

**YILDIZ TEKNİK ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

**KATI ATIK DÜZENLİ DEPO SAHALARINDAN
KAYNAKLANAN VOC EMİSYONLARININ
DAĞILIMININ MODELLENMESİ**

Çevre Müh. Selami DEMİR

**FBE Çevre Mühendisliği Anabilim Dalında
Hazırlanan**

YÜKSEK LİSANS TEZİ

Tez Danışmanı: Yrd. Doç. Dr. Arslan SARAL

İSTANBUL, 2007

İÇİNDEKİLER

	Sayfa
İÇİNDEKİLER.....	ii
SİMGE LİSTESİ.....	v
KISALTMA LİSTESİ.....	vi
ŞEKİL LİSTESİ.....	vii
ÇİZELGE LİSTESİ.....	x
ÖNSÖZ.....	xii
ÖZET.....	xiii
ABSTRACT.....	xiv
1. GİRİŞ.....	1
1.1. Katı Atık Miktar ve Bileşimi.....	1
1.2. Katı Atık Bertaraf Yöntemleri.....	3
1.3. Düzenli Depo Sahalarında Atıkların Ayrışması.....	6
1.3.1. Aerobik Parçalanma Fazı.....	8
1.3.2. Asidik Anaerobik Parçalanma Fazı.....	9
1.3.3. Metanojenik Anaerobik Parçalanma Fazı.....	9
1.4. Depo Gazı Özellikleri.....	10
1.4.1. Faz I: Aerobik.....	11
1.4.2. Faz II: Anoksik.....	11
1.4.3. Faz III: Anaerobik.....	11
1.5. Depo Gazı Oluşumunu Etkileyen Faktörler.....	12
1.5.1. Nem Muhtevası.....	13
1.5.2. Nutrient İçeriği.....	14
1.5.3. Bakteri İçeriği.....	14
1.5.4. pH.....	14

1.5.5.	Sıcaklık.....	14
1.5.6.	Yükseltgenme-İndirgenme (Redoks) Potansiyeli.....	15
1.5.7.	Partikül Boyutu	15
1.6.	İstanbul’da Katı Atıklar	15
2.	DEPO GAZLARI ve KOKU PROBLEMLERİ.....	17
2.1.	Genel Bilgiler.....	17
2.2.	Koku Örneklemesi ve Analizi	23
2.3.	Elektronik Burun (Enose).....	25
2.4.	Tipik Depo Gazı Bileşenleri ve Koku Eşik Değerleri	25
2.4.1.	Yağ Asitleri	25
2.4.2.	Aminler.....	26
2.4.3.	Aromatikler ve Halkalı Bileşikler	26
2.4.4.	İnorganik Sülfür	26
2.4.5.	Organik Sülfür.....	26
2.4.6.	Terpenler	27
2.4.7.	Diğer Kokulu Bileşikler	27
2.4.8.	Tipik Depo Gazı Bileşenleri.....	27
2.5.	Koku İndeksi.....	27
2.6.	Koku Birimi	28
3.	KOKU MODELLEMESİ.....	30
3.1.	Emisyon Kaynağı.....	30
3.2.	Alıcı Ortam	31
3.3.	Meteoroloji	32
3.3.1.	Atmosferik Kararlılık	32
3.3.2.	Rüzgâr Hızı ve Rüzgâr Profili.....	36
3.4.	Genel Gauss Dispersiyon Modeli	38

3.4.1.	Hüzmenin Yerden Yansıması.....	41
3.4.2.	Dispersiyon Katsayılarının Hesaplanması	44
3.4.3.	Etkin Baca Yüksekliğinin Hesaplanması	46
3.4.4.	Yer Seviyesi Maksimum Konsantrasyonu	50
3.5.	Kısa ve Uzun Vadeli Modelleme.....	55
4.	MODEL GİRDİLERİ.....	57
4.1.	Alıcı Ortam	58
4.2.	Kirletici Kaynakları ve Emisyon Hızları	59
4.3.	Meteoroloji	65
4.3.1.	Rüzgar Hızları	66
4.3.2.	Karışma Yükseklikleri.....	67
4.3.3.	Kısa Vadeli Model Senaryoları	69
5.	SONUÇLAR ve YORUMLAR.....	70
	KAYNAKLAR.....	74
	EK A –YER SEVİYESİNDE AZAMİ KONSANTRASYONUN BULUNMASI	A-1
	EK B – UZUN VADELİ MUHTEMEL KİRLİLİK HARİTALARI	B-1
	EK C – KISA VADELİ MUHTEMEL KİRLİLİK HARİTALARI	C-1

SİMGE LİSTESİ

Γ	Adiyabatik laps hızı
θ	Potansiyel sıcaklık
σ_y	Yatay dispersiyon katsayısı
σ_z	Dikey dispersiyon katayısı

KISALTMA LİSTESİ

C:N	Karbon/Azot Oranı
GDM	Gauss Dispersiyon Denklemi
HKKD	Hava Kirliliğine Katkı Değeri
HKM	Hava Kalitesi Modellemesi
KEK	Koku Eşik Konsantrasyonu
KVM	Kısa Vadeli Modelleme
OI	Koku İndeksi (Odor Index)
TLV	Eşik Değeri (Threshold Limit Value)
UKM	Uçucu Katı Madde
UVM	Uzun Vadeli Modelleme
VFA	Uçucu Yağ Asitleri (Volatile Fatty Acids)
VOC	Uçucu Organik Bileşikler (Volatile Organic Compounds)

ŞEKİL LİSTESİ

	Sayfa
Şekil 1.1 Bertaraf yöntemine göre belediye katı atık yüzdeleri (TÜİK, 2003).....	5
Şekil 1.2 Katı atıkların parçalanması sonucu oluşan ürünler	7
Şekil 1.3 Depo gazı üretiminin zamana bağlı değişimi (McBean vd., 1995)	11
Şekil 1.4 Depo gazı oluşumunu etkileyen faktörler (McBean vd., 1995).....	12
Şekil 1.5 İstanbul’da kurulu bulunan transfer istasyonları, depo sahaları ile kompost ve geri kazanım tesisi	16
Şekil 2.1 Kromosorp 102 reçinesi	24
Şekil 2.2 Bir elektronik burun şematik diyagramı (Keller vd., 1995).....	25
Şekil 3.1 Atmosferik (sürekli çizgi) ve adiyabatik (kesikli çizgi) laps hızları ve atmosferik kararlılık	33
Şekil 3.2 Potansiyel sıcaklığı tanımlayan adiyabatik proses.....	34
Şekil 3.3 Potansiyel sıcaklığa bağlı atmosferik kararlılık	35
Şekil 3.4 Farklı atmosferik kararlılık koşullarında hüzmeye şekilleri. a) looping, b) coning, c) fanning, d) fumigation, e) lofting, f) trapping	36
Şekil 3.5 Farklı stabilite sınıflarında rüzgar hızı dikey profili (a) kırsal (b) kentsel.....	38
Şekil 3.6 Bir nokta kaynak emisyonunun atmosferde taşınım hareketi	39
Şekil 3.7 Bir dispersiyon modelinde hüzmeye yükselmesi ve sanal kaynak noktasının konumu (Wark vd., 1995)	40
Şekil 3.8 Hüzmeyin yer yüzeyinden yansımalarının getirdiği etkinin hayali bir kaynakla temsili (Wark vd., 1995)	42
Şekil 3.9 Hüzmeye yansımalarının rüzgar yönünde dikey konsantrasyon profiline etkisi (Wark vd., 1995).....	43
Şekil 3.10 Yansıma sonrası oluşan yer seviyesi konsantrasyon profili.....	43
Şekil 3.11 Kentsel ve kırsal bölgeler için y yönünde dispersiyon katsayıları	47
Şekil 3.12 Kentsel ve kırsal bölgeler için z yönünde dispersiyon katsayıları	48

Şekil 3.13 Maksimum Cu/Q değerinin kararlılık sınıfı ve etkin baca yüksekliğine bağlı değişimi (Turner, 1994).....	53
Şekil 3.14 Rüzgar yönünde, yer seviyesindeki konsantrasyon profili	54
Şekil 3.15 $(y, z) = (0, 0)$ için Gauss Dispersiyon denkleminin türevi.....	55
Şekil 4.1: Çalışma Bölgesi ve çevresi	58
Şekil 4.2: Bölgenin topografik yapısı.....	59
Şekil 4.3: Depo sahasındaki gaz bacalarının yayılma alanlara göre gruplandırılmaları	64
Şekil 4.4 Yıllık ortalama rüzgar gülü	66
Şekil B.1 Akrilonitril'in uzun vadeli muhtemel kirlilik haritası	B-1
Şekil B.2 Aseton'un uzun vadeli muhtemel kirlilik haritası	B-2
Şekil B.3 Bütan'ın uzun vadeli muhtemel kirlilik haritası.....	B-3
Şekil B.4 Diklorometan'ın uzun vadeli muhtemel kirlilik haritası	B-4
Şekil B.5 Dimetil sülfür'ün uzun vadeli muhtemel kirlilik haritası	B-5
Şekil B.6 Etanol'ün uzun vadeli muhtemel kirlilik haritası	B-6
Şekil B.7 Etil benzen'in uzun vadeli muhtemel kirlilik haritası	B-7
Şekil B.8 Etil merkaptan'ın uzun vadeli muhtemel kirlilik haritası.....	B-8
Şekil B.9 Hegzan'ın uzun vadeli muhtemel kirlilik haritası	B-9
Şekil B.10 Hidrojen sülfür'ün uzun vadeli muhtemel kirlilik haritası	B-10
Şekil B.11 İzopropanol'ün uzun vadeli muhtemel kirlilik haritası	B-11
Şekil B.12 Karbon disülfür'ün uzun vadeli muhtemel kirlilik haritası	B-12
Şekil B.13 Karbonil sülfür'ün uzun vadeli muhtemel kirlilik haritası	B-13
Şekil B.14 Karbon tetraklorür'ün uzun vadeli muhtemel kirlilik haritası.....	B-14
Şekil B.15 Kloroform'un uzun vadeli muhtemel kirlilik haritası	B-15
Şekil B.16 Metil etil keton'un uzun vadeli muhtemel kirlilik haritası.....	B-16
Şekil B.17 Metil izobütil keton'un uzun vadeli muhtemel kirlilik haritası.....	B-17
Şekil B.18 Metil merkaptan'ın uzun vadeli muhtemel kirlilik haritası.....	B-18

Şekil B.19 m-Ksilen'in uzun vadeli muhtemel kirlilik haritası	B-19
Şekil B.20 Pentan'ın uzun vadeli muhtemel kirlilik haritası	B-20
Şekil B.21 Propan'ın uzun vadeli muhtemel kirlilik haritası	B-21
Şekil B.22 Tetrakloro etilen'in uzun vadeli muhtemel kirlilik haritası.....	B-22
Şekil B.23 Trikloro etilen'in uzun vadeli muhtemel kirlilik haritası	B-23
Şekil C.1 Etil merkaptan'ın en kötü şartlar altında, kısa vadeli kirlilik haritası	C-1
Şekil C.2 Etil merkaptan'ın ortalama şartlar altında, kısa vadeli kirlilik haritası	C-2
Şekil C.3 Metil merkaptan'ın en kötü şartlar altında, kısa vadeli kirlilik haritası	C-3
Şekil C.4 Metil merkaptan'ın ortalama şartlar altında, kısa vadeli kirlilik haritası	C-4

ÇİZELGE LİSTESİ

	Sayfa
Çizelge 1.1 Bazı ülkelerde katı atıkların bileşimi (Varank, 2005).....	2
Çizelge 1.2 İstanbul katı atıklarının bileşimi (Özkaya, 2004).....	3
Çizelge 1.3 Kentsel katı atıkların bazı fiziksel özellikleri (Tchobanoglous vd., 1993)	3
Çizelge 1.4 Çeşitli ülkelerde katı atık bertarafı için kullanılan sistemler ve kullanım oranları (Özkaya, 2004)	4
Çizelge 1.5 Farklı atıklarda nem muhtevası (Emcon, 1975).....	13
Çizelge 2.1 Depo gazları tipik bileşimi (Nyns ve Gendebien, 1993).....	17
Çizelge 2.2 Katı atık depo sahalarında karşılaşılan VOC türleri (Davoli, vd., 2003).....	18
Çizelge 2.3 Karakteristik koku tanımlamaları (Gostelow, vd., 2001).....	21
Çizelge 2.4 Tipik depo gazı bileşenleri ve KEK değerleri (Nagata, 1998; US EPA, 1998)	28
Çizelge 3.1 Pasquill stabilite sınıfları (Pasquill, 1961)	35
Çizelge 3.2 Denklem 3.2'deki p değerleri.....	37
Çizelge 3.3 Çeşitli kararlılık sınıfları için σ_y ve σ_z değerleri	45
Çizelge 3.4 σ_y ve σ_z için kullanılan Briggs denklemleri (McElroy-Pooler, 1968a, 1968b) .	46
Çizelge 3.5 Briggs denklemleri parametreleri	50
Çizelge 3.6 Briggs nihai hüzme yükselmesi hesabı	50
Çizelge 3.7 Ranchoux (1976) denkleminin kararlılık sınıflarına göre katsayıları	51
Çizelge 4.1 Depo sahasındaki gaz bacalarında yapılan ölçümler	60
Çizelge 4.2 USEPA AP-42'de mevcut çöp depo sahasından kaynaklanan VOC türleri ve tipik emisyon konsantrasyonları (US EPA, 1998).....	62
Çizelge 4.3 Depo sahasında gruplandırılmış gaz bacaları özellikleri	64
Çizelge 4.4 Kirleticilerin kütleli emisyon debileri	65
Çizelge 4.5 Bazı VOC'lerin koku eşik değerleri (Nagata, 1998).....	66
Çizelge 4.6 Ocak – Haziran ayları ortalama karışım yükseklikleri (m).....	67

Çizelge 4.7 Temmuz – Aralık ayları ortalama karışım yükseklikleri (m)	68
Çizelge 4.8 Yıllık ortalama karışım yükseklikleri (m).....	69
Çizelge 4.9 Kısa vadeli model senaryoları için meteorolojik veriler	69
Çizelge 5.1 Uzun vadeli yıllık ortalamaların en yüksek değerleri	70

ÖNSÖZ

Öncelikle bu tezin hazırlanmasında, tüm aşamalardaki yardımlarından dolayı, gösterdiği yakın alaka ve her alandaki desteği sebebiyle tez danışmanım, saygıdeğer hocam Yrd. Doç. Dr. Arslan Saral'a,

Özellikle tez çalışmamla ilgili olmak üzere, bütün akademik araştırma ve çalışmalarımda daima yanımda olan, yardım ve desteğini asla esirgemeyen, tecrübesiyle bana daima rehberlik eden, saygıdeğer hocam Prof. Dr. Ferruh Ertürk'e

Hava kirliliği ve modellemesi konularına ilgi duymamı sağlayan, beni hava kirliliği mühendisliği ile tanıştıran, lisans hayatımda ve mesleki hayatımda çalıştığım konularla ilgili yardım ve desteklerini esirgemeyen çok değerli hocam Prof. Dr. Mete Tayanç'a

Tez çalışmasına başladığım günden beri teknik meselelerle ilgili sınırsız yardımlarından ötürü Şenol Yıldız, Fatih Saltabaş ve bütün İSTAÇ A.Ş. çalışanlarına,

Bu tezi yapabilmem için gerekli altyapıyı oluşturmamı sağlayan saygıdeğer hocalarıma,

Manevi desteklerinden ötürü tüm araştırma görevlisi arkadaşlarıma,

Bugünlere gelmemin başlıca sebebi olan, maddi manevi destekleri ve gösterdikleri anlayıştan dolayı sevgili aileme sonsuz teşekkürlerimi sunarım.

Çevre Müh. Selami DEMİR

ÖZET

Günümüzde, artan nüfus ve şehirleşme ile birlikte artan katı atık miktarları, katı atıkların düzenli bir şekilde bertaraf edilmesi gereksinimini de gündeme getirmiştir. Bilindiği gibi, günümüzde uygulanan yakma, kompostlaştırma ve düzenli depolama gibi bertaraf yöntemlerinden en çok kullanılanı, şüphesiz düzenli depolamadır. Düzenli depolanan katı atıkların, kaynakta başlayan parçalanma işlemi, depolandıktan sonra sahada da devam eder. Biyolojik parçalanma işlemi sonucunda, depo sahalarında sızıntı suları ve gaz emisyonları oluşmaktadır. Gaz emisyonları arasında, bazı kokulu bileşiklerin de atmosfere atılması söz konusu olmakta; bu kokulu bileşikler, civar bölgelerde koku problemlerine yol açmaktadır.

Bu çalışmada, Odayeri Düzenli Depo Sahası'ndan atmosfere atılan kokulu bileşiklerin yakın beldelelerdeki atmosferik dispersiyonları, model yaklaşımıyla tahmin edilmiş; depo sahasına en yakın yerleşim yeri olan Göktürk beldesinde konsantrasyon modellemesi yapılmıştır. Model yaklaşımında, kokulu bileşiklerden bazıları (22 VOC ve hidrojen sülfür) çalışılmıştır. Çalışmaya konu olan kokulu bileşikler, literatürde KEK'u bilinenlerden seçilmiştir.

Çalışmada öncelikle, uzun vadeli modelleme (UVM) yapılmıştır. UVM'de ISCLT3 kullanılmış olup, model sonuçları, iki spesifik VOC türünün (etil merkaptan ve metil merkaptan), depo sahası içinde ve yakınında koku problemine yol açabileceğini, ancak bu problemin Göktürk'e ulaşmayacağını göstermiştir.

UVM sonuçlarına dayanarak, bu iki spesifik türün, belirli meteorolojik şartlar altında Göktürk beldesinde de kokuya neden olabileceği düşünülmüş ve bir kısa vadeli model (KVM) çalışması da yapılmıştır. KVM için MCGP 2.0 kullanılmış olup, sonuçlar, sadece bir VOC türünün (etil merkaptan), belirli meteorolojik şartlar altında, Göktürk beldesinde kokuya neden olabileceğini göstermiştir. Nitekim, bu bölgede, zaman zaman koku problemi olduğu bilinmektedir ki bu da model sonuçlarını desteklemektedir.

ABSTRACT

Nowadays, the amounts of solid wastes increasing with increasing population and urbanization have brought about the necessity of disposing them in a sanitary manner. As known to all, sanitary landfilling is certainly the most widely used method for solid waste disposal among other methods like incineration and composting. The biodegradation of solid wastes, which are deposited in this manner, continues in the landfill site after the disposal. As a result of biological decomposition, leachate and gas emissions form. Among the gas emissions, some odorous compounds are released to the atmosphere and these odorous compounds cause odor problem in neighboring areas.

In this study, the atmospheric dispersion of odorous compounds released to the atmosphere from Odayeri Sanitary Landfill Site was estimated via a model approach; a concentration modeling was done in Gokturk which is the nearest residential area. Some of the odorous compounds (22 VOC and hydrogen sulfide) were studied in the model. The odorous compounds that are subject to this study were chosen among those whose odor threshold concentrations are known in the literature.

In the study, long-term modeling (LTM) was studied. ISCLT3 was used for LTM. The results of the model have shown that two VOC species (ethyl mercaptan and methyl mercaptan) may lead to odor problem near or within the landfill site but not in Gokturk.

LTM results lead to the possibility that these two species may cause odor problems in Gokturk under specific meteorological conditions; therefore, a short-term model (STM) was also done. MCGP 2.0 was used in STM and the results showed that, under specific meteorological conditions, one of these species (ethyl mercaptan) causes odor problem in Gokturk. As a matter of fact, the inhabitants of Gokturk complain of odor from time to time, which supports the model results.

1. GİRİŞ

Nüfusun ve kentleşmenin artmasıyla birlikte ortaya çıkan katı atık sorunu, günümüzde en önemli çevre problemlerinden birini teşkil etmektedir. 1991 yılında yürürlüğe giren Katı Atıkların Kontrolü Yönetmeliği'nde göre katı atıklar, “üreticisi tarafından atılmak istenen, toplumun huzuru ile özellikle çevrenin korunması bakımından düzenli bir şekilde bertaraf edilmesi gereken katı madde ve arıtma çamurlarının tümü” şeklinde tanımlanmakta olup, toprak, hava ve su kirliliği açısından önemli bir risk teşkil etmektedir. Miktarı her geçen gün artan katı atıkların çevrede yol açtığı olumsuz etkiler nedeniyle, bu atıkların teknik yöntemlerle bertaraf edilme gerekliliği ortaya çıkmıştır.

Katı atık yönetim politikalarının geliştirilmesinde yardımcı olması amacıyla bazı atık sınıflandırma yöntemleri geliştirilmiştir: kaynaklarına göre ve bileşimlerine göre. Kaynaklarına göre katı atıklar, evsel, ticari, kurumsal ve endüstriyel katı atıklar ve sokak süprüntüleri, arıtma çamurları, tehlikeli atıklar ve hastane atıkları olarak sınıflandırılabilirler. Bileşimlerine göre katı atık sınıfları arasında organik ve inorganik atıklar sayılabilir.

1.1. Katı Atık Miktar ve Bileşimi

Katı atıkların miktar ve özellikleri bölgeden bölgeye ve mevsimden mevsime değişiklik göstermektedir. Bir bölgede katı atık üretiminin miktarı ve katı atıkların bileşimi yerleşim özelliklerine, mevsime, o belgedeki insanların tüketim alışkanlıklarına ve diğer yerel koşullara bağlı olarak değişir. Bir bölgedeki katı atık üretimini etkileyen faktörler arasında, bu bölgede yaşayan insanların sosyo-ekonomik yapısı, yani gelir seviyesi de en önemli faktörler olarak eklenebilir. Tüketim alışkanlıklarında meydana gelen değişiklikler sonucu katı atıkların yapısında oluşan değişimlerin sürekli olarak izlenmesi gerekmektedir (Buenrostro, vd., 2001). Varank (2005) dünyada bazı ülkelere ait katı atıkların özelliklerini Çizelge 1.1'deki gibi özetlemektedir.

Çizelge 1.1 Bazı ülkelerde katı atıkların bileşimi (Varank, 2005)

Ülke	Kâğıt	Organik	Cam	Plastik	Metal	Tekstil	Taş ve Tuğla	Diğer
A.B.D. ¹	37,6	29,2	6,6	9,3	8,3	—	—	—
Almanya ²	20,8	28,3	10,4	7,7 ³	3,9	—	2,8	—
Avustralya	24	46	11	10	5	—	—	4
Avusturya	22,4	27,8	5,3	10,3	4,2	2,2	4,6	23,2
Danimarka ⁴	29	38	4	5	13	—	—	21
Filipinler	34	30	6	6	8	—	—	16
Finlandiya	10	33	3	9	4	—	—	42
Fransa ²	51	29	6	5	2	2	—	5
Güney Afrika ⁵	30	25	12	6	5	4	—	18
	33	31	12	7	7	—	0	9
Hindistan	16	45	12	10	8	—	3	5
Hollanda ²	2,2	36	0,4	1	0,5	—	—	60
İngiltere ⁶	24,2	52,4	7,2	7,1	3,2	2,9	—	3,0
İsveç	33,9	23,4	14,4	4,2	7,1	4,1	—	12,9
İsviçre ⁷	35–45	25–35	6–8	8–10	2–4	2–4	—	6–9
İtalya	20,8	33,0	8,7	13,4	5,9	—	—	9,6
Japonya	22,3	42,1	7,1 ⁸	7,2	3,0	—	—	18,3
Kanada	31–37	10–16	14–16	14–16	5,5–6,4	3,8	—	—
	38,9	33,9	6,5	4,9	6,2	3,6	1,8	4,4

¹ 1993 verilerine göre.

² Sadece evsel katı atıklar.

³ Tekstil atıkları dâhil.

⁴ Alttaki değerler sadece evsel katı atıkları göstermektedir.

⁵ Üstteki değerler şehirlere, alttakiler ise kırsal bölgelere aittir.

⁶ 1980 verilerine göre.

⁷ 1983 verilerine göre.

⁸ Cam ve inert maddeler.

Maalesef ülkemizde katı atık bileşimi ile ilgili genel bir çalışma yapılmamıştır. Ancak, özellikle büyük şehirlerde katı atıkların önemli bir sorun teşkil etmesi nedeniyle atık bileşiminin tayini ile ilgili çeşitli çalışmalar yürütülmüştür. Çeşitli yıllarda İstanbul atıkları için yapılan bileşim tespiti çalışmalarının sonuçları Çizelge 1.2’de gösterilmektedir.

Kentsel katı atıkların bazı önemli fiziksel özellikleri, Tchobanoglous vd. (1993) tarafından Çizelge 1.3’de gösterildiği gibi verilmiştir.

Çizelge 1.2 İstanbul'daki katı atıkların bileşimi (Özkaya, 2004)

Parametre*	Baştürk, (1979)	WHO/UNDP, (1981)	CH2M Hill, (1992)	Öztürk vd, (1997)	Y.T.Ü, (2003)
Kül	29	14,6	15	13,2	7,0
Organik madde	46,5	60,6	45	48	53,8
Kâğıt	19	18,8	14,5	8,4	7,5
Plastik	3,5	3,1	9,5	11	14,4**
Cam	3,0	0,7	3,8	4,6	4,3
Tekstil	3	3,1	5,6	2,9	4,4
Metal	1,5	1,5	2,2	2,3	1,7
Diğerleri	1,5	6,9	4,4	6,3	—
Çocuk bezi	—	—	—	3,2	6,9

*Bütün parametre değerleri yüzde yaş ağırlık olarak verilmiştir.

**Poşet, plastik ve tetrapak toplamı olarak verilmiştir.

Çizelge 1.3 Kentsel katı atıkların bazı fiziksel özellikleri (Tchobanoglous vd., 1993)

Parametre	Aralık
Yoğunluk, kg/m ³	475–830
Hacimsel su muhtevası, %	15–50
Özgül ağırlık, g/ml	1,7–2,5
Boşluk oranı, %	40–60

Katı atıkların su muhtevası, uçucu katı madde (UKM), inorganik karbon, kül muhtevası ve kalorifik değeri kimyasal özellikleri arasındadır. Katı atıkların biyolojik özellikleri organik madde içeriği ile belirlenir. Suda çözüneabilen organikler (şekerler, nişasta, amino asitler, uçucu organik asitler), hemiselüloz, lignin, selüloz, lignoselüloz ve proteinler, katı atıkların organik içeriğini teşkil ederler. Barlaz (1989), kentsel katı atıkların kuru ağırlık bazında %30–%50 selüloz, %10–%15 lignin, %10–%12 hemiselüloz, %10–%15 yağlar ve %5–%10 seviyelerinde proteinlerden oluştuğunu belirtmiştir.

1.2. Katı Atık Bertaraf Yöntemleri

Kaynak israfını önlemek ve mevcut kaynakların daha verimli şekilde kullanılmasını sağlamak katı atık yönetim sistemlerinin başlıca hedefidir. Atık bertarafının çevreye etkisini asgariye indirmek; bu işi çağdaş ve en az maliyetle gerçekleştirmek, bu nedenle büyük önem arz etmektedir.

Katı atıkların biyolojik olarak ayrışabilen kısmı (kâğıt ve yiyecek atıkları), bu atıkların en önemli ve en büyük bileşenleridir. Aerobik ve anaerobik mikroorganizmaların biyokimyasal faaliyetleri sonucu bu organik kısmın daha basit bileşenlere indirgenmesi mümkün

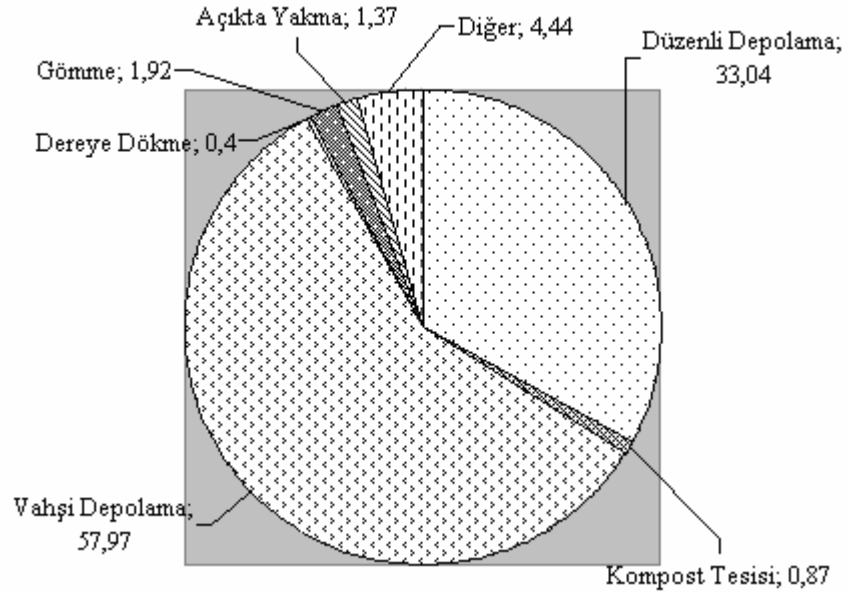
olmaktadır. Bu ayrışma işleminin daha etkin bir şekilde gerçekleşmesini sağlamak, ayrışma süresinde ve ayrışma sonunda ortaya çıkacak ara ve nihai ürünlerin çevre ve insan sağlığına etkilerini asgariye indirmek ve bu işi en az maliyetle gerçekleştirmek amacıyla geliştirilen en yaygın bertaraf yöntemleri yakma, kompostlaştırma ve düzenli depolama olarak bilinmektedir. Bu yöntemlerden bir ya da birkaçının seçiminde göz önünde bulundurulması gereken en önemli fiziksel, kimyasal ve biyolojik katı atık özellikleri: organik bileşim, yoğunluk, nem muhtevası, karbon/azot oranı ve yakıt değeridir. Özkaya (2004), çeşitli ülkelerde kullanılan katı atık bertaraf sistemlerini ve bunların kullanım oranları Çizelge 1.4'teki gibi özetlemiştir. 2001 yılında, Türkiye'deki atık bertaraf yöntemlerinin dağılımı ise Türkiye İstatistik Kurumu (TÜİK, 2003) tarafından Şekil 1.1'deki gibi belirlenmiştir. Şekil 1.1'den de açıkça görülebileceği gibi Türkiye'de en yaygın olarak kullanılan bertaraf yöntemi vahşi depolama yöntemidir. Ancak, yasal düzenlemelerin de etkisiyle, katı atıkların önümüzdeki yıllarda, gelişmiş ülkelerde kullanılan uygun yöntemlerle bertaraf edilmesi kaçınılmaz olacaktır.

Çizelge 1.4 Çeşitli ülkelerde katı atık bertarafı için kullanılan sistemler ve kullanım oranları (Özkaya, 2004)

Ülke	Katı atık bertaraf teknolojisinin kullanıldığı oran (%)			
	Düzenli depolama	Yakma	Kompostlaştırma	Geri Kazanma
Avustralya	82	2.5	—	15.5
Kanada	80	8	2	10
Fransa	45	42	10	3
Almanya	46	36	2	16
Yunanistan	100	—	—	—
İrlanda	97	—	—	3
İtalya	74	16	7	3
Hollanda	45	35	5	15
Portekiz	85	—	15	—
İspanya	64	6	17	13
İngiltere	88	6	—	6
A.B.D.	67	16	2	15

Günümüzde uygulanmakta olan tüm atık bertaraf yöntemlerinde öncelikli gaye, atık miktarının azaltılması ve geri kazanılabilecek maddelerin tekrar ekonomiye kazandırılmasıdır. Geri dönüşüm; atıkların özelliklerinden faydalananarak içindeki bileşenlerin fiziksel, kimyasal ve biyokimyasal yöntemlerle başka ürünlere veya enerjiye dönüştürülmesidir. Tekrar kullanımın uygulanması durumunda ürünün kullanım süresi uzatılmış olur (Daskalopoulos,

vd., 1997a). Bu sebeple, atık içerisindeki geri kazanılabilir madde (cam, plastik, kâğıt, metal vb.) miktarı yeterli ise geri kazanım mutlaka yapılmalıdır.



Şekil 1.1 Bertaraf yöntemine göre belediye katı atık yüzdeleri (TÜİK, 2003)

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

Görüldüğü gibi bütün atık bertaraf yöntemlerinin sonucunda, nihai olarak depolanması gereken bir kısım meydana gelmektedir. Bu sebeple, düzenli depolama yöntemi atıkların bertarafında tüm dünyada gerek ekonomik avantajları dolayısıyla ve gerekse atıkların stabilize edilene kadar ayrışmasına imkân vermesi sebebiyle yaygın bir şekilde kullanılmaktadır.

Katı atıkların arazide depolanması, katı atık yönetiminde yaygın olarak kullanılan bir yöntemdir. Yapılan arkeolojik çalışmalardan elde edilen sonuçlar, depolama yönteminin yaklaşık 5000 yıldır kullanıldığını göstermektedir. Düzenli depolama yöntemi günümüzde de, yakma ve kompostlaştırma gibi alternatif atık bertaraf yöntemleriyle karşılaştırıldığında, ekonomik avantajları dolayısıyla en yaygın olarak kullanılan yöntemdir. Katı atık oluşumu ve bertarafı üzerine gelişmiş ülkelerde yapılan bir araştırmada, bu ülkelerde katı atıkların %

73'ünün düzenli depolama yöntemiyle bertaraf edildiği ortaya çıkmıştır (US EPA, 1995; Özkaya, 2004).

Depo sahalarına depolanan atıklar içerisindeki organik maddeler mikroorganizma faaliyetleri ile ayrışır. Klasik depo sahalarında ayrışma proseslerinin başlangıcında, aerobik bakteriler organik maddeleri organik asitlere ve diğer kimyasal bileşiklere dönüştürürler. Atıkların üzeri kapatıldıktan sonra, ortamda bulunan oksijen, bu mikroorganizmalar tarafından hızla tüketilir. Bundan sonra meydana gelen biyolojik ayrışma prosesleri anaerobik mikroorganizmalar tarafından gerçekleştirilir. Bu mikroorganizmaların faaliyetleri sonucu ortaya çıkan temel ürünler depo gazları, yüksek kirletici konsantrasyonlarına sahip sızıntı suları ve stabilize olmuş atıklardır. Anaerobik ayrışma çok yavaş bir prosestir ve ayrışma hızı nem, sıcaklık ve pH gibi pek çok faktöre bağlı olarak değişmektedir. Klasik depolama alanlarında atıkların ayrışma proseslerinin tamamlanması çevresel faktörlere bağlı olarak 20–30 yıl boyunca devam etmektedir (Tchobanoglous vd., 2003).

1.3. Düzenli Depo Sahalarında Atıkların Ayrışması

Düzenli depo sahalarına boşaltılan katı atıklar bazı fiziksel, kimyasal ve biyolojik proseslerle ayrışır (Reinhart ve Al-Yousfi, 1996). Ayrışma neticesinde katı, sıvı ve gaz fazda ara ürünler oluşur. Bütün bu ürünler, katı atık depo sahasının yönetiminde etkili olabilmektedir. Katı atıktaki organik maddeler üzerinde gerçekleşen biyolojik aktivite, atığın kaynağa oluşmasıyla başlar ve atık depo sahasına boşaltıldıktan sonra da devam eder. Ancak, bu üç farklı prosesin birbirleri ile olan bağımlılığı nedeniyle, kimyasal ve fiziksel prosesler de biyolojik proseslerle birlikte düşünülmelidir. Mesela, fiziksel ve kimyasal prosesler, biyolojik prosesler için gerekli nütrientlerin ortamdaki varlığını etkilemektedir.

Katı atıkların fiziksel olarak parçalanması, atık maddelerin ayrışması ya da atık bileşenlerinin hareketi ve su hareketlerinin yıkama ve öğütme etkileri ile gerçekleşmektedir. Taşıma kapasitesine¹ ulaşılmasından sonra atık partiküllerinin akışı basınç gradyanları ile ve konsantrasyon gradyanları neticesinde difüzyon yolu ile gerçekleşir. Depo sahası içindeki nem muhtevası arttıkça daha fazla atık partikülü de mobil hale geçer.

¹ Taşıma kapasitesi, atığın herhangi bir sızıntı olmaksızın taşıyabileceği en yüksek nem miktarıdır. Bunun üzerine çıkıldığında, nem fazlası, yerçekimi ile atıktan ayrılır (McBean vd., 1995)

Düzenli depo sahalarında gerçekleşen kimyasal prosesler hidroliz, çözünme/çökelme, emilim/desorpsiyon ve iyon değişimidir. Kimyasal parçalanma genellikle atık bileşenlerinin karakteristiğindeki değişimler ve mobilitenin artmasıyla sonuçlanır ki bu da depo sahasının kimyasal olarak daha üniform hale gelmesini ve parçalanma hızının artmasını sağlar.

Katık atık bileşenlerinin fiziksel ve kimyasal parçalanması, depo sahasının stabilizasyonu için önemli olsa da biyolojik parçalanma, depo sahasında gerçekleşen en önemli prosestir. Biyolojik parçalanma, metan üretimine neden olan tek prosestir.

Biyolojik parçalanma, atıkta doğal olarak bulunan bakteriler tarafından gerçekleştirilir. Biyolojik parçalanma, depo sahası içinde biyolojik olarak gerçekleşen, seri ve paralel yollarla atığın muhtelif nihai ürünlere dönüşümünü sağlayan kompleks bir prosestir.

Fiziko-kimyasal ve biyolojik parçalanma sonucunda oluşan nihai ürünler Şekil 1.2’de gösterilmektedir (McBean, vd., 1995).



Şekil 1.2 Katı atıkların parçalanması sonucu oluşan ürünler

Düzenli depo sahası, atıksu arıtma tesislerindeki anaerobik çürütücüye benzeyen bir biyokimyasal reaktördür. Elbette, depo sahası içeriğinin karışmasıyla ilgili olarak önemli potansiyel kısıtlamalar mevcuttur. Bunun sonucu olarak nem muhtevası ile atık yaşı ve bileşimi gibi bazı özellikler, depo sahasının farklı yerlerinde değişiklik gösterir ki bu da atıkların ayrışma derecesi ve hızı ile oluşan ara ve nihai ürünleri önemli derecede etkiler. Bu

nedenle, nem muhtevası, sızıntı suyu karakteristiği ve gazların atık içinde hareketi, mevcut durumdaki parçalanma durumu ve hızını anlamak açısından önem arz eder.

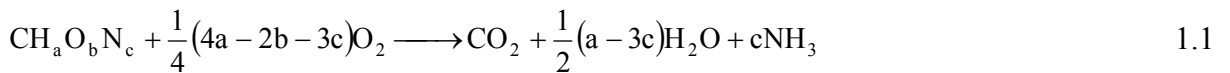
Biyolojik parçalanma, her biri kendi çevresel ve sübstrat gereksinimi olan ve kendi karakteristik ürünleri olan üç farklı aşamada tamamlanır: Aerobik parçalanma, asidik anaerobik parçalanma ve metanojenik anaerobik parçalanma fazları.

1.3.1. Aerobik Parçalanma Fazı

Aerobik prosesler oksijenin mevcudiyetinde gerçekleşir. Bu nedenle, aerobik parçalanma, atığın depo sahasına yerleştirildiği zaman, oksijenin atık içinde hala mevcut olduğu durumda gerçekleşir. Aerobik parçalanma, dolgu malzemesinin üstünde ve hemen altında gerçekleşmeye de devam edebilir. Ancak, atığın depo sahasına dökülmesi sırasında, atık içine sıkışan oksijenin ve dolgu maddesi ile örtü üzerinden oksijen transferinin kısıtlı olması nedeniyle aerobik parçalanma fazı, atığın biyolojik parçalanmasının sadece küçük bir kısmını teşkil etmektedir.

Parçalanmanın bu ilk aşaması süresince, aerobik mikroorganizmalar, organik maddeleri karbon dioksit, su, kısmen parçalanmış artık organikler ve hatırı sayılır miktarda ısıya dönüşümünden sorumlu olurlar. Aerobik parçalanma prosesi karakteristik olarak, takip eden anaerobik parçalanma proseslerine nispeten daha hızlı olur. Bu proseste, atığın oksijen ihtiyacı da yüksektir. Bu parçalanma prosesi genel olarak şu şekilde ifade edilebilir: Parçalanabilir atık + oksijen $\rightarrow$ CO₂ + H₂O + biyokütle + ısı + kısmen parçalanmış artıklar.

CH_aO_bN_c formunda genel bir bileşenin aerobik parçalanması şu şekilde gerçekleşir:



Aerobik mikroorganizmaların faaliyetlerinin sonucu olarak karbon dioksit seviyeleri %90'lara kadar çıkmakta, sıcaklık ise 70 °C'ye varmaktadır. Artan karbon dioksit seviyesi eşliğinde atıkta karbonik asit oluşumu gözlemlenir ki bu da sızıntı suyunda pH değerinin düşmesine neden olur:

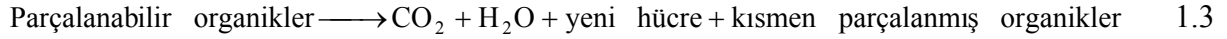


Bu parçalanma süresinde, genellikle akışa geçebilecek miktarda sızıntı suyu oluşmaz. Çünkü atık, bu aşamada henüz taşıma kapasitesine ulaşmamıştır. Bu ilk aşamada üretilen sızıntı suyu muhtemelen, atık içinde, yüksek derecede geçirgen tabakalar arasında oluşan kanallarla

taşınmaktadır. Bu sızıntı sularında gözlemlenen bileşenler tipik olarak partiküler maddeler, orijinal atıkta bulunan çözünebilir tuzlar ve az miktarlarda çözünebilir organik maddelerdir.

1.3.2. Asidik Anaerobik Parçalanma Fazı

Depolanan katı atıklar arasında sıkışan serbest oksijenin tükenmesiyle birlikte, fakültatif mikroorganizmalar ortama hâkim olur ve parçalanmanın ikinci aşaması başlar. Bu asit ya da asetojenik faz, yüksek konsantrasyonlarda organik asit, amonyak (NH_3), hidrojen (H^+) ve karbondioksit (CO_2) gibi karakteristik nihai ürünleri ile tanımlanır. Asit fermentasyonu, yüksek seviyede karbon dioksit (CO_2), kısmen parçalanmış organikler (özellikle organik asitler) ve biraz ısı enerjisi gibi karakteristik nihai ürünleri ile tanımlanır. Asidik anaerobik parçalanma fazında gerçekleşen reaksiyonlar aşağıdaki denklemle ifade edilebilir:



Yüksek kısmi basınçta karbon dioksit ve yüksek miktarda organik asit oluşumu, pH'nın 5,5–6,5 seviyelerine düşmesine; bu da diğer organikler ve inorganiklerin çözünmesine neden olur. Sonuçta, kimyasal açıdan agresif, spesifik iletkenliği yüksek bir sızıntı suyunun oluşumu söz konusudur.

1.3.3. Metanojenik Anaerobik Parçalanma Fazı

Depolanan katı atıkların biyolojik parçalanması devam ederken, serbest ve bağlı oksijen tükenir, redoks potansiyeli azalır ve anaerobik metanojenik bakterilerin baskın olduğu, parçalanmanın üçüncü aşaması başlar. Bu mikroorganizmalar karbon dioksit, metan (CH_4) ve su ile birlikte bir miktar ısı enerjisi üretirler. Karakteristik olarak bu mikroorganizmalar, nispeten yavaş çalışırlar. Ancak, depolanan atıkta kalan organikleri yıllar boyunca verimli olarak parçalarlar.

Metanojenik bakteriler asidik anaerobik parçalanma fazının ürünlerini besin olarak kullanır ve enerji eldesi sağlar:



Organik asitlerin tüketilmesi sonucu sızıntı suyunun pH'sı 7–8 seviyelerine çıkar. Sonuç olarak, sızıntı suyu kimyasal açıdan daha az agresif hale gelirken toplam organik içeriği de

azalmış olur. Bakteriler tarafından doğrudan kullanılamayan organik asitlerse bir ara kademe ile metana dönüştürülür. Uçucu yağ asitleri (VFA) metanojenik bakteriler için besin maddesi olarak rol oynarken yüksek konsantrasyonlarda metanojenik aktivitenin inhibisyonuna neden olur ve çok yüksek konsantrasyonlarda ise toksiktir.

Metanojenik anaerobik parçalanma fazında faaliyet gösteren metan bakterileri enerji eldesini iki reaksiyonla gerçekleştirirler: (1) karbon dioksitin, metan ve su oluşturmak üzere hidrojenle indirgenmesi ve (2) asetik asitin metan ve karbon dioksit dönüşmesi. Mikroorganizmalar bu reaksiyonlarla enerji eldesi sağlıyor olsalar da yeni hücre sentezi çok az olur (McCarty, 1963).

Anaerobik parçalanma sırasında azot (N_2) ve hidrojen sülfür (H_2S) gazları ile birlikte VOC oluşumu da muhtemeldir. Azot gazı, denitrifikasyon adı verilen mikrobiyal aktivite sonucunda oluşurken hidrojen sülfür sülfat-indirgeyen mikroorganizmaların faaliyetleri sonucu ortaya çıkar.

Hidrojen gazı, serbest oksijen tükendikten sonra oluşuyor olsa da metanojenik faz sırasında kullanılmaktadır. Toerien ve Hattingh (1969), metan üretimi reaksiyonlarının hidrojen üretimine nazaran çok daha hızlı gerçekleşmesi neticesinde depo gazında hidrojen olmayıp metan gazı olduğunu rapor etmişlerdir.

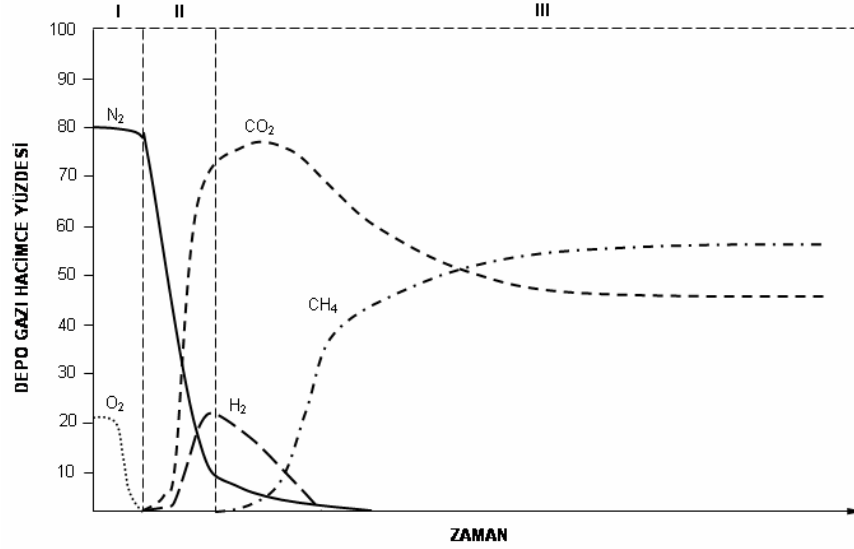
Metanojenik anaerobik parçalanma fazın başlaması, depolama işleminden itibaren 6 ay ile birkaç yıl arasında sürer. Bu süre, katı atıktaki nem muhtevasına bağlı olup, nem muhtevası yüksek olan atıklarda metanojenik anaerobik parçalanma fazının başlaması için daha kısa sürelerle ihtiyaç duyulur.

Metanojenik bakteriler için optimum pH aralığı 6,7–7,5 iken pH 5,0–9,0 aralığında da bir miktar metanojenik aktivite gözlemlenir. Mezofilik bakteriler için en uygun sıcaklık 30–35 °C iken termofilik bakteriler için bu sıcaklık 45 °C civarındadır. Hangi bakteri sınıfının (mezofilik ya da termofilik) baskın olacağını depo sahasındaki sıcaklık belirler. Birçok depo sahası mezofilik aralıkta çalışır. Sıcaklığın, 10–15 °C'nin altına düşmesi ile metanojenik aktivitede ciddi bir azalma görülür. Karbon/Azot oranı (C:N) için en uygun değer 16:1'dir.

1.4. Depo Gazı Özellikleri

Önceki bölümde anlatıldığı gibi, depo sahasında gerçekleşen olaylar, sızıntı suyu karakteristiğine benzer şekilde depo gazı karakteristiğini de etkiler. Depo gazı miktarları ve gaz debileri atık yoğunluğu, sızıntı suyu debisi, nem muhtevası, katı atık yaşı ve bileşimi gibi

birçok faktöre bağlı olarak değişir. Depo gazı oluşumunun zamana bağlı değişimi Şekil 1.3'te gösterilmekte ve ilerleyen paragraflarda açıklanmaktadır.



Şekil 1.3 Depo gazı üretiminin zamana bağlı değişimi (McBean vd., 1995)

1.4.1. Faz I: Aerobik

Katı atıkların depolanması sırasında boşluklarda sıkışan oksijen, aerobik faz boyunca kullanılır ve tüketilir. Atığın depolanmasından sonra oksijen transferi sınırlı olduğundan, bu aerobik faz, depolama işleminden sonra sadece birkaç gün içinde son bulur (eğer atığın nem muhtevası az ise biraz daha uzun sürebilir). Aerobik parçalanma sonucu ısı üretimi gerçekleşir ve atığın sıcaklığı, depolama sıcaklığının 10–20°C üzerine kadar çıkar. Eğer nem muhtevası yüksek ise bu sıcaklık artışı da o denli büyük olur.

1.4.2. Faz II: Anoksik

Daha önce de bahsedildiği gibi, ikinci faz süresince, asit fermentasyonu sebebiyle bir karbon dioksit patlaması olur. Bu aşamada bir miktar hidrojen gazı da üretilir. Depo sahasında bu fazın gerçekleştiğine dair göstergeler Ludwig (1967) tarafından bildirilmiştir. Ayrıca, Chian ve de Walle (1977), doygun şartlar altında, 11 günde hacimce %70'in üzerinde karbon dioksit üretimi gerçekleştiğini bulmuşlardır.

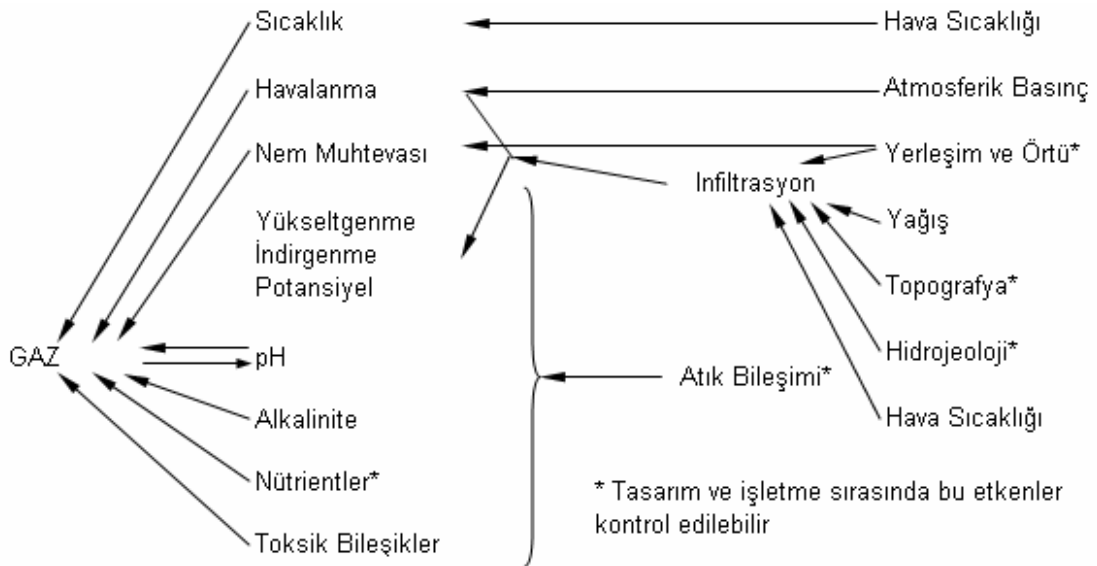
1.4.3. Faz III: Anaerobik

Bu fazda metan üretimi başlar. Üretilen metanın, hacimce %50'ye çıkması için gereken süre, nem muhtevasına bağlı olarak değişmekte olup, en az üç aydır. Bundan sonra, depo gazında metan konsantrasyonu %40–%70 arasında nispeten sabit kalır. Son olarak, depolanmış olan

organiklerin tükenmesi ile birlikte metan üretimi azalır. Ancak, biyolojik olarak parçalanması zor olan organiklerin zamanla parçalanması sonucu, metan üretimi onlarca yıl daha devam eder. Depolama işleminden sonra 30 yıldan daha fazla süre metan üretimi gerçekleşmesi de muhtemeldir. Ancak bu kadar uzun süreden sonra metan üretimi çok yavaş olur.

1.5. Depo Gazı Oluşumunu Etkileyen Faktörler

Depo gazı oluşum hızı birçok etkene bağlıdır. Parçalanma prosesi ve gaz oluşumunun 30 ile 100 yıla kadar devam etmesi beklenebilir, ancak bunlar çok daha kısa sürelerde daha yüksek seviyede olurlar. Birçok farklı parçalanabilir organik maddenin varlığı nedeniyle, depo sahasında, organiklerin parçalanmasını yeterli şekilde ifade edebilecek bir denklem ya da hız sabiti mevcut değildir. Ancak, depo gazı oluşumunu etkileyen bazı parametrelerin karakterini tanımlamak mümkündür. Bu parametrelerin, depo gazı oluşumunu nasıl etkiledikleri Şekil 1.4'te hiyerarşik bir düzende gösterilmiştir.



Şekil 1.4 Depo gazı oluşumunu etkileyen faktörler (McBean vd., 1995)

Depo sahası içindeki atıkların arasında hareket eden su, orijinal atıkta bulunan maddeleri çözülmüş faza taşır ve bu maddeler mikroorganizmalarla temas haline geçer. Bu nedenle, nem muhtevası, depo gazı oluşumu açısından önemli bir parametredir. Sıvı fazda bulunan nütrient içeriği en önemli ikinci parametredir çünkü bakteriyel popülasyon gaz oluşumu için gerekli olup, metabolik faaliyetlerinde nütrientlere ihtiyaç duyar. pH ve sıcaklık gibi çevresel faktörler de anaerobik ortamda bakterilerin aktivitesi üzerinde etkili olmaktadır. Gaz oluşum hızlarını etkilediğine inanılan başka iki parametre de partikül boyutu ve atığın yoğunluğudur.

1.5.1. Nem Muhtevası

Nem muhtevası, atığın parçalanması ve gaz oluşumu için en önemli parametre olarak bilinmektedir. Depo sahasında nem, gaz oluşumu için gerekli ortamı sağlar ve nütrient ile mikroorganizmaların taşınımına yardımcı bir ortam olarak görev yapar. Metanojenik bakterilerin ihtiyaç duyduğu nem seviyesi çok düşük olup en kuru depo sahalarında bile metan oluşumu gözlenmektedir. Nem muhtevası taşıma kapasitesine yaklaşıırken gaz oluşum hızı az miktarda artar. Bunun sebebi, nütrient, alkalinite, pH ve bakteri gibi etkin faktörlerin bu şartlarda kolayca taşınamıyor olmasıdır. Nem muhtevası taşıma kapasitesinin üzerine çıktığında ise su, depo sahası için mobil hale geçer ve bu şekilde nütrient ve diğer etkin parametrelerin taşınmasına yardımcı olur ki bu noktadan sonra gaz oluşum hızı da ihmal edilemeyecek kadar hızlı bir artış gösterir.

Katı atıklarda nem muhtevası, birim ağırlıktaki kuru ya da yaş maddede bulunan su ağırlığı olarak tanımlanır. Katı atık depo sahalarına ulaşan atıklardaki nem muhtevası %15 ile %20 seviyelerinden %30 ile %40 seviyelerine kadar değişmektedir (McBean vd., 1995). Emcon (1975) tarafından farklı karaktere sahip atıklarda rapor edilen nem muhtevaları Çizelge 1.5’de gösterilmektedir.

Çizelge 1.5 Farklı atıklarda nem muhtevası (Emcon, 1975)

Atık Bileşeni	Nem Muhtevası (kuru ağırlık yüzdesi), %			
	Numune 1	Numune 2	Numune 3	Numune 4
Yiyecek artığı	151	133	118	122
Bahçe atıkları	67	99	102	91
Kâğıt	29	28	38	36
Plastik vs.	21	20	15	20
Tekstil atığı	38	28	28	25
Tahta, odun, vs.	13	17	22	18
Metaller	6	7	4	4
Cam, seramik	1	1	0	1
Kül, toz, taş	10	26	15	13

Nem muhtevası, depo sahasının farklı bölgelerinde çok farklı değerler alabilmektedir. Yüzeydeki suyun örtü üzerinden depo sahasına infiltrasyonu, üst bölgelerden başlayarak depo sahasındaki nem muhtevasını oldukça artırabilmektedir. Sızıntı suyunun oluşarak aşağıdaki bölgelere doğru salınması için örtünün hemen altında bulunan atığın taşıma kapasitesine ulaşması gerekir. Ayrıca, yeraltı suları da, depo sahasının yan duvarlarından infiltre olmak suretiyle depo sahasının alt bölgelerindeki atığı doygun hale getirir. Bu doygun bölge, yeraltı

suyu seviyesine kadar çıkabilmektedir. Bazı depo sahalarında, sızıntı suyunun geri devri neticesinde de depo sahasındaki nem muhtevası artmaktadır.

1.5.2. Nütrient İçeriği

Bir depo sahasındaki bakteriler, büyüme için temel olarak karbon (C), hidrojen (H), oksijen (O), azot (N) ve fosfor (P) ihtiyaç duyarlar. Bunun yanında, küçük miktarlarda sodyum (Na), potasyum (K), kükürt (S), kalsiyum (Ca), magnezyum (Mg) ve bazı diğer iz metaller de gereksinim duyarlar (McBean vd., 1995). Bazı belirli nütrientler sadece yeterli miktarlarda değil, belirli oranlarda da bulunmak zorundadır. Kolayca parçalanabilen organik ve nütrientlerin fazlalığı yüksek gaz oluşum hızlarına sebep olurken, biyolojik olarak parçalanması zor olan organik ve nütrientlerin fazlalığı ise daha düşük gaz oluşum hızlarına sebep olmaktadır. Buna karşılık ağır metaller gibi çok sayıda toksik madde, bakteriyel büyümeyi olumsuz şekilde etkileyerek gaz oluşumunu yavaşlatmakta ya da durdurmaktadır.

1.5.3. Bakteri İçeriği

Aerobik parçalanma ve metan üretiminde rol oynayan bakteriler orijinal atıkta ve toprakta bulunmaktadır. Ancak, atığın bir başka kaynaktan alınan bakterilerle aşılması daha hızlı bakteriyel büyümeye ve daha hızlı gaz oluşumuna yardımcı olur. Çürütülmüş arıtma çamuru ve çürütücü çıkış suyu bu iş için kullanılabilir.

1.5.4. pH

Anaerobik parçalanma için optimum pH aralığı 6,5 ile 7,5 arasında ya da nötr pH değerine çok yakın bir değerde olmaktadır. Optimum pH aralığında metanojenler yüksek bir büyüme hızına sahip olmakta ve metan üretimi azami seviyeye ulaşmaktadır. Optimum pH aralığının dışında ise, 6'dan küçük ya da 8'den büyük pH değerlerinde metan üretimi ciddi şekilde azalmaktadır. Depo sahasındaki pH değeri sanayi atıklarının mevcudiyeti, alkalinite, yeraltı suyu infiltrasyonu ve organik asit üretim hızı ile metan üretim hızının bağlı oranlarına bağlıdır. Asit üretimi asit fermentasyonunun bir sonucu olup, metan üretimi neticesinde ortam pH'sı yükselmektedir.

1.5.5. Sıcaklık

Depo sahasındaki sıcaklık şartları, saha içinde baskın olan bakteri tipini ve gaz oluşum seviyesini belirler. Daha önce de bahsedildiği gibi, mezofilik bakteriler için optimum sıcaklık aralığı 30–35 °C iken termofilik bakteriler için bu aralık 45–65 °C arasındadır. Termofilik

bakteriler daha yüksek hızda metan üretiliyor olsalar da, depo sahalarının çoğu mezofilik aralıkta çalışmaktadır. Depolama işleminden sonra devam eden aerobik mikrobiyal faaliyetlerden ötürü depolamadan sonra 45 gün içerisinde sıcaklık azami seviyeye çıkar ve anaerobik şartların gelişmesiyle birlikte depo sahası sıcaklığı tekrar düşer. Hava sıcaklığının değişimi neticesinde, depo sahasının üst katmanlarındaki sıcaklık salınımları daha büyük olmaktadır. Üst katmanların sağladığı izolasyon etkisi nedeniyle orta ve alt katmanlardaki sıcaklık salınımları daha küçük olmaktadır.

Depo sahasındaki yüksek sıcaklıklar biyolojik aktivitenin bir sonucudur. Depo gazı sıcaklıkları için verilen tipik aralık 30–60 °C arasındadır (Emcon, 1981; Emcon, 1980). Depo sahası içindeki sıcaklığın 15 °C'nin altına inmesi ile birlikte metanojenik aktivite hemen hemen tamamıyla durur. Sıcaklık, aynı zamanda depo sahası içindeki maddelerin çözünürlüğünü de etkiler. Hartz vd. (1982), bir depo sahasındaki metan üretim hızını sıcaklığa bağlı bir fonksiyon olarak karakterize etmişlerdir.

1.5.6. Yükseltgenme-İndirgenme (Redoks) Potansiyeli

Depo sahası içindeki yükseltgenme-indirgenme (redoks) potansiyeli, mikrobiyal aktivite ve yağış ile difüzyon sayesinde oksijenin depo sahasına girişi ile kontrol edilir. Oksijen, metanojenik bakteriler için toksik olduğundan metan üretimi prosesi redoks potansiyelinin 330 mV'dan daha düşük olmasını gerektirir (Fungaroli ve Steiner, 1979).

1.5.7. Partikül Boyutu

Öğütülmüş atıkların küçük partikül boyutları depo gazı oluşumuna olumlu bir etki sağlar. Partikül boyutunun küçük olması ile birlikte, bakteriler ve gaz üretimini etkileyen nem ve nütrient gibi diğer parametreler için daha geniş bir temas yüzeyi oluşmaktadır.

1.6. İstanbul'da Katı Atıklar

İstanbul'da günde yaklaşık olarak 9.000 ton katı atık oluşmaktadır (Berkun, vd., 2005). Bu atıkların büyük bölümü; biri Anadolu yakasında Kömürcüoda'da ve diğeri Avrupa yakasında Kemerburgaz Odayeri'nde olmak üzere iki adet düzenli depolama sahasında depolanmakta, bir kısmı ise kompost ve geri kazanım tesisinde kompostlaştırılmaktadır. Bu depo sahaları ile kompost ve geri kazanım tesisi ve transfer istasyonları , Şekil 1.5'de verilen İstanbul haritası üzerinde şematik olarak gösterilmektedir. Daha önce de belirtildiği gibi, depolama sahası için yer sorunu halledilebildiğinde; düzenli depolama, katı atıkların bertarafında uygulanabilecek

en ucuz yöntem olarak görülmekte ve yukarıda ifade edildiği gibi, İstanbul'da evsel katı atıkların bertarafı neredeyse tamamen bu yöntemle gerçekleştirilmektedir.



Şekil 1.5 İstanbul'da kurulu bulunan transfer istasyonları, depo sahaları ile kompost ve geri kazanım tesisi

2. DEPO GAZLARI ve KOKU PROBLEMLERİ

2.1. Genel Bilgiler

Daha önce de belirtildiği gibi, katı atıkların kimyasal ve biyolojik muhtevası dikkate alındığında; oluşumlarından itibaren başlayan kimyasal-biyokimyasal değişim-dönüşüm reaksiyonlarına maruz kalmaktadırlar. İlk oluşum yeri olan kaynaktan (konutlar, işyerleri vs.) başlayan bu reaksiyonlar toplama-taşıma-depolama sürecinden sonra depolama sahasında da uzun süre devam etmektedir. Aslında toplama-taşıma-depolama süreci, depo sahasında bekleme süreci ile kıyaslandığında ihmal edilebilecek bir zaman dilimidir. Zira bahsedilen ilk süreç, kaynak ile depo sahası arasındaki mesafeye bağlı olarak birkaç gün olabilmesine karşılık depo sahasında kalma süreci ise teorik olarak sonsuzdur. Depo sahası kapasitesi dolduğunda sahanın üzeri kapatılarak başka sosyal maksatlar için yeniden düzenlenerek kullanılabilir.

Depolanan katı atıklar temel olarak evsel nitelikli olup muhteva olarak büyük oranda organik madde (gıda artıkları) içermektedirler. Kütlesel bazda düşünüldüğünde depolanan katı atıkların bu organik madde içeriği, biyolojik reaksiyonlar (mikroorganizma faaliyetleri) sonucu gaz fazında ürünler olan metan ve karbondioksit gazlarına dönüşmekte, biyolojik veya kimyasal olarak parçalanamayan kısım ise depo sahası içinde kararlı katı kütle olarak varlığını sürdürmektedir. Oluşan metan gazı faydalı bir enerji kaynağı olarak kullanılabilir. Depo sahası gazlarının tipik bileşimi Çizelge 2.1’de verilmektedir.

Çizelge 2.1 Depo gazları tipik bileşimi (Nyns ve Gendebien, 1993)

Bileşen	Kimyasal Formül	Hacimce Yüzde (%)
Metan (CH_4)	CH_4	45–55
Karbondioksit (CO_2)	CO_2	45–50
Karbon monoksit (CO)	CO	0,1
Su buharı (25 °C’de) (H_2O)	H_2O	3,0
Hidrojen (H_2)	H_2	0,1
Hidrojen sülfür (H_2S)	H_2S	0,01
İz bileşenler, Parafin hidrokarbon, Aromatik-siklik hidrokarbonlar ve Diğer uçucu organik bileşikler	-	<1

Basit iki bileşik olan metan ve karbondioksit gazlarını oluşturan bu biyokimyasal reaksiyonların mekanizmaları yaklaşık olarak bilinmektedir. Ancak, bunun yanında farklı

kimyasal-biyokimyasal reaksiyonlarla çok daha karmaşık yapılı, organik kökenli bileşiklerin oluşumu da söz konusudur. Bu organik bileşikler, yapıları itibarıyla normal şartlarda çoğunlukla sıvı olarak bulunabilmekle veya oluşabilmekle beraber kolaylıkla buharlaşabildikleri için rahatlıkla gaz fazına geçebilmektedirler. Bu şekilde metan ve karbondioksitle beraber bir gaz karışımı olarak düzenli depo sahası gaz bacalarından atmosfere atılmaktadırlar. Kolay buharlaşabilmeleri ve organik kökenli olmaları sebebiyle bu maddeler Uçucu Organik Bileşikler (VOC) olarak adlandırılmaktadırlar.

Diğer taraftan VOC'lerin yine önemli bir kısmı da sudaki çözünürlükleri veya sıvı kalma özellikleri ölçüsünde sızıntı suyuna geçebilmektedir. Literatürde bu konuda yapılan bilimsel çalışmalar incelendiğinde katı atık depo sahalarında oluşan VOC'lerin yüzlerle ifade edilen çeşidinin olduğu görülmektedir. Zou vd. (2003), katı atık depo sahalarından kaynaklanan VOC'lerin kış ve yaz mevsimlerinde 38 ile 60 arasında değiştiğini savunmuştur. Çizelge 2.2, katı atık depo sahalarından kaynaklanan VOC'lerin çeşitliliğini ve hangi fazda ne kadar konsantrasyonlarda bulunabildiğini ifade etmektedir.

Çizelge 2.2 Katı atık depo sahalarında karşılaşılan VOC türleri (Davoli, vd., 2003)

Bileşik	Tipik Konsantrasyon (ppb)			
	Taze atıklar	Yaşlı atıklar	Biyogaz	Sızıntı suyu
Diklorometan	0,12	0,14	0,11	0,07
1,2 dikloroetilen	0,04	0,07	0,06	0,03
Tetrakloroetilen	0,06	0,11	0,07	0,10
Asetikasitester	0,42	0,04	0,03	
Bütanoikasitester				
Asetikasıbtütilester	0,01			
Ftalikasitdietilester	0,20	0,07	0,07	0,01
1 metoksi 2 propanol				
6 pentadeken 1 ol	0,46	0,70	0,169	0,41
2 bütoksietanol		0,04		0,10
Asetikasit				
Bütanoikasit	0,03			
Hekzanoikasit				
2 bütanon				
2 pentanon				
2 metilbütanal				
Hekzanal		0,01	0,02	
Sikloheksanon				0,02
4 metilsikloheksanon		0,21	0,37	
Sinamikaldehit		0,12	0,06	0,08
2 metil 5 (1 metiletil) sikloheksanon		0,16	0,06	

Bileşik	Tipik Konsantrasyon (ppb)			
	Taze atıklar	Yaşlı atıklar	Biyogaz	Sızıntı suyu
5 metil 3 (1 metiletil) siklohekzanon		0,04		0,32
5 metil 2 (1 metiletil) siklohekzanon				0,10
2 metil 1,3 dioxolan	6,16	7,29	6,46	5,47
2 etilfuran			0,01	
Dietoksimetan			0,13	
3,4dihidropropan				0,05
Ftalikanhidrit		0,16		0,06
2 metil5(1metiletil) bisiklo (3,1,0) heksen				
Alfa pinen	0,82	0,51	0,48	0,15
Kamfen		0,04	0,09	
Beta felandren	0,89	0,16		
Beta pinen				
3 Karen				
Alfa terpinen	0,07			0,03
Limonen	13,44	0,09	0,00	0,01
Gama terpinen	0,13	0,06	0,03	3,05
Alfa terpinolen	0,19			
Terpen1,3,7,7trimetilbisiklo (4,1,0) hepten	0,03			0,29
Kamfor	0,20			
1 metil 4 (1 metiletil) 3 siklohekzen 1 olo	0,09			3,31
alfa terpineol				
İzobornil asetat				
6 izopropiliden 1metilbisiklo(3,1,0) hekzan				
4 metil 1 (metiletil) bisiklo (3,10) heksen		0,06		
Terpen 7	0,50	0,46	0,39	0,37
Toluen	1,06	1,28	0,79	1,62
Etil benzen	0,50	0,48	0,27	0,23
p Ksilen	0,74	0,40	0,47	0,41
o Ksilen	0,35	0,70	0,42	0,38
Propil benzen		0,06	0,06	0,05
(1 metiletil) benzen				0,04
1 etil 3 metil benzen				0,11
1 etil 2 metil benzen	0,04	0,14	0,52	0,43
1,3,5 trimetil benzen	0,22	0,19	0,13	0,19
1,2,4 trimetil benzen	0,07	0,16	0,24	0,13
1,2,3 trimetil benzen	0,36	0,41	0,50	0,73
(1 metilpropil) benzen		0,06		
(2 metilpropil) benzen		0,00		
1 metil 3 propil benzen			0,00	0,02
p Simen	1,02	1,30	6,36	2,89
1,3 dietilbenzen		0,05	0,01	
1,2,3,5 tetrametilbenzen	0,18			0,10
2,6 dimetilbenzaldehit			0,07	
3,5 dimetilbenzaldehit				0,10

Bileşik	Tipik Konsantrasyon (ppb)			
	Taze atıklar	Yaşlı atıklar	Biyogaz	Sızıntı suyu
1 metoksi 4 metil 2 (1 metiletil) benzen				
Bütan		0,26		0,10
1 etil 2 metil siklopropan	0,18	0,21		0,12
1,3,5 sikloheptatrien				
3 metil hekzan	0,29	0,28	0,41	0,03
2,4 dimetil hekzan			0,13	
2,3 dimetil siklohekzan		0,03		
2,4 dimetil heptan				0,04
1 bütıl 2 pentil siklopropan				
1,1,3,3 tetrametil siklopentan	0,03	0,04	0,06	0,36
7 metil 3,4 oktadien	0,75	1,24	0,72	0,14
Dekan	0,61	0,45	0,94	
1 metil 1,4 (1 metiletil) siklohekzan	0,02	0,02	0,03	
Undeken		0,03	0,04	
2,3,6 trimetiloktan	0,17	0,14	0,19	
2,3 dimetilnonan		0,03		
1 metil 2 pentil siklohekzan	0,04	0,11		0,03
4,7 dimetilundeken	1,98	0,55	0,37	0,80
4,5 dipropiloktan		0,04	0,10	
Hidrokarbon 1	0,01		0,17	
Pentadekan		0,27		
2,6,10 trimetildodekan	0,42		0,09	0,03
2,2,3,4 tetrametildodekan	0,09	0,04		
Hidrokarbon 2		0,13		
Hidrokarbon 3	0,46			

Oluşum miktarları (hacimsel miktarları) açısından bakıldığında; VOC'ler, düzenli depo sahalarında oluşan toplam gazda ppb seviyelerinde olmalarına karşın etkileri açısından ihmal edilemeyecek öneme sahiptirler. En belirgin özellikleri türlerine bağlı olarak her bir VOC'nin (veya organik sınıflandırma dikkate alındığında VOC grubunun) karakteristik bir kokuya sahip olmalarıdır. Düzenli depo sahalarında hissedilen karakteristik kötü kokunun kaynağı bu VOC'lerdir. Birçok araştırmacı, VOC'lerin en göze çarpan özelliklerinin keskin karakteristik kokuları olduğunu açıkça ortaya koymuşlardır (Sarkar vd., 2003; Hurst vd., 2005). Oluşum yüzdeleri metan ve karbondioksit ile kıyasla oldukça düşük olmasına rağmen bu koku problemi düzenli veya vahşi depo sahalarında kendisini her zaman hissettirmektedir. Hatta katı atıkların (evsel çöplerin) çok çabuk bozunmaya başlamaları sebebiyle bu koku problemi, çöplerin toplanmasından başlayıp, aktarma istasyonlarında ve transfer araçlarıyla depo sahasına gelinceye kadar da varlığını ortaya koymaktadır. VOC'lerin bu şekilde atmosfere salınması sadece hava kalitesini düşürmekle kalmayıp halk sağlığı ve refahını da tehdit etmektedir

(Sironi vd., 2005; Dincer vd., 2006). Çizelge 2.3 depo sahalarında da görülen bazı VOC tür ve gruplarının karakteristik kokularını ifade etmektedir.

Çizelge 2.3 Karakteristik koku tanımlamaları (Gostelow, vd., 2001)

Sınıf	Bileşik	Formül	Karakter
Sülfürlü	Hidrojen Sülfür	H ₂ S	Bozuk yumurta
	Dimetil Sülfür	(CH ₃) ₂ S	Çürük sebzeler, sarımsak
	Dietil Sülfür	(C ₂ H ₅) ₂ S	Tiksindirici, eter
	Difenil Sülfür	(C ₆ H ₅) ₂ S	Hoş değil, yanmış kauçuk
	Dialil Sülfür	(CH ₂ CHCH ₂) ₂ S	Sarımsak
	Karbon Disülfür	CS ₂	Çürük sebzeler
	Dimetil Disülfür	(CH ₃) ₂ S ₂	Pütrifikasyon
	Metilmerkaptan	CH ₃ SH	Çürük lahana, sarımsak
	Etilmerkaptan	C ₂ H ₅ SH	Çürük lahana
	Propilmerkaptan	C ₃ H ₇ SH	Hoş değil
	Bütilmerkaptan	C ₄ H ₉ SH	Hoş değil
	tBütilmerkaptan	(CH ₃) ₃ CSH	Hoş değil
	Alilmerkaptan	CH ₂ CHCH ₂ SH	Sarımsak
	Krotilmerkaptan	CH ₃ CHCHCH ₂ SH	Ekşi bir koku, kokarca
	Benzilmerkaptan	C ₆ H ₅ CH ₂ SH	Hoş değil
	Thiokresol	CH ₃ C ₆ H ₄ SH	Ekşi bir koku, kokarca
	Tiofenol	C ₆ H ₅ SH	Çürük kokusu, tiksindirici
	Sülfür dioksit	SO ₂	Keskin, sert kokulu
	Amonyak	NH ₃	Keskin ve acı kokulu
Azotlu	Metilamine	CH ₃ NH ₂	Balıksı
	Dimetilamine	(CH ₃) ₂ NH	Balıksı
	Trimetilamine	(CH ₃) ₃ N	Balıksı ve amonyaksı
	Etilamine	C ₂ H ₅ NH ₂	Amonyaksı
	Dietilamine	(C ₂ H ₅) ₂ NH ₂	
	Trietilamine	(C ₂ H ₅) ₃ N	
	Diaminler	NH ₂ (CH ₂) ₅ NH ₂	Bozuk et
	Pridin	C ₆ H ₅ N	İğrenç, irite edici
	İndol	C ₈ H ₇ NH	Tiksindirici
	Skatol	C ₉ H ₇ NH	Tiksindirici
Asitler	Asetik (etanoic)	CH ₃ COOH	Sirke
	Bütrik (bütanoik)	C ₃ H ₇ COOH	Ekşi, tatlı
	Valerik (pentanoik)	C ₄ H ₉ COOH	Tatlı
Aldehitler ve ketonlar	Formaldehit	HCHO	Yakıcı, öldürücü
	Asetaldehit	CH ₃ CHO	Meyve, elma
	Bütiraldehit	C ₃ H ₇ CHO	Acı, tatlı
	İzobütiraldehit	(CH ₃) ₂ CHCHO	Meyve
	İzovaleraldehit	(CH ₃) ₂ CHCH ₂ CHO	Meyve, elma
	Aseton	CH ₃ COCH ₃	Meyve, tatlı
	Bütanon	C ₂ H ₅ COCH ₃	Yeşil elma

Diğer önemli etkileri ise doğrudan sağlık etkileridir ki, Hava Kalitesi Yönetmeliklerinde özellikle VOC'ler için belirlenen standartlar diğer konvansiyonel kirleticilere (azot oksitleri, kükürt oksitleri, parçacık madde vs.) kıyasla oldukça sıkı tutulmaktadır. Leong vd. (2003), bazı VOC türlerinin toksik ya da kanserojen olduklarını belirtmiştir. Hatta VOC'ler tehlikeleri ölçeklerinde sınıflandırılarak daha tehlikeli olanlar için daha sıkı konsantrasyon ölçütleri getirilmiştir. Bu sınıflandırma içerisinde özel olarak kanserojen olanların daha farklı limitlerde denetlendiği de görülmektedir. Bu da VOC emisyonlarının konvansiyonel kirleticilere kıyasla daha sıkı ölçütlerle kontrol edilmesi gerekliliğini ortaya koymaktadır.

Depo sahalarından kaynaklanan VOC'lerin kısa vadede (anında) hissedilebilen en önemli etkileri yukarıda da ifade edildiği gibi karakteristik kötü kokularıdır. Oluşan çeşitlilik içerisinde bazı VOC'ler çok keskin ve rahatsız edici kokuya sahip olmakta; bir kısmı ise nispeten hafif ve koklama duyusunun dayanılabileceği koku özellikleri göstermektedir. Ancak oluşan tüm VOC'ler toplam bir karışım halinde atmosfere yayıldığı için keskin kokulu VOC'ler koku bakımından baskın olmakta ve depo gazının karakteristik kötü kokusunu meydana getirmektedirler.

Koku özelliği olan VOC'lerin insanlar tarafından algılanabilmesi, toplam depo gazı içerisindeki konsantrasyonlarına bağlı olduğu gibi daha da baskın olarak VOC'nin kokusunun karakteristik özelliğine (burun tarafından algılanması ve keskinliğine) bağlıdır. Bu sebeple, koku veren VOC'ler için koku eşik değeri (veya koku eşik konsantrasyonu, KEK) olarak adlandırılan konsantrasyon ölçütü kullanılmaktadır. KEK değeri; koku özelliği olan herhangi bir VOC'nin burun tarafından kokusunun algılanabildiği veya hissedilebildiği minimum konsantrasyon olarak tanımlanmaktadır. Koku özelliği olan herhangi bir VOC'nin havadaki konsantrasyonu bu VOC'nin KEK değerinden büyükse, bu VOC koklama ile algılanabilir; KEK değerinden küçükse, koklama ile algılanamaz veya hissedilemez. Daha basit ifadeyle bu VOC kokar veya kokmaz.

KEK, koku veren her VOC için farklıdır. Bir VOC'nin KEK değerinin tespiti ise ancak bizzat insanın koklamasıyla tespit edilebilmektedir. Yani bilinen bir cihaz ile KEK değerinin tespiti mümkün değildir. Bilinen cihazlarla (genellikle Gaz Kromatografisi cihazı ile) tespit edilen ise, VOC'nin havadaki veya gaz karışımındaki mevcut konsantrasyonu olup; yukarıda ifade edildiği gibi bu konsantrasyon değerinin insan tarafından algılanabilmesi (veya algılanamaması) olayı ise tamamen kokuyu hisseden kişinin fizyolojik özelliklerine bağlıdır. Koklama ile KEK değerinin tespiti yöntemi olfaktometrik koku tayin yöntemi olarak bilinmektedir (Berglund vd., 1986).

Kokular hakkında tam olarak anlaşılması gereken önemli bir nokta, koku konsantrasyonu ile koku şiddeti arasındaki farktır. Koku konsantrasyonu, bir kokunun ortamda hangi miktar ya da miktarlarda var olduğunun bir ölçütü iken, koku şiddeti ise bu kokunun, kokuyu algılayan kişiyi ne kadar rahatsız ettiği ile ilgili bir ölçüttür (ASTM, 1991). Bu çalışmada koku şiddeti değil, koku konsantrasyonları modellenmiştir. Ancak birçok araştırmacı, koku konsantrasyonu ile koku şiddeti arasında bir ilişki geliştirmek için çalışmışlardır (Sarkar vd. 2002; Sarkar vd., 2003).

Olfaktometrik yöntemle koku tayininde; sağlam ve sağlıklı kişilerden oluşan koklama takımı (panelistler) koku veren VOC'yi belirli bir konsantrasyon değerinden başlayarak koklar. VOC'nin konsantrasyonu koku vermeyinceye kadar (kokmayıncaya kadar) temiz hava ile seyreltilerek panelistlere koklatılır. Kokunun hissedilmediği konsantrasyon, test edilen VOC için koku eşik konsantrasyonu olarak kaydedilir. Olfaktometrik yöntemde elde edilen sonuçların güvenilirliği, yukarıda ifade edildiği üzere, tamamen koklama işini yapan kişilerin koku alma duyularının hassasiyetine ve diğer fizyolojik özelliklerine bağlı olduğu için panelistlerin seçimi son derece önemlidir.

Literatürde koku veren VOC'ler için koku eşik değerleri ile ilgili çeşitli çalışmalar mevcuttur. Ancak bu çalışmalar, katı atık depo sahalarından kaynaklanan VOC'lerin tamamını kapsamamaktadır. Literatürdeki çalışmalar bazı spesifik VOC türleri için yapılmış çalışmalar olmakla beraber yine de koku eşik değeri literatürde bulunan depo sahası VOC'leri için yapılacak çalışmalar önemli fikirler verecek niteliktedir.

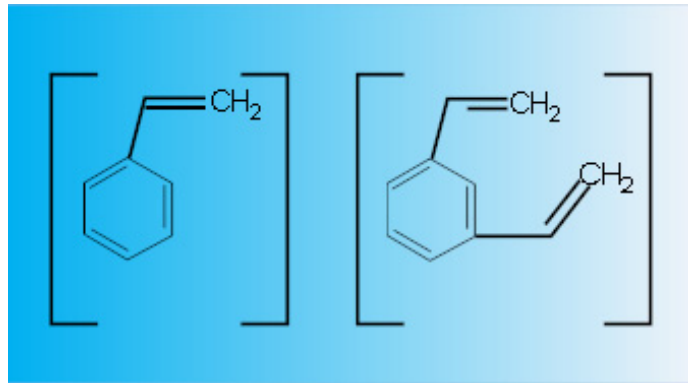
2.2. Koku Örneklemesi ve Analizi

Koku, hava kirleticileri arasında en çok hissedilenidir. Zira insan duyuları ile kolayca algılanabilmekte ve rahatsız edici olmaktadır. Koku, kimyasal türlerin (kokulu bileşikler) koku alma organ ve bileşenleri ile etkileşimi; burnun üst bölümlerine çıkması ve sinirler yoluyla alınan duyunun beyine iletilmesi sonucu oluşan histir (Calvert ve Englund, 1984). Ancak, burundaki koku bölgesi ile reaksiyon veren her kimyasal kokuya sahip değildir. Düşük uçucu özelliğe sahip bazı kimyasallar çok güçlü kokuya sahip olsalar da kokuya neden olan kimyasallar genellikle uçucu ve az da olsa polar olurlar. Bu noktada, kimyasal yapısı bilinen bir kimyasalın kokusunu tahmin edebilmek imkânsızdır.

Bir koku, bir ya da daha fazla kimyasal türün etkileşiminde kaynaklanabilmektedir. Genel olarak koku, birçok kimyasal türün etkileşiminden kaynaklanmaktadır.

Kokuya sahip ya da neden olan kimyasallar kokulu bileşikler olarak tanımlanmaktadır. Koku hissi, koku konsantrasyonuna bağlıdır.

Sanayi bacaları ve havalandırma bacaları gibi nokta kaynaklı kokuların örneklenmesinde en çok kullanılan metot “kromosorp 102 (chromosorb 102)” metodudur. Bu metotla, ıslak arıtıcı, ön çöktürme tankı egzozları, havalandırılmalı kum tutucu egzozları, arıtma çamuru ve katı atık yakma tesisi egzozları, oto boyama sanayi egzozları, tuğla fabrikası egzozları ve özellikle depo sahası tahliye bacaları egzozlarından koku numuneleri almak mümkündür. Bu metotta, iki benzen halkasından oluşan, yıkanmış, 10 g kromosorp 102 reçinesi 1 x 6 in. boyutunda paslanmaz çelik numune kabına konulur. Örnekleme mekanizması paslanmaz çelik prob, yoğunlaşmayı engellemek için ısıtıcı, koku sorbent kabı, metal başlıklı pompa ve numune miktarını belirlemek amacıyla bir debimetreden oluşur. Numune alınacak bacadan, depo gazı çekilerek kromosorp 102 tarafından adsorbe edilir. Kromosorp 102’nin adsorpsiyon özellikleri ve bu sorbentle ilgili yapılan bir çalışma Gvosdovich vd. (1969) tarafından özetlenmiştir. Kromosorp 102 reçinesinin yapısı Şekil 2.1’de gösterilmektedir.

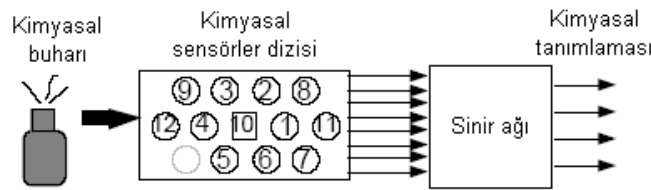


Şekil 2.1 Kromosorp 102 reçinesi

Koku tayini ise, daha önce de belirtildiği gibi olfaktometrik yöntemle yapılır. Bu yöntemde, dört eğitimli panelist, dinamik havalandırılmalı bir odaya konulur. Tutulan koku, farklı konsantrasyonlarda odaya verilir. On iki farklı seyreltme oranı kullanılabilir. Her bir seyreltme oranında koku, 15 saniye boyunca odaya verilir. Panelistlerin odada 1–2 dakika geçirmesi beklenir ve daha sonra, kokuyu hissedip hissetmedikleri sorulur. Ayrıca panelistler kokunun kalitesi ve şiddeti hakkında da bilgi verirler. Kokuya neden olan kimyasalın, kokunun hissedildiği seyreltme oranındaki konsantrasyonu, o kimyasalın koku eşik değeri olarak atanır.

2.3. Elektronik Burun (Enose)

Elektronik burun (Electronic Nose), bir koku ve çeşitli gazların tespitinde kullanılan bir cihazdır. Bunlar, ortamda mevcut bir kokuyu ya da tehlikeli bir kimyasalı, zararlı seviyeye gelmeden önce tespit edip uyarı mesajı verirler. Elektronik burunlar genel olarak iki kısımdan oluşur: bir kimyasal sensörü ve bir algılama algoritması (yapay sinir ağı) (Keller vd., 1995). Bir elektronik burunda, kimyasal sensörleri, tanımlanan kokuları algılayıp elektrik sinyallerine dönüştürür. Yapay sinir ağı ise bu elektrik sinyallerine göre nasıl bir tepki verilmesi gerektiğine karar verir. Şekil 2.2’de bir elektronik burun için şematik akış diyagramı gösterilmektedir.



Şekil 2.2 Bir elektronik burun şematik diyagramı (Keller vd., 1995)

2.4. Tipik Depo Gazı Bileşenleri ve Koku Eşik Değerleri

Bitki ya da hayvan olsun yaşayan bütün sistemler hemen hemen sürekli olarak kokulu bileşikler yayarlar. Bu şekilde atmosfer, çok küçük konsantrasyonlarda mevcut olan bu kokulu bileşiklerden oluşan bir çorba halini alır. Birçok hayvan türü bazı türleri kokusuyla tanır. Bunun yanında, bazı bitkilerin kokuları da haşereleri kendine çeker. Zaten parfüm sanayileri de üretime bitki özlerini kullanarak başlamışlardır.

Bir depo sahasında bertaraf edilmiş olan organik atıklar, bitki ya da hayvan özlü bazı maddelerden türetildikleri için kokulu bileşikler içermeleri normal olup, bu kokulu bileşiklerle birlikte parçalanma sırasında oluşan başka kokulu bileşikler de depo gazlarına karışmakta ve atmosfere salınmaktadır. Anaerobik parçalanma sonucu ortaya çıkan kokulu bileşikler arasında hidrojen sülfür (H_2S), uçucu organik asitler, merkaptanlar ve metil sülfürler sayılabilir (Haug, 1993). Bir depo gazında görülebilecek bazı gruplar ilerleyen paragraflarda özetlenmektedir.

2.4.1. Yağ Asitleri

Yağ asitleri uzun zincirli, tek karbonlu asitlerdir. Doğada, genellikle yağların yapısında bulunurlar. Daha uzun zincirli asitler ise moleküler ağırlığı daha küçük olan asetik asit,

propiyonik asit ve bütirik asit gibi uçucu asitlere parçalanabilirler. Mesela, vinegar olarak bilinen asetik asitin net ve tanınması kolay bir kokusu vardır.

2.4.2. Aminler

Aminler, amonyağın (NH_3) alkil türevleri olup proteinler ve amino asitlerin anaerobik parçalanması sırasında açığa çıkarlar. Aminler özellikle balık ve şeker pancarı sanayi olmak üzere bazı sanayi atıklarında bol miktarda bulur. Metilamin, etilamin, dimetilamin ve trietilamin en önemli kokulu amin bileşiklerinden olup balıksı kokular olarak tanımlanırlar. (Haug, 1993).

2.4.3. Aromatikler ve Halkalı Bileşikler

Aromatik organiklerin tamamı benzen halkasına sahip olup bir ya da daha çok farklı halkalı gruplar da ihtiva edebilirler. Aromatik bileşikler ahşap türlerin çoğunun kokusuna temel teşkil ederler. Depo sahalarında, ligninin aerobik parçalanması sırasında aromatikler ortaya çıkabilir. Indol ve skatol heterosiklik bileşiklere birer örnektir. Bu bileşiklerin ikisi de çok kötü kokulu olup proteinlerin anaerobik parçalanması sonucu açığa çıkarlar.

2.4.4. İnorganik Sülfür

Hidrojen sülfür (H_2S) hemen herkes tarafından tanınan inorganik sülfürlü bileşiktir. Bozuk yumurta kokusu çok düşük konsantrasyonlarda bile hissedilebilir. Depo sahalarında oluşumu iki temel yolla gerçekleşir. Proteinler ve diğer sülfürlü organiklerin anaerobik ortamda parçalanmasından ve anoksik ortamda organiklerin sülfat kullanılarak parçalanmasından kaynaklanır.

2.4.5. Organik Sülfür

Organik sülfüre en önemli örneği merkaptanlar teşkil eder. Merkaptanlar, tek sülfürlü alkoller olup R-SH genel formülüne sahiptir. Ayırt edici özellikleri, çok keskin ve şiddetli kokularıdır. Koku şiddetleri, moleküler ağırlıklarının büyümesiyle azalır. Mesela, kokarcaların kötü kokusunun en önemli nedeni bütıl merkaptandır. R-S-R genel formülüne sahip alkil sülfürler karşılık gelen eterlerin tek sülfürlü türevleri olarak bilinirler. Bu türler soğan ve sarımsağa kokusunu verirler. Merkaptanlar, sülfürlü amino asitlerin hem aerobik hem de anaerobik parçalanması sonucu oluşurlar. Ancak üretim hızı anaerobik parçalanmada daha yüksektir.

2.4.6. Terpenler

Terpenler, bir ya da daha çok karbon halkası içeren sikloalkan türevleri olup doğal olarak bulunan organik bileşiklerdendir. Terpenler, bitkilerin yapısında bolca bulunan ve bitkilerin güzel kokusuna neden olan en önemli bileşiklerdir. Çam ağaçları, her metrekare yaprak başına 2760 µg α-pinen yayarlar (Verschuere, 1983). Depo sahalarında terpenler, bitki özlü atıkların parçalanması sonucu ortaya çıkabilir. Atmosferde terpenler 0–500 ppb değişen konsantrasyonlarda bulunabilir. Terpenlerin koku eşik değerleri yaklaşık olarak 6 ppb seviyesindedir (Haug, 1993).

2.4.7. Diğer Kokulu Bileşikler

Aslında, depo sahalarından kaynaklanan kokulu bileşiklerin sayısı çok daha fazla olabilmektedir. Aldehitler, alkoller, ketonlar, aklenler, esterler, akrilatlar, bütiratlar ve daha birçoğu depo gazı ile birlikte atmosfere atılabilirler.

2.4.8. Tipik Depo Gazı Bileşenleri

Depo gazlarındaki VOC'leri de içeren tipik bileşenlerin konsantrasyonları, US EPA tarafından hazırlanan AP-42 Emisyon Faktörleri listesinde sunulmaktadır (US EPA, 1998). Tipik konsantrasyonları bilinen 44 adet depo gazı bileşeni mevcut olup bunlar Çizelge 2.4'te gösterilmektedir.

2.5. Koku İndeksi

Depo sahalarından ve benzer tesislerden kaynaklanan kokulu bileşiklerin düşük konsantrasyonları nedeniyle bir koku indeksi (Odor Index, OI) tanımlaması yapılmıştır. Hellman ve Small (1973) ile daha sonraları Verschueren (1983), tipik bir kokulu bileşiğin sebep olabileceği koku problemi potansiyelinin tayini amacıyla koku indeksi kavramını ortaya atmışlardır. Atmosferde koku problemi ile karşılaşıldığında, bu kokuya neden olan bir kokulu bileşik mevcut olduğu kesindir. Ayrıca bu bileşiğin de bir buhar basıncı mevcuttur. Buhar basınç ne kadar büyükse söz konusu kokulu bileşiğin atmosferde o kadar çok molekülü bulunur. Atmosferde mevcut bulunan söz konusu kokulu bileşiğe karşı insanın tepkisi, o bileşiğe karşı hassasiyeti derecesinde olur. Koku indeksi şu şekilde tanımlanır:

$$OI = \frac{P}{ORT}$$

2.1

Burada, OI, koku indeksi (birimsiz); P, kokulu bileşiğin buhar basıncı (ppm cinsinden de yazılabilir); ORT ise koku algılama limitidir (odor recognition threshold, ppm).

Çizelge 2.4 Tipik depo gazı bileşenleri ve KEK değerleri (Nagata, 1998; US EPA, 1998)

Depo Gazı Bileşeni	Tipik Konsantras-yon, ppmv	KEK Değeri, ppmv	Depo Gazı Bileşeni	Tipik Konsantras-yon, ppmv	KEK Değeri, ppmv
Akrilonitril	6,33	8,8	Karbon disülfür	0,58	0,21
Aseton	7,01	42	Karbon monoksit	141	–
Bromodiklorometan	3,13	–	Karbon tetraklorür	0,004	4,6
Bütan	5,03	1200	Karbonil sülfür	0,49	0,055
Diklorobenzen	0,21	–	Klorobenzen	0,25	–
Diklorodiflorometan	15,7	–	Klorodiflorometan	1,3	–
Dikloroeten	2,84	–	Kloroform	0,03	3,8
Dikloroflorometan	2,62	–	Klorometan	1,21	–
Diklorometan	14,3	160	Ksilenler	12,1	0,041
Dimetil sülfür	7,82	0,003	Metil etil keton	7,09	0,44
Etan	889	–	Metil izobütil keton	1,87	0,17
Etanol	27,2	0,52	Metil merkaptan	2,49	0,00007
Etil benzen	4,61	0,17	Metilkloroform	0,48	–
Etil klorür	1,25	–	Pentan	3,29	1,4
Etil merkaptan	2,28	0,00001	Perkloroetilen	3,73	0,77
Etilen dibromür	0,001	–	Propan	11,1	1200
Etilen diklorür	0,41	–	Propilen diklorür	0,18	–
Etiliden diklorür	2,35	–	Tetrakloro etan	1,11	–
Florotriklorometan	0,76	–	Toplam Civa	$2,92 \cdot 10^{-4}$	–
Hegzan	6,57	1,5	Trikloroetilen	2,82	3,9
Hidrojen sülfür	35,5	0,3	Vinil klorür	7,34	–
İzopropanol	50,1	0,094	Viniliden klorür	0,2	–

2.6. Koku Birimi

Bir kokulu madde standart koşullardaki 1 m³ nötral hava içine buharlaştırılarak karıştırıldığında panelin (4 panelist ve bir liderden oluşan koklama takımı) algılama eşiğindeki fizyolojik tepkisinin, aynı koşullarda bir birimlik Avrupa Referans Koku Kütlesinin (EROM) yine 1 m³ nötral hava içine buharlaştırılarak karıştırıldığında hasil olan tepkiye eşit olması halindeki kokulu madde miktarı “1 koku birimini” (kb) ifade eder.

Avrupa referans koku kütlesi (EROM-European Reference Odour Mass) ise bir Avrupa Koku Birimi (EOU)-KB için referans olarak alınan sertifikalandırılmış maddenin tanımlanmış bir kütlesidir (Bir EROM için referans olarak alınan madde 123 mikrogram n-butanol (CAS-Nr.71-36-3). Bu madde standart koşullardaki 1 m³ nötral hava içine buharlaştırıldığında meydana gelen konsantrasyondur (0,040 mikromol/mol olur.).

Bu tanımı çok daha basite indirgemek gerekirse; koku eşiğine kadar seyreltilen kokulu numunenin seyreltme oranı ya da koku eşiğindeki koku konsantrasyonu 1 OU/m³ olarak tanımlanır.

3. KOKU MODELLEMESİ

Koku emisyonlarının çevresel etkisini belirlemek amacıyla yapılacak modelleme çalışmalarına üç temel yaklaşım vardır (Haug, 1993). İlk yaklaşım, koku emisyonlarının koku birimi olarak belirlenmesini gerektirir. Bundan sonra kokuların emisyon hızları, nokta kaynaklar için L^3/T , alan kaynaklar için ise $L^3/L^2.T$ boyutunda tanımlanır. Modelleme sonucunda elde edilen konsantrasyonlar, birim hacimdeki koku birimi (ou/L^3) boyutunda ifade edilebilir.

Bütanol koku şiddeti, koku için kabul edilebilir bir referans kriter olarak belirlenebilir. İkinci yaklaşım, koku emisyonlarının eşdeğer bütanol (ya da farklı bir referans) emisyonu cinsinden ifade edilmesini gerektirir. Birimler genellikle, nokta kaynaklar için M/T bütanol eşdeğeri, alan kaynaklar için ise $M/L^2.T$ bütanol eşdeğeri boyutunda ifade edilir. Modelleme sonucu elde edilen atmosferik konsantrasyonlar ise ppm ya da M/L^3 bütanol eşdeğeri boyutunda olmaktadır.

Üçüncü ve son yaklaşım ise hava kalitesine etkisi belirlenecek olan söz konusu kokulu bileşiğin, depo gazında, M/T boyutundaki gerçek kütleli emisyon hızının belirlenmesini gerektirir. Modelleme sonucu elde edilen atmosferik konsantrasyonlar, M/L^3 boyutunda gerçek kütleli konsantrasyon olarak ifade edilir ve bu konsantrasyonlar, daha önceden bilinen kütleli koku eşik konsantrasyonları ile kıyaslanır.

Her bir yaklaşımı destekleyen birçok araştırmacı mevcuttur. Her bir yaklaşımın kendine özgü, karşı karşıya kalınan duruma bağlı avantaj ve dezavantajları da mevcuttur. Konu ile ilgili küçük teorik kısıtlamalar, birçok çalışmada olduğu gibi bazı temel varsayımlarla aşılabılır ya da koku biliminin kesinlik ifade etmeyişi ile dengelenebilir.

Yukarıda bahsedilen modelleme yaklaşımlarının hepsinde de atmosferik dispersiyon, Gauss Dispersiyon Modeli ile tahmin edilebilmektedir. Ancak Gauss Dispersiyon Modeli'ni kullanmak için öncelikle, kaynak bilgilerine, alıcı ortam bilgilerine ve meteorolojik verilere ihtiyaç duyulmaktadır.

3.1. Emisyon Kaynağı

Gauss Dispersiyon Modeli (GDM) kullanılarak, nokta kaynaklardan atmosfere atılan kirleticilerin atmosferde üç boyuttaki dispersiyonunu ve istenilen herhangi bir noktadaki konsantrasyonunu hesaplamak mümkündür. Ancak Gauss Dispersiyon Modeli, matematiksel bir model olup, sadece nokta kaynaklı emisyonların dispersiyon modellemesinde

kullanılabilmekte, alan ve hat kaynaklı emisyonların modellenmesinde kullanılması hatalı sonuçlara yol açmaktadır.

Bir nokta kaynaktan atmosfere atılan bir hava kirleticisinin alıcı ortamdaki atmosferik dispersiyonunun, Gauss Dispersiyon Modeli ile modellenebilmesi için belli başlı bazı kaynak verilerine ihtiyaç duyulmaktadır. Bu verilerin şüphesiz en önemli olanı kirleticinin M/T boyutundaki kütleli emisyon hızıdır. Buna ek olarak, kirleticinin birlikte atmosfere atıldığı atık gazın sıcaklığı (K), gazın bacadan çıkış hızı (L/T), bacanın fiziki yüksekliği (L) ve bazı durumlar için bacanın çıkış noktasındaki iç çapı (L) da bilinmelidir.

3.2. Alıcı Ortam

Gauss Dispersiyon denkleminin çıkarımında yapılan bazı varsayımlar nedeniyle, genel GDM, sadece düz alanlarda gerçekleşen atmosferik dispersiyonu modelleyebilmektedir. Ne var ki, gerçek şartlara bakıldığında, atmosferik dispersiyonun gerçekleştiği alan düz olmayabilir. Zaten durum çoğunlukla böyle olmaktadır. Model alanı, eğimli bir arazi, bir orman, bir sanayi tesisi ya da yüksek binaların bulunduğu bir yerleşim merkezi olabilir. Bu durumda genel GDM, gerçek değerlerden uzaklaşmakta olup, yine de gerçeğe yakın sonuçlar elde etmek amacıyla genel GDM'ne bazı modifikasyonlar yapmak gerekmektedir. Bu modifikasyonları da içeren birçok bilgisayar programı da hali hazırda mevcuttur.

Atmosferik dispersiyonu etkileyen en önemli alıcı ortam özelliği şüphesiz dispersiyon alanı içindeki yüksek binalardır. Rüzgârın estiği yönde bulunan bir binanın arkasında küçük bir yerel alçak basınç alanı oluşmaktadır. Bu alçak basınç alanının etkisiyle binanın yanlarından rüzgârla taşınan kirleticiler binanın arkasına doğru çekilmekte ve burada yerel yüksek konsantrasyonlara neden olmaktadır. Bu alçak basınç bölgesi, binanın etrafından geçen rüzgârın etkisiyle oluşmakta olup hızlı hareket eden bir aracın arkasında bıraktığı alçak basınç neticesinde oluşan çok küçük ölçekli alçak basınç alanlarına benzer. Binaların arkasında oluşan bu alçak basınç alanlarının dispersiyona etkisi ile ilgili olarak birçok çalışma yapılmıştır (Stade, 1968; Hanna, vd., 1981). Bu problemin üstesinden gelmek için en basit yöntem, baca boylarının yakın bölgedeki en yüksek bina boyunun 2.5 katı olması tavsiye edilmektedir (De Nevers, 2000).

Atmosferik dispersiyonu etkileyen bir diğer önemli alıcı ortam özelliği topografyadır. Genel GDM, daha önce de belirtildiği gibi, düz alanlarda gerçekleşen dispersiyonu modelleyebilmektedir. Ancak, dispersiyon alanında bir tepe ya da dağ varsa, bunun dispersiyon üzerindeki etkisi ihmal edilemeyecek kadar büyük olur. Bu duruma aerodinamik

çökme (aerodynamic downwash) adı verilir. Böyle durumlarda ise genel GDM yine kullanışsız olmaktadır. Aerodinamik çökmeyi de içeren GDM modifikasyonları mevcuttur.

3.3. Meteoroloji

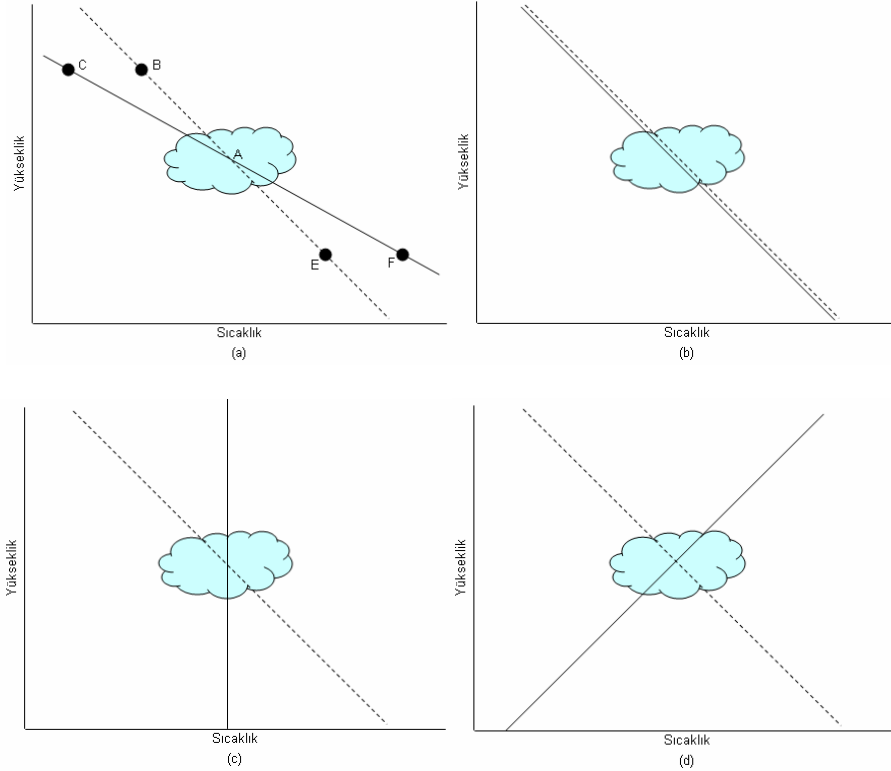
Bir kirleticinin atmosferdeki dispersiyonunu etkileyen meteorolojik etkenlerden rüzgâr hızı ve profili ile atmosferik stabilite (kararlılık) en önemli iki tanesidir. Rüzgâr hızı, kirleticinin ve birlikte bulunduğu atık gazın (hüzme) (bu çalışmada depo gazı) kaynaktan salındıktan sonra atmosferdeki hareket hızını, dağılımını ve yükselmesini etkilemektedir. Kararlılık sınıfı ise hüzmenin atmosfere salındıktan sonra, özellikle dikey hareketlerini etkilemektedir. Bu iki önemli parametre ilerleyen paragraflarda ayrıntılarıyla anlatılmaktadır. Bunlardan başka, atmosferik sıcaklık da hüzmenin yükselmesini etkileyerek dispersiyonda etkili bir faktör olarak kendini göstermektedir.

3.3.1. Atmosferik Kararlılık

Atmosferin kirleticileri seyreltme kapasitesini tahmin edebilmek için atmosferik kararlılık derecesi hakkında bilgi sahibi olmak gerekir. Kararlı atmosferde dikey hareket ve karışım yüksek seviyede gerçekleşmez. Bu nedenle, yüzeye yakın bir yükseklikten atmosfere atılan kirleticiler, yukarılara çıkarak seyrelemek yerine yüzeye yakın tabakada kalırlar. Atmosferin alt tabakalarında yüksek seviyede karışım olup olmayacağı sıcaklık gradyanına ve rüzgârın sürtünmesinden kaynaklanan mekanik türbülansa bağlıdır. Termal kuvvetlerin etkisi altında bir karışım olup olmayacağı ise gerçek (atmosferik) sıcaklık gradyanı (laps hızı) ile adiyabatik laps hızının karşılaştırılması sonucunda ortaya çıkar.

Şekil 3.1’de farklı atmosferik laps hızları ve adiyabatik laps hızı karşılaştırılmaktadır. Atmosferik laps hızı adiyabatik laps hızından daha büyük olursa – ki bu durumda gerçek sıcaklık gradyanı adiyabatik sıcaklık gradyanından daha negatiftir – atmosferin süperadiyabatik olduğu söylenebilir. Mesela, Şekil 3.1(a)’da gösterilen “A” noktasındaki bir hava parseli, türbülanslı bir dalgalanma sonucu hızlı bir şekilde yukarılara taşınarak “B” noktasına gelse, bu yer değiştirmenin adiyabatik olduğu söylenebilir. Zira hareket çok hızlı olup, hareket süresince hava parseli ile hava parselini çevreleyen atmosfer arasındaki ısı alışverişi çok küçük olur. Adiyabatik olarak yükselen bu hava parseli “B” noktasına ulaştığında, bu yükseklikte hava parselini çevreleyen atmosferin sıcaklığı – “C” noktası – bu hava parselinin sıcaklığından daha düşük olur. Söz konusu hava parseli, kendisini çevreleyen atmosferden daha sıcak olduğundan daha az yoğun olur. Bu nedenle de yükselmeye devam

eder. Aynı hava parseli, türbülانstan ötürü yukarıya değil de adiyabatik olarak aşağıya doğru hareket ederek “E” noktasına gelirse, bu noktada hava parseli, kendisini çevreleyen atmosferden daha soğuk ve dolayısıyla daha yoğun olur. Bu nedenle, yine hareketine devam edip çökmeye meyilli olur. Bu özelliğe ve Şekil 3.1(a)’da gösterilen sıcaklık profiline sahip atmosferin kararsız olduğu söylenir. Zira dikey yöndeki herhangi bir hareket, aynı yönde daha şiddetli bir hareket oluşmasına neden olur. Bu nedenle, bu şekilde süperadiyabatik laps hızına sahip bir atmosfer kararsız olarak sınıflandırılır.



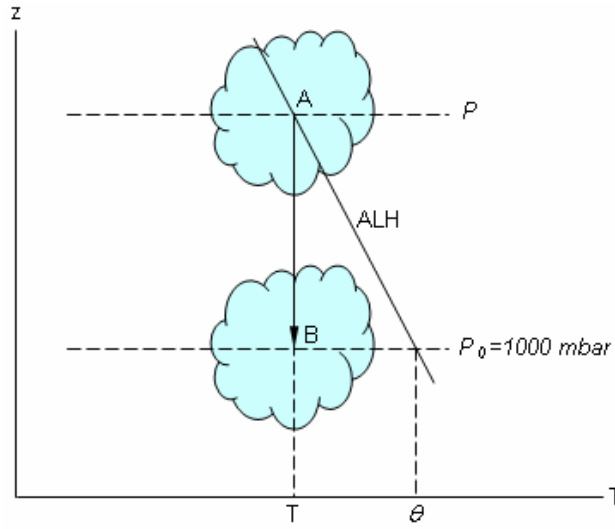
Şekil 3.1 Atmosferik (sürekli çizgi) ve adiyabatik (kesikli çizgi) laps hızları ve atmosferik kararlılık

Atmosferik laps hızı adiyabatik laps hızına eşit olduğunda Şekil 3.1(b) atmosferik kararlılık nötr olarak sınıflandırılır. Böyle bir atmosferik koşulda yukarı ya da aşağı yönde adiyabatik olarak yer değiştiren hava, vardığı noktada, kendisini çevreleyen atmosfer ile aynı sıcaklığa sahip olacağından, daha öte bir hareket beklenmez. Yeri değiştirilen havanın son bulunduğu yerde kalmaya meyilli olduğu görülür.

Atmosferik laps hızı adiyabatik laps hızından küçük olduğunda – daha büyük bir sıcaklık gradyanı – atmosferin kararlı olduğu sonucuna varılır. Böyle bir durumda, anlatılan süperadiyabatik duruma benzer olarak atmosfer adiyabatikaltı olarak sınıflandırılır. Adiyabatikaltı atmosfer kararlı atmosferik koşulların hakim olduğu durumdur.

Süperadiyabatik durumun tersine, bu koşullar altında yeri değiştirilen hava parseli daha şiddetli bir hareket sergilemek yönünde bu değişimi dengeleyecek yönde, yani eski pozisyonuna dönecek şekilde bir davranış gösterir.

Atmosferik kararlılık, laps hızından başka, ayrıca potansiyel sıcaklık gradyanı ile de karakterize edilebilmektedir. Bir hava parselinin, bulunduğu P basınç seviyesinden adiyabatik olarak 1000 mbar'lık standart basınç seviyesine getirildiğinde sahip olacağı sıcaklık potansiyel sıcaklık, θ , olarak tanımlanır. Bu proses, Şekil 3.2'de gösterilmektedir. Şekilde, P basınç seviyesinde bulunan T sıcaklığındaki bir hava parseli adiyabatik olarak $P_0 = 1000$ mbar basınç seviyesine getirildiğinde, sıcaklığı artarak θ olmaktadır. Bu sıcaklık artışından sonra, hava parselinin son durumdaki sıcaklığı olan θ , potansiyel sıcaklık olarak tanımlanır.



Şekil 3.2 Potansiyel sıcaklığı tanımlayan adiyabatik proses

Kuru atmosferik havada, potansiyel sıcaklık, şu denklemle hesaplanabilmektedir:

$$\theta = T \left(\frac{1000}{P} \right)^{0.288} \quad 3.1$$

Burada, θ , potansiyel sıcaklık ($^{\circ}\text{R}$ ya da $^{\circ}\text{K}$); T , gerçek sıcaklık ($^{\circ}\text{R}$ ya da $^{\circ}\text{K}$); P , hava parselinin bulunduğu atmosferik basınç seviyesidir (mbar).

İstenilen atmosferik şartlarda, dikey sıcaklık profili bilindiğinde, potansiyel sıcaklık profili de Denklem 3.1 kullanılarak hesaplanabilir. Potansiyel sıcaklık profilinde, kararlılığı belirlemek için Şekil 3.3'de gösterilen yol takip edilmelidir.

Atmosferik stabilite sınıfının belirlenmesinde, Pasquill (1961) tarafından ortaya atılan metot, çok az bir değişiklikle kabul görmüş ve bugün de kullanılmaktadır. Aynı metot, daha sonra Turner (1994) tarafından da yayınlanmış olup, Çizelge 3.1’de gösterilmektedir.

$$\text{Atmosfer,} \left\{ \begin{array}{l} \frac{d\theta}{dz} > 0 \Rightarrow \text{kararlıdır} \\ \frac{d\theta}{dz} = 0 \Rightarrow \text{nötraldir} \\ \frac{d\theta}{dz} < 0 \Rightarrow \text{kararsızdır} \end{array} \right.$$

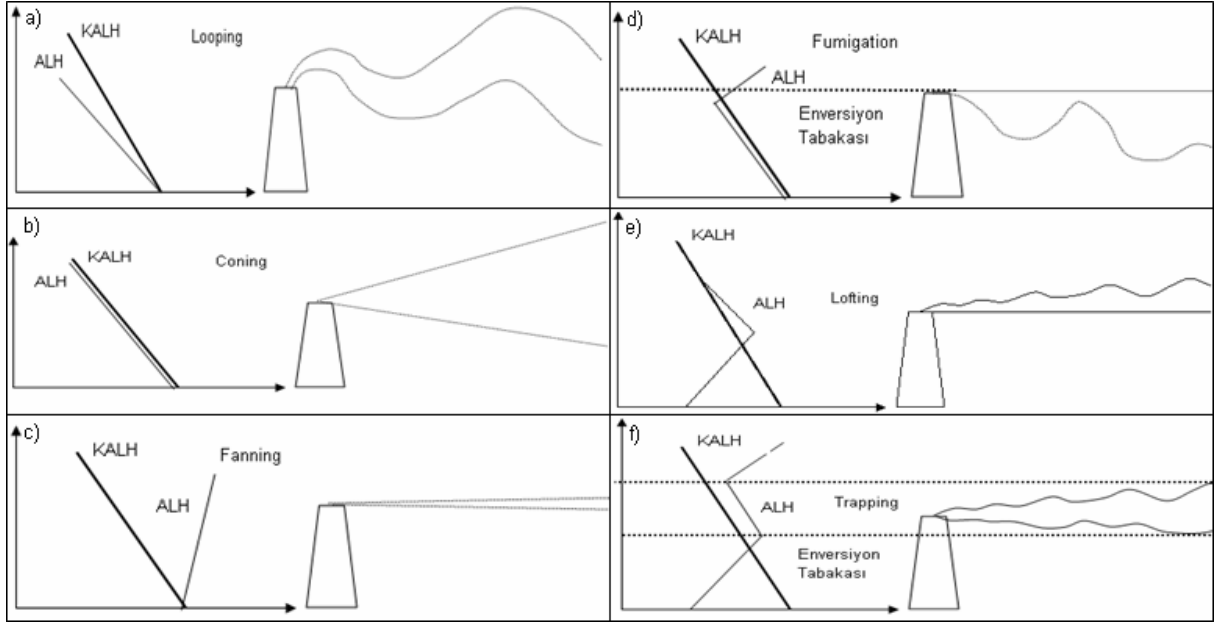
Şekil 3.3 Potansiyel sıcaklığa bağlı atmosferik kararlılık

Atmosferik kararlılık, genellikle altı stabilite sınıfına ayrılır (A’dan F’ye kadar). A sınıfı en kararsız koşulları gösterirken F sınıfı en kararlı durumu ifade eder. Bu stabilite sınıfları şu şekilde de ifade edilebilmektedir: (A) çok kararsız, (B) orta kararsız, (C) zayıf kararsız, (D) nötr, (E) zayıf kararlı ve (F) orta kararlı. Çizelge 3.1’de gece boyunca düşük rüzgâr hızları için verilen alanlarda kesin bir stabilite sınıfı belirtilmemiştir. Bu alanlarda güçlü bir kararlılık olduğu düşünülebilmektedir. Bazen, bu durumlar için yedinci bir kararlılık sınıfı olarak (G) güçlü kararlı (enversiyon) tanımlanabilmektedir.

Çizelge 3.1 Pasquill stabilite sınıfları (Pasquill, 1961)

10 m’deki rüzgâr hızı, m/sn	Gündüz			Gece	
	Solar radyasyon			Bulutluluk	
	Güçlü	Orta	Zayıf	Yarı açık, >%50 kapalı	Açık, <3/8 kapalı
<2	A	A-B	B	—	—
2-3	A-B	B	C	E	F
3-5	B	B-C	C	D	E
5-6	C	C-D	D	D	D
>6	D	D	D	D	D

Stabilite sınıfı, daha önce de belirtildiği gibi atmosfere atılan huzmenin dağılımını ve şeklini belirler. Farklı atmosferik koşullarda (farklı dikey sıcaklık profillerinde), atmosfere atılan huzmenin şekli Şekil 3.4’te gösterilmektedir.



Şekil 3.4 Farklı atmosferik kararlılık koşullarında hüzme şekilleri. a) looping, b) coning, c) fanning, d) fumigation, e) lofting, f) trapping

3.3.2. Rüzgâr Hızı ve Rüzgâr Profili

Kaynaktan atmosfere atılan bir kirleticinin kaynaktan uzaklara taşınması rüzgârlar sayesinde gerçekleşmektedir. Zaten rüzgârlar olmasa, bu kirletici uzaklara taşınmaz ve atmosfere atıldığı noktada dikey ve yatay hareketler gerçekleştirir ve bu bölgede yoğunlaşır. Rüzgârlar, taşınım yoluyla, dispersiyonu olumlu yönde etkilemektedir. Rüzgâr ile birlikte taşınan kirleticiler daha geniş bir alana yayılarak daha büyük bir hacimde seyrelmekte ve belirli bir bölgede hava kalitesine olan olumsuz etkileri en aza inmektedir. Zaten rüzgâr hızının 1 m/sn'den küçük olduğu durumlarda GDM geçerli olmamaktadır. Zira rüzgâr hızı azaldıkça rüzgâr yönündeki taşınım azalmakta ve bu yöndeki difüzyon ihmal edilebilir boyutlarda kalmamaktadır.

Dünyanın yüzeyine yakın hava hareketleri yüzeyin pürüzlülüğüne bağlı olarak, hareketi kısıtlayıcı bir sürtünme kuvvetine maruz kalırlar. Bu nedenle, yüzeyin doğası, ağaçların yerleşimi ve sıklığı, göller, nehirler, tepeler ve binaların yerleşimi ve boyutu da farklı dikey rüzgâr profilleri oluşmasına neden olmaktadır. Yüzeydeki sürtünmeden etkilenen hava tabakası birkaç yüz metreden birkaç kilometreye kadar değişebilmekte ve bu tabakanın kalınlığı kararsız atmosferik koşullarda büyük olurken kararlı durumda daha küçük olmaktadır. Bunun sonucu olarak, kirleticiler, kararlı durumda küçük bir hacimde seyrelirken kararsız durumda daha büyük bir hacimde seyrelmekte; rüzgâr yönündeki atmosferik konsantrasyonlar da bu oranda değişmektedir. Ancak, kararsız durumdaki türbülans

kaynaklanan dalgalanmalar neticesinde, kaynak yakınlarındaki atmosferik konsantrasyonlar, aynı yerde kararlı durumdaki konsantrasyonlardan daha yüksek olmaktadır.

Modelleme çalışmalarında genel olarak standart anemometre yüksekliğindeki rüzgâr hızından başka, farklı yüksekliklerdeki rüzgâr hızlarına da ihtiyaç duyulmaktadır. Bu nedenle, rüzgâr hızı ile yükseklik arasında sayısal ilişkiler geliştirmek amacıyla birçok çalışma yapılmıştır. Fenomenin karmaşıklığı nedeniyle, net sonuçlar veren ilişkiler henüz geliştirilememiştir. Bugün en sık kullanılan yaklaşım Sutton (1953) tarafından geliştirilen denklemdir (Wark, vd., 1995). Sutton (1953)'a göre rüzgar hızı, yükseklikle üstel olarak artmaktadır:

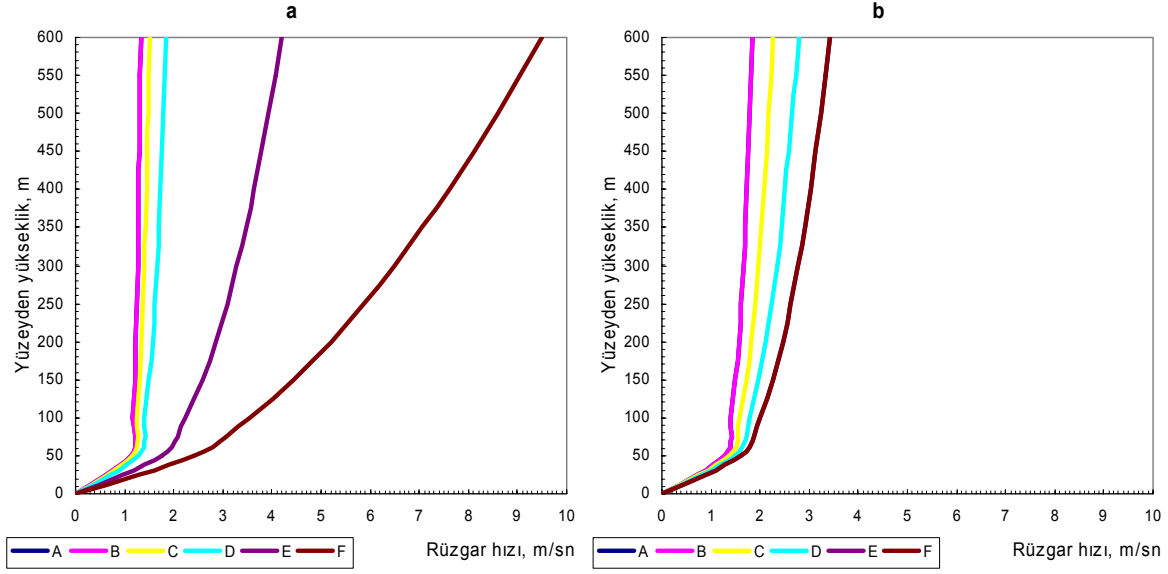
$$u_{z_2} = u_{z_1} \left(\frac{z_2}{z_1} \right)^p \quad 3.2$$

Burada, u_{z_2} , z_2 yüksekliğindeki rüzgar hızı (L/T); u_{z_1} , z_1 , yüksekliğindeki rüzgar hızı (L/T); p ise kararlılık sınıfına bağlı sabittir. Birçok araştırmacı tarafından farklı p değerleri rapor edilmiştir. Çizelge 3.2'de, US EPA tarafından 1995 yılında geliştirilen kentsel ve kırsal alanlar için farklı p değerleri verilmektedir.

Çizelge 3.2 Denklem 3.2'deki p değerleri

Kararlılık Sınıfı	Kırsal	Kentsel
A	0,07	0,15
B	0,07	0,15
C	0,10	0,20
D	0,15	0,25
E	0,35	0,30
F	0,55	0,30

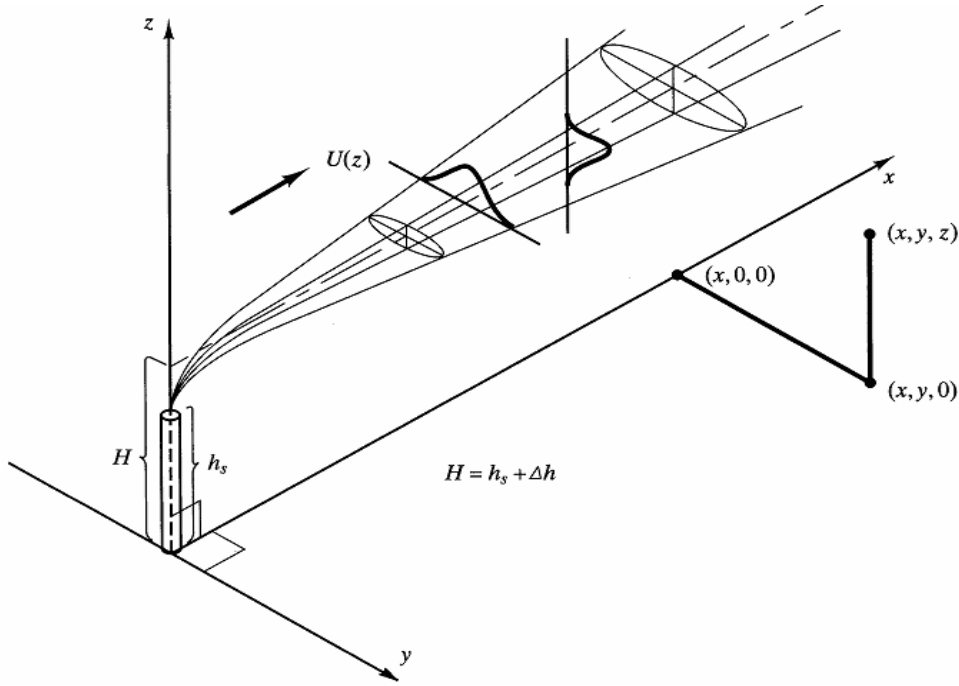
Çizelge 3.2'de verilen p değerleri kullanılarak anemometre yüksekliğinde rüzgar hızı 1 m/sn iken, farklı stabilite sınıflarında, kırsal ve kentsel alanlardaki rüzgar hızı dikey profilleri hesaplanmış ve Şekil 3.5'te sunulmuştur.



Şekil 3.5 Farklı stabilite sınıflarında rüzgar hızı dikey profili (a) kırsal (b) kentsel

3.4. Genel Gauss Dispersiyon Modeli

Bir atmosferik dispersiyon modeli, herhangi bir yer seviyesi veya baca seviyesi kaynaktan atmosfere atılan kirletici gaz kütlelerinin atmosfer ortamındaki genel davranışını matematiksel olarak taklit edebilmelidir. Herhangi bir nokta kaynaktan atılan kirletici hüzmünün, rüzgârın ve genel dispersiyon mekanizmasının etkisiyle dağılımı Şekil 3.6’da gösterildiği gibi olmaktadır. Kirletici hüzmeye baca yüksekliği olan h seviyesinden atmosfere bırakılmasına rağmen, atık gazların sıcaklığından kaynaklanan termal kaldırma kuvveti ve bacadan çıkış hızından (V_s) kaynaklanan momentum kuvvetiyle Δh kadar daha yükselir. Sonuç olarak, kirletici hüzmeleri etkin baca yüksekliği ($H=h+\Delta h$) olarak ifade edilen bir yükseklikten atmosfere bırakılıyor olarak görülmektedir. Hüzmünün rüzgâr yönündeki dağılım eksenini takip edildiğinde, hüzmünün sanal başlangıç noktası konumlandırılabilir. Şekil 3.7’de görüldüğü gibi bu sanal kaynak noktası rüzgâr esme yönü düşünüldüğünde hüzmeye ekseninde ve bacanın biraz arkasında bir yerde oluşmakla beraber çoğu durumlarda tam bacanın üzerinde kabul edilebilmektedir.



Şekil 3.6 Bir nokta kaynak emisyonunun atmosferde taşınım hareketi

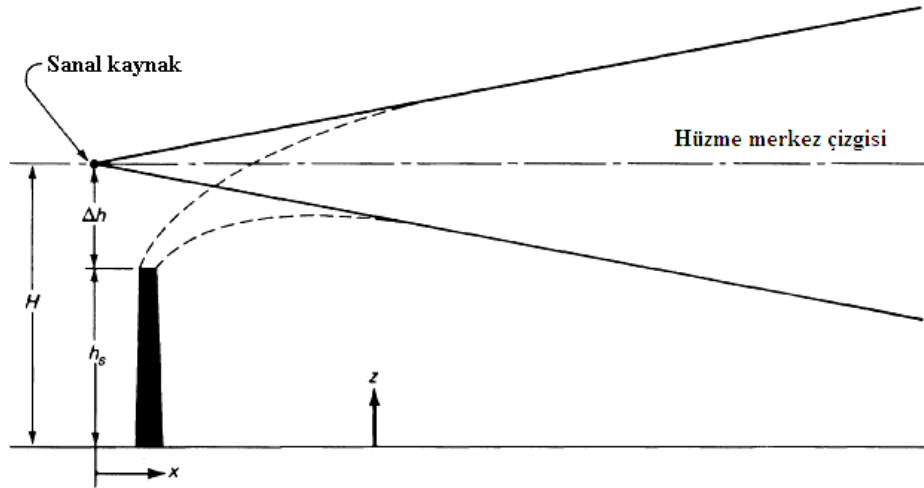
Bir nokta kaynaktan çıkan kirletici gaz hüzmesi, atmosferik girdap (türbülans veya eddy) hareketleri sonunda Şekil 3.6'da görüldüğü gibi bir dağılım göstererek genişleyecektir. Görüldüğü gibi, herhangi bir konumdaki kirletici konsantrasyonu örnekleme süresine bağlı olup, "anlık" hüzme dar bir alanda çok yüksek konsantrasyonlara haiz olabilmektedir. Buna mukabil, 10 dakikalık ortalama bir süre içinde, hüzme daha geniş bir alana yayılmakta, dolayısıyla konsantrasyonu düşmektedir. Aynı şekilde, 2 saatlik periyotta hüzme rüzgar yönüne dik yönde daha fazla yayılmakta, buna karşılık maksimum konsantrasyon seviyesinde düşme görülmektedir. Görüldüğü gibi, yeterli bir süre alındığında, rüzgar yönüne dik ekseninde konsantrasyon dağılımı "Gauss Dağılımı" veya "Normal Dağılım" göstermektedir.

Hüzmenin zamana göre dağılımına benzer bir şekilde, kaynaktan olan mesafeye bağlı olarak da (rüzgâr yönü boyunca) bir yayılma söz konusudur. Hüzme genişledikçe, daha büyük girdaplar kirleticilerin dispersiyonunda etkilidir. Kaynağa yakın mesafelerde etkili olan türbülans hareketleri ile uzak mesafelerdeki türbülans hareketlerinin boyutları farklıdır. Dolayısıyla, hüzmenin yayılma hızı sadece türbülans hareketlerinin şiddetine ve dağılımına değil aynı zamanda hüzmenin boyutuna, buna bağlı olarak da kaynaktan itibaren hareket süresine bağlıdır.

Yukarıda bahsedilen, hüzmenin fiziksel olarak gösterdiği dağılım özelliği, matematiksel olarak Gauss fonksiyonu ile gösterilebilir. Rüzgâr yönüne (ve dolayısıyla hüzmenin hareketinin meydana geldiği x yönüne) dik koordinatlarda, yani y ve z eksenlerinde, gauss

veya normal dağılım ile temsil edilebilen iki ayrı difüzyon olayı meydana gelmektedir (Şekil 3.6). Rüzgâr yönünde hüzmenin yayılmasında ise yatay taşınım (adveksiyon) hareketi difüzyona nispetle çok daha önemlidir. Rüzgâr hızı arttıkça x yönündeki dispersiyon artacak, dolayısıyla alıcı ortam konsantrasyonu ile rüzgâr hızı arasında ters orantı olacaktır.

Aynı zamanda, kaynaktaki emisyon miktarı (kaynak kuvveti, Q) arttıkça konsantrasyon da artacağından kütleli emisyon debisi (Q) ile alıcı ortam konsantrasyonu arasında doğru orantı vardır.



Şekil 3.7 Bir dispersiyon modelinde hüzme yükselmesi ve sanal kaynak noktasının konumu (Wark vd., 1995)

Rüzgâr yönüne dik olan y ve z eksenlerinde ise hüzme dağılımı Gauss fonksiyonları ile temsil edilebilir. Gauss dağılımının meydana geldiği bu iki eksenlerdeki kirletici dağılımı, dispersiyon katsayıları (σ_y ve σ_z) olarak ifade edilen dağılım katsayıları ile temsil edilebilmektedir. Dispersiyon katsayılarının sayısal büyüklükleri kaynaktan uzaklığa (x mesafesi) ve atmosferin kararlılık durumuna bağlı olarak değişmektedir. Dolayısıyla bir alıcı ortamın kaynaktan uzaklığı yanında ortam atmosferinin termal yapısı da kirleticilerin dağılmasında önemli rol oynamaktadır. Dispersiyon katsayıları büyüdükçe kirleticilerin dağılımı da daha fazla olacağından alıcı noktada daha düşük konsantrasyon değerleri oluşacaktır. Dolayısıyla alıcı ortam konsantrasyon değeri dispersiyon katsayılarıyla ters orantılıdır. Ancak dispersiyon katsayılarının alıcı ortam konsantrasyon değeri üzerinde iki şekilde etkisinde bahsetmek mümkündür. Alıcı nokta hüzme merkez çizgisi üzerinde (Şekil 3.7) ise dispersiyon katsayıları bu noktadaki konsantrasyona basit bir ters orantı ile etki etmektedir. Diğer bir durum ise alıcı noktanın hüzme merkez çizgisinden farklı bir konumda olmasıdır ki bu durumda hüzmenin Gauss tipi bir dağılım gösterdiği kabulüyle Gauss fonksiyonunun doğası gereği üssel (e

fonksiyonu) bir ifade ile de dağılım oluşmaktadır. Aşağıdaki matematik fonksiyon y yönündeki Gauss dağılımını temsil eden üssel ifadedir.

$$C \propto A \exp \left[-\frac{1}{2} \left(\frac{y}{\sigma_y} \right)^2 \right] \quad 3.3$$

Yukarıdaki fonksiyonda A parametresi orantıyı eşitliğe dönüştürecek bir sabittir. Aynı tipte üssel dağılım fonksiyonu σ_z dispersiyon katsayısı ile z yönü için de yazılabilir. Buraya kadar ifade edilen dispersiyon özelliklerinin toplandığı Gauss dağılım denklemi aşağıdaki şekilde olacaktır.

$$C(x, y, z, H) = \frac{Q}{2 \pi u \sigma_y \sigma_z} \exp \left(-\frac{y^2}{2 \sigma_y^2} \right) \exp \left(-\frac{(z-H)^2}{2 \sigma_z^2} \right) \quad 3.4$$

Denklemdaki terimler:

$C(x, y, z, H)$: Koordinatları verilen alıcı noktadaki kirletici konsantrasyonudur. H terimi etkin baca yüksekliğini ifade etmektedir.

$\frac{Q}{2 \pi u \sigma_y \sigma_z}$: Hüzmenin, merkez çizgi üzerinde x mesafesine bağlı değişimini ifade etmektedir. Görüldüğü gibi C değeri Q ile doğru orantılı; u , σ_y ve σ_z ile ters orantılıdır. Sabit terimler denklemin geliştirilmesinden gelmektedir.

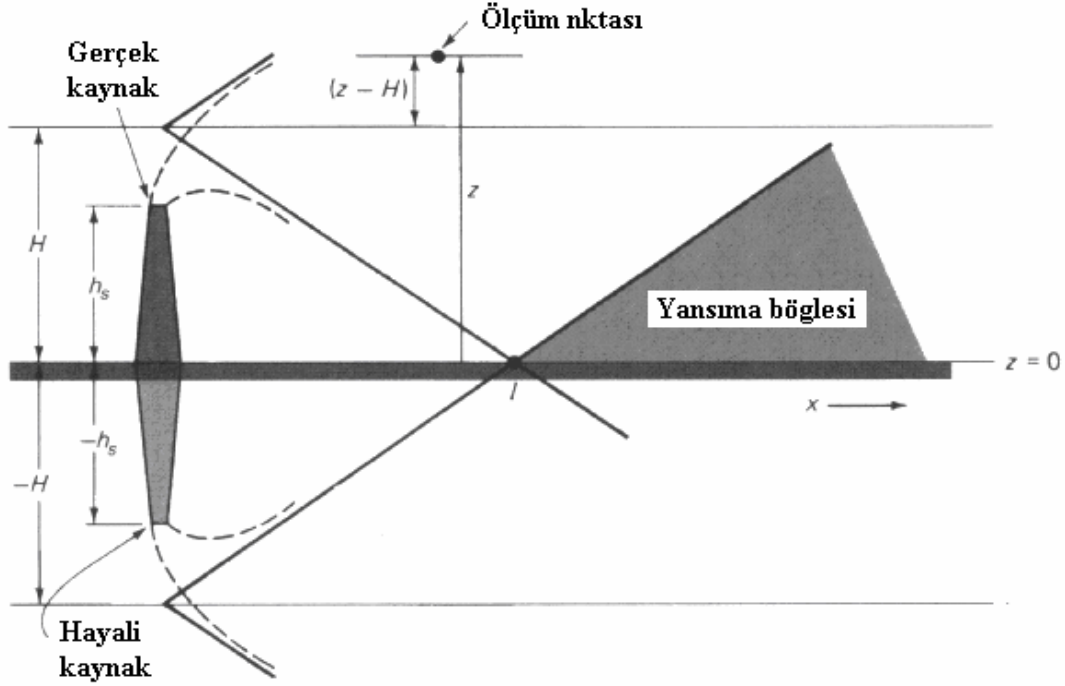
$\exp \left(-\frac{y^2}{2 \sigma_y^2} \right)$: Hüzmenin, merkez çizgisinden y yönü mesafelerdeki dispersiyonunu ifade etmektedir.

$\exp \left(-\frac{(z-H)^2}{2 \sigma_z^2} \right)$: Hüzmenin, merkez çizgisinden z yönü mesafelerdeki dispersiyonunu ifade etmektedir. Dikey eksenle alıcı nokta yüksekliği ile kaynak noktası yüksekliği arasında $(z-H)$ kadar bir mesafe bulunmaktadır.

3.4.1. Hüzmenin Yerden Yansıması

Hüzmenin x eksenini boyunca rüzgârla taşınım hareketi sürecinde diğer önemli bir olay da belirli bir yükseklikten bırakılan hüzmenin belirli bir x mesafesinde yere ulaşacağıdır. Yere ulaşan kirletici hüzme topografik yapının özelliklerine bağlı olarak yerden tamamen veya kısmen yansıyacaktır. Şekil 3.8’de görüldüğü gibi yerden yansıyan hüzme, bir yansıma bölgesi oluşturacak ve bu bölgede olması gerektiğinden daha yüksek kirletici konsantrasyonu meydana gelecektir. Kirletici hüzme yerden tamamen yansır; yani yer yüzeyi kirleticileri hiç soğurmazsa, yansıma bölgesinde yansıma olmayan duruma göre iki kat kirletici konsantrasyonu oluşacaktır. Bu durumun matematik modeli kurulurken Şekil 3.8’de görüldüğü gibi yer seviyesi altında gerçek kaynakla aynı özelliklerde hayali bir kaynak

olduğu kabul edilir. Dispersiyon denkleminde z yönündeki dispersiyon terimine yansımayı temsil eden bir üssel parametre daha ilave edilir.



Şekil 3.8 Hüzmenin yer yüzeyinden yansımasının getirdiği etkinin hayali bir kaynakla temsili (Wark vd., 1995)

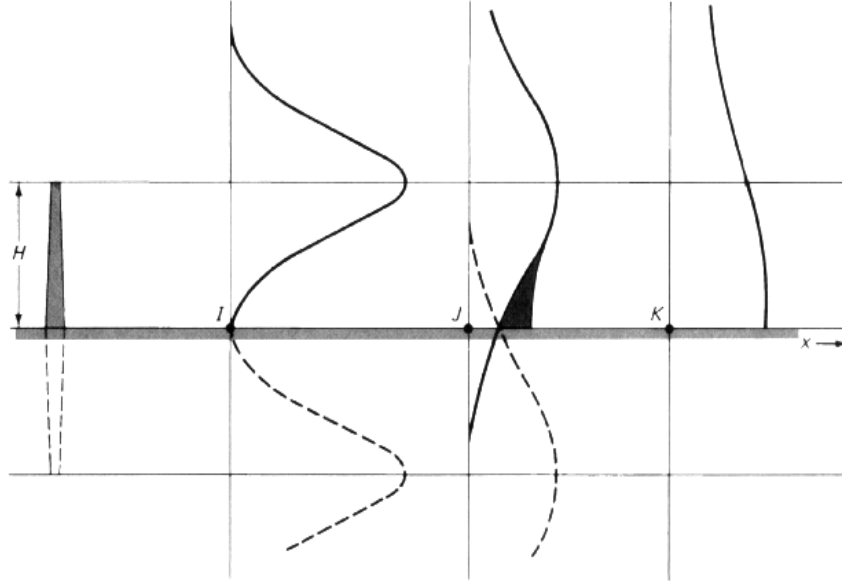
Ancak gerçekte tam yansıma oluşmaz. Çünkü her yer yüzeyi yapısının bir miktar tutma (absorbsiyon veya adsorbsiyon) özelliği vardır. Mesela, rüzgâr yönünde kirletici hüzme bir su yüzeyi (mesela bir göl) üzerinden geçerse, su yüzeyine ulaşan hüzmedeki kirleticilerin kayda değer bir kısmı su tarafından tutulacaktır (absorbsiyon). Dolayısıyla tam bir yansımanın olacağı söylenemez. Bu bakımdan yansıma terimi, topografik özellikler de dikkate alınarak değerlendirilmelidir.

Yansıma terimini de içeren en geniş haliyle Gauss dispersiyon modeli Denklem 3.5'te gösterilmektedir:

$$C(x, y, z, H) = \frac{Q}{2\pi u \sigma_y \sigma_z} \exp\left(-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}\right) \left\{ \exp\left(-\frac{(z-H)^2}{2\sigma_z^2}\right) + \exp\left(-\frac{(z+H)^2}{2\sigma_z^2}\right) \right\} \quad 3.5$$

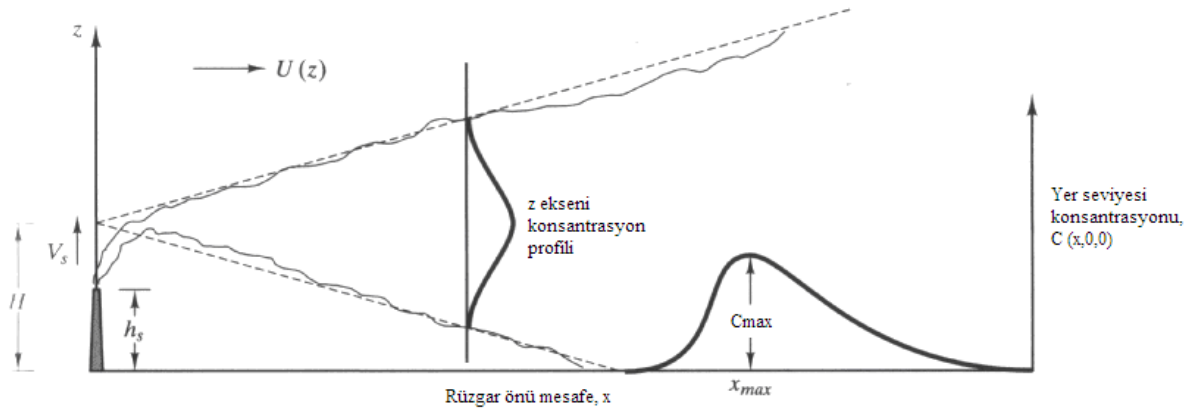
Denklemdaki son üssel terim yansımanın getirdiği katkıyı ifade etmektedir. Hüzmenin yerden yansımasının çeşitli x mesafelerinde dikey konsantrasyon profillerindeki etkisi Şekil 3.9'da görülmektedir. Şekil 3.9'da, I konumundaki iki konsantrasyon profili (gerçek ve sanal kaynakların dikey konsantrasyon profilleri) henüz örtüşmeye başlamıştır. I noktasından

ilerlemeye devam edildikçe her iki konsantrasyon profillerinin örtüşmeleri daha da bariz olarak etkisini ortaya koyacaktır. Temsili bir J noktasında bu örtüşme, dikey konsantrasyon profilinde ve dolayısıyla yer seviyesi konsantrasyonunda etkisini göstermektedir. J noktasında sanal kaynağın konsantrasyon profilinin etkisi taralı alan ile gösterilmiş olup yer seviyesi ($z=0$) konsantrasyon noktasını taralı alan kadar arttırmıştır. Daha ileri bir K noktasında ise dikey konsantrasyon profili görüldüğü gibi belirli bir azami yer seviyesi konsantrasyon değerini oluşturmaktadır.



Şekil 3.9 Hüzme yansımasının rüzgar yönünde dikey konsantrasyon profiline etkisi (Wark vd., 1995)

Şekil 3.9'a bağlı olarak anlatılan yansıma etkisinin rüzgar yönü boyunca oluşturduğu yer seviyesi konsantrasyon profili ile azami konsantrasyon (C_{max}) noktasının oluşumu ve izafi konumu Şekil 3.10'da görülmektedir.



Şekil 3.10 Yansıma sonrası oluşan yer seviyesi konsantrasyon profili

Tüm bu açıklamalardan sonra, uygulamada Gauss dispersiyon modelinin birkaç önemli oluşumunu ifade etmek gerekmektedir. Gauss dispersiyon modelinin kaynak ve alıcı nokta özelliklerine bağlı olarak uygulamada alacağı formlar aşağıdaki gibi olacaktır.

Yerden H Yüksekliğinde Kaynak, Yansımali Topografya ve Rüzgâr Yönünde Herhangi bir Yerdeki Konsantrasyon $C(x,y,z,H)$:

$$C(x,y,z,H) = \frac{Q}{2\pi u \sigma_y \sigma_z} \exp\left(-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}\right) \left\{ \exp\left(-\frac{(z-H)^2}{2\sigma_z^2}\right) + \exp\left(-\frac{(z+H)^2}{2\sigma_z^2}\right) \right\} \quad 3.6$$

Yerden H Yüksekliğinde Kaynak, Yansımali Topografya ve Rüzgâr Yönünde Yer Seviyesi Konsantrasyonu $C(x,y,0,H)$:

$$C(x,y,0,H) = \frac{Q}{\pi u \sigma_y \sigma_z} \exp\left(-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}\right) \exp\left(-\frac{H^2}{2\sigma_z^2}\right) \quad 3.7$$

Yerden H Yüksekliğinde Kaynak, Yansımali Topografya ve Rüzgâr Yönünde Yer Seviyesinde Hüzme Merkez Çizgisi Üzerindeki Konsantrasyon $C(x,0,0,H)$:

$$C(x,0,0,H) = \frac{Q}{\pi u \sigma_y \sigma_z} \exp\left(-\frac{H^2}{2\sigma_z^2}\right) \quad 3.8$$

Yer Seviyesinde Kaynak, Yansımali Topografya ve Rüzgâr Yönünde Yer Seviyesinde Hüzme Merkez Çizgisi Üzerindeki Konsantrasyon $C(x,0,0,0)$:

$$C(x,0,0,0) = \frac{Q}{\pi u \sigma_y \sigma_z} \quad 3.9$$

Yukarıda sıralanan bütün formüller Gauss dispersiyon formülünün en geniş şeklinin, bahsedilen kaynak ve alıcı nokta konumu dikkate alınarak sadeleştirilmiş şekilleridir.

3.4.2. Dispersiyon Katsayılarının Hesaplanması

Bacadan çıkan kirlетici hüzmenin rüzgâr yönü boyunca dispersiyonunun fiziksel yapısı dikkate alındığında, dispersiyonun yatay ve dikey dağılımlarının atmosferin kararlılık yapısına olduğu gibi rüzgâr yönündeki x mesafesine de bağlı olarak değiştiği görülmektedir. Yapılan birçok çalışmadan elde edilen sonuçlarla yatay ve dikey dispersiyon katsayılarının (σ_y ve σ_z) atmosferin kararlılığına ve rüzgâr yönü x mesafesine bağlı olarak kentsel ve kırsal alanlar için denklemleri oluşturulmuştur.

Yapılan en eski ve şimdiye kadar en çok kabul görmüş çalışma Turner (1994) tarafından karalılık sınıflarına bağlı hazırlanan dispersiyon katsayılarıdır. Bu abakların çıkarılmasında kullanılan σ_y ve σ_z değerleri Çizelge 3.3'te gösterilmiştir.

Çizelge 3.3 Çeşitli kararlılık sınıfları için σ_y ve σ_z değerleri

x (km)	σ_y (m)						σ_z (m)					
	A	B	C	D	E	F	A	B	C	D	E	F
0.1	27	19	13	8	6	4	14	11	7	5	4	2
0.2	50	36	23	15	11	8	29	20	14	8	6	4
0.4	94	67	44	29	21	14	72	40	26	15	11	7
0.7	155	112	74	48	36	24	215	73	43	24	17	11
1.0	215	155	105	68	51	34	455	110	61	32	21	14
2.0	390	295	200	130	96	64	1950	230	115	50	34	22
4.0		550	370	245	180	120		500	220	77	49	31
7.0		880	610	400	300	200		780	360	109	66	39
10.0		1190	840	550	420	275		1350	510	135	79	46
20.0		2150	1540	1000	760	500		2900	950	205	110	60

Şekil 3.11 ve Şekil 3.12'de bu katsayıların x mesafesine bağlı değişimleri görülmektedir. Şekillerde gösterilen bağıntılar hazırlanırken aşağıdaki varsayımlar ve kısıtlar öngörülmüştür:

1. Bu grafiklerin kullanılmasıyla yapılan konsantrasyon tahminleri 10 dakikalık örnekleme sürelerine tekabül etmektedir.
2. Şekillerdeki Pasquill-Gifford eğrileri olarak bilinen sürekli çizgiler açık alanda kırsal bölgeler için, McElroy-Pooler eğrileri olarak bilinen kesikli çizgiler ise kentsel bölgeler için kullanılmaktadır.
3. Tahmin edilen konsantrasyonlar atmosferin birkaç yüz metrelik alt katmanını temsil etmektedir.

Grafikler kullanılarak dispersiyon katsayıları için sayısal değer elde etmek çoğu zaman hassas olmayan sonuçlar ortaya koymakta ve özellikle bilgisayar programıyla yapılan modelleme çalışmalarında grafik kullanımı ise mümkün olmamaktadır. Grafikteki eğriler uygun matematik ifadelerle kolay kullanılabilir ve hassas sonuçlar veren denklemler haline dönüştürülmüştür. Bazı araştırmacıların dispersiyon katsayılarının tahmini için geliştirdikleri denklemler ve katsayılar ilerleyen paragraflarda gösterilmektedir.

Çizelge 3.4 σ_y ve σ_z için kullanılan Briggs denklemleri (McElroy-Pooler, 1968a, 1968b)

Pasquill Kararlılık Sınıfı	σ_y (metre) *	σ_z (metre) *
A	$0.32 \times (1.0 + 0.0004 x)^{-1/2}$	$0.24 \times (1.0 + 0.001 x)^{-1/2}$
B	$0.32 \times (1.0 + 0.0004 x)^{-1/2}$	$0.32 \times (1.0 + 0.0004 x)^{-1/2}$
C	$0.22 \times (1.0 + 0.0004 x)^{-1/2}$	0.20 x
D	$0.16 \times (1.0 + 0.0004 x)^{-1/2}$	$0.14 \times (1.0 + 0.003 x)^{-1/2}$
E	$0.11 \times (1.0 + 0.0004 x)^{-1/2}$	$0.08 \times (1.0 + 0.015 x)^{-1/2}$
F	$0.11 \times (1.0 + 0.0004 x)^{-1/2}$	$0.32 \times (1.0 + 0.0004 x)^{-1/2}$
*denklemlerde x'in birimi metre'dir		

Bunlara ek olarak, farklı regresyon denklemleri de Wark vd. (1995) ve De Nevers (2000)'de bulunabilir.

3.4.3. Etkin Baca Yüksekliğinin Hesaplanması

Bacadan atılan kirleticilerin alıcı ortamda oluşturdukları kirletici konsantrasyonlarının hesaplanmasında çoğu analitik yöntem baca çıkışının üzerinde, Şekil 3.7'de görüldüğü gibi sanal bir kaynak noktasının varlığını kabul etmektedir. Sanal kaynağın yüksekliği (H), gerçek baca yüksekliğine (h) Δh *hüzme yükselmesi* teriminin eklenmesiyle bulunur. Hüzme yüksekliğinin hesabı için birçok yaklaşım geliştirilmiştir. Bacadan atılan kirletici gaz hüzmesinin yükselmesini genel olarak; baca özellikleri, meteorolojik etkiler ve atık gazların fiziksel ve kimyasal özellikleri olarak üç grup parametre kontrol etmektedir. Birçok araştırmacı bu etkenlerin hüzme yükselmesine etkilerini araştırmış, ama hiçbirisi bütün etkenleri ihtiva edecek kapsamda bir analitik yöntem geliştirememiştir.

Ancak hüzme yükselmesinin tahmininden önce yapılması gereken, bacadan çıkan atık gaz hüzmesinin gerçekte yükselmeye başlayacağını veya baca dibine doğru alçalabileceğinin belirlenmesi olacaktır. Atık gazın bacadan çıkış hızı baca çıkış seviyesindeki rüzgar hızının 1.5 katından büyükse hüzme alçalması ihmal edilebilir. Aksi durumda, fiziksel baca yüksekliği, h_s , yerine azaltılmış baca yüksekliği, h'_s , terimi kullanılmalıdır.

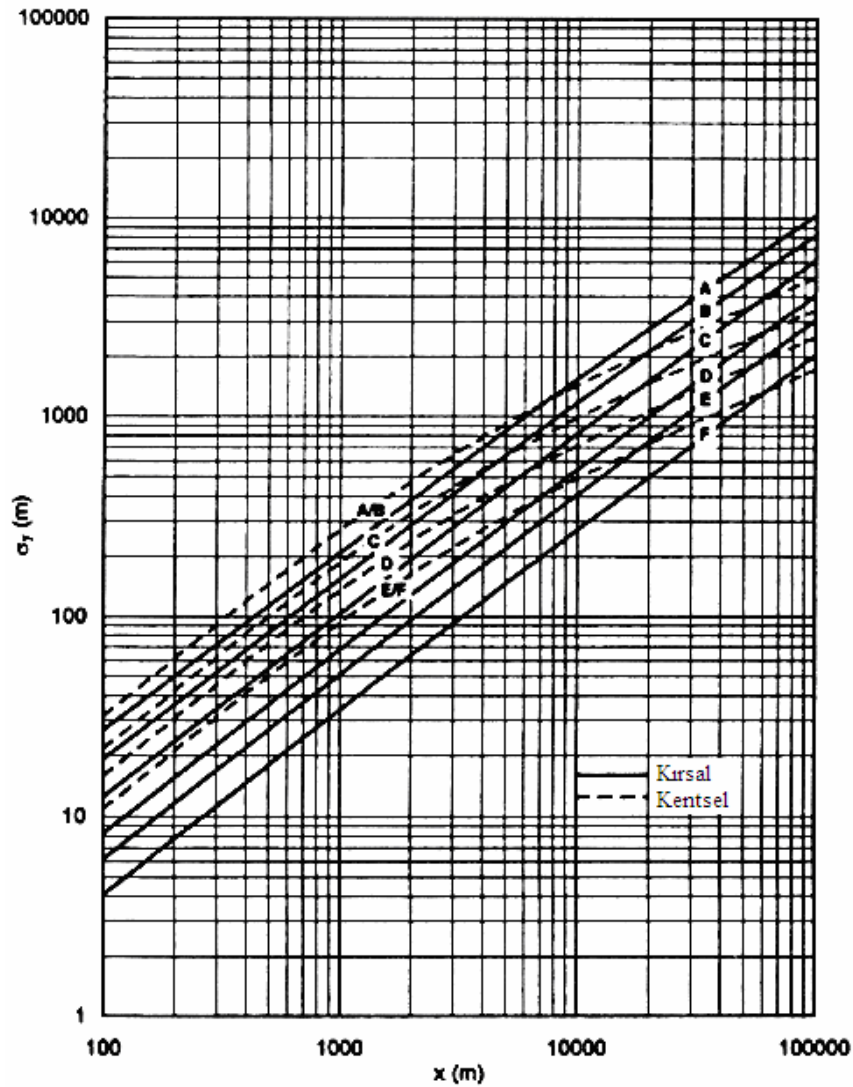
$$h'_s = h_s + 2d \left(\frac{V_s}{u_s} - 1.5 \right) \quad 3.10$$

Burada; h bacanın fiziki yüksekliği (m), V_s atık gazın bacadan çıkış hızı (m/s), u_s ise baca çıkış seviyesindeki rüzgâr hızıdır (m/s). Bu durumda azaltılmış baca yüksekliği gerçek baca

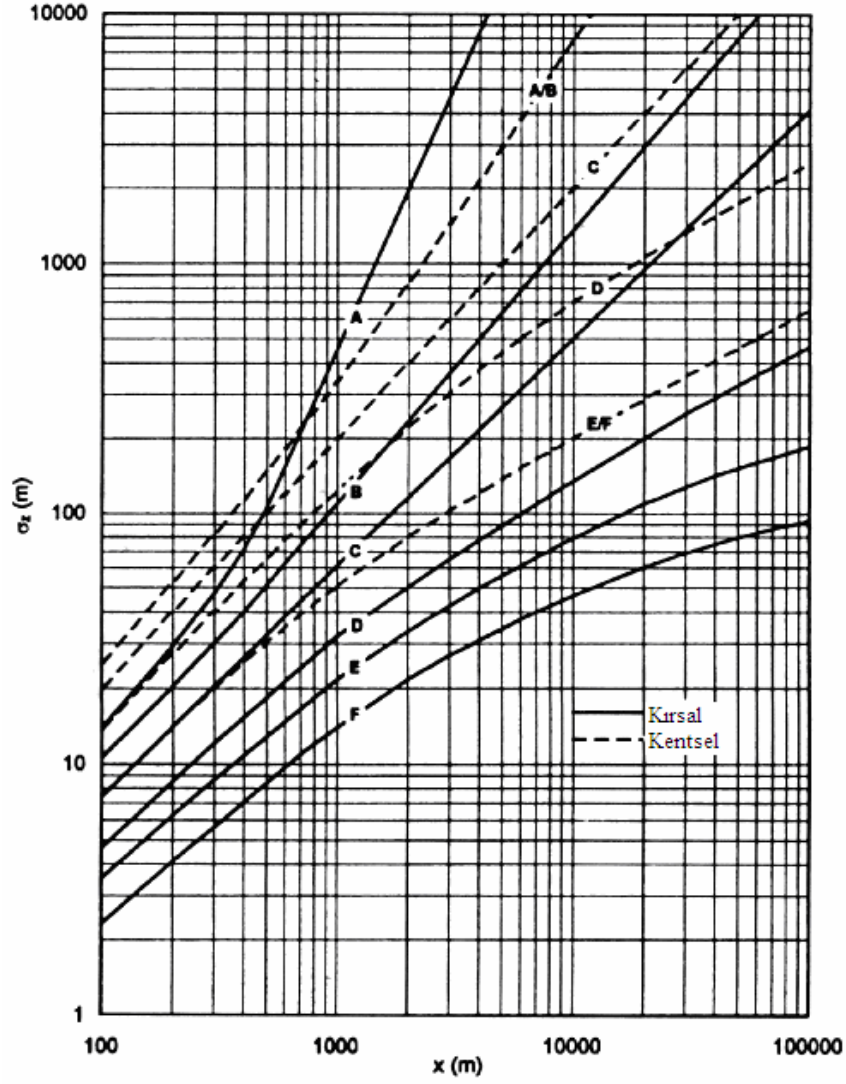
yüksekliğinden küçük olacaktır. Bu şekilde hesaplanan azaltılmış baca yüksekliği, h' , daha sonra efektif baca yüksekliği (H) hesabında h yerine kullanılacaktır, Yani efektif baca yüksekliği; azaltılmış baca yüksekliği ile hüzme yüksekliğinin toplamı olacaktır;

$$H = h' + \Delta h \quad 3.11$$

Şimdiye kadar geliştirilen hüzme yüksekliği denklemlerinin çoğunda momentum ve kaldırma (bouyant) kuvvetleri terimleri bulunmaktadır. Momentum terimi baca gazlarının bacadan çıkarken sahip olduğu çıkış hızı, V_s , sebebiyle oluşan dikey momentumu ifade etmektedir. Kaldırma kuvveti ise baca gazı sıcaklığı, T_s , ile atmosfer sıcaklığı, T_a , arasındaki farklılıktan kaynaklanan termal kaldırma kuvvetini ifade etmektedir.



Şekil 3.11 Kentsel ve kırsal bölgeler için y yönünde dispersiyon katsayıları



Şekil 3.12 Kentsel ve kırsal bölgeler için z yönünde dispersiyon katsayıları

Carson ve Moses (1969), yapmış oldukları çalışmalarda 711 adet hüzme yükselmesi gözlemlerinden elde ettikleri veriler yardımıyla oluşturdukları hüzme yüksekliği denklemi aşağıdaki gibidir. Denklem 3.12 atmosferin kararlılığı ile ilgili bir parametre içermemektedir.

$$\Delta h = -0.029 \frac{V_s d_s}{u_s} + 2.62 \frac{(Q_h)^{1/2}}{u_s} \quad 3.12$$

Burada: Δh hüzme yüksekliği (m), V_s baca gazı çıkış hızı (m/san), d_s baca çıkış içi çapı (m), u_s baca çıkış seviyesindeki rüzgar hızı (m/san), ve Q_h ısı emisyon hızıdır (kJ/sn). Isı emisyon hızı aşağıdaki denklem ile hesaplanmaktadır.

$$Q_h = \dot{m} c_p (T_s - T_a) \quad 3.13$$

Burada $\dot{m}$ baca gazı kütleli akış hızı (kg/san), c_p baca gazının sabit basınçta özgül ısısı, T_s baca gazı sıcaklığı (°K), T_a atmosfer sıcaklığı, M_w baca gazının molekül ağırlığıdır.

Thomas vd. (1970), yapmış oldukları gözlemlerde elektrik santrallerinin yüksek bacalarındaki hüzme yükselmesi verilerini karşılaştırarak 10 farklı denklem oluşturmuşlardır. Bu çıkarımlarda Holland'ın geliştirdiği formül, hüzme yüksekliği tahmininde, hafif bir düşük değer tahmini ile beraber, gözlemlerle kıyaslandığında nispeten iyi sonuçlar vermektedir. Holland denklemi aşağıdaki gibidir:

$$\Delta h = \frac{V_s d_s}{u_s} \left(1.5 + 2.68 \times 10^{-3} P d_s \frac{(T_s - T_a)}{T_s} \right) \quad 3.14$$

Holland formülündeki terimler Carson-Moses denklemiyle aynıdır. Farklı olarak, P baca gazı basıncını (mbar) ifade etmektedir. Bu denklem uzun bacalar için daha hassas sonuçlar vermektedir. Holland denklemi son terim istenirse $0.0096 Q_h / V_s d_s$ ile değiştirilebilir.

Buraya kadar ifade edilen denklemler, hüzmenin baca tepesinin üzerinde rüzgâr yönünde belirli bir mesafe alıp ulaşabileceği azami yüksekliğe ulaştıktan sonraki hüzme yüksekliği tahminlerine örneklerdir. Şekil 3.7'de gösterilen dikey mesafe, Δh , hüzme alçalması olmaması durumundaki hüzme yüksekliğini ifade etmektedir. Eğer şartlar oluştuğunda baca dibine doğru hüzme alçalması olursa, Δh hüzme yükselmesi h mesafesinden değil h' mesafesinden itibaren oluşacaktır. Ayrıca, azami hüzme yüksekliğinin oluştuğu x yönündeki mesafe, bacadan kayda değer uzaklıkta oluşmaktadır. Sonuç olarak, etkin baca yüksekliği (H) tarafından tahmin edilen hüzme dağılımı bacaya yakın mesafelerde olması gerekenden daha yüksek konsantrasyon değerleri vermektedir. Rüzgâr yönünde belirli bir mesafede, etkin hüzme yüksekliğinin tahmininde geçmiş yöntemler kayda değer belirsizlikler içermektedir. Sonuç olarak, çoğu modeller toplam etkin yükseklik üzerine kurulmuştur. Daha yeni bir yaklaşım olarak, ISC3 modellerinde de kullanılan Briggs denklemleri hem atmosferin kararlılığını, hem de hüzmenin rüzgâr yönünde ulaşabileceği azami yüksekliği dikkate almaktadır. Briggs denklemleri kullanım yöntemlerine göre Çizelge 3.6'da düzenlenmiştir. Briggs denklemleri atmosferin kararlılığını genel olarak kararsız-nötr ve kararlı olarak iki grupta incelemektedir. Her iki durumda da hüzme yükselmesinde momentum veya kaldırma kuvvetlerinin hangisinin baskın olduğunun bilinmesi gerekmektedir. Bunun için ilk olarak iki tür sıcaklık farkı terimi hesaplanır. (ΔT) normal sıcaklık farkı ve $(\Delta T)_c$ geçiş (crossover) sıcaklık farkı terimleri hangi kuvvetin baskın olduğu belirlemektedir. Çizelge 3.6'da da ifade

edildiği üzere bu iki sıcaklık farkı teriminin kıyaslanması momentum veya kaldırma kuvvetlerinden hangisinin baskın olduğunu ve dolayısıyla hangi hüzme yüksekliği denkleminin kullanılacağını belirlemektedir. Çizelge 3.6’da kullanılan parametreler toplu halde Çizelge 3.5’te gösterilmektedir.

Çizelge 3.5 Briggs denklemleri parametreleri

F_b	: termal kaldırma kuvveti parametresi
F_m	: momentum kuvveti parametresi
g	: yerçekimi ivmesi, 9.81 m/s^2
V_s	: baca gazı çıkış hızı, m/s
d_s	: baca çıkışı iç çapı, m
T_s	: baca gazı çıkış sıcaklığı, $^{\circ}\text{K}$
T_a	: atmosfer sıcaklığı, $^{\circ}\text{K}$
ΔT	: normal sıcaklık farkı, $^{\circ}\text{K}$
$(\Delta T)_c$	: geçiş sıcaklık farkı, $^{\circ}\text{K}$
s	: karalılık parametresi
$\partial\theta/\partial z$	: potansiyel sıcaklık gradyanı, $^{\circ}\text{K/m}$
u	: baca çıkış seviyesindeki rüzgâr hızı, m/s
x_f	: azami hüzme yükselmesi mesafesi, m

Çizelge 3.6 Briggs nihai hüzme yükselmesi hesabı

Kararsız (A, B, C) veya Nötr (D) Atmosfer				Kararlı (E, F) Atmosfer	
$F_b = g V_s d_s^2 \left(\frac{T_s - T_a}{4 T_s} \right), F_m = V_s^2 d_s^2 \frac{T_a}{4 T_s}, \Delta T = T_s - T_a$					
$F_b < 55 \text{ m}^4 \text{s}^{-3}$ için $(\Delta T)_c = 0.0297 T_s \frac{V_s^{1/3}}{d_s^{2/3}}$		$F_b \geq 55 \text{ m}^4 \text{s}^{-3}$ için $(\Delta T)_c = 0.00575 T_s \frac{V_s^{2/3}}{d_s^{1/3}}$		$(\Delta T)_c = 0.019582 T_s V_s \sqrt{s}$ $s = g \frac{\partial \theta / \partial z}{T_a}$ E sınıfı için $\partial \theta / \partial z = 0.020 \text{ K/m}$ F sınıfı için $\partial \theta / \partial z = 0.035 \text{ K/m}$	
$\Delta T < (\Delta T)_c$ Momentum kuvveti baskın	$\Delta T \geq (\Delta T)_c$ Kaldırma kuvveti baskın	$\Delta T < (\Delta T)_c$ Momentum kuvveti baskın	$\Delta T \geq (\Delta T)_c$ Kaldırma kuvveti baskın	$\Delta T < (\Delta T)_c$ Momentum kuvveti baskın	$\Delta T \geq (\Delta T)_c$ Kaldırma kuvveti baskın
$\Delta h = 3 d_s \frac{V_s}{u}$	$\Delta h = 21.425 \frac{F_b^{3/4}}{u}$ $x_f = 49 F_b^{5/8}$	$\Delta h = 3 d_s \frac{V_s}{u}$	$\Delta h = 38.71 \frac{F_b^{3/5}}{u}$ $x_f = 119 F_b^{2/5}$	$\Delta h = 1.5 \left(\frac{F_m}{u \sqrt{s}} \right)^{1/3}$ veya $\Delta h = 3 d_s \frac{V_s}{u}$ küçük olan seçilir	$\Delta h = 2.6 \left(\frac{F_b}{u s} \right)^{1/3}$ $x_f = 2.0715 \frac{u}{\sqrt{s}}$

3.4.4. Yer Seviyesi Maksimum Konsantrasyonu

Daha evvel açıklandığı gibi, hüzmenin yerden yansıması, hüzme merkez çizgisi üzerinde x mesafesi boyunca gaz kirleticinin yer seviyesi konsantrasyonunda artışa sebep olmaktadır. Bu artış hüzme yansıması olmaksızın gerçekleşen artıştan oldukça yüksektir. Ancak bu artış x mesafesi boyunca sürekli olmayıp bir noktadan sonra azalmaya başlayacaktır. Bunun sebebi

ise y ve z eksenleri boyunca süregelen dispersiyon mekanizmasının x yönünde belirli bir mesafeden sonra baskın hale gelip merkez çizgi ($y=0$) üzerinde yer seviyesi ($z=0$) konsantrasyonunu azaltmaya başlayacaktır. Şekil 3.9'da etkisi gösterilen dispersiyon mekanizmasının Şekil 3.10'da yer seviyesi konsantrasyonunu nasıl değiştirdiği görülmektedir.

Azami konsantrasyon değeri ve oluştuğu x mesafesinin belirlenmesi için geliştirilen yöntemlerden biri de Turner (1994)'in grafiksel çözümüdür. Şekil 3.13 bu çözümü ifade etmektedir. Şekil 3.13'deki çözüm, Şekil 3.11 ve Şekil 3.12'deki kentsel şartlar için oluşturulmuştur. Şekil 3.13'de, Cu/Q ifadesinin azami değerinin, azami konsantrasyonun oluştuğu x_{max} mesafesine bağlı ve atmosferin kararlılığı ile beraber etkin baca yüksekliği değişkenleriyle değişimini ifade etmektedir. Diğer bir ifadeyle, yer seviyesi maksimum konsantrasyonunun oluştuğu mesafe etkin baca yüksekliği ve atmosferin kararlılığının fonksiyonudur. Bu bilgiler Şekil 3.13 üzerinde belirli bir nokta oluşturmakta ve bu noktadan y eksenine ulaşıldığında maksimum konsantrasyon (C_{max}) değerini ve x eksenine ulaşıldığında da bu konsantrasyonun oluştuğu x mesafesini (x_{max}) vermektedir.

Fakat grafikten hassas bir şekilde sayısal değer okumanın zorluğu düşünüldüğünde, Şekil 3.13'deki grafiksel bilginin matematiksel bir denklem ile ifade edilmesi daha kullanışlı olacaktır. Şekil 3.13 kullanılarak Ranchoux (1976) tarafından geliştirilen genel bir denklem Şekil 3.13'den daha hassas bilgi edinmeyi sağlamaktadır:

$$\left(\frac{C u}{Q} \right)_{\max} = \exp \left[a + b (\ln H) + c (\ln H)^2 + d (\ln H)^3 \right] \quad 3.15$$

Denklemden, H , etkin baca yüksekliği (m); C , hesaplanacak azami konsantrasyon ($\mu\text{g}/\text{m}^3$); u , rüzgar hızı (m/sn); Q , kirletici kütleli emisyon hızı ($\mu\text{g}/\text{sn}$); a , b , c , ve d ise birimsiz regresyon katsayılarıdır.

Çizelge 3.7 Ranchoux (1976) denkleminin kararlılık sınıflarına göre katsayıları

Kararlılık Sınıfı	Katsayılar			
	a	b	c	d
A	-1,0563	-2,7153	0,1261	0
B	-1,8060	-2,1912	0,0389	0
C	-1,9748	-1,9980	0	0
D	-2,5302	-1,5610	-0,0934	0
E	-1,4496	-2,5910	0,2181	-0,0343
F	-1,0488	-3,2252	0,4977	-0,0765

Ranchoux (1976) denkleminin verdiği değerlerle Şekil 3.13'den elde edilen değerler arasındaki fark hatası A, B, C sınıfları için %2'den az; D, E, F sınıfları içinse %4.5'ten azdır.

Maksimum konsantrasyonun yeri ve büyüklüğünün belirlenmesi için farklı bir yol da σ_y ve σ_z grafiklerinin eğriselliği dikkate alınarak geliştirilebilir. Şekil 3.11 ve Şekil 3.12 birlikte incelendiğinde, hafif kararsız veya nötre yakın atmosfer şartlarında (C eğrileri etrafında) σ_y/σ_z değeri hemen hemen x mesafesinden bağımsızdır. Yani $\sigma_y/\sigma_z = k$ alınıp Gauss denkleminde y ve z değerleri sıfıra eşitlenmelidir. $\sigma_y/\sigma_z = k \Rightarrow \sigma_y = k\sigma_z$, $y=0$ ve $z=0$ varsayımları ile genel Gauss denklemi şu şekilde yazılabilir:

$$C(x,0,0,H) = \frac{Q}{\pi k \sigma_z^2 u} \exp\left(-\frac{H^2}{2\sigma_z^2}\right) \quad 3.16$$

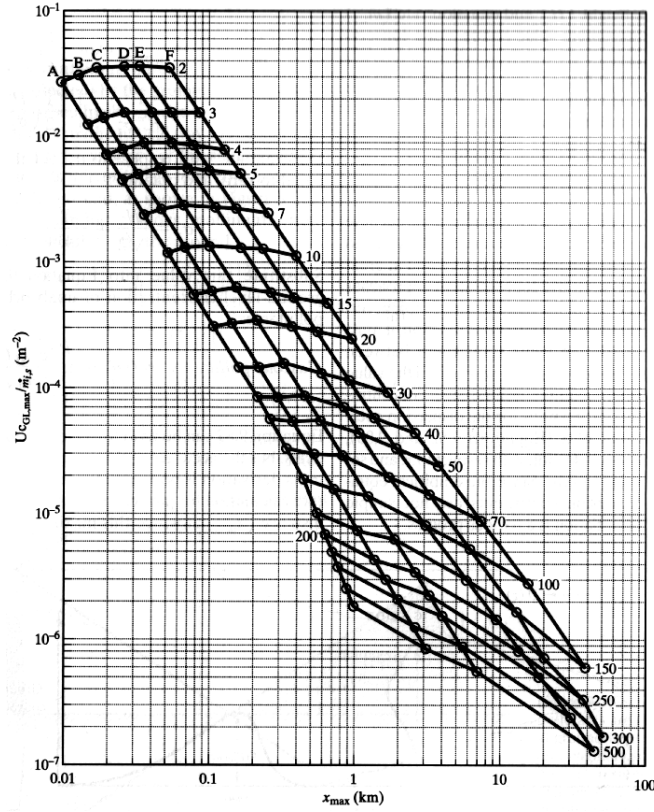
Bu fonksiyonun ekstrem noktası olan maksimumu bulmak için C 'nin σ_z 'ye göre türevi alınıp sıfıra (0) eşitlenmesi gerekir. Bu şekilde, türevin tanımı gereği C değerinin en büyük olduğu durum bulunmuş olur. Denklem 3.16'nın σ_z 'ye göre türevi alınıp sıfıra eşitlendiğinde Denklem 3.17 elde edilir:

$$1 + \left(\frac{-H^2}{2}\right) \sigma_z^{-2} = 0 \Rightarrow \sigma_z = \frac{H}{\sqrt{2}} = 0.707 H \quad 3.17$$

Evvela etkin baca yüksekliği (H) hesaplanır daha sonra σ_z değeri yukarıda elde edilen eşitlikte bulunur. Bulunan σ_z değeri Şekil 3.12'deki $\sigma_z - x$ grafiğinden uygun kararlılık sınıfı için kullanılarak azami konsantrasyonun olduğu x mesafesi bulunur. Ancak bu şekilde bulunan x mesafesi grafiğin doğası gereği yaklaşık değer olacaktır. Grafikselleştirme hatalarını daha da azaltacak bir yöntem şöyle olabilir:

Yukarıda elde edilen $\sigma_z - H$ bağıntısından $H^2 = 2\sigma_z^2$ eşitliği Gauss denkleminde yerine konarak yine yer seviyesi ($z=0$) ve hüzmeye merkez çizgisi üzeri ($y=0$) düzeltmeleri yapılır ve denklem çözülürse:

$$C_{\max,yans} = \frac{0.1171 Q}{u \sigma_y \sigma_z} \quad 3.18$$



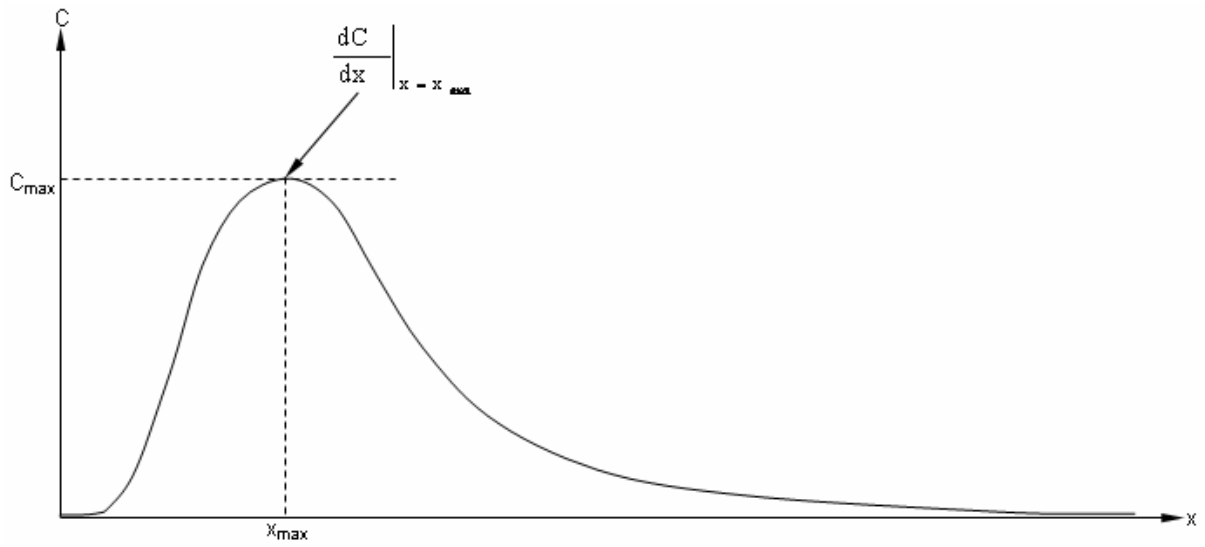
Şekil 3.13 Maksimum Cu/Q değerinin kararlılık sınıfı ve etkin baca yüksekliğine bağlı değişimi (Turner, 1994)

Yansımali topografya için azami konsantrasyon değerini veren denklem elde edilir. Tabi ki bu denklem elde edilirken kullanılan şartlar dikkate alındığında hafif kararsız veya nötr şartlar için geçerli olduğunu unutmamak gerekir. Ancak daha önce Şekil 3.13'e bağlı olarak açıklanan Turner (1994)'ın grafiksel yöntemi ise bu şekilde kısıtlı değildir. Zira yöntem doğrudan Gauss dispersiyon denklemine dayanmakta ve Şekil 3.13'den de görüldüğü gibi tüm kararlılık sınıflarını ihtiva etmektedir.

Maksimum yer seviyesi konsantrasyonunu hesaplamak için, bütün stabilite sınıflarına uygulanabilecek bir başka yöntem ise nümerik olarak Gauss Dispersiyon denklemini çözmektir. Denklem 3.5'te verilen genel Gauss Dispersiyon denklemi kullanılarak, spesifik bir (Q, u, H) veri seti için, rüzgar yönünde, yer seviyesindeki $(y, z) = (0, 0)$ konsantrasyonlar bir grafik kağıdında noktalandığında Şekil 3.14'te temsili olarak gösterilen dağılım ortaya çıkar.

Şekil 3.14'te dağılımda, en yüksek konsantrasyonun gözlemlendiği x_{max} noktasını bulmak için bir dizi nümerik prosedürü uygulamak gerekir. Bilindiği gibi bir fonksiyonun eğimi, o fonksiyonun verilen noktadaki türevine eşit olup, bu türevin sifıra eşit olduğu noktada, verilen

fonksiyonun ekstrem durumu ortaya çıkar. Genel Gauss denkleminde tek ekstrem durum, rüzgar yönünde, yer seviyesindeki konsantrasyonun en yüksek olduğu durumdur. Şekil 3.14'te verilen temsili grafiğin eğimi yine temsili olarak Şekil 3.15'te gösterilmektedir. Bu grafik üzerinde de açıkça görülebileceği gibi, maksimum yer seviyesi konsantrasyonunun gerçekleştiği noktada Şekil 3.14'te verilen grafiğin eğimi (türevi) sıfır olmaktadır. Bu noktayı belirlemek için Kiriş (Newton-Raphson) ya da Aralığı İkiye Bölme (Bisection) metotları gibi bazı nümerik metotlar kullanılabilir. Bu yöntemin, ikinci metotla yapılan çözümü şu şekilde olmaktadır.

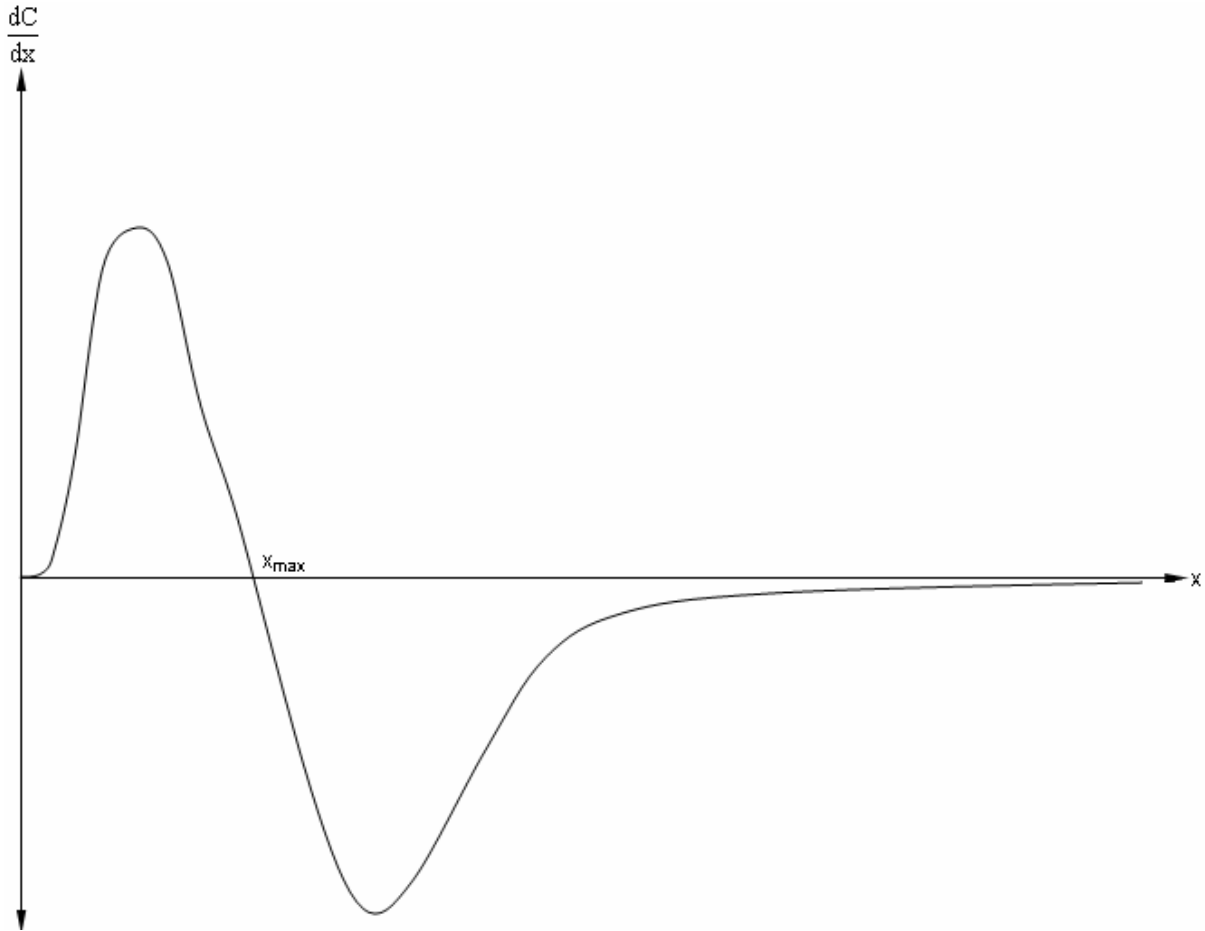


Şekil 3.14 Rüzgar yönünde, yer seviyesindeki konsantrasyon profili

1. Aralığı İkiye Bölme metodunda kullanılmak üzere, maksimum konsantrasyonun gerçekleştiği x uzaklığını (x_0) aralarına alan iki x mesafesi (x_1 ve x_2) seçilir. Ancak bu noktalar, Şekil 3.14'te görüldüğü gibi, türevin, pratikte sıfıra eşit olacağı kadar uç noktalarda olmamalıdır.
2. Seçilen x_1 ve x_2 noktalarında, Denklem 3.8'in nümerik olarak türevi alınır. Nümerik türev alırken Δx 'i uygun bir aralıkta seçmek gerekir. Bu durum için $\Delta x = 0.0001$ ile $\Delta x = 0.01$ m arasında değişebilir.
3. x_1 ve x_2 noktaların aritmetik ortalaması olarak x_0 mesafesi bulunur. Bu mesafede de Denklem 3.8'in türevi nümerik olarak bulunur.

4. Eğer $x_0 > x_{max}$ ise denklemin türevi negatif olacağından $x_2 = x_0$ ataması yapılarak; eğer $x_0 < x_{max}$ ise denklemin türevi pozitif olacağından $x_1 = x_0$ ataması yapılarak 2. basamağa dönülür ve bütün işlemler tekrarlanır.
5. İterasyonun herhangi bir aşamasında $x_2 - x_1$ farkı belirli bir limit değerden küçükse iterasyon terk edilir. Bu noktadaki x_0 değeri, maksimum konsantrasyon mesafesi olarak atanır. Bu noktadaki yer seviyesi konsantrasyonu ise maksimum konsantrasyon olur.

Önerilen bu metot için, gerekli algoritma Ek A'da VB kodu olarak gösterilmektedir.



Şekil 3.15 $(y, z) = (0, 0)$ için Gauss Dispersiyon denkleminin türevi

3.5. Kısa ve Uzun Vadeli Modelleme

Bu çalışmada iki farklı modelleme yaklaşımı uygulanmıştır: kısa vadeli modelleme ve uzun vadeli modelleme. Kısa vadeli modelleme, 10 dakikalık ortalama dispersiyon katsayıları kullanılarak, bacalardan atmosfere atılan kokulu bileşiklerin alıcı ortamdaki konsantrasyonlarını hesaplamak için kullanılmıştır. Kısa vadeli modelleme yaklaşımında rüzgâr tek yönden esmektedir. Bu nedenle rüzgarın geldiği yönde herhangi bir konsantrasyon hesabı yapılamamaktadır. Kısa vadeli modellemede, herhangi bir zamanda, sabit hızla esen

rüzgâr hızı ile birlikte, o andaki atmosferik kararlılık sınıfının belirlenmesi için gerekli meteorolojik şartlar gereklidir. Bundan başka, kaynak ve emisyon bilgilerine ihtiyaç duyulur. Bu çalışmada, kısa vadeli modelleme, “MCGP 2.0 Visual” (Ertürk vd., 2005) isimli bilgisayar programıyla yapılmış; elde edilen sonuçlar Surfer 8.0™ ile kirlilik haritalarının oluşturulmasında kullanılmıştır. “MCGP 2.0 Visual”, tek yönden, sabit hızla, üniform olarak esen bir rüzgarın etkisi altında, bacalardan salınan kirleticilerin konsantrasyonunu hesaplamak için, hüzme yükselmesi denklemlerinden Briggs denklemlerini kullanmaktadır.

Uzun vadeli modelleme, ISCLT3 (Industrial Source Complex Long Term) modeli ile yapılmıştır. U.S. EPA tarafından hazırlanan bu model, Türkiye’de kabul görmüş, sıkça kullanılan bir modeldir. Bu modelde, rüzgarın tek yönden estiği kabulüne ters olarak, belirlenen bir zaman periyodunda, her yöne doğru (16 yön) esen rüzgarların esme sayılarının bilinmesi gerekmektedir. Bu esme sayıları kullanılıp esme frekansları hesaplanır ve bu frekanslar model girdisi olarak kullanılır (U.S. EPA, 1995). Modelde, her yönde esen rüzgar hızları ve frekansları kullanılarak, her yöndeki alıcı noktalarda ortalama ve maksimum konsantrasyonlar hesaplanır. Hesaplanan ortalama konsantrasyonlar, o yöne doğru esen rüzgarların frekansları ile çarpılarak, o yönde, belirlenen zaman periyodundaki ortalama konsantrasyon hesaplanır. ISCLT3, aynı zamanda, topografik koşulların dağılıma etkisini de hesaba katabilmektedir. Bundan başka, yüksek binaların dağılım üzerindeki etkileri de (building wakes) ISCLT3 programıyla hesaplanabilmektedir.

4. MODEL GİRDİLERİ

Herhangi bir kirletici kaynaktan atmosfere salınan kirleticilerin atmosfer ortamındaki davranışları ve kaynaktan belirli bir mesafe uzaklıktaki bir alıcı noktada (mesela yerleşim yerlerinde) oluşturacakları konsantrasyon değerleri birtakım şartlara bağlı olarak değişebilmektedir. Bu şartlar, ana başlıklarla; kaynağın ve kirleticilerin özellikleri, atmosfer koşulları ve alıcı noktanın kaynağa uzaklığı şeklinde ifade edilebilir.

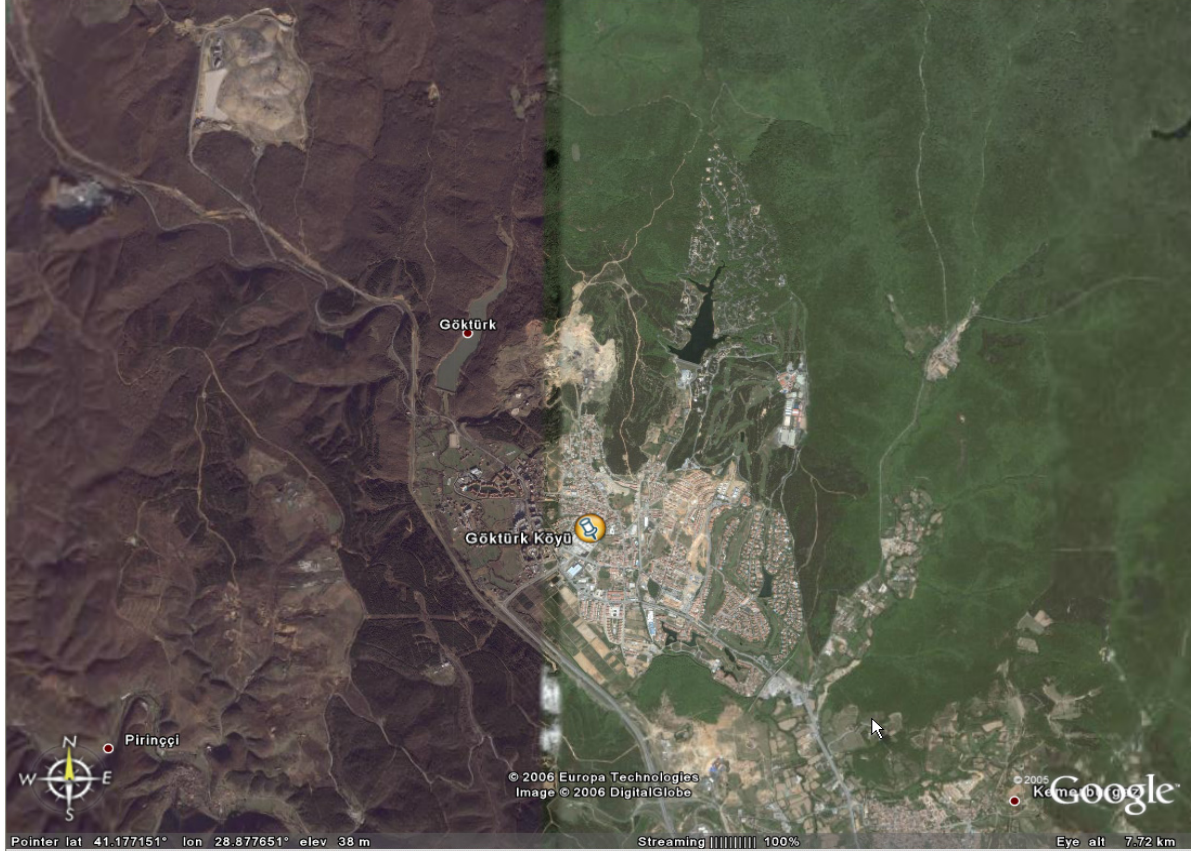
Bu çalışma kapsamında Odayeri katı atık depo sahasından kaynaklanan, koku veren VOC'lerin kendi özellikleri de dikkate alınarak gaz bacalarından atmosfere salındıktan sonra çevredeki yerleşim yerlerinde meydana getirmesi muhtemel koku problemi araştırılmıştır.

Mevcut problemin şartları çerçevesinde aşağıdaki koşullar dikkate alınarak ve kabuller yapılarak modelleme çalışmaları yapılmıştır:

1. Depo sahasında mevcut olan gaz bacalarında debi ve gaz bileşenleri (metan, karbondioksit, hidrojen sülfür) ölçümleri yapılmış ve bu değerler çalışmada ele alınan zaman periyodu boyunca ölçüldüğü değerlerde sürekli ve kararlı (sabit) kabul edilmiştir.
2. Atmosfere salınan kirletici parametrelerin atmosfer ortamında bir reaksiyona girmediği kabul edilmiştir. Yani gaz bacalarından salınan kirleticiler alıcı noktaya ulaşınca kadar oldukları gibi kalmakta, herhangi bir etkiyle başka kimyasal bileşenlere dönüşmemektedir.
3. Atmosfere salınan kirleticilerin alıcı ortamda oluşturacakları kirlilik seviyesi modellenirken, hesap yapılan belli bir model periyodu için model dâhilinde kullanılan atmosferik parametrelerin değişmediği kabul edilmiştir. Mesela kirleticileri alıcı ortama doğru taşıyan rüzgârın hızının ve yönünün sabit kaldığı kabul edilmiştir.
4. Koku veren VOC'lerin koku eşik değeri bilinenler dikkate alınmış ve her biri için alıcı noktada oluşturdukları konsantrasyonlar modellerle hesaplanarak alıcı noktada koku eşik değerini aşıp aşmadıkları, dolayısıyla kokuya sebep olup olmadıkları incelenmiştir.
5. Odayeri düzenli depo sahasından atmosfere salınan, koku veren gazlar atmosfer koşulları etkisiyle her yöne doğru yayılabilir. Bu çalışmanın temel hedefi, en yakın ve en büyük yerleşim yeri olan Göktürk beldesinde – ki burası genellikle koku şikâyetlerinin meydana geldiği yerleşim yeridir – meydana gelen kirlilik seviyelerinin araştırılması olmuştur. Yani modelleme çalışmalarında alıcı nokta olarak Göktürk beldesi dikkate alınmış ve koku veren VOC'lerin bu beldede spesifik koku eşik değerlerini aşıp aşmadığı çeşitli atmosferik şartlar ve zaman periyotları bazında incelenmiştir.

4.1. Alıcı Ortam

Bu çalışmada, Odayeri düzenli depolama sahasından kaynaklanan depo gazlarının atmosfere salındıktan sonra depo sahasının güney-güneydoğusunda yer alan Göktürk beldesinde sebep olabilecekleri koku problemi araştırılmıştır. Depo sahası ile Göktürk beldesinin coğrafi konumları Şekil 4.1’de verilmektedir.

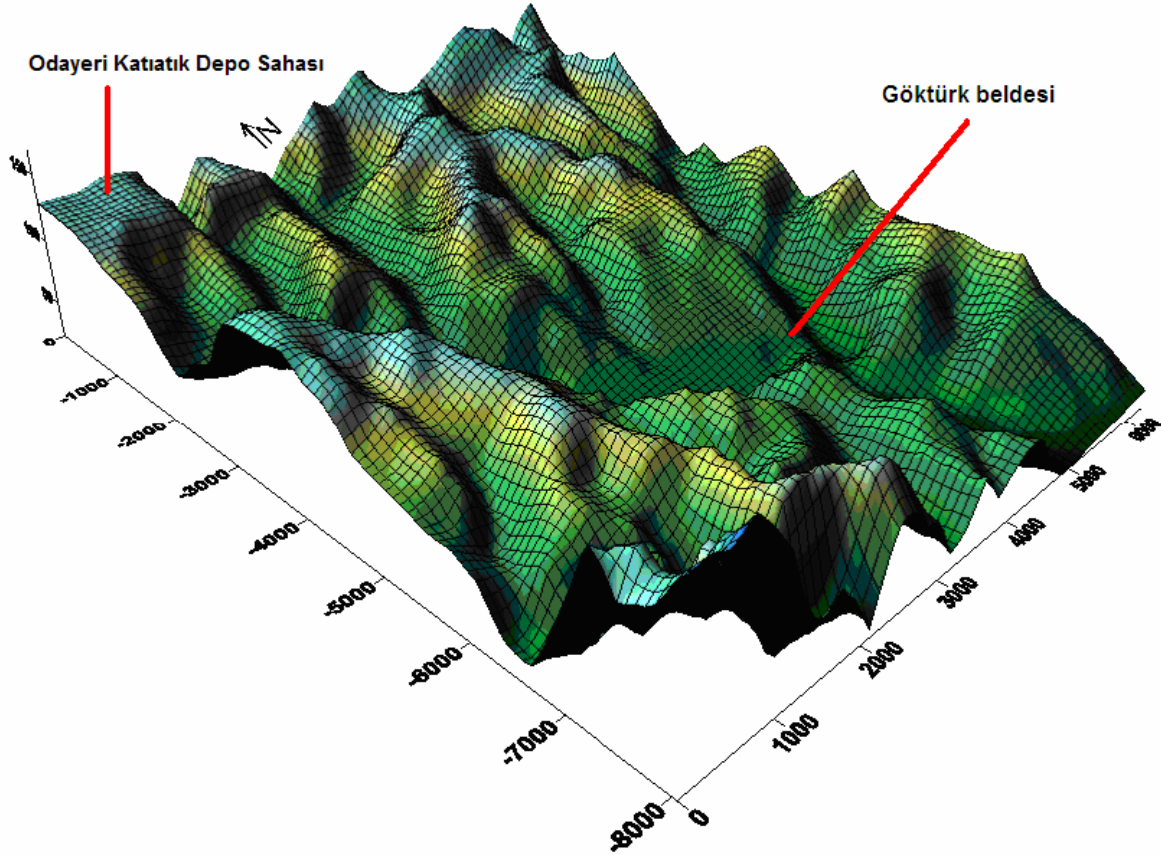


Şekil 4.1: Çalışma Bölgesi ve çevresi

Alıcı ortam daha geniş bir alana yayılıyor olsa da modelleme yaklaşımında Göktürk beldesindeki koku problemi araştırıldığı için, modelleme alanı sadece depo sahası ve Göktürk beldesini içerecek şekilde seçilmiştir. Seçilen model alanı, depo sahasının en kuzey-batı noktasından itibaren güneye doğru 8 km, doğuya doğru 6 km boyutundadır. Model alanı, toplam 48 km²’dir.

Bölgenin topografik yapısı Gauss dispersiyonunda etkili olabilecek özelliklere sahiptir. Depo sahasından atmosfere salınan kirletici gaz hüzmesi rüzgarın etkisiyle taşınırken karşılaştığı topografik yapılar (genelde dağ ve vadiler) kirletici hüzmenin hareket eksenini ve dağılımını etkileyecek niteliktedir. Rüzgârın yönünün değişmediği kabul ediliyor olsa bile bu topografik yapılar hareket yönünde etkili olabilecektir. Kullanılan ISCLT modeli taşınım ve dağılımda

bu tür topografik etkileri de dikkate almaktadır. Bölgenin yükselti verileri kullanılarak oluşturulan topografik haritası Şekil 4.2’de verilmektedir. Topografik yapıdan da görüldüğü üzere çöp depo sahası ile Göktürk beldesi arasında modelleme açısından ihmal edilemeyecek özelliklerde topografik yapılanma mevcuttur ve ISCLT modeli bu topografik yapı ile ilgili veri girdisine müsaittir. ISCLT modeli ile uzun vadeli kirlilik tahmininde bu topografik özellikler kullanılmıştır.



Şekil 4.2: Bölgenin topografik yapısı

4.2. Kirletici Kaynakları ve Emisyon Hızları

Odayeri depo sahasında mevcut gaz bacalarında yapılan ölçümlerle depo sahası gazının ana bileşenlerinin (metan, karbondioksit ve hidrojen sülfür) hacimsel yüzdeleri tespit edilmiştir. Aynı anda gaz bacalarında hız ölçümleri de yapılarak depo gazlarının bacalardan çıkan hacimsel debileri hesaplanmıştır. Odayeri depo sahasında mevcut 90 adet aktif bacada yapılan ölçümlerde elde edilen veriler Çizelge 4.1’de verilmektedir. Hemen belirtmek gerekir ki, depo gazları sadece gaz bacalarından atmosfere salınmaz. İhmal edilemeyecek bir kısmı da depolanan katı atığın açık yüzeyinden atmosfere salınmaktadır. Yani alan emisyonu şeklinde yayılım olmaktadır. Ancak bu çalışma sürecinde bu emisyon miktarını sağlıklı bir şekilde

tespit etme imkanı olmadığı için, modelleme çalışmasında emisyon verisi olarak kullanılamamıştır.

Çizelge 4.1 Depo sahasındaki gaz bacalarında yapılan ölçümler

Kuyu	CH ₄ (%)	CO ₂ (%)	H ₂ S (ppm)	Debi (m ³ /h)	Kuyu	CH ₄ (%)	CO ₂ (%)	H ₂ S (ppm)	Debi (m ³ /h)
1	55	40	291	186.9	30	36	17	15	18.7
2	52	35	484	56.1	31	42	18	200	22.4
3	33	24	3	0.0	32	40	19	0	22.4
4	49.5	28	251	18.7	33	35	18	0	11.2
5	Baca tamamen tıkalı				34	30	18	0	14.9
6	52	26	250	11.2	35	27	20	10	0.0
7	49	29	25	7.5	36	28	19	0	0.0
8	53	32	260	22.4	37	23	16	20	0.0
9	51	33	60	14.9	38	24	13	20	0.0
10	48.5	29	61	7.5	39	30	18	0	7.5
11	45	28	5	7.5	40	36	18	5	18.7
12	42	26	0	11.2	41	40	21	15	22.4
13	30	26	38	11.2	42	41	20	10	44.8
14	26	20	210	11.2	43	30	19	0	0.0
15	29	21	450	33.6	44	34	20	10	0.0
16	32	20	75	0.0	45	32	21	15	0.0
17	43	24	400	7.5	46	32	20	95	0.0
18	43	23	0	18.7	47	30	21	0	0.0
19	50	30	100	29.9	48	33	22	0	0.0
20	56	28	15	29.9	49	31	22	15	0.0
21	54	31	0	33.6	50	26	11	0	0.0
22	56	24	0	56.1	51	26	12	10	0.0
23	46	28	20	44.8	52	25	10	0	0.0
24	43	26	0	59.8	53	29	13	170	0.0
25	26	16	0	0.0	54	28	14	7	0.0
26	27	13	0	0.0	55	30	15	0	0.0
27	24	10	0	0.0	56	32	15	0	3.7
28	30	14	128	7.5	57	30	20	25	0.0
29	32	16	326	14.9	58	22	12	20	0.0

Kuyu	CH ₄ (%)	CO ₂ (%)	H ₂ S (ppm)	Debi (m ³ /h)	Kuyu	CH ₄ (%)	CO ₂ (%)	H ₂ S (ppm)	Debi (m ³ /h)
59	18	10	70	0.0	73	43	26	0	3.7
60	12	3	35	0.0	74	46	30	20	11.2
61	30	19	145	11.2	75	53	32	0	33.6
62	19	15	5	0.0	76	46	24	450	22.4
63	32	20	0	7.5	77	56	32	480	22.4
64	33	20	10	7.5	78	53	33	165	26.2
65	30	22	20	11.2	79	50	30	210	14.9
66	30	18	10	3.7	80	52	29	487	37,4
67	Baca tamamen tıkalı				81	50	–	470	149,5
68	21	15	0	0.0	82	55	26	330	48,6
69	Baca tamamen tıkalı				83	55	32	280	18,7
70	17	10	15	0.0	84	55	33	420	74.7
71	49	32	0	7.5	85	55	38	260	149.5
72	48	32	0	3.7	86	60	34	400	130.8
73	43	26	0	3.7	87	60	34	250	89,7
74	46	30	20	11.2	88	54	34	460	78.5
71	49	32	0	7.5	89	55	35	360	74.7
72	48	32	0	3.7	90	50	27	880	78.5

Depo gazının ana bileşenleri içinde, metan ve karbondioksit kokusuz gazlar oldukları için bu çalışmada dikkate alınmamıştır. Hidrojen sülfür ise belirgin kokusu olan depo gazı olup modelleme çalışmasında kullanılmıştır.

Çalışmanın asıl önemli boyutunda ise diğer koku veren VOC'lerin yer aldığı daha önce ifade edilmişti. Ancak bu VOC'lerin ölçümüne hâlihazırda imkân yoktur. Bu VOC'lerin depo sahasından salınım debilerinin hesabı için literatürde mevcut emisyon faktörleri kullanılmıştır. US EPA kaynaklarında mevcut olan AP-42 Emisyon Faktörleri veri tabanından, katı atık depo sahalarından çıkması muhtemel VOC türleri ve tipik konsantrasyonları elde edilmiştir (US EPA, 1998). Çizelge 4.2'de bu VOC'ler ve tipik emisyon konsantrasyonları verilmiştir.

Kaynak noktası olan çöp depo sahası için Gauss dispersiyon modeli uyarlamasında her gaz bacasının tek başına bir kaynak noktası olması gerekmektedir. Ancak 90 adet bacanın belirli bir alanda toplanmış olması, her birinin ayrı bir kaynak noktası olarak değerlendirilmesindeki hesap külfetinin hafifletilmesi fırsatını da doğurmaktadır. Şöyle ki, depo sahasındaki tüm

bacaların tek bir baca veya birbirine yakın olanların gruplandırılarak birkaç grup baca olarak değerlendirilmesi; alıcı noktanın uzaklığına bağlı olarak belirgin bir hata ortaya çıkarmayacaktır. Bu çalışmada da böyle bir yöntem benimsenmiş, depo sahası bacaları gruplandırılarak 5 adet ana kaynak noktası oluşturulmuş ve bu 5 kaynağın ترکیبی olan bireysel gaz bacalarının kirletici emisyonları toplanarak her grup baca için tek bir hacimsel emisyon debisi hesaplanmıştır. Yapılan bu gruplandırma sistemi Şekil 4.3'te gösterilmektedir. Aktif durumdaki bacalara ait koordinat bilgileri toplanmış, ölçülen gaz debileri de kullanılarak oluşturulan toplam 5 adet farklı baca grubuna ait ortalama veriler Çizelge 4.3'te gösterilmektedir.

Çizelge 4.2 USEPA AP-42'de mevcut çöp depo sahasından kaynaklanan VOC türleri ve tipik emisyon konsantrasyonları (US EPA, 1998)

Bileşen	Konsantrasyon (ppmv)	Molekül ağırlığı	Not
1,1,1-Trichloroethane (methyl chloroform) - HAP	0,48	133,41	A
1,1,2,2-Tetrachloroethane - HAP/VOC	1,1	167,85	A, B
1,1-Dichloroethane (ethylidene dichloride) - HAP/VOC	2,4	98,97	A, B
1,1-Dichloroethene (vinylidene chloride) - HAP/VOC	0,20	96,94	A, B
1,2-Dichloroethane (ethylene dichloride) - HAP/VOC	0,41	98,96	A, B
1,2-Dichloropropane (propylene dichloride) - HAP/VOC	0,18	112,99	A, B
2-Propanol (isopropyl alcohol) - VOC	50	60,11	B
Acetone	7,0	58,08	
Acrylonitrile - HAP/VOC	6,3	53,06	A, B
Benzene - No or Unknown Co-disposal - HAP/VOC	1,9	78,11	A, B
Benzene - Co-disposal - HAP/VOC	11	78,11	A, B
Bromodichloromethane - VOC	3,1	163,83	B
Butane - VOC	5,0	58,12	B
Carbon disulfide - HAP/VOC	0,58	76,13	A, B
Carbon monoxide	140	28,01	
Carbon tetrachloride - HAP/VOC	4,0E-03	153,84	A, B
Carbonyl sulfide - HAP/VOC	0,49	60,07	A, B
Chlorobenzene - HAP/VOC	0,25	112,56	A, B
Chlorodifluoromethane	1,3	86,47	
Chloroethane (ethyl chloride) - HAP/VOC	1,3	64,52	A, B
Chloroform - HAP/VOC	0,03	119,39	A, B
Chloromethane - VOC	1,2	50,49	B
Dichlorobenzene - (HAP for para isomer/VOC)	0,21	147	B, C
Dichlorodifluoromethane	16	120,91	
Dichlorofluoromethane - VOC	2,6	102,92	B
Dichloromethane (methylene chloride) - HAP	14	84,94	A
Dimethyl sulfide (methyl sulfide) - VOC	7,8	62,13	B
Ethane	890	30,07	

Bileşen	Konsantrasyon (ppmv)	Molekül ağırlığı	Not
Ethanol - VOC	27	46,08	B
Ethyl mercaptan (ethanethiol) - VOC	2,3	62,13	B
Ethylbenzene - HAP/VOC	4,6	106,16	A, B
Ethylene dibromide - HAP/VOC	1,0E-03	187,88	A, B
Fluorotrichloromethane - VOC	0,76	137,38	B
Hexane - HAP/VOC	6,6	86,18	A, B
Hydrogen sulfide	36	34,08	
Mercury (total) - HAP	2,9E-04	200,61	A
Methyl ethyl ketone - HAP/VOC	7,1	72,11	A, B
Methyl isobutyl ketone - HAP/VOC	1,9	100,16	A, B
Methyl mercaptan - VOC	2,5	48,11	B
Pentane - VOC	3,3	72,15	B
Perchloroethylene (tetrachloroethylene) - HAP	3,7	165,83	A
Propane - VOC	11	44,09	B
t-1,2-Dichloroethene - VOC	2,8	96,94	B
Toluene - No or Unknown Co-disposal - HAP/VOC	39	92,13	A, B
Toluene - Co-disposal - HAP/VOC	170	92,13	A, B
Trichloroethylene (trichloroethene) - HAP/VOC	2,8	131,40	A, B
Vinyl chloride - HAP/VOC	7,3	62,50	A, B
Xylenes - HAP/VOC	12	106,16	A, B
A. Amerikan Temiz Hava Planında (1990 Clean Air Act) adı geçen Tehlikeli hava kirleticisi (Hazardous air pollutants (HAP)).			
B. EPA kaynaklarında (40 CFR 51.100(s).) Uçucu Organik bileşik olarak tanımlanmaktadır			
C. Kaynak testleri bu bileşiğin orto ve para izomer olup olmadığını ifade etmemiştir. para-izomer EPA kaynaklarında HAP olarak tanımlanmaktadır.			

Çizelge 4.2’de VOC’ler için verilen tipik emisyon konsantrasyonları kullanılarak Odayeri depo sahası için oluşan kütleli emisyon debileri de hesaplanmış ve Çizelge 4.4’te verilmiştir.

Daha evvel de ifade edildiği üzere depo sahasından atmosfere salınan koku veren VOC’ler için alıcı ortamda yapılacak modelleme çalışmasının sonuçlarının koku bakımından anlamlandırılması gerekmektedir. Bu da söz konusu VOC’lerin koku eşik değerlerinin bilinmesi ile mümkündür. Depo sahası VOC’leri için yine literatürden elde edilen koku eşik değerleri Çizelge 4.5’te verilmektedir.

Çizelge 4.3 Depo sahasında gruplandırılmış gaz bacaları özellikleri

Özellik	Baca Grupları				
	Grup 1	Grup 2	Grup 3	Grup 4	Grup 5
X, m	430	717	644	273	450
Y, m	-35	-392	-800	-652	-500
Z, m	110,5	115,6	96,0	100,6	130
Gaz Sıcaklığı, °C	30	30	30	30	30
Baca Çapı, m	0,115	0,115	0,115	0,115	0,115
Gaz Hızı, m/sn	0,93	0,84	0,76	0,56	1,74
Hacimsel debi, L/sn	115,5	123,9	233,1	123,7	289,4
İçerdiği Bacalar	1-12	13-26	27-54	55-74	75-90

X: Doğu-batı doğrultusu; Y: Kuzey-güney doğrultusu; Z: Yükseklik



Şekil 4.3: Depo sahasındaki gaz bacalarının yayılma alanlara göre gruplandırılmaları

Çizelge 4.4 Kirleticilerin kütleli emisyon debileri

Kirletici Adı	Kütleli Emisyon Hızı, $10^{-3} \times \text{g/sn}$					
	Grup1	Grup2	Grup3	Grup4	Grup5	Toplam
Akrilonitril	1,577	1,649	2,899	1,830	3,952	11,907
Aseton	1,892	1,979	3,480	2,197	4,743	14,291
Bütan	1,359	1,421	2,499	1,577	3,406	10,261
Diklorometan	5,645	5,904	10,382	6,553	14,150	42,634
Dimetilsülfür	2,258	2,362	4,153	2,621	5,660	17,054
Etanol	5,825	6,092	10,713	6,762	14,601	43,994
Etilbenzen	2,274	2,379	4,183	2,640	5,701	17,178
Etilmerkaptan	0,658	0,689	1,211	0,764	1,650	4,972
Hegzan	2,631	2,752	4,839	3,055	6,596	19,874
Hidrojen Sülfür	3,639	1,043	0,709	0,403	15,657	21,450
İzopropanol	13,996	14,638	25,739	16,248	35,083	105,704
Karbondisülfür	0,205	0,215	0,377	0,238	0,514	1,550
Karbonilsülfür	0,137	0,143	0,252	0,159	0,343	1,033
Karbontetraklorür	0,003	0,003	0,005	0,003	0,007	0,022
Kloroform	0,017	0,017	0,031	0,019	0,042	0,126
Metiletilketon	2,376	2,485	4,370	2,758	5,956	17,945
Metilizobütilketon	0,870	0,910	1,601	1,011	2,182	6,574
Metilmerkaptan	0,557	0,582	1,024	0,646	1,396	4,205
m-Ksilen	5,970	6,244	10,979	6,931	14,964	45,087
Pentan	1,103	1,154	2,029	1,281	2,765	8,332
Propan	2,274	2,379	4,183	2,640	5,701	17,178
Tetrakloroetilen	2,875	3,007	5,287	3,337	7,206	21,711
Trikloroetilen	1,722	1,801	3,167	1,999	4,317	13,006

4.3. Meteoroloji

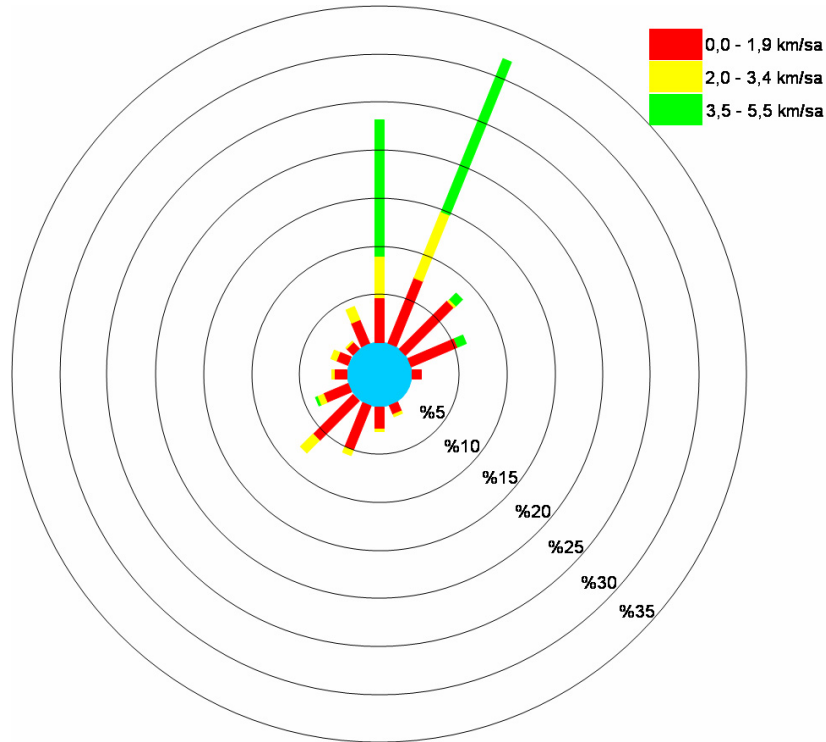
Dispersiyon modellemesinde atmosferik parametreler önemli rol oynamaktadır. Özellikle rüzgar hızı kirletici gaz hüzmelerinin kaynaktan çıktıktan sonra alıcı ortama doğru hareketini ve atmosferin kararlılığı (bu parametre karışma yüksekliği ile bağıntılıdır) da kirletici hüzmelerinin taşınırken rüzgara dik yönlerde yayılımını etkileyen iki önemli parametredir. Kullanılan modeller için gerekli olan bu iki meteorolojik parametre çalışma bölgesine en yakın meteoroloji istasyonlarından (Göktürk ve Balmumcu) 2005 yılı için temin edilmiş ve aylara göre model için gerekli şekillerde düzenlenmiştir (Weather Web Sitesi, 2006)

Çizelge 4.5 Bazı VOC'lerin koku eşik değerleri (Nagata, 1998)

Kirletici Adı	Koku Eşik Değeri, ppm	Koku Eşik Değeri, $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Kirletici Adı	Koku Eşik Değeri, ppm	Koku Eşik Değeri, $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Akrilonitril	0,8	19108	Karbonilsülfür	0,055	135
Aseton	42	99826	Karbontetraklorür	4,6	28959
Bütan	1200	2854149	Kloroform	3,8	18566
Diklorometan	160	556163	Metiletilketon	0,44	1298
Dimetilsülfür	0,003	7,628	Metilizobütilketon	0,17	696
Etanol	0,52	980	Metilmerkaptan	0,00007	0,138
Etilbenzen	0,17	738	m-Ksilen	0,041	178
Etilmerkaptan	0,00001	0,022	Pentan	1,4	4133
Hegzan	1,5	5290	Propan	1200	2165166
Hidrojen Sülfür	0,008	11,1	Tetrakloroetilen	0,77	5225
İzopropanol	0,094	231	Trikloroetilen	3,9	20971
Karbondisülfür	0,21	654			

4.3.1. Rüzgar Hızları

Söz konusu bölgeye ait rüzgâr hızları ve esme sayıları aylara göre belirlenmiş olup, yıllık ortalama rüzgar gülü Şekil 4.4'te gösterilmektedir.



Şekil 4.4 Yıllık ortalama rüzgar gülü

4.3.2. Karışma Yükseklikleri

Rüzgârla taşınan kirletici gaz hüzmesi rüzgâra dik yönlerde (y ve z yönlerinde) ne kadar dağılabiliyorsa o kadar seyrelir. Karışma yüksekliği kirletici huzmenin atmosfer hacmi içerisinde ne kadar yükseğe kadar ulaşacağını ifadesidir. ISCLT3 modelinin ihtiyaç duyduğu karışma yükseklikleri bölge için toplanmış aylık tablolar halinde derlenmiştir.

Çizelge 4.6 Ocak – Haziran ayları ortalama karışım yükseklikleri (m)

Aylar	Kararlılık sınıfı	Rüzgâr hızı kategorileri					
		1	2	3	4	5	6
Ocak	A	300	290	280	270	260	250
	B	280	270	260	250	240	230
	C	260	250	240	230	220	210
	D	240	230	220	210	200	190
	E	220	210	200	190	180	170
	F	200	190	180	170	160	150
Şubat	A	230	220	210	200	190	180
	B	210	200	190	180	170	160
	C	190	180	170	160	150	140
	D	170	160	150	140	130	120
	E	150	140	130	120	110	100
	F	130	120	110	100	90	80
Mart	A	500	490	480	470	460	450
	B	480	470	460	450	440	430
	C	460	450	440	430	420	410
	D	440	430	420	410	400	390
	E	420	410	400	390	380	370
	F	400	390	380	370	360	350
Nisan	A	800	790	780	770	760	750
	B	780	770	760	750	740	730
	C	760	750	740	730	720	710
	D	740	730	720	710	700	690
	E	720	710	700	690	680	670
	F	700	690	680	670	660	650
Mayıs	A	1050	1040	1030	1020	1010	1000
	B	1030	1020	1010	1000	990	980
	C	1010	1000	990	980	970	960
	D	990	980	970	960	950	940
	E	970	960	950	940	930	920
	F	950	940	930	920	910	900
Haziran	A	1400	1390	1380	1370	1360	1350
	B	1380	1370	1360	1350	1340	1330
	C	1360	1350	1340	1330	1320	1310
	D	1340	1330	1320	1310	1300	1290
	E	1320	1310	1300	1290	1280	1270
	F	1300	1290	1280	1270	1260	1250

Çizelge 4.7 Temmuz – Aralık ayları ortalama karışım yükseklikleri (m)

Aylar	Kararlılık sınıfı	Rüzgâr hızı kategorileri					
		1	2	3	4	5	6
Temmuz	A	1450	1440	1430	1420	1410	1400
	B	1430	1420	1410	1400	1390	1380
	C	1410	1400	1390	1380	1370	1360
	D	1390	1380	1370	1360	1350	1340
	E	1370	1360	1350	1340	1330	1320
	F	1350	1340	1330	1320	1310	1300
Ağustos	A	850	840	830	820	810	800
	B	830	820	810	800	790	780
	C	810	800	790	780	770	760
	D	790	780	770	760	750	740
	E	770	760	750	740	730	720
	F	750	740	730	720	710	700
Eylül	A	750	740	730	720	710	700
	B	730	720	710	700	690	680
	C	710	700	690	680	670	660
	D	690	680	670	660	650	640
	E	670	660	650	640	630	620
	F	650	640	630	620	610	600
Ekim	A	600	590	580	570	560	550
	B	580	570	560	550	540	530
	C	560	550	540	530	520	510
	D	540	530	520	510	500	490
	E	520	510	500	490	480	470
	F	500	490	480	470	460	450
Kasım	A	550	540	530	520	510	500
	B	530	520	510	500	490	480
	C	510	500	490	480	470	460
	D	490	480	470	460	450	440
	E	470	460	450	440	430	420
	F	450	440	430	420	410	400
Aralık	A	400	390	380	370	360	350
	B	380	370	360	350	340	330
	C	360	350	340	330	320	310
	D	340	330	320	310	300	290
	E	320	310	300	290	280	270
	F	300	290	280	270	260	250

Çizelge 4.8 Yıllık ortalama karışım yükseklikleri (m)

Kararlılık sınıfı	Rüzgâr hızı kategorileri					
	1	2	3	4	5	6
A	740	730	720	710	700	690
B	720	710	700	690	680	670
C	700	690	680	670	660	650
D	680	670	660	650	640	630
E	660	650	640	630	620	610
F	640	630	620	610	600	590

4.3.3. Kısa Vadeli Model Senaryoları

Bu noktaya kadar verilen meteorolojik bilgiler uzun vadeli modellemede kullanılacak olup, ISCLT3 bilgisayar programı için gerekli meteorolojik verileri teşkil etmektedir. Uzun vadeli modelleme sonucunda elde edilen atmosferik konsantrasyon değerleri, aylık ve yıllık ortalamalar olmaktadır. Ancak, bölgedeki koku problemi zaman zaman ortaya çıkmakta, süreklilik arz etmemektedir.

Bu bilgiler ışığında, uzun vadeli modellemeye ek olarak, bir kısa vadeli modelleme de mevcut şartları temsil açısından önemlidir. Bu açıdan, kısa vadeli modelleme yapmak için bir bilgisayar programı geliştirilmiş ve iki farklı senaryo ile uygulanmıştır. Bu senaryolar, “ortalama şartlar” ve “en kötü şartlar” olarak adlandırılmışlardır. Bu senaryolara ait meteorolojik veriler, Pasquill–Gifford stabilite sınıfının seçilmesi için temel teşkil edecek veriler olup, Çizelge 4.9’da gösterilmiştir.

Çizelge 4.9 Kısa vadeli model senaryoları için meteorolojik veriler

Parametre	Senaryolar	
	Ortalama şartlar	En kötü şartlar
Rüzgar yönü	KB	KB
Rüzgar hızı, m/sn	2	1
Zaman dilimi	Gündüz	Gece
Gelen güneş ışığı	Orta	N/A*
Bulutluluk	Açık	Yarı açık
Karışım yüksekliği, m	Önemsiz	500
* Uygulanabilir değil		

5. SONUÇLAR ve YORUMLAR

Daha evvel de ifade edildiği gibi katı atık depo sahalarından yüzlerce çeşit VOC emisyonu söz konusu olabilir. Literatürden elde edilen 90 adet VOC türü Çizelge 2.2’de verilmişti. Diğer taraftan literatürde ismi geçen bu VOC’lerin bazılarının koku eşik değeri konsantrasyonları bilinmemektedir.

Bu çalışmada izlenen metodolojide, EPA AP-42 (1998) dokümanlarında listelenen VOC’lerden yine literatürde koku eşik değeri bulunan türleri ele alınmış ve bu VOC’ler Odayeri depo sahası için modellenmiştir.

Modelleme yaklaşımında US EPA tarafından hazırlanan paket program ISCLT3 kullanılmıştır. Bu modelle elde edilen sonuçlar aylık ortalamalar ile yıllık ortalama konsantrasyonlardır. Bu aylık ve yıllık bazda elde edilen konsantrasyon dağılımları arasında belirlenen en yüksek konsantrasyonlara bakıldığında, sadece iki kirleticinin yer seviyesindeki konsantrasyonlarının bu kirleticilerin Çizelge 4.5’te verilen koku eşik değerlerini aşmakta olduğu görülmüştür. Buna göre, etil merkaptan ve metil merkaptanın yer seviyesindeki yıllık ortalama konsantrasyonları, bu kokulu bileşiklerin sırasıyla 0,022 ve 0,138 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ olan koku eşik değerlerini aşarak sırasıyla 0,220 ve 0,186 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ seviyesine ulaştığı görülmüştür. Diğer kokulu bileşiklerin uzun vadeli modelleme sonucunda elde edilen yer seviyesindeki kütleli konsantrasyonları Çizelge 5.1’de gösterilmektedir. Uzun vadeli muhtemel kirlilik haritaları EK B’de gösterilmektedir.

Çizelge 5.1 Uzun vadeli yıllık ortalamaların en yüksek değerleri

Kirletici	Maksimum Konsantrasyon, $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Kirletici	Maksimum Konsantrasyon, $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Akrilonitril	0,536	Karbonilsülfür	0,047
Aseton	0,644	Karbontetraklorür	0,001
Bütan	0,462	Kloroform	0,006
Diklorometan	1,921	Metiletilketon	0,808
Dimetilsülfür	0,768	Metilizobütilketon	0,296
Etanol	1,982	Metilmerkaptan	0,186
Etilbenzen	0,787	m-Ksilen	2,031
Etilmerkaptan	0,220	Pentan	0,375
Hegzan	0,895	Propan	0,774
Hidrojen Sülfür	1,240	Tetrakloroetilen	0,978
İzopropanol	4,762	Trikloroetilen	0,578
Karbondisülfür	0,070		

Hesaplanan muhtemel yıllık ortalama konsantrasyonlar, depo sahası sınırları içinde maksimum değerlerine ulaşmaktadır. Yani, etil merkaptan ve metil merkaptanın, depo sahası sınırları içerisinde kokuya neden olduğu kesin olarak söylenebilmektedir. Ancak, bu koku problemi, depo sahası sınırları içinde kalmakta ya da depo sahası sınırlarına taşsa da en yakın yerleşim yeri olan Göktürk Beldesi'ne ulaşmamaktadır.

Uzun vadeli modelleme ile bulunan sonuçlar yeni bir soruyu akıllara getirmektedir: Bazı spesifik meteorolojik şartlar altında koku problemi Göktürk Beldesi'ne de taşınabilir mi? Nitekim, Göktürk Beldesi'nde karşılaşılan koku şikayetleri, koku probleminin sürekli değil, aralıklarla, bazen ortaya çıktığını göstermektedir (Saral vd., 2006). Bütün bu ön görüşler, konsantrasyon modellemesinde, uzun vadeli yaklaşıma ek olarak bir de kısa vadeli modellemenin gerekliliğini ortaya koymaktadır. Zira, belirlenen spesifik meteorolojik şartlar altında, muhtemel maksimum konsantrasyonlar Göktürk Beldesi'nde de koku problemine neden olabilir.

Bu fikirle yola çıkılarak, bir de kısa vadeli modelleme yapılmıştır. Kısa vadeli modellemede bacaların fiziksel özellikleri için Çizelge 4.3'teki veriler, emisyon hızları için Çizelge 4.4'teki veriler ve meteorolojik koşullar içinse Çizelge 4.9'daki veriler kullanılmıştır. Uzun vadeli modellemede elde edilen sonuçlara dayanarak, sadece etil merkaptan ve metil merkaptanın Göktürk Beldesi sınırları içinde koku problemine yol açabileceği düşünülmüş ve sadece bu iki bileşiğin kütsel konsantrasyon dağılımları modellenmiştir. Zira, diğer 21 adet kokulu bileşiğin yıllık ortalama konsantrasyonları koku eşik değerlerinin çok altında kalmakta olup, her ne koşulda olursa olsun, koku problemine yol açmayacağı aşıkardır.

Kısa vadeli modellemede, etil merkaptan ve metil merkaptan için ortalama şartlar altında en yüksek yer seviyesi konsantrasyonları sırasıyla 0,475 ve 0,402 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ olarak hesaplanırken, en kötü şartlar altında sırasıyla 0,153 ve 0,129 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ olarak bulunmuştur. Kısa vadeli muhtemel kirlilik haritaları Ek C'de gösterilmektedir. Ortalama şartlar altında bulunan daha yüksek konsantrasyonlar depo sahası sınırları içinde gerçekleşirken, en kötü şartlar altında bu mesafe kaynaktan daha uzak olmaktadır. Bulunan sonuçlar GDM'nin özelliklerinden kaynaklanmaktadır.

Kısa vadeli modelleme sonucu bulunan konsantrasyon dağılımlarına bakıldığında, alıcı ortamdaki atmosferik konsantrasyonların koku eşik değerlerini aştığı kuzey batı yönündeki mesafe görülebilmektedir. Buna göre ortalama şartlar altında, etil merkaptan, kaynağın 36 ile 613 m kuzey batı mesafeleri arasında kokuya neden olurken, metil merkaptan, kaynağın 48 ile 220 m kuzey batı mesafeleri arasında kokuya neden olmaktadır. En kötü şartlar altında ise etil

merkaptan, kaynağın 264 ile 11036 m kuzey batı mesafeleri arasında kokuya neden olurken, metil merkaptan, hiçbir noktada kokuya neden olmamaktadır. Bulunan sonuçlar açıkça göstermektedir ki, Çizelge 4.9'da en kötü şartlar için verilen durumlarda etil merkaptanın Göktürk Beldesi sınırlarındaki yer seviyesi konsantrasyonları bu kokulu bileşiğin koku eşik değerini aşmaktadır. Böyle spesifik meteorolojik koşullar altında Göktürk Beldesi'nde koku probleminin yaşanacağı aşıkardır.

Bulunan bütün sonuçlara ek olarak hatırlatılması gereken bir diğer önemli nokta, depo sahasından atmosfere salınan toplam gaz debisinin ihmal edilemeyecek bir kısmının da depolama sahası yüzeyinden alan emisyonu şeklinde atmosfere salındığıdır. Alan emisyonlarının sağlıklı bir şekilde tespit edilememesi sebebiyle bu çalışmada veri olarak kullanılamamıştır. Bir başka ifadeyle; depo sahasından kaynaklanan toplam gaz emisyonları gerçekte olduğu değerden daha az alınmış olarak modelleme yapılmıştır.

Mevcut bu kısıtlı veri imkânlarıyla dahi modelleme çalışması ile koku şikayetinin varlığına temel teşkil edecek sonuçlar elde edilmiştir. Modelleme sonucunda, elverişli meteorolojik şartlar varlığında kısa vadelerde Göktürk beldesi üzerinde etil merkaptanın koku eşik değerini aşabileceği ve koku problemine sebep olabileceği ortaya konulmuştur. Alan emisyonları da hesaba katılabilseydi başka türdeki VOC'lerin de alıcı noktada koku eşik değerini aşan konsantrasyonlara ulaşması muhtemel olabilirdi. Bu iki VOC türü için literatürde ifade edilen koku tanımlamasına bakıldığında rahatsız edici bir kokuya (çürümüş lahana kokusu) sebep olabilecekleri görülmektedir.

Göktürk beldesinde bu tür bir koku tanımlamasının olup olmadığı sorgulanmamıştır. Zira modellemesi yapılan VOC'ler dışında daha düşük koku eşik değeri olup daha çok rahatsız edici koku oluşturan VOC'lerin var olabilmesi çok muhtemeldir. Bu VOC'lerin bu çalışma kapsamında olmadığı düşünülürse, şikâyet konusu kokunun tanımı, bize bu çalışmanın sonuçlarını koku tanımlaması bakımından gerçekte kıyaslama şansı da vermemektedir. Ancak yine, eşik değerini aşan kokunun hoş olmayan rahatsız edici (çürük lahana kokusu) koku olması, koku şikayetinin varlığına destek vermektedir.

Bu çalışmada bulunan sonuçlar, her bir kokulu bileşiğin bireysel etkisini içermektedir. Halbuki gerçek durumda, birbirleriyle etkileşim içinde olan bir çok kokulu bileşik bulunmakta; bu kokulu bileşiklerin sinerjik etkisi bireysel etkilerinden daha da büyük olmaktadır. Buna binaen, gerçek durumda, koku probleminin daha yüksek frekanslarla vuku bulacağını öngörmek de doğru olacaktır.

Bu çalışmanın devamı olarak önerilen araştırmaların temelini, Odayeri depo sahasından kaynaklanan VOC'lerin gerçek bileşiminin ölçümlerle tespit edilmesi oluşturmaktadır. Aynı zamanda alan emisyonları da dikkate alınarak, tüm saha yüzeyinden farklı örtü tabakalarından ne miktarda alan emisyonu gerçekleştiğinin de belirlenmesi gerekmektedir. Bu şekilde gerçek emisyon debisi elde edilebilecektir. Daha sonra bu bileşim içerisindeki koku veren VOC'ler için literatürde mevcut olmayan koku eşik değerlerinin Olfaktometrik yöntemle tayin edilmesi gerekmektedir. Böylece model için gerçek veri altyapısı oluşturulmuş olacaktır. Böylelikle gerçek emisyon verisi altyapısı kullanılarak çalıştırılacak taşınım ve dağılım modelleri, alıcı noktalara ulaşabilecek tüm VOC türlerini ve sahip oldukları kokunun eşik değeri aşıp aşmadığını, yani koku problemi oluşturup oluşturmadığını ortaya koyabilecektir.

KAYNAKLAR

- ASTM, (1991), Standard Terminology relating to sensory evaluation of materials and products, Annu Book ASTM Stand 1991; 15.07:E253-91a.
- Barlaz, M.A., Ham, R.K., Schaefer, D.M., (1989), "Mass Balance Analysis of Anaerobically Decomposed Refuse", Journal of Environmental Engineering, ASCE, 115 (6), 1088-1102.
- Berglund, B., Berglund, U., Lindvall, T., (1986), "Assessment of Discomfort and Irritation from Indoor Air", ASHRAE, pp. 138-149.
- Berkun, M., Aras, E., Nemlioğlu, S., (2005), "Disposal of solid waste in Istanbul and along the Black Sea coast of Turkey", Waste Management, 25 (8), pp. 847 – 855.
- Buenrostro, O., Bocco, G., Cram, S., (2001), "Classification of Sources of Municipal Solid Wastes in Developing Countries", Resources, Conservation and Recycling, 32, 29-41.
- Calvert, S., Englund, H. M., (1984), Handbook of Air Pollution Technology, John Wiley & Sons, Inc., New York, USA.
- Carson, J. E., Moses, H., (1969), "Validity of Several Plume Rise Formulae", J. of Air Pollut. Assn., v 19, n 11, pp. 862 – 866.
- Chian, E., deWalle, F., (1977), Evaluation of Leachate Treatment, Volume 2: Biological and Physical-Chemical Processes, US Environmental Protection Agency, EPA-600/2/77-186b.
- Cooper, C.D., Reinhart, D.R., Rash, F., Seligman, D., Keely, D., (1992), Landfill Gas Emissions, Florida Center for Solid and Hazardous Wastes Management, Report 92-2.
- Daskalopoulos, E., Badr, O., Probert, S.D., (1997a), "Economic and Environmental Evaluations of Waste Treatment and Disposal Technologies for Municipal Solid Waste", Applied Energy, 58 (4), 209-255.
- Daskalopoulos, E., Badr, O., Probert, S.D., (1997b), "An Integrated Approach to Municipal Solid Waste Management", Resources, Conservation and Recycling, 24, 33-50.
- Davoli, E., Gangai, M.L., Morselli, L., Tonelli, D., (2003), "Characterisation of odorants emissions from landfills by SPME and GC/MS", Chemosphere, v. 51, n. 2, pp. 357–368.
- De Nevers, N., (2000), Air Pollution Control Engineering, 2nd ed., McGraw-Hill Inc., USA.
- Devlet İstatistik Enstitüsü Başkanlığı, (2003), 2001 Yılına Ait Balediye Katı Atık İstatistikleri Anketi Geçici Sonuçları, Ankara, Türkiye, <http://www.die.gov.tr/TURKISH/SONIST/CEVRE/14052003.htm>.
- Dincer, F., Odabasi, M., Muezzinoglu, A., (2006), "Chemical characterization of odourous gases at a landfill site by gas chromatography-mass spectrometry", Journal of Chromatography A, 1122, pp. 222 – 229.
- Emcon Associates, (1975), Sonoma County Waste Stabilization Study, EPA-530-SW-65d.1, US Environmental Protection Agency, Office of Solid Waste Management Programs,i Washington, D. C., USA.
- Emcon Associates, (1980), Methane Gas Generation and Recovery from Landfills, Ann Arbor Sciences, Ann Arbor, Michigan, USA.
- Emcon Associates, (1981), State of the Art of Methane Gas Enhancement in Landfills, Report to Argonne National Laboratory, ANL/CNSV-23, USA.

- Ertürk, F., Tayanç, M., Saral, A., Demir, S., (2005), “Nokta Kaynak Emisyonlarının Hesaplanması ve Atmosferik Dağılımlarının Bilgisayar Programıyla Modellenmesi”, T.C. Çevre ve Orman Bakanlığı Personeli Eğitim Semineri, 11–15 Tem. 2005, Ankara.
- Fungaroli, A., Steiner, R., (1979), Investigation of Sanitary Landfill Behaviour Volume 2, Final Report, US Environmental Protection Agency, EPA-600/2-79-053a, USA.
- Gendebien, A., Pauwels, M., Constant, M., Damanet, M.J., Nyns, E.J., Willumsen, H.C., Butson, J., Fabry R., Ferrero, G.L. (1992), Landfill Gas: From Environment to Energy, Commission of the European Communities, Final Report, Luxemburg.
- Gostelow, P., Parsons, S. A., Stuetz, R. M., (2001), “Odour measurements for sewage treatment Works”, Water Research, v. 35, n. 3, pp. 579 – 597
- Gvosdovich, T. N., Kiselev, A., V., Yashin, Ya., I., (1969), “Gas chromatography on porous polymer chromosorb-102 and its adsorption properties”, Chromatographia, 2(6), 1969, 234-238.
- Haug, R. T., (1993), The Practical Handbook of Compost Engineering, Lewis Publishers, CRC Press LLC, USA.
- Hanna, S. R., Briggs, G. A., Hosker R. P., (1982), Handbook on Atmospheric Diffusion, US Department of Energy, USA.
- Hartz, K., Klink, R. E., Ham, R., (1982), “Temperature Effects: Methane Generation from Landfill Surfaces”, ASCE Journal of the Environmental Engineering Division, 108 (EE4): 629–638.
- Hellman, T., Small, F. H., (1973), “Characterization of Odor Properties of 101 petrochemicals Using Sensory Methods”, Chem. Eng. Progress, 69 (9), 1973.
- Hurst, C., Longhurst, P., Pollard, S., Smith, R., Jefferson, B., Gronow, J., (2005), “Assessment of municipal waste compost as a daily cover material for odour control at landfill sites”, Environmental Pollution, 135 (2005), pp. 171 – 177.
- Katı atıkların Kontrolü Yönetmeliği, 1991.
- Keller, P. E., Kangas, L. J., Liden L. H., Hashem, S., Kouzes, R. T., (1995), “Electronic Noses and Their Applications”, IEEE Northcon/Technical Applications Conference (TAC’95), Portland, Oregon, USA.
- Lee, H.J., (1996), “Waste Composition and Characteristics as Predictors of Landfill Stabilization”, Ph.D. Thesis, Graduate School of the University of Florida, Florida, USA.
- Leong, S. T., Muttamara, S., Laortanakul, P., (2002), “Applicability of gasoline containing ethanol as Thailand’s alternative fuel to curb toxic VOC pollutants from automobile emission”, Atmospheric Environment, V. 36, I. 21, pp. 3495 – 3503.
- Ludwig, H., (1967), Final In-Situ Investigation of Gases Produced from Decomposing Refuse, California State Water Quality Control Board, Oakland, CA, USA.
- McBean, E. A., Rovers, F. A., Farquhar, G. J., (1995), Solid Waste Lanfill Engineering and Design, Prentice Hall Inc., NJ, USA.
- McCarty, P. L., (1963), “Principles and Applicatiopn in Aquatic Microbiology.”, Rudolf Research Conference proceedings, Rutgers University. Ed. H. Heikeleluan and W. Danders. John Wiley, NY, USA.

- McElroy, J. L., Pooler, F., (1968a), The St. Louis Dispersion Study—Instrumentation, Procedures, and Data Tabulations, vol. I. National Air Pollution Control Administration, Pub. No. APTD-68-12.
- McElroy, J.L., Pooler, F., (1968b). The St. Louis Dispersion Study—Analysis, vol. II. National Air Pollution Control Administration, Pub. No. AP-53, US DHEW, Arlington.
- Nagata, Y., (1988), “Measurement of Odor Treshold by Triangle Odor Bag Method”, Japan Environmental Sanitation Center, Japan.
- Nyns, E., J., Gendebien, A., (1993), “Landfill Gas: From Environment to Energy”, Water Science and Technology, v27, n2, pp. 253–259.
- Özkaya, B., (2004), “Katı Atık Depo Sahalarında Sızıntı Suyu Geri devrinin Atıkların Ayrışması ve Sızıntı Suyu Üzerindeki Etkilerinin İncelenmesi”, Doktora Tezi, Y.T.Ü. Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.
- Pasquill, F., (1961), “The Estimation of the Dispersion of Windborne Material”, Meteor. Mag., 90, pp. 33 – 49.
- Ranchoux, R. J. P., (1976). "Determination of Maximum Ground Level Concentration," J. Air Poll. Control Assoc., 26(11):1088, 1089. 27 1984. "Receptor Model Technical Series, Vol. V," EPA-450/4-84-020.
- Reinhart, D.R., Al-Yousfi, A.B., (1996), “The Impact of Leachate Recirculation on Municipal Solid Waste Landfill Operating Characteristics”, Waste Management and Research, 14, 337-346.
- Saral, A., Demir, S., Coşkun, T., (2006), “Odayeri Katı Atık Düzenli Depolama Sahasından Kaynaklanan Koku Emisyonlarının Çevreye Etkilerinin Araştırılması”, Araştırma Projesi Nihai Raporu, İSTAÇ A.Ş.
- Sarkar, U., Hobbs, S., E., (2002), “Odor from municipal solid waste landfills: A study on the analysis of the perception”, Environment International, 27, pp. 655-662.
- Sarkar, U., Longhurst, P. J., Hobbs, S. E., (2003), “Community Modelling: a tool for correlating estimates of exposure with perception of odour from municipal solid waste (MSW) landfills”, Journal of Environmental Management, V. 68, pp. 133-140.
- Sironi, S., Capelli, L., Centola, P., Del Rosso, R., Il Grande, M., (2005), “Odour emission factors for assessment and prediction of Italian MSW landfills odour impact”, Atmospheric Environment, v 39, pp. 5387 – 5394.
- Stade, D. H., (1968), Meteorology and Atomic Energy 1968, Atomic Energy Comission, Washington DC, USA.
- Sutton, O. G., Micrometeorology: A Study of Physical Processes in the Lowest Layers of the Earth's Atmosphere, McGraw-Hill, Inc., NY, USA.
- Tchobanoglous, G., Theisen, H., Vigil, S.A., (1993), Integrated Solid Waste Management: Engineering Principles and Management Issues, McGraw Hill, Inc., USA.
- Thomas, F. W., Carpenter, S. B., Colbaugh, W. C., (1970), “Plume Rise Estimates for Electric Generating Stations”, J. of Air Pollut. Asssn., v 20, n 3, p 170 – 177.
- Toerien, D., Hattingh, W., (1969), The Microbiology of Anaerobic Digestion, Vol. 3, Pergamon Press, Great Britain.
- Turner, D. B., (1994), Workbook of Atmospheric Dispersion Estimates, 2nd ed., CRC Press, Inc., Florida, USA.

US EPA, (1995), “User's Guide for the Industrial Source Complex (ISC3) Dispersion Models, Volume 2: Description of Model Algorithms”, Office of AQPSE, Monitoring, and Analysis Division. http://www.epa.gov/scram001/dispersion_alt.htm

US EPA, (1995), NSW State of the Environment 1995. <http://www.epa.nsw.gov.au/soe/95/>.

US EPA, (1998), “Compilation of Air Pollutant Emission Factors, AP-42, Volume 1: Stationary Point and Area Sources, 5th ed., Office of Air Quality Planning and Standards. Research Triangle Park, NC.

Varank, G., (2005), “Katı Atık Düzenli Depo Sahalarında Atıkların Aerobik ve Anaerobik Ayrışması Üzerine Sızıntı Suyu Geri Devrinin Etkileri”, Yüksek Lisans Tezi, Y.T.Ü. Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.

Verschueren, K., (1983), Handbook of Environmental Data on Organic Chemicals, 2nd ed., Van Nostrand Reinhold Company, NY, USA.

Wark, K., Warner, C. F., Davis, W. T., (1995), Air Pollution: Its Origin and Control, 3rd ed., Addison-Wesley Longman, Inc., USA.

Weather Web Sitesi (2006), Göktürk ve Balmumcu için 2005 yılına ait meteorolojik veriler, www.weatherunderground.com.

Zou, S. C., Lee, S. C., Chan, C. Y., Ho, K. F., Wang, X., M., Chan, L. Y., Zhang, Z. X., (2003), “Characterization of Ambient Volatile Organic Compounds at a Landfill Site in Guangzhou, South China”, Chemosphere, vol. 51, pp. 1015–1022.

EK A –YER SEVİYESİNDE AZAMI KONSANTRASYONUN BULUNMASI

Yer seviyesindeki maksimum konsantrasyonu bulmak için kullanılan algoritma aşağıda verilmektedir:

```

Sub MaxConc(ByVal Q As Double, ByVal u As Double, ByVal H As Double, _
    ByVal Stability As String, ByRef Xmax As Double, _
    ByRef Cmax As Double)
    Rem ***** Bu program, Çevre Müh. Selami Demir tarafından
    Rem ***** rüzgar yönünde, en yüksek yer seviyesi konsantrasyonu
    Rem ***** hesabı için geliştirilmiştir.
    Rem ***** Q      : Kirletici kütleli emisyon hızı
    Rem ***** u      : Etkin baca yüksekliğindeki rüzgar hızı
    Rem ***** H      : Etkin baca yüksekliği
    Rem ***** Xmax   : Azami konsantrasyon mesafesi
    Rem ***** Cmax   : Azami yer seviyesi konsantrasyon
    Rem ***** XL     : İterasyon başlangıç alt noktası
    Rem ***** XU     : İterasyon başlangıç üst noktası
    Rem ***** dCdxL  : Denklem 3.8'in XL noktasındaki türevi
    Rem ***** dCdxU  : Denklem 3.8'in XU noktasındaki türevi

    Rem ***** Değişken tanımlaması
    Dim XL As Double, XU As Double, XC As Double
    Dim dCdxL As Double, dCdxU As Double, dCdxC As Double

    Rem ***** İterasyon türev aralıklarının tanımı
    Const Step1 = 0.05
    Const Step2 = 0.01
    Const Step3 = 100
    Const Step4 = 0.01
    Const Step5 = 0.01
    Const Criterion = 0.1

    Rem ***** İterasyon alt başlangıç noktası belirlenmesi
    XL = 0
    Do
        XL = XL + Step1
        dCdxL = (Gauss(Q, u, H, XL + Step2, Stability) - Gauss(Q, u, H, XL, Stability)) / Step2
        If dCdxL > 0.00001 Then Exit Do
    Loop

    Rem ***** İterasyon üst başlangıç noktası belirlenmesi
    XU = 250000
    dCdxU = (Gauss(Q, u, H, XU + Step4, Stability) - Gauss(Q, u, H, XU, Stability)) / Step4
    Do
        If dCdxU > 0 Then
            XU = XU + Step3
        Else
            XU = XU - Step3
        End If
    Loop

```

```

End If
dCdxU = (Gauss(Q, u, H, XU + Step4, Stability) - Gauss(Q, u, H, XU, Stability)) / Step4
If dCdxU < 0 Then Exit Do
Loop

Rem ***** İterasyon bloğu
Do
  XC = (XL + XU) / 2
  dCdxC = (Gauss(Q, u, H, XC + Step5, Stability) - Gauss(Q, u, H, XC, Stability)) / Step5
  If dCdxC * dCdxL > 0 Then
    XL = XC
    dCdxL = dCdxC
  ElseIf dCdxC * dCdxL < 0 Then
    XU = XC
    dCdxU = dCdxC
  ElseIf dCdxC = 0 Then
    Exit Do
  End If
Loop Until Abs(XU - XL) < Criterion

Rem ***** Sonuçların ilanı
Xmax = XC
Cmax = Gauss(Q, u, H, XC, Stability)
End Sub

```

```

Function Gauss(ByVal Q As Double, ByVal u As Double, ByVal H As Double, _
  ByVal X As Double, ByVal Stability As String) As Double

```

```

Rem ***** Değişken tanımlaması
Dim pi As Double, SigmaY As Double, SigmaZ As Double
pi = 4 * Atn(1)

```

```

Rem ***** Sigma Y değerinin belirlenmesi
If Stability = "A" Then
  SigmaY = 0.32 * X / Sqr(1 + 0.0004 * X)
ElseIf Stability = "B" Then
  SigmaY = 0.32 * X / Sqr(1 + 0.0004 * X)
ElseIf Stability = "C" Then
  SigmaY = 0.22 * X / Sqr(1 + 0.0004 * X)
ElseIf Stability = "D" Then
  SigmaY = 0.16 * X / Sqr(1 + 0.0004 * X)
ElseIf Stability = "E" Then
  SigmaY = 0.11 * X / Sqr(1 + 0.0004 * X)
ElseIf Stability = "F" Then
  SigmaY = 0.11 * X / Sqr(1 + 0.0004 * X)
End If

```

```

Rem ***** Sigma Z değerinin belirlenmesi
If Stability = "A" Then
  SigmaZ = 0.24 * X * Sqr(1 + 0.001 * X)

```

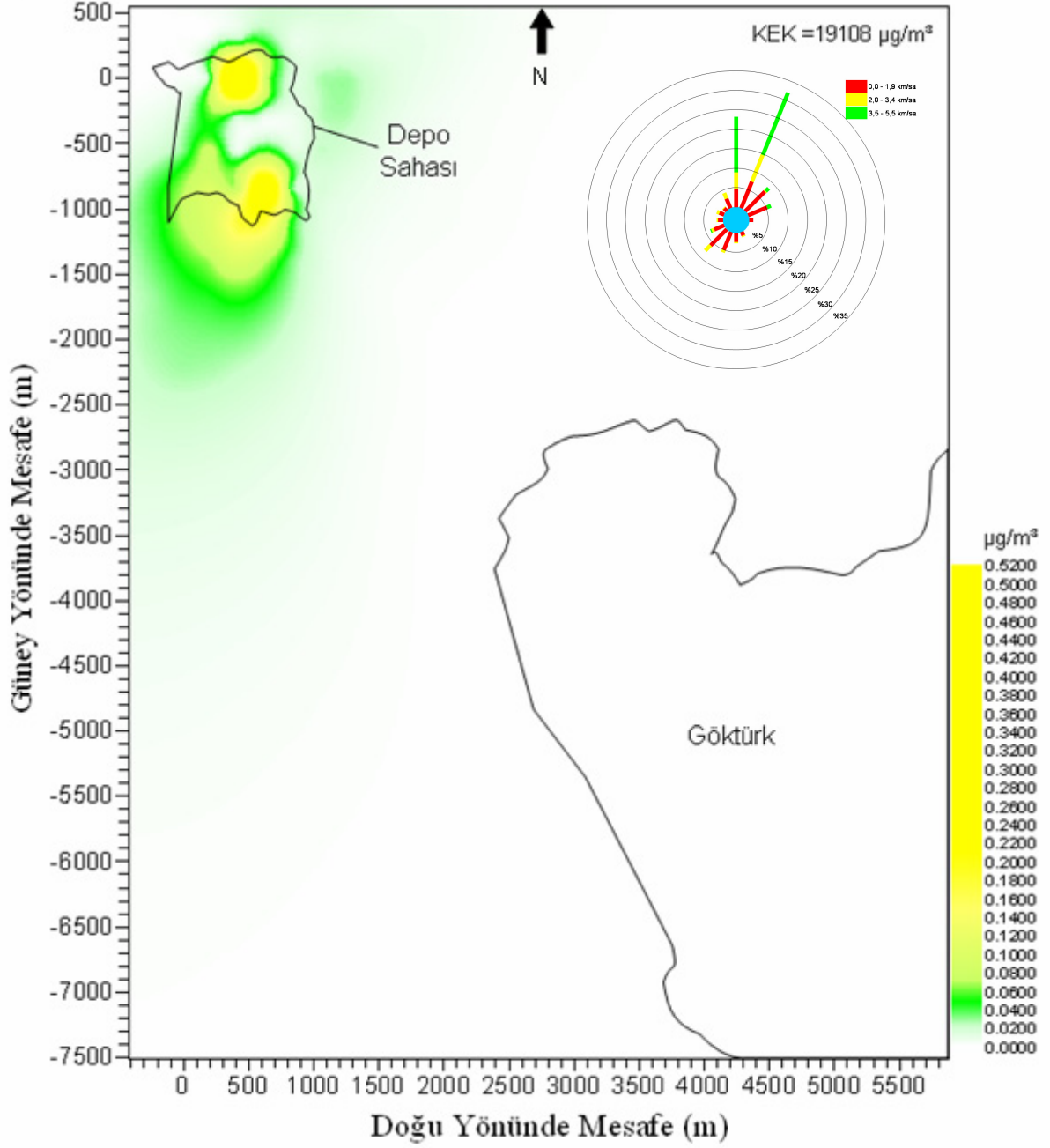
```

ElseIf Stability = "B" Then
    SigmaZ = 0.24 * X * Sqr(1 + 0.001 * X)
ElseIf Stability = "C" Then
    SigmaZ = 0.2 * X
ElseIf Stability = "D" Then
    SigmaZ = 0.14 * X / Sqr(1 + 0.003 * X)
ElseIf Stability = "E" Then
    SigmaZ = 0.08 * X / Sqr(1 + 0.015 * X)
ElseIf Stability = "F" Then
    SigmaZ = 0.08 * X / Sqr(1 + 0.015 * X)
End If

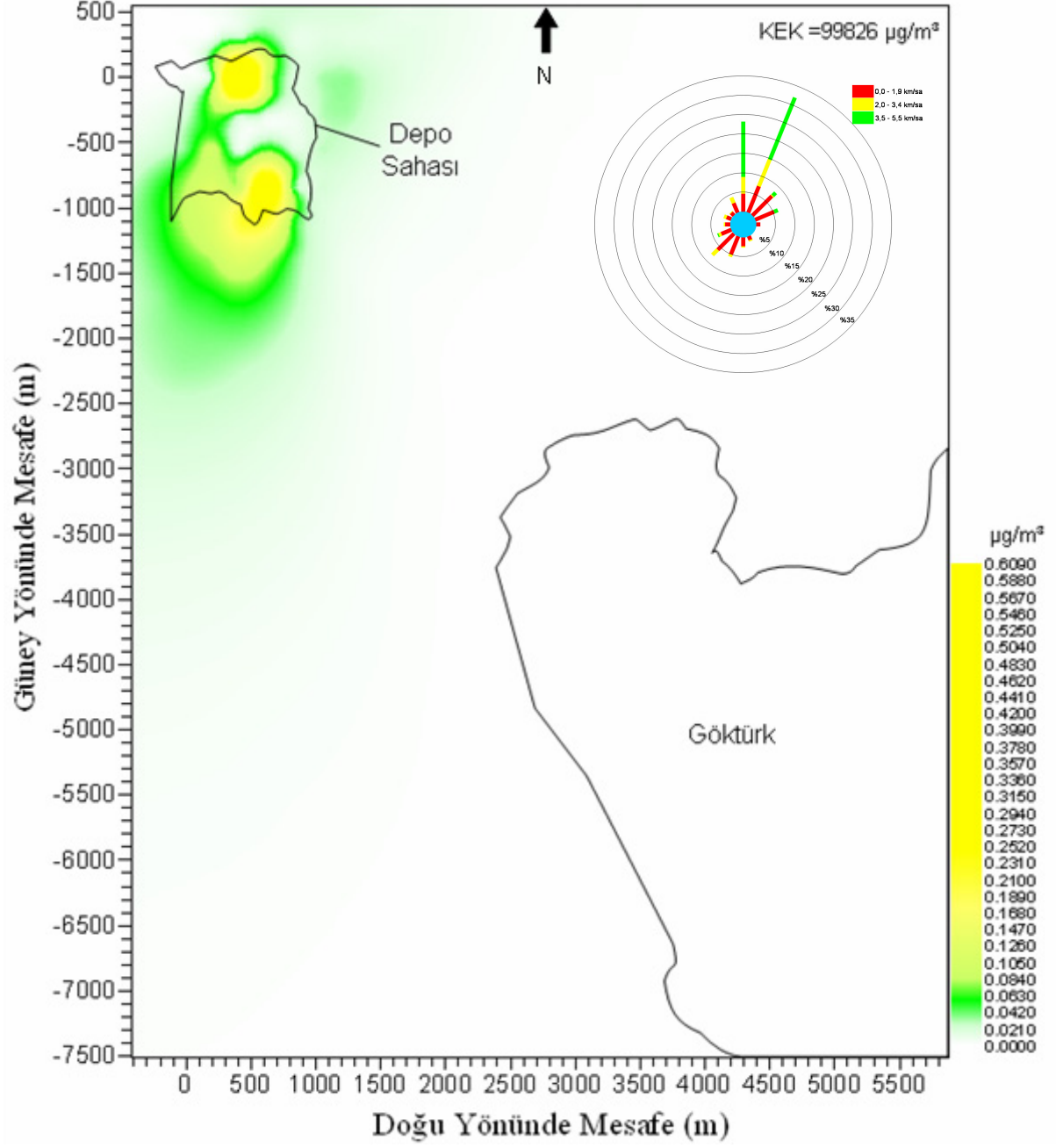
Rem ***** Konsantrasyonun belirlenmesi
Gauss = Q / (pi * u * SigmaY * SigmaZ) * Exp(-0.5 * (H / SigmaZ) ^ 2) * 10 ^ 6
End Function

```

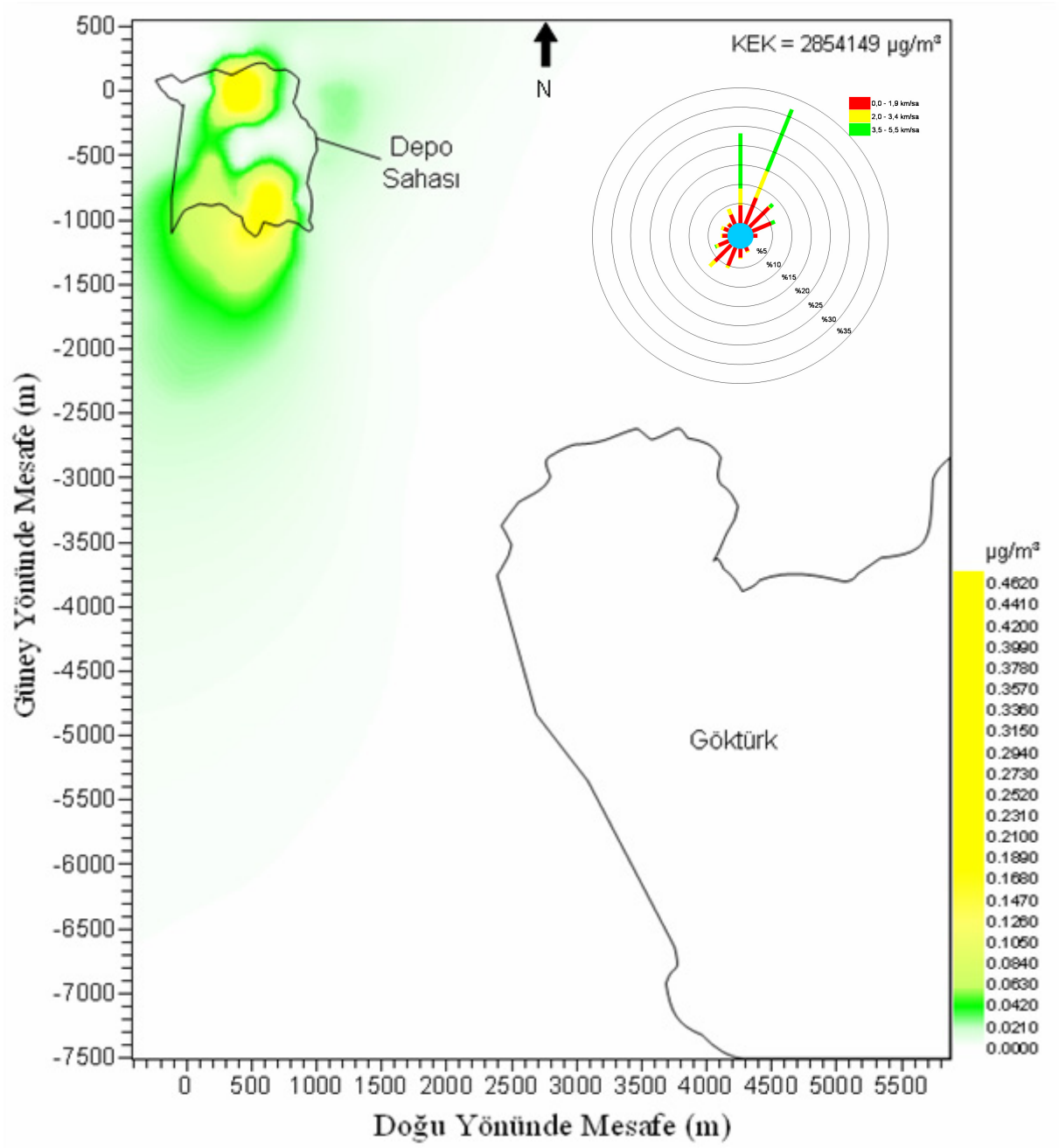
EK B – UZUN VADELİ MUHTEMEL KİRLİLİK HARİTALARI



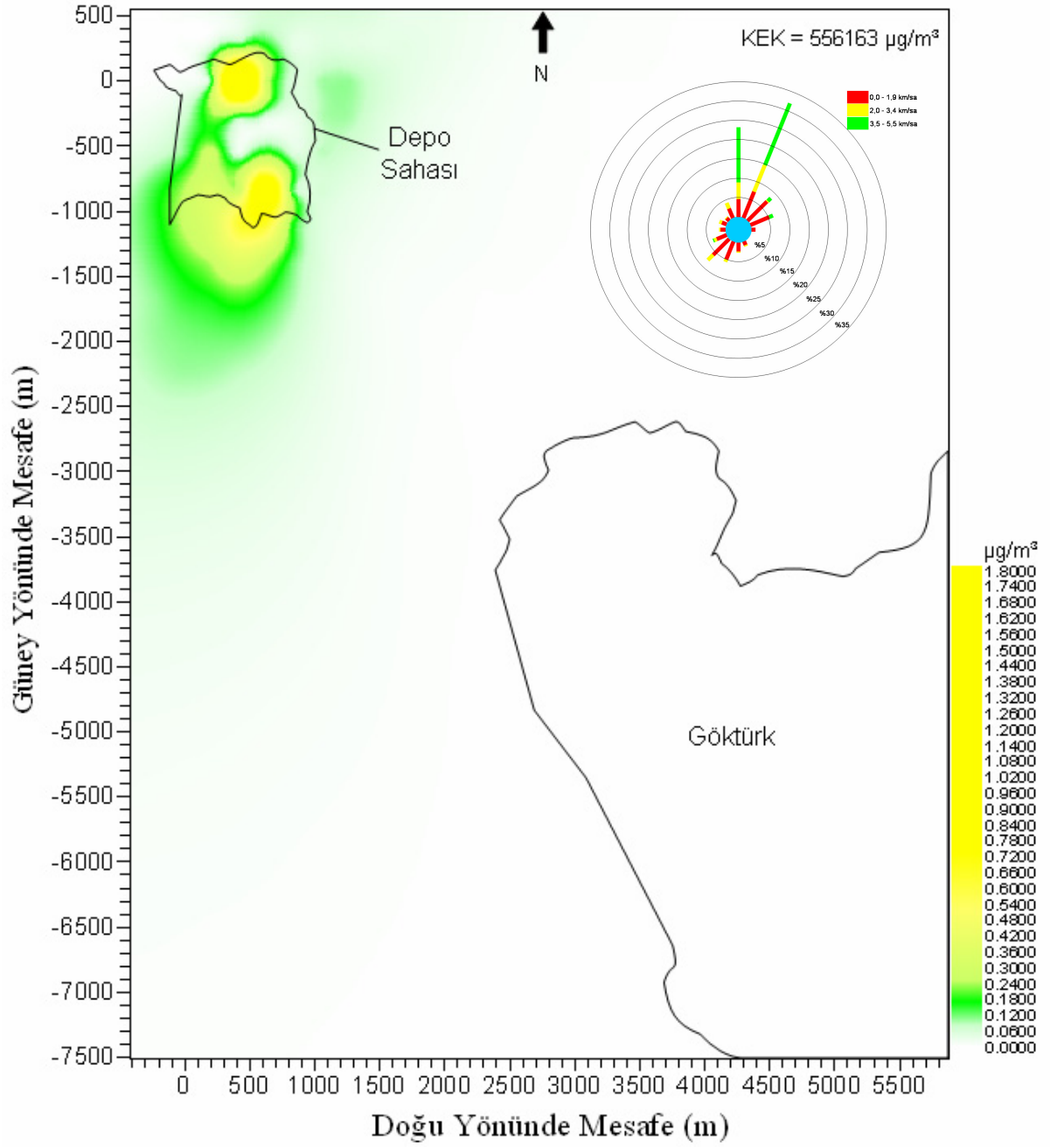
Şekil B.1 Akrilonitril'in uzun vadeli muhtemel kirlilik haritası



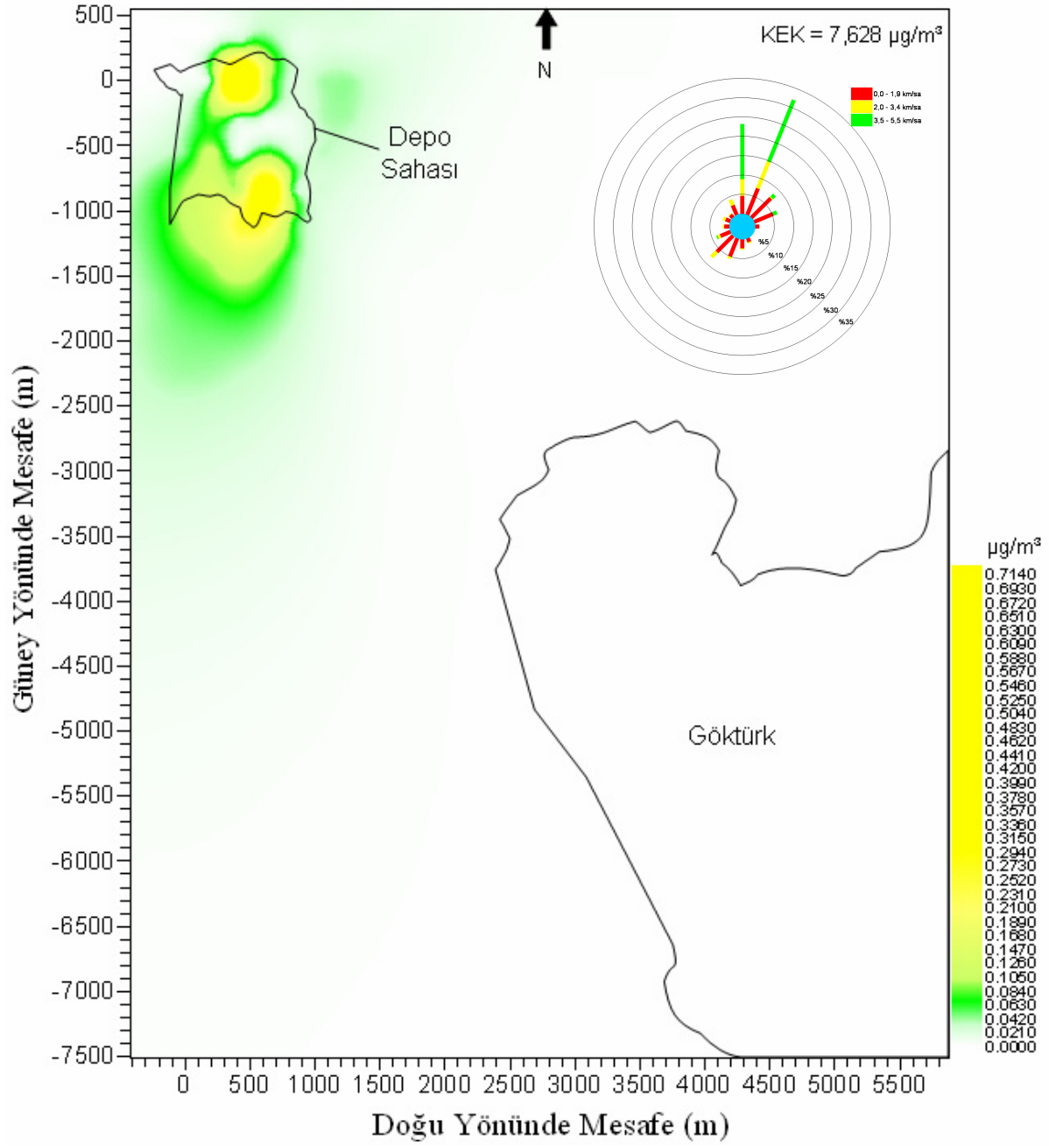
Şekil B.2 Aseton'un uzun vadeli muhtemel kirlilik haritası



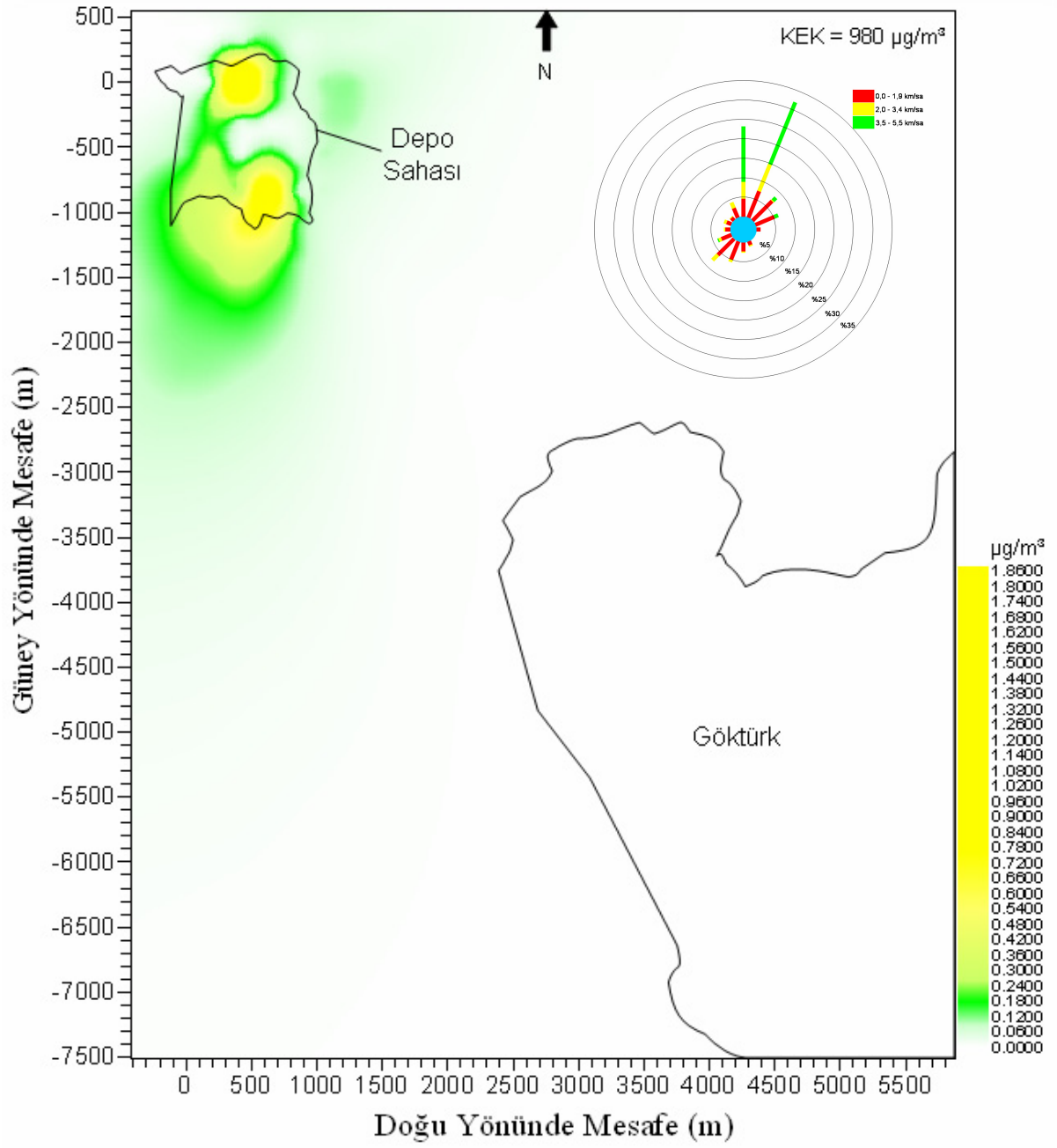
Şekil B.3 Bütan'ın uzun vadeli muhtemel kirlilik haritası



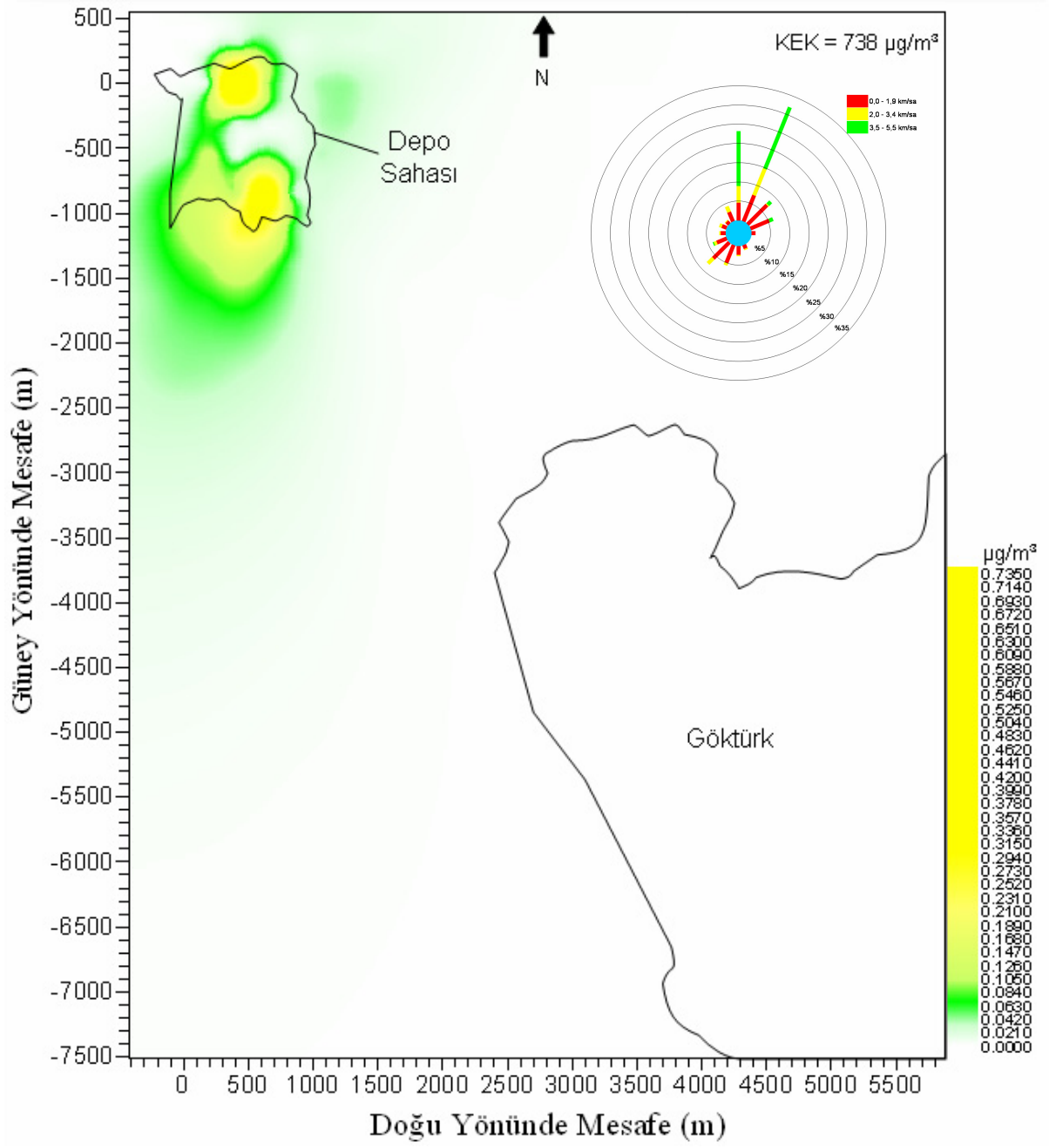
Şekil B.4 Diklorometan'ın uzun vadeli muhtemel kirlilik haritası



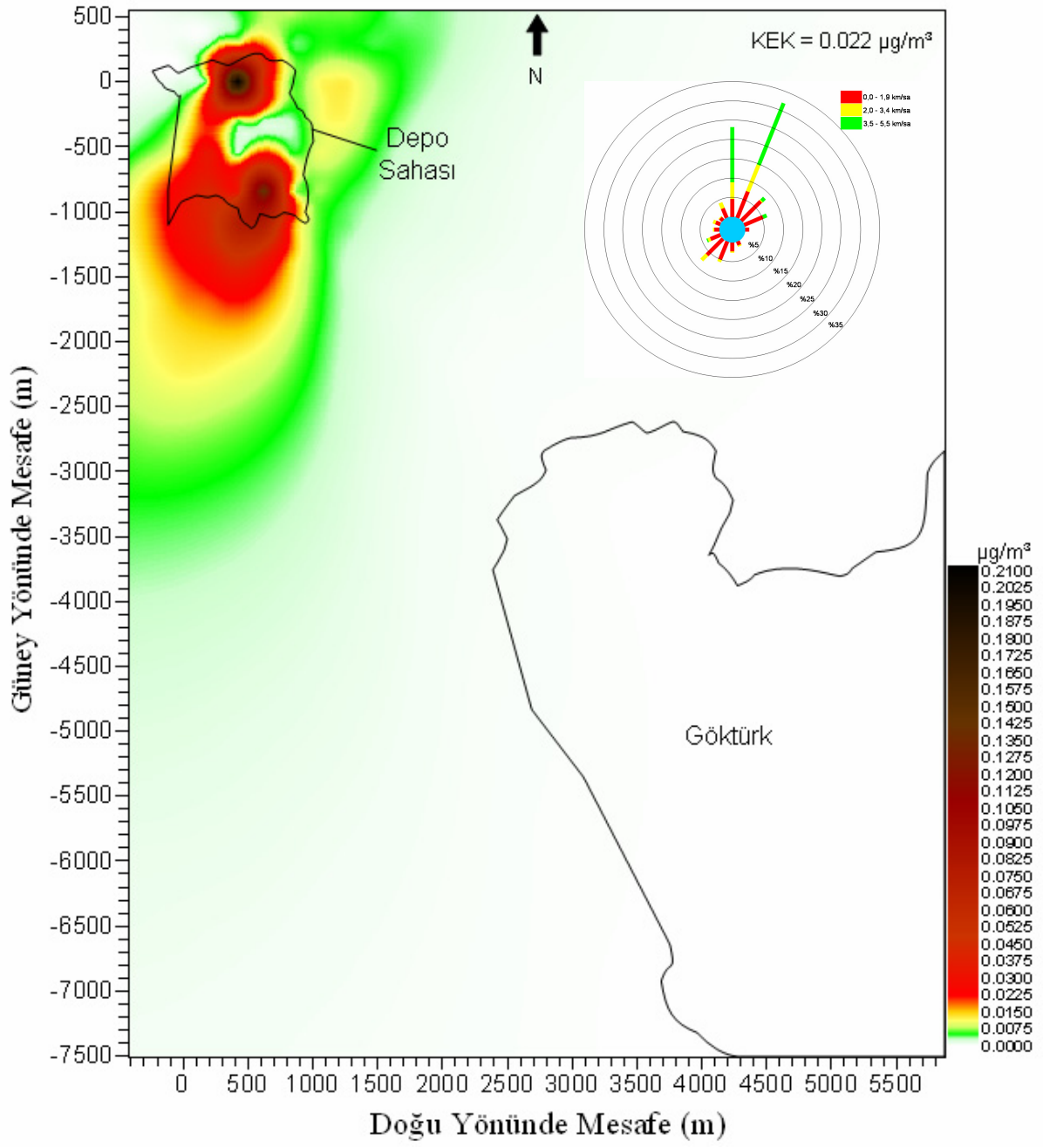
Şekil B.5 Dimetil sülfür'ün uzun vadeli muhtemel kirlilik haritası



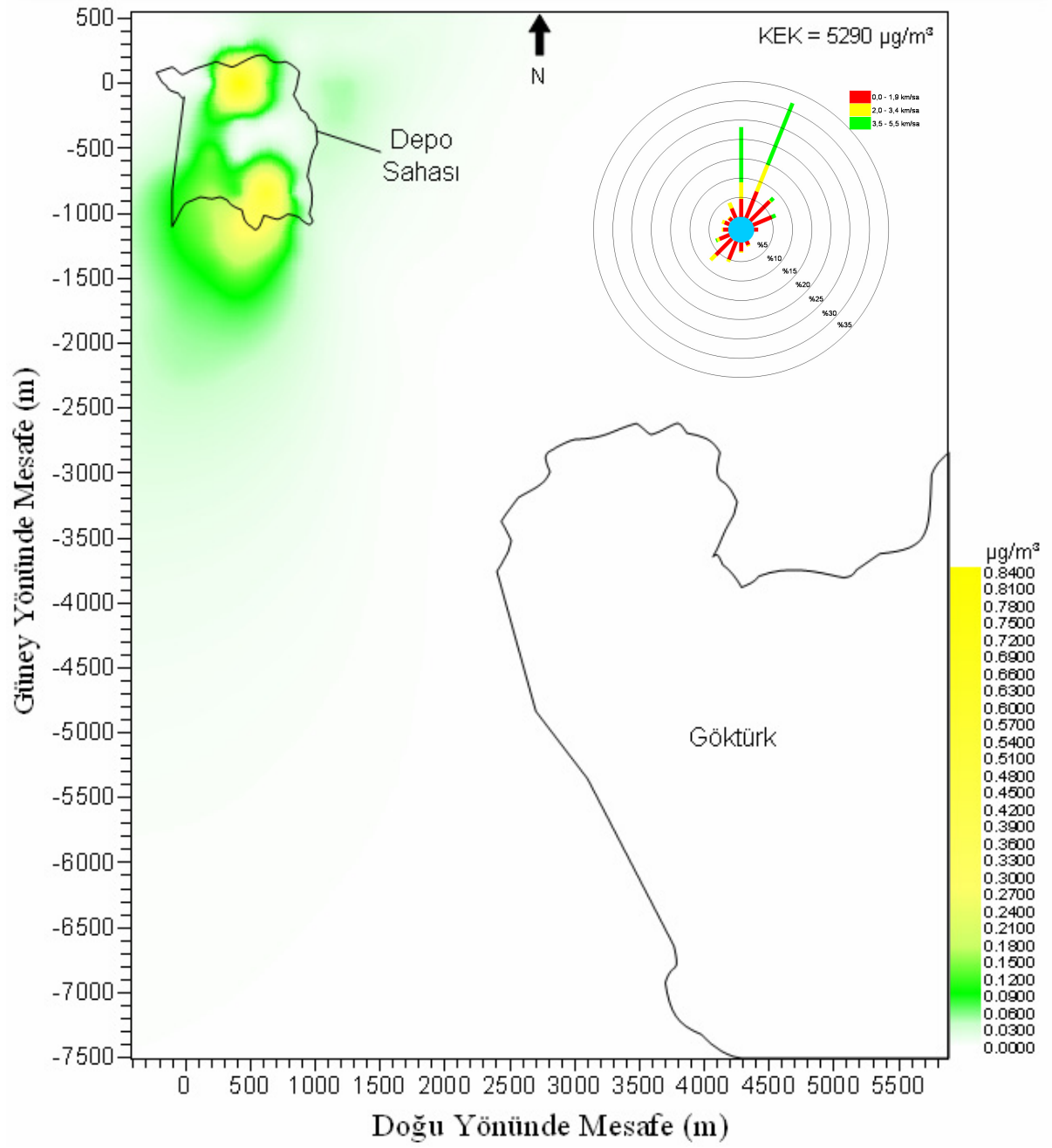
Şekil B.6 Etanol'un uzun vadeli muhtemel kirlilik haritası



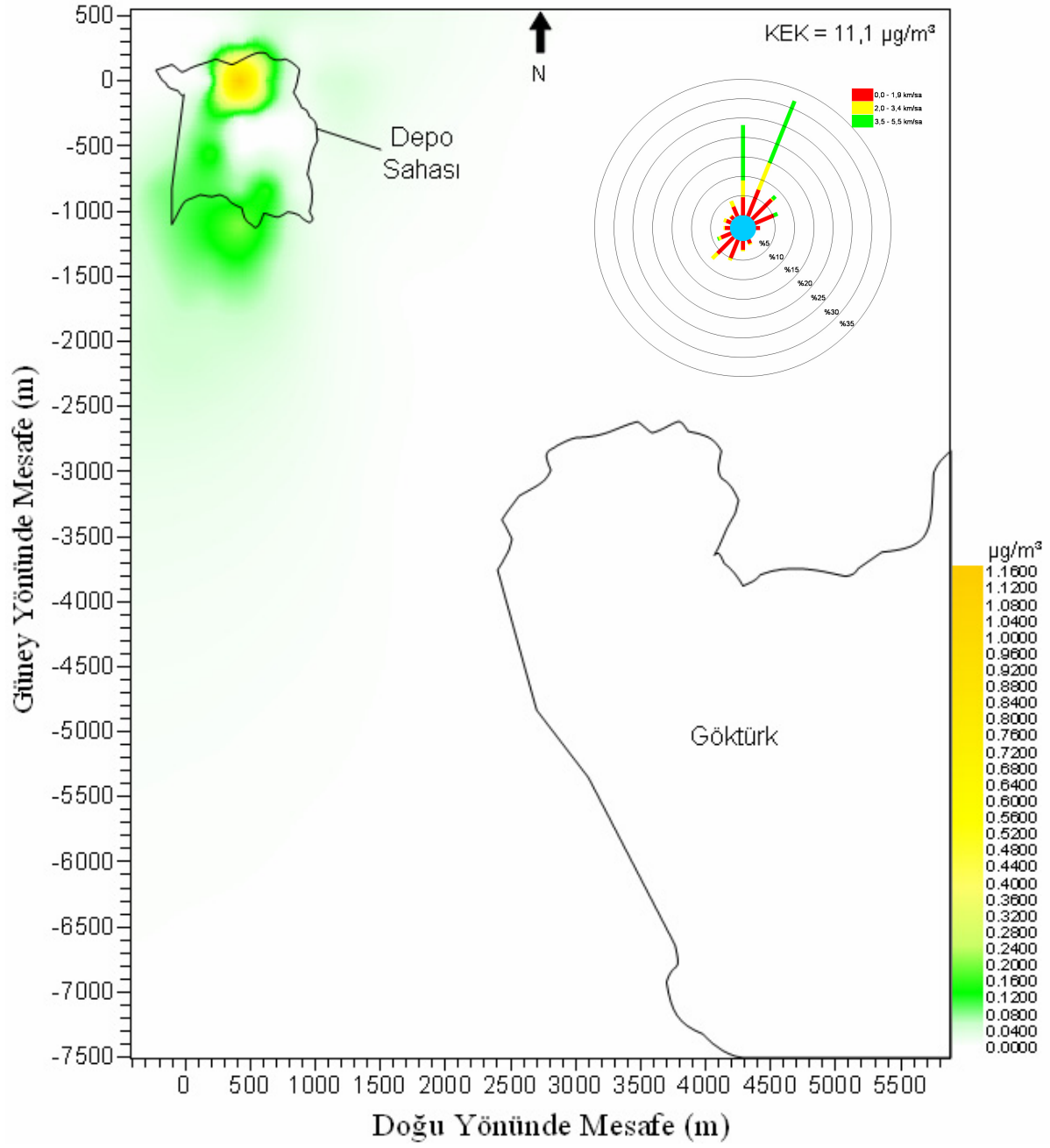
Şekil B.7 Etil benzen'in uzun vadeli muhtemel kirlilik haritası



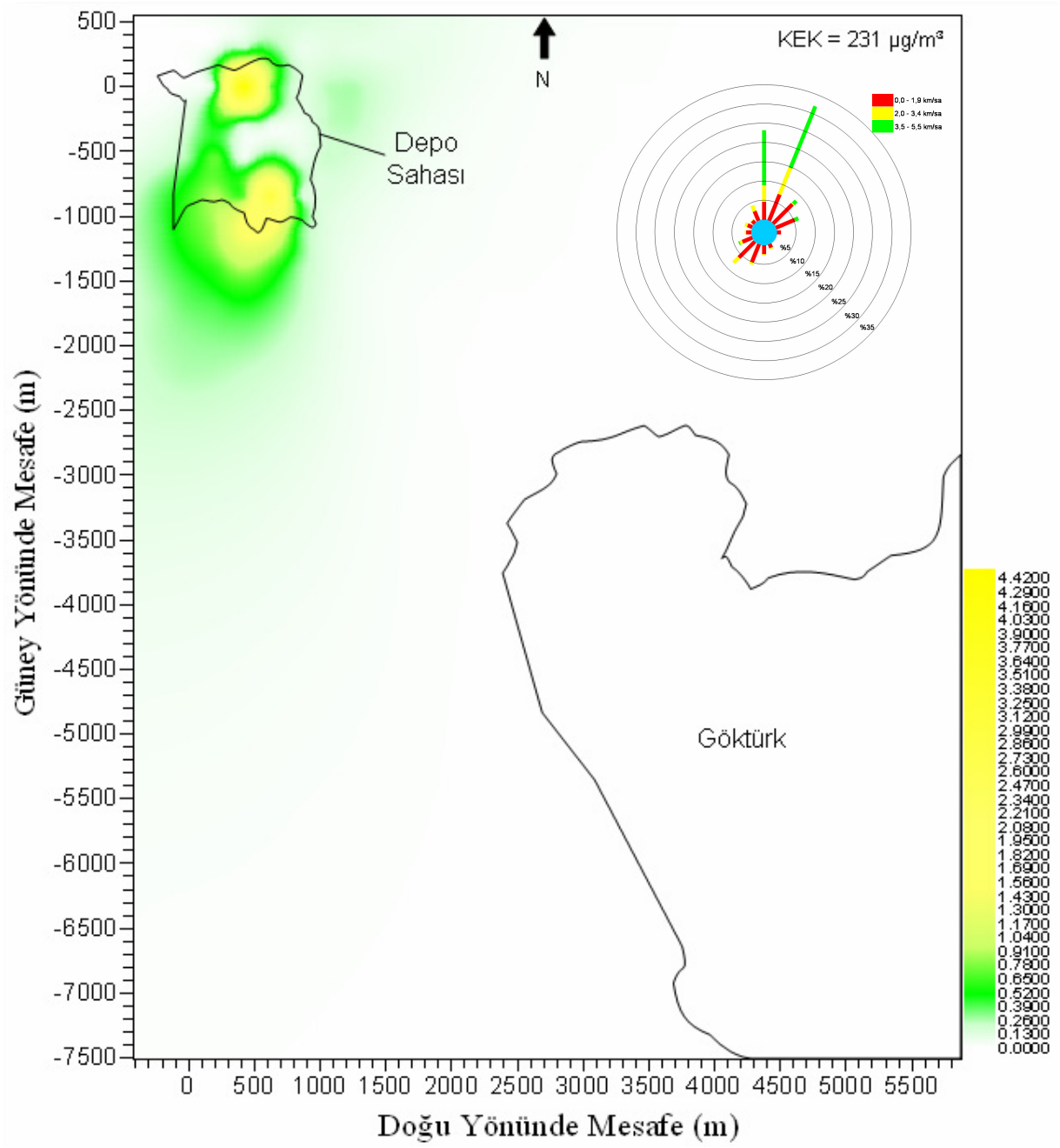
Şekil B.8 Etil merkaptan'ın uzun vadeli muhtemel kirlilik haritası



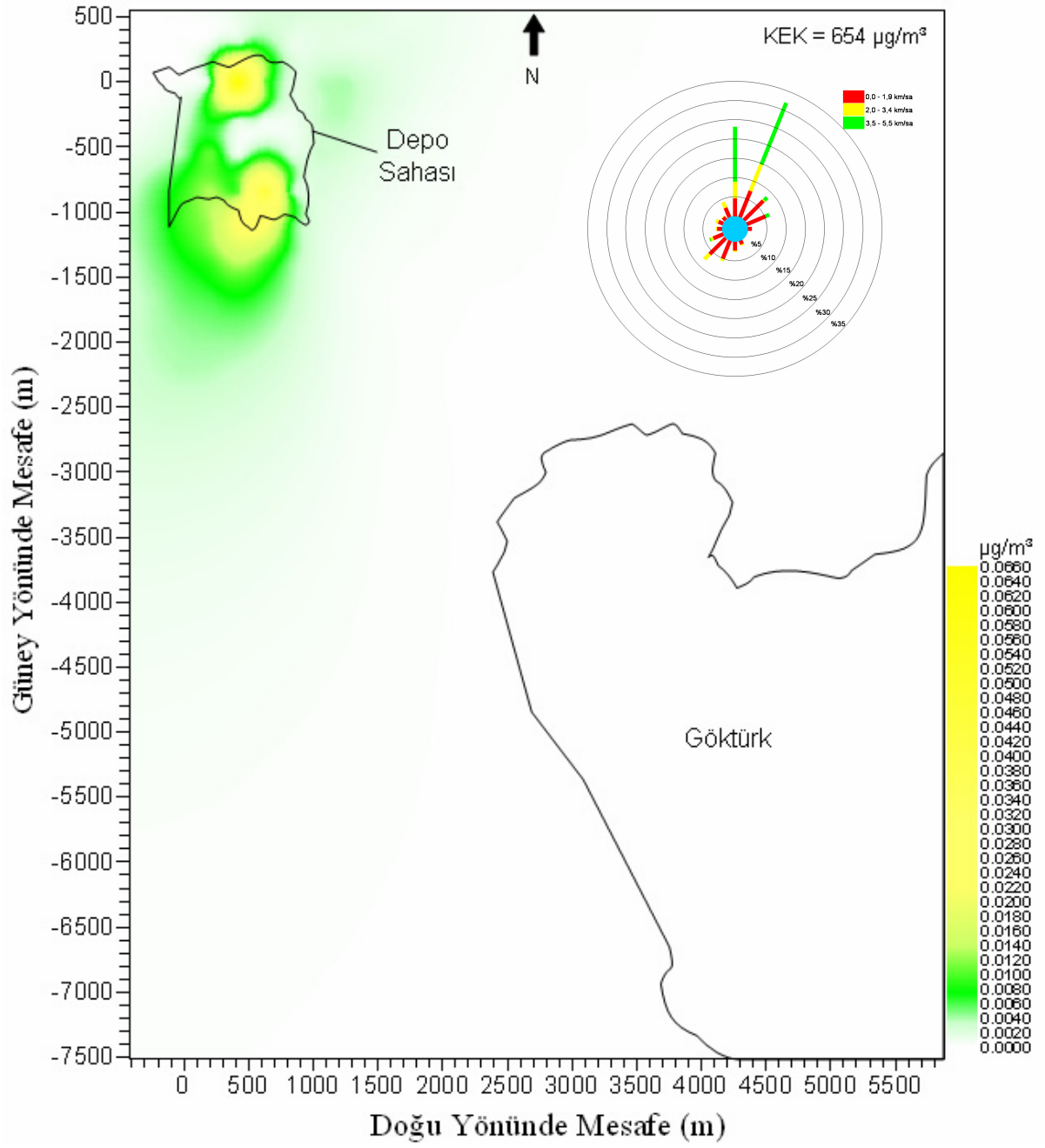
Şekil B.9 Hegzan'ın uzun vadeli muhtemel kirlilik haritası



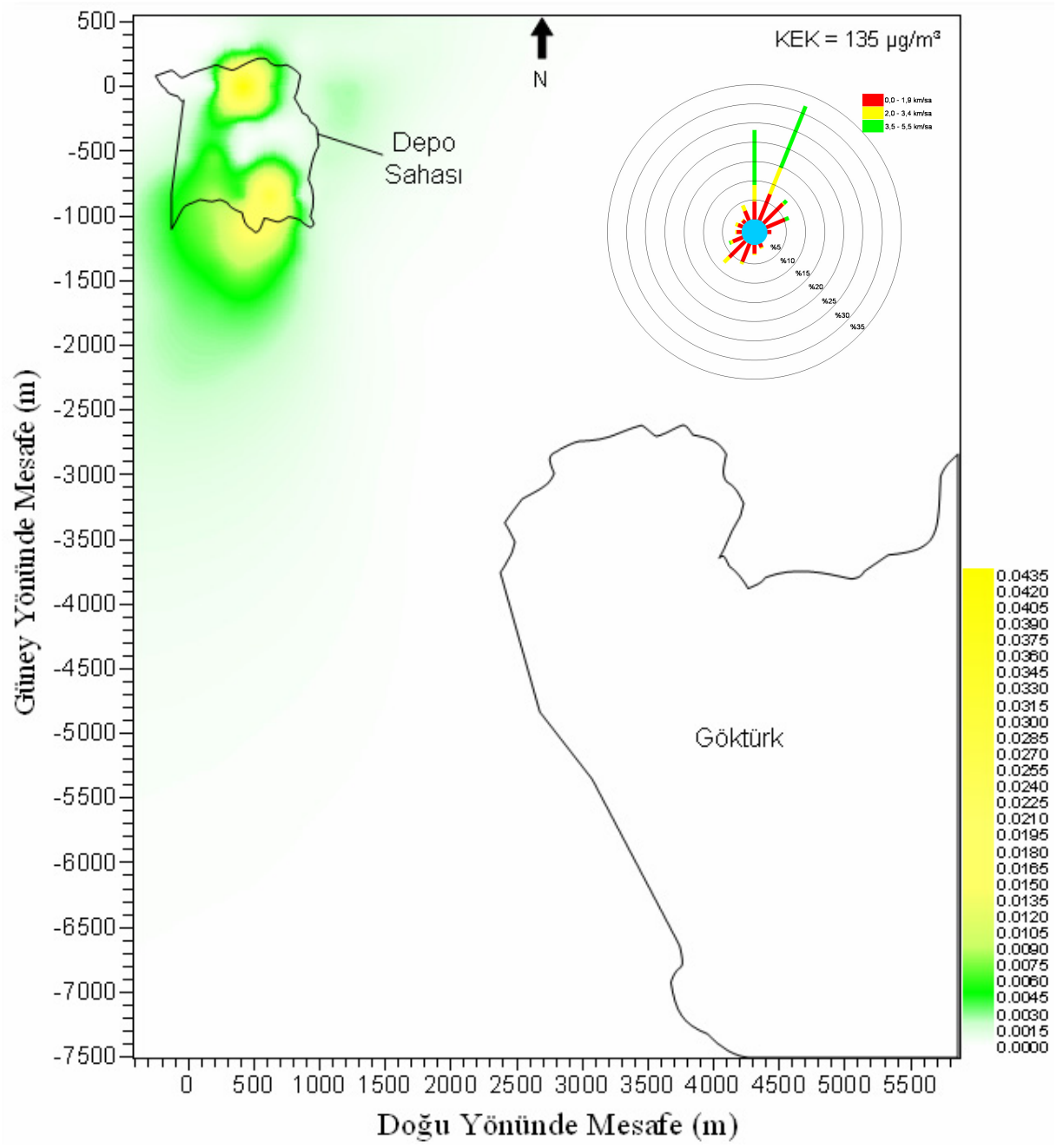
Şekil B.10 Hidrojen sülfür'ün uzun vadeli muhtemel kirlilik haritası



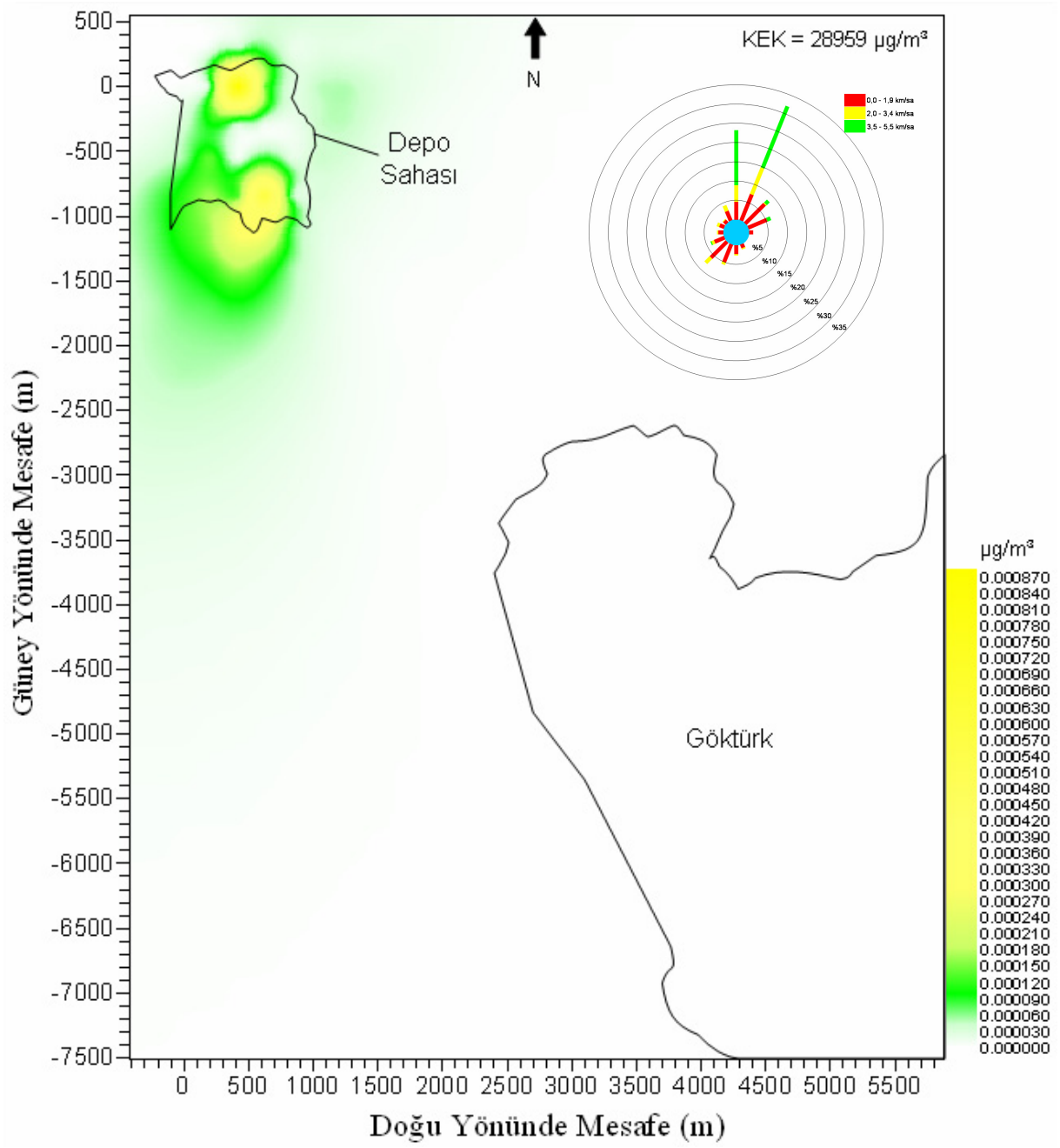
Şekil B.11 İzopropanol'ün uzun vadeli muhtemel kirlilik haritası



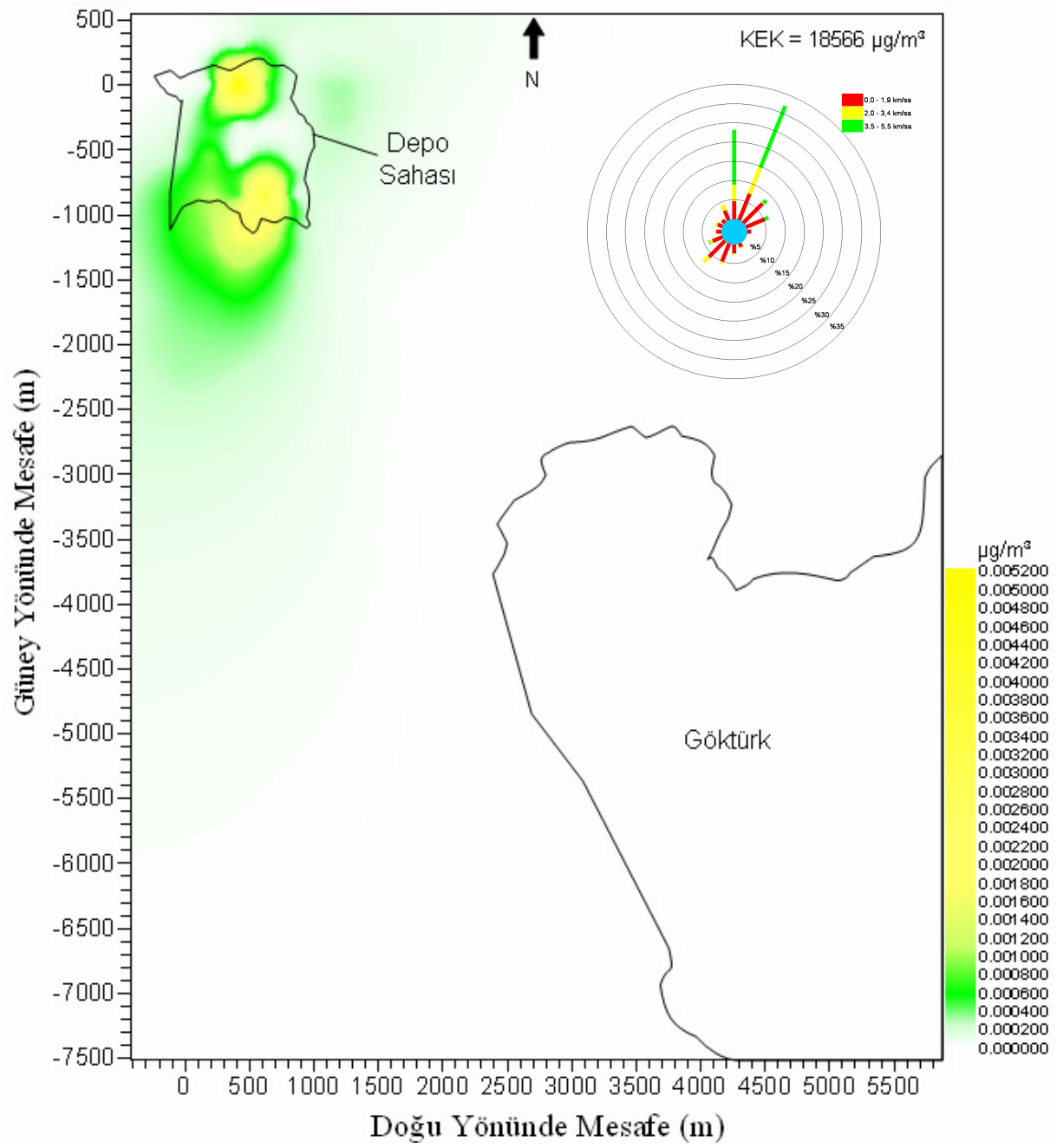
Şekil B.12 Karbon disülfür'ün uzun vadeli muhtemel kirlilik haritası



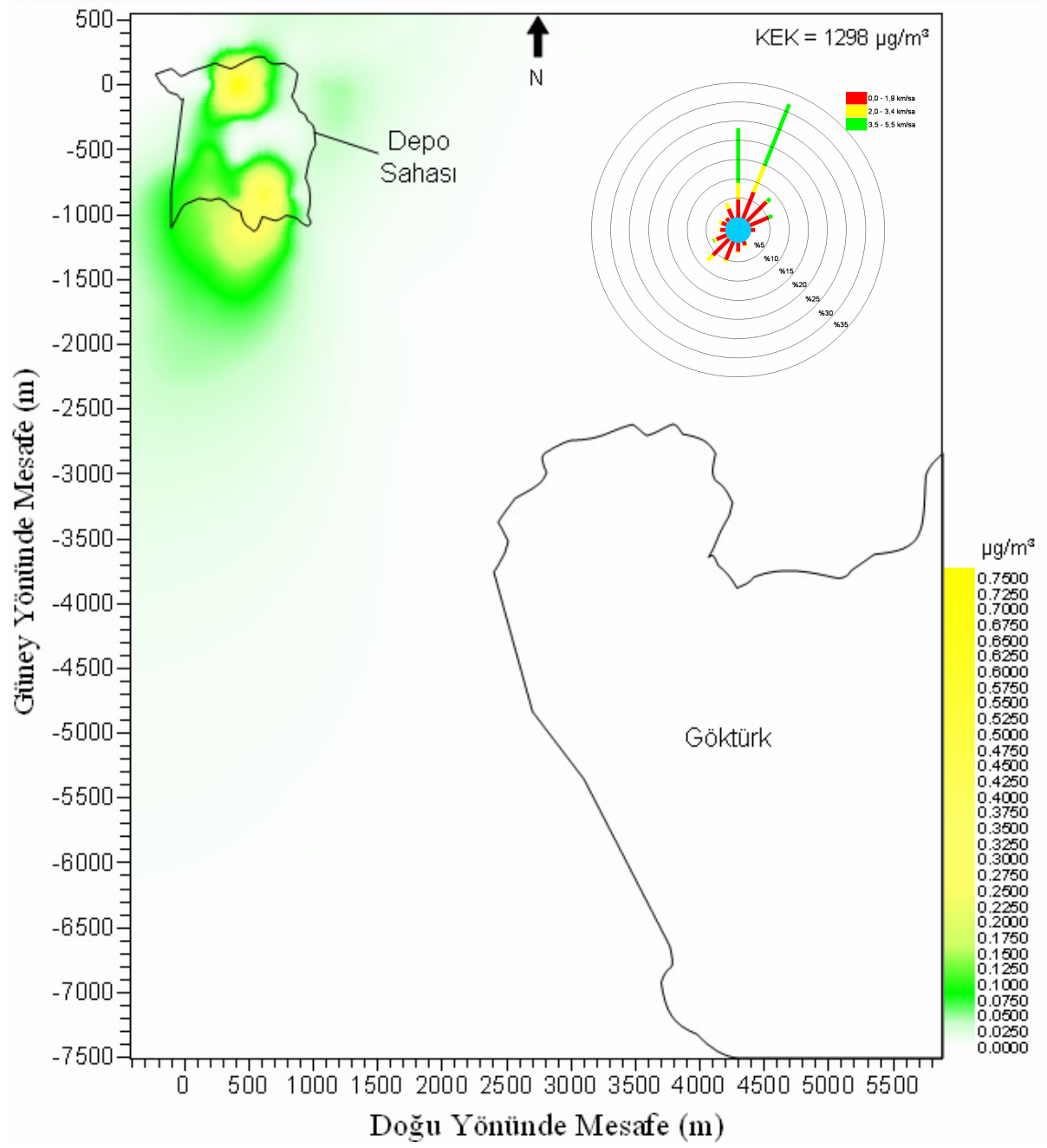
Şekil B.13 Karbonil sülfür'ün uzun vadeli muhtemel kirlilik haritası



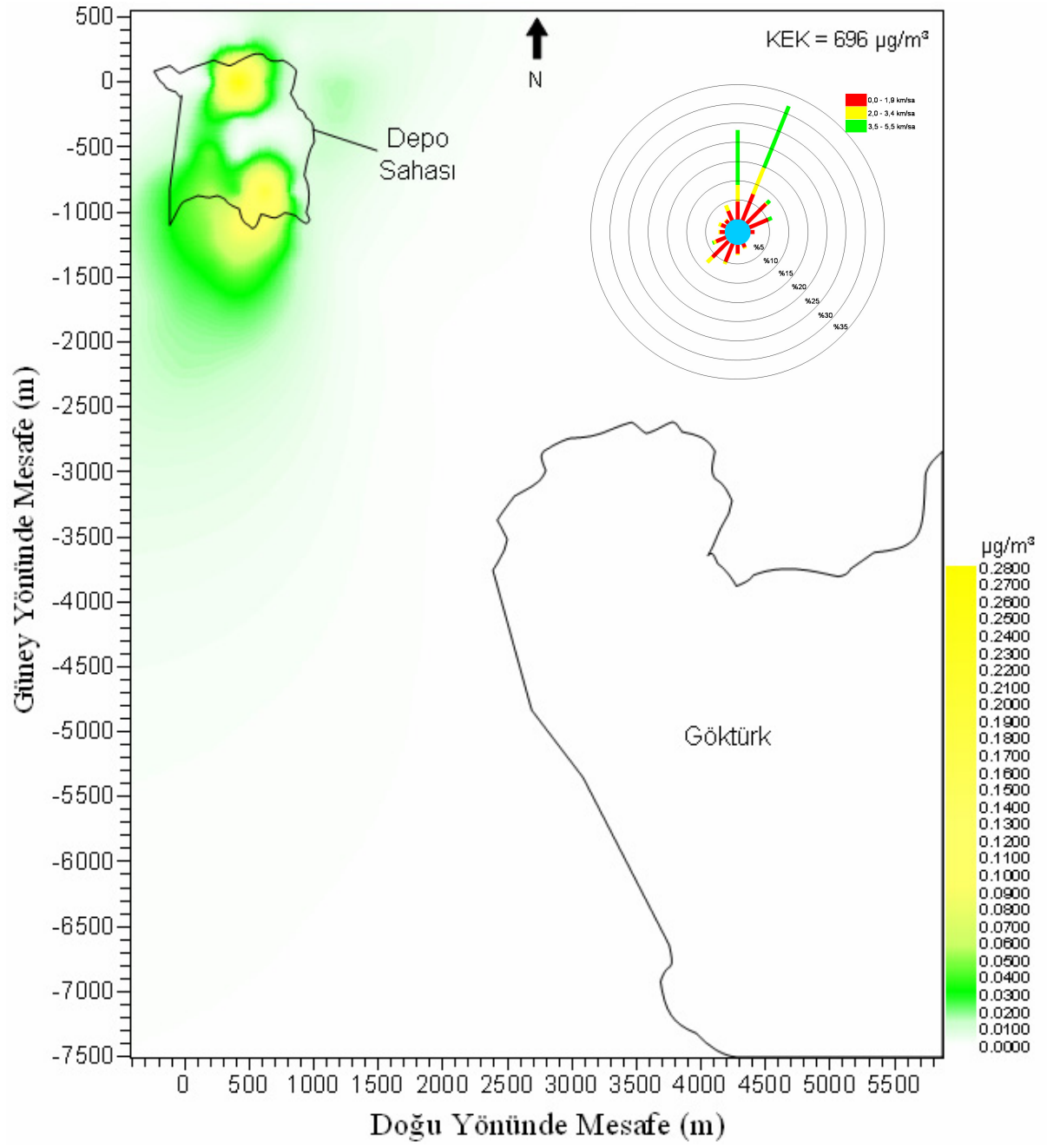
Şekil B.14 Karbon tetraklorür'ün uzun vadeli muhtemel kirlilik haritası



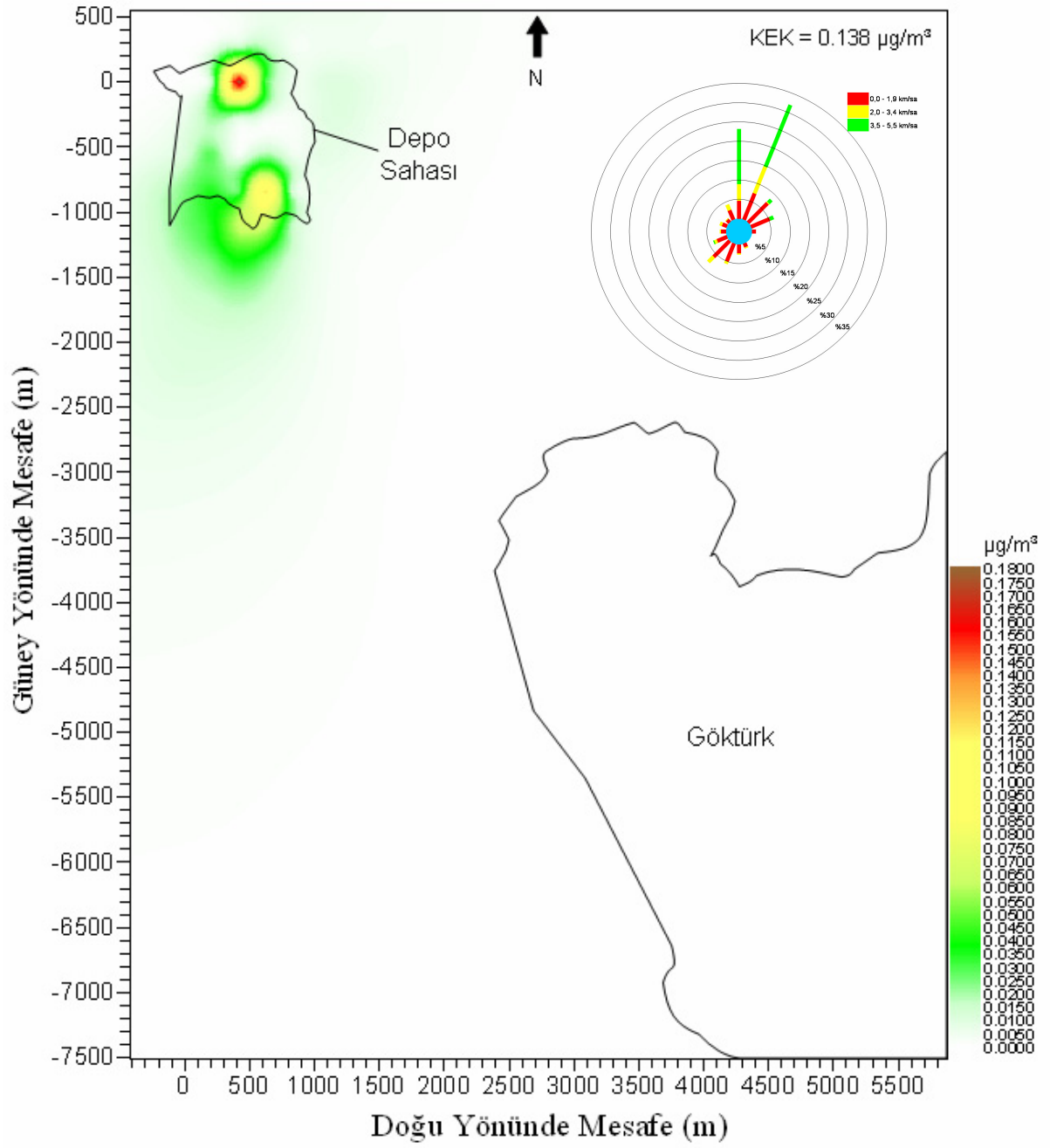
Şekil B.15 Kloroform'un uzun vadeli muhtemel kirlilik haritası



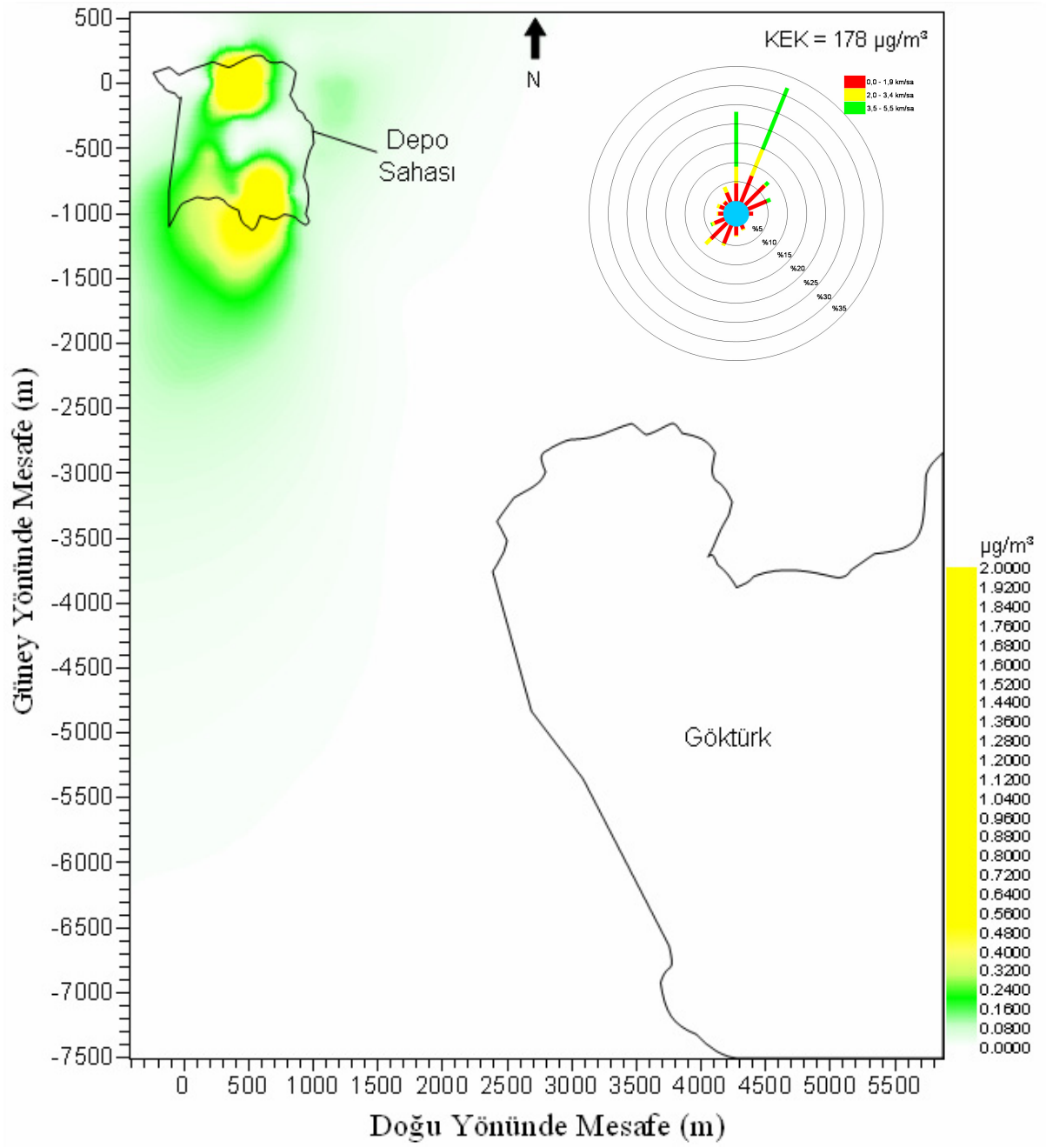
Şekil B.16 Metil etil keton'un uzun vadeli muhtemel kirlilik haritası



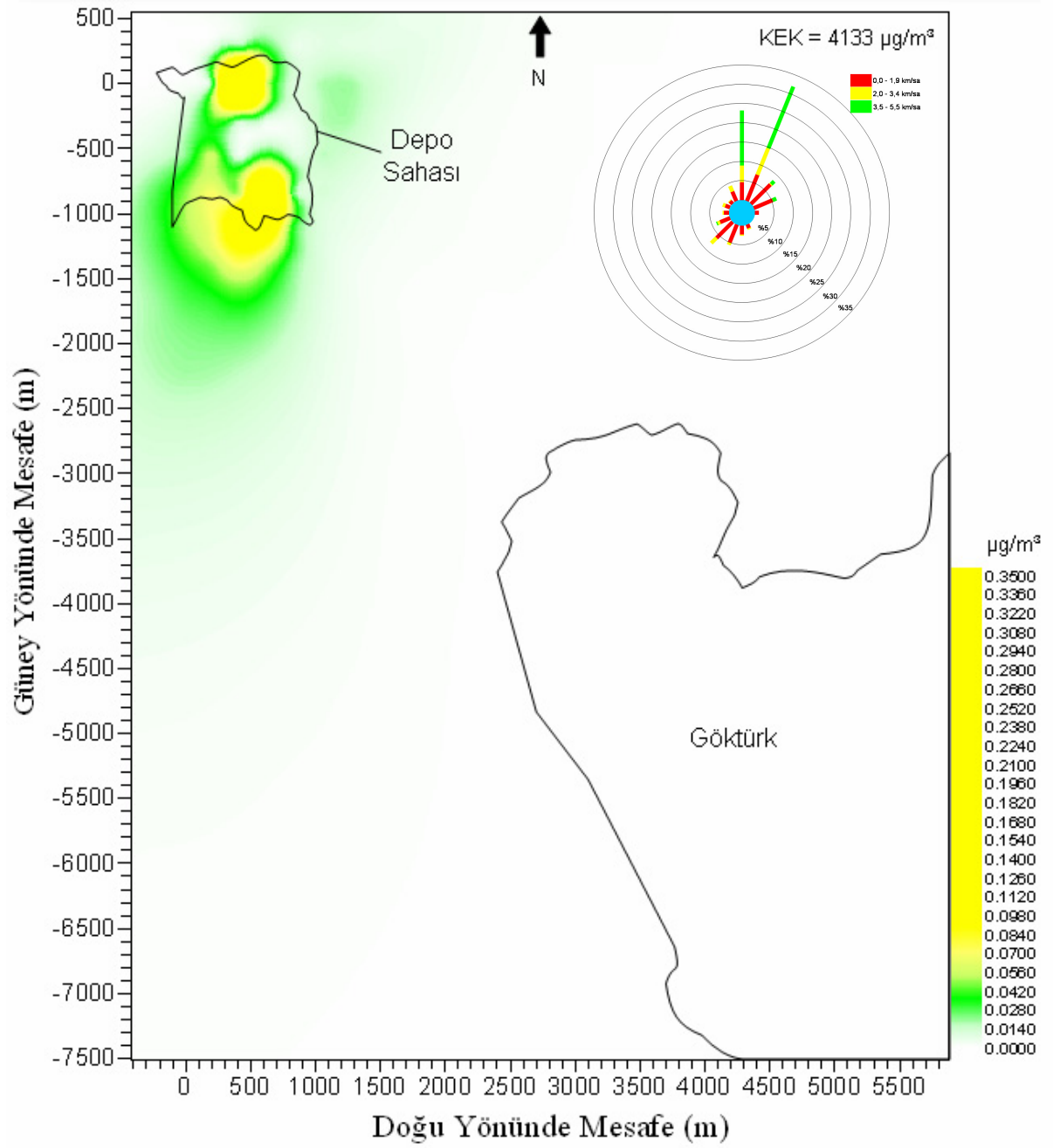
Şekil B.17 Metil izobütül keton'un uzun vadeli muhtemel kirlilik haritası



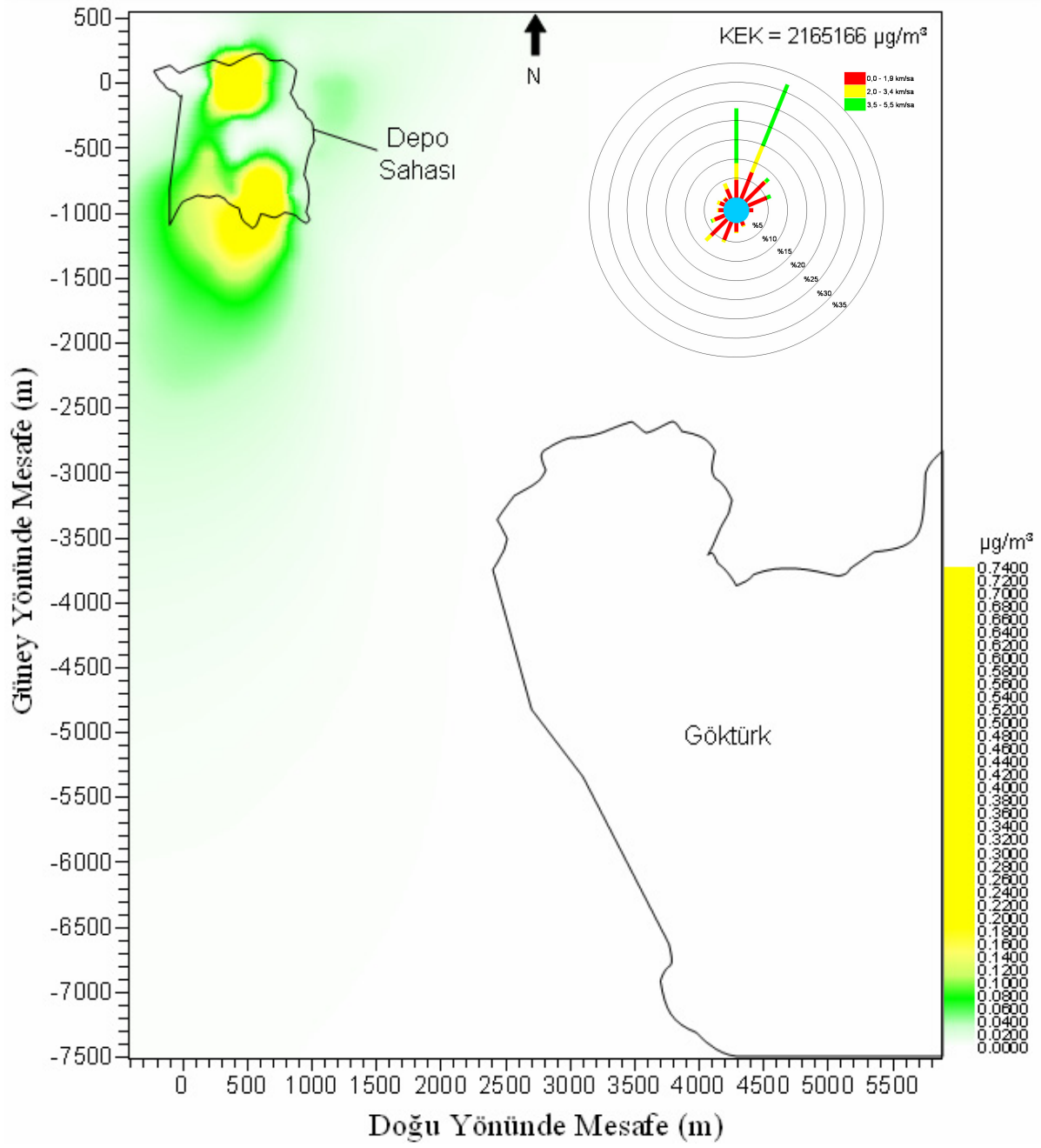
Şekil B.18 Metil merkaptan'ın uzun vadeli muhtemel kirlilik haritası



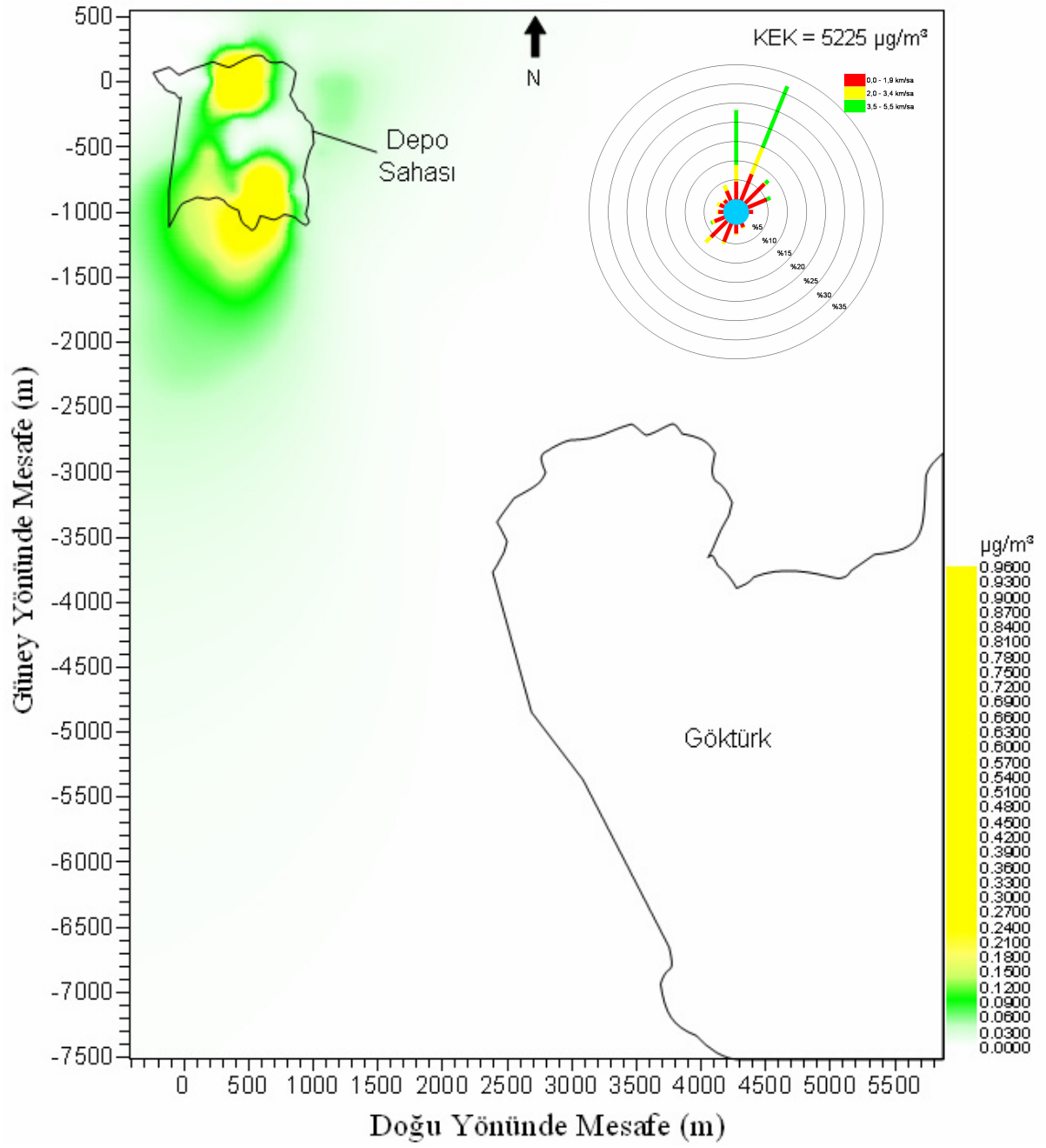
Şekil B.19 m-Ksilen'in uzun vadeli muhtemel kirlilik haritası



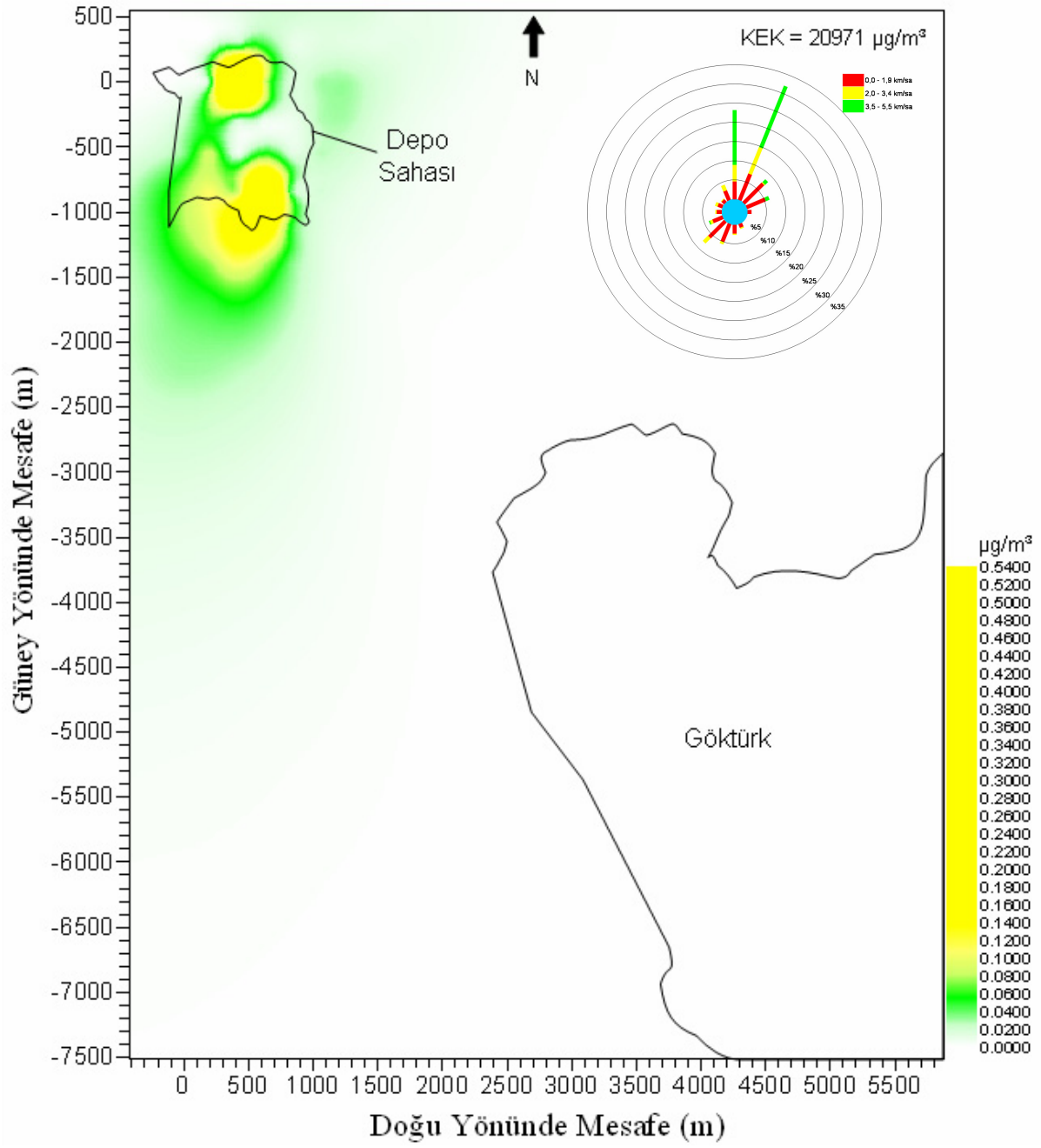
Şekil B.20 Pentan'ın uzun vadeli muhtemel kirlilik haritası



Şekil B.21 Propan'ın uzun vadeli muhtemel kirlilik haritası

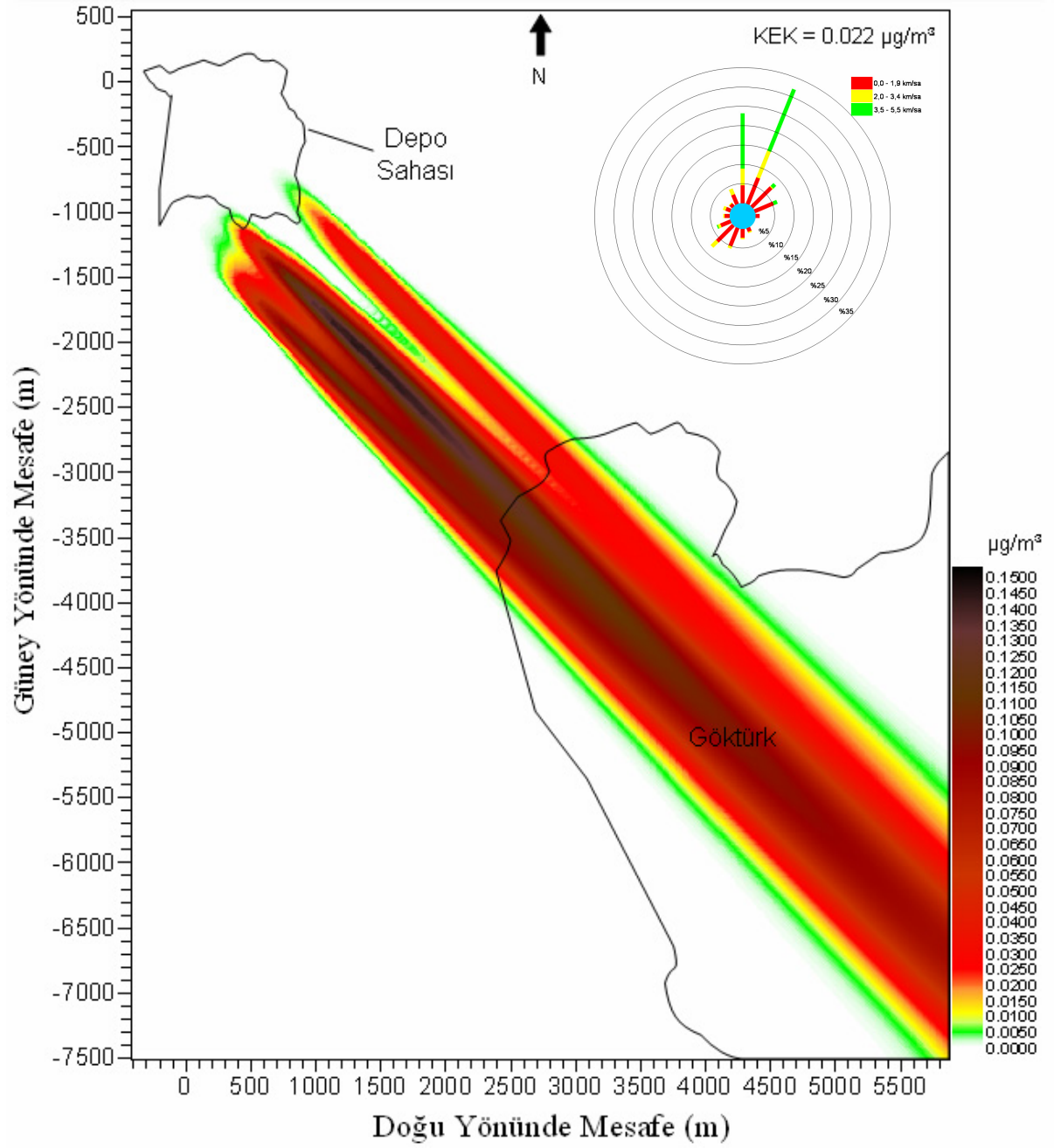


Şekil B.22 Tetrakloro etilen'in uzun vadeli muhtemel kirlilik haritası

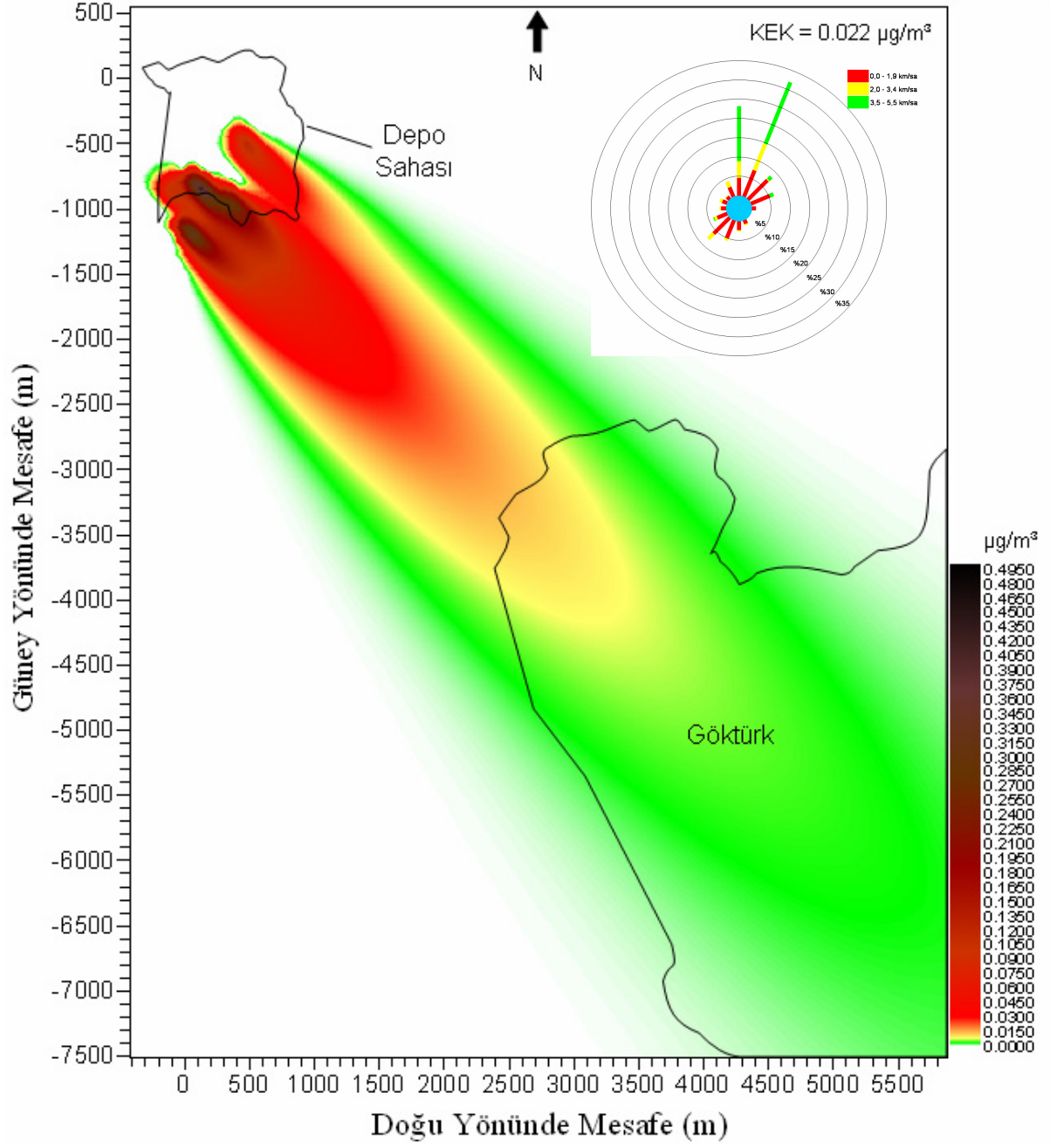


Şekil B.23 Trikloro etilen'in uzun vadeli muhtemel kirlilik haritası

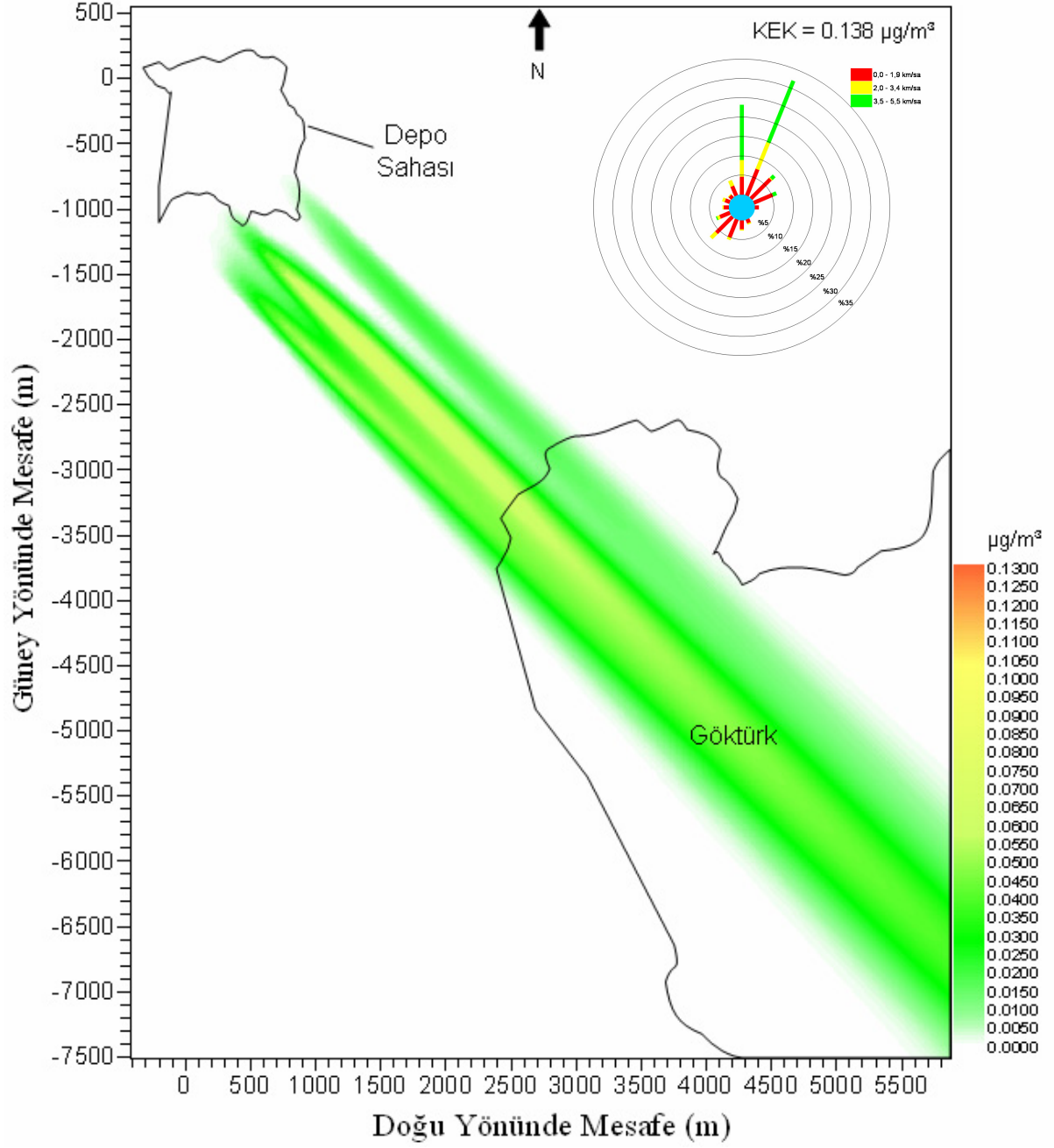
EK C – KISA VADELİ MUHTEMEL KİRLİLİK HARİTALARI



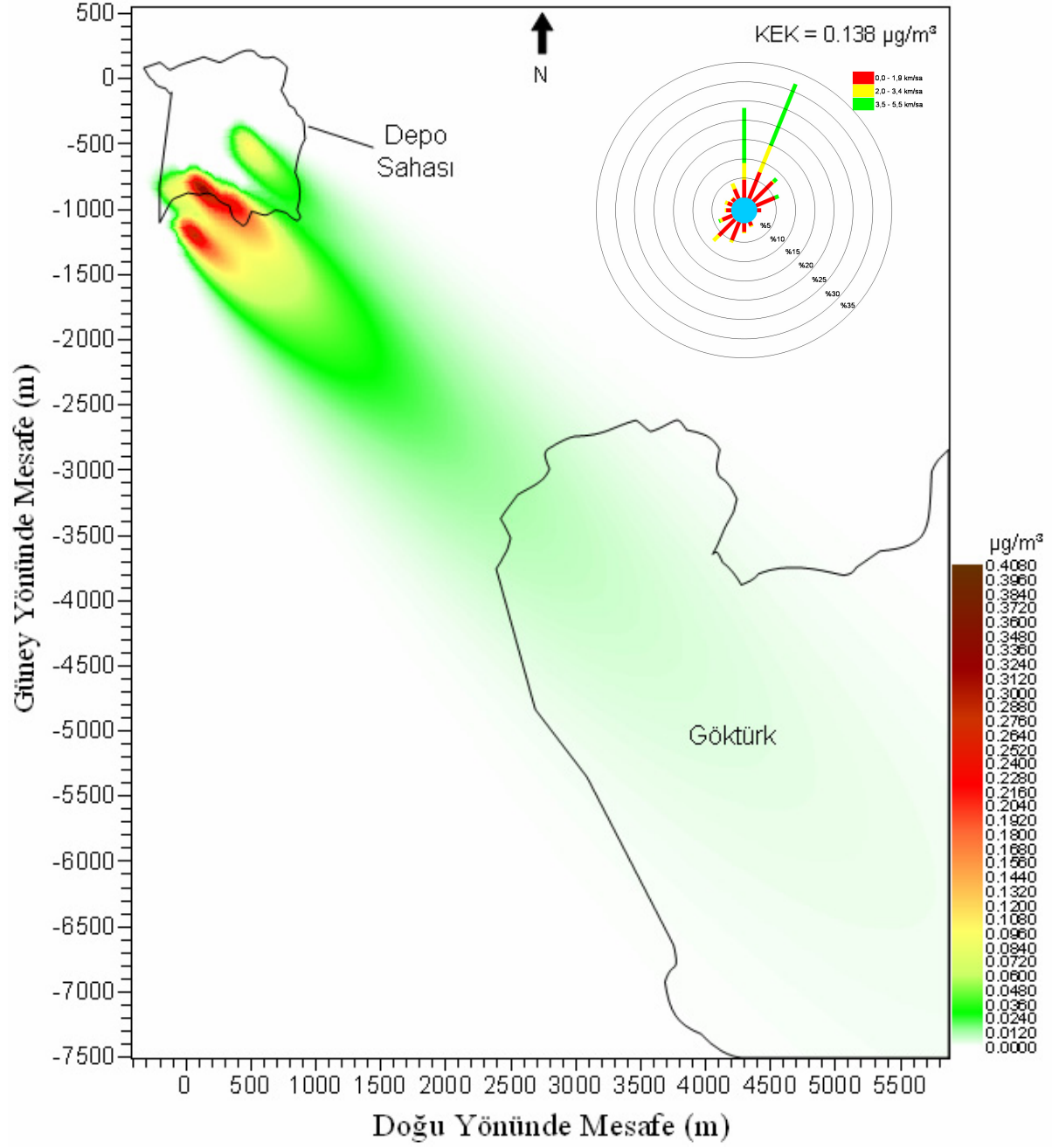
Şekil C.1 Etil merkaptan'ın en kötü şartlar altında, kısa vadeli kirlilik haritası



Şekil C.2 Etil merkaptan'ın ortalama şartlar altında, kısa vadeli kirlilik haritası



Şekil C.3 Metil merkaptan'ın en kötü şartlar altında, kısa vadeli kirlilik haritası



Şekil C.4 Metil merkaptan'ın ortalama şartlar altında, kısa vadeli kirlilik haritası