzlenir ve kalıp içerisindeki zeminin ağırlığı (yaş ağırlık) bir terazi yardımıyla belirlenir. Yaş ağırlık belirlendikten sonra zemin kalıp içersinden çıkartılır. Üst, orta ve alt kısımlardan olmak üzere birer parça zemin numunesi alınır, cam kaplara ayrı ayrı konulur, hassas terazide her biri ayrı ayrı tartılır, kap+yaş numune olarak bu ağırlıklar kaydedilir, ve cam kaplar kurutulmak üzere etüve konulur. Deney aynı zemin numunesi üzerinde artarak değişen su muhtevalarında 4-5 kez tekrarlanır. Burada amaç 24 saat sonra su muhtevalarını belirlemek ve aşağıdaki formül yardımıyla ulaşılmış kuru birim hacim ağırlık (γ_k) değerlerini tespit etmektir.

$$\gamma_k = \frac{\gamma_n}{1+w} \quad (4. 5)$$

$$\gamma_n = \frac{W(yaş\ ağırlık)}{V(kalıp\ hacmi)} \quad (4. 6)$$

Her bir deney için elde edilen kuru birim hacim ağırlık ve su muhtevaları arasındaki ilişki düşey ekseninde birim hacim ağırlıklar yatay ekseninde ise su muhtevaları olmak üzere grafik haline dönüştürülür. Çizilen eğrinin pik noktasının ordinatı arazide zeminin sıkıştırılabileceği kuru birim hacim ağırlığının maksimum değerini; apsisi ise maksimum kuru birim hacim ağırlığı elde edebilme için zeminin sahip olması gereken su muhtevası (optimum su muhtevası) değerini verir [104].



Şekil 4. 4 Standart Proktor Kalıp ve Tokmağı [104]

4.2.1.5 pH

Numunelerin pH'sı 1:10 oranında hazırlanmış materyal saf su süspansiyonunda cam elektrotlu pH metre ile ölçülür. 1:10 oranına uygun olarak numunelere saf su eklenir ve numuneler mekanik çalkalayıcıda 1 saat çalkalanır. Daha sonra numuneler süzülerek pH elektrotu ile numunenin pH'sı ölçülür [103].

4.2.1.6 Elektriksel İletkenlik (EC)

Numunelerinin elektriksel iletkenliği 1:10 oranında hazırlanmış materyal saf su süspansiyonu 1 saat çalkalanır, Whatman 42 filtre kâğıdı yerleştirilmiş Buchner hunisinden süzülür ve numunede sıcaklık dikkate alınarak EC elektrotu ile ölçülür [103].

4.2.1.7 İri Daneli Zeminlerde Dane Çapı Dağılımının Bulunması (Elek Analizi)

İri daneli zeminlerde dane çapı dağılımının bulunması için Standart Metot (Yıkamalı Eleme) kullanılır. Bu metot, bir zeminde, ince kum boyutunda ($> 0.075\text{mm}$) ve daha iri danelerin dane çapı dağılımının belirlenmesi için kullanılmaktadır. Zemindeki kil ve siltin toplam miktarı hesaplanabilmektedir.

Bir zeminin içerdiği danelerin biçimi, boyutu ve bunların yüzde olarak dağılımı, özellikle iri daneli ortamda fiziksel ve mekanik özellikleri etkiler. Buna bağlı olarak zeminlerin sınıflandırılması öncelikle dane dağılımı özellikleri gözönüne alınarak yapılır. Zemin mekaniğinin ilgilendiği dane boyutları 100 mm ile 2 mikron aralığında değişir.

İri daneli zeminlerde danelerin dağılımı bazı katsayıların tarifi ile mümkün olmaktadır. Bu katsayılar silt ve killer için geçerli olmaz. Örnek içinde ağırlık olarak %10 dan küçük

bölümü oluşturan danelerin en büyük çapına “Efektif Çap” (D_{10}) denir. Bir başka deyişle numunenin %90’ı bu çapları içermektedir. Bu tarifle zeminin tipik boyutu gösterilmiş olur. Zeminin “Üniformluk Katsayısı” zeminin en iri %40’ının en küçük boyutunun (D_{60}) , efektif çapa oranıdır.

$$C_u = D_{60} / D_{10} \quad (4. 7)$$

C_u ’nun bire yakın olduğu dane dağılımına “uniform”, 4 ten yüksek olduğu dağılımlara “iyi derecelenmiş” denir

“Süreklilik Katsayısı” ise üniform veya düzgün granülometrilik bir zeminde bazı boyutların eksik veya fazlalığını gösteren, kabaca dane dağılım eğrisinin yarıçapını yansıtan katsayıdır.

$$C_c = (D_{30})^2 / D_{10} * D_{60} \quad (4. 8)$$

$1 < C_c < 3$ koşuluyla sağlanır ve bunu sağlamayan karışımlara süreksiz dane dağılımı denir. Dane dağılımının sürekli olması danelerin daha düzenli dizilerek yüksek sıkışma olanağı sağlaması sonucunu verir.

4.2.1.8 İnce Daneli Zeminlerde Dane Çapı Dağılımının Bulunması (Hidrometre Analizi)

Bu yöntem, bir zeminde, ince danelerin dane çapı dağılımının bulunması için yapılmaktadır. Numunenin 80 mikronluk (200 nolu elek) elekten geçen bölümünün %10’dan daha az olduğunu gösterdiği durumlarda, burada anlatılan biçimiyle bu deney uygulanamaz. Numune 80 mm’lik elekten geçirilmişse deney geçen malzeme üzerinde yapılabilir.

Örselenmiş numunelerin deneye hazırlanması metoduna uygun olarak elde edilen havada kurutulmuş numuneden yaklaşık olarak 50 g ağırlığında numune alınır. Numune 0,01 g hassasiyetle terazide tartılarak geniş ağızlı porselen kaba yerleştirilir. Üzerine 125 ml sodyumhexametaphosphat ($NaPO_3$) çözeltisi eklenerek süspansiyon haline getirilir, bir kaç dakika süreyle cam çubukla hafifçe karıştırılır ve porselen kap içindeki numuneler 24 saat süreyle bekletilir. Bu işlem; kil, bentonit, kalolen ve zeolit zemin numuneleri için ayrı ayrı yapılır.

24 saat beklemenin ardından süspansiyon, 1000 ml'lik mezüre aktarılır ve damıtık su eklenerek 1000 ml'ye tamamlanır. Mezürün ağzı lastik bir tıpa ile kapatılır ve mezür içinde homojen bir süspansiyon oluşana kadar sert bir biçimde çalkalanır. Çalkalama işlemi tamamlandıktan sonra mezür, düz bir yüzey üzerine oturtulur ve kronometre çalıştırılarak hidrometre yüzme durumunun az altına gelene kadar süspansiyona daldırıldıktan sonra serbestçe yüzmeye bırakılır. Kronometreye bakılarak 1/2, 1, 2 ve 4'üncü dakikalarda hidrometre okumaları alınır. Bundan sonra hidrometre, yavaşça süspansiyondan çıkarılır, damıtık suyla yıkanmış ve zemin süspansiyonu ile aynı sıcaklıkta tutulan damıtık su dolu diğer bir mezür içinde bekletilir. Kronometre 8' inci dakikaya yaklaşırken (yaklaşık olarak 15 saniye kala) hidrometre yeniden süspansiyona daldırılır ve hidrometre okuması yapıp kaydedilir. Okuma alındıktan sonra hidrometre çıkarılır, yıkanır ve damıtık su içine yerleştirilir. Aynı biçimde, 15 ve 30'uncu dakikalarda ve 1, 2, 4, 8 ve 24'üncü saatlerdeki hidrometre okumaları gerçekleştirilir. Su banyosunun kullanılmadığı deneylerde süspansiyonun sıcaklığı, ilk 15 dakikada bir kez ve daha sonraki her okumadan sonra ölçülüp kaydedilir.

4.2.1.9 Atterberg Limitleri

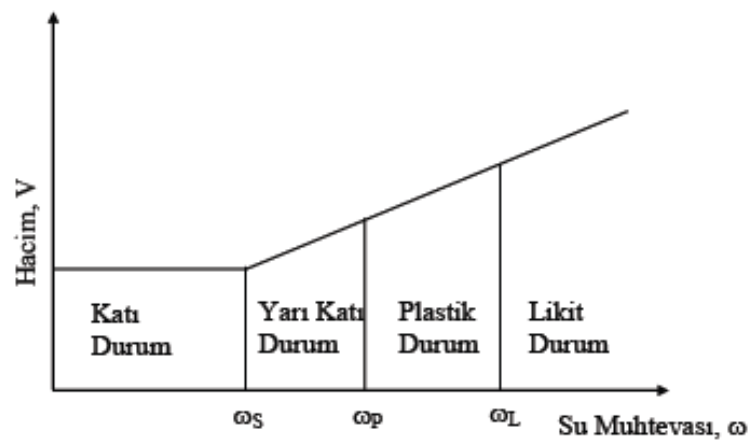
Kıvam limitleri, zemin davranışının önemli bir göstergesidir. Zeminlerin geçirimsizlik, sıkışabilirlik, şişme, çatlak oluşumu ve kayma dayanımı gibi birçok mühendislik özellikleri kıvam limitleri ile ilişkilidir. Bu sebeple, zeminlerin belirlenmesinde uzun süren bazı özelliklerinin tahmininde kıvam limitleri ile yapılan çalışmalar kabul edilebilir bir doğrulukla kullanılabilir.

İnce daneli zeminlerin (0,075 m'den daha küçük boyutta) mühendislik özellikleri boşluklarında yeralan su miktarına bağlı olarak değişmektedir. İnce daneli zeminlerin su muhtevası değiştikçe kıvamı da değişmektedir. Belirli bir sınır su muhtevası değerine kadar katı kıvamda (ws) iken, bu sınır su muhtevası değerinden belirli bir sınır su muhtevası değerine kadar plastik davranış sergilemektedir. Belirli bir sınır su muhtevası değerinden daha büyük su muhtevasına sahip iken ise akıcı bir kıvamda olmaktadır. Bu sınır su muhtevalarının hepsine birden kıvam limitleri denilmekte olup ilk olarak Atterberg (1911) tarafından bulunduğundan Atterberg Limitleri de denilmektedir. Başlıca üç kıvam limiti (veya Atterberg Limiti) tanımı kullanılmaktadır. Kıvam limitlerinin

küçükten büyüğe doğru aldıkları isim ise sırası ile rötre limiti, plastik limit ve likit limitdir.

Rötre limiti (w_s); zeminin yarı plastik bir malzemeden katı bir malzemeye dönüştüğü su muhtevasıdır. Plastik limit (w_p); zeminin plastik bir malzemeden yarı plastik bir malzemeye dönüştüğü su muhtevasını ifade etmektedir. Likit limit (w_L); zeminin viskoz bir sıvıdan plastik bir kıvama dönüştüğü su muhtevasıdır.

Su muhtevasına bağlı olarak zeminin hacminde meydana gelen değişimlerin kıvam limitleri ile ilişkisi Şekil 4. 5'te gösterilmiştir.

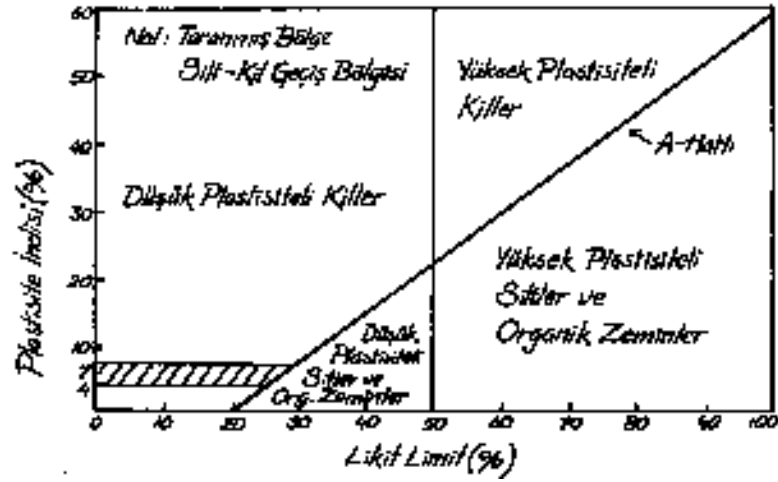


Şekil 4. 5 Zeminlerde su muhtevası-hacim değişimi davranışı

Likit limit değerine kadar su muhtevası değişimleri ile hacim değişimi arasında doğrusal bir ilişki varken likit limit ile plastik limit arasında bu ilişki doğrusal olmaktan uzaklaşmakta, rötre limiti değerinden sonra ise zeminin hacmi sabit kalmaktadır (daha fazla kuruma zemin hacminde azalmaya yol açmaktadır). Likit limit ile plastik limit arasında kalan su muhtevalarında zemin plastik davranış gösterdiği için, bu iki limitin farkı plastisite indisi ($I_p = W_L - W_p$) ile tanımlanmaktadır. Plastisite indisi, zeminin plastik davranış gösterdiği su muhtevaları aralığının genişliğini göstermektedir. Likit limit ve plastisite indisinin birlikte değerlendirilmesi zeminin plastisitesinin bir ölçüsü olarak kullanılmaktadır.

Şekil 4. 6'da gösterilen Casagrande plastisite kartında, $W_L = \% 50$ 'den geçen düşey doğru ile A-hattı olarak bilinen eğik doğrunun ayırdığı dört bölge tanımlanmaktadır. Yüksek plastisiteli zeminlerin $W_L = \% 50$ doğrusunun sağında, düşük plastisiteli zeminlerin ise bu doğrunun solunda yer aldığı kabul edilirken, A-hattının üstündeki

zeminler killeri, altındaki zeminler ise siltleri oluşturmaktadır. Casagrande plastisite kartı olarak bilinen bu şekildeki taranmış alana düşen zeminlerin ise düşük plastisiteli siltler ile killeri arasında geçiş bölgesi oluşturduğu kabul edilmektedir.



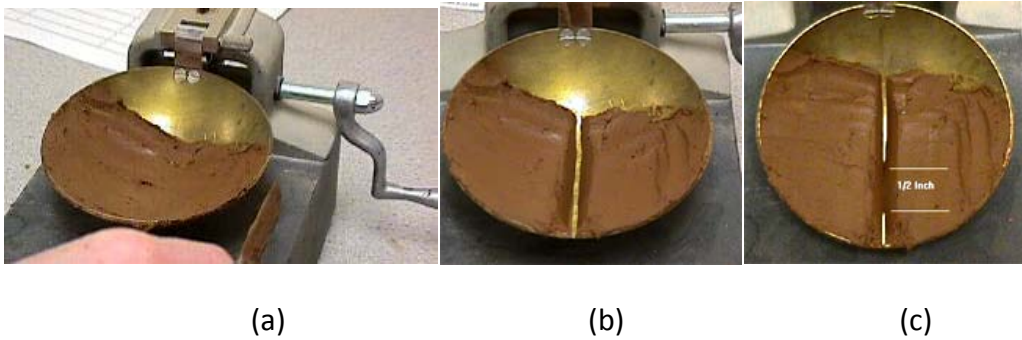
Şekil 4. 6 Casagrande plastisite kartı

Likit limit deneyi

Likit limit deneyinde Cassagrande yöntemi kullanılmıştır. 40 No'lu elekten geçen malzemeden (0,42 mm) 200 g ağırlığında numune alınır ve zeminin 40 No'lu elekten geçen yüzdesi kaydedilir. Numune yarım küre şeklinde porselen bir kâsenin içine koyularak damıtık su katılarak, pek ve homojen bir hamur durumuna gelene kadar spatulayla iyice karıştırılır. Elde edilen zemin-su karışımından bir miktar alınarak likit limit (Cassagrande tipi) kabı içine yerleştirilir. Bu kap Şekil 4. 7'de gösterilmektedir. Numune yüzeyi tabana paralel olarak düzlenir ve oluk açma bıçağı, menteşenin ortasından geçen çap boyunca kap içinde hareket ettirilerek, numune ikiye bölünür. Krank kolu saniyede 2 devirlik bir hızla çevrilerek, iki yanda kalan zemin, oluğun dip kısmında 13 mm boyunca birbirine değene kadar, kap kaldırılıp düşürülür. Değmenin sağlandığı kesimin uzunluğu, oluk açma bıçağının ucuyla veya bir cetvelle ölçülür ve oluktaki bu kapanmayı sağlayan düşüş sayısı kaydedilir. Oluğun kapanmış olan kesiminin çevresinden spatulayla alınan yaklaşık olarak 10 g ağırlığında numune, deney kabına konularak su muhtevası ölçülür. Aynı numune kullanılarak ve su muhtevası gittikçe artırılarak deney üç defa tekrarlanır. Seçilen başlangıç su ve deney sırasında

eklenen su miktarları, elde edilen düşüş sayılarının 10 ile 50 arasında eşit aralıklarla dağılmasını sağlayacak biçimde ayarlanır.

Her denemede elde edilen su muhtevasına karşı düşüş sayısı, yarı logaritmik bir grafik kâğıdı üzerine işaretlenir. Bu işlem için, su muhtevası değerleri aritmetik ordinat eksenini boyunca, düşüş sayısı ise logaritmik olarak apsis eksenini boyunca işaretlenerek elde edilen noktalara en uygun doğru çizilir. Elde edilen “akış doğrusu” üzerinde 25 düşüş karşısındaki su muhtevası belirlenir.



Şekil 4. 7 Likit limit deney düzeneği

Plastik limit deneyi

Örselenmiş maddelerin deneye hazırlanması metoduna uygun olarak elde edilmiş 40 No.'lu elekten geçen 20 g numune alınır. Açıkta kurutulmuş zemin homojen duruma gelene ve küçük bir top biçimini alabilecek kadar plastik olana kadar cam plaka üzerinde damıtık su ile iyice karıştırılıp yoğrulur. Böylece hazırlanmış numune yaklaşık iki eşit parçaya bölünür ve her iki parçadaki küre şeklindeki numune silindirik makarna şeklini alana kadar cam plaka ile el ayası arasında yuvarlanır. Numune çapı 3 mm ye düştüğü anda çatlama ve kopma meydana gelene kadar işlem sürdürülür. Dağılan numune parçaları toplanıp bir kaba konularak su muhtevası ölçülür.

4.2.1.10 Aktivite Katsayısı ve Şişme Potansiyeli

Aktivite, bir zemin içersindeki kil boyutundaki danelerin plastisite indeksinin, zemin içersindeki kil boyutundaki tanelerin yüzdesine oranıdır. Aktivite katsayısının 0,75'den küçük olduğu killer aktif olmayan killer; 1,25'ten büyük olduğu killer aktif killer; 0,75 – 0,25 arasında olduğu killer normal killer olarak sınıflanmaktadır.

Suya doygun olmayan bazı killi zeminlerin su emerek hacminin artmasına şişme denir. Şişme potansiyeli, bir zemin numunesinin belirli bir yük altında suya doygun hale gelinceye kadar oluşan hacim artışının, numunenin başlangıçtaki hacmine oranıdır. Kısaca, belirli bir yük ve su muhtevası altında zemin numunesinde meydana gelen hacimsel artış yüzdesidir. Şişme potansiyeli, aktivite ve kil boyutundaki tanelerin ilişkisiyle saptanır; ve zeminin hacminin artmasıyla sonuçlanan bir zemin davranışı şeklindedir.

Şişme potansiyeli yüksek zeminler kuruduklarında büzülmeye maruz kalırlar. Bu özellik zeminlerde deformasyonlara yol açtığından mühendislik açısından istenmeyen bir durumdur. Bir zemin tabakasında su muhtevasının artması sonucu ortaya çıkacak kabarmalar zeminin yüklenmesine göre önemli veya önemsiz olabilir. Örneğin özgül şişme miktarı oldukça büyük olan montmorillonit kili üzerine uygulanan yük etkisi ile zemin şişme potansiyeli açısından çok farklı durumlarda bulunabilir ve hatta hiç şişme göstermeyebilir. Genel olarak, ince daneli zeminlerin plastisite indisi arttıkça şişme potansiyeli artmaktadır [104].

4.2.1.11 Katyon Değişirme Kapasitesi

Numunelerin katyon değişirme kapasitesi Bakır Bisetilendiamin Kompleks Metotuna göre belirlenmiştir. Bu yöntem yük dengesizliğini giderebilmek için gerekli katyon miktarını belirlemek için yapılır.

50 ml 1M CuCl_2 , $[\text{Cu}(\text{en})_2]^{+2}$ kompleks oluşumunu sağlamak için 102 ml 1M etilendiamin çözeltisi ile karıştırılır. Aminin fazlası komplekslerin tam oluşumunu sağlar. Bu çözelti 1 litraye saf su ile seyreltilerek 0,05 M'lık çözelti elde edilir.

0,5 gr kurutulmuş toprak numunesi erlenmayerde 5 ml'lik kompleks çözelti ile karıştırılır ve 25 ml'ye saf suyla tamamlanır. Daha sonra karışım termostatik su banyosunda ve santrifüjde 30 dk'lık süreyle karıştırılır. İyodometrik yöntemle süpernatantta kalan(üst faz) kompleksin konsantrasyonu belirlenir. Bunun için ise, 5 ml süpernatant $[\text{Cu}(\text{en})_2]^{+2}$ kompleksini yok etmek için 5 ml 0,1 M HCl'lik asitle karıştırılır Birim çözelti başına 0,5 gr KI eklenir. Karışım nişasta indikatörü kullanılarak 0,02 M $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$ ile titre edilir. Aşağıdaki formülle hesaplanır.

$$CEC(meq/100\text{ gr})=\frac{M*S*V*(x-y)}{100*m} \quad (4.9)$$

Burada;

M: Kompleksin molar kütlesi

S: Tiyo çözeltisinin konsantrasyonu

V: İyodometrik titrasyon için alınan kompleksin hacmi (ml)

m: Alınan adsorbentin kütlesi (gr)

x: Kör titrasyonu için tiyo'nun hacmi (ml) (adsorbent yokken)

y: Titrasyon için gerekli tiyonun hacmi (adsorbent varken) [105].

4.2.1.12 Minerolojik Analizler

Çalışmada kullanılan malzemelerin BET analizleri Quantachrome Ins. Marka Quadrasorb SI Model BET cihazıyla, SEM analizleri Zeiss Marka EVO LS 10 model SEM cihazıyla ve FT-IR analizleri Perkin Elmer Marka Spectrum 100 Model FT-IR cihazıyla gerçekleştirilmiştir [103].

4.2.2 Sızıntı Suyu ve Yeraltı Suyu Analizleri

Sızıntı suyu ve yeraltı suyunu temsil eden distile su bileşenleri, reaktörlerin numune alma musluklarından numune alınarak gerçekleştirilmiştir. Distile su ölçümleri ilk iki ay 15 günlük daha sonraki iki ay ise aylık periyotlarla gerçekleştirilmiştir ve analizler için gerekli olan numuneler bu esnada alınmıştır. Çalışma kapsamında gerçekleştirilen analizler APHA[106]'da verilen standart yöntemlere göre gerçekleştirilmiştir.

Reaktörlerin üst bölümüne konulan sızıntı sularının karakterizasyonu için pH, EC, KOİ, BOİ, TOK, Cl⁻, TKN, NH₃, TP, SO₄⁻² ve fenol ve fenol bileşikler, reaktörlerin tabanında yer alan ve yeraltı suyunu temsil eden distile sularda ise pH, iletkenlik, TOK, Cl⁻, TN parametreleri ve fenol ve fenol bileşikleri analiz edilmiştir. Çalışma süresince yapılan analizlere ait yöntemler Çizelge 4. 3'te verilmiştir.

Çizelge 4. 3 Sızıntı suyu ve distile su analizleri

Parametre	Analiz yöntemi
pH	Eutech pH 510 Metre
İletkenlik	Eutech CON 510
KOİ (Kimyasal Oksijen İhtiyacı)	APHA (2005) 5220-B
BOİ	APHA(2005) 5210-B
TOK	APHA (2005)-5310 B
Cl ⁻ (Klorür)	APHA (2005) 4500-Cl ⁻
NH ₃	4500 NH ₃ -C
TKN	APHA(2005) 4500-Norg-B
TN	APHA (2005) 5310 B
TP	APHA(2005) 4500 P-B
SO ₄ ⁻²	APHA(2005) 4500-SO ₄ ⁻² E

4.2.2.1 TOC – TN Analizleri

Sızıntı sularının ve reaktörlerin tabanında yer alan distile suların toplam organik karbon ve toplam azot muhtevaları Hach-Lange marka, IL 550 TOC-TN model cihaz kullanılarak yüksek ısıda termal oksidasyon yöntemi ile tesbit edilmiştir.

4.2.2.2 Fenol ve Fenol Bileşikleri Analizleri

Reaktörlere doldurulan sızıntı suyu içerisinde bulunması muhtemel olan ve yeraltısuyunu temsil eden distile suyuna geçen fenol ve fenol bileşikleri katı faz mikroekstraksiyon (SPME) yöntemi kullanılarak ekstrakte edilmiş ve gaz kromatografi (GC/FID) cihazı ile tayini gerçekleştirilmiştir.

Sızıntı suyunda fenoller gibi organik kirleticilerin tayini diğer su ve atıksu analizlerine göre daha zordur. Bu durum sızıntı suyunun kompleks yapısından ve içerdiği humik ve fulvik asitler ile tuz konsantrasyonlarının yüksek olmasından ve bunların girişimlere sebep olmasından ileri gelmektedir. Ayrıca söz konusu kirleticiler çok değişik konsantrasyonlarda bulunabileceğinden uygulanacak yöntemin çok geniş bir konsantrasyon aralığında etkili olması gerekmektedir. Sıvı numunelerde fenollerin tayini genel olarak sıvı-sıvı ekstraksiyonundan sonra ECD veya FID detektöre sahip gaz kromatograf cihazı ile gerçekleştirilmektedir. Sızıntı suları, analizlerde girişimlerden kaçınmak için spesifik ekstraksiyon prosedürleri gerektiren yüksek organik madde

içerikli kompleks sıvılardır. Çünkü klorofenoller asidik ve polarite koşullarında farklı davranış göstermekte ve sızıntı suyu ile kirleticiler arasında farklı etkileşimler oluşmaktadır [11]. Bazı çalışmalar sıvı-sıvı ekstraksiyonun yerine sulu örneklerde klorofenolleri ekstrakte etmek için katı faz mikroekstraksiyon (SPME) tekniğini alternatif olarak tanımlamışlardır. SPME, numune ve katı faz fiber kaplama arasında konsantrasyon dengesi esasına dayanan bir yöntemdir. Bu dengenin kurulması genellikle hızlıdır. SPME sıvı çözeltilerden organik bileşiklerin ekstraksiyonunda yaygın şekilde uygulanır. SPME fiberler üzerindeki sabit fazlar genellikle polidimetilsiloksan (PDMS), divinilbenzen (DVB), poliakrilat (PA), karboksen (CAR) ve karbovakstır [72]. SPME metodu, hızlı bir metottur ve solvent kullanılmaz. Numune sıcaklığı, pH ve tuzluluk, ekstraksiyon süresi ve numunenin karıştırılıp karıştırılmadığını içeren birçok faktör SPME tekniğinin verimini etkileyebilir [107].

pH değeri SPME prosesinde önemli bir rol oynar. Çünkü çözeltinin pH' ısı kirleticilerin durumunu ve çözünürlüğünü etkiler. Genellikle pH değerleri analitlerin yükünü değiştirerek ekstraksiyon verimliliğini etkiler. Mevcut literatür verileri ekstrakte edilen klorofenollerin miktarının düşük pH' larda arttığını göstermektedir. Düşük pH'larda klorofenollerin asit-baz dengesini fiber için çekiciliği daha yüksek olan nötral forma doğru değiştirir [11, 71, 72].

Ho, vd.,[72] sızıntı suyunda dört klorofenolün ekstraksiyonu için yeni SPME yöntemi geliştirmişlerdir. Çalışmada sırasıyla 1 ila 8 ve % 0 ila %35 aralığında numunenin pH ve tuz (iyonik kuvvet) etkisini araştırmışlardır. Elde edilen sonuçlar tüm klorofenollerin geri kazanımlarının azalan pH değeri ile arttığını göstermiştir. Ekstraksiyon verimliliğinin ise ilave edilen tuz miktarıyla değişmediği gözlenmiştir.

Lee, vd., [71] sızıntı suyunda beş klorofenolün hesaplanması için GC-MS ile SPME'yi geliştirmişlerdir. SPME deneysel prosedürü poliakrilat kaplı fiberle 40 dakika ekstraksiyon süresince pH 1'de optimize edilmiştir. Çeşitli çalışmalar göstermiştir ki fenoller, iyi geri kazanım $\mu\text{g/l}$ seviyesinin de altında algılama limitleriyle SPME ile ekstrakte edilebilir. Riberio vd.,[11] sızıntı suyunun içerdiği fenol ve 13 klorofenolün belirlenmesi için SPME'yi araştırmıştır. Beş farklı sıcaklıkta(30, 40, 50, 60 ve 70°C) çalışarak sıcaklığın etkisini belirlemeye çalışmışlar ve en iyi sonuçların 40°C' de elde

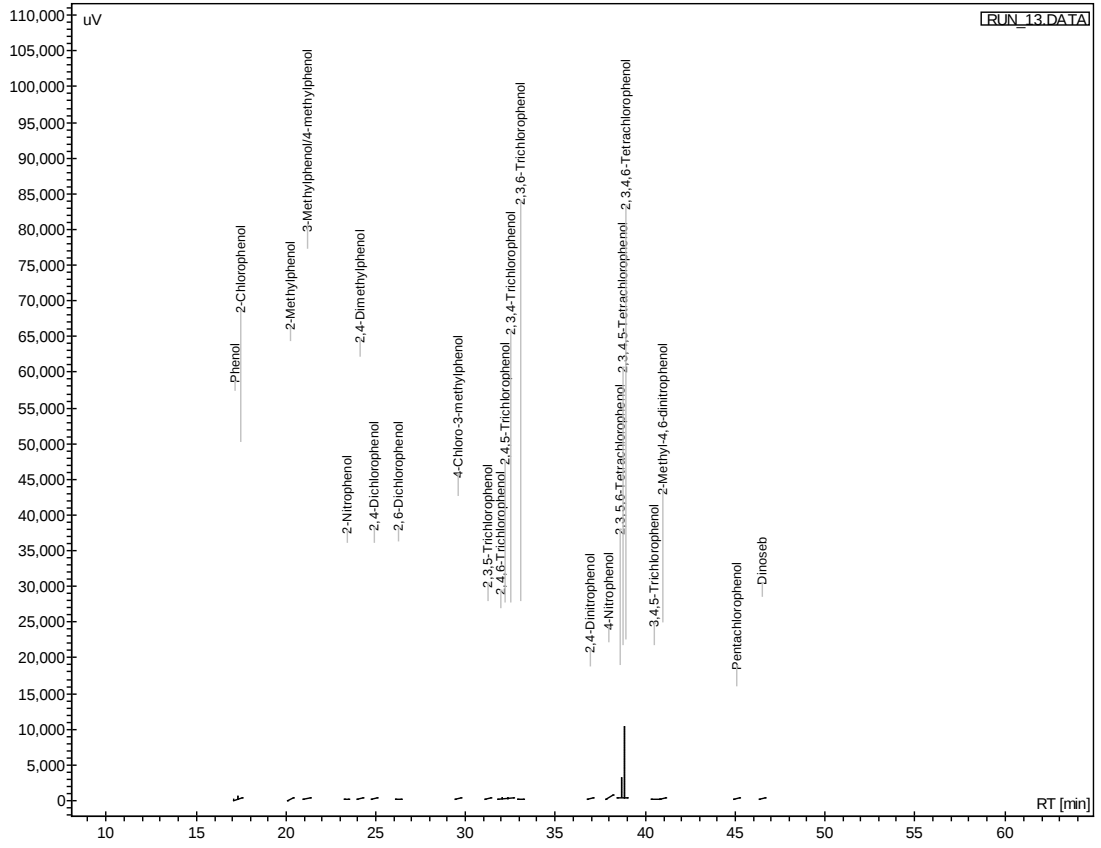
edildiğini belirtmişlerdir. Ayrıca 40 ve 50 °C ye kadar artan ekstraksiyon sıcaklığının ekstraksiyon ürününü de arttırdığını ve daha yüksek sıcaklıklarda ise ekstraksiyon ürününde azalış olduğu gözlenmiştir. Bu ters etki artan ekstraksiyon süresinin fazla aracılığıyla moleküllerin hareketliliğini artırdığı, ekstraksiyon hızının arttığı ve böylece dengeye ulaşmak için gerekli sürenin kısaldığı, fakat, aynı zamanda dağılım sabitinde azalma meydana geldiği ve ekstrakte edilen klorofenol miktarının azaldığı şeklinde açıklanmıştır. Ekstraksiyon süresi ne kadar uzunsa, klorofenollerin o kadar fazla ekstrakte edildiği, 60 dakikadan fazla ekstraksiyon süresinde ise önemli bir değişiklik olmadığı gözlenmiştir. SPME ile poliakrilat fiber (PA) ve 0,005–2,5 µg/l aralığında algılama limitleri ve % 10'un altında çoğalabilirliği ile iyi sonuçlar elde edilmiştir.

SPME yöntemi, bileşiklerin optimum pH, sıcaklık, karıştırma hızı, doymuş tuz ortamı ve ekstraksiyon süresinde uygun fiber içerisine tutulması esasına dayanır. Bu çalışmada kullanılan yöntem düşük pH'da (pH<2) 24 çeşit fenol ve fenol bileşiklerinin 40 °C'de 750 rpm'de karıştırılarak 85 µm Poliakrilat (PA) fiber içerisinde tutulması esasına dayanır. Klorofenollerin SPME yöntemi ile ekstraksiyonunda katı faz olarak Poliakrilat fiber kullanılmış, numunelerin pH'sı H₂SO₄ ile düşürülmüştür. Ekstraksiyon süresi ise 60 dk olarak belirlenmiştir. Ekstraksiyon işlemi tamamlandıktan sonra gaz kromatografa (Varian 3900 Model GC/FID; 0,25mmx30mx0,25µm kolon) enjeksiyon işlemi gerçekleştirilmiş ve sızıntı suyundaki ve distile suya geçen fenoller belirlenmiştir. Enjeksiyon işlemi de 2 dakikalık 240 °C 'de termal desorpsiyonla gerçekleştirilmiştir. Katı faz mikro ekstraksiyon düzeneği Şekil 4. 8'de verilmiştir.



Şekil 4. 8 Katı faz mikroekstraksiyon düzeneği

Sızıntı suyunda ve yeraltı suyunu temsil eden saf suda fenol ve fenol bileşiklerinin belirlenmesi için 24 adet fenol türü içeren isopropil alkol içerisinde her bileşenin konsantrasyonu 500 µg/ml olan EPA 8040A kalibrasyon karışımı (SUPELCO) kullanılarak GC/FID yardımıyla kalibrasyon kromatogramı elde edilmiştir. GC/FID’de işletme şartları 10 ml/dk helyum taşıyıcı gaz, enjeksiyon ve dedektör sıcaklıkları sırasıyla 220 ve 300 °C olarak belirlenmiş ve sıcaklık programı 4 °C/dak lık hızla 240 °C’ye kadar artırılarak bu sıcaklıkta 4 dakika bekletilmiştir. Fenol ve fenol bileşiklerin kalibrasyonu için elde edilen kromatogram Şekil 4. 9’ da verilmiştir. Her bir bileşen için elde edilen pik alanların %’si ile numuneler için elde edilen pik alanların %’si karşılaştırılarak fenol bileşiklerinin konsantrasyonları belirlenmiştir.



Şekil 4. 9 Standart karışım için elde edilen GC/FID kromatogramı

SONUÇ VE ÖNERİLER

Düzenli katı atık depo sahalarında, yeraltı suyu kirlenmesine neden olan sızıntı suyunun farklı taban sistemlerinden geçişinin incelenmesi maksadıyla gerçekleştirilen bu çalışmada, her biri 40 cm iç çap ve 80 cm yüksekliğe sahip olan 10 adet reaktör kullanılmıştır. Taban örtülerini yerleştirmek maksadıyla reaktörler, alt kısmı 40 cm ve üst kısmı 40 cm olmak üzere iki ayrı parçadan oluşturulmuştur. Taban örtüsünün üst kısmına İstanbul Avrupa Yakası'nda yer alan düzenli katı atık Odayeri depo sahasında oluşan sızıntı suyundan 20 lt, alt kısmına ise yeraltı suyunu temsilen 25 lt saf su doldurulmuştur. Materyaller ve materyallerin belli oranlarda karışımları ise kompaksiyon deneyi sonuçları elde edilen optimum su muhtevası değerlerine göre topaklaştırmadan hazırlanarak reaktörlere doldurulmuştur.

5.1 Zemin Analizleri

Katı atık düzenli depolama alanlarının tasarımında kullanılan ana malzeme, düşük geçirimsizlik özelliğine sahip kildir. Düzenli depolama tesislerinde kullanılan kil malzemeleri, katı atıkların biyolojik, kimyasal ve fiziksel reaksiyonlara maruz kalarak ayrışması sonucu oluşan yüksek kirliliğe sahip sızıntı suyundan etkilenmektedir. Bu çalışmada, katı atık düzenli depo alanlarında taban geçirimsizliğini sağlamak amacıyla kil yerine bentonit, zeolit, kaolen, sönmemiş kireç ve bunların belli oranlarda karışımı kullanılarak hem ana malzemelerin hem de karışımların zemin özellikleri şebeke suyu kullanılarak deneysel olarak belirlenmiş ve bunların depo tabanlarında kullanılabilirliği araştırılmıştır.

5.1.1 Zemin Numunelerinin Fiziksel ve Kimyasal Özellikleri

Reaktörlerde kullanılan bentonit, kil, kaolen ve zeolitin kimyasal bileşimi Çizelge 5. 1’de verilmiştir.

Çizelge 5. 1 Malzemelerin kimyasal bileşimleri [103]

Materyal	CaO (%)	Al ₂ O ₃ (%)	Fe ₂ O ₃ (%)	SiO ₂ (%)	MgO (%)	Na ₂ O (%)	K ₂ O (%)
Kil	0,11	23	2,4	62	0,5	0,02	2,3
Bentonit	5,04	16,6	6,9	65	1,99	1,64	1,51
Kaolen	0,2	16,2	0,4	81,8	0,05	0,04	0,08
Zeolit	2,8	11	1,4	68	1,1	0,5	2,7

Silika ve Al, Fe seskuioksitler killerdeki dominant oksitlerdir. Çizelge 5. 1’den de görüldüğü üzere tüm malzemelerin en büyük bileşeni Silika’dır. Silisyumoksit’i Al ve Fe oksitler takip etmektedir. Silika, Al ve Fe oksitlerin toplamı killerde bulunan oksitlerin toplamının %80-90’ını teşkil etmektedir. Toprakta Silika seskuioksitler oranı 1,33-2,0 arasında ise toprak lateritik kabul edilir. Bu çalışmada kullanılan malzemelerin hiçbiri lateritik değildir [103].

Reaktörlere doldurulan zemin materyallerin ve belli oranlarda kullanılan karışımlarının fizikokimyasal ve kimyasal özelliklerini belirlemek maksadıyla pH, EC, su(nem) muhtevası, organik madde muhtevası ve piknometre deneyleri yapılmıştır. Materyal ve karışımlar için elde edilen sonuçlar Çizelge 5. 2’ de verilmiştir.

Çizelge 5. 2 Kullanılan materyal ve karışımların fizikokimyasal ve kimyasal özellikleri [103]

Materyal	pH	İletkenlik ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Nem Muhtevası (%)	Organik Muhteva (mg/kg)	γ_s gr/cm ³
% 100 Kil	7,38	20,52	2	6,9	2,76
% 100 Bentonit	8,75	335	4,5	1,8	2,38
% 100 Kaolen	7,7	39,2	0,4	6,4	2,68
% 100 Zeolit	8,05	55	3,8	3,25	2,31
% 50 Kil + % 50 Bentonit	8,35	189,8	3,1	4,3	2,58
% 50 Kil + % 50 Kaolen	7,61	26,3	1,3	6,62	2,70
%80 Kil + % 20 Zeolit	7,66	28,7	2,6	5,55	2,60
% 80 Bentonit + % 20 Zeolit	8,55	155,1	4,42	1,86	2,35
% 90 Kil+ % 10 Sönmemiş kireç	10,7	97,4	1,44	7,3	2,94
% 90 Bentonit+ % 10 Sönmemiş kireç	11,52	565	3,38	2,86	2,51

Çizelge 5. 2’den de görüldüğü üzere tüm malzemelerin pH’ı 7 ile 8 arasında değişmektedir. USDA [108], toprak pH sınıflandırma şemasına göre tüm materyallerin pH değerleri 5’in üzerinde olduğu için nonasidik kabul edilir. Karışımların pH değerleri de 7,5 ile 8,5 arasında değişmekte, sönmemiş kireç ilave edilen karışımlarda kirecin ihtiva ettiği hidroksitten dolayı pH 10,5’un üzerine yükselmiştir. Sönmemiş kireç içeren karışımlar baziktir. Karışımın yüksek pH değeri kil danelerini dispers yapmakta ve kil daneleri yüzeyindeki negatif yükü arttırmaktadır. Dolayısıyla daneler arasındaki itmeyi arttırmaktadır. pH değeri, ortamda H^+ veya OH^- iyonlarının bulunma derecesini ifade etmekte olup pH değişimi zemin/su karışımını önemli ölçüde etkilemektedir.

Düşük pH değeri, toprakta flokülasyonu ve gevşek zemini ifade etmektedir, yüksek pH değeri ise dispersiyonu ve sıkı zemini belirtir [109]. pH değeri kil danelerinin adsorbsiyon karakterlerini etkiler. Asit durumunda adsorbsiyon artar. Kil danelerinin köşeleri pozitif yükü yüklenir. pH değerinin düşük olması kil dane yüzeyinin elektriksel potansiyelini azaltmaktadır. Yani negatif yüzeyleri nötralize etmektedir, zeminin pH değeri metal miktarlarının azaltılmasında oldukça önemlidir[110]. Zeminin pH değeri, genellikle kirliliğin zemin içinde ilerlemesini azaltmak veya durdurmak için 6-8 arasında

olmalıdır [110, 111]. Kullandığımız alternatif taban sistemlerinden materyallerin pH'ı 7'den büyük olduğu için sıkı zemini belirttiğini söyleyebiliriz.

Nem muhtevası en yüksek materyaller bentonit ve zeolit, organik madde muhtevası yüksek materyaller ise kil ve kaolendir. Zemindeki tuz oranı EC ile belirlenmektedir. 4 mS/cm'den fazla ise tuzludur [111]. Kullanılan zeminlerden %90 bentonit + %10 sönmemiş kireç daha tuzludur. Bentonit ve bentonit içeren karışımların iletkenliği diğer malzemelerden çok yüksektir.

Piknometre deney sonuçlarına bakıldığında ise kil $2,76 \text{ g / cm}^3$, bentonit $2,38 \text{ g / cm}^3$, zeolit ise $2,31 \text{ g / cm}^3$ ve kaolen $2,68 \text{ g / cm}^3$ dane birim hacim ağırlığına sahiptir. %50 Bentonit-%50 Kil karışımı, $2,58 \text{ g / cm}^3$, %50 Kil-%50 Kaolen karışımı, $2,70 \text{ g / cm}^3$, %80 Kil-%20 Zeolit karışımı $2,60 \text{ g / cm}^3$, %80 Bentonit-%20 Zeolit karışımı $2,35 \text{ g / cm}^3$, %90 Kil-%10 Sönmemiş kireç karışımı $2,94 \text{ g / cm}^3$, %90 Bentonit-%10 Sönmemiş kireç karışımı $2,51 \text{ g / cm}^3$ dane birim hacim ağırlığına sahiptir. Zeminlerin özgül ağırlıkları dikkate alındığında en sıkı zemin özelliği %90 Kil-%10 Sönmemiş kireç karışımına ve kile aittir. Sönmemiş kireç ilavesi bentonitin ve kilin dane birim hacim ağırlığını arttırmıştır. Dane birim hacim ağırlığı arttıkça zeminlerin geçirimsizlik özellikleri de artacağından depo tabanında geçirimsizliği sağlamak üzere kil dışında uygun malzeme kil-kaolen veya kil-sönmemiş kireç karışımlarının kullanılabileceğini söyleyebiliriz.

Ayrıca reaktörlere doldurulan zemin materyallerin ve belli oranlarda kullanılan karışımlarının mekanik özelliklerini belirlemek maksadıyla kompaksiyon ve fiziko-kimyasal özelliklerini belirlemek için katyon değişim kapasitesi(CEC) deneyleri yapılmıştır. Materyal ve karışımlar için elde edilen sonuçlar Çizelge 5. 3' de verilmiştir.

Çizelge 5. 3 Kullanılan materyal ve karışımların mekanik ve fiziksel özellikleri[103, 104]

Materyal	Optimum					
	Su	γ_k	CEC	TS	TVS	TVS/TS
	Muhtevası	(t/m ³)	(meq/100 g)	(%)	(%)	
	Wopt, (%)					
% 100 Kil	27	1,42	19,27	98	93,1	0,95
% 100 Bentonit	41	1,18	48,62	95,5	98,2	1,03
% 100 Kaolen	23,5	1,54	10,09	99,6	93,6	0,94
% 100 Zeolit	40	1,16	20,18	96,2	96,75	1,01
% 50 Kil + % 50 Bentonit	34	1,264	39,45	96,9	95,7	0,99
% 50 Kil + % 50 Kaolen	23,5	1,53	13,76	98,7	93,38	0,95
%80 Kil + % 20 Zeolit	31,7	1,315	19,26	97,4	94,45	0,97
% 80 Bentonit + % 20 Zeolit	44	1,09	50,46	95,58	98,14	1,03
% 90 Kil+ % 10 Sönmemiş kireç	34	1,315	16,52	98,56	92,7	0,94
% 90 Bentonit+ % 10 Sönmemiş	32,5	1,1875	60,55	96,62	97,14	1,01

Katyon Değişim Kapasitesi (KDK), izomorfus yer değiştirme kapasitesinin bir ölçüsüdür. İzomorfus yer değiştirme olayı kristal yapıda herhangi bir değişiklik olmadan iyonların yerlerine eşit veya farklı değerli başka iyonlara bırakmasıdır. İzomorfus'un yer değiştirmesinde kil danelerine negatif yük sağlanır. Bu dengesizliği önlemek için ortamdaki katyonlar, kil danelerinin kenarlarına ve bloklar arasına girmektedir. Bu katyonlar; birçok durumda yerlerini bir başka katyona da bırakabilmektedir. Yük dengesizliğini giderebilmek için gerekli katyon miktarına katyon değişim kapasitesi adı verilmektedir. Katyon değişim kapasitesi spesifik yüzey alanının artması ile artmaktadır. Katyon değişim hızı ise kil mineraline, katyonlarına ve anyonlarına bağlıdır [112].

Malzemeler içinde en yüksek CEC değerine bentonit sahiptir. Kil ve zeolit CEC değerleri birbirine çok yakındır. Yüksek CEC değeri yüksek negatif yük demektir. Dolayısıyla yüksek CEC değerine sahip numuneler yüksek adsorpsiyon kapasitesine sahiptir. Malzemeler içinde adsorpsiyon kapasitesi en yüksek bentonit, en düşük kaolendir denilebilir. Aynı zamanda yüksek CEC değerleri daha yüksek çift tabaka kalınlığı anlamına gelmektedir. Çift tabaka kalınlığının artması hidrolik iletkenliğin düşmesine neden olmaktadır. Bu durumda bentonitin geçirgenliğinin daha yüksek

olması beklenebilir. Karışımlardan görülmektedir ki, sönmemiş kireç ilavesi CEC değerlerini artırmaktadır.

Zemin içerisindeki su miktarı danelerin birbirine göre hareket edebilmelerini etkilemektedir. Yüksek su muhtevalarında daneler arasındaki sürtünme azalmakta, aynı zamanda kapiler gerilmeler azalmakta, daneler arasındaki elektriksel itki kuvvetleri ortaya çıkmaktadır. Düşük su muhtevalarında ise daneler arası sürtünme ve kapiler gerilmeler artmakta, elektriksel kuvvetlerin net etkisi çekim kuvvetlerine dönüşmektedir. Görüldüğü üzere, zemin içindeki su miktarının kompaksiyon üzerindeki iki etkisi birbiriyle çelişkilidir. Su miktarı arttıkça danelerin birbirine göre hareketi kolaylaşmakta, buna karşılık birbirine yaklaşması zorlaşmaktadır. Buna göre, her iki etkinin bir arada düşünülmesi ile, en iyi sıkışmanın ancak zemin içinde yeterli miktarda su bulunması durumunda sağlanır. Zeminin en iyi ve en kolay sıkışabileceği bu su muhtevasına optimum su muhtevası adı verilmektedir.

Optimum su içeriğinde ıslak toprak, daha düşük gerilime sahiptir ve yoğun yapıda kolayca sıkıştırılmaktadır. Nemli bölge yada optimum nemli toprak çok ıslak ve yumuşaktır ve düşük gerilime sahiptir. İnce taneli zeminler su muhtevasından çok aşırı derece etkilenirler ve bunun sonucunda yük altında kolayca deforme olabilirler.

Standart proktörde 25 darbeye sıkıştırılmış olan kilin permeabilitesinin 5 ve 15 darbe ile sıkıştırılmış killere nazaran daha iyi düzeyde olduğu, dolayısıyla, katı atık düzenli depolama alanlarında en iyi permeabilitenin sağlanması için sıkıştırmanın en uygun şekilde yapılması gerektiği ifade edilmiştir [109]. Reaktörlerin doldurulması işlemi 25 darbeye standart proktör kullanılarak yapılmıştır.

Killi toprakların geçirgenliğini etkileyen belli başlı faktörler nem içeriği, sıkıştırma yöntemi ve sıkıştırma enerjisi, kilin toprak büyüklüğü ve toprak tabakaları arasındaki bağın derecesidir. Kile su eklendiğinde malzemenin yoğunluğu artar ve geçirgenliği genel olarak azalır. Bu işlem nem içeriği optimum düzeye erişene, yani toprak yoğunluğu maksimum düzeyde olana kadar devam eder. En düşük killi toprak geçirgenliği, toprağın nem içeriği optimum su içeriğinin % 0-5 fazlasına ulaştığında elde edilir. Bu tür sıkıştırma ekipmanları kil tabakasının içine işleyerek kil topraklarını ezer ve yoğun homojen bir kütle haline gelmesini sağlar. Yoğun ve homojen bir kil tabakası

elde etmek için, toprak toprakları parçalanarak veya ezilerek minimum inceliğe indirilmelidir. Bu sağlanmazsa toprakların arasından sızıntı yollarının oluşması olasılığı vardır [113].

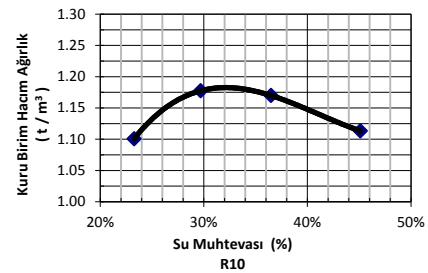
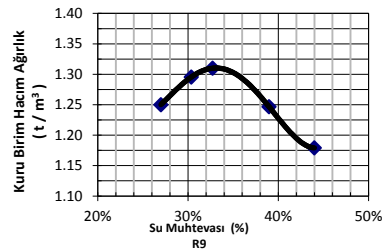
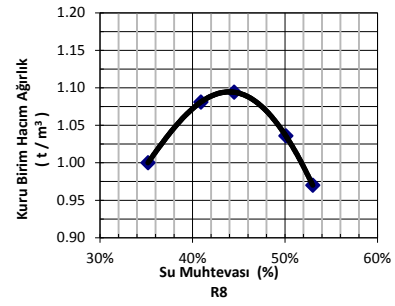
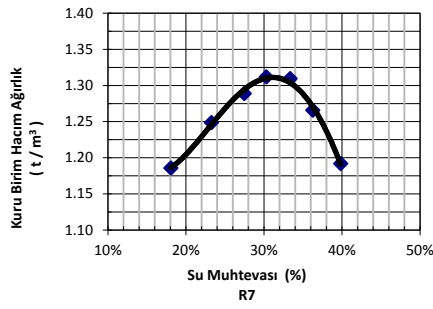
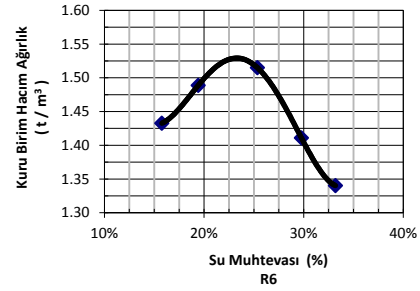
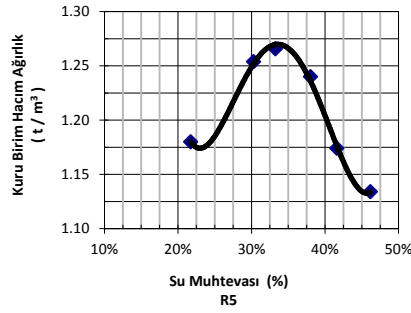
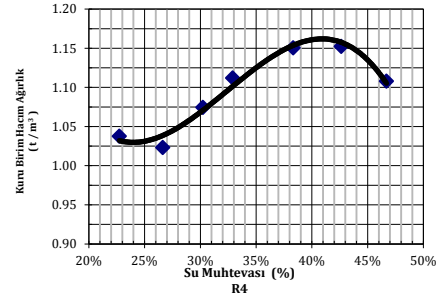
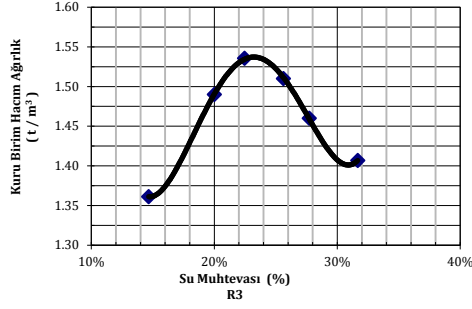
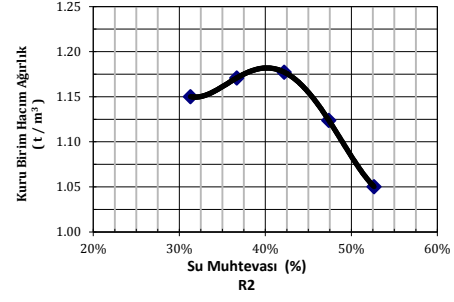
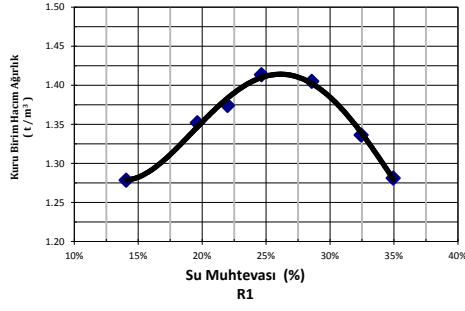
Standard kompaksiyon testleri numunelerin su muhtevaları ve kuru birim ağırlıkları arasındaki ilişkiyi belirlemek için uygulanır. Numunenin optimum su muhtevası hidrolik iletkenliğin en düşük değere ulaştığı su muhtevası değeridir. Standard kompaksiyon test sonuçları Şekil 5. 1’de verilmiştir. Tüm numunelerin kompaksiyon eğrileri benzer karakteristik göstermektedir. Başlangıçta kuru birim ağırlık su muhtevası arttıkça artmakta, pik değere ulaştıktan sonra su muhtevası artmasına rağmen kuru birim hacim ağırlık düşmektedir. Kompaksiyon eğrisi pik noktası optimum su muhtevasını, optimum su muhtevasına karşılık gelen değer maksimum kuru ağırlık değerini vermektedir. Çizelge 5. 3’den de görüldüğü üzere optimum su muhtevası attıkça maksimum kuru ağırlık değeri düşmektedir. Optimum su muhtevası en yüksek olan bentonit, zeolit ve bentonit-zeolit karışımının maksimum kuru ağırlık değerleri en düşüktür.

Kireç killi toprakların özelliklerini geliştirmek amacıyla çok eski zamanlardan beri kullanılmaktadır. Kireç killi toprak içerisinde bulunan su ile etkileşime girerek kalsiyum katyonlarını ve hidroksil anyonlarını bırakır. Kireç tarafından bırakılan kalsiyum katyonları kil mineral partikülleri ile yer değiştirir, partiküller flokülasyona (topaklanma) ve aglomerasyona (toplanma) uğrar, kil bu proseslerin sonucunda modifiye olur. Yüksek pH şartlarında kısa ve uzun dönemli stabilizasyon reaksiyonları gerçekleşir. Bu reaksiyonlar kristalleşme ile sonuçlanır. Kil modifikasyonu kilin doğasında değişiklik meydana getirir [104].

Çizelge 5. 4 Materyallerin zemin sınıflandırması

Materyal	Aktivite Katsayısı	Kil İçeriği (%)	Silt İçeriği (%)	Zemin Sınıflandırması
Kil	0.48	85	15	CH-Yüksek plastisiteli kil
Bentonit	4.29	89	11	CH-Yüksek plastisiteli kil
Kaolen	0,21	57	43	ML-Düşük plastisiteli silt
Zeolit	0.42	19	81	MH-Yüksek plastisiteli silt

Birleştirilmiş Zemin Sınıflandırması Sisteminde (USC) zeminler önce dane boyutlarına göre iri daneli zeminler (akıllar ve kumlar) ve ince daneli zeminler (şiltler ve killeri) olarak iki ana gruba ayrılmaktadır. İri daneli zeminler dane boyutlarına, ince daneli zeminler plastisite özelliklerine göre bazı alt gruplara ayrılmakta ve farklı semboller ile ifade edilmektedir. Tabii zeminler farklı gruplara giren zeminlerin bir karışımından oluşmaktadır.



Şekil 5. 1 Standart kompaksiyon sonuçları

Geoteknik özellikleri belirlenen zemin numuneleri Birleştirilmiş Zemin Sınıflandırması Sistemine (USC) göre sınıflandırılmıştır. Çizelge 5. 4'te görüldüğü gibi, bu çalışmada kullanılan kil, Birleştirilmiş Zemin Sınıflandırmasına (USC) göre ($W_L > \% 50$) CH sınıfına aittir. CH sınıfı killer yüksek plastisiteli inorganik killer olarak adlandırılmaktadır. CH sınıfı bu kil; Granülometre Eğrisine göre %85 kil, %15 silt içeriğine sahiptir. Bentonit Birleştirilmiş Zemin Sınıflandırma Sistemine (USC) göre ($W_L > \% 50$) CH sınıfına aittir. CH sınıfı bentonit kili; Granülometre Eğrisine göre % 89 kil, %11 silt içeriğine sahip, Birleştirilmiş Zemin Sınıflandırma Sistemine göre CH sınıfı yüksek plastisiteli kil sınıfına girmektedir. Bentonit killeri suyla temasa geçtiğinde hacminin 2-10 katı su emme özelliğine sahip olduğundan likit limit değeri yüksek değerde elde edilmiştir. Kaolen, Birleştirilmiş Zemin Sınıflandırmasına (USC) göre ($W_L < \% 50$) ML sınıfına aittir. ML sınıfında inorganik silt ve çok ince kumlar, kaya tozu, çok düşük plastisiteli siltli veya killi ince kumlar yer alır. Kaolen Granülometre Eğrisine göre % 57 kil, %43 silt içeriğine sahiptir. Zeolit ise Granülometre Eğrisine göre %81 silt, % 19 kil içermektedir. Siltli zeminlerin dane boyutu 0,002-0,0075 mm aralığında olup killere göre daha iri daneli zeminlerdir. Birleştirilmiş Zemin Sınıflandırmasına (USC) göre ($W_L > \% 50$) MH sınıfına aittir. MH sınıfında, inorganik siltler, diatomeli veya mikalı ince kumlu veya siltli zeminler, elastik killer yer alır.

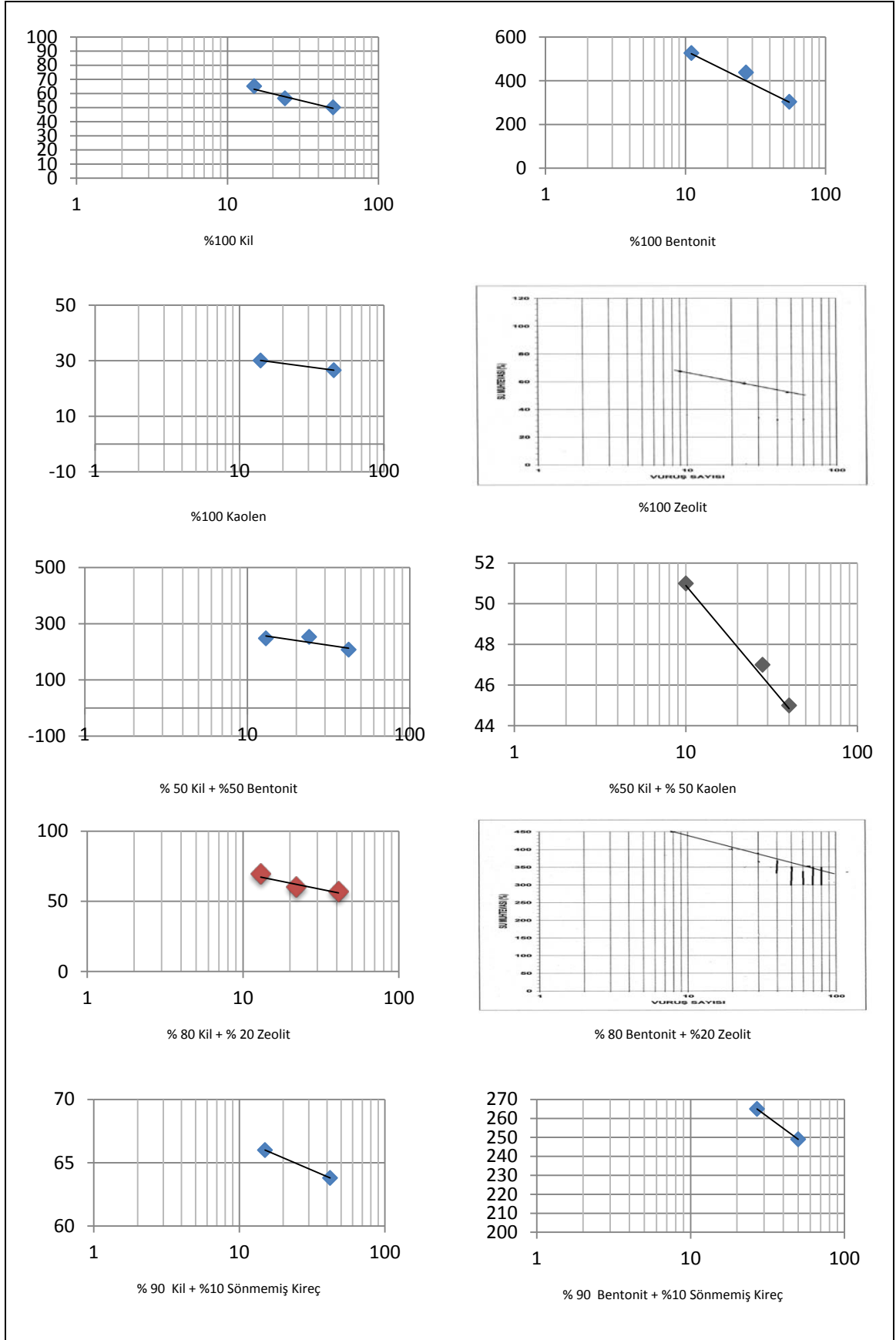
İnce daneli zeminlerin plastisite indisinin kil yüzdesine oranı ise zeminin aktivite katsayısı olarak tanımlanır. Toprak aktivitesi sınıflandırma şemasına göre [114] aktivite katsayısı 1,25 değerinden yüksek killer aktif killer, 1,25 ile 0,75 arasında değer alan killer normal killer, aktivite katsayısı 0,75 değerinden düşük killer ise aktif olmayan killer olarak sınıflandırılır. Bu sınıflandırmaya göre bentonit aktif kil, kil, zeolit ve kaolen ise aktif olmayan kil olarak kabul edilir.

Kıvam limitleri, zemin davranışının önemli bir göstergesidir. Zeminlerin geçirimsizlik, sıkışabilirlik, şişme, çatlak oluşumu ve kayma dayanımı gibi birçok mühendislik özellikleri kıvam limitleri ile ilişkilidir. Bu sebeple, zeminlerin belirlenmesinde uzun süren bazı özelliklerinin tahmininde kıvam limitleri ile yapılan çalışmalar kabul edilebilir bir doğrulukla kullanılabilir. Kıvam limitlerin değerlendirilmesi, zemin hakkında birçok temel bilginin elde edilmesini sağlarken; depo alanlarında oluşan sızıntı suyundaki kimyasalların taban malzemelerini nasıl etkilediğini de açıklar [104].

Çizelge 5. 5 Materyallerin Atterberg limitlerinde değişimi

Materyal	LL (%)	PL (%)	PI (%)	LL _s (%)	PL _s (%)	PI _s (%)
% 100 Kil	60	21	39	48	24	24
% 100 Bentonit	447	65	382	212	95	107
% 100 Kaolen	32	28	4	31	29	2
% 100 Zeolit	58	50	8	62	54	8
% 50 Kil + % 50 Bentonit	239	43	196	114	32	86
% 50 Kil + % 50 Kaolen	48	25	23	57	28	29
%80 Kil + % 20 Zeolit	63	31	32	71	35	36
% 80 Bentonit + % 20 Zeolit	405	37	372	184	52	132
% 90 Kil+ % 10 Sönmemiş kireç	65	33	32	80	58	22
% 90 Bentonit+ % 10 Sönmemiş kireç	402	55	347	234	21	213

Kil partikülü etrafında su ve iyonlardan oluşan tabakaya difüzyon çift tabaka (diffuse double layer, DDL) denir. Killerin mühendislik özellikleri büyük oranda DDL'nin kalınlığından etkilenir. Kimyasallar ile killer arasındaki ilişkiyi konu alan birçok çalışmada, DDL'ye dikkat çekilmiş ve DDL kalınlığının azalmasıyla (DDL'nin büzülmesiyle) geçirimsizliğin artacağı ifade edilmiştir. Sızıntı suyundaki kimyasal bileşenler, DDL kalınlığını azaltarak kil danelerinin elektriksel itme kuvvetlerinin azalmasına neden olur. Kil mineral katmanı arasındaki elektriksel itme kuvvetlerin azalmasına neden olan diğer bir etken ise, artan katyon konsantrasyonu ve katyon değerliğidir. Bu kuvvet dengesizliği sonucunda kil partikülleri koloidal özellik göstererek flokülasyona uğrayarak granülleşir [115, 43]. Bu alanda yapılan çalışmalar gözönüne alındığında, sızıntı suyundaki kimyasallarla etkileşime giren CH sınıfı killerde sızıntı suyu bileşimindeki azot, alkali metal ve ağır metal konsantrasyonu CH sınıfı kilin likit limit değerini etkilemektedir. CH sınıfı killerde, sızıntı suyundaki azot, alkali metal ve ağır metal konsantrasyonu arttıkça likit limit değerinde azalma gözlenir. Plastik limit değeri ise kimyasalların konsantrasyonuna bağlı artma, azalma ya da sabit kalma eğilimindedir [115]. Şekil 5. 2'de materyallere ve materyallerin karışımlarına ait likit limit grafikleri verilmiştir.



Şekil 5. 2 Materyallere ve karışımlara ait likit limit grafikleri

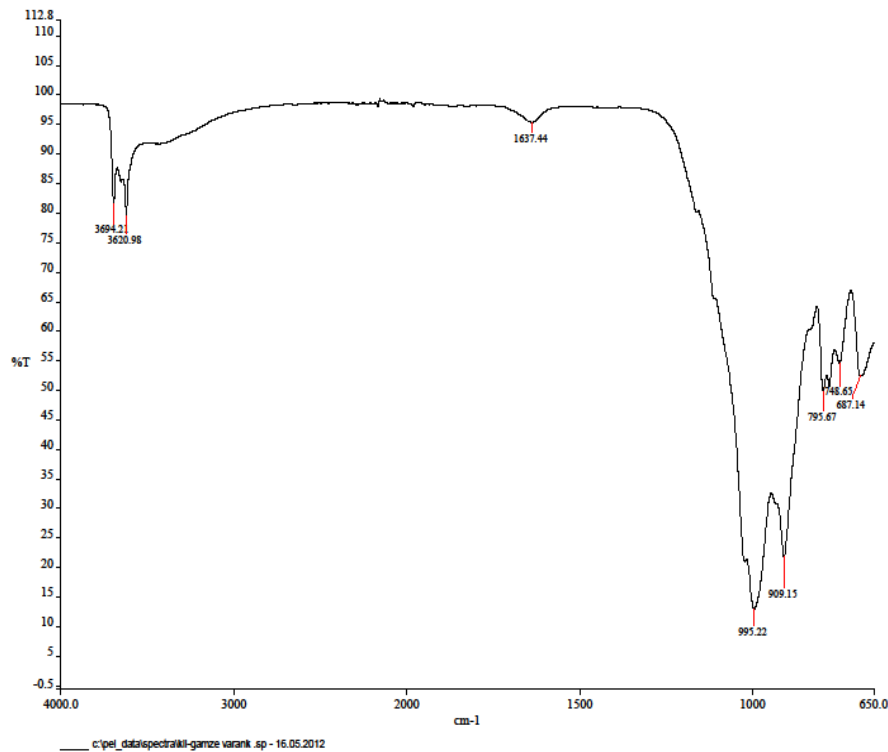
Çizelge 5. 5'ten de görüldüğü gibi CH sınıfı kil ve bentonitin sızıntı suyuyla yapılan deneylerinde likit limit değerinde azalma, plastik değerinde artma gözlenerek buna bağlı plastisite indisinde azalma gözlenmiştir. Yapılan bu çalışmada, sızıntı suyundaki kimyasal bileşenler DDL kalınlığını azaltarak zeminin büzülmesine neden olmuştur. Azot, alkali metal ve ağır metal konsantrasyonunun CH kili üzerindeki etkisi katyon değerliklerinden kaynaklanır. Artan katyon konsantrasyonu ve azalan DDL kalınlığı, kil partikülleri arasındaki itme kuvvetini azaltmıştır. Ortaya çıkan bu kuvvet dengesizliği sonucunda kil partikülleri kolloidal özellik göstererek flokülasyona uğrayarak granülleşmiştir. DDL kalınlığının azalmasıyla büzülen ve flokülasyona uğrayarak topaklanan zeminin geçirimliliği artmıştır. Ayrıca kimyasallarla kil etkileşime girdiğinde kil partikülleri dispersiyona uğrayarak dağılma eğilimi göstermiştir. Killerin dispersiyonu ve flokülasyonuna bağlı olarak özellikle hidrolik iletkenlik olmak üzere kilin geoteknik özelliklerinde belirgin şekilde değişiklik gözlenmesi beklenmektedir. CH sınıfı killerde de hidrolik iletkenliğin sızıntı suyuyla etkileşim sonucunda artması beklenmektedir.

Yapılarında bulunan değişebilir katyonların çözeltilerde bulunan katyonlarla yer değiştirmesi olarak tanımlanan iyon değiştirme zeolitlerin en önemli özelliğidir [43]. Zeolit başlıca fiziksel ve kimyasal özelliği olan yüksek iyon değiştirme kapasitesi ve adsorbsiyon özelliğinden dolayı sızıntı suyundaki kimyasallarla etkileşime girdiğinde DDL kalınlığında azalmaya neden olmamakla beraber katyon konsantrasyonunda bir artış olmamaktadır. Zeminde bir kuvvet dengesizliği oluşmadığından flokülasyon etkisi oldukça az görülmektedir. Çizelge 5. 5' te görüldüğü gibi MH sınıfı zeolitin sızıntı suyuyla yapılan deneylerinde likit limit değerinde önemli bir artış görülmemektedir. Kaolin de zeolit gibi ML sınıfında silt grubunda yer almaktadır. Hidrolik dane boyutu diğer materyallere oranla daha büyük olduğu için hidrolik geçirgenliği daha yüksektir. Hidrolik iletkenliği daha yüksek olduğu için sızıntı suyuna maruz kalma süresi daha düşüktür. Silt grubu materyaller sızıntı suyunda bulunan kimyasallardan kil grubu materyallere oranla daha az etkilenirler. Çizelge 5. 5'te görüldüğü üzere ML sınıfı kaolen taban malzemesi olarak kullanılabilirliği araştırılan diğer materyaller arasında en az etkilenen malzemedir. Gerek likit limit gerekse plastik limit değerlerinde ve dolayısıyla plastisite indisi değerinde sızıntı suyuna maruz kaldıktan sonra önemli bir değişiklik gözlenmemiştir.

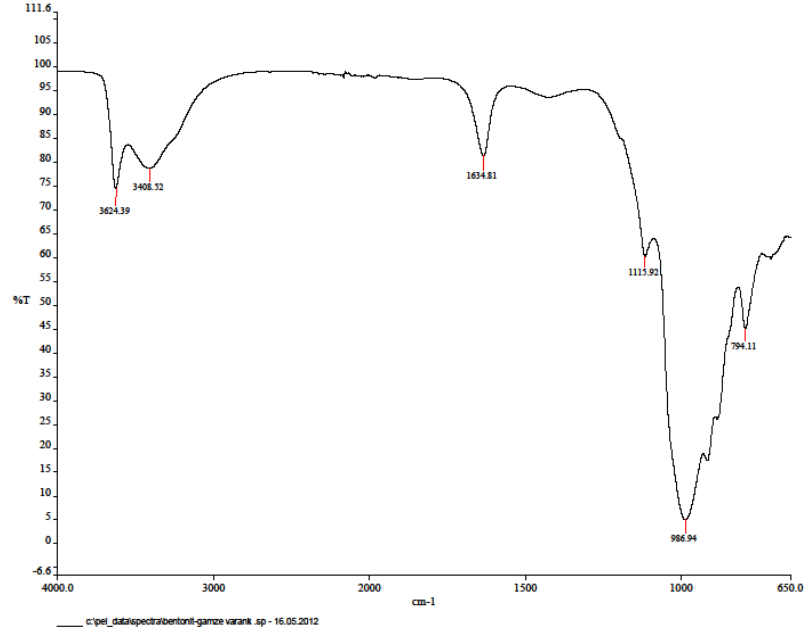
5.1.2 Malzemelerin Minerolojik Özellikleri

FT-IR Analizi

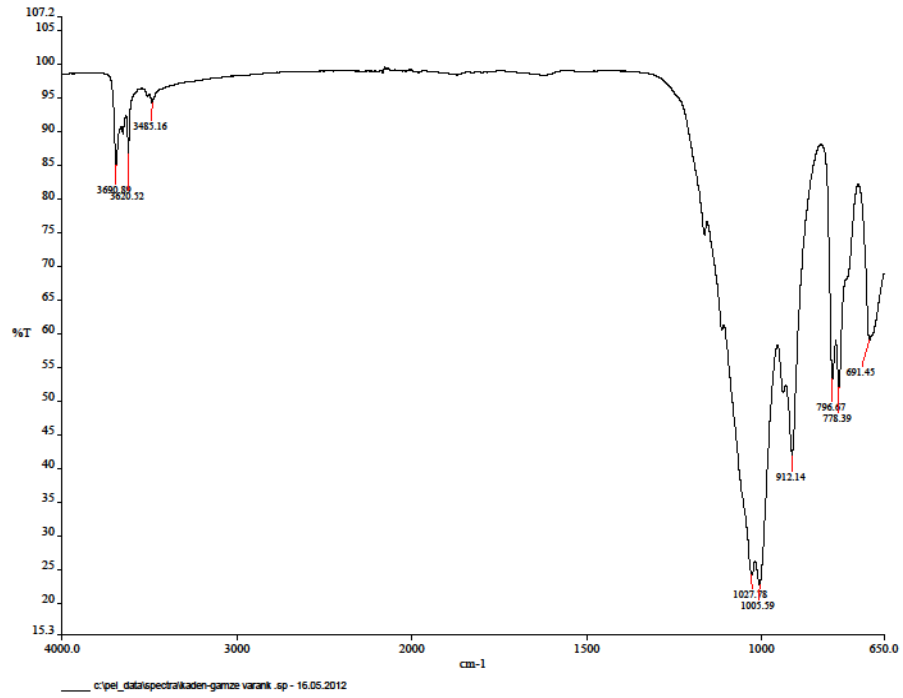
Malzemelerin içerdği temel fonksiyonel gruplar FT-IR verileri analiz edilerek tesbit edilir. En sık rastlanan fonksiyonel grup C-N ve/veya C-C gruplarıdır. Bu grupları C-OR ve C-OH (genellikle alkol, fenol ve etherlerle birleşik olarak) grupları takip eder. Oksijen grupları içinde en baskın fonksiyonel grup C-O-C veya C-OH gruplarıdır. Bu grupları C=O (ketonlar, asitler, esterler) takip eder. Nitrojen grupları içinde en temel nitril gruplarıdır. Şekil 5. 3-Şekil 5. 6'da kil, bentonit, kaolen ve zeolitin sırasıyla FT-IR spektrumları verilmiştir. FT-IR verilerinden elde edilen bilgiler çok kısıtlıdır. Bunun nedeni materyallerin yüzeyinde fonksiyonel grupların konsantrasyonları çok düşüktür. Ancak absorpsiyon bantları ve pikleri bazı yüzeysel fonksiyonel grupların varlığı hakkında bilgi sağlamaktadır.



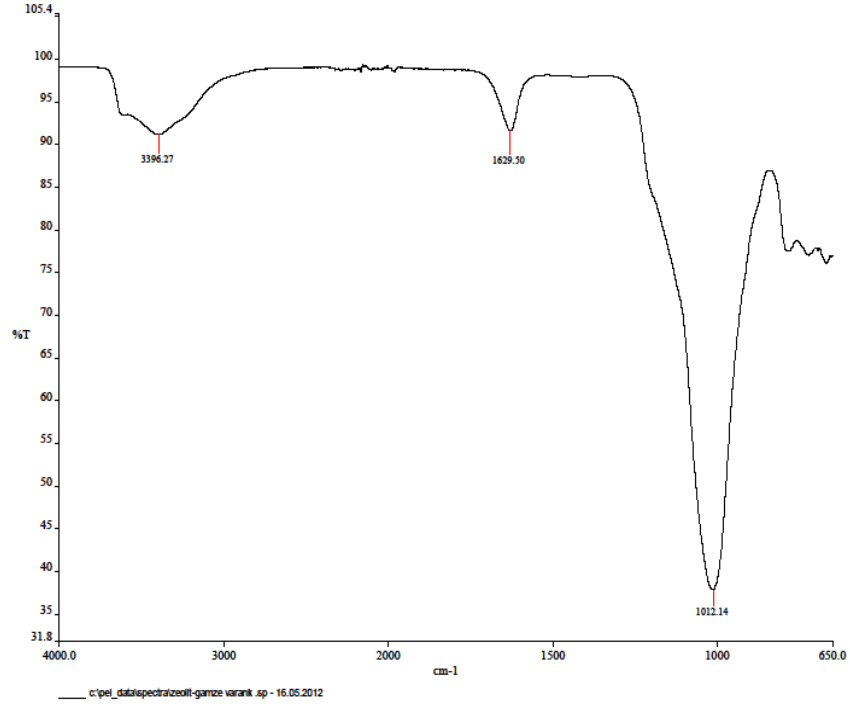
Şekil 5. 3 Kilin FT-IR analizi



Şekil 5. 4 Bentonitin FT-IR analizi



Şekil 5. 5 Kaolenin FT-IR analizi



Şekil 5. 6 Zeolitin FT-IR analizi

3700 cm^{-1} -2800 cm^{-1} arasında yer alan merkezi 3400 cm^{-1} 'de konumlanan geniş ve uzun band hidroksil grubuna işaret eder. 1550 – 1750 cm^{-1} 'de aralığında görülen 1650 cm^{-1} 'yi merkez alan güçlü ve uzun band yüzeyde bulunan karboksil gruplarının (COO^- ve C=O) varlığını gösterirken, 1040 cm^{-1} 'de gözlemlenen güçlü ve uzun band Si-O-C veya Si-O-Si yapılarına işaret etmektedir. Si-O-Si yapılarına malzemelerin içeriğinde bulunan silikon konsantrasyonunun ifade etmektedir. 1200 cm^{-1} - 900 cm^{-1} aralığında silikatların, 1180 cm^{-1} - 1050 cm^{-1} aralığında ise polisakkaritlerin absorpsiyon özelliği görülmektedir.

FT-IR grafikleri incelendiğinde; 900 -1000 cm^{-1} aralığında görülen ve C=C yapısının varlığını gösteren pikler ile 650 – 900 cm^{-1} 'de görülen ve aromatik bileşiklerin varlığını gösteren C-H yapısı kil, kaolen ve bentonitte da net olarak görülmektedir. Karboksil gruplarının varlığını gösteren ve 1550 – 1750 cm^{-1} 'de görülen pikler bentonit ve zeolitte kile göre daha belirgindir. 1640 cm^{-1} 'de gözlemlenen spektral band H-O-H moleküllerini ifade eder. 1040 cm^{-1} merkezli pik Si-O-Si, 915 cm^{-1} merkezli pik Al-O-(OH)-Al yapılarını temsil etmektedir.

Kil ve zeolitte FT-IR grafiğine göre 3500 cm^{-1} merkezli pik O-H yapısının varlığını gösteren pikler kaolen ve bentonite oranla daha nettir, 2800 cm^{-1} deki pik alifatik C-H yapısını, 2400 cm^{-1} deki pik C=C yapısını, 1650 cm^{-1} deki pik karboksil grubun varlığını, 750 cm^{-1} deki pik aromatik C-H yapısını göstermektedir. $1030 - 1080\text{ cm}^{-1}$ de aralığında görülen band polisakkaritlerin varlığını göstermektedir ki sadece kaolende 1030 cm^{-1} de pik gözlemlenmiştir. Bentonit, kaolen, kil ve zeolitte Si-O-C veya Si-O-Si yapılarına mevcuttur.

BET Analizi

Gözenekler boyutlarına göre aşağıda verilen şekilde sınıflandırılır.

- Ultragözenekler (boyutları $0,7\text{ nm}$ 'den küçük gözenekler),
- Mikroporlar (boyutları 2 nm 'den küçük gözenekler),
- Mezoporlar (boyutları 2 nm ile 50 nm arasında olan gözenekler),
- Makroporlar (boyutları 50 nm 'den büyük gözenekler)

Gözenekler genellikle düzgün olmayan şekle sahiptirler. Gözenek şekilleri silindir şeklinde (aluminyum ve magnezyum oksitlerinde olduğu gibi), ince ve dar yırtık şeklinde (aktif karbon ve killerde olduğu gibi) veya boşluklu (silika ve jellerden elde edilen katılarda olduğu gibi) olabilir.

Nicel morfolojik karakterizasyon için en yaygın olarak kullanılan teknik 77 K derece kaynama noktasında Nitrojen adsorpsiyon tekniğidir. En yaygın olarak kullanılan ve en önemli metotlarda BET, BJH ve t-plot metotlarıdır.

Kil, bentonit, kaolen ve zeolitin yüzey alanları ve gözenek yapıları belirlenmiştir. Spesifik yüzey alanı Brunauer-Emmet-Teller (BET) eşitliği, mikropor yüzey alanı ve hacmi ise t-metotuna [116]'ya göre hesaplanmıştır. Mezopor ve mikropor boyut dağılımları sırasıyla Barrett Joyner-Halenda (BJH) [117] ve Horvath Kawazoe (HK) [118] teorilerine dayanarak tesbit edilmiştir. Çizelge 5. 6'de malzemelerin BET yüzey alanı, mezopor ve makropor yüzey alanı, mikropor yüzey alanı, toplam gözenek hacmi ve ortalama gözenek çapı verilmiştir. Çizelge 5. 6'den de görüldüğü üzere yüzey alanı en büyük malzeme bentonittir. Bentonit ile zeolitin yüzey alanları birbirine çok yakın

olmakla beraber yüzey alanı en düşük malzeme kaolendir. Bentonit ve zeolitin mikropor yüzey alanları tüm yüzey alanının yaklaşık 4'te 1'i iken kaolenin yaklaşık 6'da 1'idir. Kilin ise makropor ve mezopor yüzey alanları tüm yüzey alanının hemen hemen tamamını oluşturmaktadır. Bentonit ve zeolitin BET yüzey alanları sırasıyla 41,479 ve 37,251 m²/g, kil ve kaolenin ise 20,604 ve 9,740 m²/g'dır. Bentonit ve zeolit gözenekli bir yapıya sahiptir. Tüm malzemeler yapı olarak mezoporlu ve makroporlu yapı özelliği göstermektedir.

Çizelge 5. 6 Malzemelerin BET analizi sonuçları

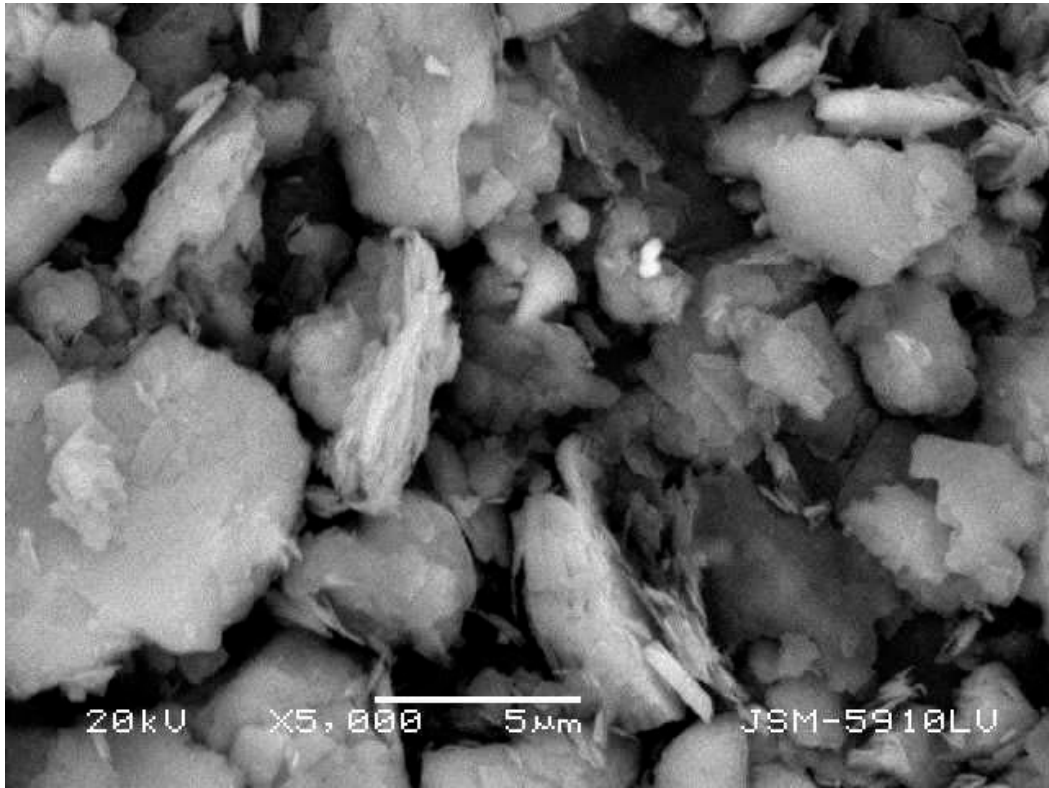
Morfolojik karakterizasyon metodu	Bentonit	Kaolen	Kil	Zeolit
BJH method-gözenek boyutu dağılımı				
Yüzey alanı (m ² /g)	31,958	9,109	21,233	33,509
Gözenek hacmi (cc/g)	0,130	0,086	0,071	0,172
Gözenek çapı (nm)	3,109	2,856	3,209	1,350
DFT method- gözenek boyut dağılımı dV(d)				
Gözenek hacmi (cc/g)	0,109	0,054	0,062	0,142
Gözenek genişliği (nm)	2,107	69,197	6,794	12,554
Multi-Point BET Plot				
Yüzey alanı (m ² /g)	41,479	9,740	20,604	37,251
t-Plot Method Mikropor Analizi				
Mikropor yüzey alanı (m ² /g)	10,492	1,457	0,124	8,868
Mezopor and makropor yüzey alanı (m ² /g)	31,188	8,283	20,481	28,383

5.1.3 Sızıntı Suyunun Malzemeler Üzerine Etkisinin Geoteknik Olarak İncelenmesi

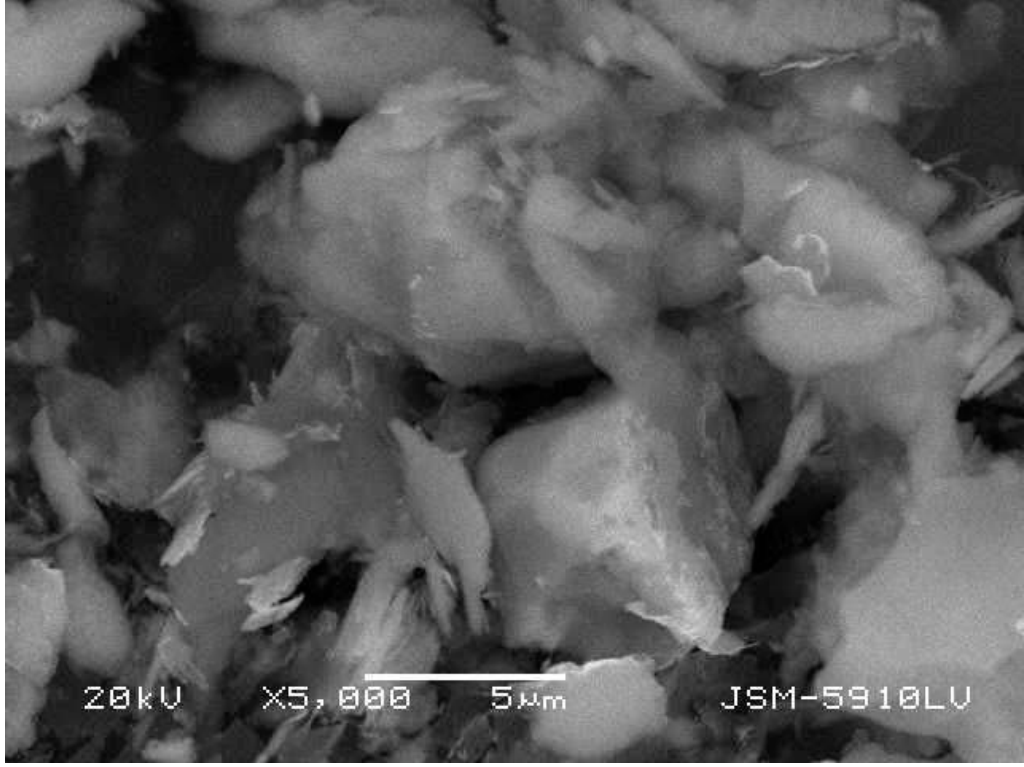
Kıvam limitleri, zemin davranışının önemli bir göstergesidir. Zeminlerin geçirimsizlik, sıkışabilirlik, şişme, çatlak oluşumu ve kayma dayanımı gibi birçok mühendislik özellikleri kıvam limitleri ile ilişkilidir. Bu sebeple, zeminlerin belirlenmesinde uzun süren bazı özelliklerinin tahmininde kıvam limitleri ile yapılan çalışmalar kabul edilebilir bir doğrulukla kullanılabilir [104]. Kıvam limitlerin değerlendirilmesi, zemin hakkında birçok temel bilginin elde edilmesini sağlarken; depo alanlarında oluşan sızıntı suundaki kimyasalların taban malzemelerini nasıl etkilediğini de açıklar.

Kil ve Bentonit

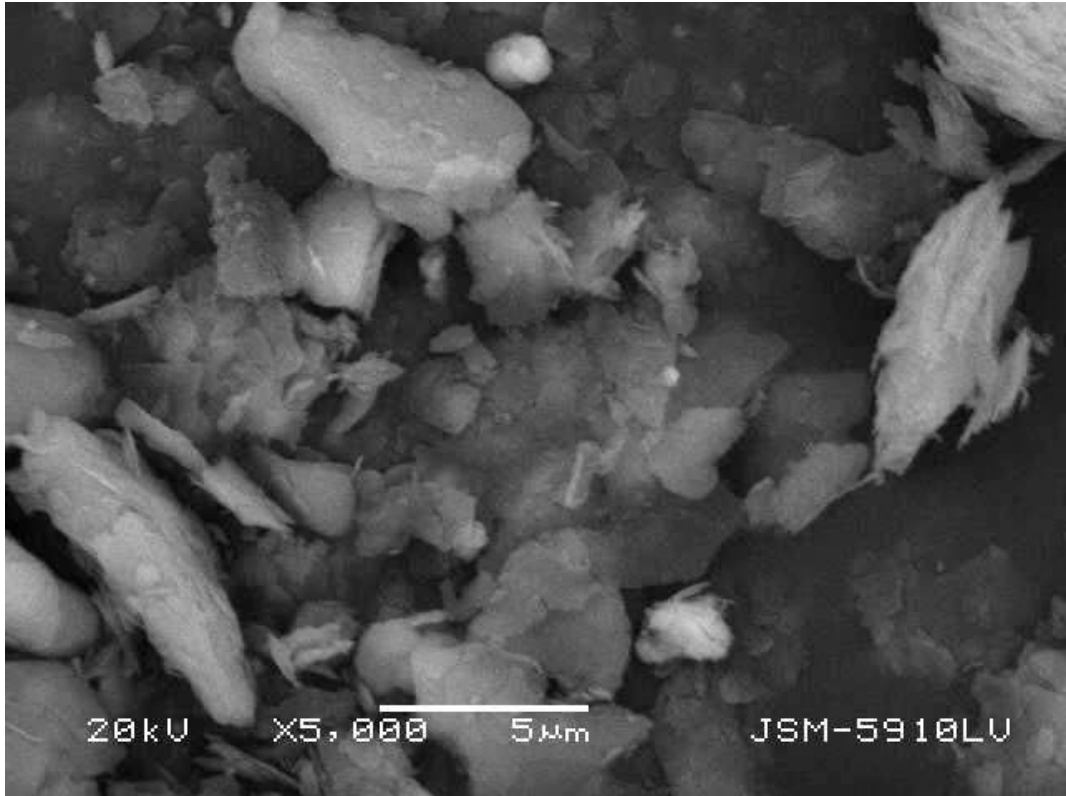
Sızıntı suyu bünyesinde bulunan organik ve inorganik kirleticiler nedeniyle artan katyon konsantrasyonu ve azalan DDL kalınlığı, kil partikülleri arasındaki itme kuvvetini azaltmakta ve ortaya çıkan kuvvet dengesizliği sonucu kil partikülleri kolloidal özellik gösterip flokülasyona uğrayarak granülleşmektedir. Sızıntı suyunda bulunan kirleticiler özellikle azot, alkali metal ve ağır metaller çalışmada kullanılan CH sınıfı kilin likit limit değerini %60'dan %48'e düşürmüş, plastik limit değerini %21'den %24'e arttırmıştır. Buna bağlı olarak plastisite indisi değeri %39'dan %24'ye düşmüştür. Benzer olarak CH sınıfı bentonitin likit limit değeri sızıntı suyuna maruz kaldıktan sonra %447'den %212'ye düşmüş, plastik limit değeri %65'den %95'e yükselmiştir. Buna bağlı olarak plastisite indisi değeri %382'den %107'ye düşmüştür. Kil numuneler için kirleticilere maruz kalmadan ve kaldıktan sonra çekilen SEM (Scanning Elektron Mikroskobu) fotoğrafı incelendiğinde, kil ve bentonitin içerisindeki yaprak şeklindeki yapıların sızıntı suyu sonrasında, kıvrımlarının yok olduğu daha floküle olmuş yapıya dönüştüğü gözlenmektedir.



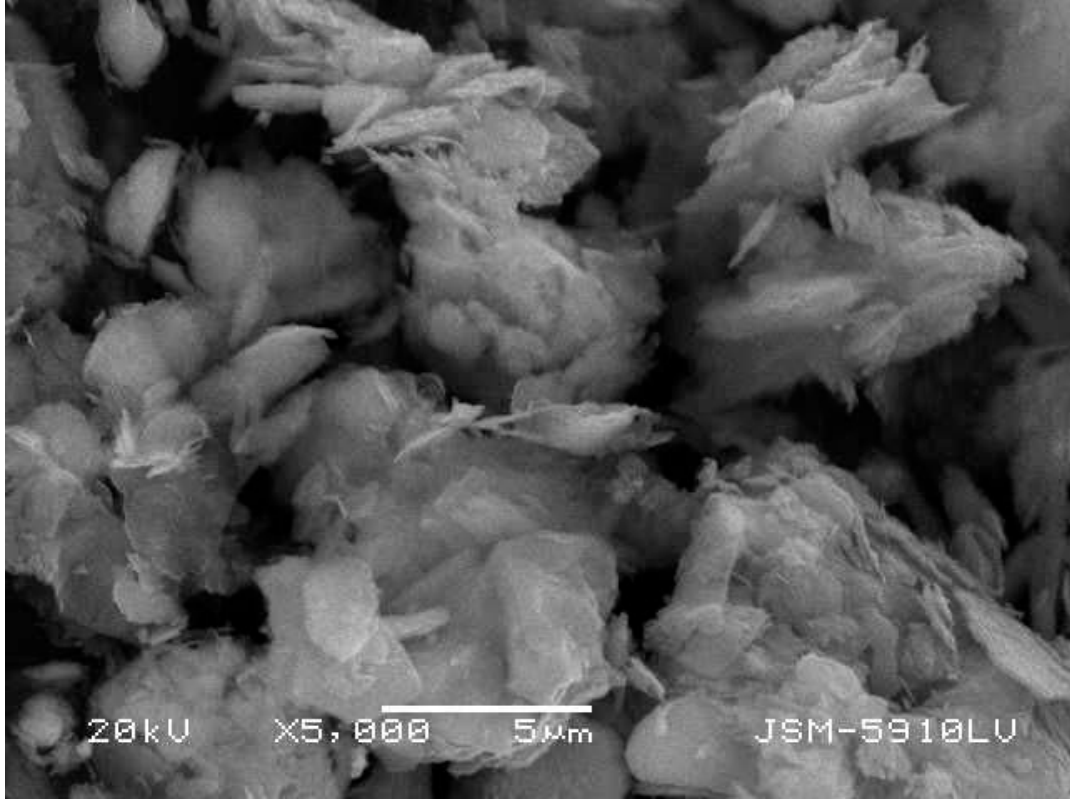
Şekil 5. 7 Kilin SEM fotoğrafı (x5000)



Şekil 5. 8 Kilin sızıntı suyuna maruz kaldıktan sonra SEM fotoğrafı (x5000)



Şekil 5. 9 Bentonitin SEM fotoğrafı (x5000)



Şekil 5. 10 Bentonitin sızıntı suyuna maruz kaldıktan sonra SEM fotoğrafı (x5000)

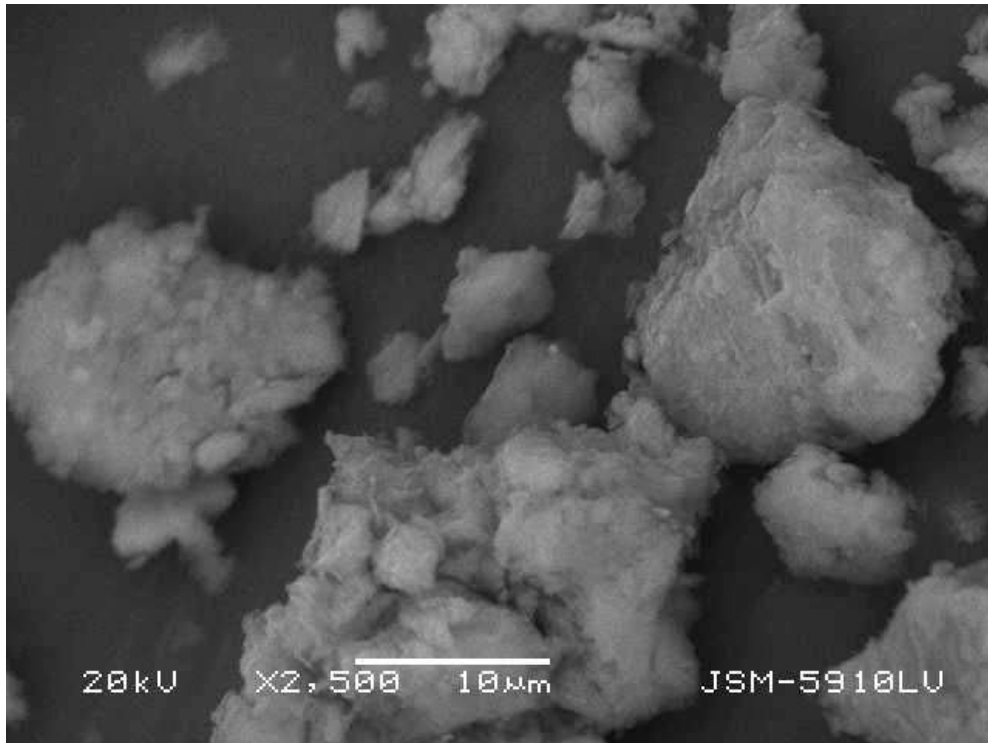
Zeolit ve Kaolen

Zeolit yüksek iyon değiştirme kapasitesi ve adsorbsiyon özelliğinden dolayı sızıntı suyundaki organik ve inorganik kirleticiler ile etkileşime girer. Ancak bu etkileşim DDL kalınlığında azalmaya neden olmaz veya katyon konsantrasyonunda bir artış görülmez. Zeminde bir kuvvet dengesizliği oluşmadığından flokülasyon etkisi oldukça az görülmektedir. Çalışmada kullanılan MH sınıfı zeolitin sızıntı suyuyla yapılan deneylerinde likit limit değerinde görülen artış ihmal edilebilecek kadar azdır. MH sınıfı zeolitin likit limit değeri %58'den %62'ye, plastik limit değeri %50'den %54'e yükselmiş, buna bağlı olarak plastisite indisi değeri değişmemiştir.

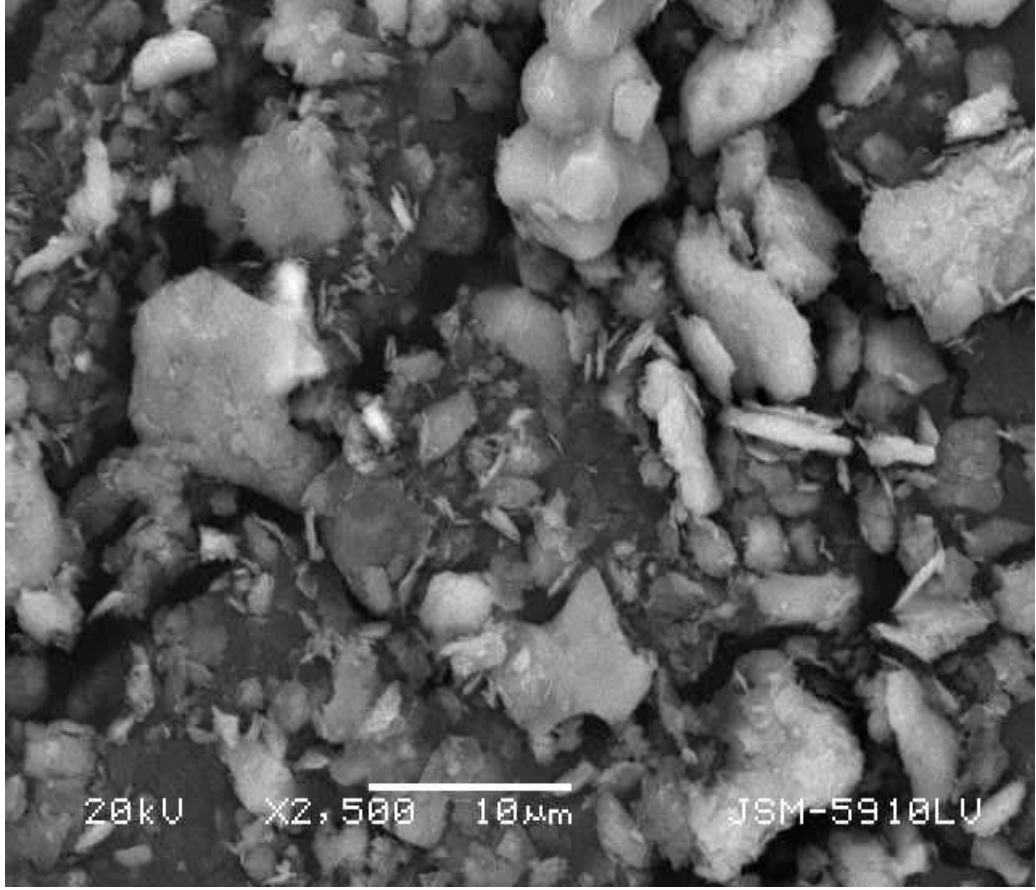
Kaolen zeolite benzer olarak siltli yapıda malzemedir. Dane boyutu bentonit ve kile oranla büyüktür. Hidrolik geçirgenliği yüksektir. Bu nedenle sızıntı suyuna maruz kaldığında sızıntı suyu bünyesinde bulunan kirleticileri bünyesine almaz. Sızıntı suyuyla etkileşimi sonucu DDL kalınlığında herhangi bir azalma görülmediği gibi katyon konsantrasyonunda da bir artış görülmez. Ve zeminde zeolitte olduğu gibi bir kuvvet dengesizliği oluşmaz. ML sınıfı kaolenin sızıntı suyuyla yapılan deneylerinde likit limit,

plastik limit ve plastisite indisi değerlerinde görülen değişklik ihmal edilebilecek kadar azdır. Kaolenin likit limit değeri %32'den %31'e düşmüş, plastik limit değeri %28'den %29'a yükselmiş, buna bağlı olarak plastisite indisi %4'den %2'ye düşmüştür.

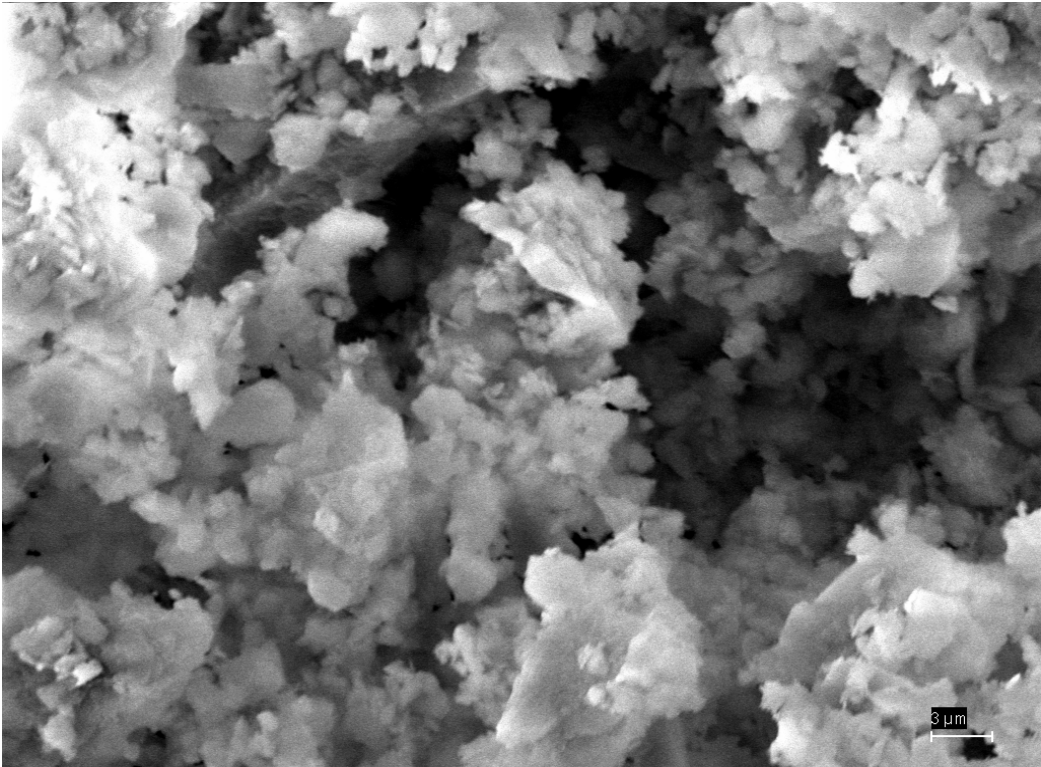
Sızıntı suyuna maruz kalmadan önce ve sonra çekilen SEM fotoğraflarında gerek zeolitin gerekse kaolenin minerolojik yapılarında herhangi bir değişiklik gözlenmemektedir.



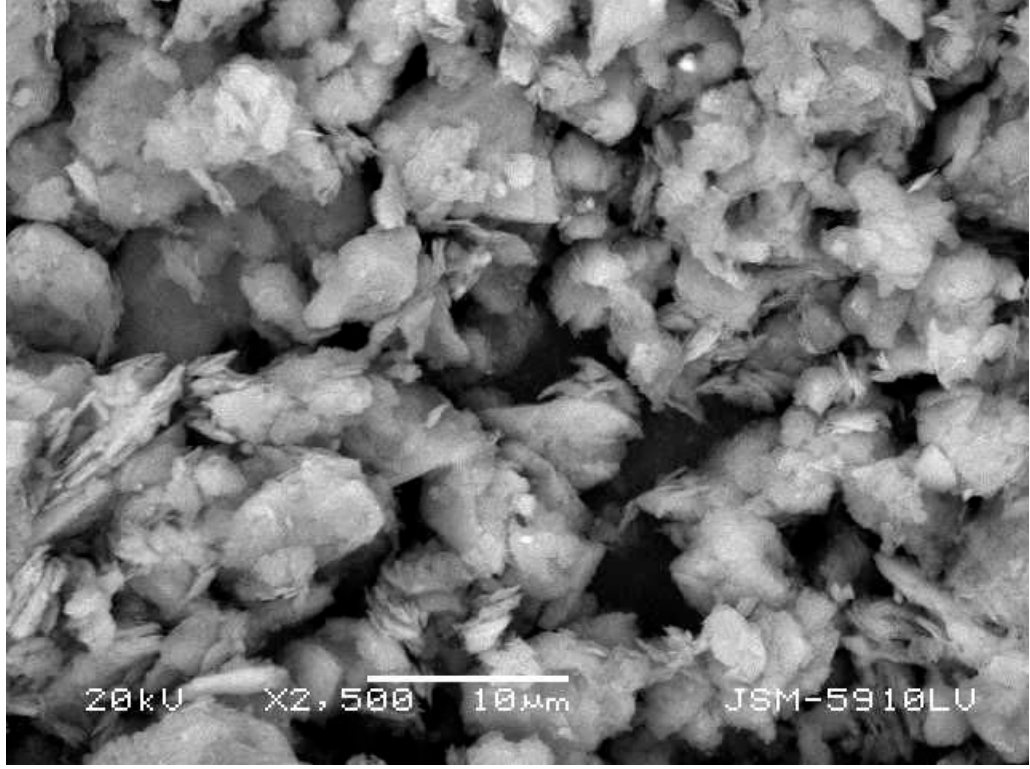
şekil 5. 11 Zeolitin SEM fotoğrafı (x2500)



Şekil 5. 12 Zeolitin sızıntı suyuna maruz kaldıktan sonra SEM fotoğrafı (x2500)



Şekil 5. 13 Kaolenin SEM fotoğrafı (x5000)



Şekil 5. 14 Kaolenin sızıntı suyuna maruz kaldıktan sonra SEM fotoğrafı (x2500)

Deponi alanı tabakalarında kullanılacak olan malzemeler için $PI < 50$ olması istenmektedir [119]. Geçirimsiz malzemenin permeabilite değerinin literatüre göre $\leq 10^{-7}$ cm/sn kriterini sağlaması gerekmektedir. Zeminin pH' nın ise 6-8 arasında olması gerekmektedir. Bu özellikleri sağlayan taban örtüleri ise % 100 kil, %50 kil+ % 50 kaolen, %80 Kil + %20 zeolit, %100 kaolen ve % 100 zeolittir.

Sonuç olarak, kil, zeolit, kaolen, bentonit ve bunların birbirleriyle veya sönmemiş kireçle belli oranlarda karışımı ile karıştırılarak düzenli depolama sahaları taban sistemlerinde kullanılabilirliğinin değerlendirildiği bu çalışmada; gerek fizikokimyasal özellikleri, gerekse mekanik özellikleri bakımından en uygun taban örtü sistemlerinin kile alternatif taban sistemi olarak kili ve bentoniti içeren karışımların olduğu söylenebilir.

5.2 Sızıntı Suyu Analizleri

Farklı taban örtü malzemeleri kullanılarak sızıntı suyu içerisindeki organik ve inorganik kirleticilerin yeraltı suyuna geçişinin incelendiği bu çalışmada ilk olarak reaktörlere doldurulacak olan sızıntı suyunun karakterizasyonu çalışmaları gerçekleştirilmiştir.

Çalışma kapsamında kullanılan sızıntı suyu İstanbul'un Avrupa Yakası katı atıklarının depolandığı Odayeri Düzenli Depolama Sahasından temin edilmiştir. Reaktörler doldurulmadan önce alınan numunelerde pH, iletkenlik, KOİ, BOİ, TOC, Cl⁻, TP, TN, NH₃, SO₄²⁻ ile fenol ve fenol bileşikleri analiz edilmiştir. Klasik parametreler üzerinden gerçekleştirilen karakterizasyon çalışmalarından elde edilen ortalama sonuçlar Çizelge 5. 7'de verilmiştir.

Odayeri Depo Sahasındanda alınan sızıntı suyu numunelerinde pH 7,75 seviyelerinde ölçülmüştür. Depo sahalarında sızıntı suyunun pH değeri, atıkların ayrışma kademeleri ile ilgili ipuçları vermektedir. Mikrobiyal aktivitenin asidik safhadan metanojenik safhaya doğru ilerlemesi ile sızıntı suyunun pH değerinin de 4,5-7 arasında değişen değerlerden 7-8,2 arasında değişen metanojenik değerlere ulaşması beklenir [120].

pH asidik oldukça, sızıntı o kadar agresif demektir ve çoğu bileşiklerin çözünürlüğü düşük pH'ta artmaktadır. pH'nın artmış olması asitlerin azaldığını/ tükendiğini gösterir [7].

KOİ ve BOİ değerleri sırasıyla 21500 ve 13000 mg/L olup BOİ/KOİ oranı 0,60 mertebelerindedir. Organik madde içeriğinin depo yaşı ile değişimi sızıntı suyu arıtım metodunun seçiminde oldukça önemlidir. Sızıntı suları atık ayrışmasının ilk kademelerinde yüksek KOİ, BOİ ve UYA (Uçucu Yağ Asidi) konsantrasyonları ile karakterize edilir. Organik atıkların biyolojik aktiviteye bağlı olarak hızlı bir şekilde ayrıştığı dönemde ortaya çıkan sızıntı suları yüksek BOİ/KOİ oranına (biyolojik olarak kolay parçalanabilme) sahiptir.

Düşük BOİ/KOİ oranı sızıntı suyunun küçük moleküler yapıya sahip uçucu yağ asitlerinin olduğunu gösterir. Harmsen [121] yapmış olduğu çalışmada metanojenik faz sızıntı suyunda uçucu asitlerin, aminlerin ya da alkollerin tespit edilmediğini ve çözünmüş organik karbonun % 32'sini yüksek moleküler ağırlıklı bileşiklerin oluşturduğunu tespit etmişlerdir [7].

TKN konsantrasyonu 2650 mg/L olarak belirlenmiş olup, sızıntı suyundaki en önemli kirleticilerden biri olarak kabul edilen NH₃-N konsantrasyonu ise 2500 mg/L olarak belirlenmiştir. Amonyak, depo sahalarında genellikle proteinlerin ve aminoasitlerin ayrışması sonucu ortaya çıkar. Atıkların ayrışması sırasında sızıntı suyunda ortaya çıkan

azotun büyük bir kısmını amonyak azotu oluşturmaktadır. Yapılan çalışmalarda amonyak konsantrasyonlarının sızıntı suyunda 500-1000 mg/L arasında değiştiği ve bu konsantrasyonlarda zamanla önemli bir değişimin meydana gelmediği belirlenmiştir [7]. Bu nedenle bazı araştırmacılar amonyağı, sızıntı suyunun en önemli bileşeni olarak göstermişlerdir [1, 122]. Kruempelbeck ve Ehrig [122] tarafından yapılan çalışmada, Almanya'da bulunan 50 depo sahasında, sahaların kapatılmasından yaklaşık 30 yıl sonra dahi amonyak konsantrasyonlarında önemli bir azalma meydana gelmediği tesbit edilmiştir.

1995'te KOİ değeri Odayeri için 70000 mg/L' lerde iken günümüzde 21500 mg/l' ye, BOİ değeri 30000 mg/L' den 13000 mg/l'ye kadar düşmüştür. pH ise 6'lardan 8' lere kadar yükselmiştir. Bu da aynı bölgeye yeni depo sahaları kurulsa bile çoğunluğunun eski sahalardan oluştuğunun ve zamanla yaşlandığının göstergesidir [123].

Tüm bu ölçümler göz önüne alındığında reaktörlere depolanan sızıntı suyunun orta yaşlı sızıntı suyu özelliklerine sahip olduğu görülmektedir.

Çizelge 5. 7 Sızıntı suyu karakterizasyonu

Parametre	Değer
pH	7,75
İletkenlik (mS/cm)	33,2
KOİ (mg/L)	21500
BOİ (mg/L)	13000
BOİ/KOİ	0,6
TOK (mg/L)	6200
TKN (mg/L)	2650
Amonyak (mg/L)	2500
Klorür (mg/L)	4350
Sülfat (mg/L)	500
Toplam Fosfor (mg/L)	14

Depo sahalarında bulunan fenol içerikli maddelerin ayrışmasıyla sızıntı suyunda fenol ve fenol bileşikleri oluşur [16, 60, 62]. Reaktörlere doldurulan sızıntı suyunda fenol ve fenol bileşiklerinin ortalama konsantrasyonları Çizelge 5. 8'da verilmiştir.

Çalışma süresince ölçümü gerçekleştirilen 24 fenol bileşeninin 2 tanesinin (2-CP ve 3,4,5-TCP) sızıntı suyundaki konsantrasyonu ölçüm limitlerinin altında (0,1 µg/L) belirlenmiştir. Bunun dışında 7 fenol bileşiğinin de sızıntı suyundaki ortalama konsantrasyonu 1 µg/L'nin altında belirlenmiştir. Sızıntı suyunda tesbit edilen diğer fenol türleri ise yüksek konsantrasyondan düşük konsantrasyona sırasıyla 2,4-Dichlorofenol, fenol, 2,3,5-Trichlorofenol, 2,4,6-Trichlorofenol, 2,4,5-Trichlorofenol, 3-Methylfenol/4-methylfenol, 2,3,4-Trichlorofenol, 2,3,4,5-Tetrachlorofenol, 2,3,6-Trichlorofenol, 2,6-Dichlorofenol, 2,4-Dimethylfenol, 2,3,4,6-Tetrachlorofenol, 4-Chloro-3-methylfenol ve 2-Nitrofenol olarak tesbit edilmiştir.

Çizelge 5. 8 Sızıntı suyunda fenollü bileşikler

Bileşik	Ortalama konsantrasyon
Fenol	25,51
2-Chlorofenol	N.D.
2-Methylfenol	0,85
3-Methylfenol/4-methylfenol	7,51
2-Nitrofenol	1,21
2,4-Dimethylfenol	1,98
2,4-Dichlorofenol	46,15
2,6-Dichlorofenol	2,41
4-Chloro-3-methylfenol	1,48
2,3,5-Trichlorofenol	21,33
2,4,6-Trichlorofenol	9,51
2,4,5-Trichlorofenol	8,70
2,3,4-Trichlorofenol	5,71
2,3,6-Trichlorofenol	2,72
2,4-Dinitrofenol	0,35
4-Nitrofenol	0,15
2,3,5,6-Tetrachlorofenol	0,26
2,3,4,5-Tetrachlorofenol	5,37
2,3,4,6-Tetrachlorofenol	1,62
3,4,5-Trichlorofenol	N.D.
2-Methyl-4,6-dinitrofenol	0,57
Pentachlorofenol	0,84
Dinoseb	0,16

N.D. = Ölçüm limitlerinin altında

Katı atık depo sahalarında fenol, fenol içeren endüstriyel atıkların veya fenolik bileşikler içeren kimyasal atıkların evsel katı atıklarla birlikte depolanması sonucu sızıntı suyunda bulunur. Fenol diğer fenolik bileşiklerin gerek aerobik gerekse anaerobik olarak en fazla redüklenmiş halini oluşturmaktadır. Bundan sonra ortaya çıkan fenol maruz kalan biyolojik ayrışma prosesine bağlı olarak aerobik ortamlarda su ve karbondioksit, anaerobik ortamlarda karbondioksit ve metana dönüşmektedir.

Anaerobik ortamda klorofenollerin mineralizasyonu klorofenol bileşiğinin fenole deklorinasyonu ile başlar ve metan ve karbondioksit oluşumu ile son bulur. Ayrışma mikrobiyal yapı ve çevresel faktörlere bağlı olarak değişmektedir. Ortamda mikroorganizmaların kullanabileceği başka bir karbon kaynağı mevcut olduğunda mikroorganizmalar ayrıştırılması daha kolay bu bileşikleri kullandığından klorofenol bileşiklerinin ayrışması uzun sürmektedir. Armenante vd. [124], yüksek klorlu bileşiklerin deklorinasyonu için anaerobik ortamların oldukça verimli olduğunu ancak klorofenol bileşiklerinin daha az klorlu hale gelmeleri ile deklorinasyonun yavaşladığını bildirmişlerdir.

2-metilfenol, 3-metilfenol ve 4-metilfenol toluenin ayrışması sonucu ortaya çıkan ara ürünlerdir. Toluene, endüstriyel bir katkı maddesi ve solvent olarak yaygın bir şekilde kullanılmaktadır. Kresol ayrıca diğer kimyasalların çözünmesi amacıyla, dezenfeksiyonda ve haşere ilaçlamalarında kullanılmaktadırlar. Kresol çözeltileri bunun dışında fotoğraf atıksuları içerisinde de bulunabilirler. Toluene ve buna bağlı olarak ortaya çıkan ara ürünlerin anaerobik giderimi mümkündür. Toluene biyolojik ayrışması üzerine literatürde yapılmış olan çalışmalarda ayrışmanın gerek aerobik gerekse anaerobik ortamlarda farklı yollarla gerçekleştiği belirtilmiştir [125, 126, 127].

Nitroaromatik bileşikler pek çok pestisit, boya, patlayıcı madde ve solventlerde bulunurlar. Bu yaygın kullanım alanlarından dolayı nitroaromatik bileşikler toprak, su ve havadaki kirleticiler arasında yer almaktadırlar. 4-NP (PNP)'ün en önemli kaynağı ticari olarak kullanılan metilparation veya paration pestisitlerinin hidrolizidir. Bunun dışında ilaç, plastik, boya ve patlayıcı imalatında kullanılmaktadır [128]. Bu yaygın kullanımları ve çevreye etkileri sebebiyle nitrofenoller USEPA tarafından öncelikli kirleticiler arasında gösterilmiştir [129].

Nitrofenollerin anaerobik ayrışması sonucunda nitro-grubunun bir amino-grubuna dönüştüğü ifade edilmektedir. Uberoi ve Bhattacharya [130], anaerobik şartlar altında nitrofenollerin kolay ayrışmadığını ve 4-NP'ün metan bakterileri üzerinde toksik etki gösterdiğini belirtmişlerdir. Bunun dışında bazı çalışmalarda nitrofenollerin anaerobik ortamlarda 7-10 günlük sürelerde ayrıştığı belirtilmiştir. Ayrıca mikroorganizmalar için ortamda başka bir substratın bulunması da ayrışma hızını arttırmaktadır [130].

2,4-DCP fenolün klorlu bir türevi olup herbisit üretiminde ara ürün olarak kullanılmaktadır. 2,4-DCP deri tarafından kolayca absorbe edilebilir ve yüksek konsantrasyonlarda maruz kalınması ölümcül olabilir. 2,4-DCP biyolojik ayrışma sırasında önce 4-CP'e ve daha sonra da metabolik nihai ürünlere dönüşür [131].

Genel olarak klorofenol bileşikleri endüstriyel atıklarda bulunur ve bu bileşikler toksik etki gösterirler. Klorofenollerin toksik özellikleri klorinasyon seviyelerine bağlı olarak artmaktadır. Triklorofenollerin 6 değişik izomeri mevcuttur ve bunlar 2,3,5-TCP, 2,4,6-TCP, 2,4,5-TCP, 2,3,4-TCP, 2,3,6-TCP, ve 3,4,5-TCP olarak sıralanabilir. Bunlar arasında 2,4,5- ve 2,4,6-izomerleri öncelikli kirleticiler listesinde yer alırken geriye kalanlar tehlikeli maddeler olarak sınıflandırılmışlardır [132]. Triklorofenoller anaerobik şartlarda mono- veya di-klorofenollere dönüşürler ve bunların anaerobik olarak tam minerilizasyonu mümkün olmamaktadır. Ancak triklorofenollerin anaerobik ayrışması sonucu oluşan mono- ve di-klorofenoller aerobik bakteriler vasıtasıyla aromatik halkanın oksidasyonu sonucu ayrışırlar [132].

Klorofenoller fenole göre biyolojik olarak daha yavaş ayrışmakta ve aromatik halkadaki klor sayısı arttıkça klorofenollerin biyolojik ayrışabilirliği azalmaktadır. TeCP bileşikler pentaklorofenolün anaerobik şartlarda indirgenmesi sonucunda ortaya çıkan ara ürünlerdir [133].

Pentaklorofenol (PCP) ahşap koruyucu, pestisit ve herbisit olarak yaygın bir şekilde kullanılmaktadır. Toksik özelliklerinden dolayı çevresel açıdan önemli bir kimyasaldır. Yapılan araştırmalarda PCP'ün aerobik bakteriler tarafından gideriminin mümkün olmadığı, anaerobik şartlarda ise deklorinasyon yoluyla gideriminin mümkün olabileceği belirtilmiştir. PCP anaerobik şartlarda önce TeCP bileşiklerine, daha sonra

sırasıyla TCP, DCP bileşiklerine ve son olarak da fenole indirgenerek mineralizasyonu gerçekleşmektedir [133].

5.3 Yeraltı Suyunu Temsil Eden Distile Su Kirlilik Analizleri

Farklı taban malzemeleri kullanılarak sızıntı suyu kirleticilerinin yeraltı suyuna geçişinin incelenmesi amacıyla gerçekleştirilen bu çalışmada her bir reaktörün tabanına yeraltı suyunu temsilen yerleştirilen distile su özelliklerinde meydana gelen değişimler yaklaşık 180 gün boyunca izlenmiştir. Çalışma süresince yeraltı suyunu temsil eden distile su örneklerinde fenol bileşiklerine ilave olarak pH, iletkenlik, klorür, toplam organik karbon (TOC) ve toplam azot (TN) analizleri gerçekleştirilmiş olup elde edilen sonuçlar aşağıda özetlenmiştir.

5.3.1 pH

Reaktörlerin tabanında yer alan distile su örneklerinden alınan numunelerde pH'nın zamanla değişimi Şekil 5. 15'te verilmiştir. Şekil 5. 15'ten görüldüğü gibi taban malzemesi olarak sönmemiş kireç kullanılan R9 ve R10 reaktörleri dışında kalan tüm reaktörlerdeki distile su pH değerlerinde önemli bir değişim gözlenmemiş ve pH değerleri çalışma süresince 4-6 aralığında tesbit edilmiştir. R9 ve R10 reaktörlerinde ise 50 günden sonra pH değerleri artmaya başlamış ve 180 gün sonunda ölçülen değerler sırasıyla 9,75 ve 10,15 olarak tesbit edilmiştir. Ancak pH değerlerindeki bu artışın sızıntı suyu geçişinden değil taban malzemesi olarak kullanılan kirecin yeraltı suyuna karışması sonucunda meydana geldiği düşünülmektedir.

5.3.2 İletkenlik

İletkenlik parametresi sudaki çözünmüş katı madde konsantrasyonunun belirlenmesinde kullanılabilir. Şekil 5. 16'da reaktörlerin tabanında yeraltı suyunu temsil eden distile su numunelerinde yapılan iletkenlik ölçüm sonuçları verilmiştir. Buradan, sızıntı suyunun karışması sonucunda numunelerin iletkenlik parametresinin zamanla arttığı görülmektedir. R3 ve R10 reaktörlerinde iletkenlik artışı diğer reaktörlere göre daha yüksek seviyelerde gerçekleşmiş ve 180 gün sonunda 329 ve 118,5 $\mu\text{S}/\text{cm}$ değerinde

tespit edilmiştir. Diğer reaktörlerde ise yeraltı suyunun iletkenlik değerlerindeki artış daha düşük seviyelerde gerçekleşmiştir.

5.3.3 Klorür

Reaktörlerin tabanında yer alan distile su örneklerinde gerçekleştirilen klorür analizi sonuçları Şekil 5. 17’de verilmiştir. pH değerlerinde olduğu gibi klorür konsantrasyonlarında da yeraltı suyundaki en yüksek değerler taban malzemesi olarak sönmemiş kireç kullanılmış olan R9 ve R10 reaktörleri ile kaolen kullanılmış olan R3 reaktöründe tesbit edilmiştir. R3, R9 ve R10 reaktörlerindeki en yüksek klorür konsantrasyonları sırasıyla 60,4; 23,8 ve 48,2 mg/L olarak belirlenmiştir.

5.3.4 Toplam Organik Karbon (TOC)

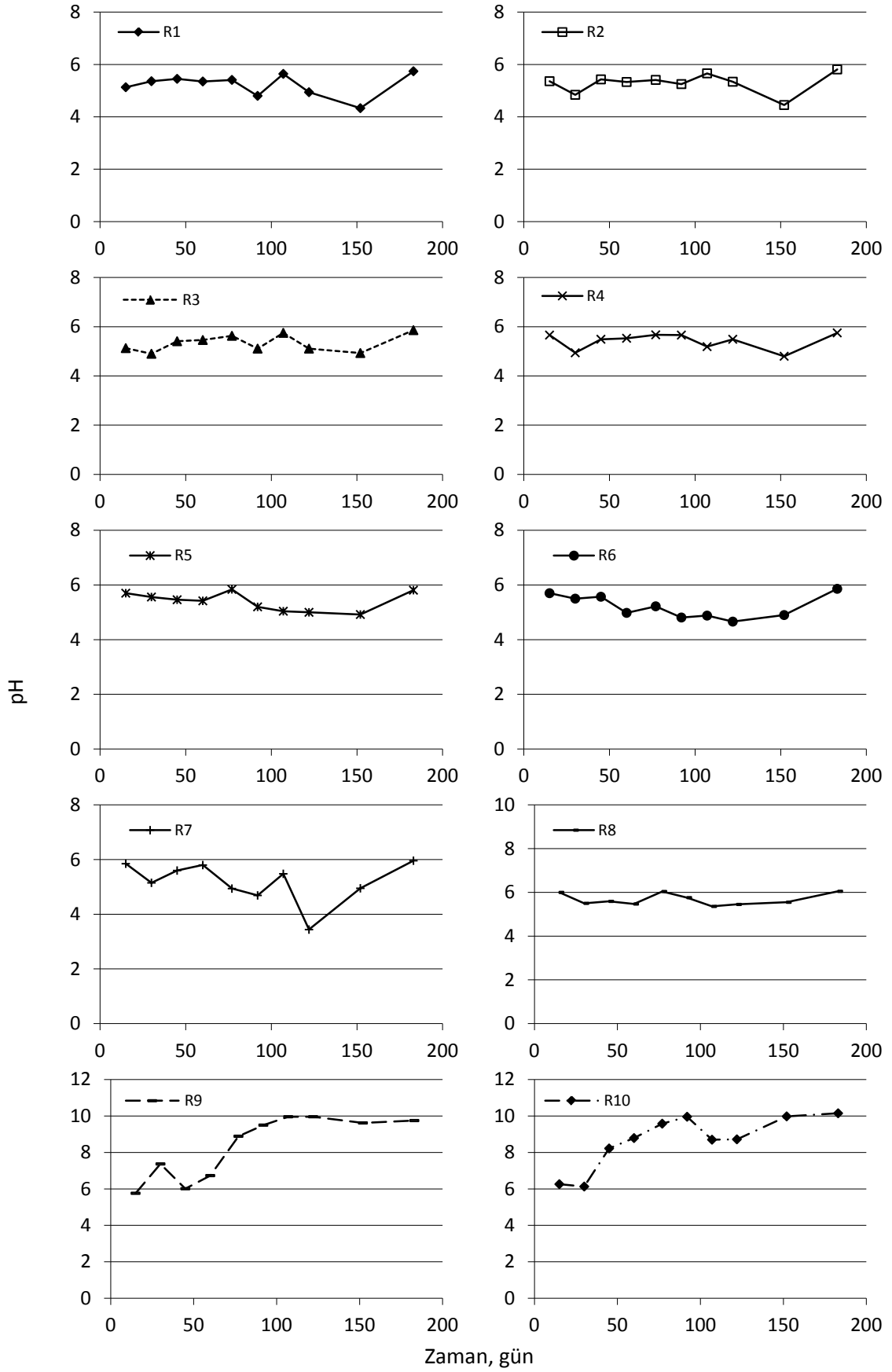
Yeraltı suyunu temsil eden distile su örneklerinde TOC ölçümleri sonucunda elde edilen değerler Şekil 5. 18’de verilmiştir. Yeraltı suyunu temsil eden distile su örneklerinde TOC değerleri incelendiğinde 180 günlük çalışma süresi sonunda en yüksek geçiş oranının R3 ve R10 reaktörlerinde meydana geldiği görülmektedir. Ancak ölçülen değerlerin tamamı göz önünde bulundurulduğunda yeraltı suyundaki en yüksek konsantrasyon olan 22,64 mg/L TOC değeri bile oldukça düşük bir değer olup, 180 günlük çalışma süresi sonunda sızıntı suyunun yeraltı suyuna geçişinin çok düşük seviyelerde gerçekleştiği söylenebilir.

5.3.5 Toplam Azot (TN)

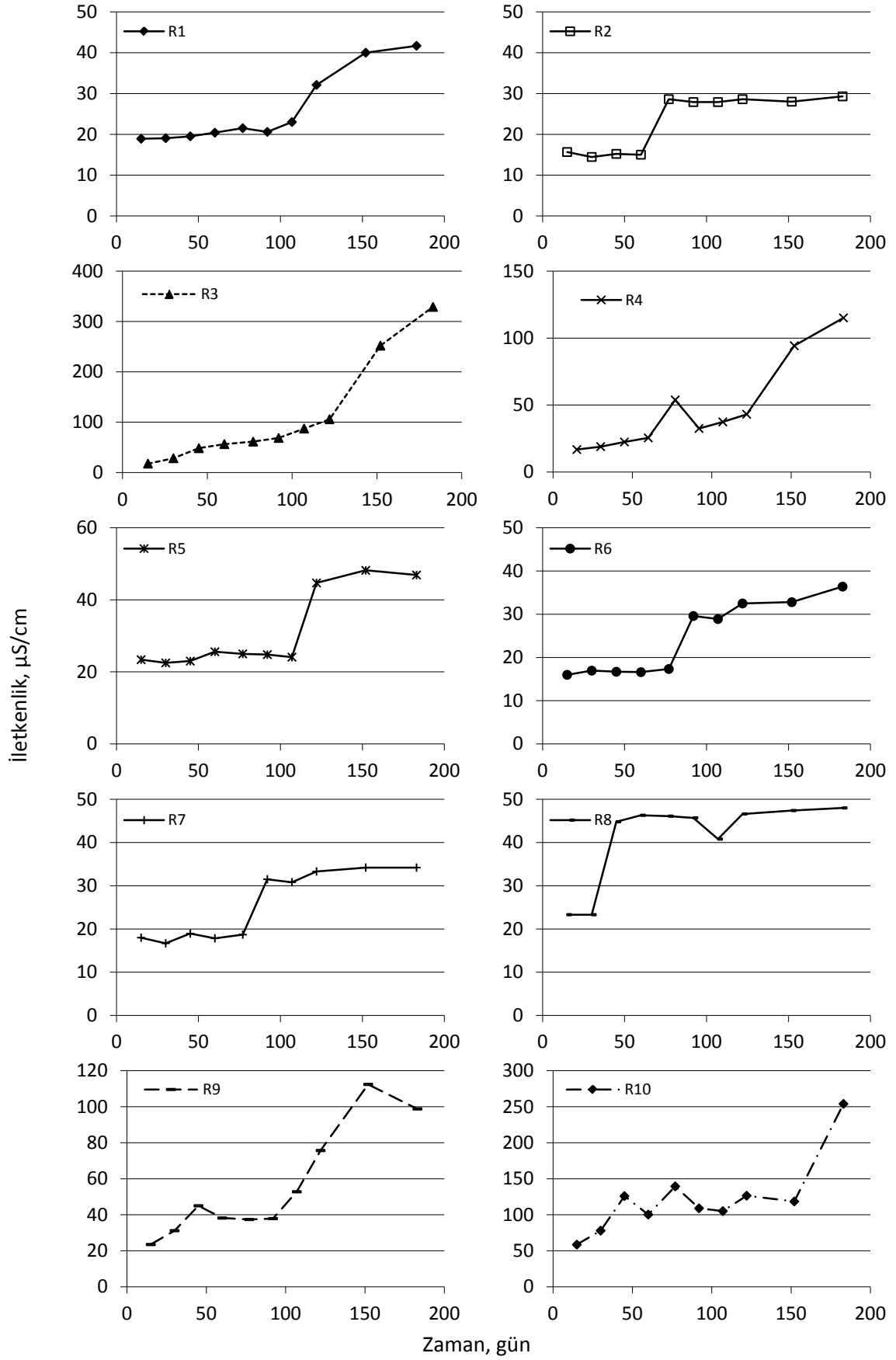
Reaktörlerin tabanında yer alan yeraltı suyunu temsil eden distile su örneklerinden alınan numunelerde TN konsantrasyonlarının zamanla değişimi Şekil 5. 19’da verilmiştir. Diğer parametrelerde olduğu gibi TN konsantrasyonlarında da R3, R9 ve R10 reaktörleri dışında kalan reaktörlerde TN konsantrasyonları 1 mg/L civarında tesbit edilmiştir. R3, R9 ve R10 reaktörlerinde 180 gün sonunda ölçülen TN konsantrasyonları ise sırasıyla 5,0; 29,2 ve 61,3 mg/L olarak belirlenmiştir.

Tüm bu sonuçlar göz önünde bulundurulduğunda yeraltı suyunu temsil eden distile su örneklerinde 180 gün boyunca yapılan ölçümlerde sızıntı suyundaki organik ve inorganik makro kirleticilerin yeraltı suyuna geçişinin çok düşük oranlarda gerçekleştiği,

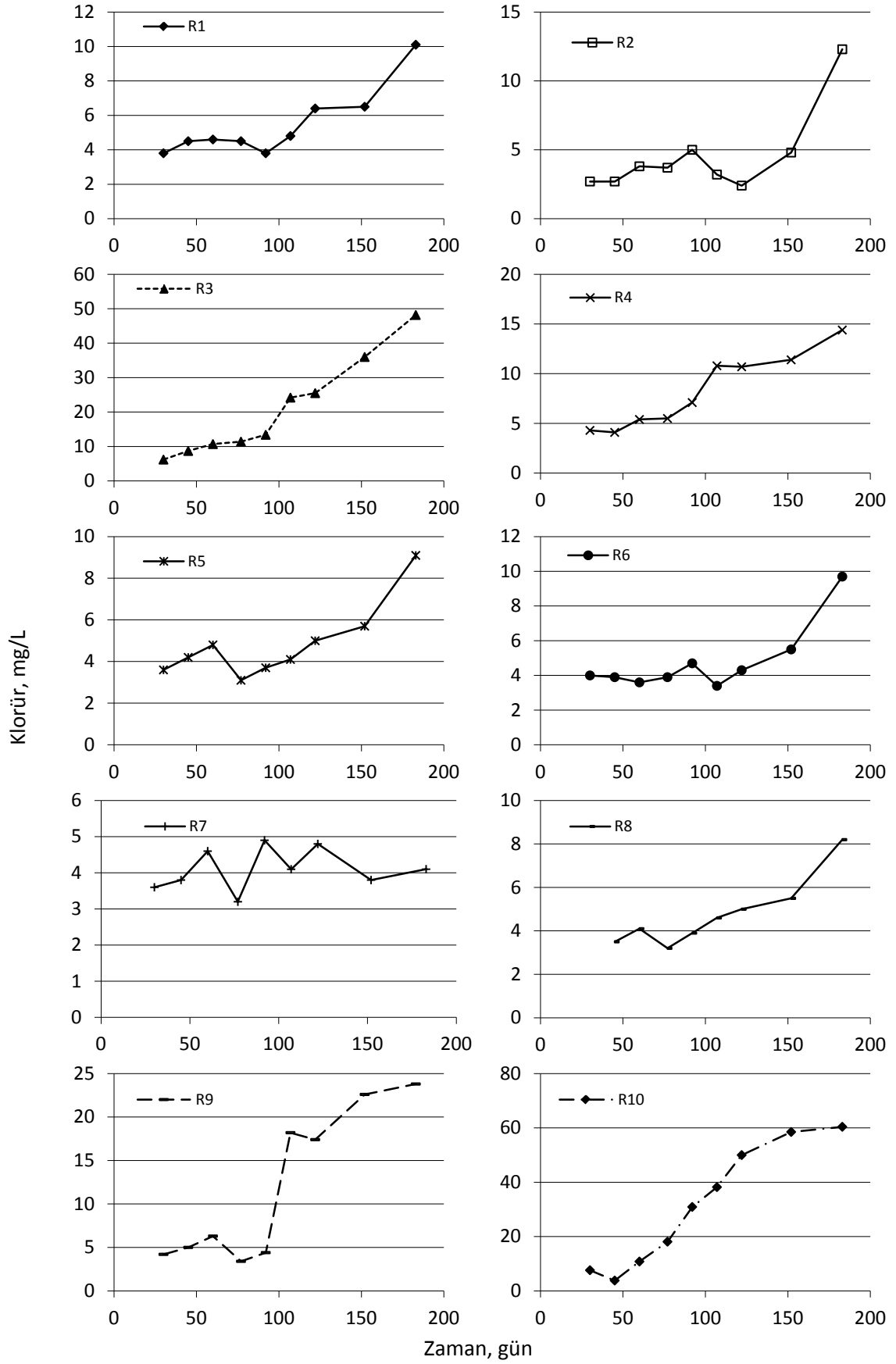
ancak uzun süreli işletme sonucunda bu kirleticilerin yeraltı suyuna geçiş potansiyellerinin mevcut olduğu görülmektedir.



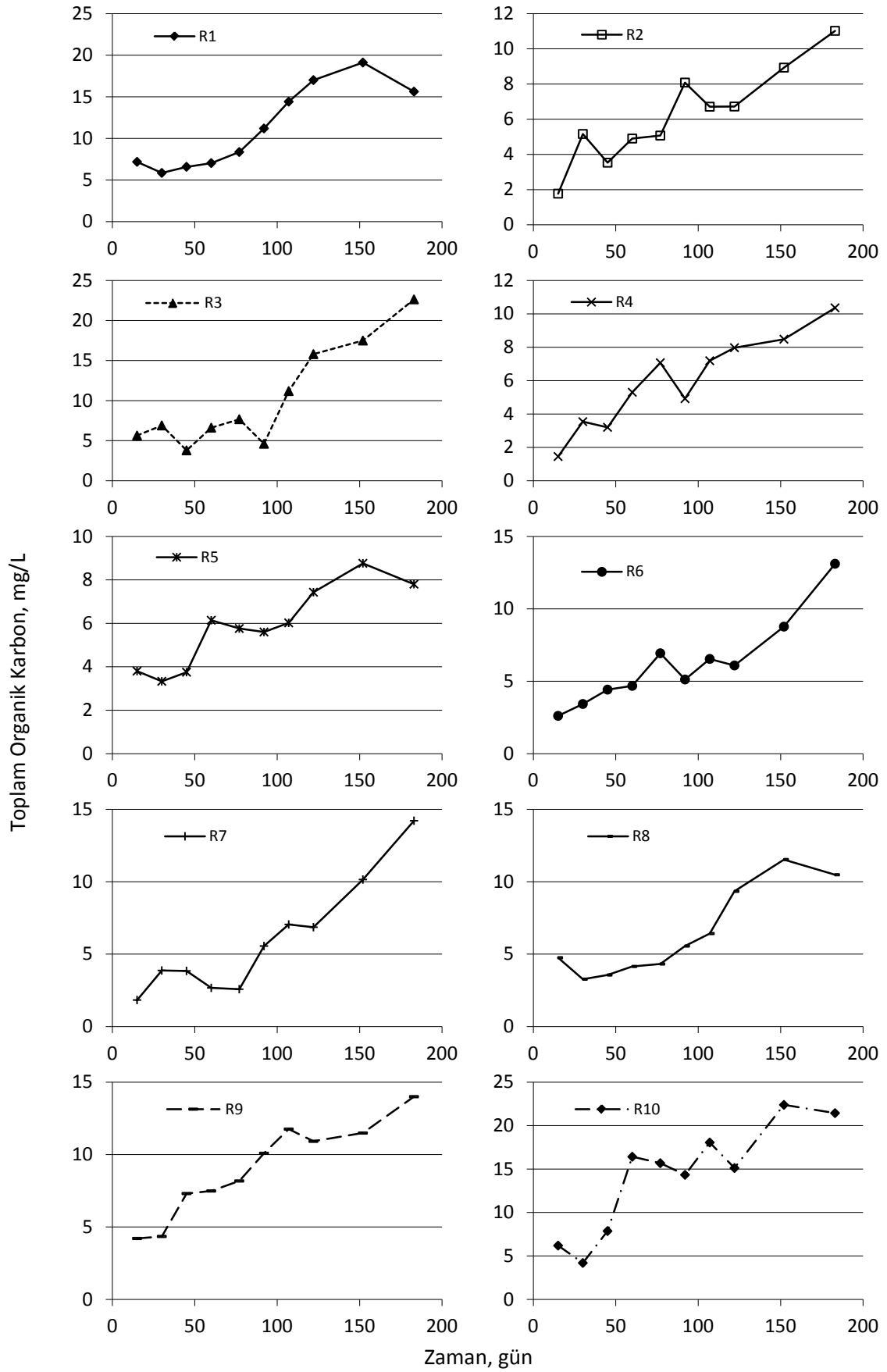
Şekil 5. 15 Reaktörlerin tabanında yer alan distile sularda pH'nın değişimi



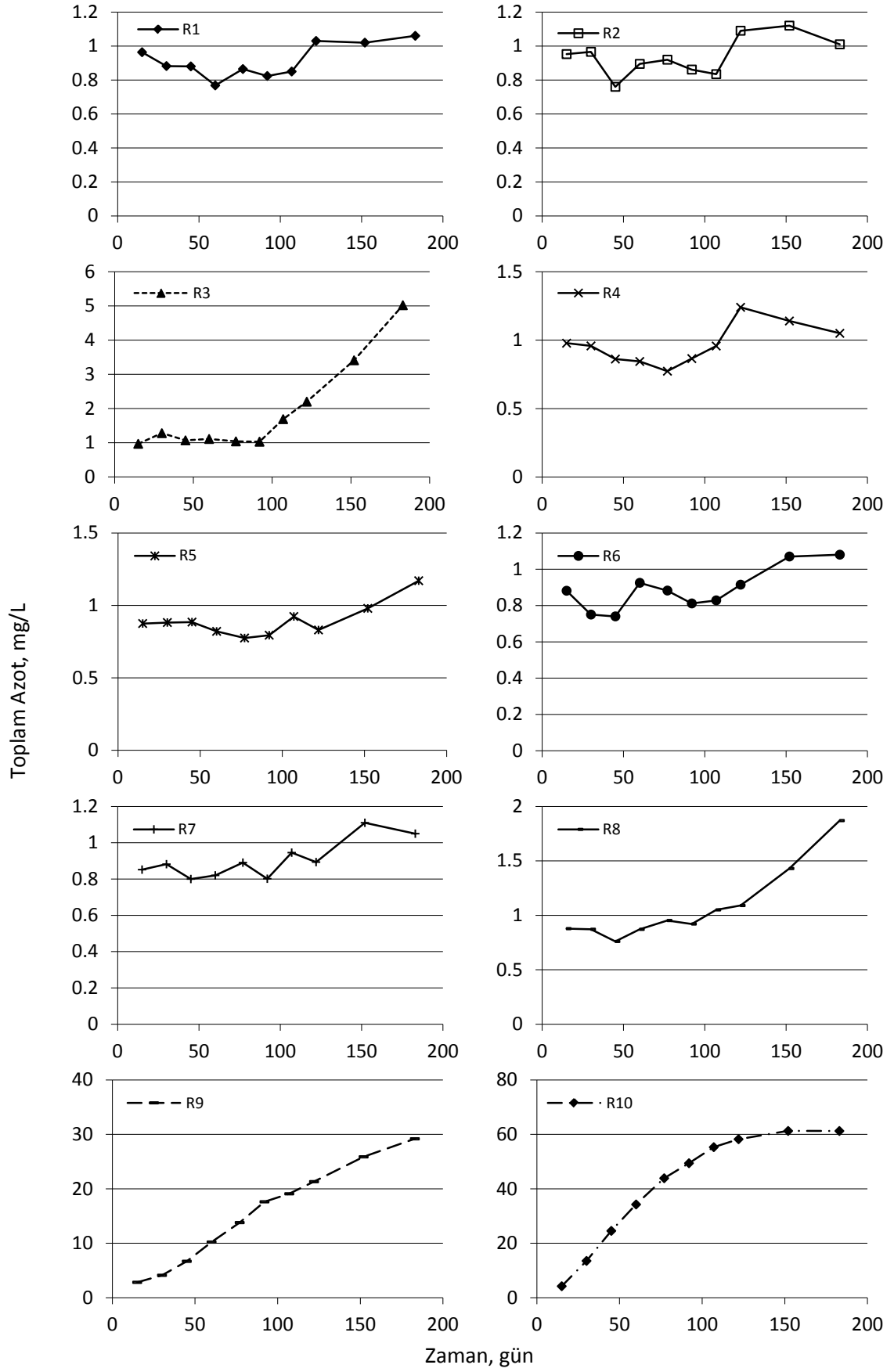
Şekil 5. 16 Reaktörlerin tabanında yer alan distile sularda iletkenliğin değişimi



Şekil 5. 17 Reaktörlerin tabanında yer alan distile sularda klorür değişimi



Şekil 5. 18 Reaktörlerin tabanında yer alan distile sularda TOC değişimi



Şekil 5. 19 Reaktörlerin tabanında yer alan distile sularda TN değişimi

5.3.6 Fenol ve Fenol Bileşikleri

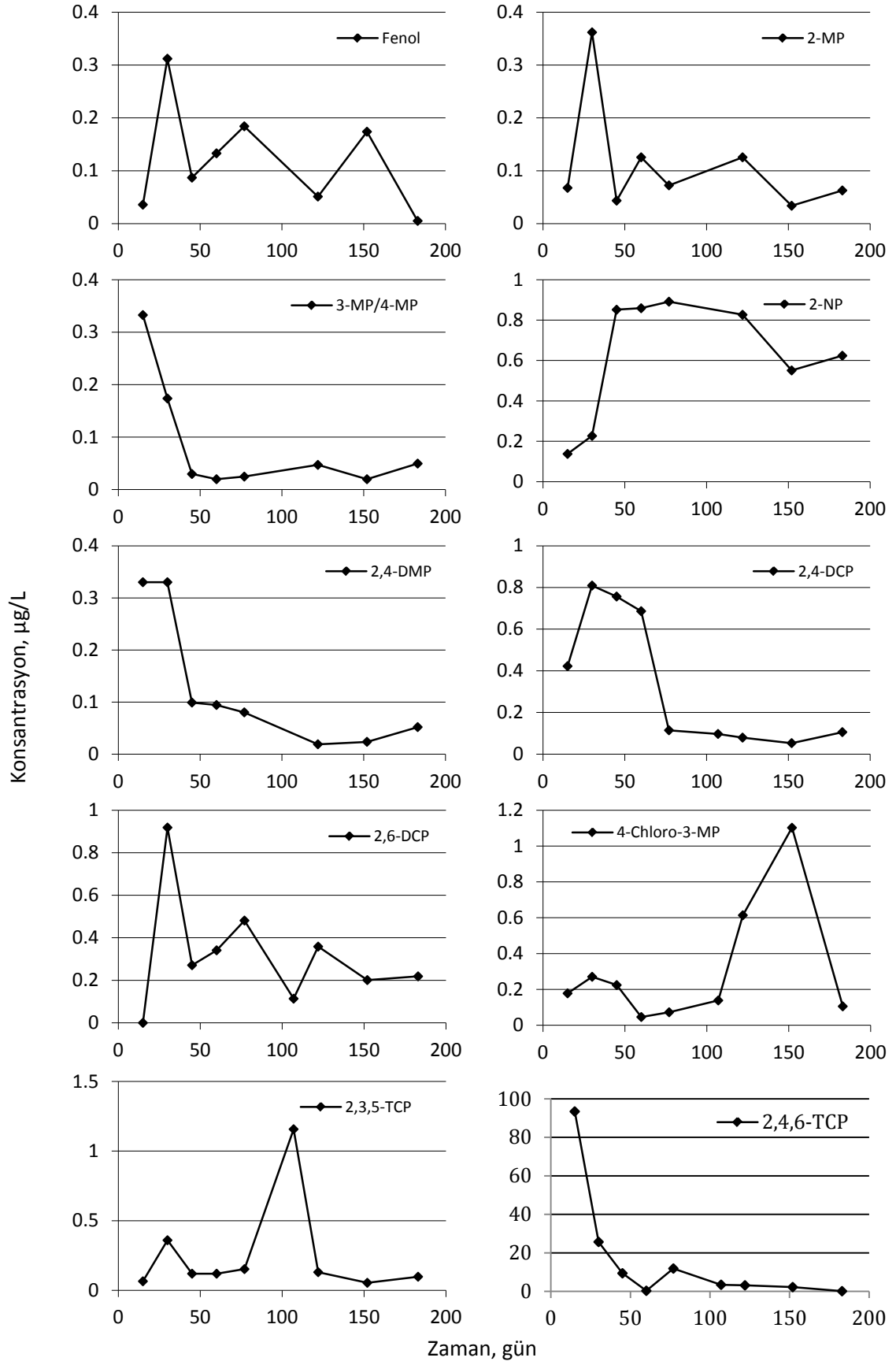
Katı atık düzenli depo sahalarında oluşan sızıntı suyunda bulunan kirleticilerin adveksiyon ve difüzyon gibi çeşitli yollarla geçirimsiz taban sisteminden geçerek yeraltı suyuna karışması mümkündür. Bu çalışmada, farklı taban sistemlerine sahip katı atık reaktörlerinden oluşan sızıntı sularındaki fenol ve fenol bileşiklerinin yeraltı suyuna geçen miktarları belirlenmiştir. Bu bölümde, her bir reaktörden elde edilen sonuçlarla ilgili değerlendirmeler verilmiştir.

5.3.6.1 Geçirimsiz Taban Sistemi %100 Kil ile Teşkil Edilmiş Reaktör (R1)

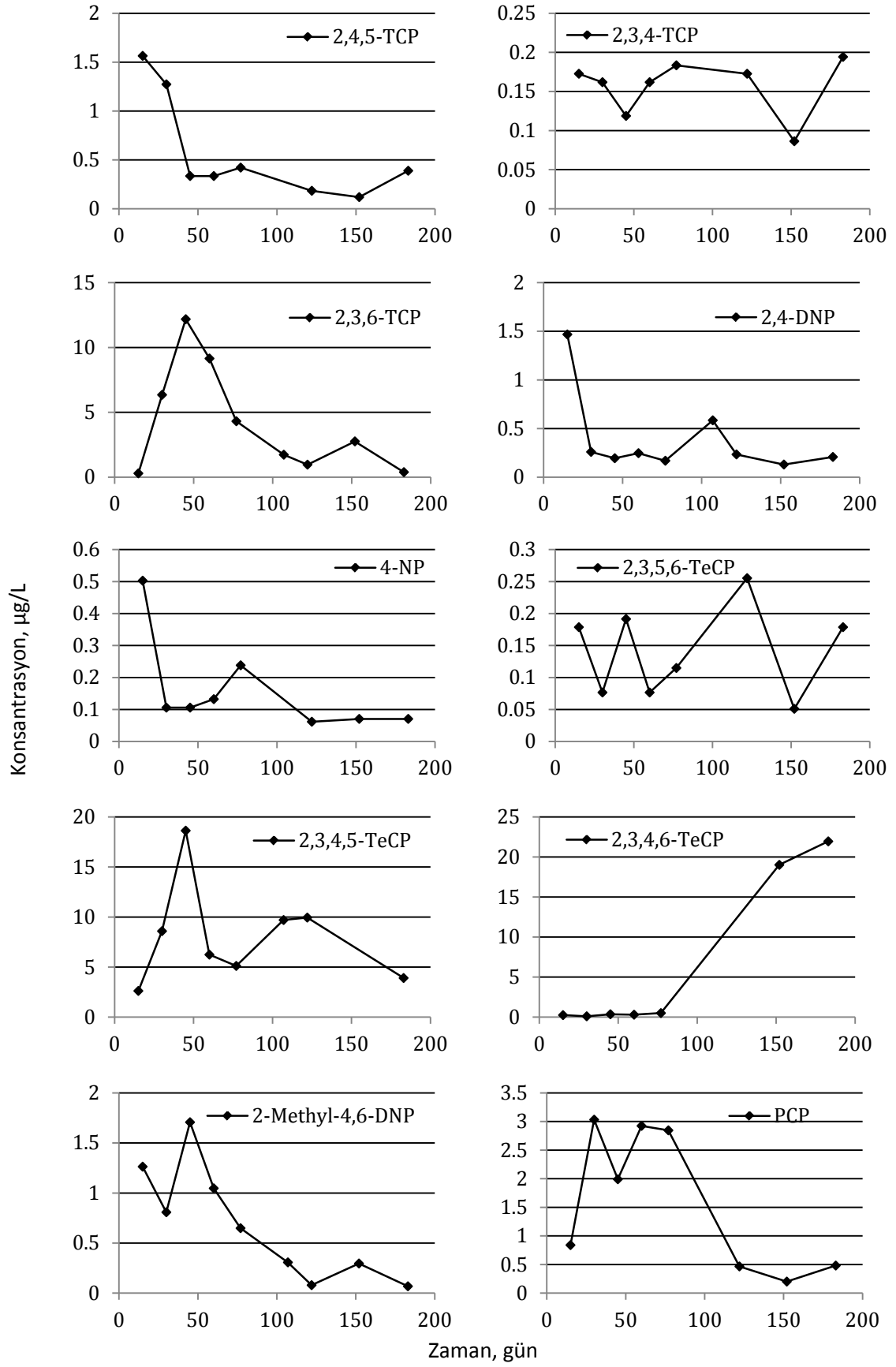
R1 reaktöründe sızıntı suyundan yeraltı suyuna geçen fenol ve fenol bileşiklerinin konsantrasyonlarındaki değişimler Şekil 5. 20'de verilmiştir. Genel olarak bakıldığında fenol bileşiklerinin yeraltı suyundaki konsantrasyonlarının yeraltı suyunda tesbit edilen fenol türlerinin çoğu için 1 µg/L'nin altında olduğu görülmektedir. Yeraltı suyunda en yüksek konsantrasyonlarda tesbit edilen fenol bileşikleri 2,4,6-TCP, 2,3,4,6-TeCP, 2,3,4,5-TeCP, 2,3,6-TCP ve PCP olarak belirlenmiş olup yeraltı suyunda ölçülen maksimum konsantrasyonları sırasıyla 93,4; 30,7; 18,6; 12,2 ve 3,0 µg/L olarak belirlenmiştir.

4-Chloro-3-MP ve 2,3,5-TCP dışında kalan tüm fenol bileşikleri için yeraltı suyunda tesbit edilen en yüksek konsantrasyonlara ilk 50 gün içerisinde ulaşılmıştır. Bu aşamadan sonra yapılan ölçümlerde fenol konsantrasyonlarının azalma eğiliminde olduğu ve çalışma kapsamında göz önünde bulundurulan pek çok fenol türü için ölçüm limitlerinin altında kaldığı görülmektedir.

Buna göre taban örtüsü kil ile teşkil edilmiş depo sahalarında yüksek klorlu fenol bileşiklerinin yeraltı suyuna karışma potansiyelinin daha yüksek olduğu görülmektedir.



Şekil 5. 20 R1 reaktöründe yeraltı suyundaki fenol bileşiklerinin konsantrasyonlarının değişimi



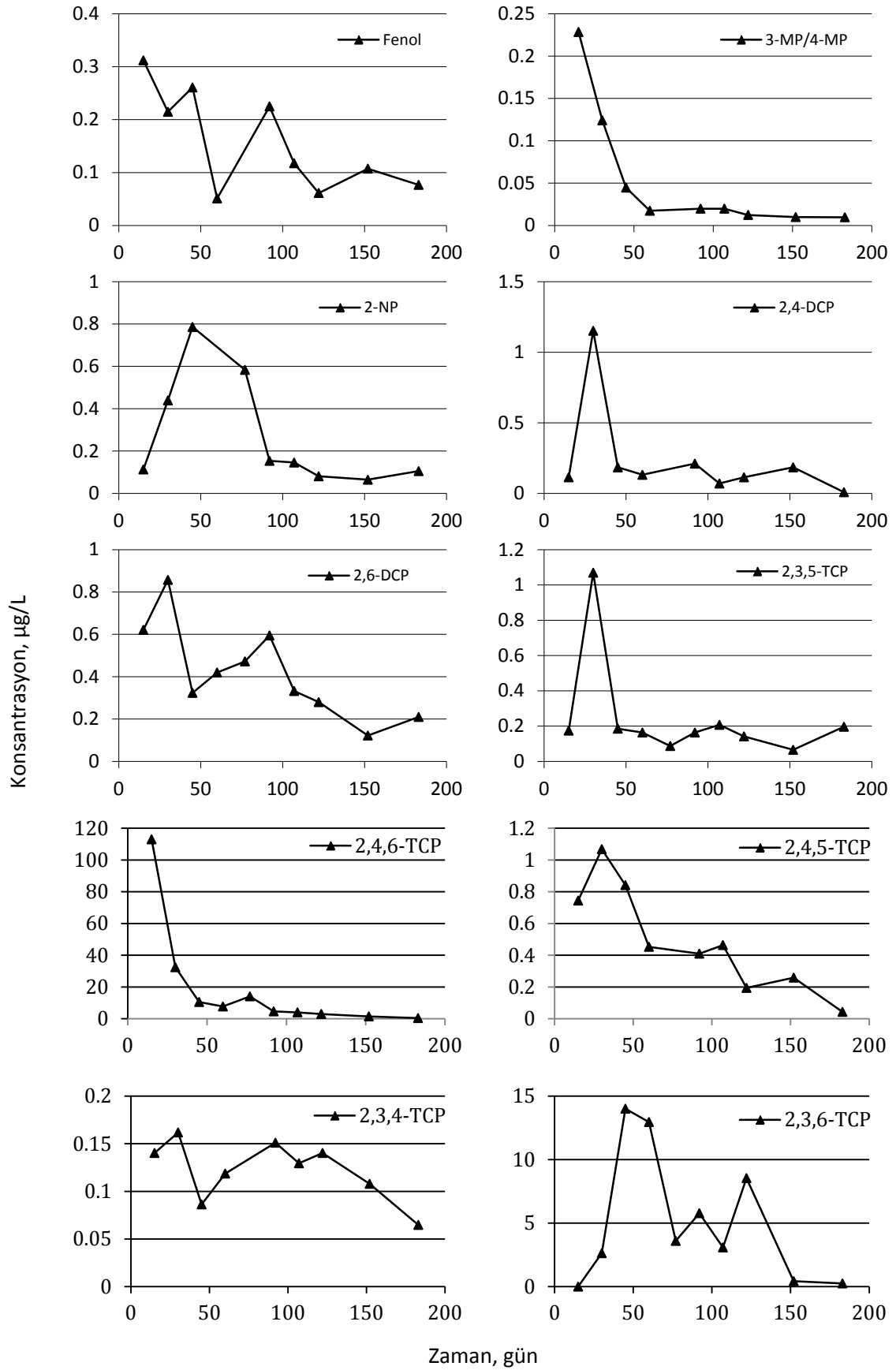
Şekil 5. 20 R1 reaktöründe yeraltı suyundaki fenol bileşiklerinin konsantrasyonlarının değişimi (Devamı)

5.3.6.2 Geçirimsiz Taban Sistemi %100 Bentonit ile Teşkil Edilmiş Reaktör (R2)

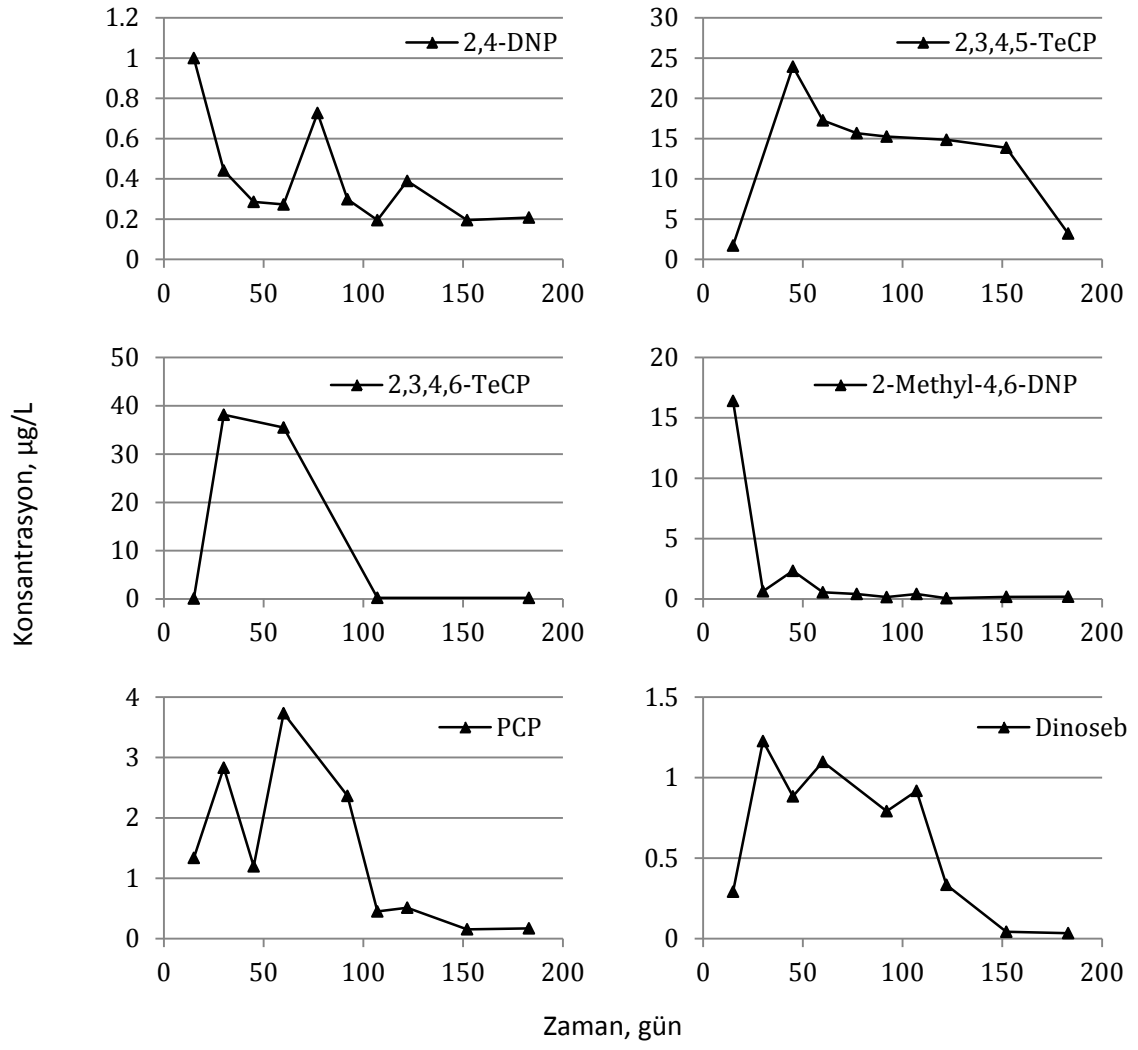
R2 reaktöründe sızıntı suyundan yeraltı suyuna geçen fenol ve fenol bileşiklerinin konsantrasyonlarındaki değişimler Şekil 5. 21’de verilmiştir. Yeraltı suyunda en yüksek konsantrasyonlarda tesbit edilen fenol bileşikleri 2,4,6-TCP, 2,3,6-TCP, 2,3,4,5-TeCP, 2,3,4,6-TeCP, 2-Metil-4,6-DNP ve PCP olarak belirlenmiştir. Bu bileşiklerin yeraltı suyunda çalışma süresince ölçülen en yüksek konsantrasyonları sırasıyla 112,98; 14,00; 23,93; 38,14; 16,40 ve 3,73 µg/L olarak belirlenmiştir. Bunların dışında kalan tüm fenol bileşiklerinin ölçülen konsantrasyonları 1 µg/L değerinin altında belirlenmiştir. R2 reaktöründe yeraltı suyunu temsil eden distile su numunelerinde 8 fenol bileşiğinin konsantrasyonu ise ölçüm limitlerinin altında belirlenmiştir.

PCP dışında kalan tüm fenol bileşikleri için yeraltı suyunda tesbit edilen en yüksek konsantrasyonlara ilk 50 gün içerisinde ulaşılmıştır. Bu aşamadan sonra yapılan ölçümlerde fenol konsantrasyonlarının azalma eğiliminde olduğu ve çalışma kapsamında göz önünde bulundurulanan pek çok fenol türü için ölçüm limitlerinin altında kaldığı görülmektedir.

Buna göre taban örtüsü bentonit ile teşkil edilmiş depo sahalarında yüksek klorlu fenol bileşiklerinin ve 2-Metil-4,6-DNP’nin yeraltı suyuna karışma potansiyelinin daha yüksek olduğu görülmektedir.



Şekil 5. 21 R2 reaktöründe yeraltı suyundaki fenol bileşiklerinin konsantrasyonlarının değişimi



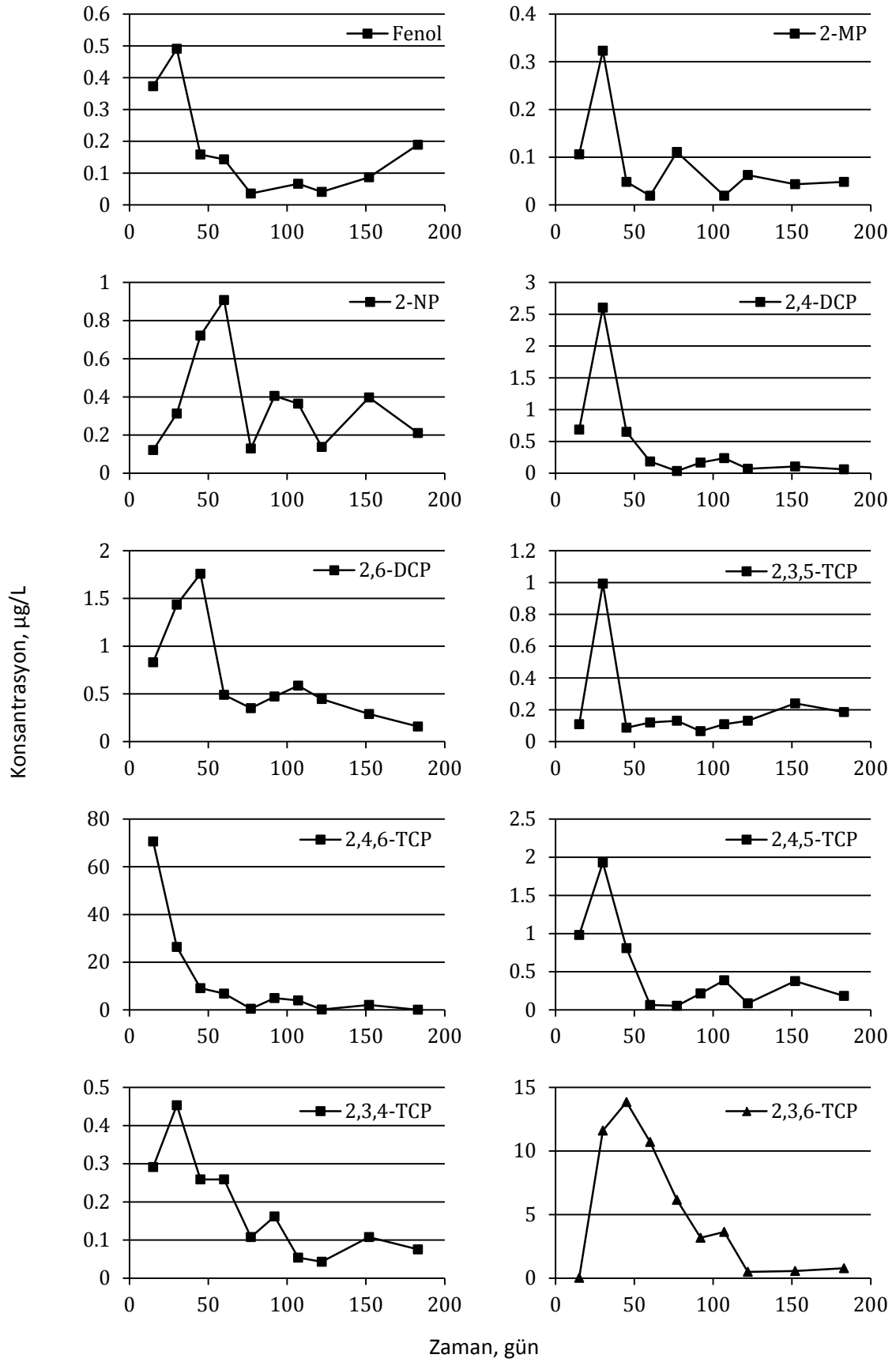
Şekil 5. 21 R2 reaktöründe yeraltı suyundaki fenol bileşiklerinin konsantrasyonlarının değişimi (Devamı)

5.3.6.3 Geçirimsiz Taban Sistemi %100 Kaolen ile Teşkil Edilmiş Reaktör (R3)

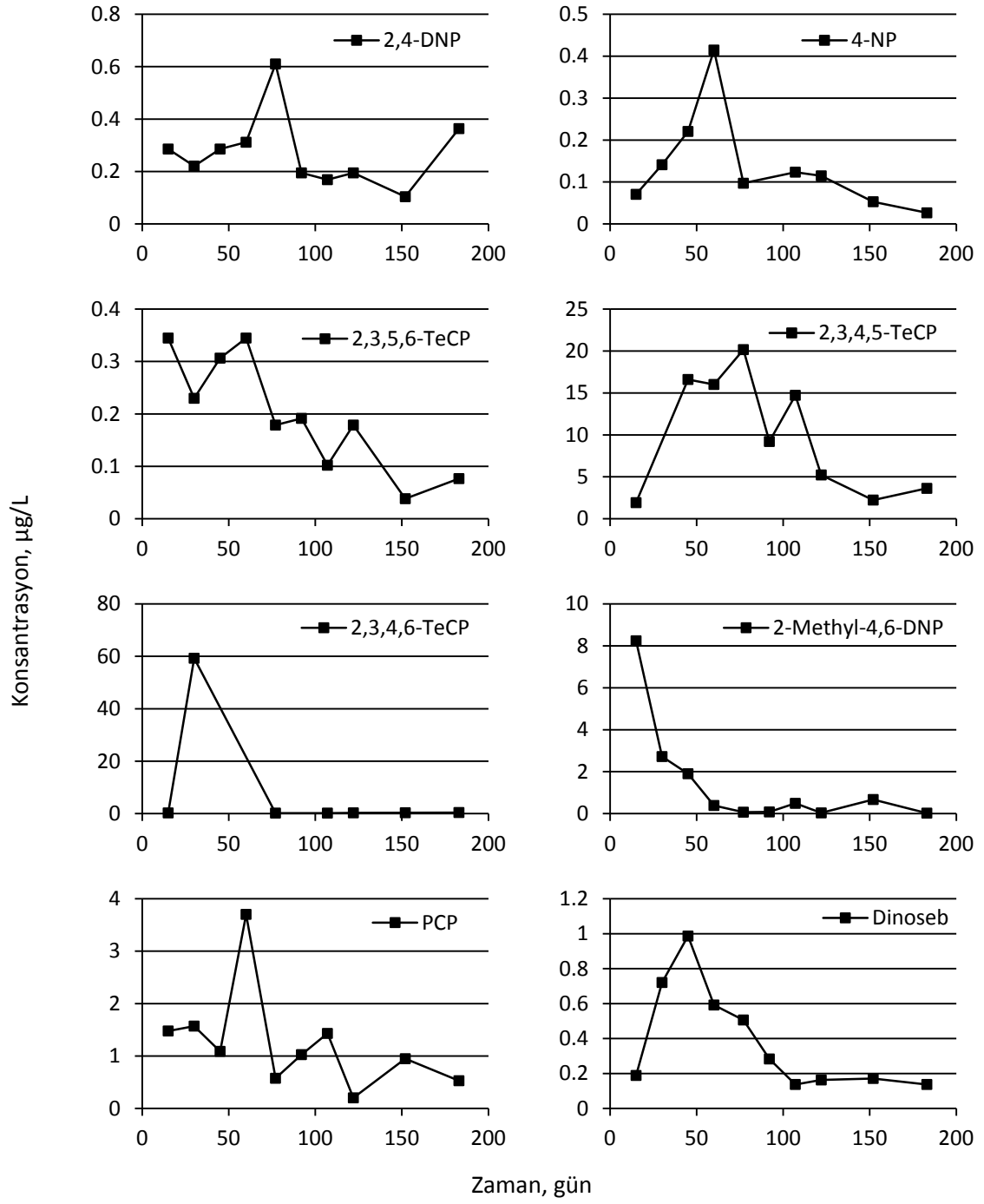
R3 reaktöründe sızıntı suyundan yeraltı suyuna geçen fenol ve fenol bileşiklerinin konsantrasyonlarındaki değişimler Şekil 5. 22'de verilmiştir. Genel olarak bakıldığında fenol bileşiklerinin yeraltı suyundaki konsantrasyonlarının yeraltı suyunda tesbit edilen fenol türlerinin çoğu için 1 µg/L'nin altında olduğu görülmektedir. Yeraltı suyunda en yüksek konsantrasyonlarda tesbit edilen fenol bileşikleri 2,4-DCP, 2,6-DCP, 2,4,6-TCP, 2,4,5-TCP, 2,3,6-TCP, 2,3,4,5-TeCP, 2,3,4,6-TeCP, 2-Metil-4,6-DNP ve PCP olarak belirlenmiştir. Yeraltı suyunda ölçülen 2,4-DCP ve 2,6-DCP konsantrasyonları sırasıyla 2,60 ve 1,76 µg/L olarak belirlenmiştir. Yeraltı suyunda tesbit edilen triklorofenoller olan 2,4,6-TCP, 2,4,5-TCP ve 2,3,6-TCP konsantrasyonları ise sırasıyla 70,61; 1,93 ve 13,85 µg/L olarak belirlenmiştir. Yeraltı suyunda ölçülen diğer fenol bileşikleri olan 2,3,4,5-TeCP, 2,3,4,6-TeCP, 2-Metil-4,6-DNP ve PCP konsantrasyonları ise sırasıyla 20,16; 59,27; 8,24 ve 3,70 µg/L olarak tesbit edilmiştir.

Yeraltı suyunda yüksek konsantrasyonlarda tesbit edilen fenol türlerinden 2,3,4,5-TeCP ve PCP dışında kalan bileşikler için en yüksek konsantrasyonlar çalışmanın ilk 50 günü içerisinde ölçülmüştür. Bu aşamadan sonra yapılan ölçümlerde fenol konsantrasyonlarının azalma eğiliminde olduğu ve çalışma kapsamında göz önünde bulundurulan pek çok fenol türü için ölçüm limitlerinin altında kaldığı görülmektedir.

Buna göre taban örtüsü kaolen ile teşkil edilmiş depo sahalarında başta 2,4,6-TCP ve 2,3,4,6-TeCP olmak üzere yüksek klorlu fenol bileşiklerinin ve 2-Metil-4,6-DNP'nin yeraltı suyuna karışma potansiyelinin daha yüksek olduğu görülmektedir.



Şekil 5. 22 R3 reaktöründe yeraltı suyundaki fenol bileşiklerinin konsantrasyonlarının değişimi

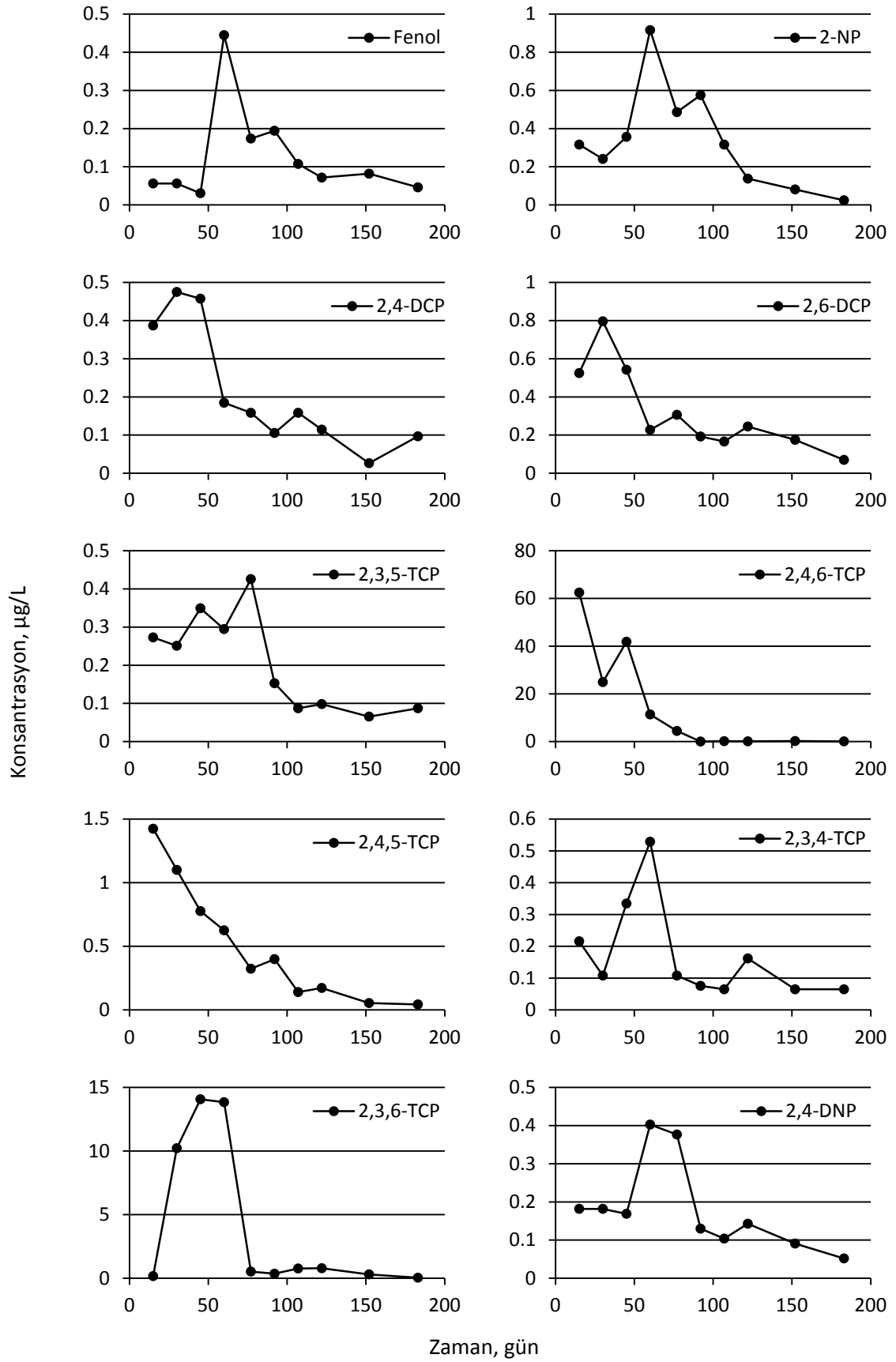


Şekil 5. 22 R3 reaktöründe yeraltı suyundaki fenol bileşiklerinin konsantrasyonlarının değişimi (Devamı)

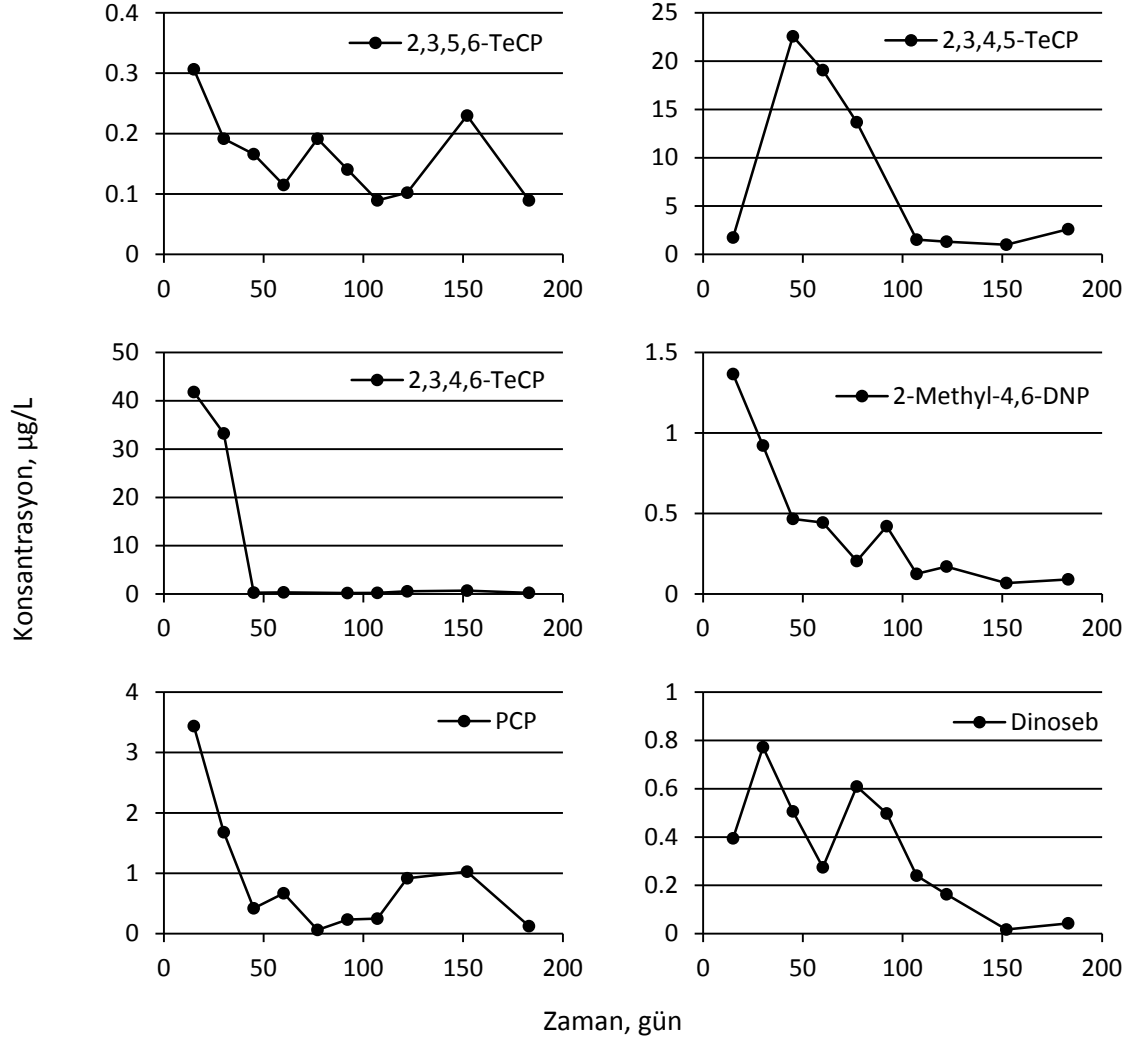
5.3.6.4 Geçirimsiz Taban Sistemi %100 Zeolit ile Teşkil Edilmiş Reaktör (R4)

R4 reaktöründe sızıntı suyundan yeraltı suyuna geçen fenol ve fenol bileşiklerinin konsantrasyonlarındaki değişimler Şekil 5. 23'te verilmiştir. Yeraltı suyunda en yüksek konsantrasyonlarda ölçülen fenol bileşikleri sırasıyla 2,4,6-TCP, 2,3,4,6-TeCP, 2,3,4,5-TeCP, 2,3,6-TCP ve PCP olup bunlara ait ölçülen en yüksek konsantrasyonlar sırasıyla 62,47; 41,80; 22,56; 14,07 ve 3,44 µg/L olarak belirlenmiştir. Yeraltı suyunda tesbit edilen diğer tüm fenol bileşiklerinin konsantrasyonları 1 µg/L'nin altında belirlenmiştir. Diğer reaktörlerde olduğu gibi R4 reaktöründe de ölçülen en yüksek konsantrasyonlar çalışmanın ilk 50 günü içerisinde tesbit edilmiş olup zamanla meydana gelen ayrışma sebebiyle azalma eğilimindedir. Çalışma kapsamında ölçülen diğer tüm fenol bileşikleri için de aynı azalma eğilimi söz konusu olup başlangıçta 1 µg/L'nin altında belirlenen konsantrasyonlar zamanla azalarak ölçüm limitlerinin altında tesbit edilmiştir.

Buna göre taban örtüsü zeolit ile teşkil edilmiş depo sahalarında tri- ve tetraklorofenol bileşiklerinin yeraltı suyuna karışma potansiyelinin daha yüksek olduğu görülmektedir.



Şekil 5. 23 R4 reaktöründe yeraltı suyundaki fenol bileşiklerinin konsantrasyonlarının değişimi



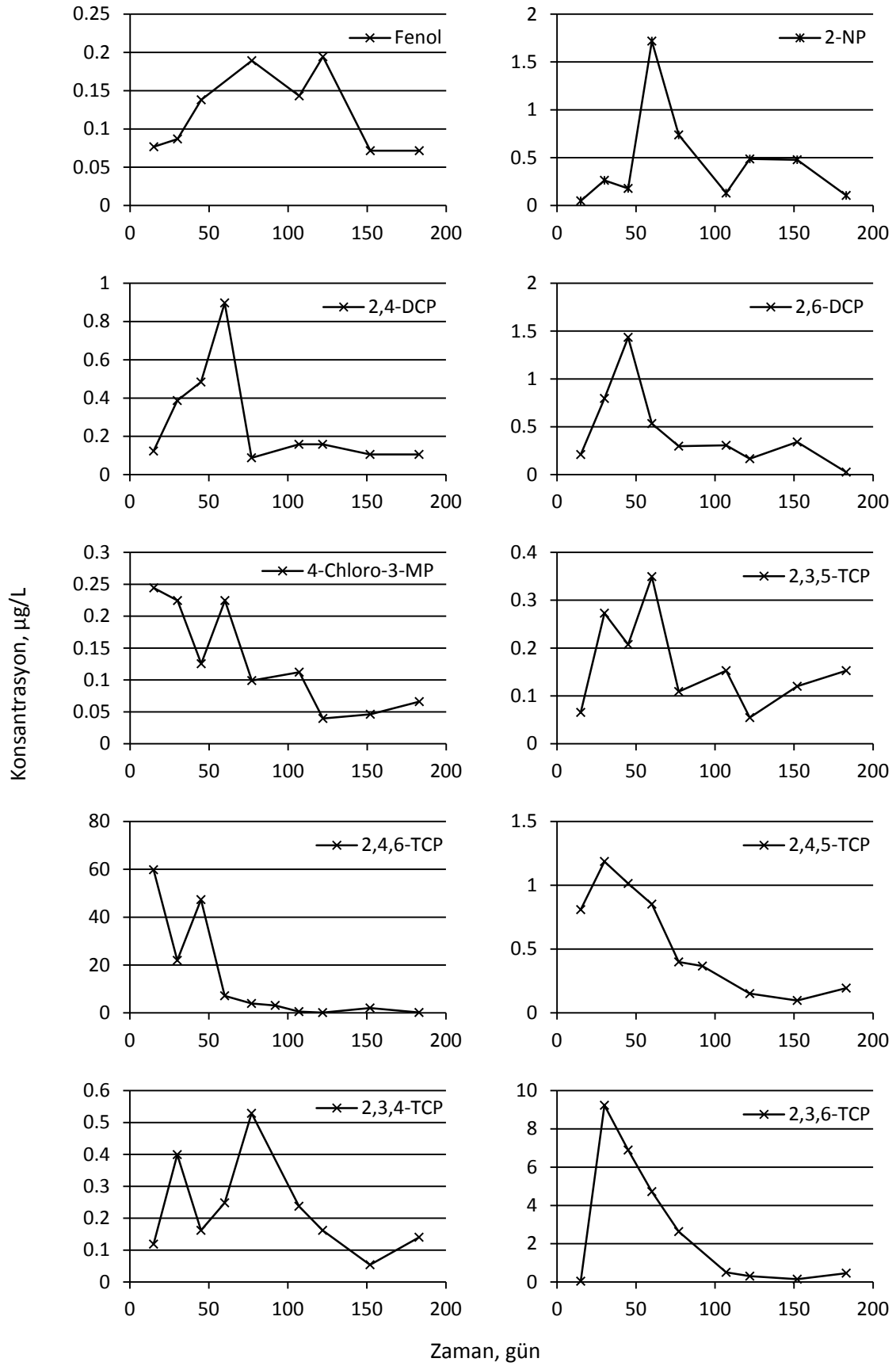
Şekil 5. 23 R4 reaktöründe yeraltı suyundaki fenol bileşiklerinin konsantrasyonlarının değişimi (Devamı)

5.3.6.5 Geçirimsiz Taban Sistemi %50 Kil + %50 Bentonit ile Teşkil Edilmiş Reaktör (R5)

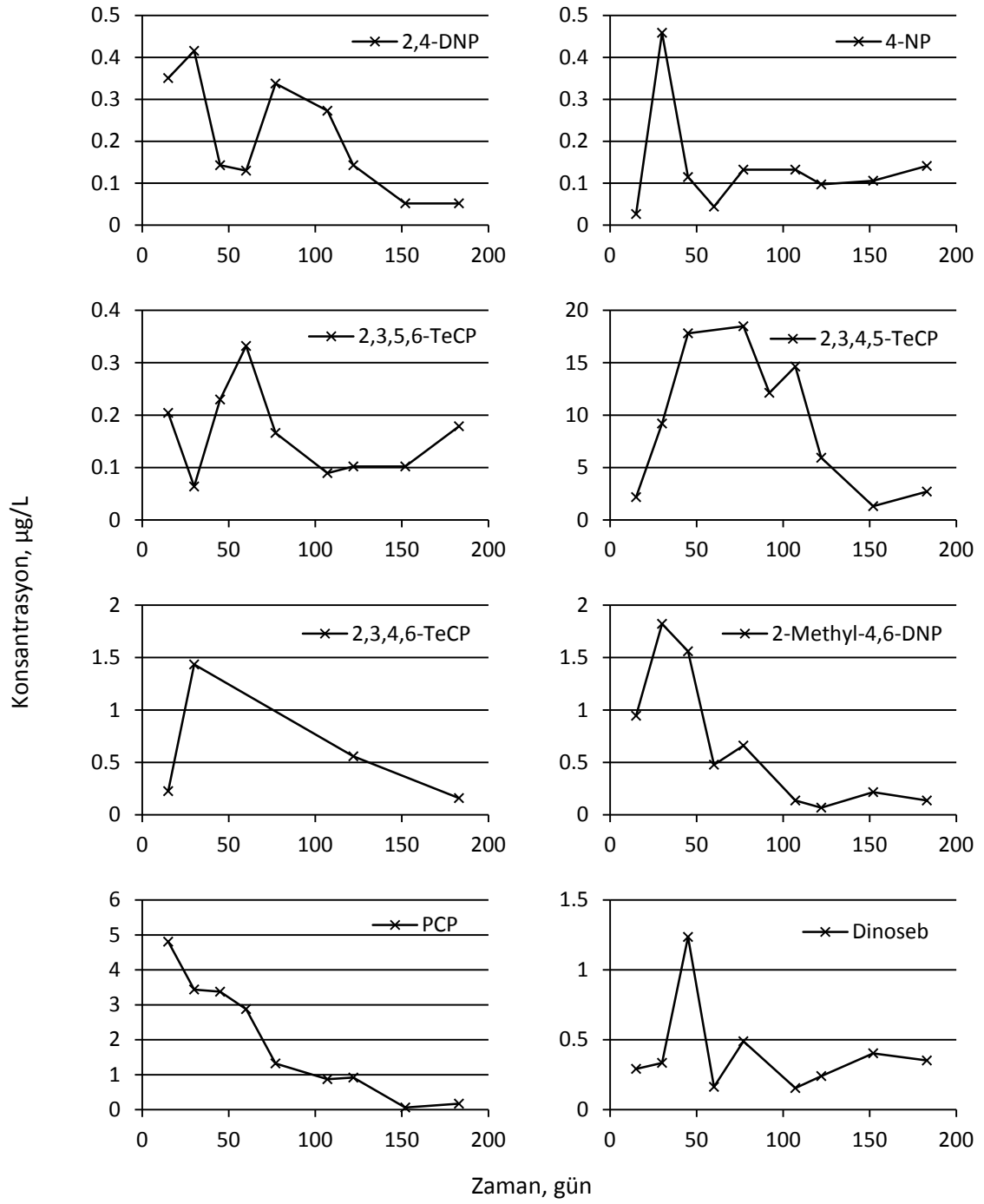
R5 reaktöründe sızıntı suyundan yeraltı suyuna geçen fenol ve fenol bileşiklerinin konsantrasyonlarındaki değişimler Şekil 5. 24'te verilmiştir. Genel olarak bakıldığında yeraltı suyundaki konsantrasyonları 1 µg/L'nin üzerinde tesbit edilen fenol bileşiklerinin sayısı diğer reaktörlerle karşılaştırıldığında daha fazladır. Yeralatı suyunda 1 µg/L'nin üzerinde konsantrasyonda tesbit edilen fenol bileşiklerinden en yüksek konsantrasyona sahip olanları 2,4,6-TCP, 2,3,4,5-TeCP, 2,3,6-TCP ve PCP dür. Bu bileşiklerin ölçülen en yüksek konsantrasyonları ise sırasıyla 59,81; 18,47; 9,23 ve 4,81 µg/L olarak belirlenmiştir. Bunların dışında 1 µg/L'nin üzerinde konsantrasyonlarda ölçülen fenol bileşikleri 2-NP, 2,6-DCP, 2,4,5-TCP, 2,3,4,6-TeCP, 2-Metil-4,6-DNP ve Dinoseb olarak belirlenmiş olup bu bileşiklere ait konsantrasyonlar ise sırasıyla 1,72; 1,43; 1,19; 1,43; 1,82 ve 1,24 µg/L olarak belirlenmiştir.

Fenol, 2-NP, 2,4-DCP, 2,3,5-TCP, 2,3,4-TCP, 2,3,5,6-TeCP ve 2,3,4,5-TeCP dışında kalan tüm fenol bileşikleri için yeraltı suyunda tesbit edilen en yüksek konsantrasyonlara ilk 50 gün içerisinde ulaşılmıştır. Bu aşamadan sonra yapılan ölçümlerde fenol konsantrasyonlarının azalma eğiliminde olduğu ve çalışma kapsamında göz önünde bulundurulan pek çok fenol türü için ölçüm limitlerinin altında kaldığı görülmektedir.

Buna göre taban örtüsü %50 kil + %50 bentonit ile teşkil edilmiş depo sahalarında triklorofenol, tetraklorofenol ve pentaklorofenol gibi yüksek klorlu fenol bileşiklerinin yeraltı suyuna karışma potansiyelinin daha yüksek olduğu görülmektedir.



Şekil 5. 24 R5 reaktöründe yeraltı suyundaki fenol bileşiklerinin konsantrasyonlarının değişimi



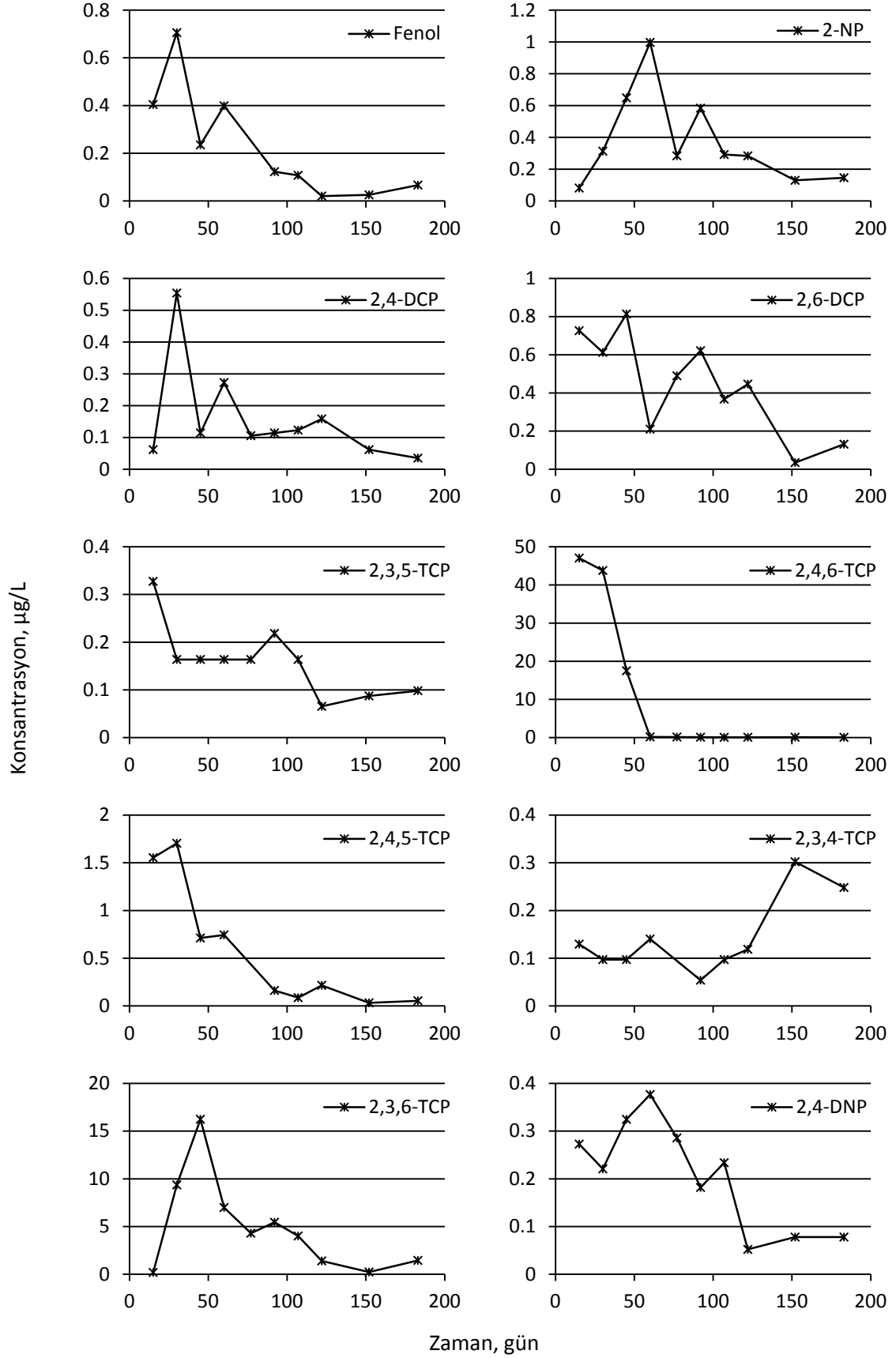
Şekil 5. 24 R5 reaktöründe yeraltı suyundaki fenol bileşiklerinin konsantrasyonlarının değişimi (Devamı)

5.3.6.6 Geçirimsiz Taban Sistemi %50 Kil + %50 Kaolen ile Teşkil Edilmiş Reaktör (R6)

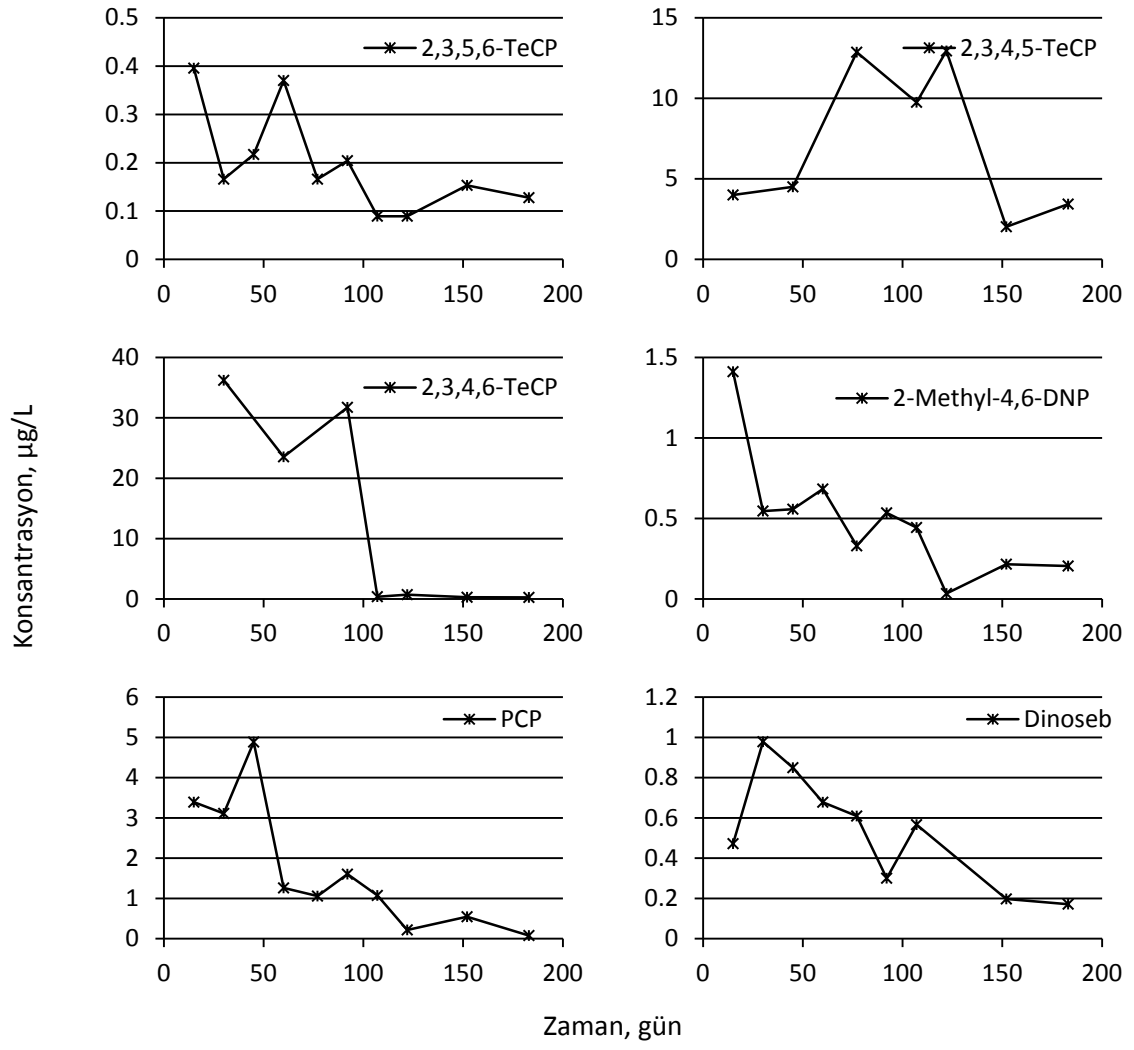
R6 reaktöründe sızıntı suyundan yeraltı suyuna geçen fenol ve fenol bileşiklerinin konsantrasyonlarındaki değişimler Şekil 5. 25'te verilmiştir. Çalışma kapsamında ölçümü gerçekleştirilen fenol bileşiklerinden 16 tanesi yeraltı suyunda tesbit edilmiş olup bunlardan 2,4,6-TCP, 2,3,6-TCP, 2,3,4,5-TeCP, 2,3,4,6-TeCP ve PCP en yüksek konsantrasyonlarda belirlenmiştir. Bu bileşiklerin yeraltı suyunu temsil eden distile su örneklerinde tesbit edilen en yüksek konsantrasyonları sırasıyla 47,03; 16,24; 12,86; 36,21 ve 4,88 µg/L olarak belirlenmiştir. Bunlar içerisinde 2,3,4,5-TeCP dışında kalan bileşiklerin ölçülen en yüksek konsantrasyonlarına çalışmanın ilk 50 günü içerisinde ulaşıldığı görülmektedir.

Yeraltı suyundaki konsantrasyonu 1 µg/L ve altında tesbit edilen diğer fenol bileşikleri içerisinde ise 2-NP, 2,3,4-TCP ve 2,4-DNP dışında kalan tüm fenol bileşikleri için yeraltı suyunda tesbit edilen en yüksek konsantrasyonlara benzer şekilde ilk 50 gün içerisinde ulaşılmıştır. Bu aşamadan sonra yapılan ölçümlerde fenol konsantrasyonlarının azalma eğiliminde olduğu ve çalışma kapsamında göz önünde bulundurulan pek çok fenol türü için ölçüm limitlerinin altında kaldığı görülmektedir.

Buna göre taban örtüsü %50 kil + %50 kaolen ile teşkil edilmiş depo sahalarında yüksek klorlu fenol bileşiklerinin yeraltı suyuna karışma potansiyelinin daha yüksek olduğu görülmektedir.



Şekil 5. 25 R6 reaktöründe yeraltı suyundaki fenol bileşiklerinin konsantrasyonlarının değişimi



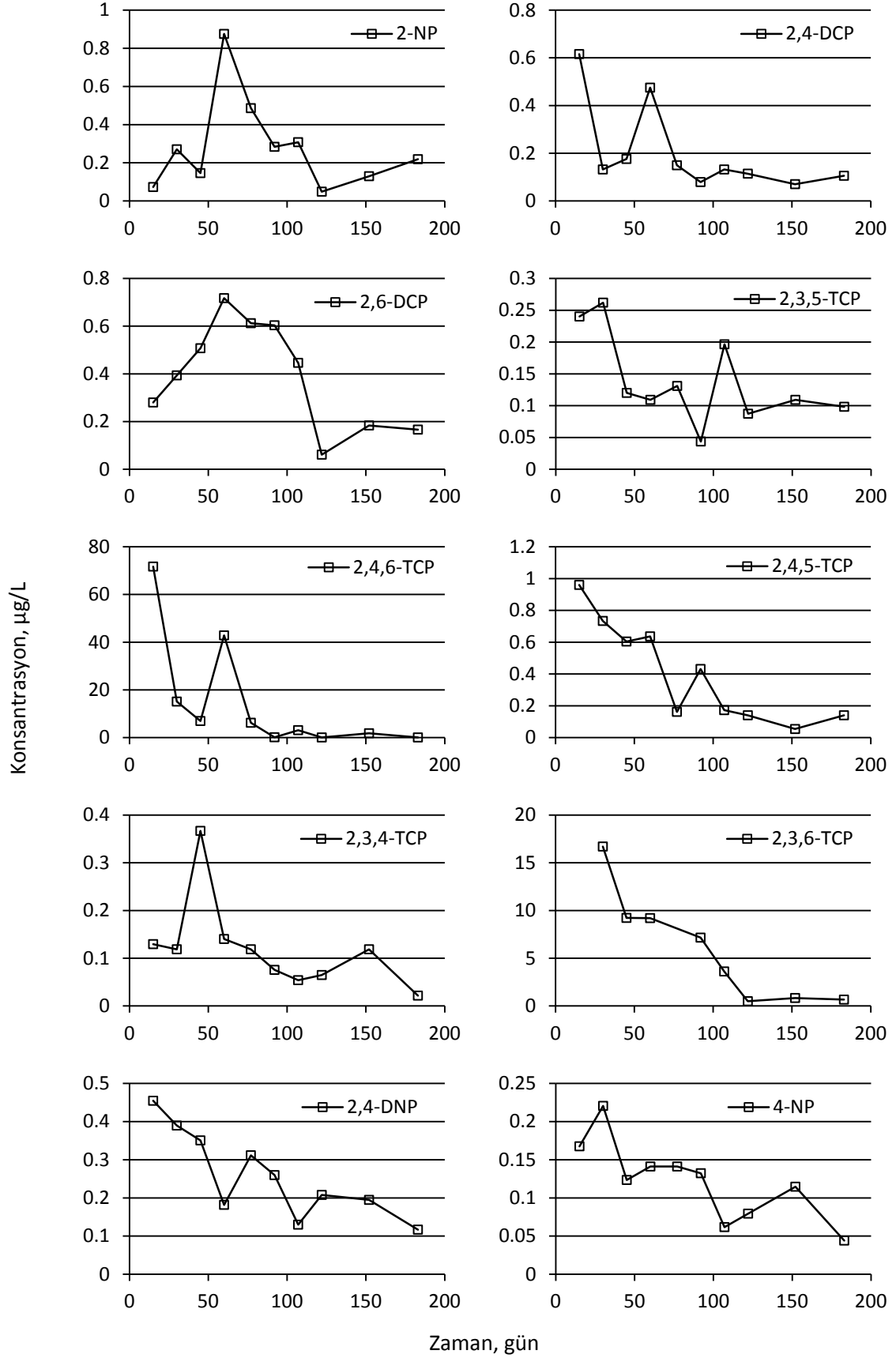
Şekil 5. 25 R6 reaktöründe yeraltı suyundaki fenol bileşiklerinin konsantrasyonlarının değişimi (Devamı)

5.3.6.7 Geçirimsiz Taban Sistemi %80 Kil + %20 Zeolit ile Teşkil Edilmiş Reaktör (R7)

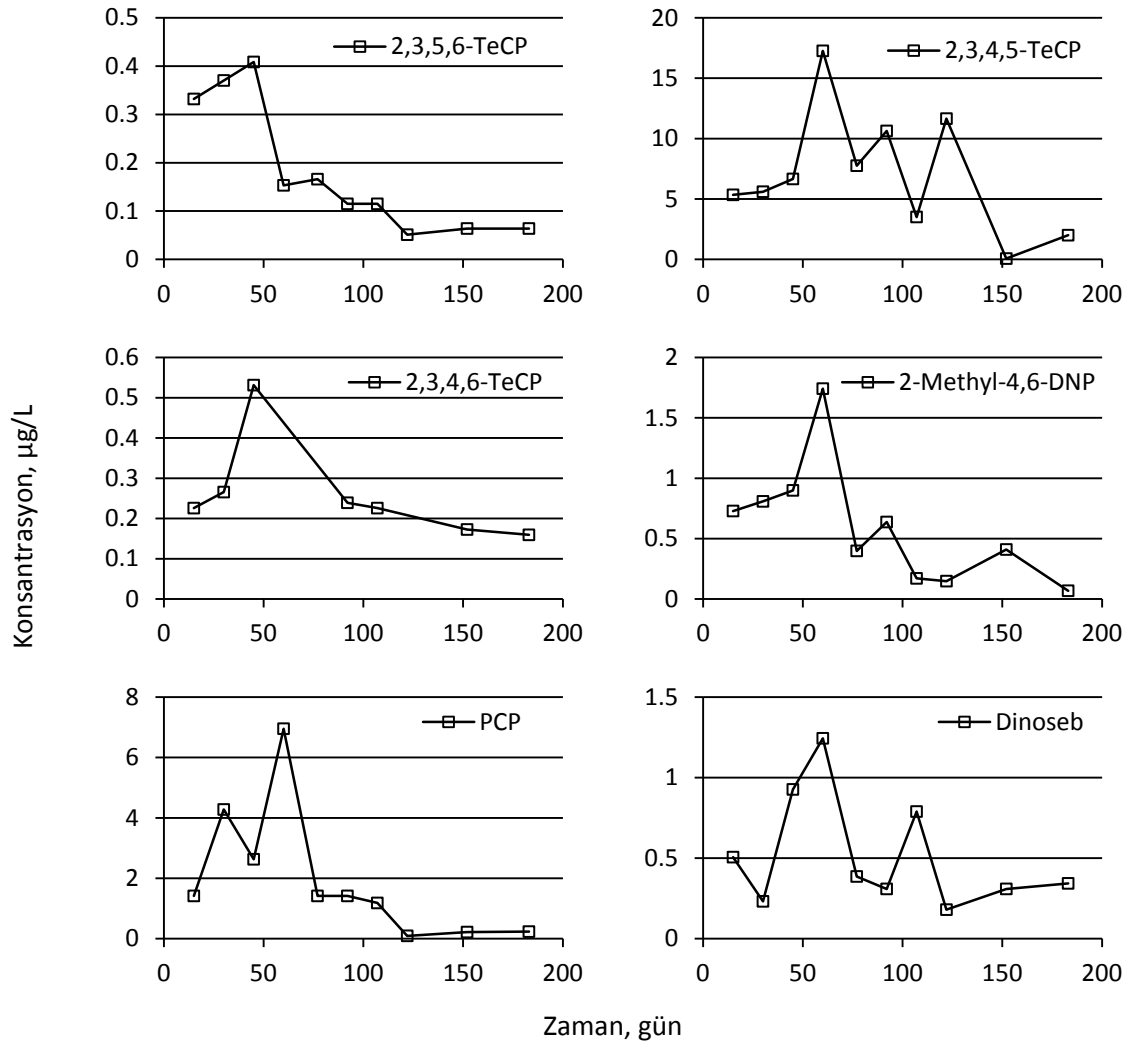
R7 reaktöründe sızıntı suyundan yeraltı suyuna geçen fenol ve fenol bileşiklerinin konsantrasyonlarındaki değişimler Şekil 5. 26'da verilmiştir. Genel olarak bakıldığında fenol bileşiklerinin yeraltı suyundaki konsantrasyonlarının yeraltı suyunda tesbit edilen 16 fenol türünün çoğu için 1 µg/L'nin altında olduğu görülmektedir. Yeraltı suyunda en yüksek konsantrasyonlarda tesbit edilen fenol bileşikleri 2,4,6-TCP, 2,3,6-TCP, 2,3,4,5-TeCP ve PCP olarak belirlenmiş olup yeraltı suyunda ölçülen maksimum konsantrasyonları sırasıyla 71,69; 16,70; 17,26 ve 6,95 µg/L olarak belirlenmiştir.

2-NP, 2,6-DCP, 2,3,4,5-TeCP, PCP ve Dinoseb dışında kalan tüm fenol bileşikleri için yeraltı suyunda tesbit edilen en yüksek konsantrasyonlara ilk 50 gün içerisinde ulaşılmıştır. Bu aşamadan sonra yapılan ölçümlerde fenol konsantrasyonlarının azalma eğiliminde olduğu ve çalışma kapsamında göz önünde bulundurulan pek çok fenol türü için ölçüm limitlerinin altında kaldığı görülmektedir.

Buna göre taban örtüsü %80 kil + %20 zeolit ile teşkil edilmiş depo sahalarında triklorofenol, tetraklorofenol ve pentaklorofenol gibi yüksek klorlu fenol bileşiklerinin yeraltı suyuna karışma potansiyelinin daha yüksek olduğu görülmektedir.



Şekil 5. 26 R7 reaktöründe yeraltı suyundaki fenol bileşiklerinin konsantrasyonlarının değişimi



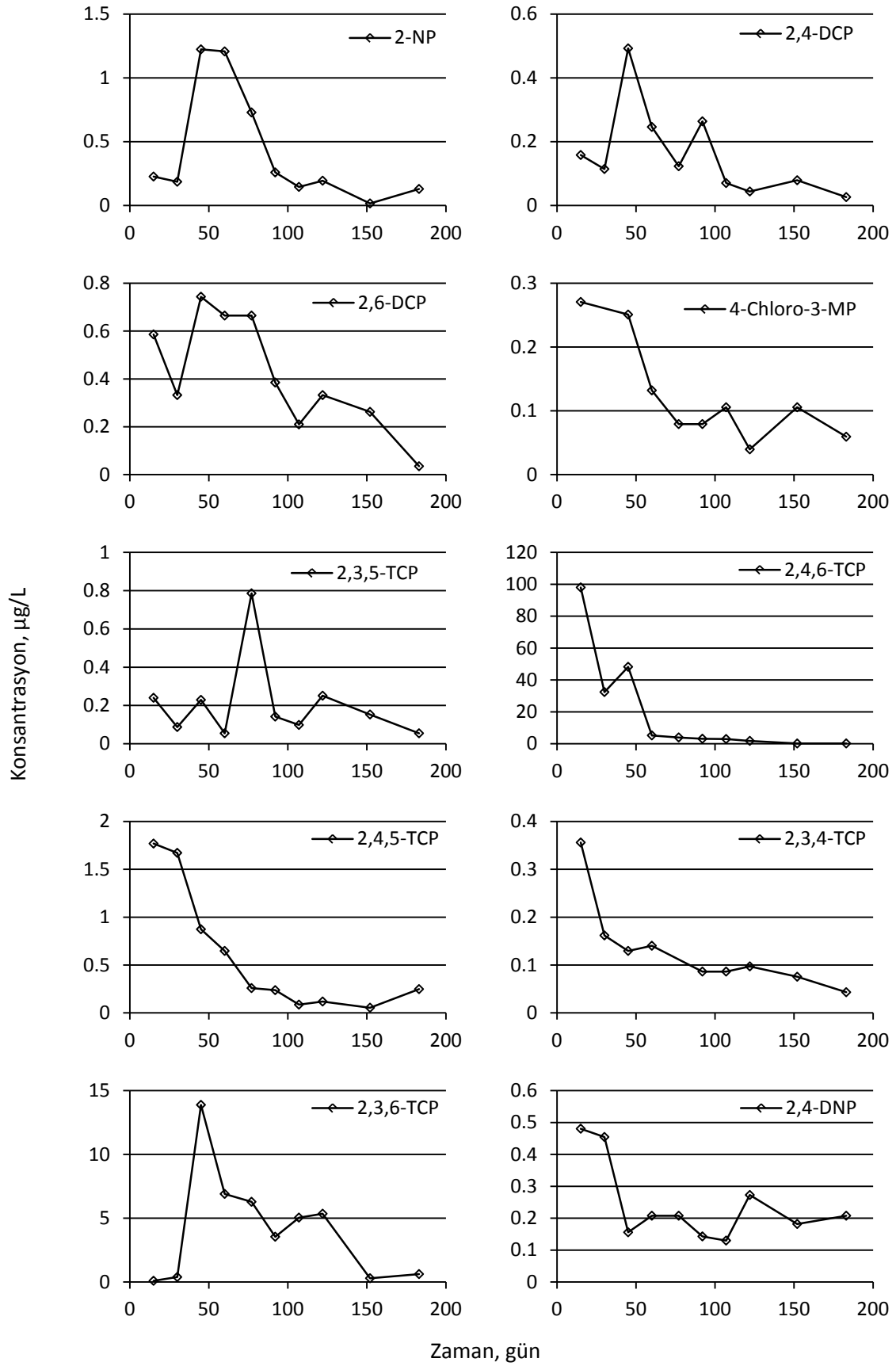
Şekil 5. 26 R7 reaktöründe yeraltı suyundaki fenol bileşiklerinin konsantrasyonlarının değişimi (Devamı)

5.3.6.8 Geçirimsiz Taban Sistemi %80 Bentonit + %20 Zeolit ile Teşkil Edilmiş Reaktör (R8)

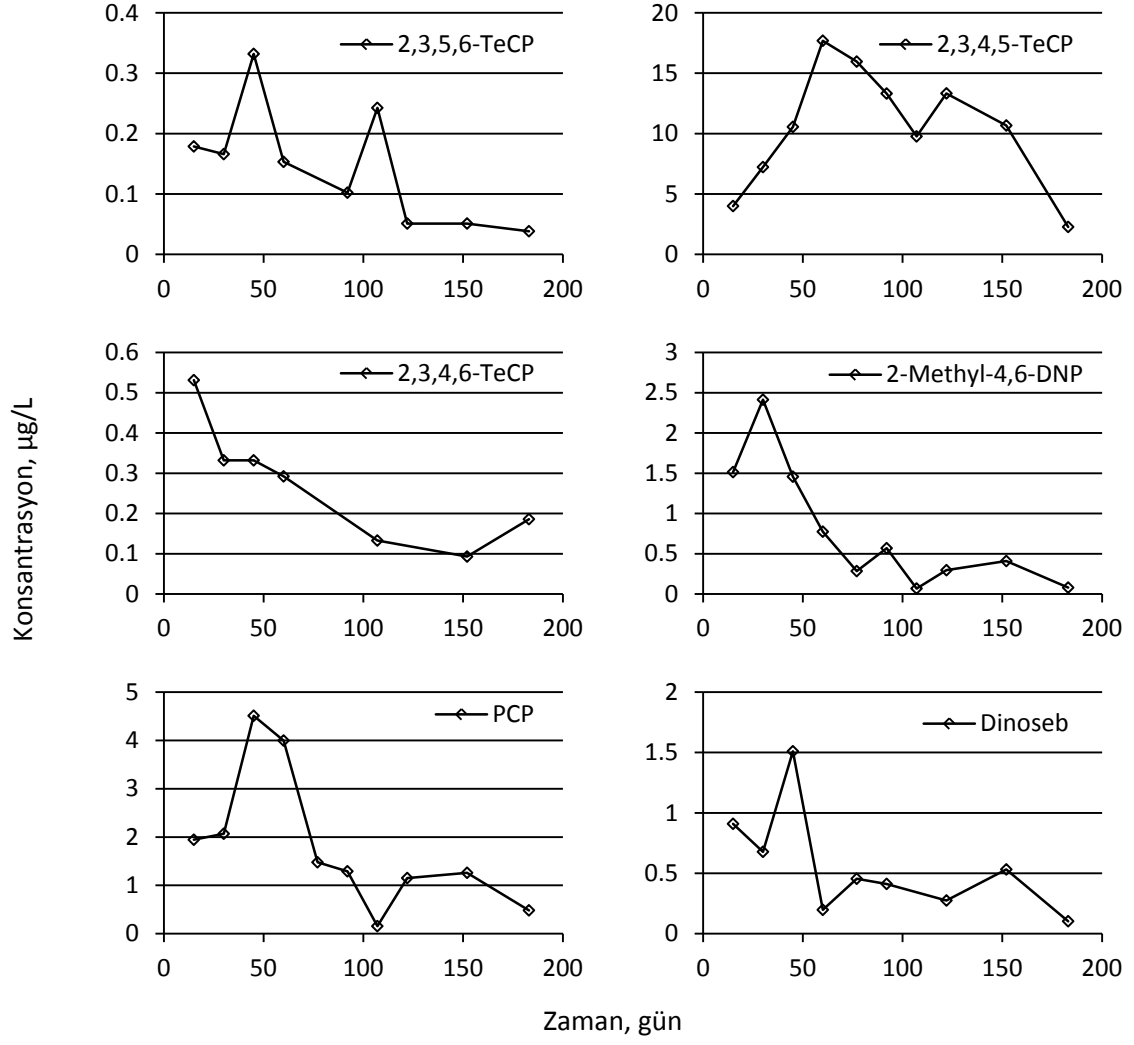
R8 reaktöründe sızıntı suyundan yeraltı suyuna geçen fenol ve fenol bileşiklerinin konsantrasyonlarındaki değişimler Şekil 5. 27’de verilmiştir. Ölçümü gerçekleştirilen 24 fenol bileşiğinin 16 tanesi yeraltı suyunda değişik konsantrasyonlarda tesbit edilmiştir. Bunlardan en yüksek konsantrasyonlara sahip olan fenol bileşikleri 2,4,6-TCP, 2,3,6-TCP, 2,3,4,5-TeCP, 2-Metil-4,6-DNP ve PCP olup bu bileşiklerin yeraltı suyunda ölçülen en yüksek konsantrasyonları sırasıyla 97,99; 13,88; 17,69; 2,43 ve 4,51 µg/L olarak belirlenmiştir. Bunların dışında yeraltı suyunu temsil eden distile su örneklerinde 1 µg/L’nin üzerindeki konsantrasyonlarda tesbit edilen fenol bileşikleri ise 2-NP, 2,4,5-TCP ve Dinoseb için ölçülen en yüksek konsantrasyonlar ise sırasıyla 1,22; 1,77 ve 1,51 µg/L olarak belirlenmiştir.

Genel olarak yeraltı suyunda tesbit edilen en yüksek konsantrasyonlara ilk 50 gün içerisinde ulaşılmıştır. Bu aşamadan sonra yapılan ölçümlerde tüm fenol bileşiklerinin konsantrasyonlarının azalma eğiliminde olduğu ve çalışma kapsamında göz önünde bulundurulanan pek çok fenol türü için ölçüm limitlerinin altında kaldığı görülmektedir.

Buna göre taban örtüsü %80 bentonit + %20 zeolit ile teşkil edilmiş depo sahalarında yüksek klorlu fenol bileşiklerinin ve 2-Metil-4,6-DNP yeraltı suyuna karışma potansiyelinin daha yüksek olduğu görülmektedir.



Şekil 5. 27 R8 reaktöründe yeraltı suyundaki fenol bileşiklerinin konsantrasyonlarının değişimi



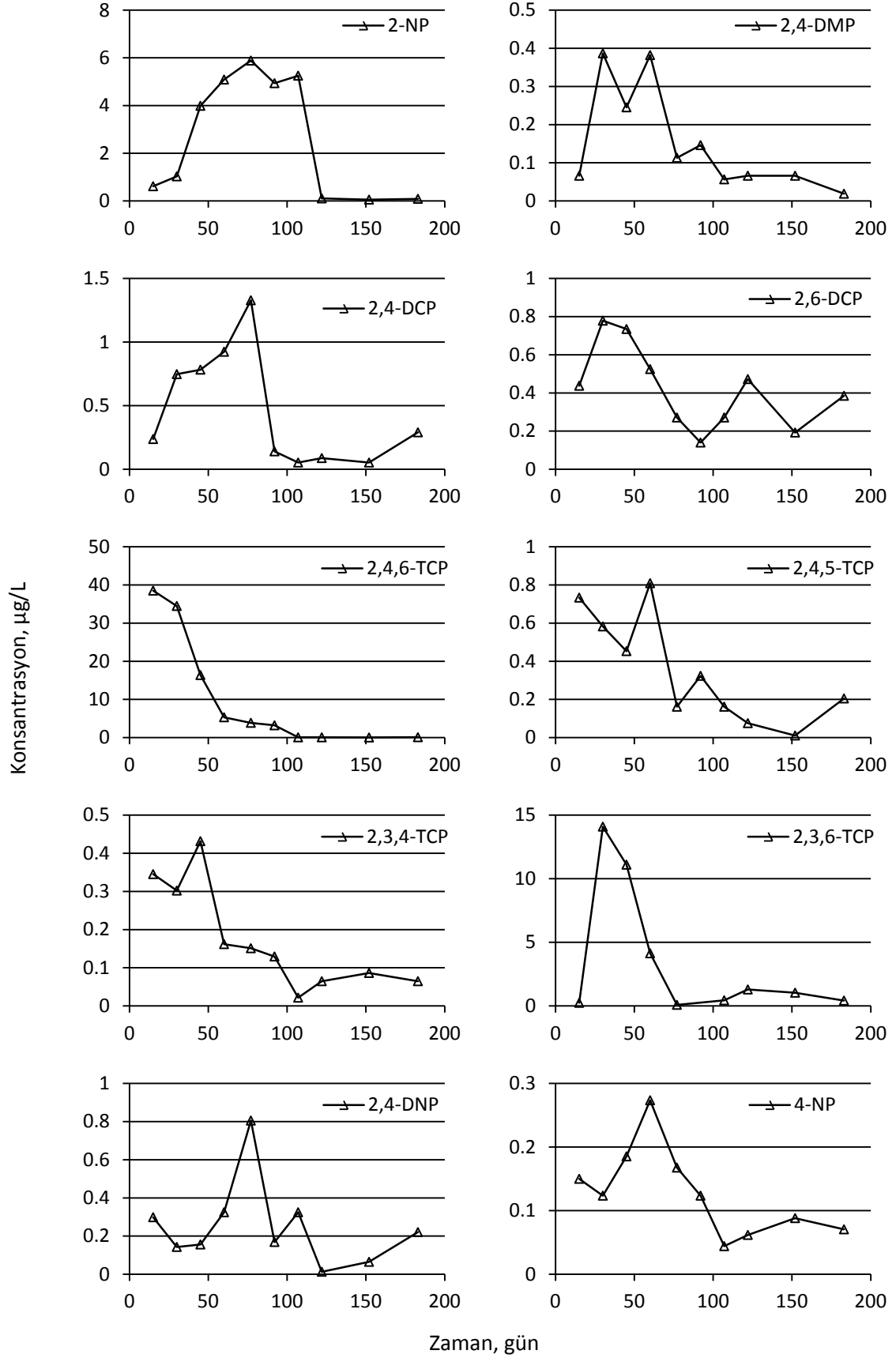
Şekil 5. 27 R8 reaktöründe yeraltı suyundaki fenol bileşiklerinin konsantrasyonlarının değişimi (Devamı)

5.3.6.9 Geçirimsiz Taban Sistemi %90 Kil + %10 Kireç ile Teşkil Edilmiş Reaktör (R9)

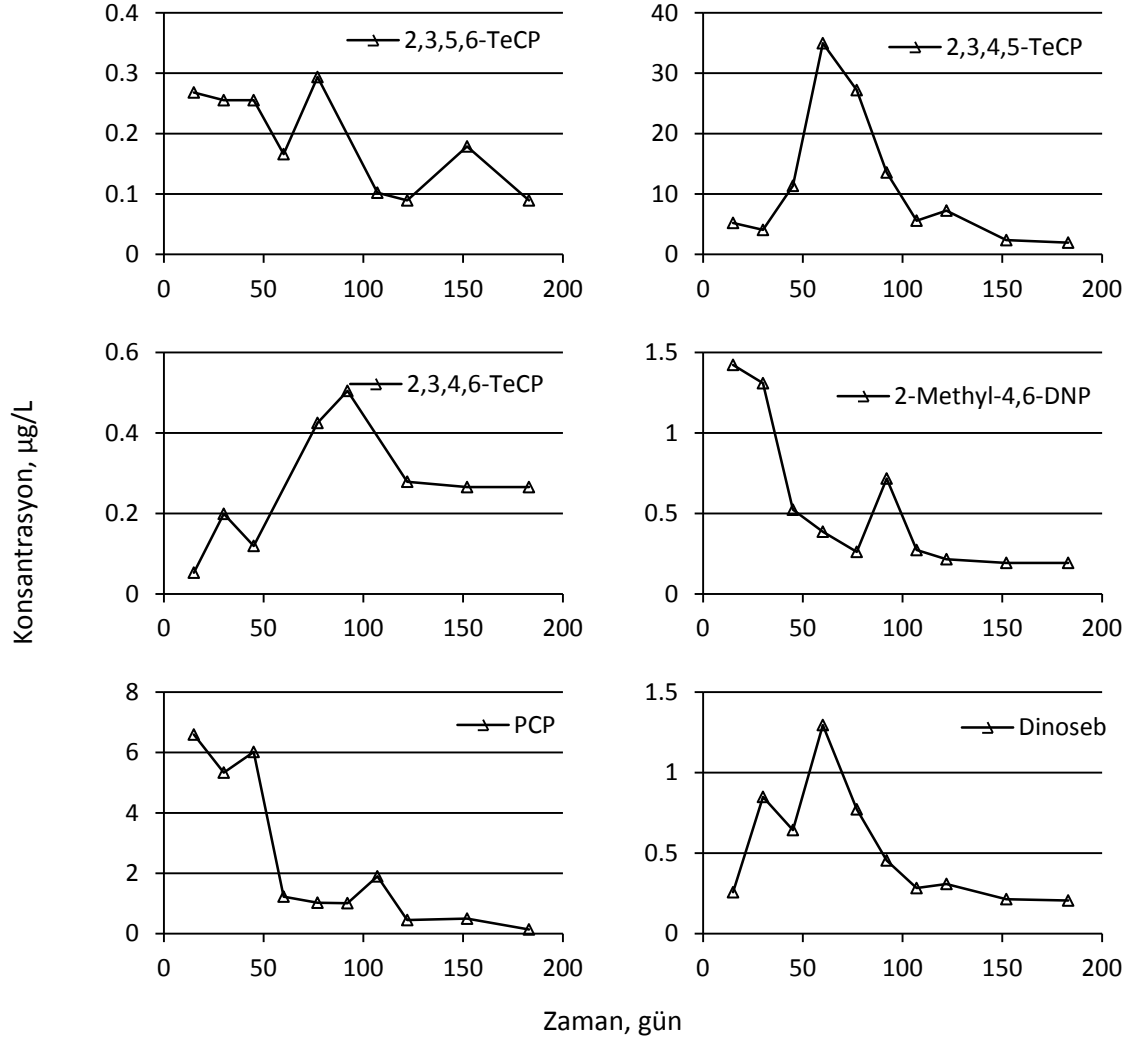
R9 reaktöründe sızıntı suyundan yeraltı suyuna geçen fenol ve fenol bileşiklerinin konsantrasyonlarındaki değişimler Şekil 5. 28'de verilmiştir. Genel olarak bakıldığında fenol bileşiklerinin yeraltı suyundaki konsantrasyonlarının yeraltı suyunda tesbit edilen fenol türlerinin çoğu için 1 µg/L'nin altında olduğu görülmektedir. Yeraltı suyunda en yüksek konsantrasyonlarda tesbit edilen fenol bileşikleri 2-NP, 2,4,6-TCP, 2,3,6-TCP, 2,3,4,5-TeCP ve PCP olarak belirlenmiş olup yeraltı suyunda ölçülen maksimum konsantrasyonları sırasıyla 5,88; 38,51; 14,09; 34,96 ve 6,59 µg/L olarak belirlenmiştir. Bunların dışında yeraltı suyunda 1 µg/L'nin üzerindeki konsantrasyonlarda tesbit edilen fenol bileşikleri 2,4-DCP, 2-Metil-4,6-DNP ve Dinoseb olup bu bileşiklerin ölçülen en yüksek konsantrasyonları sırasıyla 1,33; 1,42 ve 1,29 µg/L olarak belirlenmiştir.

Yeraltı suyunda yüksek konsantrasyonlarda ölçülen 2-NP, 2,4-DCP, 2,3,4,5-TeCP ve dinoseb dışında kalan tüm fenol bileşikleri için yeraltı suyunda tesbit edilen en yüksek konsantrasyonlara ilk 50 gün içerisinde ulaşılmıştır. Bu aşamadan sonra yapılan ölçümlerde fenol konsantrasyonlarının azalma eğiliminde olduğu ve çalışma kapsamında göz önünde bulundurulanan pek çok fenol türü için ölçüm limitlerinin altında kaldığı görülmektedir.

Buna göre taban örtüsü %90 kil + %10 kireç ile teşkil edilmiş depo sahalarında nitrofenoller ve klorofenollerin yeraltı suyuna karışma potansiyelinin daha yüksek olduğu görülmektedir.



Şekil 5. 28 R9 reaktöründe yeraltı suyundaki fenol bileşiklerinin konsantrasyonlarının değişimi



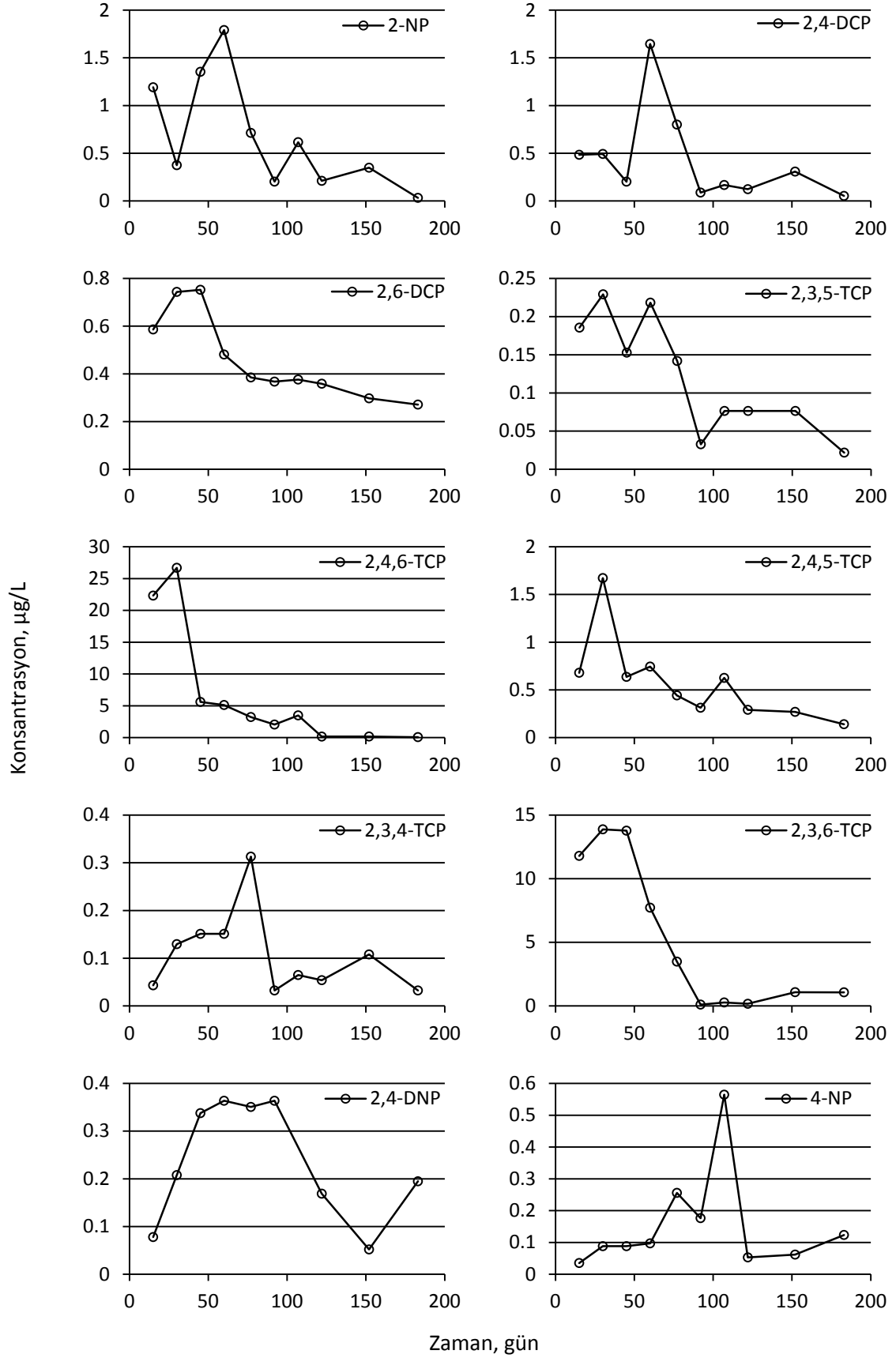
Şekil 5. 28 R9 reaktöründe yeraltı suyundaki fenol bileşiklerinin konsantrasyonlarının değişimi (Devamı)

5.3.6.10 Geçirimsiz Taban Sistemi %90 Bentonit + %10 Kireç ile Teşkil Edilmiş Reaktör (R10)

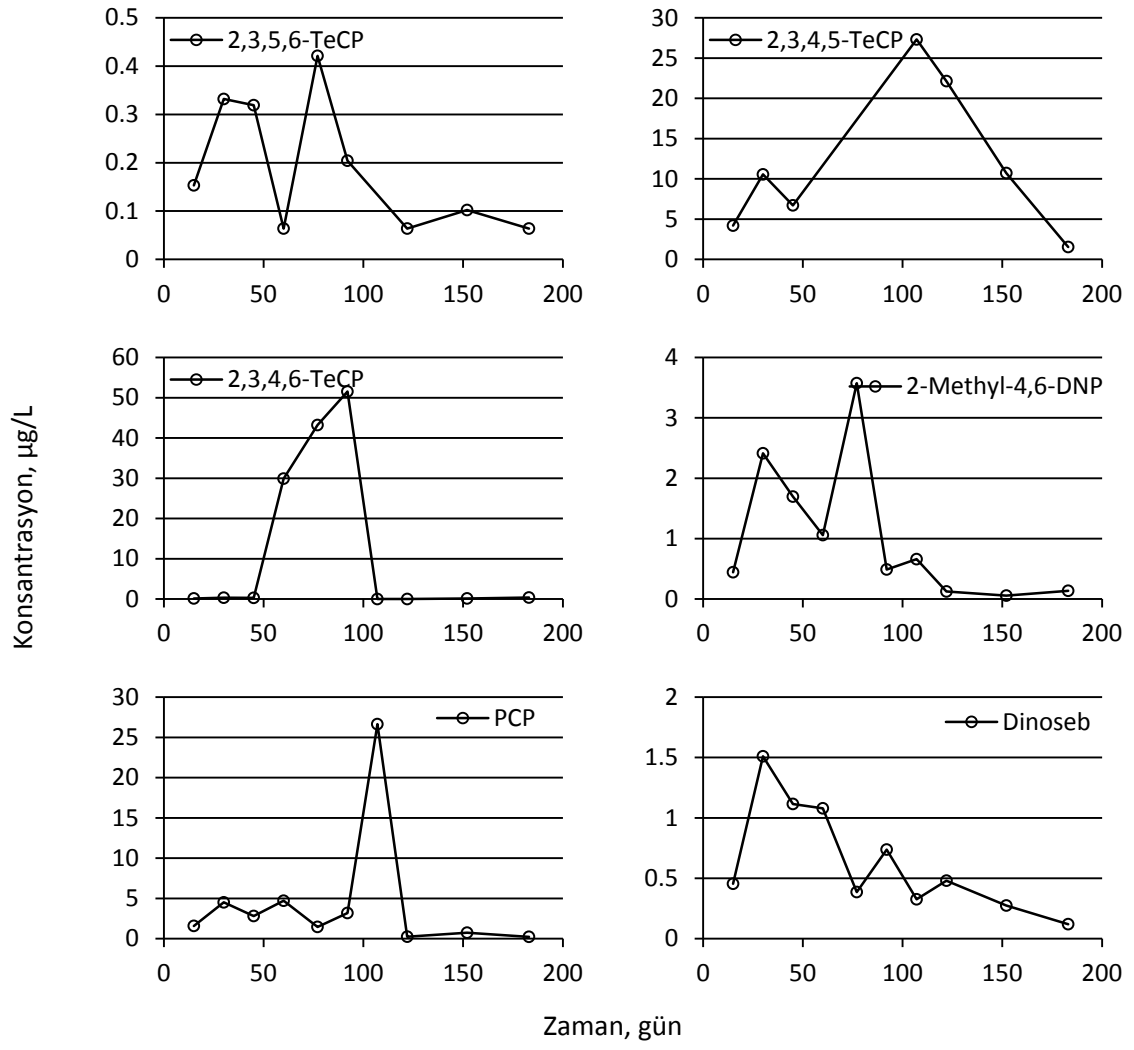
R10 reaktöründe sızıntı suyundan yeraltı suyuna geçen fenol ve fenol bileşiklerinin konsantrasyonlarındaki değişimler Şekil 5. 29'da verilmiştir. Yeraltı suyunu temsil eden distile su örneklerinde en yüksek konsantrasyonlarda ölçülen fenol bileşikleri 2,4,6-TCP, 2,3,6-TCP, 2,3,4,5-TeCP, 2,3,4,6-TeCP, 2-Metil-4,6-DNP ve PCP olarak belirlenmiş olup yeraltı suyunda ölçülen maksimum konsantrasyonları sırasıyla 26,69; 13,88; 27,31; 51,54; 3,57 ve 26,64 µg/L olarak belirlenmiştir. Bunların dışında yeraltı suyunda konsantrasyonları 1 µg/L'nin üzerinde ölçülen fenol bileşikleri 2-NP, 2,4-DCP, 2,4,5-TCP ve dinoseb olup bunlara ait en yüksek konsantrasyonlar ise sırasıyla 1,79; 1,64; 1,67 ve 1,51 µg/L olarak tesbit edilmiştir.

Yeraltı suyunda yüksek konsantrasyonlarda ölçülen bu 10 fenol bileşiğinin 6 tanesi için yeraltı suyundaki en yüksek konsantrasyonlara diğer reaktörlerin aksine daha uzun işletme süreleri sonunda ulaşılmıştır. Bu durum fenol bileşiklerinin yeraltı suyuna geçişinin bu reaktörde daha yavaş gerçekleştiğinin bir göstergesidir. Ancak R10 reaktöründe de fenol bileşiklerinin konsantrasyonlarının zamanla azalma eğiliminde olduğu görülmektedir.

Buna göre taban örtüsü %90 bentonit + %10 kireç ile teşkil edilmiş depo sahalarında kirletici geçişinin diğer reaktörlere oranla daha yavaş bir şekilde gerçekleştiği ancak zamanla zemin özelliklerinde meydana gelen değişimlere bağlı olarak fenol bileşiklerinin yeraltı suyunda daha yüksek konsantrasyonlarda gözlenebileceği belirlenmiştir.



Şekil 5. 29 R10 reaktöründe yeraltı suyundaki fenol bileşiklerinin konsantrasyonlarının değişimi



Şekil 5. 29 R10 reaktöründe yeraltı suyundaki fenol bileşiklerinin konsantrasyonlarının değişimi

5.3.7 Yorum ve Öneriler

Yüksek klorlu bileşiklerin konsantrasyonlarının sızıntı suyunda tesbit edilen değerlerden daha yüksek olmasının sebebi fenol türlerinin ortam şartlarındaki ayrışma ve dönüşümü ile ilgili olduğu düşünülmektedir.

Sızıntı suyunda fenolün bulunmasına rağmen, birçok reaktörde fenolün tespit edilmemesi fenolün diğer fenol bileşiklerine göre daha hızlı ayrıştığını göstermektedir. Ayrıca 10 reaktördeki distile sularda da 2,4,6-TCP, 2,3,6-TCP, 2,3,4,6-TeCP ve 2,3,4,5-TeCP gibi yüksek klorlu fenol bileşiklerinin diğer bileşiklere oranla daha yüksek miktarda bulunmasının bu bileşiklerin daha yavaş ayrıştığını ve distile suya daha fazla geçtiğini göstermektedir. Varank, vd.,[101] tarafından yapılan çalışmada 2,4,5-TCP ve 2,4,6-TCP' nin dedeksiyon sürelerinin çok yakın olmasından dolayı tespitinin zor olduğunu ve bu bileşiğin diğer bileşiklerden daha yüksek konsantrasyonlarda bulunduğunu tespit etmişlerdir. Bu çalışmada da benzer bir durum söz konusudur. Kalibrasyon çözeltisinin kromatogram eğrilerine bakıldığında, tetra- ve tri-klorofenollerin dedeksiyon sürelerinin birbirlerine çok yakın olduğu görülmektedir. Bu durum, tri- ve tetra- klorofenollerin ayrı ayrı tespitini zorlaştırmakta ve bu yüzden de bu bileşiklerin konsantrasyonlarının diğer bileşiklerden daha yüksek konsantrasyonlarda bulunmasına sebep olmaktadır.

Rodriquez vd.,[63] nin yapmış olduğu çalışmada aromatik halkadaki klor sayısı arttıkça, hem polar hem de polar olmayan bileşikleri adsorplama özelliğine sahip poliakrilat fiberde daha fazla adsorplandığı gözlenmiştir. Bu çalışmada da klorlu bileşiklerin distile sularda daha fazla bulunmasının nedeni ekstarksiyonda kullanılmış olan poliakrilat fiberden kaynaklanıyor olabileceği söylenebilir. Klor sayısı arttıkça birim toprak kütlesi başına adsorplanan kirletici kütlesini veren ayrılma katsayısının arttığı belirtilmiştir [71].

Klorofenollerin diğer fenolik bileşiklere göre distile sulara daha fazla geçmesinin nedeni olarak Armenante vd.,[124] suda çözünürlüklerinin fazla olmasından dolayı klorofenollerin kolayca farklı su ortamlarına taşınabilecekleri şeklinde açıklamışlardır. Oman ve Rosqvist, [98] te sorpsiyon, dolayısıyla retardasyonun, bileşiklerin artan hidrofobiliteleriyle artacağını belirtmişlerdir. Bu durumun gerçekleştirilen bu çalışma ile tutarlı olduğu görülmektedir.

Dinoseb kullanılması yasaklanmış bir madde olmasına rağmen sızıntı suyunda ve distile suyu analizleri sonucunda tespit edilmiştir. Bunun nedeni, bu pestisitlerin daha önceki yaygın kullanımları sonucu kalmış olabilecekleridir [134, 135].

Sonuçlara bakıldığında distile suyundaki organik ve inorganik kirleticilerin çok düşük olduğu; ancak uzun süreli işletme sonucunda bu kirleticilerin yeraltı suyuna geçiş potansiyelinin olduğu görülmektedir.

Geomembran kusurlarından(delikler, derzler vs.) sızarak yeraltı suyuna karışan inorganik bileşiklerin tüm reaktörlerde zamanla arttığı ve R3, R9 ve R10 reaktörlerinde ise daha fazla geçişin olduğu görülmektedir.

Uçucu organik karbonların iki nedenden dolayı önemli olduğu savunulmuştur. Birincisi, daha düşük konsantrasyonlarda bile birçok inorganik bileşiklerden daha toksik olmalarıdır ve bir diğeri ise sağlam geomembran polimerleri aracılığıyla da kolayca difüze olabilmeleri [17, 18, 81, 82, 83], yani taşınımlarının engellenememesidir. Kullanılan 10 farklı alternatif taban sistemlerinin hepsinden fenolik bileşiklerin geçtiği gözlenmiştir. Bu ise, uçucu organik bileşiklerin kolayca difüze olabildiğini göstermektedir.

R3, R9 ve R10 reaktörlerinde kullanılan taban sistemleri dışında kalan alternatif taban sistemlerinin düzenli depolamada kullanılabileceği söylenebilir. Ancak daha kesin ve net sonuçların elde edilebilmesi için uzun süreli analiz ve izleme çalışmalarının gerçekleştirilmesi gerekmektedir.

KAYNAKLAR

- [1] Christensen, J.B., Jensen, D.L., Filip, Z., Gron, C. ve Christensen, T.H., (1998). "Characterization of the Dissolved Organic Carbon in Landfill Polluted Groundwater", *Water Research*, 32:125-135.
- [2] Yazıcı, R. (2009). Aerobik ve Anaerobik Depo Sahalarında Oluşan Sızıntı Suyunda Fenol Bileşiklerinin Tayini, Yüksek Lisans Tezi, Yıldız Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.
- [3] Berrueta, J., Gutierrez, A. ve Fueyo, G., (1996). "Anaerobic Treatment of Leachates in a Pilot-scale UASB: Strategy of Start-up", *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 67(3):302-314.
- [4] Jensen, D.L. ve Christensen, T.H., (1999). "Colloidal and Dissolved Metals in Leachates from Four Danish Landfills", *Water Research*, 33(9):2139-2147.
- [5] Christensen, T.H., Kjeldsen, P., Bjerg, P.L., Jensen, D.L., Christensen, J.B., Baun, A., Albrechtsen, H.J. ve Heron, G., (2001). "Review: Biogeochemistry of Landfill Leachate Plumes", *Applied Geochemistry*, 16:659-718
- [6] Jimenez, L., Alzaga, R. ve Bayona, J.M., (2002), "Determination of Organic Contaminants in Landfill Leachates: A Review", *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 82(7):415-430.
- [7] Kjeldsen, P., Barlaz, M.A., Rooker, A.P., Baun, A., Ledin, A. ve Christensen, T.H., (2002). "Present and Long-Term Composition of MSW Landfill Leachate: A Review", *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 32(4): 297 – 336.
- [8] Özkaya, B., (2005). "Chlorophenols in Leachate Originating from Different Landfills and Aerobic Composting Plants", *Journal of Hazardous Materials*, 124(1-3):107-112.
- [9] Brown, K.W. ve Donnelly, K.C., (1988). "An estimation of the Risk Associated with the Organic Constituents of Hazardous and Municipal Waste Landfill Leachates", *Journal of Hazardous Wastes and Hazardous Materials*, 5(1):1-30.
- [10] Reinhart, D.R. ve Pohland, F.G., (1991). "The Assimilation of Organic Hazardous Wastes Codisposed with Municipal Refuse", *Journal of Industrial Microbiology*, 8(3):193-199.

- [11] Ribeiro,A., Neves,M.H., Almeida, M.F., Alves, A. ve Santos, L., (2002). "Direct Determination of Chlorophenols in Landfill Leachates by Solid-Phase Micro-Extraction–Gas Chromatography–Mass Spectrometry", *Journal of Chromatography*, 975: 267–274.
- [12] Varank, G., (2010). Katı Atık Depo Sahalarının Geçirimsiz Taban Sistemlerinden Kirlletici Geçişinin İncelenmesi ve Taban Sistemlerinin Rehabilitasyonu, Doktora Tezi, Yıldız Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.
- [13] Sawney, B.L. ve Kozlosky, R.P., (1984). "Organic Pollutants in Leachates from Landfill Sites", *Journal of Environmental Quality*, 13(3):349-352.
- [14] Fatta, D., Papadopoulos, A. ve Loizidou, M., (1999). "A Study on the Landfill Leachate and its Impact on the Groundwater Quality of the Greater Area", *Environmental Geochemistry and Health*, 21:175-190.
- [15] Schultz, B. ve Kjeldsen, P., (1986). "Screening of Organic Matter in Leachate from Sanitary Landfills Using Gas Chromotography Combined with Mass Spectrometry", *Water Research*, 20(8):965-970.
- [16] Baun, A., Reitzel, L.A., Ledin, A, Christensen, T.H. ve Bjerg, P.L., (2003). "Natural Attenuation of Xenobiotic Organic Compounds in a Landfill Leachate Plume (Vejen, Denmark)", *Journal of Contaminant Hydrology*, 65: 269-291.
- [17] Kalbe, U., Muller, W., Berger, W.ve Eckardt, J., (2002). "Transport of Organic Contaminants within Composite Liner Systems", *Applied Clay Science*, 21:67–76.
- [18] Edil, T.B., (2003). "A Review of Aqueous-Phase VOC Transport in Modern Landfill Liners",*Waste Management* 23:561-571.
- [19] Foose, G. J., (1997). Leakage Rates and Chemical Transport Through Composite Liners, PhD dissertation, Department of Civil and Environmental Engineering, University of Wisconsin Madison.
- [20] Foose, G.J., Benson, C.H. ve Edil, T.B., (2002). "Comparison of Solute Transport in Three Composite Liners", *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, ASCE 128(5):391–403.
- [21] Katsumi, T., Benson, C.H., Foose, G.J. ve Kamon, M., (2001). "Performance-Based Design of Landfill Liners", *Journal of Engineering Geology*, Elsevier Science Publishers, 60(1–4): 139-148
- [22] Rowe, R.K., Hrapovic, L. ve Kosaric, N., (1995). "Diffusion of Chloride and Dichloromethane through an HDPE Geomembrane", *Geosynthetics International* 2(3):507–536.
- [23] Rowe, R. K., (1998). "Geosynthetics and the Minimization of Contaminant Migration through Barrier Systems beneath Solid Waste", *The Sixth International Conference on Geosynthetics*, Atlanta, St.Paul, U.S.A.
- [24] Mueller, W., Jakob, R., Tatzky-Gerth, R.ve August, H., (1998). "Solubilities, Diffusion and Partition Coefficients of Organic Pollutants in HDPE

- Geomembranes: Experimental Results and Calculations”, The Sixth International Conference on Geosynthetics, Atlanta, U.S.A.
- [25] TÜİK, (2010). Türkiye İstatistik Kurumu Resmi İnternet Sitesi, <http://www.tuik.gov.tr>, 19.07.2012.
- [26] Öztürk, İ., (2010). Anaerobik Biyoteknoloji ve Atık Arıtımındaki Uygulamaları, İ.T.Ü. İnşaat Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, Su Vakfı Yayınları, İstanbul.
- [27] Leao, S., Bishop, I.ve Evans, D. , (2001). "Assessing the Demand of Solid Waste Disposal in Urban Region by Urban Dinasmic Modelling in a GIS Environment", Resources, Conservation and Recycling, 33: 289-313.
- [28] Bilgili, M.S., (2006). Katı Atık Düzenli Depo Sahalarında Atıkların Aerobik ve Anaerobik Ayrışması Üzerine Sızıntı Suyu Geri Devrinin Etkileri, Doktora Tezi, Yıldız Teknik Üniversitesi, İnşaat Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, İstanbul.
- [29] Sekman, E., (2009). Katı Atıkların Aerobik Ayrışması Sırasında Gerekli Olan Optimum Hava Miktarının Belirlenmesi, Yüksek Lisans Tezi, Yıldız Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul
- [30] Bilgili, M.S., (2002). Katı Atık Düzenli Depo Sahalarında Depo Gazı Oluşumunu Etkileyen Faktörlerin Belirlenmesi, Yüksek Lisans Tezi, Yıldız Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.
- [31] Warith, M.A., (2002). “Solid Waste Management: New Trends in Landfill Design”, Emirates Journal for Engineering Research, 8(1): 61-70.
- [32] Christensen, T.H. ve Kjeldsen, P., (1989). “Basic Biochemical Processes in Landfills”, In:Sanitary Landfilling: Process, Technology and Environmental Impact, Editors: Christensen ,T.H., Cossu, R., Stegmann, R., Academic Press, London, UK.
- [33] Özgöçmen, S., (2007). Düzenli Depolama Sahaları Sızıntı Suları, Kontrol ve Bertaraf Yöntemleri ve Bir Uygulama, Yüksek Lisans Tezi, Gazi Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Ankara.
- [34] Top, S., (2009). Katı Atıkların Aerobik Ayrışma Proseslerinin Arazi Ölçekli Test Hücrelerinde İncelenmesi, Yüksek Lisans Tezi, Yıldız Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul
- [35] Rich, C., Gronow, J. ve Voulvoulis, N., (2007). “The Potential for Aeration of MSW Landfills to Accelerate Completion”, Waste Management, 28: 1039-1048.
- [36] Cooper, C.D., Reinhart, D.R., Rash, F., Seligman, D. ve Keely, D., (1992). “Landfill Gas Emissions”, Florida Center for Solid and Hazardous Wastes Management, Report 92-2.
- [37] Yuen, S.T.S., Wang, Q.J., Styles, J.R. ve McMahon, T.A., (1997). “The Role of Water in Landfills: A Full-Scale Hydrological Study”, AWWA 17th. Federal Convention-Water in Balance, March 1997, Melbourne, Australia.

- [38] Nastev, M., (1998). Modelling Landfill Gas Generation and Migration in Sanitary Landfills and Geological Formations, PhD Thesis, Departement de Geologie et de Genie Geologique, Faculte Des Sciences et de Genie, Universite Laval, Quebec Kanada.
- [39] Tchobanoglous, G., Theisen, H. ve Vigil, S.A., (1993). Integrated Solid Waste Management, Engineering Principles and Management Issues, McGraw Hill, USA.
- [40] Kjeldsen, P. ve Christophersen, M., (2001). "Composition of Leachate From Old Landfills in Denmark", Waste Management and Research, 19:249-256.
- [41] Öman, C.B. ve Junestedt, C., (2008). "Chemical Characterization of Landfill Leachates – 400 Parameters and Compounds", Waste Management, 28(10):1876-1891.
- [42] Akesson, M. ve Nilsson, P., (1997). "Seasonal Changes of Leachate Production and Quality From Test Cells", Journal of Environmental Eng. 123 : 892–900
- [43] Özel, Ü., (2007). Katı Atık Düzenli Depo Alanlarında Astar Olarak Doğal Materyallerin Sızıntı Suyundaki Bazı Kimyasal ve Biyolojik Parametreler Üzerine Etkisi, Yüksek Lisans Tezi, On Dokuz Mayıs Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Samsun.
- [44] Revans, A., Ross, D., Gregory, B., Meadows, M., Harries, C. ve Gronow, J., (1999). "Long Term Fate of Metals in Landfill", Proceedings Sardinia 99, Seventh International Waste Management and Landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy.
- [45] Reinhart, D.R. ve Grosh, C.J., (1997). "Analysis of Florida MSW Landfill Leachate Quality Data", Florida Center for Solid and Hazardous Waste Management, Final Report.
- [46] Bozkurt, S., Moreno, L. ve Neretnieks, I., (1999). "Long-term Fate of Organics in Waste Deposits and its Effect on Metal Release", Science of the Total Environment, 228(2-3):135-152.
- [47] Reitzel, A. L. ve Ledin, A., (2002). "Determination of Phenols in Landfill Leachate-Contaminated Groundwaters by Solid-phase extraction", Journal of Chromatography, 972(2-4):175–182.
- [48] Baun, D.L. ve Christensen T.H., (2004). "Speciation of Heavy Metals in Landfill Leachate: A Review", Waste Management & Research, 22(1):3-23.
- [49] Robinson, H.D., (1995). "The Technical Aspects of Controlled Waste Management. A Review of the Composition of Leachates from Domestic Wastes in Landfill Sites", Report for the UK Department of the Environment, Waste Science and Research, Aspinwall & Company, Ltd., London, UK.
- [50] Çabuk, H., (2003). Çevre Örneklerindeki Fenolik Maddelerin GC-MS Metoduyla Belirlenmesi, Bilim Uzmanlığı Tezi, Zonguldak Karaelmas Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Zonguldak.

- [51] Yavuz, Y., (2004). Fenolün Elektrokimyasal Yöntemlerle Sudan Giderimi, Doktora Tezi, Anadolu Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Eskişehir.
- [52] Lepine, F., Bisaillon, J.G., Milot, S., Khalid, T.H., Beaudet, R. ve Villemur, R., (1996). "Transformation of Phenol into Phenylalanine by a Methanogenic Consortium", *Environmental Microbiology*, 62: 809-814.
- [53] Boyd, S.A., Shelton D.R. ve Tiedje, J.M., (1983). "Anaerobic Biodegradation of Phenolic Compounds in Digested Sludge", *Applied and Environmental Microbiology*, 46: 50-54.
- [54] Boopathy, R., (1997). "Anaerobic Phenol Degradation by Microorganisms of Swine Manure", *Current Microbiology*, 35: 64-67
- [55] Al-Momani, F., (2003). Combination of Photo-oxidation Processes with Biological Treatment, Doktora Tezi, Barselona Üniversitesi, İspanya.
- [56] Daszkiewicz, K.B., Debicka, M. ve Voelkel, A., (2004). "Comparison of Three Derivatization Ways in the Separation of Phenol and Hydroquinone from Water Samples", *Journal of Chromatography A*, 1052: 233-236.
- [57] Farooqi, I.H., Basheer, F. ve Ahmad, T., (2008). "Studies on Biodegradation of Phenols and m-Cresols by Upflow Anaerobic Sludge Blanket and Aerobic Sequential Batch Reactor", *Global Nest Journal*, 10: 36-46.
- [58] Gonzalo, M.S., Martinez, M. ve Leton, P., (2007). "Anaerobic Treatment of Phenol in a Continuous Fluidized-bed Bioreactor", *Proceedings of European Congress of Chemical Engineering (ECCE-6)*, Copenhagen, Denmark.
- [59] Haiji, T., K, Lepine, F., Bisaillon, J.G. ve Beaudet, R., (1999). "Simultaneous Removal of Phenol, ortho- and para-Cresol by Mixed Anaerobic Consortia", *Centre de Microbiologie et de Biotechnologie, Institut National de la Recherche Scientifique- Institut Armand Frappier, Université du Québec, Canada*.
- [60] Karlsson, A., Ejlertsson, J., Nezirevic, D. ve Svensson, B.H., (1999). "Degradation of Phenol under Meso- and Thermophilic, Anaerobic Conditions", *Anaerobic Metabolism/Microbial Chemistry*, 5: 25-35.
- [61] Melo, J.S., Kholi, S., Patwardhan, A.W. ve D'Souza, S.F., (2005). "Effect of Oxygen Transfer Limitations in Phenol Biodegradation", *Process Biochemistry*, 40(2): 625-628.
- [62] Reitzel, A. L. ve Ledin, A., (2002). "Determination of Phenols in Landfill Leachate-Contaminated Groundwaters by Solid-phase Extraction", *Journal of Chromatography*, 972(2-4): 175-182.
- [63] Rodriguez, I., Llompart, M.P. ve Cela, R., (2000). "Solid Phase Extraction of Phenols" *Journal of Chromatography*, 885: 291-304.
- [64] Wu, Y., Lerner, D. N., Banwart, S. A., Thomson, F. ve Pickup, R. W., (2006). "Persistence of Fermentative Process to Phenolic Toxicity in Groundwater", *Journal of Environmental Quality*, 35: 2021-2025.

- [65] Zhang, X., ve Wiegel, J., (1990). "Sequential Anaerobic Degradation of 2,4-Dichlorophenol in Freshwater Sediments", *Environmental Microbiology*, 56:1119–1127.
- [66] Şahin, O., (2009). Fenol İçeren Atıksuların Elektrokimyasal Metot ile Arıtımı, Yüksek Lisans Tezi, Gebze İleri teknoloji Enstitüsü Mühendislik ve Fen Bilimleri Enstitüsü, Gebze.
- [67] Melin, E.S., Jarvinen, K.T., ve Puhakka, J.A., (1997). "Effects of Temperature on Chlorophenol Biodegradation Kinetics in Fluidized-Bed Reactors with Different Biomass Carrers", *Water Res.*, 32: 81-90.
- [68] Aksu, Z. ve Yener, J., (1999). "Atıksulardaki Fenol ve Klorofenollerin Aktif Karbon ve Kurutulmuş Aktif Çamura Adsorpsiyonu", *Engineering And Environmental Science*, 23: 93-104.
- [69] Gümüş, D., (2007). Elektrokimyasal Oksidasyon Yöntemi ile Fenol ve 4-Klorofenol Giderimi, Yüksek Lisans Tezi, Ondokuz Mayıs Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Samsun.
- [70] Field, J.A. ve Sierra-Alvarez, R., (2008). "Microbial Degradation of Chlorinated Phenols", *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, 7:211–241.
- [71] Lee, M., Yeh, Y., Hsiang, W. ve Hwang, B., (1998). "Solid-phase Microextraction and Gas Chromatography–Mass Spectrometry for Determining Chlorophenols from Landfill Leachates and Soil", *Journal of Chromatography A*, 806: 317-324.
- [72] Ho, T., Chen, C., Li, Z., Yang, T.C., ve Lee, M.,(2011). "Determination of Chlorophenols in Landfill Leachate Using Headspace Sampling with Ionic Liquid-coated Solid-Phase Microextraction Fibers Combined with Gas Chromatography-Mass Spectrometry", *Analytica Chimica Acta*, 712:72-77.
- [73] Pu, X., (2005). Effects of Soil Properties and Microbial Source on Pentachlorophenol Bioremediation, PhD Thesis, The Graduate Faculty of the University of Akron, Ohio, U.S.A.
- [74] Podeh, H.M.R., Bhatarcarharya, S.K.ve Qu,M., (1995). "Effects of Nitrophenols on Acetate Utilizing Methanogenic Systems", *Water Research*, 29:391-399.
- [75] Karim,K. ve Gupta, S.K., (2001). "Biotransformation of Nitrophenols in Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reaktors", *Bioresource Technology*, 80:179-186.
- [76] Karim,K. ve Gupta, S.K., (2003). "Continuous Biotransformation and Removal of Nitrophenols under Denitrifying Conditions", *Water Research*, 37: 2953-2959.
- [77] She, Z., Gao, M., Jin, C., Chen, Y.ve Yu,J., (2005). "Toxicity and Biodegradation of 2,4-Dinitrophenol and 3-Nitrophenol in Anaerobic Systems", *Process Biochemistry*, 40:3017–3024.
- [78] Wang, Q., Matsufuji, Y., Dong, L., Huang, Q., Hirano, F. ve Tanaka, A., (2005). "Research on Recirculation From Different Types of Landfills", *Waste Management*, 26:815-824.

- [79] Berger, W., Kalbe, U. ve Goebbels, J., (2002). "Fabric Studies on Contaminated Minerals Layers in Composite Liners", *Applied Clay Science*, 21:89-98.
- [80] Kim, J.Y., Edil, T.B. ve Park, J.K., (2001). "Volatile Organic Compound (VOC) Transport through Compacted Clay", *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, ASCE, 127(2):126–134.
- [81] Park, J.K. ve Nibras, M., (1993). "Mass Flux of Organic Chemicals through Polyethylene Geomembranes", *Water Environment Research*, 65(3):227–237.
- [82] Park, J.K., Sakti, J.P.ve Hoopes, J.A., (1996). "Transport of Organic Compounds in Thermoplastic Geomembranes, I: Mathematical Model", *Journal of Environmental Engineering*, 122(9):800–806.
- [83] Foose, G.J., Benson, C.H. ve Edil, T.B., (2001). "Analytical Methods for Predicting Concentration and Mass Flux From Composite Landfill Liners", *Geosynthetics International*, 22 February 2001, USA, 8(6):551–575.
- [84] Foose, G.J., (2010). "A Steady-State Approach for Evaluating the Impact of Solute Transport Through Composite Liners on Groundwater Quality", *Waste Management*, 30:1577-1586.
- [85] Sangam, H.P. ve Rowe, R.K., (2001). "Migration of Dilute Aqueous Organic Pollutants Through HDPE Geomembrane", *Geotextiles and Geomembranes*, 19:329-357.
- [86] Haijian , X., Yunmin, C., Han, K, Xiaowu, T. ve Renpeng, C., (2009). "Analysis of Diffusion-Adsorption Equivalency of Landfill Liner Systems for Organic Contaminants", *Journal of Environmental Sciences*, 21:552-560.
- [87] Shackelford, C.D., (1990). "Transit-time Design of Earthen Barriers", *Engineering Geology*, Elsevier Publishing, Amsterdam 29: 79–94.
- [88] Mitchell, J.K. (2005). *Fundamentals of Soil Behavior*, 3. Baskı, John Wiley&Sons, United Kingdom.
- [89] Schackelford, C. ve Daniel, D., (1991a). "Diffusion in Saturated Soil. I:Background", *Journal of Geotechnical Engineering*, ASCE, 117(3):177-217.
- [90] Giroud, J. P. ve Bonaparte, R., (1989). "Leakage Through Liners Constructed with Geomembranes—Parts I and II." *Geotext. Geomembr.*,8(27-67): 71–111.
- [91] Brown, K.W, Thomas, J.C., Lytton, R.L., Jayawickrama, P. ve Bhart, S., (1987). "Quantification of Leakage Rates through Holes in Landfill Liners", *US EPA Report CR810940*, Cincinnati, OH, 147 p.
- [92] Benson, C.H., Tinjum, J.M. ve Hussin, C.J., (1995). "Leakage Rates from Geomembrane Liners Containing Holes", *Geosynthetics'95*, IFAI 2, 745-758.
- [93] Sakti, J., (1993). *Transport of Organic Chemicals in Dilute Aqueous Solutions Through Intact Geomembranes*, Ph.D. Thesis, Department of Civil and Environmental Engineering, University of Wisconsin-Madison, U.S.A.

- [94] Giroud, J.P., Badu-Tweneboah, K. ve Bonaparte, R., (1992). "Rate of Leakage Throug a Composite Liner due to Geomembrane Defects", *Geotextiles and Geomembranes*, 11(1):1-28.
- [95] Johnson, R.L., Cherry, J.A. ve Pankow, J.F., (1989). "Diffusive Contaminant Transport in Natural Clay:A Field Example and Implications for Clay-Lined Waste Disposal Sites", *Environmental Science and Technology*, 23(3):340-349.
- [96] Smith, J.A. ve Jaffe, P.R., (1994). "Benzene Transport through Landfill Liners Containing Organophilik Bentonite", *Journal of Environmental Engineering*, 120(6):1559-1577.
- [97] Fatta, D., Papadopoulos, A. ve Loizidou, M., (1999). "A Study on the Landfill Leachate and its Impact on the Groundwater Quality of the Greater Area", *Environmental Geochemistry and Health*, 21:175-190.
- [98] Oman,C.B. ve Rosqvist H., (1999). "Transport Fate of Organic Compounds with Water through Landfills", *Water Research*, 33(10):2247-2254.
- [99] Badv, K. ve Abdolalizadeh, R., (2004). "A Laboratory Investigation on The Hydraulic Trap Effect in Minimizing Chloride Migration Through Silt", *Iranian Journal of Science and Technology, Transaction B*, 28 (B1), 107-118.
- [100] Lake, C.B. ve Rowe, R.K., (2004). "Volatile Organic Compound Diffusion and Sorption Coefficients For a Needle-Punched GCL", *Geosynthetics International*, 11(4): 257-272.
- [101] Varank, G., Demir, A., Top, S., Sekman, E., Akkaya, E., Yetilmezsoy, K. ve Bilgili, M.S., (2011a). "Migration Behaviour of Landfill Leachate Contaminants through Alternative Composite Liners", *Science of the Total Environment*, 409: 3183-3196.
- [102] Varank, G., Demir, A., Yetilmezsoy, K., Bilgili, M.S., Top, S. ve Sekman, E., (2011b). "Estimation of Transport Parameters of Phenolic Compounds and Inorganic Contaminants through Composite Landfill Liners Using One-dimensional Mass Transport Model", *Waste Management*, 31: 2263-2274.
- [103] Yılmaz, T.,ve Zaimoğlu, M., (2012). Düzenli Depolama Taban Sistemlerinde Kil ve Karışımlarının Kullanımının Araştırılması, Lisans Tezi, Yıldız Teknik Üniversitesi İnşaat Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, İstanbul.
- [104] Baran, K.,ve Pekediz, H.M., (2012), Düzenli Depolama Taban Sistemlerinde Bentonit ve Karışımlarının Kullanımının Araştırılması, Lisans Tezi, Yıldız Teknik Üniversitesi İnşaat Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, İstanbul.
- [105] Bhattacharya, K.G. ve Gupta, S.S., (2006). "Kaolinite, Montmorillonite, and Their Modified Derivates as Adsorbents for Removal of Cu(II) from Aqueous Solution", *Separation and Purification Technology*, 50: 388-397.
- [106] APHA, American Public Health Association, (2005). Standart Methods for the Examination of Water and Wastewater, 20. Baskı, Washington DC.

- [107] King, A.J., Readman, J.W. ve Zhou, J.L., (2004). "Determination of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Water by Solid-Phase Microextraction–Gas Chromatography–Mass Spectrometry", *Analytica Chimica Acta*, 523: 259–267.
- [108] USDA, (2007). United States Department of Agriculture Natural Resources Conservation Service Plant Materials Technical Note No:MT-60.
- [109] Akyıldız, M.H., (2011). Katı Atık Düzenli Depo Alanlarından Taban Geçirimsizliğine Etki Eden Parametrelerin Araştırılması, Doktora Tezi, Sakarya Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Sakarya.
- [110] Braja, D., (1990). Principle of Geotechnical Engineering, 2. Baskı,
- [111] Akpınar, K., (2005). Sepiyolit ve Zeolit Karışımların Tehlikeli Deponi Atık Alanı Dizaynında Kullanılması, Yüksek Lisans Tezi, Anadolu Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Eskişehir.
- [112] Ergene, A., (1987). Toprak Biliminin Esasları, Atatürk Üniversitesi Yayınları, Erzurum.
- [113] Gartung, E., Müllner, B. ve Defregger, F., (1999). "Performance of Compacted Clay Liners at the Base of Municipal Landfills: The Bavarian Experience", Sardinia 99 Seventh International Waste Management and Landfill Symposium, 4-8 Oct, Italy.
- [114] Head, K.H., (1982) Manual of Soil Laboratory Testing. Plymouth, Pentech Press.
- [115] Arasan, S. ve Yetimoğlu, T., (2006). "Sızıntı Suyu Bileşenlerinin Kil Şiltelerin Kıvam Limitlerine Etkisi", *Zemin Mekaniği ve Temel Mühendislik 11. Ulusal Kongresi*, Trabzon, 439-445.
- [116] Lowell, S. ve Shields, J.E., (1984). Powder Surface Area and Porosity, 2. Baskı, John Wiley, New York.
- [117] Barrett, E.P., Joyner, L.G. ve Halenda, P.P., (1951). "The Determination of Pore Volumes and Area Distributions in Porous Substances", *J. Am. Chem. Soc.*, 73: 373–380.
- [118] Horvath, G. ve Kawazoe, K., (1983). "Method for the Calculation of Effective Pore Size Distribution in Molecular Sieve Carbon", *J. Chem. Eng. Japan*, 16 (5): 470–475.
- [119] Özdemir, A.H., (2004). Sepiyolit Çöp Deponi Tabakalarında Kullanılabilirliğinin Belirlenmesi, Yüksek Lisans Tezi, Anadolu Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Eskişehir.
- [120] Krug, M.N. ve Ham, R.K., (1997). "Analysis of Long-Term Leachate Characteristics", *Proceedings Sardinia 97, Sixth International Waste Management and Landfill Symposium*, CISA-Sanitary Environmental Engineering Centre, Cagliari, Italy.
- [121] Harmsen, J., (1983) "Identification of Organic Compounds in Leachate from a Waste Tip", *Water Research*, 17:699.

- [122] Kruempelbeck, I. ve Ehrig, J.G., (1999). "Long-term Behaviour of Municipal Solid Waste Landfills in Germany", Proceedings Sardinia 99, Seventh International Waste Management and Landfill Symposium, 4-8 October 1999, S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy.
- [123] Akkaya, E., Demir, A. ve Varank, G.,(2011). "Odayeri Düzenli Depo Sahası Sızıntı Suyunun Karakterizasyonu", Mühendislik ve Fen Bilimleri Dergisi, Sigma 3:238-251.
- [124] Armenante, P.M., Kafkewitz, D., Lewandowski, G.A. ve Jou, C., (1999). "Anaerobic-Aerobic Treatment of Halogenated Phenolic Compounds", Water Resarch., 33:681-692.
- [125] Khoury, N., Dott, W. ve Kampfer, P. (1992a). "Anaerobic Degradation of P-Cresol in Batch and Continuous Cultures by a Denitrifying Bacterial Consortium", Applied Microbiology and Biotechnology, 37:529-531.
- [126] Khoury, N., Dott, W. ve Kampfer, P. (1992b). "Anaerobic Degradation of Phenol in Batch and Continuous Cultures by a Denitrifying Bacterial Consortium", Applied Microbiology and Biotechnology, 37:524-528.
- [127] Shinoda, Y., Sakai, Y., Uenishi, H., Uchihashi, Y., Hiraishi, A., Yukawa, H., Yurimoto, H. ve Kato, N., (2004) "Aerobic and Anaerobic Toluene Degradation by a Newly Isolated Denitrifying Bacterium, Thauera sp. Strain DNT-1", Applied Environmental Microbiology, 70:1385-1392.
- [128] Tremp, J., Mattrel, P, Fingler, S. ve Giger, W., (1993). "Phenols and Nitrophenols as Tropospheric Pollutants: Emissions from Automobile Exhausts and Phase Transfer in the Atmosphere", Water Air Soil Pollution, 68(1-2):113-123.
- [129] Callahan, M. A., Slimak, M. W., Gabel, N. W., May, J. P., Fowler, C. F., Freed, J. R., Jennings, P., Durfee, R. L., Whitmore, F. C., Maestri, B., Mabey, W. R., Holt, B. R. ve Gould, C., (1979). "Water-related Environmental Fate of 129 Priority Pollutants." EPA Report-440/4-79-029b. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C.
- [130] Uberoi V. ve Bhattacharya S.K., (1997). "Effects of Chlorophenols and Nitrophenols on the Kinetics of Propionate Degradation in Sulfate-Reducing Anaerobic Systems", Environmental Science and Technology., 31(6):1607-1614.
- [131] Häggblom, M.M. ve Young, L.Y., (1990). "Chlorophenol Degradation Coupled to Sulfate Reduction". Applied Environmental Microbiology, 56(11):3255-3260.
- [132] Kharoune, L., Khaourune, M. ve Lebeault, J.M., (2002). "Aerobic Biodegradation of 2,4,6-Trichlorophenol by a Microbial Consortium-Selection and Characterization of Microbial Cnsortium", Applied Microbiology and Biotechnology, 59:112-117.
- [133] Chen,S.T., Hsu, C.Y. ve Berthouex, P.M., (2006). "Fate and Modeling of Pentachlorophenol Degradation in a Laboratory-Scale Anaerobic Sludge Digester", Journal of Environmental Engineering, 132:795-802.

- [134] Roberts, D.J., Kaake, R.H., Funk, S.B., Crawford, D.L. ve Crawford, R.L., (1993). "Anaerobic Remediation of Dinoseb from Contaminated Soil. An On-site Demonstration", *Appl. Biochem. Biotechnol*, 39/40:781–789.
- [135] Barrico, M.L., Nabais, C., Martins, M.J. ve Freitas, H., (2006). "Sources of Phenolic Compounds in Two Catchments of Southern Portugal – Effect of Season, Land Use and Soil Type", *Chemosphere*, 65:482-488.

Reaktörlerin İşletmeye Alınma Aşamaları



Şekil A. 1 Laboratuar ölçekli reaktörler



Şekil A. 2 Reaktörlerin alt parçasına saf su doldurulması



Şekil A. 3 Taban örtü malzemelerinin sıkıştırılması



Şekil A. 4 Reaktörlere taban örtü malzemelerinin yerleştirilmesi



Şekil A. 5 Reaktörlerin tabanına örtü malzemesinin döşenmiş hali



Şekil A. 6 Reaktör parçalarının birleştirilmesi

ÖZGEÇMİŞ

KİŞİSEL BİLGİLER

Adı Soyadı :Elanur ADAR
Doğum Tarihi ve Yeri :1986- Erzurum
Yabancı Dili :İngilizce
E-posta :aelanur@yildiz.edu.tr

ÖĞRENİM DURUMU

Derece	Alan	Okul/Üniversite	Mezuniyet Yılı
Lisans	Çevre Mühendisliği	Atatürk Üniversitesi	2008
Lisans	İnşaat Mühendisliği	Atatürk Üniversitesi	2009
Lise	Sayısal	Nene Hatun Kız Lisesi	2003

İŞ TECRÜBESİ

Yıl	Firma/Kurum	Görevi
2010	Artvin Çoruh Üniversitesi	Araştırma Görevlisi