

2005\_295



TÜRKİYE BİLİMSEL VE  
TEKNİK ARAŞTIRMA KURUMU

THE SCIENTIFIC AND TECHNICAL  
RESEARCH COUNCIL OF TURKEY

Proje No: 103İ013

İZMİR İLİNDE İÇME SUYU KAYNAKLI  
MARUZİYET VE RİSK DEĞERLENDİRMESİ

72869

PROJE NO: İÇTAG-Ç077

**Çevre, Atmosfer, Yer ve Deniz Bilimleri  
Araştırma Grubu**

Environment, Atmosphere, Earth and Marine Sciences  
Research Grant Group

Proje No: 103I013

**İZMİR İLİNDE İÇME SUYU KAYNAKLI  
MARUZİYET VE RİSK DEĞERLENDİRMESİ**

72869

PROJE NO: İÇTAG-Ç077

YRD.DOÇ.DR. SAİT C. SOFUOĞLU  
ARAŞ.GÖR. PINAR KAVCAR

ARALIK 2005  
İZMİR

## ÖNSÖZ

Türkiye’de çevre ortamlarındaki kirleticilere insanların ne kadar maruz kaldıkları ve bu maruziyetler sebebiyle oluşan sağlık risklerinin seviyeleri hakkında bilgi bulunmadığı gerçeğinden hareketle önerdiğimiz ve yürüttüğümüz bu projede, İzmir ilinde, evlerden içme suyu örnekleri toplanmış ve her haneden bir kişiye uygulanan anketlerle demografik bilgileri ve içme suyu tüketim oranlarını belirlemek üzere bilgi toplanmıştır. Bunu takiben, elde edilen veriler kullanılarak örnekte yer alan bireyler ve İzmir ili halkı için, sırasıyla, bireysel ve kitlesel maruziyet, kanser harici risk, ve kanser riski seviyeleri uçucu organik maddeler, iz metaller, ve pestisitler için belirlenmiştir. Uçucu organik maddelerin ve iz metallerin analizi için katkılarından dolayı Dokuz Eylül Üniversitesi Çevre Mühendisliği Bölümü öğretim üyesi Doç Dr Mustafa Odabaşı’na, trihalometanların analizi konusunda katkılarından dolayı Süleyman Demirel Üniversitesi Çevre Mühendisliği Bölümü öğretim üyesi Doç. Dr. Mehmet Kitiş’e, iz metallerin analizi için Dokuz Eylül Üniversitesi Çevre Mühendisliği Bölümü öğretim üyesi Doç. Dr. Abdurrahman Bayram ve Araş Gör Sinan Yetgin’e, ve İzmir Y. Teknoloji Enstitüsü Kimya Bölümü öğretim üyesi Doç.Dr. Ahmet E. Eroğlu’na ve Araş.Gör. Müşerref Yersel’e, pestisit analizleri için İzmir Y. Teknoloji Enstitüsü Kimya Mühendisliği Bölümü öğretim üyesi Yrd.Doç.Dr. Aysun Sofuoğlu’na, ve pestisitlerin ekstraksiyonu ve analizi için Çevre Araştırma Geliştirme Merkezi uzmanları Esra Tuzcuoğlu ile Handan Gaygısız’a teşekkürü bir borç biliriz. Bu proje TÜBİTAK tarafından desteklenmiştir (Proje No: İÇTAG Ç-077).

## İÇİNDEKİLER

ÖZ .....	9
ABSTRACT .....	10
GENİŞ ÖZET.....	11
1. GİRİŞ.....	15
2. GENEL BİLGİ.....	18
2.1. Uçucu Organik Maddeler .....	18
2.1.1. UOM'in Genel Özellikleri .....	18
2.1.2. İçme Suyunda UOM'in Kaynakları.....	21
2.1.3. Trihalometanlar .....	21
2.1.4. THM Oluşumu .....	22
2.1.5. İçme Suyu Mevzuatı.....	23
2.1.6. Literatürde Rapor Edilmiş Derişimler .....	24
2.2. İz Elementler .....	28
2.2.1. İçme Suyu Mevzuatı.....	30
2.2.2. Literatürde Rapor Edilmiş Derişimler .....	30
2.3. Pestisitler .....	32
2.3.1. İçme Suyu Mevzuatı.....	33
2.3.2. Literatürde Rapor Edilmiş Derişimler .....	33
3. MARUZİYET VE RİSK DEĞERLENDİRMESİ .....	36
3.1. İçme Suyu Kirlenmelerinin İnsan Sağlığına Etkileri .....	36
3.1.1. Uçucu Organik Maddeler .....	36
3.1.2. İz Elementler .....	37
3.1.3. Pestisitler .....	38
3.2. Maruziyet ve Risk Değerlendirmesi .....	38
3.2.1. Tehlike Tanımlaması.....	39
3.2.2. Doz-Etki Değerlendirmesi.....	41
3.2.3. Maruziyet Değerlendirmesi .....	44
3.2.4. Risk Karakterizasyonu .....	44
3.3. Deterministik - Probabilistik Yaklaşım .....	46
3.3.1. Monte-Carlo Simulasyonu .....	46
3.4. Literatürdeki İçme Suyu Maruziyet ve Risk Değerlendirmesi Çalışmaları .....	48
3.4.1. UOM .....	48
3.4.2. İz Elementler .....	52
3.4.3. Pestisitler.....	52
4. MATERYAL VE YÖNTEMLER .....	54
4.1. Örneklem Tasarımı ve Anketler.....	54
4.2. İçme Suyu Örneklemesi.....	55
4.2.1. UOM .....	55
4.2.2. İz Metaller .....	56
4.2.3. Pestisitler .....	57
4.3. Analitik Yöntemler .....	58
4.3.1. UOM .....	58
4.3.2. İz Metaller .....	59
4.3.3. Pestisitler.....	63
4.4. Kalite Temini / Kalite Kontrolü (QA/QC).....	64
4.5. İstatistiksel Yöntemler .....	65

4.5.1. Uyum (Goodness-of-Fit) Testleri.....	65
4.5.2. Değişkenlik ve Belirsizlik Analizleri .....	65
4.5.3. Kruskal-Wallis ve Mann-Whitney Testleri .....	66
<b>5. BULGU VE TARTIŞMALAR.....</b>	<b>68</b>
5.1. UOM Maruziyet Değerlendirmesi.....	68
5.1.1. UOM Derişimleri .....	68
5.1.1.1. İhtimal Dağılımları .....	69
5.1.1.2. Alt Toplum Grupları Arasındaki Farklılıklar .....	72
5.1.2. Günlük İçme Suyu Tüketimi .....	79
5.1.3. Vücut Ağırlığı .....	83
5.1.4. Maruziyet .....	84
5.1.4.1. Deterministik Maruziyet Değerlendimesi .....	84
5.1.4.2. Probabilistik Maruziyet Değerlendirmesi.....	86
5.2. UOM Risk Değerlendirmesi.....	90
5.2.1. Kanser Harici Risk .....	90
5.2.1.1. Bireysel Risk Değerlendirmesi.....	90
5.2.1.2. Kitlesele Risk Değerlendirmesi.....	91
5.2.2. Kanser Riski .....	92
5.2.2.1. Bireysel Risk Değerlendirmesi.....	92
5.2.2.2. Kitlesele Kanser Riski Değerlendirmesi .....	94
5.2.2.3. Belirsizlik Analizi .....	96
5.3. İz Metal Maruziyet Değerlendirmesi .....	98
5.3.1. İz Metal Derişimleri .....	98
5.3.1.2. İz Metal Derişimleri İhtimal Dağılımları .....	101
5.3.1.3. Alt Toplum Grupları Arasındaki Farklılıklar .....	104
5.3.2. Deterministik Maruziyet Değerlendirmesi .....	107
5.3.3. Probabilistik Maruziyet Değerlendirmesi.....	109
5.4. İz Metal Risk Değerlendirmesi.....	113
5.4.1. Kanser Harici Risk .....	114
5.4.1.1. Bireysel Risk Değerlendirmesi.....	114
5.4.1.2. Kitlesele Risk Değerlendirmesi.....	115
5.4.2. Kanser Riski .....	116
5.4.2.1. Bireysel Risk Değerlendirmesi.....	116
5.4.2.2. Kitlesele Kanser Riski Değerlendirmesi .....	117
5.4.2.3. Belirsizlik Analizi .....	118
5.5. Pestisit Maruziyet Değerlendirmesi.....	121
5.5.1. Pestisit Derişimleri .....	121
5.5.1.2. Pestisit Derişimleri İhtimal Dağılımları .....	123
5.5.1.3. Alt Toplum Grupları Arasındaki Farklılıklar .....	125
5.5.2. Bireysel Maruziyet Değerlendirmesi.....	128
5.5.3. Kitlesele Maruziyet Değerlendirmesi .....	128
5.6. Pestisit Risk Değerlendirmesi .....	131
5.6.1. Kanser Harici Risk .....	131
5.6.2. Kanser Riski .....	132
5.6.2.1. Belirsizlik Analizi .....	133
<b>6. SONUÇ VE ÖNERİLER.....</b>	<b>135</b>
<b>REFERANSLAR .....</b>	<b>141</b>
<b>EK .....</b>	<b>149</b>

## Şekiller

- Şekil 3.1. Kanser yapan ve yapmayan maddeler için doz-etki ilişkisi  
Şekil 3.2. Monte-Carlo Simulasyonunun Şematik Gösterimi  
Şekil 4.1. İzmir İlinin İlçeleri ve İçme Suyu Kaynakları  
Şekil 5.1. Bazı UOM için kutu çizimler  
Şekil 5.2a. Kloroform Derişimleri İhtimal Dağılımı  
Şekil 5.2b. Bromodiklorometan Derişimleri İhtimal Dağılımı  
Şekil 5.2c. Dibromoklorometan Derişimleri İhtimal Dağılımı  
Şekil 5.2d. Benzen Derişimleri İhtimal Dağılımı  
Şekil 5.2e. Toluen Derişimleri İhtimal Dağılımı  
Şekil 5.2f. Naftalin Derişimleri İhtimal Dağılımı  
Şekil 5.2g. Bromoform Derişimleri İhtimal Dağılımı  
Şekil 5.2h. p-Ksilen Derişimleri İhtimal Dağılımı  
Şekil 5.3. Ortalama Günlük İçme Suyu Tüketim Oranı Sıklık Dağılımı  
Şekil 5.4. Ortalama Günlük İçme Suyu Tüketim Oranı İhtimal Dağılımı  
Şekil 5.5. Vücut Ağırlığı Sıklık Dağılımı  
Şekil 5.6. Vücut Ağırlığı İhtimal Dağılımı  
Şekil 5.5a. Kloroform Maruziyeti için İhtimal Dağılımı  
Şekil 5.5b. Bromodiklorometan Maruziyeti için İhtimal Dağılımı  
Şekil 5.5c. Dibromoklorometan Maruziyeti için İhtimal Dağılımı  
Şekil 5.5d. Bromoform Maruziyeti için İhtimal Dağılımı  
Şekil 5.5e. Benzen Maruziyeti için İhtimal Dağılımı  
Şekil 5.5f. Toluen Maruziyeti için İhtimal Dağılımı  
Şekil 5.5g. p-Ksilen Maruziyeti için İhtimal Dağılımı  
Şekil 5.5h. Naftalin Maruziyeti için İhtimal Dağılımı  
Şekil 5.6a. Arsenik Derişimleri İhtimal Dağılımı  
Şekil 5.6b. Bakır Derişimleri İhtimal Dağılımı  
Şekil 5.6c. Çinko Derişimleri İhtimal Dağılımı  
Şekil 5.6d. Krom Derişimleri İhtimal Dağılımı  
Şekil 5.6e. Mangan Derişimleri İhtimal Dağılımı  
Şekil 5.6f. Nikel Derişimleri İhtimal Dağılımı  
Şekil 5.7a. Arsenik Maruziyeti için İhtimal Dağılımı  
Şekil 5.7b. Bakır Maruziyeti için İhtimal Dağılımı  
Şekil 5.7c. Çinko Maruziyeti için İhtimal Dağılımı  
Şekil 5.7d. Krom Maruziyeti için İhtimal Dağılımı  
Şekil 5.7e. Mangan Maruziyeti için İhtimal Dağılımı  
Şekil 5.7f. Nikel Maruziyeti için İhtimal Dağılımı  
Şekil 5.8a. Klorprifos Derişimleri İhtimal Dağılımı  
Şekil 5.8b. DDT Derişimleri İhtimal Dağılımı  
Şekil 5.8c.  $\gamma$ -HCH Derişimleri İhtimal Dağılımı  
Şekil 5.9a. Klorprifos Maruziyeti için İhtimal Dağılımı  
Şekil 5.9b. DDT Maruziyeti için İhtimal Dağılımı  
Şekil 5.9c.  $\gamma$ -HCH Maruziyeti için İhtimal Dağılımı

## Tablolar

- Tablo 2.1. Bazı UOM'in Fiziksel ve Kimyasal Özellikleri  
Tablo 2.2. İçme Suyunda Kirletici Standartları  
Tablo 2.3. USEPA MCLG Seviyeleri  
Tablo 2.4. Literatürde Rapor Edilen Çeşme Suyunda Ölçülmüş UOM Derişimleri  
Tablo 2.5. İz Metaller için Standart Derişimler  
Tablo 2.6. Literatürde Yayınlanmış İz Element Derişimleri  
Tablo 2.7. Pestisitler için Standart Derişimler  
Tablo 2.8. Literatürde Yayınlanmış İçme Suyunda Pestisit Derişimleri  
Tablo 3.1. USEPA'in Kanserojenik Madde Sınıflaması  
Tablo 3.2. Çalışmamızın Konusu Kirleticilerin Kanserojen Sınıflaması  
Tablo 3.3. Referans Doz ve Slope Factor Değerleri  
Tablo 3.4. Literatürde Oral Maruziyet için Rapor Edilmiş Ömürboyu Kanser Riski Seviyeleri  
Tablo 3.5. NHEXAS Arizona İz Metal Maruziyet Seviyeleri  
Tablo 3.6. NHEXAS Maryland İz Metal Maruziyet Seviyeleri  
Tablo 4.1. Gaz Kromatografi ve Headspace Çalışma Şartları  
Tablo 4.2. Retensiyon Zamanları, Referans Kütle Spektrasi ve Dedeksiyon Limitleri  
Tablo 4.3. ICP-OES Cihazında Ölçülen Metaller için Metod Dedeksiyon Limitleri  
Tablo 4.4. HGAAS Sisteminin Çalışma Şartları  
Tablo 4.5. Pestisit Analizi için GC/ ECD Çalışma Koşulları  
Tablo 5.1. En sık tespit edilen UOM için tespit edilme oranları  
Tablo 5.2. UOM Derişimlerinin Tanımlayıcı İstatistikleri  
Tablo 5.3. UOM Derişimleri için Mann-Whitney Test Sonuçları  
Tablo 5.4. Alan Alt-gruplarında UOM Derişimlerinin İstatistikleri  
Tablo 5.5a. Su Kaynağı Alt-grupları için UOM Derişimi İstatistikleri  
Tablo 5.5b. Alan ve Su Kaynağı Kategorileri Metal Derişimleri Merkez İstatistikleri  
Tablo 5.6. Kruskal-Wallis Test Sonuçları  
Tablo 5.7. Günlük Ortalama İçme Suyu Tüketim Oranı Tanımlayıcı İstatistikleri  
Tablo 5.8. Vücut Ağırlığı Tanımlayıcı İstatistikleri  
Tablo 5.9. Deterministik Maruziyet Değerlendirmesi Tanımlayıcı İstatistikleri  
Tablo 5.10. Probabilistik Maruziyet Değerlendirmesi İstatistikleri  
Tablo 5.11. Deterministik Kanser Harici Risk Değerlendirmesi İstatistikleri  
Tablo 5.12. Probabilistik Kanser Harici Risk Değerlendirmesi İstatistikleri  
Tablo 5.13. Deterministik Kanser Riski Değerlendirmesi İstatistikleri  
Tablo 5.14. Probabilistik Kanser Riski Değerlendirmesi İstatistikleri  
Tablo 5.15. Kitlesel Maruziyet Dağılımları İstatistiklerindeki Belirsizlik Seviyeleri  
Tablo 5.16. Tespit Edilen Ortanca ve Ortalama Kitlesel Kanser Riski Güven Aralıkları  
Tablo 5.17. İz metaller için örneklerde tespit edilme sıklıkları  
Tablo 5.18. İz metallerin için örneklerde standart derişimleri ihlal oranları  
Tablo 5.19. Örneklerde tespit edilen metal sayıları  
Tablo 5.20. İz Metal Derişimleri Tanımlayıcı İstatistikleri  
Tablo 5.21. Metal Derişimleri için Mann-Whitney Test Sonuçları  
Tablo 5.22. Alan Alt-gruplarında Metal Derişimlerinin İstatistikleri  
Tablo 5.23a. Su Kaynağı Alt-grupları için Metal Derişimi İstatistikleri  
Tablo 5.23b. Alan ve Su Kaynağı Kategorileri Metal Derişimleri Merkez İstatistikleri  
Tablo 5.24. Kruskal-Wallis Test Sonuçları  
Tablo 5.25. Deterministik Maruziyet Değerlendirmesi Tanımlayıcı İstatistikleri  
Tablo 5.26. Probabilistik Maruziyet Değerlendirmesi İstatistikleri

- Tablo 5.27. Deterministik Kanser Harici Risk Değerlendirmesi İstatistikleri  
Tablo 5.28. Probabilistik Kanser Harici Risk Değerlendirmesi İstatistikleri  
Tablo 5.29. Deterministik Kanser Riski Değerlendirmesi İstatistikleri  
Tablo 5.30. Probabilistik Kanser Riski Değerlendirmesi İstatistikleri  
Tablo 5.31. Kitlesele Maruziyet Dağılımları İstatistiklerindeki Belirsizlik Seviyeleri  
Tablo 5.32. Tespit Edilen Ortanca ve Ortalama Kitlesele Kanser Riski Güven Aralıkları  
Tablo 5.33. Pestisitler için Örneklerde Tespit Edilme Sıklıkları  
Tablo 5.34. Pestisit Derişimleri Tanımlayıcı İstatistikleri  
Tablo 5.35. Pestisit Derişimleri için Mann-Whitney Test Sonuçları  
Tablo 5.36. Alan Alt-gruplarında Pestisit Derişimlerinin İstatistikleri  
Tablo 5.37a. Su Kaynağı Alt-grupları için Pestisit Derişimi İstatistikleri  
Tablo 5.37b. Alan ve Su Kaynağı Kategorileri Pestisit Derişimleri Merkez İstatistikleri  
Tablo 5.38. Kruskal-Wallis Test Sonuçları  
Tablo 5.39. Probabilistik Maruziyet Değerlendirmesi İstatistikleri  
Tablo 5.40. Kitlesele Kanser Harici Risk Değerlendirmesi İstatistikleri  
Tablo 5.41. Kitlesele Kanser Riski Değerlendirmesi İstatistikleri  
Tablo 5.42. Kitlesele Maruziyet Dağılımları İstatistiklerindeki Belirsizlik Seviyeleri  
Tablo 5.43. Tespit Edilen Ortanca ve Ortalama Kitlesele Kanser Riski Güven Aralıkları



## ÖZ

Bu çalışmada, İzmir ilinde, yarı-ihhtimal tabanlı bir örnekleme uygulanarak seçilen hanelerden içme suyu örnekleri toplanmış ve her haneden bir kişiye uygulanan anketlerle demografik bilgiler ve içme suyu tüketim oranlarını belirlemek üzere bilgi toplanmıştır. Bunu takiben, elde edilen veriler kullanılarak örnekte yer alan bireyler ve İzmir ili halkı için, sırasıyla, bireysel ve kitlesel maruziyet, kanser harici risk, ve kanser riski seviyeleri Uçucu Organik Maddeler (UOM), iz metaller, ve pestisitler için belirlenmiştir. Analizi yapılan 54 adet UOM'den 8'i, 15 adet iz metalden 6'sı, ve son olarak 22 adet pestisitten 3'ü toplanan örneklerde sıklıkla tespit edilmiş, ve bu toplam 17 kirletici için suyun içilmesi yoluyla oluşan (yani, oral) maruziyet ve risk değerlendirmesi yapılmıştır. Değişimler standartlar dahilinde bile olsa risk seviyeleri toplumun belirli bir kısmı için kabul edilebilir seviyenin üzerinde olabilmektedir. Değerlendirme sonuçlarına göre, hem standart ihlali, hem kanser harici risk, hem de kanser riski değerlerine bakımından, İzmir içme suyunda en tehlikeli kirletici arseniktir. Arseniği takiben, muhtemelen İzmir'in deniz kıyısında kurulu bir il olması sebebiyle, bromlu klorlama yan ürünlerinin (BDCM, DBCM) kanser riski seviyeleri önem arz etmektedir. Daha sonra, DDT ve nikel daha ileri düzeyde inceleme gerektiren kirleticiler olarak gelmektedir. Kurşun, beklenenin aksine örneklerin çoğunluğunda tespit edilemediğinden maruziyet ve risk değerlendirmelerine dahil edilmemiştir.

Anahtar Kelimeler: *İçme suyu, maruziyet, kanser harici risk, kanser riski, uçucu organik maddeler, trihalometanlar, iz metaller, organoklorin pestisitler*

## ABSTRACT

In the Province of Izmir, drinking water samples were collected from houses that were randomly selected in a semi-probabilistic sampling approach. Samples were analyzed for Volatile Organic Compounds (VOCs), trace metals, and Organochlorine Pesticides (OCPs). A primary respondent was selected from each unit to administer questionnaires. Daily drinking water intake rate and demographic information were obtained from the survey. The information gathered were used to estimate oral exposure, and associated individual and population non-carcinogenic and carcinogenic risk levels. Exposure and risk assessments were performed for frequently detected 17 contaminants: eight VOCs of the 54 analyzed, six trace metals of the 15 analyzed, and three OCPs among 22 analyzed. The results of this study show that exposures to drinking water contaminants and associated risks may be higher than the acceptable levels, even if the concentrations fall below the standards. Arsenic was identified as the most potent contaminant when violation of the standards, non-carcinogenic and carcinogenic risk levels were taken into consideration. Bromodichloromethane and dibromochloromethane followed arsenic because of relatively high carcinogenic risk levels most probably due to the sea shore location of the province. These two compounds were followed by DDT and nickel. Assessments were not performed for lead because contrary to anticipation, lead was infrequently detected in the samples.

Keywords: Drinking water, exposure, non-carcinogenic risk, carcinogenic risk, volatile organic compounds, trihalomethanes, trace metals, organochlorine pesticides

## GENİŞ ÖZET

Bu çalışmada İzmir ilinde yarı-ihtimal tabanlı bir örnekleme uygulanarak seçilen hanelerden içme suyu örnekleri toplanmış, her haneden bir kişiye uygulanan anketlerle demografik bilgiler ve içme suyu tüketim oranlarını belirlemek üzere bilgi toplanmıştır. Bunu takiben, elde edilen veriler kullanılarak örnekte yer alan bireyler ve İzmir ili halkı için, sırasıyla, bireysel ve kitlesel maruziyet, kanser harici risk, ve kanser riski seviyeleri Uçucu Organik Maddeler (UOM), iz metaller, ve pestisitler için belirlenmiştir. Analizi yapılan 54 adet UOM'den 8'i, 15 adet iz metalden 6'sı, ve son olarak 22 adet pestisitten 3'ü toplanan örneklerde sıklıkla tespit edilmiş, ve bu toplam 17 kirletici için suyun içilmesi yoluyla oluşan (yani, oral) maruziyet ve risk değerlendirmesi yapılmıştır.

Doğrudan head-space viallerine alınan UOM örnekleri head-space GC/MS sisteminde analiz edilmiştir. Pestisit örnekleri tek damla mikro ekstraksiyonu takiben GC-ECD'de analiz edilmiştir. İz metal örnekleri 14 metal için ICP-OES cihazında, bir metal için de Atomik Absorpsiyon cihazında analiz edilmiştir. Ölçüm sonuçları ile her bir kirleticinin derişim dağılımı oluşturulmuştur. Rastgele seçilen her hanede yaşayan bir kişi katılımcı olarak belirlenmiştir. Bu katılımcıya örnekleme için ziyaret sırasında demografik bilgilerin sorulduğu bir anket uygulanırken katılımcının günlük su tüketim oranını belirlemek üzere hazırlanmış diğer bir anket katılımcı tarafından ziyareti takip eden 7 gün boyunca doldurulmuştur. Böylece her bir katılımcının içtiği sudaki kirletici derişimlerine ek olarak maruziyetlerini hesaplamakta kullanılacak olan değişkenlerin değerleri belirlenmiştir.

İzmir ili içme sularında UOM derişimlerinin içme suyu standartlarını ihlal etmediği ancak arsenik ve nikel derişimlerinin örneklerin, sırasıyla, %20 ve %58'inde standartlardan daha yüksek olduğu görülmüştür. Avrupa Birliği'nde (AB) uygulanan

standart ile aynı olan toplam pestisit standardı, örneklerin %5'inde ihlal edilmiştir. ABD ve AB standart derişimleri arasında en düşük olanı baz alındığında ise UOM için sadece bir örnekte toplam trihalometan standardının ihlali söz konusu iken, pestisitler arasında tekil olarak  $\gamma$ -HCH derişimi yine sadece bir örnekte AB standardından daha yüksek bulunmuştur. Metal derişimlerini aynı açıdan irdelersek, arsenik için örneklerin %20'sinde, nikel için %58'inde, kurşun için de %1'inde standart derişimi ihlali söz konusudur.

İzmir ili halkının günlük içme suyu tüketim oranının ve vücut ağırlıklarının log-normal dağılım gösterdiği belirlenmiştir. Ortanca günlük su tüketim oranı 1.8 l/gün iken, ortanca vücut ağırlığı 64.5 kg olarak hesaplanmıştır.

Kirletici derişimleri, içme suyu günlük su tüketim oranları, ve vücut ağırlıkları kullanılarak her bir kirletici için maruziyet seviyeleri hesaplanmıştır. Bireysel UOM maruziyet seviyelerine göre İzmir'deki kloroform maruziyet değerleri ABD'dekilere oranla daha büyük, toluen maruziyeti ise ABD'de Meksika sınırında yaşayanlarla yaklaşık aynı seviyelerde, Arizona'dakilerden ise daha düşüktür. İz metaller incelendiğinde, İzmir halkı için hesaplanan maruziyet seviyelerinin arsenik ve bakır için ABD için hesaplananların yaklaşık iki katı, nikel içinse 32 katı daha büyük olduğu belirlenmiştir. İzmir'de tespit edilen pestisitler için literatürde karşılaştırmak üzere maruziyet değerleri bulunamazken, ABD Maryland eyaletinde hesaplanan atrazin maruziyeti seviyeleri İzmir için hesaplanan klorprifos maruziyeti seviyeleri ile yaklaşık aynı düzeydedir.

Örneklemeden elde edilen bireysel kanser harici sağlık riski değerleri arsenik haricinde kritik risk değerini aşmamıştır. Örneklerin %17'sinde arsenik kanser harici risk, kritik değerden daha büyük iken, nikel için birkaç hanede kritik değere yakın seviyeler ile karşılaşılmıştır. İzmir halkının kitlesel kanser harici riski arsenik için 90.

yüzdeler seviyesinde kritik değerin iki katı, 95. yüzdeler seviyesinde ise üç katıdır. Diğer metaller için kanser harici risk değeri 95. yüzdeler seviyesinde dahi kritik değere yaklaşmamaktadır. Tüm UOM için de benzer durum hem bireysel hem de kitlesel kanser harici risk değerlerinde mevcuttur. Pestisit kanser harici risk değeri 95. yüzdeler seviyesinde kritik değerden 160 ilâ 600 kat daha küçük olmakla beraber derişimlerin yüksek olduğu bazı yerel noktalarda kritik değere yaklaşan risk değeri oluşabilmektedir.

Etki faktörlerinin mevcut olduğu kirleticiler için kanser riski değerlendirmesi yapılmıştır. Bu kirleticiler, pestisitlerden DDT, metallerden arsenik, ve UOM'den bromodiklorometan (BDCM), dibromoklorometan (DBCM), bromoform, ve benzendir. Arsenik kanser riski değeri, bireysel değerlendirmede %41 oranında kabul edilebilir risk seviyesinin üzerinde bulunurken, kitlesel değerlendirmede İzmir ili ortalama kanser riski değerinin kabul edilebilir seviyeden yüksek olduğu sonucu çıkmıştır. Halkın, yaklaşık, %8'i kabul edilebilir seviyenin 10 katı olan 1/1000'den daha yüksek kanser riski altındadır. Kitlesel değerlendirmeye göre, nüfusun %5'lik bir kısmı, içme suyundaki DDT sebebiyle kabul edilebilir risk seviyesinin üzerinde bir risk altındadır. Bireysel kanser riski değerlerine göre, örneklerin %23, %29, ve %2'si, sırasıyla, BDCM, DBCM, ve bromoform için kabul edilebilir seviyenin üzerinde risk altındadır. İzmir halkının, BDCM ve DBCM için, ortalama kanser riski değeri kabul edilebilir seviyeden daha yüksek iken bromoform ve benzen için 95. yüzdeler düzeyinde bile bu değerden daha düşüktür. Benzen için hesaplanan tüm bireysel kanser riski değeri de kabul edilebilir seviyenin altındadır. Dolayısıyla, UOM esas alındığında, derişimler standartlar dahilinde bile olsa risk seviyeleri toplumun belirli bir kısmı (iki UOM için %23 ve %29 düzeyine ulaşan) için kabul edilebilir olmayabilmektedir.

Değerlendirme sonuçlarına göre, hem standart ihlali, hem kanser harici risk, hem de kanser riski değerlerine bakımından, İzmir içme suyunda en tehlikeli kirlenici arseniktir. Arseniği takiben, muhtemelen İzmir'in deniz kıyısında kurulu bir il olması sebebiyle, bromlu klorlama yan ürünlerinin (BDCM, DBCM) kanser riski seviyeleri önem arz etmektedir. Daha sonra, DDT ve nikel daha ileri düzeyde inceleme gerektiren kirleniciler olarak ortaya çıkmaktadır. Kurşun, beklenin aksine örneklerin çoğunluğunda tespit edilemediğinden maruziyet ve risk değerlendirmelerine dahil edilmemiştir.

## 1. GİRİŞ

İçme sularında, arsenik, kadmiyum, bakır, nikel, kurşun, ve çinko gibi iz elementler, bazı uçucu organik bileşikler (UOM) özellikle trihalometanlar (THM), ve pestisitler bulunabilmektedir. Yüzeysel ve yeraltı içme suyu kaynaklarına bu tür kirleticiler yetersiz olarak arıtılmış evsel veya endüstriyel atıksuların, yağmur sonrası tarımsal veya kentsel alanlardan gelen yüzeysel akımların, ve diğer antropojenik kaynakların deşarjı sonucu ulaşabilirler. Konvensiyonel içme suyu arıtma tesislerinde bu tür mikro-kirleticilerin giderimi çok zordur. Yüksek ilk yatırım ve işletme maliyetine sahip ileri arıtma teknolojileri ile (membran prosesleri, hidroksil radikalleri ile ileri oksidasyon, aktif karbon adsorbsiyonu gibi) bu kirleticiler etkin bir şekilde arıtılabilmektedir. Ancak ülkemizde ileri arıtma teknolojilerinin uygulanması ekonomik bağlamda sınırlıdır.

Bu kirleticilerin insan sağlığını tehdit eden çeşitli kanserlere, kalp, damar, ve sinir sistemi hastalıklarına yol açan maddeler olduğu bilinmekte (Calderon, 2000; IRIS, 2005) ancak ülkemiz içme sularından kaynaklanan halkımızın maruziyeti konusunda bilgi eksikliği bulunmaktadır. Üzerinde geniş bir mutabakat bulunmamakla beraber maruziyet bir canlının çevresel ortamlardaki kirleticiler ile teması olarak tanımlanabilir (Duan 1982; Patrick, 1994). Canlılarda, bu maruz kalma durumu sonrasında hedef organlara ulaşan kirleticilerin hücreler üzerindeki faaliyeti sonucunda sağlık etkileri ortaya çıkar. Bu sağlık etkilerinin ortaya çıkma ihtimallerinin belirlenmesi olan insan sağlığı risk değerlendirmesi için öncelikle maruziyetin değerlendirilmesi gerekmektedir. Maruziyet değerlendirmesi nispeten yeni bir bilim dalı olup literatürde henüz çok miktarda toplumsal maruziyeti inceleyen kapsamlı çalışma bulunmamaktadır. Total Exposure Assessment Methodology, TEAM (Wallace vd., 1987) ve NHEXAS, National

Human Exposure Assessment and Survey (Lebowitz vd., 1995; Whitmore vd., 1999) bu konudaki en kapsamlı çalışmalar olarak karşımıza çıkmaktadır. Avrupa ülkelerinde de daha kapsamlı olmamakla beraber çeşitli çalışmalar bulunmaktadır. Almanya'da yürütülen GerES, German Environmental Survey (Seifert vd., 2000) NHEXAS gibi tüm ortamları (hava, su, toprak) kapsarken EXPOLIS (Jantunen vd., 1998) sadece hava ortamındaki kirleticilere olan maruziyeti incelemektedir.

NHEXAS – Arizona çalışmasının sonuçları (Sofuoğlu vd., 2003), bu eyalette iz element 90. yüzdelik maruziyet seviyelerinin 27 ng/kg/gün (nikel) ile 187 ng/kg/gün (arsenik) arasında değiştiğini, UOM'ler içinse 6.5 ng/kg/gün (diklorometan) ile 77 ng/kg/gün (toluen) arasında olduğunu göstermiştir. Bu maruziyet seviyeleri dolayısıyla oluşan kanser harici riskleri 90. yüzdelik seviyesinde bile hiç bir kirletici için eşik değer olarak kabul edilen seviyenin üzerinde değildir. Kanser riski ise arsenik için hem ortanca hem de 90. yüzdelik seviyelerinde, 1,2-dikloroetan içinse 90. yüzdelik seviyesinde USEPA tarafından kabul edilebilir risk seviyesi olarak addedilen *de Minimis* risk seviyesinden ( $10^{-6}$ ) yüksek değerlere ulaşmıştır. Standart derişimleri en çok aşan kirleticiler toluen ve kurşun olduğu halde, hem kanser hem de kanser harici risklerine göre kirleticiler sıralandığında öncelik verilmesi gereken ilk maddenin arsenik olduğu belirlenmiştir. Kanser harici risk dikkate alındığında krom, nikel, ve kloroform; kanser riski dikkate alındığında ise 1,2-dikloroetan, kloroform, ve diklorometan sıralamada arsenikten sonra yer almaktadır. GerES çalışmasında çeşme suyu örneklerinde iz elementlere, içme suyu şebekesinden alınan örneklerde ise izle elementlerle birlikte aromatik ve klorlu hidrokarbonlara ve pestisitler ölçülmüştür (Seifert vd., 2000).

Bu çalışmanın hedefi, İzmir ili halkının, içme suyundaki kirleticilere, suyun içilmesi yoluyla (oral) oluşan maruziyet ve bundan kaynaklanan kanser ve kanser harici



risk seviyelerinin belirlenmesidir. Bu ana gaye çerçevesinde ulaşılması gereken ara hedefler de aşağıdaki gibi belirlenmiştir.

- UOM'ler, iz elementler, ve pestisitler için içme suyu derişim dağılımının oluşturulması
- İzmir halkının içme suyu tüketme oranı dağılımının oluşturulması
- İzmir halkının vücut ağırlığı dağılımının oluşturulması
- İzmir halkının her bir kirletici için maruziyet dağılımının oluşturulması
- İzmir halkının risk faktörü belirlenmiş olan her bir kirletici için kanser riski dağılımının oluşturulması
- İzmir halkının risk faktörü belirlenmiş olan her bir kirletici için kanser harici sağılık riski dağılımının oluşturulması
- Kirletici derişimi, maruziyet, ve sağılık riski seviyelerinin alt toplum grupları arasında farklı olup olmadığının incelenmesi
- Kirletici derişimi, maruziyet, ve sağılık riski seviyelerinin içme suyu kaynakları (eşme suyu ve şişe suyu) arasında farklı olup olmadığının incelenmesi

## 2. GENEL BİLGİ

### 2.1. Uçucu Organik Maddeler

Uçucu Organik Maddeler (UOM) oda sıcaklığında kolayca buharlaşan karbon bazlı kimyasal maddelerdir. UOM'in hem yapay hem de doğal kaynakları vardır. UOM boya, yapıştırıcı, yakıt, spreyleyler, cilalar, temizlik maddeleri, sigara dumanı, ve kuru temizlemeden çıkmış giyecekler gibi evlerde günlük hayatta kullanılan kaynaklardan gelebilirler. UOM gaz fazda çok daha hızlı hareket edebilirler; bu nedenle çevreye salıverilme ihtimalleri yüksek olduğundan önem arz ederler (Tchobanoglous ve Burton, 1991).

#### 2.1.1. UOM'in Genel Özellikleri

İçme sularında genellikle görülen UOM'in bazı fiziksel ve kimyasal özellikleri Tablo 2.1'de sunulmaktadır. Fiziksel ve kimyasal özellikleri çok geniş bir aralığa yayılsa da UOM'in ortak genel özellikleri vardır. Göreceli yüksek buhar basınçları ve düşük çözünürlükleri bunların su ve hava arasında hareket etmelerini sağlar.

Tablo 2.1'de sunulan maddelerden benzen, toluen, ve ksilen BTEX bileşikleri olarak bilinirler. Bu bileşikler benzinde anti-knock bileşikleri olarak kullanılırlar, dolayısıyla benzin üretim tesislerinin atıksularında bulunurlar. Bu bileşikler benzin istasyonları, benzin üretim tesisleri, ve diğer endüstriyel tesislerin yakınlarındaki yeraltı sularında sıkça görülürler.

Bu çalışmada alınan örneklerde, Materyal ve Yöntemler'de (Bölüm-4) tam listesinin sunulduğu 54 adet UOM arasında en sık rastlanan bileşikler olduğundan devam eden kısımda sadece kloroform, bromodiklorometan, dibromoklorometan, bromoform, benzen, toluen, p-ksilen, ve naftalin üzerine yoğunlaşılacaktır.

Tablo 2.1. Bazı UOM'ın Fiziksel ve Kimyasal Özellikleri

Bileşik	Molekül Ağırlığı (g/mol)	Erime Noktası (°C)	Kaynama Noktası (°C)	Yoğunluk 20°C'de (g/ml)	Suda Çözünürlük 25°C'de (mg/l)	Buhar Basıncı 20°C'de (mm Hg)	Henry Kanunu Sabiti 25°C'de (atm.l/mol)
Benzen	78.10 <sup>a</sup>	5.5 <sup>a</sup>	80.1 <sup>a</sup>	0.879 <sup>b</sup>	1789 <sup>a</sup>	75.0 <sup>b</sup>	5.50 <sup>b</sup>
Toluen	92.10 <sup>a</sup>	-95.0 <sup>a</sup>	110.6 <sup>a</sup>	0.867 <sup>c</sup>	518 <sup>a</sup>	27.7 <sup>c</sup>	5.94 <sup>c</sup>
Etilbenzen	106.20 <sup>a</sup>	-95.0 <sup>a</sup>	136.2 <sup>a</sup>	0.867 <sup>d</sup>	168 <sup>a</sup>	7.0 <sup>d</sup>	7.90 <sup>d</sup>
p-ksilen	106.20 <sup>a</sup>	13.2 <sup>a</sup>	138.0 <sup>a</sup>	0.861 <sup>c</sup>	180 <sup>a</sup>	6.50 <sup>c</sup>	7.66 <sup>c</sup>
Karbon tetraklorid	153.80 <sup>a</sup>	-22.9 <sup>d</sup>	76.5 <sup>a</sup>	1.594 <sup>f</sup>	970 <sup>a</sup>	90.0 <sup>f</sup>	29.4 <sup>f</sup>
Naftalin	128.2 <sup>a</sup>	80.6 <sup>a</sup>	217.9 <sup>a</sup>	1.145 <sup>e</sup>	31.5 <sup>a</sup>	0.087 <sup>e</sup>	0.46 <sup>e</sup>
Stiren	104.16 <sup>h</sup>	-30.6 <sup>h</sup>	145.2 <sup>h</sup>	0.906 <sup>h</sup>	300 <sup>h</sup>	5.0 <sup>h</sup>	2.61 <sup>h</sup>
Kloroform	119.40 <sup>a</sup>	-63.5 <sup>a</sup>	61.7 <sup>a</sup>	1.483 <sup>i</sup>	7709 <sup>a</sup>	160 <sup>i</sup>	4.06 <sup>i</sup>
Bromodiklorometan	163.83 <sup>i</sup>	-57.1 <sup>i</sup>	90.0 <sup>i</sup>	1.980 <sup>j</sup>	4500 <sup>i</sup>	50.0 <sup>j</sup>	2.41 <sup>j</sup>
Dibromoklorometan	208.28 <sup>k</sup>	-20.0 <sup>k</sup>	120.0 <sup>k</sup>	2.451 <sup>k</sup>	2700 <sup>k</sup>	76.0 <sup>k</sup>	0.99 <sup>k</sup>
Bromoform	252.80 <sup>a</sup>	8.3 <sup>a</sup>	149.5 <sup>a</sup>	2.899 <sup>k</sup>	3110 <sup>a</sup>	5.0 <sup>k</sup>	0.56 <sup>k</sup>

a. Schwarzenbach (1993)

b. ATSDR (1997a)

c. ATSDR (2000)

d. ATSDR (1999)

e. ATSDR (1995)

f. ATSDR (2003a)

g. ATSDR (2003b)

h. ATSDR (1992)

i. ATSDR (1997b)

j. ATSDR (1989)

k. ATSDR (2003c)

Benzen tatlı bir kokuya sahip renksiz bir sıvıdır. Volkan patlamaları ve orman yangınları çevresel benzen derişimlerine katkıda bulunsa da ana kaynağı endüstridir. Benzen kömür ve yağdan elde edilen önemli bir endüstriyel kimyasaldır, ve benzinde bulunan bir bileşiktir. Endüstride çoğunlukla plastik, naylon, kauçuk ürünleri, boya, deterjan, ve pestisit üretiminde çözücü olarak kullanılır, ve aynı zamanda birçok kimyasalın sentezinde başlangıç veya ara maddedir (ATSDR, 1997a).

Toluen kendine has bir kokusu olan, renksiz bir sıvıdır. Toluen ham petrolde ve tolu ağacında doğal olarak bulunur. Aynı zamanda ham petrolden benzin üretimi ve kömürden kok eldesi sırasında oluşur. Toluen boya, boya incelticileri, oje, yapıştırıcı, ve kauçuk üretiminde, ve bazı baskı ve deri işleme proseslerinde kullanılır (ATSDR, 2000).

Ksilen kolayca tutuşan, tatlı kokulu, renksiz bir sıvıdır. Petrol ve kömür ziftinde doğal olarak bulunur, ve orman yangınlarında oluşur. Kimya endüstrisi çözücü olarak kullanılmak üzere petrolden ksilen üretir. Matbaa, kauçuk, ve deri sanayiinde temizleme maddesi olarak, ve boyada inceltici olarak kullanılır. Benzin ve jet yakıtında iz miktarlarda bulunur (ATSDR, 1995).

Naftalin kolayca uçan beyaz bir katıdır. İlaç kimyasalları, insektisitler, ve sentetik deri işleme kimyasalları, sörfektanlar, güve kovucular, ve tuvalet deodorantlarında kullanılır (ATSDR, 2003b).

Kloroform, bromodiklorometan, dibromoklorometan, ve bromoform (yani trihalometanlar) içme suyu dezenfeksiyonu işleminin yan ürünleridir. Bunlar, Bölüm 2.1.3'te anlatılmaktadır.

### 2.1.2. İçme Suyunda UOM'in Kaynakları

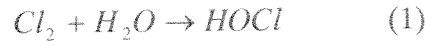
UOM çevreye üretim, depolama, ve kullanım sırasında salıverilirler. Bunlar hem yeraltı hem de yüzeysel su kaynaklarına nokta ve nokta olmayan kaynaklardan karışabilirler. UOM'in içme suyu sistemlerine karışması için dört ana yol mevcuttur: (1) Su kaynağına fuel oil karışması, veya yeraltı yakıt / kimyasal tanklarındaki kaçaklar sonucu ya da endüstriyel veya ziraat faaliyetleri sonucunda kirlenebilir. (2) Atmosfere kaçan UOM su kaynaklarında birikebilir. (3) UOM içme sularının dezenfeksiyonu sırasında ve kimyasalların eklenmesi sonucunda oluşabilir. (4) UOM su tesisatında kullanılan plastik malzemelerden ya da binaların inşaatında kullanılan yapıştırıcı maddelerden suya karışabilir.

### 2.1.3. Trihalometanlar

Dezenfektanlar 1900'lerin başlarından beri suya kolera, tifo gibi hastalıklara sebep olan mikroorganizmaları öldürmek için eklenmektedir. İçme suyunun klorlanması hem birincil hem de ikincil dezenfeksiyon için kullanılan basit, etkili, ve ekonomik bir yöntemdir. Ancak 1970'lerde klorun sudaki, çoğunlukla bitkilerin ve alglerin çürümesi sonucu ortaya çıkan, hümik ve fulvik asitler olan Doğal Organik Maddeler (DOM) ile reaksiyona girerek kanser yaptığı ispatlanmış ve şüphe duyulan yan ürünler oluşturduğu keşfedilmiştir (Bellar vd., 1974; Rook, 1974; Cantor, 1997). Yan ürünler arasında kloroform, bromodiklorometan (BDCM), dibromoklorometan (DBCM), ve bromoformdan oluşan trihalometanlar (THM) gerek kanserojenik özellikleri gerekse suda yüksek miktarlarda bulunmaları sebebiyle özel ilgi görmüşlerdir.

#### 2.1.4. THM Oluşumu

Klor suya eklendiğinde hipoklorik asit (HOCl) oluşur ve DOM ile reaksiyona girer, buda THM ve diğer yan ürünlerin oluşmasına yol açar. Eğer suda doğal olarak brom varsa hipobromik asit oluşur, sonuç bromlu yan ürünlerin çoğunlukta olması durumudur (Richardson vd., 2000; Sadiq vd., 2002). Bu reaksiyonlar aşağıdaki gibi gösterilebilir.



THM oluşumu birçok çalışmada incelendiği gibi çeşitli faktörlere bağlıdır (Peters vd., 1980; Garcia-Villanova vd., 1997; Golfopoulos vd., 1998; Shin vd., 1999; Sohn vd., 2001; Gallard ve von Gunten, 2002). Bu faktörler kaynak suyunun özellikleri, klor dozu ve bakiye serbest klor, temas süresi, sıcaklık, pH, brom seviyesi, ve su depolama ve dağıtım şartlarıdır.

Yüzeysel sulara nazaran daha az DOM içerdiklerinden yeraltı suları THM oluşumu açısından daha az önem arz eder. Aslen, THM'lara en çok Golfopoulos (2000) ve Nissinen vd. (2002) belirttiği gibi klorlanmış yüzeysel sularda rastlanmaktadır.

Aritma tesisinde dezenfeksiyon işlemi için suya dozlanmasına ek olarak, belirli bir kalıntı klor seviyesi sağlamak üzere, şebekede belirli aralıklarla dozlanır. Böylece şebeke suyu mikroorganizmaların yeniden üremesine karşı korunmuş olur. Ancak, bu durum suda DOM bulunduğu sürece kalıntı klor tükenene kadar şebekede de THM oluşumunun sürmesine neden olmaktadır (Golfopoulos, 2000). THM oluşumunun şebekede devam etmesi sebebiyle arıtma tesisi çıkışı veya şebekede çeşitli noktalardan yapılan örneklemeler halkın çeşme suyunda maruz kaldığı THM derişimlerinin

belirlenmesi açısından olması gerektiğinden daha düşük sonuçlar üretmektedir (Cohn vd., 1999; Shin vd., 1999; Hofer ve Shuker, 2000; Sohn vd., 2001).

### 2.1.5. İçme Suyu Mevzuatı

Amerika Birleşik Devletleri'nde (ABD) Güvenli İçme Suyu Kanunu 1974 yılında halk sağlığını korumak amacıyla su kaynaklarını düzenlemek üzere çıkarıldı. Kanun 1986 ve 1996 yıllarında değişikliğe uğradı. Bu kanun uyarınca ABD Çevre Koruma Ajansı (USEPA) su kaynakları olan nehirler, göller, barajlar, menbalar, ve yeraltı suyu kuyularını korumak amacıyla içme sularında bulunabilecek doğal ve sentetik kirleticiler için sağlık bazlı ulusal standartlar belirlemekle görevlendirilmiştir. (USEPA, 2004).

USEPA'nın içme suyu standartları için iki ana kategorisi vardır: Birincil ve İkincil. Birincil standartlar diğer adıyla Maksimum Kirletici Seviyeleri (MCLs) su kaynaklarını korumak üzere uygulanabilir standartlardır. Birincil standart nüfusu 10.000 kişinin üzerinde olan şehirlere hizmet eden şebekelerde Toplam THM (TTHM) için MCL'yi 1979 yılında 100 µg/l (ppb) olarak belirlemiştir. O zamandan bu yana suların mikrobiyel kalitesine karşı hassasiyet üst düzeylere çıktığından dezenfeksiyon ve dolayısıyla yan ürünleri de daha ciddiye alınır oldu. Dolayısıyla, TTHM sınırı 1998 yılında 80 µg/l seviyesine düşürüldü (63-FR-69389).

THM ve diğer bazı UOM için MCL değerleri, Dünya Sağlık Örgütü (WHO) rehber değerleri, ve Avrupa Birliği içme suyu standartları Tablo 2.2'de sunulmaktadır. Naftalin bunların hiçbirinde bulunmamaktadır çünkü suyu içmek yoluyla vücuda alınan naftalinin oranı diğer yollarla karşılaştırıldığında çok düşük kalmıştır (USEPA, 2003a). Bu nedenle içme suyunda naftalin için bir standart bulundurulması halk sağlığı riskini önemli ölçüde düşürecek bir yol olarak görülmemiştir.

Tablo 2.2. İçme Suyunda Kirletici Standartları

Kirletici	Rehber / Standart Değerler (µg/l)		
	WHO <sup>a</sup>	USEPA	AB <sup>d</sup>
Kloroform	200	-	-
BDCM	60	-	-
DBCM	100	-	-
Bromoform	100	-	-
TTHM	‡	80 <sup>b</sup>	150 <sup>†</sup>
Benzen	10	5 <sup>c</sup>	1
Toluen	700	1000 <sup>c</sup>	-
Ksilenler (toplam)	500	10000 <sup>c</sup>	-
Naftalin	-	-	-

- Değer bulunmamaktadır.

‡ Her bir THM derişiminin kendi rehber değerine oranlarının toplamı 1'den küçük olmalıdır, WHO (2004)

† 100 µg/l değeri 25 December, 2008'e kadar sağlanmalıdır.

a. WHO (2004)

b. 40CFR141.64 (2002)

c. 40CFR141.61 (2002)

d. SI No:439 (2000)

Tablo 2.2'de listelenen hiçbir UOM önceki Türk standardında yer almamıştır (TS 266, 1997). Ancak bu yıl Sağlık bakanlığı tarafından yayınlanan 'İnsani Tüketim Amaçlı Sular Hakkında Yönetmelik' (T.C. Sağlık Bakanlığı, 2005) içme suyu için TTHM standardını 150 µg/l olarak belirlemiştir; bu seviyenin 2012 yılı sonuna kadar 100 µg/l'ye düşürülmesi planlanmıştır. Benzen standardı da 1 µg/l olarak belirlenmiştir.

MCL değeri, insan sağlığında herhangi olumsuz bir etkinin oluşmayacağı seviye olarak düşünülen Maksimum Kirletici Seviyesi Hedefi'ne (MCLG) en yakın uygulanabilir seviyedir. Uygulanabilirlik hem suyun bu seviyeler için analiz edilebilirliği hem de kirleticinin sudan arıtılabilirliği olarak düşünülmektedir. Bu nedenle, çoğunlukla MCL seviyeleri Tablo 2.3'te de görülebileceği gibi MCLG seviyelerinin altında kalmaktadır.

#### 2.1.6. Literatürde Rapor Edilmiş Derişimler

İçme sularının büyük çoğunluğu kullanımdan önce klorlandığı için literatürdeki birçok çalışmada THM derişimleri rapor edilmiştir. İçme suyunda TTHM uzun süredir



sınırlandırılmış olmasına ve kontrolü için çaba sarf edilmesine rağmen 300 µg/l'ye kadar derişimler ölçülmüştür (Fawell, 2000). THM arasında en sık belirlenen kloroform olup bu bileşimin varlığı diğer dezenfeksiyon yan ürünlerinin de varlığına işaret eder.

Gelover ve arkadaşları (2000) Meksika'daki beş şehirden aldıkları örneklerde UOM analizi yapmış ve örneklerin %88'inde benzen tespit etmiştir. Yazarlar benzendeki bu tespit sıklığını yeraltı benzin tanklarından sızmalara ve kazalara bağlamışlardır. Ölçülen derişimlerin çoğunluğu 0.66 µg/l'den daha düşük olarak ölçülmüştür. Kloroform ve DBCM üçüncü ve beşinci en sık tespit edilen bileşikler olup ölçülen derişim aralıkları Tablo 2.4'de verilmiştir.

Tablo 2.3. USEPA MCLG Seviyeleri

Kirletici	MCLG (µg/l)
Kloroform	70 <sup>a</sup>
BDCM	0 <sup>b</sup>
DBCM	60 <sup>b</sup>
Bromoform	0 <sup>b</sup>
Benzen	0 <sup>c</sup>
Toluen	1000 <sup>c</sup>
Ksilenler (toplam)	10 <sup>c</sup>
Naftalin	-

- Düzenlenmemiştir  
a. USEPA (2003b)

b. 40CFR141.53 (2002)  
c. 40CFR141.50 (2002)

Tablo 2.4. Literatürde Rapor Edilen Çeşme Suyunda Ölçülmüş UOM Derişimleri

Çalışma	Ölçülen Derişim Aralığı (µg/l)						
	kloroform	BDCM	DBCM	bromoform	TTHM	benzen	toluen
Gelover vd. (2000)	0.4 - 12.14	-	1.25 - 17	-	-	0.19 - 38	-
Weisel vd. (1999)	0.04 - 200	0.06 - 48	0.14 - 9.7	0.03 - 4.21	0.03 - 260	-	-
Simpson ve Hayes(1998)	-	-	-	-	6 - 191	-	-
Kuo vd. (1997)	<0.36 - 99.00	<0.02 - 66.46	<1.36 - 73.21	<0.10 - 11.71	3.53 - 191.13	<0.58 - 4.09	<0.04 - 63.12

Aslında literatürdeki çalışmalarda tekil olarak THM bileşikleri WHO rehber değerlerinin üzerinde bulunmamakla birlikte New Jersey (Weisel vd., 1999), Avustralya (Simpson ve Hayes, 1998), ve Tayvan'da (Kuo vd., 1997) yapılan çalışmalarda çeşme suyunda TTHM derişimleri Tablo 2.2'de verilen MCL değerlerinin üzerinde ölçülmüştür. Diğer taraftan, Arizona (Sofuoglu vd., 2003) ve Tayvan (Kuo vd., 1997) çalışmalarında bulunduğu gibi benzen ve toluen derişimleri genelde ilgili MCL değerlerinin altında ölçülmüştür.

Weisel vd. (1999) mutfak çeşmelerinden aldıkları örneklerde kloroform, bromodiklorometan, dibromoklorometan, ve bromoform için medyan derişimlerini, sırasıyla, 16, 2.6, 1.4, ve 0.45 µg/l olarak belirlemişlerdir. Aynı bileşikler için ortalama derişimler ise, yine sırasıyla, 31, 5.7, 2, ve 0.73 µg/l olarak ölçülmüştür.

Avustralya'da klor ve kloramin yoluyla dezenfeksiyon uygulanan beş değişik noktadan aldıkları örneklerde Simpson ve Hayes (1998) yan ürün derişimlerini ölçmüşlerdir. Klorlanmış sularda hakim yan ürün grubunun THM olduğu ve derişimlerinin 25 ve 191 µg/l arasında olduğu belirlenmiştir. Kloraminlenmiş sularda ise hem THM hem de tüm yan ürün derişimlerinin klorlanmış su örneklerine göre çok daha düşük seviyelerde olduğu görülmüştür.

Kuo vd. (1997) Tayvan'ın metropolitan alanlarında yer alan 29 noktada yaptığı su analizlerinde Taichung, Kaohsiung, ve Taipei şehirlerinin çeşme suyu ortalama TTHM derişimleri, sırasıyla, 37.61, 104.12, ve 49.93 µg/l olarak ölçülmüşlerdir. Su kaynatıldıktan sonra ortalama derişimlerin 7.44, 21.30, ve 19.66 µg/l seviyelerine düştüğü belirlenmiştir. THM'dan sonra en çok tespit edilen bileşik, yine aynı şehirlerde sırasıyla, 4.00, 15.88, ve 6.20 µg/l ortalama derişimlerle toluen olmuştur. Ek olarak, THM'nin aksine toluen derişimlerinin kaynatma işlemi sonucunda önemli miktarda azalmadığı görülmüştür.

National Human Exposure Assessment Survey (NHEXAS) Phase I alan çalışmasında (Clayton vd., 1999) Illinois, Indiana, Ohio, Michigan, Minnesota, ve Wisconsin eyaletlerini kapsayan çalışma alanında alınan örneklerin %81'inde kloroform tespit edilmiştir. Kloroform için ortanca, ortalama, ve 90. yüzdelik derişimleri, sırasıyla, 5.15, 15.19, ve 47.04 µg/l olarak ölçülmüştür. Benzen, diğer taraftan, örneklerin sadece %5.9'unda tespit edilmiş dolayısıyla istatistikleri rapor edilmemiştir. NHEXAS-Arizona çalışmasında da (Robertson vd., 1999) benzer sonuçlar elde edilmiştir. 50. yüzdelik benzen derişimi dedeksiyon limiti olan 0.03 µg/l seviyesinin altında kalırken içme suyu örneklerinin %90'ında ölçülen benzen derişimleri 0.04 µg/l'den küçük çıkmıştır.

NHEXAS-Arizona çerçevesinde yapılan diğer bir çalışmada (Sofuoğlu vd., 2003) Arizona halkı ile aynı eyalette Meksika sınırında yaşayan halkın (Border) içtiği çeşme ve çeşme harici içme sularında UOM derişimleri rapor edilmiştir. Arizona için ortanca, ortalama, ve 90. yüzdelik kloroform derişimi değerleri 0.03, 2.60, ve 2.04 µg/l olarak verilirken çeşme harici sularda bu istatistikler 0.05, 1.30, ve 2.00 µg/l olarak belirtilmiştir. Border halkı için ise aynı istatistikler, sırasıyla, çeşme suyunda 0.11, 0.39, ve 1.19 µg/l ve çeşme harici sularda 0.15, 0.74, ve 0.87 µg/l olmuştur. Aynı şekilde toluen derişimleri Arizona çeşme suyu için sırasıyla 0.22, 2.14, ve 4.51 µg/l olarak

verilirken çeşme harici sular için 0.57, 2.35, ve 6.78 µg/l olarak belirtilmiştir. Border örneklerinden hesaplanan istatistikler ise, sırasıyla, çeşme suyu için 0.49, 1.54, ve 5.71 µg/l olurken çeşme harici sular için 0.50, 1.21, ve 2.67 µg/l olmuştur. Sonuçlar, kloroform derişimlerinin çeşme suyu ve çeşme harici sularda Arizona ve Border için yaklaşık aynı seviyelerde olduğunu gösterirken toluen için aradaki farkın istatistiksel olarak farklı olduğunu göstermiştir. İki toplumun maruziyet seviyeleri arasındaki farklar bu toplumların etnik olarak farklı olmalarından, dolayısıyla gerek yıllık gelirleri gerekse eğitim seviyelerindeki farklar sebebiyle önem taşımaktadır.

Ülkemizde de içme sularında yapılmış THM ölçümleri vardır. Anakara'da 22 noktada yapılan ölçümler (Tokmak vd., 2004) TTHM derişimlerinin kış aylarında 25 – 74 µg/l, bahar aylarında 28 – 73 µg/l, yaz aylarında da 25 – 110 µg/l arasında olduğunu göstermiştir. İstanbul'da yapılan ölçümlerde (Toroz ve Uyak, 2005) ise mevsimsel ortalama derişimlerin kloroform için 18 – 29 µg/l, BDCM için 20 – 36 µg/l, DBCM için 23 – 40 µg/l, ve bromoform için 7 – 12 µg/l arasında değiştiği görülmüştür. Mevsimsel ortalama TTHM derişimleri ise 75 – 117 µg/l olarak hesaplanmıştır.

## 2.2. İz Elementler

Kurşun, kadmiyum, bakır, mangan, ve çinko gibi bazı iz elementler yaşayan organizmalar için düşük derişimlerde gereklidir. Buna mukabil, yüksek derişimlerde iz elementlerin zehirleyici oldukları da bilinmektedir. İz metaller, ana su kaynakları olan göller ve baraj göllerinde endüstriyel atıksuların nehirlere ve göllere deşarjı sonucunda birikebilirler. Kirlenmiş yerlerin yüzeysel sularla yıkanarak ya da toprağa işleyip yeraltı sularına ulaşmaları sonucu içme suyu kaynaklarımız kirleticilere maruz kalabilirler. Ayrıca madenler ve maden işleme tesisleri endüstriyel kirlenmeye katkıda bulunurlar (Cantor, 1997). Ek olarak, bu elementler yöresel jeolojik özellikler dolayısıyla doğal yoldan yani topraktan sularımıza karışabilir. Bu metallere en çarpıcı örnek hem toksik

hem de kanserojen bir madde olan arseniktir. Ayrıca, jeotermal suların bulunduğu bölgelerdeki yeraltı sularında metal derişimleri de diğer bölgelere göre daha yüksek olduğu belirtilmiştir (Buchet ve Lison, 2000). Çeşme sularında ölçülen metal derişimlerinin bir diğer kaynağı, günümüzde artık pek yaygın olmayan ancak geçmişte en çok kullanılan metal sıhhi tesisat boruları olabilir (Calderon, 2000; van Dijk-Looijaard ve van Genderen, 2000).

İçme suyu dağıtım şebekelerinde kullanılan borulardan kaynaklanan muhtemel yüksek metal derişimleri, özellikle eğer su içilmeden önce belirli sürelerde (mesela gece boyu boruda) durgun kalıyorsa, yüksek sağlık riskleri oluşturabilmektedirler (van Dijk-Looijaard ve van Genderen, 2000). Avrupa'da 1980'lerden beri içme suyu kurşun derişimlerinde azalma görülmesine rağmen günümüzdeki seviyelerde bile bebeklerde sağlık riski oluşturduğu iddia edilmektedir (Watt vd., 2000). Hem Avrupa'da (Alexander vd., 1993) hem de Amerika Birleşik Devletleri'nde (Buchet ve Lison, 2000) Dünya Sağlık Örgütü'nün (WHO) rehber değeri olan 10 µg/l'den yüksek kurşun derişimlerine özellikle eski kurşun boruların kullanıldığı şebekelerde rastlanmaktadır. Ülkemizde kullanılan içme sularının çoğunluğunda Avrupa'daki benzerlerinden yüksek kurşun derişimlerin bulunması, kurşun boruların şebeke ve bina tesisatlarında kısmen de olsa halen kullanımda olması, kurşunsuz benzin tüketiminin halen azınlıkta kalması, vb. sebepler düşünüldüğünde muhtemeldir. Bu sebeple ülkemizde bebekler dışındaki toplum kesimlerinin de riskte olduğu hipotezi kurulabilir. Kaldı ki, İzmir'de yaşayan 35 emziren kadının sütünde ve yoğun trafiğe yakın yerlerde otlayan ineklerden alınan süt örneklerinde yapılan arsenik analizleri (Ulman vd., 1998) sonucunda ortalama derişimler, sırasıyla, 4.2 µg/l ve 4.9 µg/l olarak ölçülmüştür.

### 2.2.1. İçme Suyu Mevzuatı

İz elementler için MCL değerleri, Dünya Sağlık Örgütü (WHO) rehber değerleri ve Avrupa Birliği içme suyu standartları ile birlikte ülkemizde uygulanmakta olan standart değerler Tablo 2.5'te sunulmaktadır.

### 2.2.2. Literatürde Rapor Edilmiş Derişimler

Son yıllarda SCI kapsamına giren dergilerde yayınlanmış bazı çalışmalarda ölçülen iz metal derişimleri Tablo 2.6'da sunulmuştur. Baba ve Güngör (2002) İzmir ili sınırları içindeki aktif olmayan bir altın yatağı civarındaki altı yeraltı suyu kuyusundan aldıkları örneklerde Al, Ag, Cu, Cd, Cr, Fe, Pb, Mn, Zn, Ni, ve Sb analizi yapmıştır. Yazarların belirttiğine göre Cd ve Pb dışındaki metaller USEPA standart değerlerinden küçük iken bu metaller kuyulardan dördünde, sırasıyla, standart derişimler olan 5 ve 15 µg/l seviyelerinde ölçülmüştür. Divrikli ve Elçi (2002) laboratuvar çeşme suyunda yaptığı ölçümlerde Ni ve Cd tespit edememiş, Cu ve Pb'yi, sırasıyla, 1.97 ve 1.84 µg/l olarak ölçmüştür. Gülbahar ve Elhatip'in (2005) Tahtalı baraj gölü suları için 1996,

Tablo 2.5 İz Metaller için Standart Derişimler

Kirlenici	Rehber Değerler / Maksimum Kirlenici Derişimleri (µg/l)			
	USEPA	WHO <sup>c</sup>	EC <sup>d</sup>	Türkiye <sup>e</sup>
Arsenik	10 <sup>a</sup>	10	10	10
Bakır	1000 <sup>b</sup>	2000	2000	2000
Çinko	5000 <sup>b</sup>	-	-	-
Kadmiyum	5 <sup>a</sup>	3	5	5
Krom	100 <sup>a</sup>	50	50	50
Kurşun	15 <sup>‡</sup>	10	10	10 <sup>e</sup>
Mangan	50 <sup>b</sup>	400	50	50
Nikel	-	20	20	20

- Değer bulunmamaktadır.

‡ Action level (Çeşme suyu örneklerinin %10'u bu değeri aşıyorsa, korozyon kontrolü amacıyla ek önlemler alınmalıdır.)

a. 40CFR141.62 (2002)

b. 40CFR143.3 (2002)

c. WHO (2004)

d. SI No:439 (2000)

e. T.C. Sağlık Bakanlığı (2005)

\* 31 Ocak 2012'ye kadar 25 µg/L.

Tablo 2.6 Literatürde Yayınlanmış İz Element Derişimleri

Çalışma	Derişimler ( $\mu\text{g/l}$ )
Gülbahar & Elhatip, 2005 Tahtalı barajı suyu	Cu 5, 6, 8 Zn 14, 16, 10 Pb 6, 8, 20 Cr 20, 37, 80
Guo et al., 2004 Laboratuvar çeşme suyu	0.75 Cd 0.96 Ni 0.41 Co 8.32 Cu 15.72 Zn Hg, Ag tespit edilememiş
Tamasi & Cini, 2004 İçme suyu	<0.07 Cr 0.8 Mn 113 Fe <0.025 Co 2.8 Cu 18.5 Zn <0.10 Cd 2.0 Pb
Divrikli & Elçi, 2002 Laboratuvar çeşme suyu	1.97 Cu 4.00 Fe 1.84 Pb Ni, Cd tespit edilememiş
Seifert vd., 2000 Çeşme suyunda ortalama derişim	Cd Flushed 0.166, Unflushed 0.293 Cu Flushed 181, Unflushed 292 Pb Flushed 5.5, Unflushed 9.86 Zn Flushed 550, Unflushed 962
O'Rourke et al., 1999 NHEXAS Arizona Çeşme suyu (flushed)	Pb Ortanca 0.4, 90.yüzdellik 1.3 As Ortanca 4.7, 90.yüzdellik 15.1 Cd Ortanca BDL, 90.yüzdellik 2.4 Cr Ortanca 1.1, 90.yüzdellik 16.3 Ni Ortanca 4.3, 90.yüzdellik 10.6
Ryan vd., (2000) NHEXAS Maryland, çeşme suyu (flushed)	As Ortanca 0.61, 95.yüzdellik 2.58 Cd Ortanca BDL, 95.yüzdellik 0.14 Pb Ortanca 0.37, 95.yüzdellik 3.63
Thomas vd., 1999 NHEXAS – Region5, Çeşme suyu (flushed)	Ortalama Derişim Pb 0.84 As 1.1 Cd BDL Mn 13.0 Ni 5.3

\* BDL: Dedeksiyon limitinin altında

1998 ve 2000 yılları için rapor ettikleri derişimler Tablo 2.6'da sırasıyla görülmektedir. Bunlardan, 2000 yılında ölçülen 20  $\mu\text{g/l}$  ölçüldüğü günün USEPA MCL değerinin

altında kalmakla birlikte günümüzün hem USEPA hem de AB standartlarının iki katı seviyededir. Almanya'da (Seifert vd., 2000) gece tesisat borularında beklemiş ve belirli bir süre akıtıldıktan sonra (flushed) çeşme suyunda yapılan ölçümlerde gece boyu beklemiş sudaki derişimlerin daha yüksek çıktığı hipotezi doğrulanmıştır; ortalama derişimler, sırasıyla, Tablo 2.6'da verilmiştir. Bu ölçümlere göre Almanya'da kadmiyum AB standart derişimi olan 5 µg/l'nin 3 katı değerine kadar flush edilmiş, 11 katı değerine kadar flush edilmemiş suda çıkabilmektedir. Flush edilmiş suyu esas alırsak Alman halkının yaklaşık %5'i standart değer olan 10 µg/l'nin üzerinde kurşun içeren içme suyu tüketmektedir. NHEXAS Region-5'de yapılan ölçümlerde (Thomas vd., 1999) flush edilmiş ve edilmemiş çeşme suyu As ve Pb derişimlerini karşılaştırdığımızda As derişiminin her iki durumda da 90. yüzdelik değerinin 1.2-2.1 µg/l aralığında bulunurken Pb derişimlerinin flush edilmemiş su da WHO rehber değerini (10 µg/l) aşabildiği ve "USEPA action level" değerine (15 µg/l) yaklaşabildiği görülmüştür (90. yüzdelik değeri aralığı, flush edilmiş 1.2-3.0 µg/l, flush edilmemiş 7.9-12.0 µg/l). Ryan ve arkadaşları (2000) ABD Maryland eyaletinde 73 noktada topladığı 381 örneğin analizleri sonucunda içme suyunda As, Cd, ve Pb ortalama derişimlerini, sırasıyla, 0.77, 0.07, ve 1.08 µg/l olarak belirlemiştir.

### 2.3. Pestisitler

İçme sularında rastlanan bir çok kirletici arasında pestisitler çevrede kalıcılıkları ve birikmelerinden dolayı özel bir öneme sahiptirler (Hayes ve Laws, 1991). Geçmişte ve günümüzde yaygın kullanılmaları sebebiyle pestisitler yeraltı ve yüzeysel sularda tespit edilmektedirler. Bazı kalıcı organik pestisitlerin kullanımı zaman içinde yasaklandığı halde halihazırda çevrede mevcuttur (WHO, 1995). Organoklorlu pestisitler, kalıcı organik pestisitlerin bir alt grubu olup çevrede en kalıcı kirleticilerdendirler (Zhao ve Lee, 2001). Genelde batı ülkeleri içme sularında, özellikle



yüzeysel kaynaklı içme sularında, pestisitlere yüksek derişimlerde pek rastlanmamaktadır (Moschandreas vd., 2001a; Moschandreas vd., 2001b) ancak Türkiye’de çokça kullanılan pestisitlerin %65’inin çevre kirliliğine yol açma potansiyeli bulunduğu tahmin edilmektedir (Ünlü vd., 1997) ve içme suyu rezervuarlarını olumsuz yönde etkilediği gözlenmiştir (Tanık vd., 1999).

### 2.3.1. İçme Suyu Mevzuatı

Pestisitler için MCL değerleri, Dünya Sağlık Örgütü (WHO) rehber değerleri, ve Avrupa Birliği içme suyu standartları ile birlikte ülkemizde uygulanmakta olan standart değerleri Tablo 2.7’de sunulmaktadır. Ülkemizde tekil bileşikler için standart bulunmamasıyla beraber toplam pestisit standardı bulunmaktadır, ki bu Avrupa Birliği’nin toplam pestisit standardı ile aynı değerdir. Avrupa Birliği’nin standartları diğerleri ile karşılaştırıldığında en sıkı olanlardır.

Tablo 2.7 Pestisitler için Standart Derişimler

Kirlenici	Rehber Değerler / Maksimum Kirlenici Derişimleri (µg/l)			
	WHO <sup>a</sup>	USEPA <sup>b</sup>	AB <sup>c</sup>	Türkiye <sup>d</sup>
Aldrin	-	-	0.03	-
Klordan	0.2	2	0.1	-
Endrin	0.6	2	0.1	-
Lindan	0.3	0.2	0.1	-
Toplam pestisitler	-	-	0.5	0.5

a. WHO (2004)

b. 40CFR141.61 (2002)

c. SI No:439 (2000)

d. T.C. Sağlık Bakanlığı (2005)

### 2.2.2. Literatürde Rapor Edilmiş Derişimler

Aydın ve Yurdun (1999) İstanbul içme suyu kaynaklarında ve çeşme sularında dokuz adet pestisit derişimlerini ölçmüştür. Bunlardan  $\alpha$ -HCH,  $\gamma$ -HCH (lindan), ve aldrin örneklerde tespit edilmiştir. Ham içme suyu örneklerinde en yüksek ortalama

derişim, sırasıyla, 1.72, 0.08, ve 0.03 ppb olarak hesaplanmıştır. eşme suyu örneklerinde ise sadece  $\alpha$ -HCH tespit edilmiştir, ortalama derişimler 0.04-0.69 ppb arasında bulunmuştur. Ham suda kalıntı pestisit derişimleri lindan için USEPA ve AB standart değerlerinin altında kalırken, ortalama aldrin derişimi AB standart değeri seviyesinde ölçülmüştür. Rapor edilen derişimlerin ortalama olduğu düşünülürse standartlardan yüksek derişimlerle karşılaşmak olasıdır. Sonuçların olumlu tarafı ise suyun arıtma sonrası ve şebekede seyahati sonrası bu derişimlerin halkın içtiği sularda bulunmamasıdır. Tomkins ve Barnard (2002) tarafından ölçülen tüm derişimler  $<0.04 \mu\text{g/l}$  olurken, Zhao ve Lee (2001) tarafından ölçülen lindan derişimleri AB standart seviyesinden yüksek, USEPA MCL değeri seviyesindedir. Minnesota Children's Pesticide Exposure çalışması (Clayton vd., 2003) ve NHEXAS Arizona'da (Gordon vd., 1999) derişimlerin çoğunluğu BDL olmuş, ve NHEXAS Arizona çalışmasında pestisitler için risk değerlendirmesi yapılmaması uygun görülmüştür (Sofuoglu vd., 2003). NHEXAS çalışması çerçevesinde Maryland'de bir yıllık periyodda her bir evde altı örnek ile 80 evde yapılan ölçümlerde (MacIntosh vd., 1999) içme suyunda sadece atrazin ve 4,4'-DDE tespit edilmiş, bunlardan atrazin örneklerin %58'inde, 4,4'-DDE ise %5.6'sında görülmüştür. Atrazin derişimleri  $<0.037$  ilâ  $0.46 \mu\text{g/l}$  aralığında yer alırken ortalama ve ortanca derişimler, sırasıyla, 0.15 ve  $0.17 \mu\text{g/l}$  olmuştur.

Tablo 2.8 Literatürde Yayınlanmış İçme Suyunda Pestisit Derişimleri

Çalışma	Derişimler ( $\mu\text{g/l}$ )
Aydın ve Yurdun, 1999 Ham içme suyu, 5 örnekleme noktasının ortalama derişimleri	$\alpha$ -HCH 0.662, 0.908, 0.679, 0.335, 1.724 Lindan <0.001, BDL, 0.067, 0.077, BDL Aldrin BDL, BDL, BDL, 0.029, BDL
Aydın ve Yurdun, 1999 Çeşme suyu, 4 örnekleme noktasının ortalama derişimleri	$\alpha$ -HCH 0.27, 0.38, 0.28, 0.15
MacIntosh vd., 1999 NHEXAS Maryland çeşme suyu	Atrazin Ortalama 0.21, Ortanca 0.24, 95. yüzdilik 0.33
Zhao & Lee, 2001 Laboratuvar çeşme suyu	Lindan 0.2
Tomkins & Barnard, 2002 Yeraltı suyu	Tüm OCPlar 0.01 - 0.04 aralığında

### 3. MARUZİYET VE RİSK DEĞERLENDİRMESİ

İçme suyundaki kirleticiler akut ya da kronik etkiler yapabilirler. Akut etkiler genelde yüksek dozda bir suyun içilmesini hemen takiben ortaya çıkar. Bu durum ancak yüksek miktarda kimyasal maddenin içme suyuna karışması halinde ortaya çıkar (Calderon, 2000). Yaygın akut etkiler arasında gözler, burun, boğaz, ve deride tahriş, kusma, baş ağrısı, baş dönmesi, yorgunluk, ve nefes zorluğu bulunabilir. Bu etkiler genelde geçicidir ve maruziyetin kaynağı bulunup ortadan kaldırıldığında etkiler de ortadan kalkar. Normalde içme suyunda kirletici seviyeleri akut etkilere sebep olacak kadar yüksek değildir. Aslında, düşük seviyelere uzun süreli maruziyet sebebiyle kronik etkiler görülür. Kronik sağlık etkileri arasında sinir sistemi bozuklukları, karaciğer ve böbreklere zarar, lösemi, üreme ve bağışıklık sistemi bozuklukları ve bazı kanser tipleri yer almaktadır (Cantor, 1997; Calderon, 2000; Fawell, 2000; IRIS, 2005).

#### 3.1. İçme Suyu Kirleticilerinin İnsan Sağlığına Etkileri

##### 3.1.1. Uçucu Organik Maddeler

Uçucu organik maddelerin, özellikle dezenfeksiyon yan ürünlerinin (DYÜ) insan sağlığına etkileri keşfedildiğinden beri toksikologlar ve epidemiyologlar tarafından incelenmiştir. Hayvanlar üzerinde yapılan çalışmalar THM'lere kronik oral maruziyet ile karaciğer, böbrek, ve bağırsaklarda tümör oluşumu arasında pozitif ilişki olduğunu ortaya koymuştur (Dunnick ve Melnick, 1993).

Laboratuvar hayvanları üzerinde yapılan bir çok toksikoloji çalışması bazı DYÜ'nin (örneğin bromodiklorometan, bromoform, kloroform) kanser yapıcı kirleticiler olduğu sonucunu vermiştir. Bu sonuçlara istinaden USEPA 1979 ve 1998'de, sırasıyla TTHM (44-FR-68624) ve birinci aşama DYÜ (63-FR-69389)

düzenlemelerini yapmıştır (USEPA, 1979; USEPA, 1998). Birinci aşama DYÜ düzenlemesinden sonra yapılan çalışmalar da klorlanmış yüzeysel sulara uzun süreli maruziyet ile kanser (yani, mesane, bağırsak, ve rektum) arasında ilişki bulmaya devam etmiştir (USEPA, 2003b).

Diğer taraftan, epidemiyolojik çalışmalar (Calderon [2000] tarafından özetlendiği üzere), DYÜ tüketimi ile üreme ve gelişme bozuklukları (ölü doğum, doğum sonrası ilk ayda ölüm, düşük, düşük doğum ağırlığı, erken doğum, anne karnında az gelişme, kısa boy, ve doğuştan bozukluklar) arasında ilişki olduğu yönündedir. Hayvanlara uygulanan kısa zamanlı yüksek dozlu ön çalışmalarda da tekil yan ürünler için (mesela BDCM) epidemiyolojik sonuçlara benzer üreme ve gelişme sorunları gözlenmiştir (USEPA, 2003b).

### 3.1.2. İz Elementler

İçme suyu kirleticileri nadiren akut sağlık etkisi oluşturacak derişimlere ulaşırlar. Bu etkilere örnek olarak bulantı, akciğerlerde tahriş, deride kızarıklıklar, kusma, baş dönmesi, ve ölüm verilebilir. Kirleticilerin kronik etkilere sebep olması daha muhtemeldir, ki bu durum düşük seviyedeki derişimlere uzun süreli maruziyet durumlarında ortaya çıkabilir. Bu etkilere örnek olarak, kanser, karaciğer ve böbrek hastalıkları, sinir sistemi bozuklukları, bağışıklık sistemine zarar, ve doğuştan bozukluklar verilebilir.

Cantor (1997) yaptığı literatür taraması sonucunda, arseniğin deri, idrar kesesi, ve akciğer kanserlerine yol açtığı yolunda kanıtlar olduğunu rapor etmektedir. Önceden 50 µg/l olan USEPA MCL değerini 2 µg/l seviyesine kadar düşürülmesi tartışılmış ve ancak 10 µg/l değerine indirilmiştir. Yazar, diğer metallerin, geçiş elementlerinin ve bileşiklerinin işyeri ve diğer ortamlarda kanserojenliği belirlenmiş olduğunu

söylemektedir. Ancak, arsenik dışındaki içme suyundaki metallerin pek ilgi görmediği ancak bazılarının (kadmiyum ve nikel) kanser ile ilişkilendirildikleri belirtilmektedir.

### **3.1.3. Pestisitler**

İçme suyundaki pestisitlerin, kan kanseri ve düşük doğum ağırlığı ile ilişkilendirildiği belirtilmektedir (Calderon, 2000). Bu sonuçların üretildiği çalışmalar kalitatif olup, içme suyunda 1 ila 25 µg/l derişimler dolayısıyla oluşan 0 ila 1.7 arasında ihtimal oranları (odds ratio veya risk ratio) ortaya koymuşlardır. USEPA sağlık etkilerini belirleyen çalışmalara dayanarak içme suyu standartlarını belirlemektedir. Standart getirilmiş olan pestisitlerden atrazin kalp-damar sistemi ve üreme bozukluklarına, klordan karaciğer ve sinir sistemi sorunlarına ve kanser riskinin artmasına, endrin karaciğer sorunlarına, ve lindan da karaciğer ya da böbrek sorunlarına yol açtığı rapor edilmektedir (USEPA, 2006). Yeni yayınlanan bir literatür taramasının sonuçlarına göre düşük derişimlerde bile, anne karnındaki ya da yeni doğmuş bebeklerin, çocuk ve gençlerin, şimdiye kadar dikkate değer bulunmayan düzeylerde kanser riski altında olduğu kanısına ulaşılmıştır (Newby ve Howard, 2006).

### **3.2. Maruziyet ve Risk Değerlendirmesi**

Çevresel risk değerlendirme kirleticilere maruz kalınması sebebiyle ortaya çıkabilecek potansiyel risk seviyelerinin belirlenmesidir. Bu değerlendirme, toksisite ve maruziyet verilerinin bir araya getirilmesi ile gerçekleştirilir.

National Research Council (NRC) of the National Academy of Sciences (NAS) tarafından belirlenen dört aşamalı bir paradigma vardır. Bu paradigma şu aşamalardan oluşur: tehlike tanımlaması (hazard identification), doz-etki değerlendirme (dose-response assessment), maruziyet değerlendirme (exposure assessment), ve risk karakterizasyonu (NRC, 1983). Bu aşamalardan ilk ikisi spesifik kimyasallar için belirli

şartlar altında tahmin edilen etkilerin karakterize edilmesini içerir. Sonraki iki aşama ise belirli maruziyet senaryoları içindir. Aşağıda, bu dört aşama hakkında bilgi verilmektedir.

### 3.2.1. Tehlike Tanımlaması

Tehlike tanımlaması aşamasında bilim adamları kimyasalların insanlar ve hayvanlar üzerindeki etkilerine dair mevcut verileri değerlendirirler. Bunlar, maddeye bağlı olarak baş ağrısı ve tahriş gibi kısa vadeli ya da kanser gibi uzun vadeli etkiler olabilir. Kirleticilerin insan sağlığına etkilerini kanser ve kanser harici etkiler olarak ikiye ayırmaktayız. Potansiyel kanser harici etkiler tahrişten, ömrün kısılmasına kadar değişebilir.

USEPA (1992b) bir maddenin kanser yapan olarak nitelendirilebilmesi için tümör oluşumu ile maruziyeti inceleyen hem insan hem de kontrollü laboratuvar ortamında gerçekleştirilmiş uzun vadeli çalışmaları kullanır. Kanser aslında uzun zamanlar zarfında hücre ve dokularda meydana gelen değişikliklerin oluşturduğu bir hastalıklar bütünü olduğundan (USEPA, 2005a), maddelerin kısa vadeli genotoksisite, metabolik ve farmakokinetik özellikleri, kanser harici toksikolojik etkileri, yapı-aktivite ilişkileri, ve fiziki/kimyevi özellikleri de incelemede rol oynar. USEPA maddeleri beş kategoriden oluşan bir sınıflama ile kanserojenik olup olmadıklarını belirler. Tablo 3.1'de bu sınıflama gösterilmektedir. Tablo 3.2'de sunulduğu üzere USEPA kloroform, BDCM ve bromoform'u yeterli hayvan ve yetersiz insan verisi sonucu B2 grubuna almıştır. DBCM ve toluen, bu bileşiklerin kanser yaptığına dair çalışma eksikliğinden dolayı Grup-D olarak sınıflanmıştır. Bütün maruziyet yolları için benzen bilinen bir kanserojen maddedir. İnsan verisi mevcut değilken, hayvan verileri de ksilenlerin kanser

Tablo 3.1. USEPA'in Kanserojenik Madde Sınıflaması<sup>a</sup>

Grup	Kategori
A	İnsanlarda kanser yapan
B	İnsanlarda muhtemelen (probable) kanser yapan
	B1 sınırlı insan verisi B2 yeterli hayvan verisi, yetersiz insan verisi
C	Muhtemelen (possible) kanser yapan
D	İnsanlarda kanser yapan olarak sınıflandırılmayan
E	İnsanlarda kanser yapmadığına dair kanıt olan

\* USEPA (1992b)

Tablo 3.2. Çalışmamızın Konusu Kirleticilerin Kanserojen Sınıflaması<sup>a</sup>

Kirletici	Grup
Kloroform	B2
Bromodiklorometan	B2
Dibromoklorometan	D
Bromoform	B2
Benzen	A
Toluen	D
p-Ksilen	†
Naftalin	C
Arsenik	A
Kadmiyum	B1
Krom	D
Bakır	D
Mangan	D
Nikel	NA
Kurşun	B2
Çinko	D
Atrazin	NCA <sup>b</sup>
Klordan	B2
Klorprifos	NCA <sup>b</sup>
α-HCH	B2
Endrin	D
DDT	B2
γ-HCH (lindan)	NCA <sup>b</sup>

\* IRIS (2005)

† Yetersiz kanser yapma kanıtı

<sup>b</sup> IRIS programı altında kanser değerlendirmesi yapılmamış

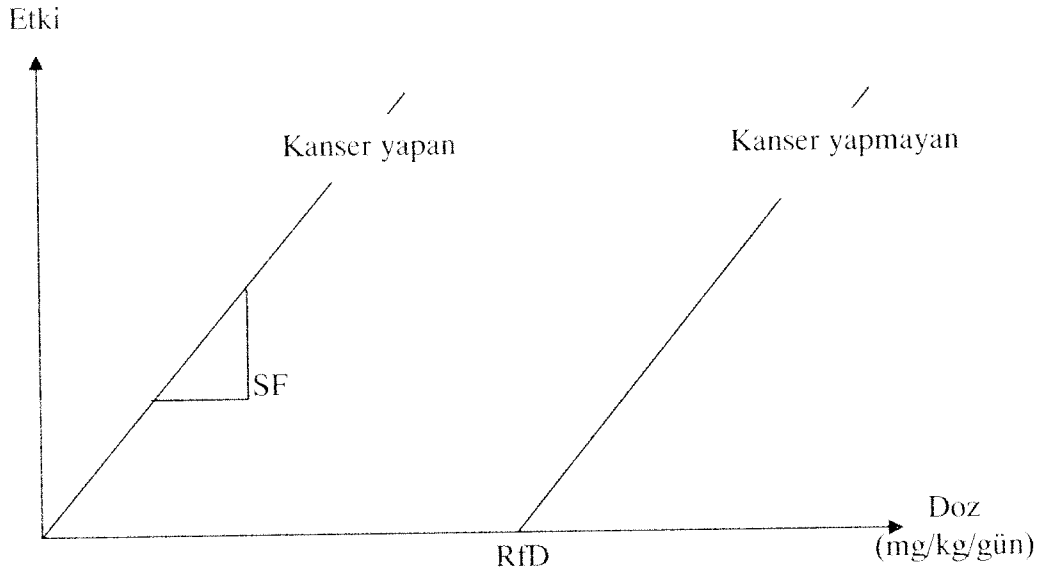


yaptığına dair sonuçsuz kalmıştır. Oral maruziyet ile kadmiyum için bir kanser faktörü değeri belirlemek için herhangi pozitif bir çalışma bulunmadığından IRIS'te bu metal için bir kanser faktörü değeri mevcut değildir. Hem insan hem de hayvanlardan elde edilen veriler kanser ile çinko arasında ilişki kurmak için yetersiz bulunmuştur (USEPA, 2005b). Pestisitlerden klordan,  $\alpha$ -HCH, ve DDT muhtemel kanserojen madde olarak bilinmektedirler.

### 3.2.2. Doz-Etki Değerlendirmesi

Doz, metabolik süreçler veya bir organizmanın dış sınırını geçip biyolojik alıcılarla ilişkiye girmek üzere mevcut madde miktarına denir (USEPA, 2005a). Doz-etki değerlendirme, spesifik bir biyolojik etki ile dozun büyüklüğü arasındaki ilişkiyi belirlemeye çalışır. Etki, takip eden şekillerde ölçülebilir ya da ifade edilebilir: vaka sayısı, bir grup ya da kitledeki yüzde vaka, veya etkinin bir kitlede oluşma ihtimali (USEPA, 1997b).

Genel doz etki ilişkisi Şekil 3.1'de çizilmiştir. Kanser yapmayan kimyasallar için altında herhangi bir etkinin gözlenmediği (No-Observed-Adverse-Effect-Level, NOAEL yada bench-mark dose, BMD) bir referans doz seviyesi (RfD) olduğu kabul edilir. NOAEL bir kimyasalın tespit edilebilen bir sağlık etkisine yol açmadığı en yüksek derişim olarak tanımlanır (WHO, 2004). Eğer NOAEL değeri mevcut değilse bir etki gözlenen en düşük doz yada derişim olan LOAEL (Lowest-Observed-Adverse-Effect Level) değeri kullanılabilir (WHO, 2004). BMD, referans doza alternatif bir yaklaşımdır ve bir etki seviyesinin küçük bir miktarda artmasına sebep olan doz miktarının alt güven sınırı değeridir (WHO, 2004).



Şekil 3.1. Kanserojen ve Kanserojen Olmayan Maddelerin Doz-etki İlişkisi

RfD hesabında, genellikle, insanlar arasındaki değişkenliği (yani, intraspecies) ve eğer hayvan verisinden insana ekstrapolasyon yapılıyorsa bunun etkisini (i.e., interspecies), yapılan çalışmanın süresinin, NOAEL yada LOAEL kullanılmasının, ve veri tabanının gücünün etkisini dahil edebilmek için bir belirsizlik faktörü uygulanır (USEPA, 2003c).

Kanserojen maddeler içinse en küçük bir dozun bile etki oluşturma ihtimalinin bulunduğu kabul edilir. Bu özellik, Şekil 3.1’de kanserojenler için örnek olarak çizilen eğrinin orijinden başlaması olarak görülmektedir. Bu eğrinin eğimi Potency Factor (PF) yada Slope Factor (SF) olarak bilinir ve USEPA (1992b) tarafından birim dozun kanser yapma riski olarak tanımlanır. Hem RfD hem de SF değerleri maddeye özel olup USEPA’nın Integrated Risk Information System ile kullanılmasını önerdiği değerleri Tablo 3.3’de listelenmiştir (IRIS, 2005).

USEPA, kloroformun insanlara yüksek seviyede maruziyet şartlarında bütün maruziyet yolları için muhtemelen kanserojenik olduğunu belirtmektedir (IRIS, 2005).

Ancak, düşük seviyede maruziyet durumunda kanser yapmasının herhangi bir maruziyet yolu için söz konusu olmadığını dolayısıyla önceden önermekte olduğu kanser faktörünün ( $SF=0.031 \text{ (mg/kg/gün)}^{-1}$ ) iptal edilerek yerine RfD değerinin ( $RfD=0.01 \text{ mg/kg/gün}$ ) kullanılmasının insanları kanser riskinden yeterli seviyede koruyacağını belirtmektedir (IRIS, 2005).

Tablo 3.3. Referans Doz ve Slope Factor Değerleri<sup>23</sup>

Kirletici	RfD (mg/kg/gün)	SF (mg/kg/gün) <sup>-1</sup>
Kloroform	1.00E-02	W
Bromodiklorometan	2.00E-02	6.20E-02
Dibromoklorometan	2.00E-02	8.40E-02
Bromoform	2.00E-02	7.90E-03
Benzen	4.00E-03	1.50E-02 - 5.50E-02
Toluen	2.00E-01	NA
p-Ksilen	2.00E-01	†
Arsenik	3.00E-04	1.50E+00
Naftalin	2.00E-02	‡
Kadmium	5.00E-04	NA
Krom	3.00E-03	NA
Bakır	NA	NA
Mangan	1.40E-01	NA
Nikel	2.00E-02	NA
Kurşun	‡	NA
Çinko	3.00E-01	‡
Atrazin	3.50E-02	NA
Klordan	5.00E-04	3.50E-01
Klorprifos	3.00E-03	NA
α-HCH	NA	6.30
DDT	5.00E-04	3.40E-01
Endrin	3.00E-04	†
γ-HCH (lindan)	3.00E-04	NA

\* IRIS (2005)

W. İptal edildi

NA. Mevcut değil

† Yetersiz kanser yapma kanıtı

‡ Yetersiz veri

### 3.2.3. Maruziyet Değerlendirmesi

Maruziyet Değerlendirmesi, maruziyetin ve internal dozun nicelik ve niteliksel olarak büyüklüğünün, sıklığının, ve süresinin belirlenmesidir (USEPA, 1992a). Maruziyet üç ana yolla oluşabilir; bunlar yeme/içme (oral), nefes alıp verme, ve deriye absorpsiyondur. Bu çalışmada sadece oral maruziyet dikkate alınmıştır.

Bir bireyin günlük maruziyet seviyesini belirlemek için USEPA (1999a) Ömürboyu Günlük Ortalama Doz (Lifetime Average Daily Dose, LADD)'un maruziyet ölçüsü olarak kullanılmasını tavsiye etmektedir. Aşağıdaki eşitlik LADD'a benzer bir ölçü olup kullanılmaktadır (USEPA, 1992a; Chrostowski, 1994).

$$CDI = \frac{C * DI}{BW} \quad (3)$$

burada, CDI kronik günlük tüketim yada basitçe maruziyet (mg/kg/gün), C içme suyunda kirleticinin derişimi (mg/l), DI günlük içme suyu tüketim oranı (l/gün), ve BW vücut ağırlığı (kg)'dır. Bu değişkenlerin konu bireye özel değerleri, o bireyin oral maruziyet seviyesini hesaplamakta kullanılır.

USEPA'nın kullandığı asıl eşitlikte iki değişken daha mevcuttur: çarpan ve bölen olarak sırasıyla, maruziyet süresi ve ömür uzunluğu. Sadece oral yol düşünüldüğünde bu iki değişken kullanılmayabilir çünkü değerleri eşittir.

### 3.2.4. Risk Karakterizasyonu

Dört aşamalı paradigmadaki son aşama olan risk karakterizasyonu bundan önceki aşamaların biraraya getirilip ilgili kitlenin riskini belirlemektir. Riskin numerik

olarak seviyesinin belirlenmesi için doz-etki ile maruziyet değerlendirmeleri birleştirilir (USEPA, 1992b).

Oral maruziyetten doğan ömürboyu kanser riski aşağıdaki eşitlik kullanılarak hesaplanabilir (Patrick, 1994; USEPA, 1999a):

$$R = CDI * SF \quad (4)$$

burada, R fazladan ömürboyu kansere yakalanma ihtimali (ya da basitçe risk), CDI kronik günlük tüketim (ya da basitçe maruziyet) (mg/kg/gün), ve SF Slope Factor'dür (mg/kg/gün)<sup>-1</sup>.

Milyonda birden ( $10^{-6}$ ) yüksek risk değerleri genelde kabul edilemez olarak nitelenir (USEPA, 2000b). Ancak doğal olarak, kabul edilebilir risk seviyesi kirleticiler arasında ilgili devletin çevre politikası sebebiyle ya da teknolojik seviyenin içme suyunda kirletici derişimlerini düşürebilme kabiliyeti sağlayıp sağlamadığı gibi etkenlere bağlı olarak farklılık gösterebilir, ki  $10^{-4}$  seviyesine kadar ulaşabilmektedir (Health Canada, 1998; USEPA, 2000c; WHO, 2004).

USEPA su kalitesi standartlarını geliştirir ve uygularken kanserojen olarak bilinen bütün öncelikli toksik kirleticiler için  $10^{-6}$  kanser risk seviyesini genel toplumu korumaya uygun hedef seviye olarak kullanır. Tabii ki, eyaletler veya yerel çevre ajansları yüksek maruziyete sahip alt-grupların  $10^{-4}$  risk seviyesini aşmadıklarından emin olunduğu sürece bu hedef seviyeyi daha yükseltmekte esnekliğe sahiptir (USEPA, 2000b).

Kanser harici riskin, yani Tehlike Seviyesi'nin (Hazard Quotient, HQ) hesaplanması için aşağıdaki eşitlik kullanılır (USEPA, 1999b):

$$HQ = \frac{CDI}{RfD} \quad (5)$$

burada, RfD referans dozdur (mg/kg/gün). HQ değerleri >1 ise bir sağlık etkisi oluşması potansiyeline ve bu durumun daha ayrıntılı araştırılması gerektiğine işaret eder.

### 3.3. Deterministik - Probabilistik Yaklaşım

Değerlendirmenin amacına bağlı olarak maruziyet ve risk deterministik veya probabilistik yaklaşımla hesaplanabilir. Deterministik yaklaşımda maruziyet ve risk her bir birey için (3), (4), ve (5) numaralı eşitlikler kullanılarak hesaplanır. Bu nokta tahminler kullanılarak genel halk kitlesi için çıkarımlarda bulunulabilir. Bahsedilen eşitliklerdeki değişkenlerden kaynaklanan belirsizlik hesaplanamaz çünkü (1) bireylerin içme sularındaki kirletici derişimleri enstrumental analiz sonucunda ortaya çıkan birer tekil değerdir, ve (2) vücut ağırlığı ve içme suyu tüketime değişkenlerinin değerleri katılımcının kendi beyanıdır.

Diğer taraftan, probabilistik yaklaşım maruziyet ve risk eşitliklerindeki değişkenlerin birer dağılımla temsil edilmesini gerektirir. Bu da Monte-Carlo gibi metodlar kullanılarak hesaplanan risklerin, değerlerindeki belirsizliklerden dolayı, birer aralık olarak rapor edilmesi imkanını sunar. Probabilistik yaklaşımda, mümkün olan en çok sayıda sanal maruziyet senaryosu oluşturulmuş ve bunlar kullanılarak kitlenin maruziyet ve risk değerleri tahmin edilmektedir.

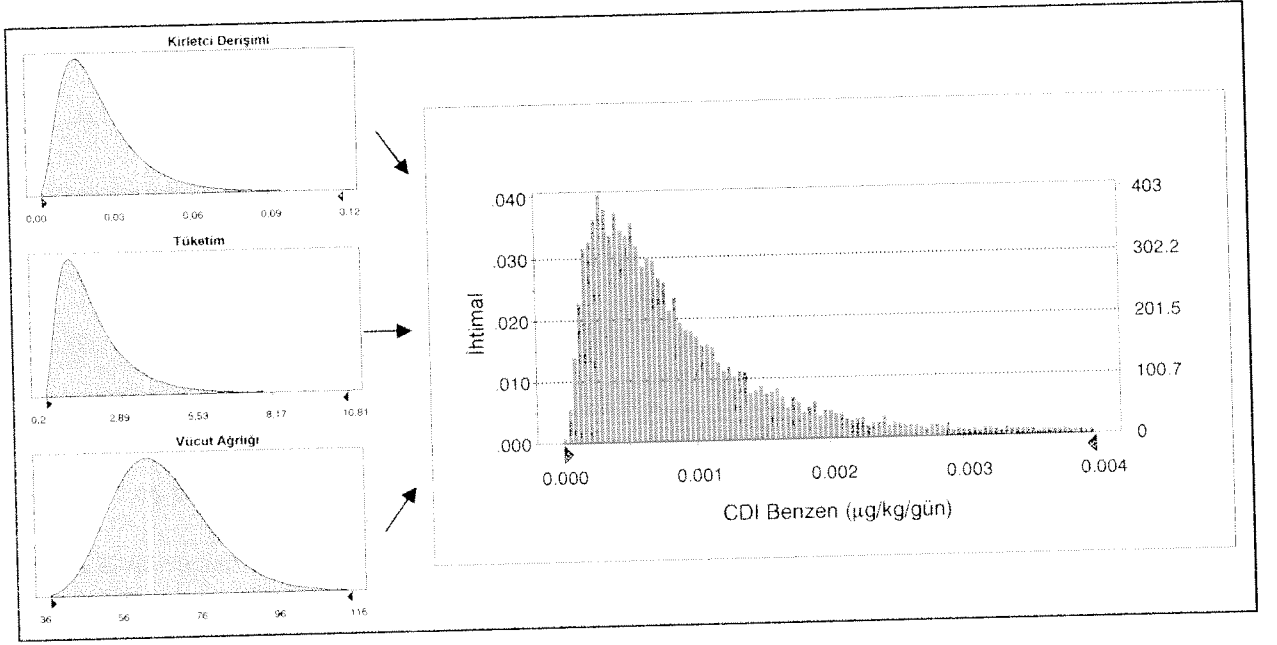
#### 3.3.1. Monte-Carlo Simülasyonu

Monte-Carlo simülasyonu, 1940'larda geliştirilmiş, matematiksel bir eşitliğin çözümünü probabilistik yaklaşımla istatistiksel örnekleme yapmak suretiyle

gerçekleştiren bilgisayar tabanlı bir yöntemdir (USEPA, 1997a). Modeldeki değişkenlik gösteren her bir değişkenin alabileceği değerler Şekil 3.2'de gösterildiği gibi birer ihtimal dağılımı ile tanımlanırlar. Bu dağılımlar model değişkenlerinin girdi dağılımları olarak kullanılır. Simülasyonun tek bir denemesinde, modelin belirsizlik içeren değişkenlerinden ihtimal dağılımlarının belirlediği oranlarda rastlantısal olarak birer örnek sağlanır, ve model sonucu hesaplanır. Bu denemeler yüksek sayıda tekrarlandığında, yani bir simülasyon 10000 deneme boyunca çalıştırıldığında, 10000 model sonucu değer elde edilmiş olur, ki bu deterministik yaklaşımda elde edilen tekil değere göre çok daha fazla sayıdadır. Bu çok sayıda maruziyet değeri kullanılarak konu toplum kitlesinin maruziyet dağılımı oluşturulur.

Her kirlenici için oluşturulan maruziyet dağılımı daha sonra HQ ve R değerlerinin hesaplanmasında kullanılır. Bu, (4) ve (5) numaralı eşitlikler kullanılarak yapılır. Sonuç olarak Şekil 3.2'dekine benzer bir ürün elde edilmiş olur, ki bu konu kitlenin kanser ve/veya kanser harici risk dağılımıdır. Monte-Carlo simülasyonunun avantajı çok genel uygulanabilirliğidir. Model girdi ile çıktısı arasında ya da değişken ihtimal dağılımlarının formları hakkında herhangi bir kısıtlama gerektirmez (USEPA, 1992a).

USEPA, riski yöneten karar verici kişilere/mekanizmalara ihtiyaç duydukları yardımı sağlamak amacıyla her risk değerlendirmesinin olabildiğince belirsizlik analizi içermesi gerektiğini söyler. Monte-Carlo simülasyonu her sonucun ihtimalinin belirli olduğu ve ilgili belirsizliklerin sunulabildiği, bir değerler aralığı elde etmemizi sağlar, bu sebeple USEPA tarafından belirtilen ihtiyaca cevap verir.



Şekil 3.2. Monte-Carlo Simulasyonunun Şematik Gösterimi

### 3.4. Literatürdeki İçme Suyu Maruziyet ve Risk Değerlendirmesi Çalışmaları

#### 3.4.1. UOM

Williams ve arkadaşları (2002) altı UOM için kanser risk seviyelerini 1995 ile 2001 yılları arasında ölçülmüş derişimlerini kullanarak değerlendirmişlerdir. Maruziyet hesaplarında nokta istatistikler kullanılmıştır. Ortalama derişimler ile birlikte USEPA tarafından varsayılan değerler olan 70 kg vücut ağırlığı ve 2 l/gün ortalama günlük içme suyu tüketimi kabul edilmiştir. Derişimler arasında dedeksiyon limitlerinin altında veriler bulunduğu mutlak riskleri hesaplamak yerine Williams vd. (2002) göreceli risk hesabı yapmışlar ve benzeni ikinci, kloroformu da dördüncü önemli bileşik olarak rapor etmişlerdir. Ancak, tespit edilme sıklığını faktör olarak hesaba dahil ettiklerinde kloroformun daha riskli olduğu ortaya çıkmıştır çünkü benzen örneklerin sadece %1'inde tespit edilirken kloroform örneklerin %12-14'ünde tespit edilmiştir.



Tayvan'da klorlanmış içme suyu tüketen halka yönelik olarak THM için potansiyel risk araştırması yapılmıştır (Hsu vd., 2001). THM derişimleri Tayvan çevre bakanlığının 1994-1997 arasındaki yıllık raporlarından elde edilmiş, USEPA metodolojisi takip edilerek potansiyel riskler senaryolar üzerinden hesaplanmıştır. Farklı su kaynakları, su kaynaklarının alanları, ve içme suyu tüketim oranlarına binaen farklı risk seviyeleri bulunmuş ama her THM bileşigi için bütün durumlarda  $10^{-6}$  risk seviyesi aşılmıştır. En yüksek seviye kloroform için  $1.8 \times 10^{-4}$  olarak hesaplanmış olup bu seviye suyun Güney Tayvan arıtma tesislerinden sağlandığı ve halkın ortalama 3 l/gün su tükettiği senaryosunda ortaya çıkmıştır. Eklenik modelleme ile 2 l/gün değeri kullanılarak TTHM riski hesaplandığında ortaya çıkan risk değerleri Tablo 3.4'de sunulmuştur.

NHEXAS-Arizona çalışması dahilinde, Sofuoglu ve diğerleri (2003) ana Arizona halkı ve Arizona – Meksika sınırında yaşayan ve Border halkı olarak isimlendirilen halk için maruziyet ve risk değerlendirmesi yapmışlardır. Vücut ağırlığı ve günlük ortalama içme suyu tüketim oranlarını anket uygulamak yoluyla belirlendiği NHEXAS-Arizona çalışmasında bütün kanser ve kanser harici risk seviyeleri kabul edilebilir seviyenin altında çıkarken, kitle için bulunan risk istatistik değerleri bireysel risk istatistiklerinden daha yüksek bulunmuştur (bkz. Tablo 3.4). Genel olarak bakıldığında, NHEXAS-Arizona çalışmasında çeşme suyu içenlerin maruziyeti çeşme harici sular içenlere göre daha yüksek çıkarken bu farklar UOM için istatistiksel değildir. Gelir ve eğitim seviyelerindeki farklar düşünüldüğünde ağırlıklı olarak Hispaniklerden (latinler) kurulu Border toplumunun risk seviyelerinin ana topluma göre daha yüksek olması beklenirken, aradaki farklar istatistiksel farklar olarak kanıtlanamamıştır.

Lee vd. (2004) kanser ve kanser harici riskleri THM için 1997'de çeşme suyunda ölçülen derişimleri kullanarak ve ortalama vücut ağırlığını 70 kg ve ortalama içme suyu tüketim oranını 4.48 l/gün kabul ederek Hong Kong'da hesaplamışlardır. Bütün maruziyet yollarından kaynaklanan toplam ortalama ömür boyu kanser riski yüksekten başlayarak BDCM, kloroform, DBCM, ve bromoform şeklinde sıralanırken, bu değerlere oral maruziyetin katkısı, sırasıyla, yüzde 59, 24, 17, ve sıfır olmuştur. Bütün ilçelerde bromoform derişimlerinden kaynaklanan kanser riski  $<10^{-6}$  iken diğer THM bileşiklerden kaynaklanan riskler bu seviyenin üzerindedir. Eklenik yolla bulunan TTHM ömürboyu kanser riski  $4.5 \times 10^{-5}$  -  $1.15 \times 10^{-4}$  aralığında yer alırken ortalama değer  $7.55 \times 10^{-5}$  olarak hesaplanmıştır. HQ değerleri ise sınır değerinin altındadır (bkz. Tablo 3.4).

Ankara içme suyundaki THM derişimleri Tokmak ve arkadaşları (2004) tarafından 22 ilçede ölçülmüş ve Lee ve diğerlerinin (2004) metodolojisi takip edilerek tüm maruziyet yollarının eklenik toplam ömürboyu kanser riskleri hesaplanmıştır. Günlük ortalama içme suyu tüketimi 2 l/gün kabul edilmiş, ve iki cinsiyet için iki farklı ortalama vücut ağırlığı (erkekler için 72 kg ve kadınlar için 65 kg) kabul etmek suretiyle risk seviyeleri belirlenmiştir. THM bileşikleri arasında ortalama risk en fazla kloroform dolayısıyla iken bu bileşiği BDCM ve DBCM takip etmiştir. Bromoformun tespit edilmediği örneklerde halojenli bileşiklerin yaklaşık %90-95'i kloroformdur. Oral maruziyet için ayrıca kanser riskinin rapor edilmediği çalışmada yazarlar ana riskin hem kadın hem de erkekler için oral maruziyetten kaynaklandığını ve toplam (maruziyet yolları ve tekil bileşiklerin toplamı) riskin USEPA kabul edilebilir seviyesinin bütün ilçelerde üzerinde olduğunu belirtmişlerdir.

Tablo 3.4. Literatürde Oral Maruziyet için Rapor Edilmiş Ömürboyu Kanser Riski Seviyeleri

Çalışma	Tanı	Kloroform		BDCM		BDCM		Bromoform		TTHM		Toluen	
		C	NC	C	NC	C	NC	C	NC	C	NC	C	NC
Hsu vd., 2001	Kuzey Tayvan, çeşme suyu	9.23E-5	-	4.74E-6	-	2.63E-6	-	8.9E-8	-	9.98E-5	-	-	-
	Orta Tayvan, çeşme suyu	9.32E-5	-	2.99E-6	-	7.92E-7	-	3.4E-8	-	9.71E-5	-	-	-
	Güney Tayvan, çeşme suyu	1.79E-4	-	5.87E-6	-	4.91E-6	-	2.87E-7	-	1.9E-4	-	-	-
	Güney Tayvan, kuyu suyu	2.72E-5	-	1.01E-7	-	3.88E-7	-	-	-	2.76E-5	-	-	-
Sofuoglu vd., 2003	Arizona, deterministik, ortalama	2.6E-9	4.2E-5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.7E-5
	Arizona, deterministik, ortalama	1.5E-7	2.5E-3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.3E-4
	Arizona, probabilistik, ortalama	6.9E-9	1.1E-4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2.0E-5
	Arizona, probabilistik, ortalama	2.1E-7	3.5E-3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.9E-4
	Border, deterministik, ortalama	2.2E-9	3.6E-5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5.5E-6
	Border, deterministik, ortalama	4.5E-9	7.3E-5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.4E-5
	Border, probabilistik, ortalama	3.0E-8	4.8E-4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3.5E-5
	Border, probabilistik, ortalama	8.6E-8	1.4E-3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	8.7E-5
Lee vd., 2004	En yüksek tahmin	-	4.81E-1	-	5.50E-2	-	1.78E-2	-	2.94E-3	-	5.19E-1	-	-
	En düşük tahmin	-	3.65E-2	-	1.61E-2	-	2.66E-3	-	BDL	-	6.89E-2	-	-
	Ortalama	-	3.02E-1	-	3.55E-2	-	7.75E-3	-	1.79E-4	-	3.45E-1	-	-

C. Kanser riski (R değerleri)  
NC. Kanserharici risk (HQ değerleri)

### 3.4.2. İz Elementler

İz metaller için Türkiye'de yapılmış herhangi bir maruziyet / risk değerlendirmesi çalışması bulunmamaktadır. Amerikan halkının çeşitli ortamlardaki kirleticilere değişik yollardan maruziyetini karakterize etmek için planlanmış ve gerçekleştirilmekte olan NHEXAS çalışması günümüzde bilinen manasıyla Maruziyet Değerlendirmesi yapan yegane çalışmadır. Bu çalışma, Arizona eyaletinde ve altı eyaletten (Illinois, Indiana, Ohio, Michigan, Minnesota, Wisconsin) oluşan bir bölgede (Region-5) yapılmaktadır.

Arizona halkının (Sofuoglu vd., 2003) içme suyunun tüketilmesi ile oluşan oral iz metal kitlesel maruziyet seviyeleri Tablo 3.5'de sunulmaktadır. Region-5 (Thomas vd., 1999) için maruziyet katı ve sıvı yiyecek ve içeceklerden alınan toplam metal miktarları olarak rapor edilmiştir. Ortanca değeri 0.13 µg/kg/gün ve 90.yüzdelik değeri 0.53 µg/kg/gün olan bu toplam maruziyet İzmir halkının sadece içme suyundan maruz kaldığı arsenik miktarına göre daha düşük kalmaktadır. Yine NHEXAS çalışması çerçevesinde Maryland'de yapılan ölçümler sonucunda maruziyet µg/gün olarak rapor edilmiştir. Buna göre As, Cd, ve Pb için maruziyet seviyeleri, günlük ortalama içme suyu tüketim oranları 1.0 l/gün civarında bulunduğundan (ortalama 0.91 ortalama 0.89 l/gün), derişimler ile yaklaşık aynı değerleri almıştır (bkz. Tablo 3.6).

### 3.4.3. Pestisitler

İçme suyunda pestisitlerin çoğunlukla tespit edilememiş olmamaları sebebiyle ne Arizona ne de Region-5 için oral maruziyet seviyeleri değerlendirilmemiştir. Maryland'de ise sadece atrazin için bir değerlendirme yapılabilmmiştir. Buna göre atrazin maruziyeti ortalama 2.37 ng/kg/gün, ortalama 2.41 ng/kg/gün, ve 95. yüzdelik 6.89 ng/kg/gün'dür.

Tablo 3.5 NHEXAS Arizona İz Metal Maruziyet Seviyeleri

<b>Maruziyet (ng/kg/gün)</b>			
Kirletici	Ortalama	Ortanca	90. yüzdelik
Arsenik	64	24	180
Krom	69	20	147
Kurşun	13	6	26
Nikel	56	14	145

Tablo 3.6 NHEXAS Maryland İz Metal Maruziyet Seviyeleri

<b>Maruziyet (µg/gün)</b>			
Kirletici	Ortalama	Ortanca	95. yüzdelik
Arsenik	0.78	0.52	2.65
Kadmiyum	0.06	0.05	0.92
Kurşun	1.06	0.33	2.78

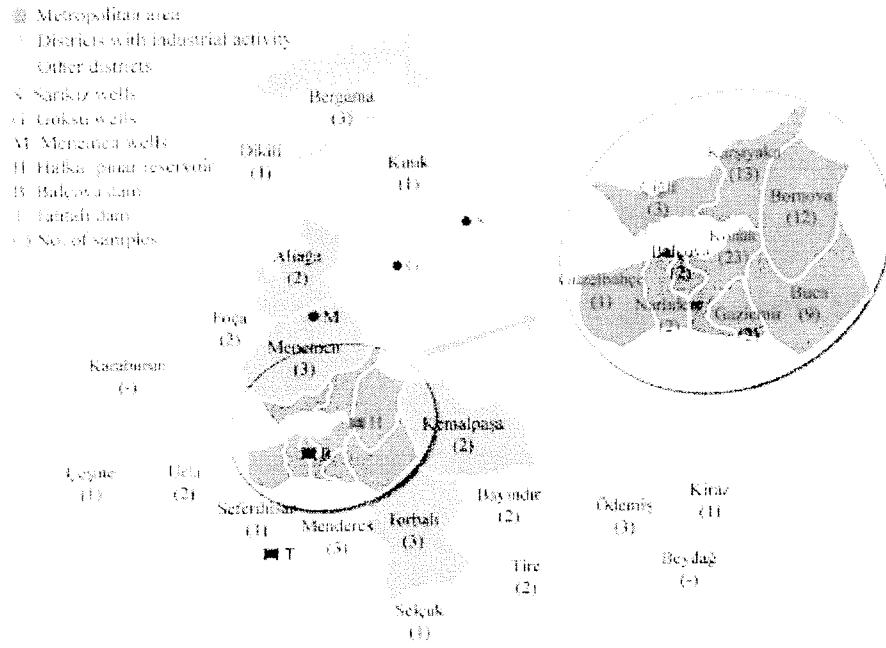
## 4. MATERYAL VE YÖNTEMLER

### 4.1. Örnekleme Tasarımı ve Anketler

Aritma tesisi çıkışından ya da şebekeden yapılacak örneklemelemlerde ölçülecek derişimler klorlama yan ürünlerinin oluşumu su tüketiciye ulaşana kadar devam edebildiğinden tüketicinin maruz kaldığı derişimler olmamaktadır. Bu sebeple, İzmir'in çeşitli ilçelerinde 100 ev, içme suyu örneği toplamak ve içme suyundaki bazı kirleticilere oral maruziyet ve risk değerlendirmesi yapmak amacıyla ziyaret edilmiştir.

USEPA (2000a) ihtimal örneklemesini, hedef kitlenin her ferdinin (yani potansiyel örneğin) belli bir örnekleme ihtimalinin bulunduğu örnekleme olarak tanımlar. Bu çalışmada yarı – ihtimal esaslı bir örnekleme tasarlanmıştır. Her ilçeden yapılacak örnekleme sayısı coğrafi nüfus dağılımına (bkz. Şekil 4.1) göre hesaplanmış, bu hesaba göre her örnekleme noktası (yani her hane) rastlantısal olarak belirlenmiştir.

Belirlenen her hanede bir kişinin birincil katılımcı olması ve anketleri, ki iki ayrı anketten oluşmaktadır cevaplaması istenmiştir. Birinci anket (Tanımlama Anketi, bkz. Ek-A) hanede yaşayanların demografik bilgileri için hazırlanmış ve araştırmacılar tarafından birincil katılımcıya ziyaret esnasında uygulanmıştır. İkinci anket (Günlük Etkinlik Bilgileri Anketi, bkz. Ek-B) katılımcı tarafından, kendi kendine, ziyaret gününü takip eden yedi günlük bir süre zarfında uygulanmıştır. Bu ankette her bir katılımcının rapor ettiği günlük toplam içilen su miktarı üzerinden yedi günün ortalaması alınmak suretiyle günlük ortalama içme suyu tüketim oranı (DI) hesaplanmıştır. Bu anketle ayrıca, katılımcıların çevresel kirleticilere maruz kalabilecekleri etkinliklerinin ve bunlarının sıklığı ile sürelerinin belirlenmesi amaçlanmıştır. Bu çalışmada kullanılan anketler, Türk halkının hayat tarzına dikkate alınarak NHEXAS-Arizona çalışmasında (Lebowitz vd., 1995) kullanılan anketlerin yeniden düzenlenmesi ile elde edilmiştir.



Şekil 4.1. İzmir İlinin İlçeleri ve İçme Suyu Kaynakları

Anketler yoluyla toplanan veriler (en önemlileri DI ve vücut ağırlığı verileri) yapılan maruziyet ve risk hesaplarının, projemizin gerçekleştirildiği zaman zarfında Ankara için mevcut THM derişimleri kullanılarak ve bu veriler için kabuller yapmak suretiyle yapılan risk hesaplarından (Tokmak vd., 2004) daha isabetli bir risk değerlendirmesi yapılmasını sağlamıştır. Anketlerden elde edilen diğer önemli bilgiler arasında çeşitli alt toplum grupları arasındaki maruziyet ve risk seviyesi farklılıklarını ortaya koymak için faydalı olacak öğrenim ve gelir seviyesi, memleket gibi bilgilerdir.

## 4.2. İçme Suyu Örneklemesi

### 4.2.1. UOM

Örnekleme, temizlik, ve analiz prosedürlerinde iz organik ve inorganik maddeler içermeyen MilliQ (Millipore Elix 5) ultra saf su ve yüksek oranda saf solventler

kullanılmıştır. Bütün cam malzeme kullanımdan önce metanol (Merck,  $\geq 99.9\%$ ) ve su ile yıkanmış sonra 105 °C'de bir saat etüvde kurutulmuştur.

Her hanede birincil katılımcıya ana içme suyu kaynağının hangisi olduğu sorulmuş sonrasında bu kaynaktan örnekleme yapılmıştır. Her haneden 20-ml Headspace viallerine (Agilent) çifte (duplicate) örnek alınmıştır. Çeşme suyu örnekleri, çeşmede 3 dakika su akıtıldıktan sonra toplanmıştır. Üç dakika sonunda çeşmenin debisi örnekte hava kabarcıklarının oluşmasını engelleyecek şekilde düşürülmüş, sonra 10'ar ml örnek viallere alınmıştır. Şişe sularından yapılan örneklemelemlerde örnek direk olarak şişeden alınmıştır. Örneğe UOM derişiminde değişikliğe yol açabilecek tepkimeleri engellemek amacıyla 6.25 mg askorbik asit (Fluka) eklenmiştir. Bir damla 1:3 oranında seyreltilmiş hidroklorik asit (Merck, 37%) eklenerek örneğin pH değeri ikinin altına düşürülmüştür. Çeşme suyundaki kalıntı klor miktarı DPD (diethyl-p-phenylene-diamine) test kiti (Riedel-de Haën) kullanılarak örnek alınımından hemen önce yapılmış, eğer kalıntı klor 5 mg/l'den fazla ise fazladan 6.25 mg askorbik asit örneğe eklenmiştir.

Viallerin atmosfer ile ilişkisi hemen Teflon yüzölü septalı (Agilent) 20-mm alüminyum crimp kapaklar (Agilent) ile kapatılmak suretiyle kesilmiştir. Vialler eklenen kimyasalların iyice karışması için çalkalandıktan sonra soğutulmuş kaplarda laboratuvara taşınmış, ve analizden önce en fazla beş gün karanlıkta ve 4 °C'de saklanmıştır.

#### 4.2.2. İz Metaller

Örnekleme, temizlik, ve analiz prosedürlerinde iz elementler açıdan temiz MilliQ (Millipore Elix 5) su ve yüksek oranda saf reagent kimyasallar kullanılmıştır. Bütün cam malzeme kullanımdan önce bir defa çeşme suyu sonra üç defa yüksek oranda saf su ile yıkanmıştır. Daha sonra, %20'lik seyreltik asit (Ultrapure %70 HNO<sub>3</sub>,



Fluka) banyosunda en az 3 saat yatırılmış, oda sıcaklığında kurumaya bırakılmıştır. Kurutulan şişeler, ağızları sıkıca kapatılarak örnekleme hazır halde bekletilmiştir.

Her hanede birincil katılımcıya ana içme suyu kaynağının hangisi olduğu sorulmuş sonrasında bu kaynaktan örnekleme yapılmıştır. Her haneden, 60-ml HDPE şişelere (Sigma) örnek alınmıştır. Çeşme suyu örnekleri, çeşmede 3 dakika su akıtıldıktan sonra toplanmıştır. Üç dakika sonunda çeşmenin debisi düşürülmüş, filtreden (Schleicher & Schuell) geçirilerek şişeye doldurulmuştur. Şişe sularından yapılan örnekleme örnekleride örnek direkt olarak şişeden alınmıştır. Örneğe, HDPE damlalığa hazırlanmış olan seyreltilmiş nitrik asitten (Fluka, >69.5% for trace analysis) 5 damla eklenerek örneğin pH değeri ikinin altına düşürülmüştür. Şişenin ağzı sıkıca kapatıldıktan sonra analizler için soğutulmuş kaplarda laboratuvara taşınmış, ve analiz edilene dek karanlıkta ve 4 °C`de saklanmıştır.

#### 4.2.3. Pestisitler

Örnekleme için örnekleme hazır önceden temizlenmiş, vidalı kapağı ve septası takılıp kapatılmış olan 40 mL amber çevresel örnekleme vialleri (Supelco) kullanılmıştır. Çeşme suyu örnekleri, çeşme 3 dakika akıtıldıktan sonra toplanmıştır. Üç dakika sonunda çeşmenin debisi düşürülmüş, yavaşça vialde hiç hava kabarcığı olmayacak ve neredeyse tam dolu olacak şekilde doldurulmuştur. Şişe sularından yapılan örnekleme örnekleride örnek direkt olarak şişeden alınmıştır. Tam dolu vialde, 3-5 damla 1:3 oranında seyreltilmiş hidroklorik asit (Merck, 37%) ekleyerek örneğin pH'i ikinin altına düşürülmüş, kabartı (menisküs) oluşturulmuş, ve kapak sıkıca kapatıldıktan sonra herhangi bir şekilde vialde hava kalmaması sağlanmıştır. Örnekler daha sonra analizler için soğutulmuş kaplarda laboratuvara taşınmış, analiz edilene dek buzdolabında, karanlıkta ve 4 °C`de saklanmıştır.

Ekstraksiyon için kullanılan 2-mL crimp tipi mikro reaksiyon vialleri (Supelco) ve diğer cam kaplar önce çeşme suyu ve deterjanla yıkanıp sonra DI su ile çalkalanmıştır. Arkasından bir seri polar ve polar olmayan (Aseton, hekzan, vs.) çözücülerle çalkalanıp fırında (110 °C ) 4 saat kurutulmuştur. Daha sonra bu kapların ağzı alüminyum folyo ile kapatılarak fırından çıkarılıp saklanmış ve kullanımdan hemen önce DCM (diklorometan) ile çalkalanmıştır.

### **4.3. Analitik Yöntemler**

#### **4.3.1. UOM**

İçme suyundaki UOM otomatik headspace örnekleycisini (Agilent 7694) takiben bir gaz kromatograf (GC) (Agilent 6890N) ile analiz edilmiştir. GC'yi takiben bir kütle spektrometri (MS) dedektörü (Agilent 5973Nms) UOM'ı tanımlamak ve miktarını belirlemek için kullanılmıştır. UOM analizlerinde EPA Method 524.2 (USEPA, 1992c) uygulanmıştır.

Metanolde 2000 µg/ml olan 54 UOM içeren "Liquid Volatile Organic Compound Mixture" (ChemService, LVOC-IJM) stok standart çözeltisi olarak kullanılmıştır. Stok standart çözeltisinden birincil seyreltme standartları hazırlanmış, bunlar kullanılarak suda kalibrasyon standart çözeltileri hazırlanmıştır. Birincil seyreltme standartları minimum hava boşluğuna müsaade etmek amacıyla 2-ml crimp kapaklı viallerde metanol içinde hazırlanmış, ve dondurucuda (-27 °C) karanlıkta muhafaza edilmiştir. Suda kalibrasyon standartları ise belirlenen miktarda birincil standarttan 10 ml asitlendirilmiş (pH 2) ve 6.25 mg askorbik asit eklenmiş MilliQ suya enjekte edilmesi yoluyla hazırlanmıştır. Kullanılan kalibrasyon standartlarının derişimleri 1, 5, 25, 50, ve 100 µg/l'dir. Doğrusal kalibrasyon eğrilerinin R<sup>2</sup> değerleri tekil UOM için 0.996 ila 0.999 arasında değişmiştir.

Statik headspace metodu, bir headspace vialine konulan içme suyu örneğinin hava boşluğundan alınan hava örneğinin direk olarak GC kolonuna enjeksiyon ile gönderilmesinden oluşmaktadır. Örnekler headspace örneklemesinden önce UOM'in buharlaşmasını sağlamak için 15 dakika ısıtılmış ve çalkalanmıştır. Headspce-GC/MS sisteminin çalışma koşulları Tablo 4.1'de sunulmaktadır.

GC kolonundan elut olan bileşiklerin tanımlanması bilgisayarda yüklü veri tabanındaki (ChemStation, Agilent) bileşiklerin referans spektra ve retensiyon zamanlarını karşılaştırmak suretiyle gerçekleştirilmiştir. Selektif iyon monitorü (SIM) programı kullanılmıştır. Her UOM bileşiği için Tablo 4.2'de listelenmiş olan iki iyon (target iyon ve qualifier iyon) belirlenmiştir.

Dedeksiyon limitlerinin (DL) belirlenmesi için tahmini limitler seviyelerinde 14 çözelti hazırlanmıştır. Çözeltilerin derişimleri 0.01 ila 0.5 µg/l arasında değişmiş ve bunların derişikten seyreltiğe doğru sırasıyla analizi sonucu elde edilen sonuçlar kullanılarak hesaplanan DL değerleri Tablo 4.2'de sunulmuştur. Hesaplarda sadece signal-to-noise oranı en az 3:1 olan pikler kullanılmıştır.

#### 4.3.2. İz Metaller

Örnekler toplam 11 iz metal için analiz edilmiştir. Bunlardan arsenik için Atomik Absorbsiyon (AA) cihazı kullanılırken, bakır, berilyum, çinko, kadmiyum, kobalt, krom, kurşun, mangan, nikel, ve vanadyum için Inductively Coupled Plasma – Optical Emission Spectrometer (ICP-OES) cihazı kullanılmıştır. ICP-OES analizleri Dokuz Eylül Üniversitesi Çevre Mühendisliği Bölümü Hava Kalitesi Laboratuvar'ında

Tablo 4.1. Gaz Kromatografî ve Headspace Çalışma Şartları

Cihaz / Şartlar	Detay
<u>Gaz Kromatografî</u>	
Taşıyıcı akım hızı	0.9 ml/dk
Split oranı	40:1
Enjeksiyon hacmi	1 µl
Kolon	Agilent 19091S-433 30m x 0.25 mm x 0.25 µm HP-5MS
Sıcaklık programı	40°C'de 3 dk 40'tan 100°C'ye 5°C/dk ile 100°C'de 2 dk 100'den 120°C'ye 5°C/dk ile 120°C'de 2 dk 120'den 150°C'ye 10°C/dk ile
<u>Headspace</u>	
Fırın sıcaklığı	90°C
Loop sıcaklığı	95°C
Transfer hattı sıcaklığı	100°C
GC cycle zamanı	50 dk
Vial equilibration zamanı	15 dk
Basınçlandırma zamanı	0.05 dk
Loop doldurulma zamanı	0.05 dk
Loop equilibration zamanı	0.05 dk
Enjeksiyon zamanı	3 dk

gerçekleştirilmiştir. ICP-OES (Perkin Elmer Inc., Optima 2100 DV) cihazı bir standart çözelti ile günlük olarak kalibre edilmiştir. Örnekler ancak kalibrasyon eğrisinin  $R^2$  değeri  $>0.99$  ise analiz edilmiştir. Her 15 örnekte bir kontrol çözeltisi kullanılarak kalibrasyon denetlenmiştir. Sapma %10'u geçtiğinde cihaz tekrar kalibre edilmiştir. Her bir metal için Metod Dedeksiyon Limiti (MDL), düşük derişimlerde bir örnek 7 defa analiz edilerek hesaplanmıştır. MDL değerleri Tablo 4.3'de sunulmuştur.

Tablo 4.2. Retensiyon Zamanları, Referans Kütle Spektrasi ve Dedeksiyon Limitleri

Bileşik	Retensiyon Zamanı (dk)	Target İyon	Qualifier İyon	Dedeksiyon Limiti (µg/l)
1,1-dichloroethene	1.88	61	63.1	0.05
dichloromethane	1.94	84	86	0.03
trans-1,2-dichloroethene	2.06	61	96	0.04
1,1-dichloroethane	2.14	63	65.1	0.05
1,2-dichloropropane	2.14	62	64.1	0.40
cis-1,2-dichloroethene	2.34	96	98	0.07
2,2-dichloropropane	2.39	77	79.1	0.04
bromochloromethane	2.41	130	127.9	0.05
chloroform	2.41	83	85	0.02
1,1,1-trichloroethane	2.68	97	99	0.02
1,2-dichloroethane	2.71	62	64.1	0.10
1,1-dichloropropene	2.79	75	77.1	0.04
benzen	2.86	78.1	77.1	0.02
carbontetrachloride	2.86	119	117	0.02
trichloroethene	3.38	130	132	0.02
dibromomethane	3.41	174	171.9	0.07
bromodichloromethane	3.49	83	85	0.03
cis-1,3-dichloropropene	4.14	75	77.1	0.08
toluen	4.72	91.1	92.1	0.01
1,1,2-trichloroethane	4.84	97	99	0.06
1,3-dichloropropane	5.18	76	78.1	0.07
dibromochloromethane	5.41	128.9	126.9	0.04
1,2-dibromoethane	5.70	107	109	0.05
tetrachloroethene	5.80	166	163.9	0.02
chlorobenzen	6.86	112	114	0.02
1,1,1,2-tetrachloroethane	6.98	131	134.9	0.04
ethylbenzen	7.33	91	106.1	0.01
p-xylene	7.58	91.1	106.1	0.01
bromoform	8.01	172.9	170.9	0.09
styrene	8.24	104	103.1	0.01
o/m-xylene	8.31	91	106.1	0.01
1,1,2,2-tetrachloroethane	8.96	83	85	0.07
trans-1,3-dichloropropene	9.18	75	77.1	0.09
1,2,3-trichloropropane	9.19	97	99	0.30
isopropylbenzen	9.34	105	120.1	0.01
bromobenzen	9.48	77	156	0.05
2-chlorotoluen	10.17	91	126.1	0.02
n-propylbenzen	10.28	91	120.1	0.01
4-chlorotoluen	10.36	91	126.1	0.02
1,2,4-trimethylbenzen	10.76	105	120.1	0.01
tert-butylbenzen	11.55	119	134.1	0.02
1,3,5-trimethylbenzen	11.56	105	120.1	0.01
1,4-dichlorobenzen	11.91	146	148	0.02
sec-butylbenzen	12.13	105	134.1	0.01
1,2-dichlorobenzen	12.14	146	148	0.02
p-isopropyltoluen	12.58	119	134.1	0.01
1,3-dichlorobenzen	12.85	146	148	0.02
n-butylbenzen	13.58	91	92.1	0.01
1,2-dibromo-3-chloropropane	14.40	157	155	0.30
1,2,4-trichlorobenzen	17.67	180	182	0.02
naphthalene	17.91	128.1	127.1	0.01
1,2,3-trichlorobenzen	18.99	180	182	0.02
hexachloro-1,3-butadiene	19.19	225	222.9	0.02

Tablo 4.3. ICP-OES Cihazında Ölçülen Metaller için Metod Dedeksiyon Limitleri

Metal	Be	Cd	Co	Cr	Cu	Mn	Ni	Pb	V	Zn
MDL ( $\mu\text{g/l}$ )	0.05	0.35	0.44	0.28	0.93	0.10	3.32	2.49	2.01	3.90

ICP-OES cihazında karşılaşılan sorunlar ve dedeksiyon limitinin karşılaşılan bu sorunlar sebebiyle yüksek olmasına istinaden, arsenik analizlerinin Atomik Absorbsiyon cihazında gerçekleştirilmesine karar verilmiştir. İzmir Yüksek Teknoloji Enstitüsü Kimya Bölümü Atomik Absorbsiyon Spektrometri Laboratuvarı'nda Thermo Elemental Solar M6 Serisi bir cihazda analizler yapılmıştır. Analiz için 193.7 nm dalga boyunda hollow cathode lamba ile hydride generation atomic absorption spectrometry (HGAAS) yöntemi kullanılmıştır (Yersel vd., 2005). HGAAS sisteminin çalışma koşulları Tablo 4.4'de verilmektedir. Sistemin dedeksiyon limiti, ortalama blank derişimine 3-standart sapma eklemek suretiyle bulunan Limit of Detection değeri olarak hesaplanmış ve 0.05  $\mu\text{g/l}$  olarak belirlenmiştir.

Tablo 4.4. HGAAS Sisteminin Çalışma Şartları

Taşıyıcı gaz ( $\text{N}_2$ ) debisi (ml/dk)	200
HCl derişimi (M)	0.12
HCl debisi (ml/dk)	6.1
$\text{NaBH}_4$ derişimi	1% (m/v); 0.1% (m/v) NaOH ile stabilize edilmiş
$\text{NaBH}_4$ debisi (ml/dk)	3.0

### 4.3.3. Pestisitler

Ekstraksiyon için Tek Damla Mikro Ekstraksiyon (Single-Drop Micro-Extraction) yöntemi (López-Blanco vd., 2003) kullanılmıştır. 1.5 mL örnek ekstraksiyon vialine aktarılmış ve teflon yüzeyli alüminyum septa crimp kapağı kapatılmıştır. 1.5 µL GC-grade iso-oktan (Merck) mikro şırınga ile çekilmiş, iğne ekstraksiyon vialinin içine, iso-oktan damlası iğne ucuna çıkartıldığında örnek su seviyesinin üzerinde bir noktada kalacak şekilde, septa delinerek sokulmuştur. Solvent damlası, oda sıcaklığında, 15 dakika boyunca 600 devir/dakika ile çalışan manyetik karıştırıcı üzerinde karıştırılan örneğe maruz bırakılmıştır.

Bu sürenin sonunda, solvent damlası, şırınganın içine çekilmiş ve hemen mikro-ECD detektörlü Agilent 6890N gaz kromatograf (GC-ECD) kullanılarak analizlenmiştir. HP-5, 30 m, 0.25 mm, 0.25 µm kapiler kolon kullanılmış olup cihazın çalışma koşulları Tablo 4.5'de verilmiştir.

Tablo 4.5. Pestisit Analizi için GC/ ECD Çalışma Koşulları

Kolon	HP-5. 30 m. 0.25 mm. 0.25 µm
Taşıyıcı gaz	Helyum 35 cm s <sup>-1</sup> lineer hız
Detektör gazı	Nitrojen
Enjeksiyon modu	Splitless
Enjeksiyon sıcaklığı	250 °C
Enjeksiyon hacmi	1 µl
Tasfiye zamanı	0.6 dak
Sıcaklık programı pestisit	Fırın başlangıç sıcaklığı 50 °C-1 dakika. Artırma 100 °C'a kadar 25 °C dak <sup>-1</sup> . 100 °C dan 300 °C'e 5 °C dak <sup>-1</sup> ve bu sıcaklıkta bekleme süresi 7 dak. Detektör sıcaklığı 320 °C.

Kalibrasyon noktaları her bir bileşik için konsantrasyon oranları ve cihazın verdiği tepki oranının her bir kalibrasyon seviyesi için hesaplanarak bulunmuştur.

$$\text{Konsantrasyon oranı} = C_{xc}/C_{ic}$$

$$\text{Tepki oranı} = A_{xc}/A_{ic}$$

Notasyonlar, belirli bir kalibrasyon seviyesinde  $C_{sc}$  bileşiğin konsantrasyonu,  $C_{ic}$  internal standardın konsantrasyonu,  $A_{xc}$  alan olarak bileşiğin verdiği tepki, ve  $A_{ic}$  alan olarak internal standardın verdiği tepki olarak ifade edilmektedir. Lineer regresyon kullanılarak, kalibrasyon grafiği çizilmiş ve eğriyi tanımlayan denklem aşağıda verilmiştir. Bu denklemde y tepki oranı ve x konsantrasyon oranı olarak ifade edilirken m eğim b ise y eksenini kesen noktadır.

Bilinmeyen bileşik için tepki oranı örnekteki bileşiğin tepkisinin ( $A_{xs}$ ) ve örnekteki internal standardın tepkisinin ( $A_{is}$ ), kullanılmasıyla hesaplanmaktadır.

$$\text{Bilinmeyen bileşik için tepki oranı} = A_{xs}/A_{is}$$

Örnekte düzeltilmiş olan konsantrasyon ( $C_{xs}$ ) hesaplaması aşağıdaki formül ile ifade edilir.

$$C_{xs} = \text{Düzeltilmiş konsantrasyon oranı} \times C_{is}$$

#### **4.4. Kalite Temini / Kalite Kontrolü (QA/QC)**

Bu çalışmada QA/QC değerlendirmeleri başlangıç laboratuvar accuracy ve precision tespiti, sürekli kalibrasyon kontrolü, ve çifte örneklerin, laboratuvar reagent blanklerinin, saha blanklerinin, ve laboratuvarında zenginleştirilmiş blanklerin analizlerini içermiştir. Bu çalışmada her birisi toplam örnek sayısının % 5 – 10'u kadar sayıda olmak kaydıyla çifte örnek, saha blanki, ve laboratuvar blankleri analiz edilmiştir. Her analizin başında, ve ortasında orta seviyeli standart kullanılarak kalibrasyon kontrolü yapılmıştır.



## **4.5. İstatistiksel Yöntemler**

### **4.5.1. Uyum (Goodness-of-Fit) Testleri**

Goodness-of-fit testleri, USEPA (1997b) tarafından tanımlandığı üzere, örneklenen gözlemlerin belli bir dağılımdan geldiği hipotezini test eden istatistiksel testlerdir. Sıklıkla kullanılan testler arasında ki-kare testi, Kolmogorov-Smirnov testi, ve Anderson-Darling testi bulunmaktadır. Ki-kare testi, en iyi zayıf uyumları reddetmekte başarılı bir testtir. Kolmogorov-Smirnov testi bir non-parametrik test olup teorik ile örnek kümülatif dağılım fonksiyonları (CDFs) arasındaki maksimum mutlak fark üzerine kurulmuştur. Bu test ortanca civarında çok hassas olup kuyruklarda daha az hassastır. Yayılımı tespit etmekte biraz daha zayıf olsa da ki-kare testinden daha güçlü olduğu düşünülmektedir. Anderson-Darling testi kuyruklardaki uyumu en iyi tespit eden testtir. Bu test gözlenmiş ve beklenen kümülatif yoğunluklar arasında karesi alınmış farkların ağırlıklı ortalaması üzerine kurulmuştur (USEPA,1997b). Her üç test, derişim, maruziyet, ve risk değerlerine en iyi uyan dağılımın belirlenmesinde ortak olarak kullanılmıştır.

### **4.5.2. Değişkenlik ve Belirsizlik Analizleri**

Doğal ya da stokastik belirsizlik olarak da isimlendirilen değişkenlik kitledeki bireyler arasındaki değişkenlik ya da heterojenlikten kaynaklanır. Bu sebeple belli bir bileşige olan maruziyet ve bundan kaynaklanan risk aslında bir muhtemel değerler aralığıdır ve genellikle ortanca, ortalama gibi istatistiklerle ifade edilirler.

Belirsizlik ise bir model ya da bir sistemin parametreleri hakkında yetersiz olan bilgimizden kaynaklanır. Gerçek değerini bilmediğimiz bir parametre için ancak bir değerler aralığı önerebiliriz. Bu çalışmada, bilgi eksikliği belirsizliklerine örnek olarak UOM derişim dağılımları istatistiklerinin (ortanca, ortalama, ve 90. yüzdeler gibi)

bilinmeyen gerçek değerlerinden farkı sebebiyle oluşan belirsizliği verebiliriz. Değişkenlikten farklı olarak belirsizlik daha çok ve daha kaliteli veri toplayarak azaltılabilir.

Monte Carlo simülasyonu ve bootstrapping maruziyet ve risk değerlendirmesi proseslerinde değişkenlik ve belirsizlik seviyelerinin tespit edilmesinde sıklıkla kullanılan yöntemlerdir. Bölüm 3.3.1'de detaylandırıldığı üzere, Monte Carlo simülasyonu model değişkenlerinin bir algoritmik döngü çerçevesinde önceden belirlenmiş ihtimal dağılımları dahilinde farklı değerler verilerek model çıktısının hesaplanması esasına dayanır. Bootstrapping yöntemi örnek istatistiklerini tekrar tekrar örnekleme yapmak suretiyle analiz eder ve inceleme altındaki istatistikleri için ihtimal dağılımları oluşturur.

Bootstrap yöntemiyle, bir veri setinin bir istatistiği için belirsizlik dağılımı tespit etmek için verilerden alt-örnekler üretilir, ve her alt-örnekte istatistiğin değeri tekrar tekrar hesaplanır. Bu belli sayıda değer bir araya getirildiğinde konu istatistiğin belirsizlik aralığı ve dağılımı kurulabilir. Alt-örnek sayısı genellikle 500-1000'dir. (NIST / SEMATECH, 2005).

Bu yöntemler, çalışmamızda iki aşama olarak uygulanmıştır. Monte Carlo simülasyonu ile her bir kirletici için maruziyet dağılımı belirlendikten sonra bu dağılımların istatistiklerinin değerlerindeki belirsizlik bootstrap yöntemiyle tespit edilmiştir. Ana simülasyonda deneme sayısı 10000 olarak uygulanırken bootstrap metodunda deneme sayısı 1000 olan 200 simülasyon yapılmıştır.

#### **4.5.3. Kruskal-Wallis ve Mann-Whitney Testleri**

İçme suyunda ölçülen kirletici derişimlerinin ve dolayısıyla bu kirleticilere maruziyet ve risk seviyelerinin alt-toplum grupları arasında farklılıkları test etmek için

Kruskal-Wallis ve Mann-Whitney testleri kullanılmıştır. Bir kategoride ikiden fazla alt-grup mevcutsa Kruskal-Wallis, iki grup mevcutsa bir diğer adı Wilcoxon Rank Sum test olan Mann-Whitney testi kullanılmıştır. İlk testte hipotez bütün altgrupların ortanca baz alındığında aynı dağılımdan geldikleri, karşı hipotez ise en az iki alt-grubun ortanca baz alındığında farklı dağılımlardan geldikleridir. Diğer taraftan Mann-Whitney testi ortanca baz alındığında iki örneğin aynı dağılımdan geldiği hipotezine karşılık örneklerin ortanca baz alındığında farklı dağılımlardan geldiği karşı hipotezini test eder.

Kruskal-Wallis testi F-testin non-parametrik karşılığı olup, Mann-Whitney testi de iki-örnek t-testinin non-parametrik karşılığıdır (Montgomery ve Runger, 1999). Varyans analizi testleri incelenen kitlelerin normal dağılıma sahip olduğu kabulünü yaparken non-parametrik karşılıkları olan testlerde kitlenin dağılımı hakkında herhangi bir kabul yapmaya gerek yoktur. Ek olarak, nonparametrik testler bazı durumlarda daha güçlü sonuçlar verirler. Bu durumlar, (1) kategorik skalada ölçülmüş değişkenler (mesela, anketlerdeki evet/hayır yanıtı sorular), (2) küçük örnek sayıları (<30), (3) alt-grupların farklı varyansa sahip olmaları, ve (4) veriler arasında 'outlier'lar bulunması olarak sıralanabilir.

Kruskal-Wallis ve Mann-Whitney testleri sonucunda elde edilen p-değerleri incelenmiştir. Yüksek p-değerleri alt-gruplar arasında gözlenen farklılığın yüksek ihtimalle rastlantısal yani örneklerdeki değişkenlikten kaynaklandığına işaret ederken küçük p-değerleri gerçek ya da istatistiksel bir farklılığa işaret eder. Bu çalışmada, p-değeri <0.05 ise, yani güven seviyesi %95 alınarak, incelenen alt-grupların istatistiksel olarak farklı olduğu varsayılmıştır.

## 5. BULGU VE TARTIŞMALAR

Bulgular her bir kirletici grubu için iki ana başlık altında tartışılacaktır: Maruziyet ve Risk. Her iki başlıkta da, her bir kirletici için deterministik yöntemle elde edilen bireysel değerler ile probabilistik yaklaşımla elde edilen toplum (kitle) değerleri kanser ve kanser harici sağlık etkileri için sırasıyla verilecektir.

### 5.1. UOM Maruziyet Değerlendirmesi

#### 5.1.1. UOM Derişimleri

İçme suyu örnekleri 54 UOM için Headspace autosampler - GC/MS sistemi kullanılarak analiz edilmiştir. Ölçülen UOM derişimleri BDL (dedeksiyon limiti altında) ile 35 µg/l arasında yer almıştır. Hiç bir örnekte Tablo 2.2'de önceden listelenmiş olan sınır değerler üzerinde UOM derişimleri ölçülmemiştir. Ancak dört THM bileşiğinin derişimlerinin toplanması suretiyle elde edilen TTHM değerleri düşünüldüğünde bir örnek 80 µg/l seviyesinin üzerinde sonuç vermiştir. Bütün UOM derişimleri Türk içme suyu mevzuatında (T.C. Sağlık Bakanlığı, 2005) belirlenen sınır değerlerin altındadır.

Her örnekte en az bir UOM bileşiği tespit edilmiştir. Örneklerin %69'unda sekiz veya daha az sayıda UOM, %31'inde ise dokuz veya daha fazla UOM tespit edilmiştir. Bir örnekte tespit edilen maksimum UOM sayısı 15 iken bu durum sadece üç örnekte karşımıza çıkmıştır.

Dört THM bileşiğine (kloroform, bromodiklorometan, dibromoklorometan, ve bromoform) ek olarak, benzen, toluen, p-ksilen ve naftalin en sık tespit edilen diğer UOM bileşikleridir. Bu sekiz UOM bileşiğinin tespit edildiği örnek sayısı Tablo 5.1'de gösterilmektedir. Analiz edilen 54 UOM'dan geri kalanların çok büyük bir kısmı

dedeksiyon limitlerinin altında kalmış ve istatistiksel kısıtlar sebebiyle maruziyet ve risk değerlendirmeleri sadece en sık tespit edilmiş olan sekiz bileşik için yapılmıştır.

'Outlier'lar ve 'ekstrem' değerler geri kalan verilere göre çok daha küçük yada büyük ölçümlerdir, dolayısıyla örneklendikleri kitleyi yanlış resmettiklerinden şüphelenilir (USEPA, 2000a). Her bir UOM için Kutu grafikleri (Box Plot) çizilmiş ve bunlardan dört tanesi Şekil 5.1'de sunulmuştur. Şekillerde görüldüğü gibi 'outlier' değerler tespit edilmiş ancak herhangi bir ekstrem değer bulunmamıştır. Dolayısıyla, bir kitle çalışması olan çalışmamıza ölçülen tüm derişimler dahil edilmiştir.

#### 5.1.1.1. İhtimal Dağılımları

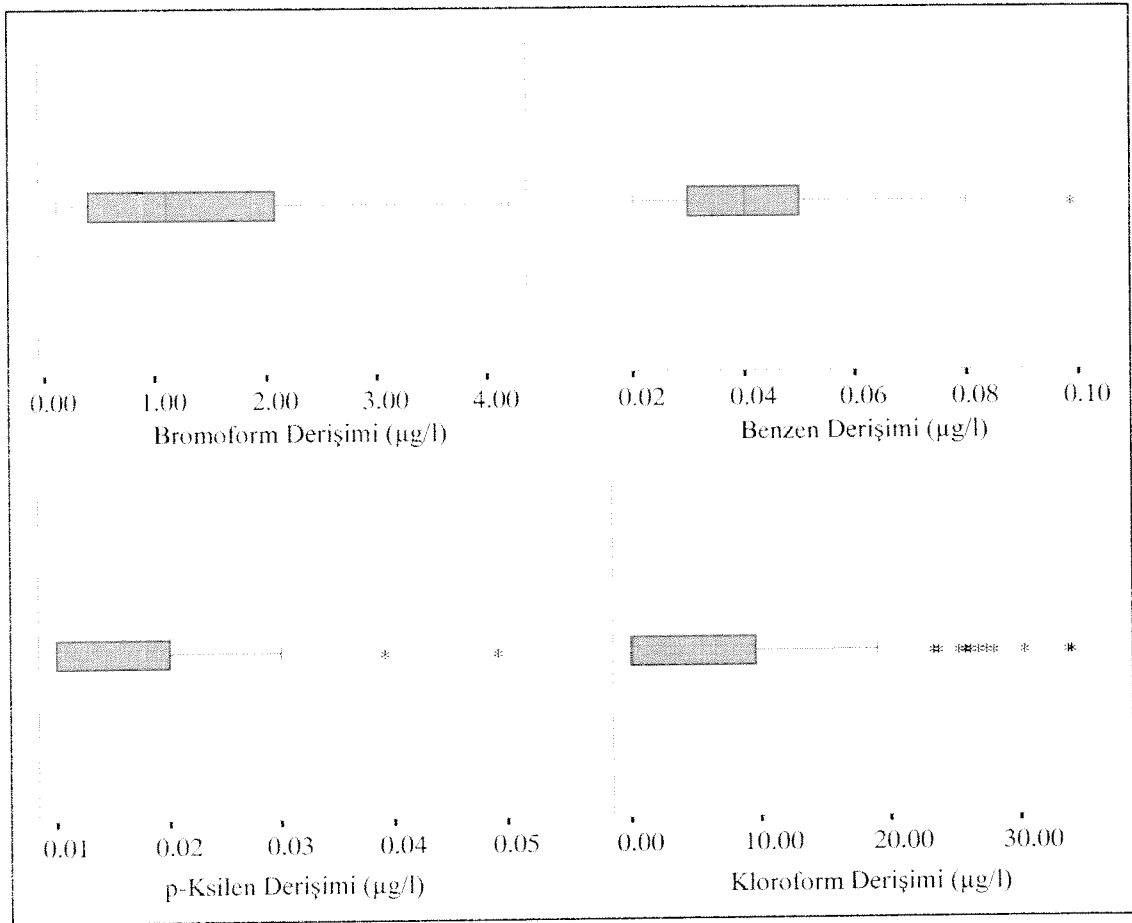
Ki-kare testi, Kolmogorov-Smirnov testi, ve Anderson-Darling testi her bir UOM için derişim ihtimal dağılımını belirlemek için uygulandı. Bu testlerin sonuçlarına göre en iyi uyan dağılım belirlendi. Bu testler verilerin herhangi bir dağılımı takip edip etmediğini, ediyorsa da bu dağılımın verilere ne kadar iyi uyduğunun bir ölçüsüdür (USEPA, 2000a).

Hiç bir UOM bütün örneklerde tespit edilememiştir. Bu durum, maruziyet ve risk seviyelerinin olduğundan daha büyük hesaplanmaması için BDL değerlerinin elden geçirilmesini gerektirmiştir. Dedeksiyon limitlerinin altında sonuç veren örneklerin derişimleri çok belirsizdir ancak bu derişimlerin sıfır olduğunu göstermez. Maruziyet bilimi ile uğraşanların çözmeleri gereken sorunlardan birisi de budur. Çözüm için şimdiye kadar, tespit edilemeyen derişimlerin yerine dedeksiyon limit değeri (DL),  $DL/2$ , ve  $DL/\sqrt{2}$  (USEPA, 1992a) gibi değerleri koymak gibi basit yollar uygulanmıştır. Bu basit çözümün aksine, dağılım kullanan metodların daha güçlü olduğu düşünülmekte ve uygulanması tavsiye edilmektedir (Helsel, 1990). Uygulanan bu işleme, genel olarak, sansürleme (censoring) denir. Dağılım bazlı metodlarda, tespit

edilen derişimler için uygun bir dağılım belirlendikten sonra BDL örneklerinin her biri için bu dağılım kullanılarak sıfır ila BDL değeri arasında derişimler üretilir. Üretilen bu derişimler, tespit edilenlerle birlikte maruziyet ve risk değerlerinin belirlenmesinde kullanılır (Sofuoglu vd., 2003).

Tablo 5.1. En Sık Tespit Edilen UOM için Tespit Edilme Oranları

UOM	Sıklık (%)	UOM	Sıklık (%)
Kloroform	71	Benzen	47
Bromodiklorometan	46	Toluen	96
Dibromoklorometan	47	p-Ksilen	74
Bromoform	45	Naftalin	70



Şekil 5.1. Bazı UOM için Kutu Çizimler

Her bir UOM için ortanca, ortalama derişimler, ve standart sapmaları Tablo 5.2'de minimum, maksimum, 90. yüzdilik, 95. yüzdilik, ve 99. yüzdilik değerleri ile birlikte sunulmuştur. Tabloda görülen BDCM, DBCM, bromoform, ve benzenin ortanca derişimleri daha önce Tablo 4.2'de sunulmuş olan DL seviyelerinin altında kalmaktadır.

Tablo 5.2. UOM Derişimlerinin Tanımlayıcı İstatistikleri

UOM	Ortanca	Ortalama	SS <sup>†</sup>	Min	Maks	90. %lik*	95. %lik*	99. %lik*
Kloroform	0.04	4.41	9.36	3.84E-11	34.58	24.28	27.49	34.58
BDCM	0.02	3.73	7.78	1.58E-07	27.45	21.23	22.93	27.44
DBCM	0.03	2.61	5.20	4.09E-07	17.93	13.48	15.02	17.92
Bromoform	0.08	0.62	0.95	2.02E-04	4.19	2.12	2.57	4.19
Benzen	0.02	0.03	0.02	0.010	0.10	0.06	0.07	0.10
Toluen	0.05	0.09	0.18	0.007	1.60	0.16	0.43	1.59
p-Ksilen	0.01	0.01	0.01	0.001	0.05	0.02	0.03	0.05
Naftalin	0.03	0.06	0.13	0.004	0.90	0.11	0.20	0.90

N = 100

Derişimler µg/l.

† Standart Sapma

\* Yüzdilik

Daha önce literatürde rapor edilenlerle (bkz. Bölüm 2.4) karşılaştırıldığında Tablo 5.2'de listelenen ortanca, ortalama, ve 90. yüzdilik değerleri bunlardan çok daha düşük kalmaktadır. Bu önermeye uymayan istisnalar mevcuttur; NHEXAS-Arizona çalışmasında Sofuoğlu ve arkadaşlarının (2003) rapor ettiği ortalama ve 90. yüzdilik kloroform derişimleri bu çalışmada belirlenenlerden daha düşük iken, yine aynı çalışma kapsamında ölçülmüş olan benzen (Robertson vd., 1999) derişimleri (ortanca derişim 0.03 µg/l dedeksiyon limitinin altında ve 90. yüzdilik derişim 0.04 µg/l) bu çalışmadakiler ile aynı seviyelerdedir.

İzmir çeşme sularında tarafımızca ölçülen derişimler (bkz. Tablo 5.5) Tokmak ve arkadaşları (2004) tarafından Ankara için rapor edilmiş olan derişimlerden çok daha düşüktür. Bu göreceli yüksek derişimler muhtemelen Ankara kaynak suyunun

özelliklerinden kaynaklanmaktadır. Ek olarak, bu çalışmada çeşme harici sulara incelenmiş ve BDL değerlerine sansürleme uygulanmıştır. İzmir’de çeşme ve çeşme harici sular arasındaki derişim farkları Bölüm 5.1.1.2’de tartışılmaktadır.

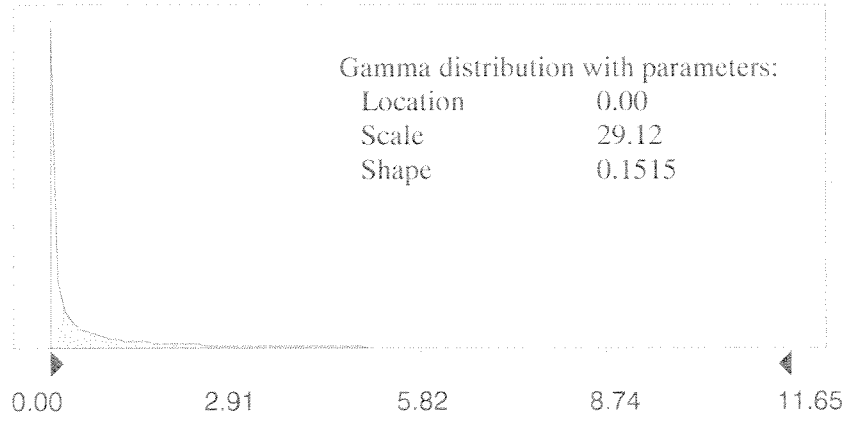
Her bir UOM için belirlenen ihtimal dağılımları ve çizimleri (Şekil 5.2a-h) aşağıda sunulmuştur. Çevresel kirletici derişimlerinin genellikle negatif olmayan, sağda uzun kuyruklu ihtimal dağılımları vardır (USEPA, 2000a). Bu değerlendirmeye uygun olarak, bu çalışmada ölçülen içme suyu kirletici derişimlerinin ihtimal dağılımları sağa kayıktır. Şekillerde x-ekseni  $\mu\text{g/l}$  cinsinden derişimleri, y-ekseni de ihtimali göstermektedir. Kloroform, BDCM, ve DBCM’a en iyi uyan ihtimal dağılımı Gamma dağılımı iken benzen, toluen, ve naftalin için lognormal dağılım, bromoform ve p-ksilen için ise beta dağılımı en iyi sonucu vermiştir.

#### **5.1.1.2. Alt Toplum Grupları Arasındaki Farklılıklar**

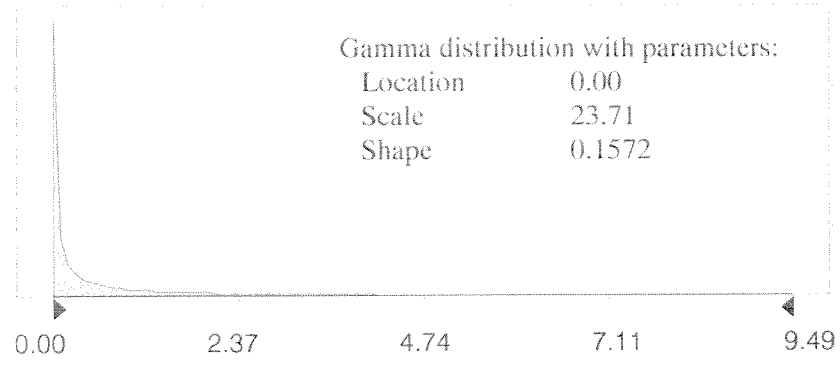
Kirletici derişimlerinin İzmir halkı içindeki bazı alt toplum grupları arasında farklılık gösterip göstermediği istatistik testler uygulamak suretiyle araştırılmıştır. Anketlerden elde edilen bilgiler kullanılarak altı alt toplum grubu için farklılık seviyeleri incelenmiştir. Bu kategoriler cinsiyet, alan, içme suyu kaynağı, öğrenim seviyesi, memleket, ve aylık gelir seviyesidir.

Cinsiyet, alan, ve su kaynağı kategorileri için uygulanan Mann-Whitney testinde alt-grupların aynı dağılım fonksiyonuna sahip olduğu hipotezine karşı dağılımların merkez noktası (ortanca) açısından farklı olduğu karşı hipotezi test edilmiştir. Mann-Whitney test sonuçları İzmir içme suyundaki UOM derişimlerinin cinsiyet kategorisinde farklılık göstermediğini işaret etmektedir (Tablo 5.3).

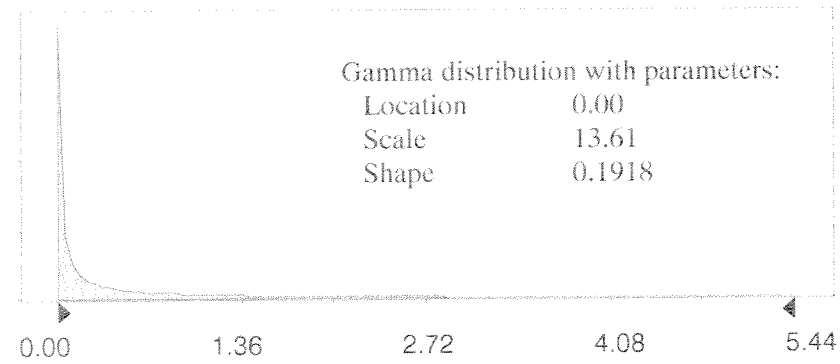




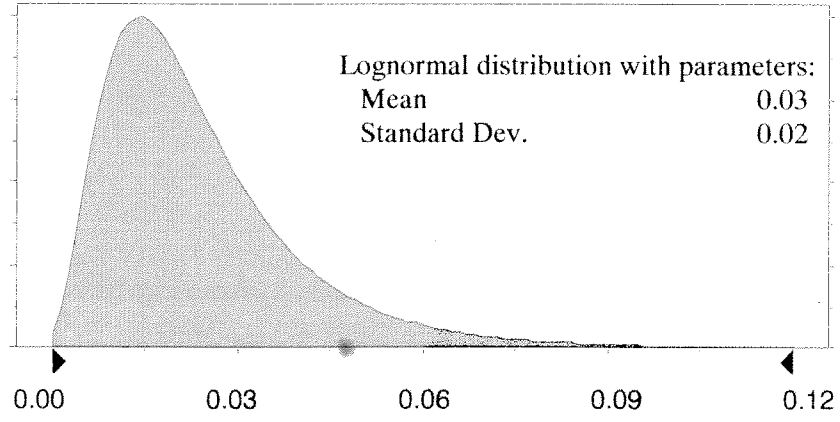
Şekil 5.2a. Kloroform Derişimleri İhtimal Dağılımı



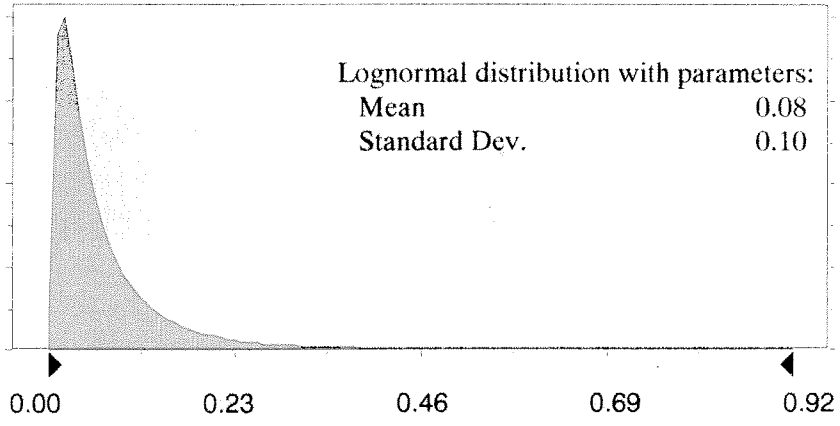
Şekil 5.2b. Bromodiklorometan Derişimleri İhtimal Dağılımı



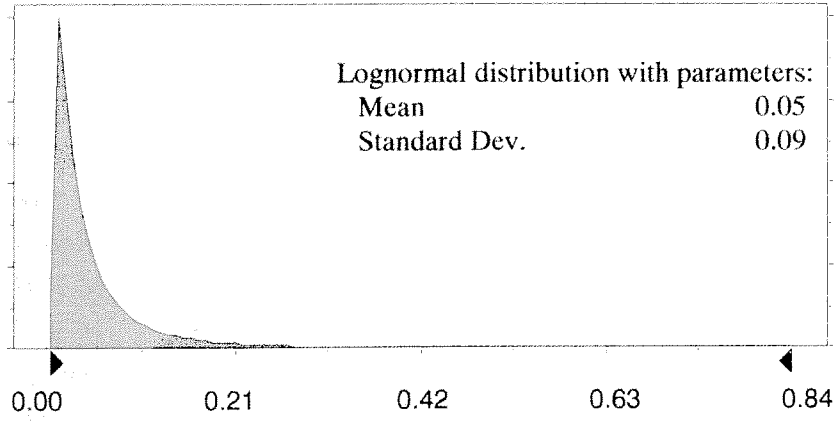
Şekil 5.2c. Dibromoklorometan Derişimleri İhtimal Dağılımı



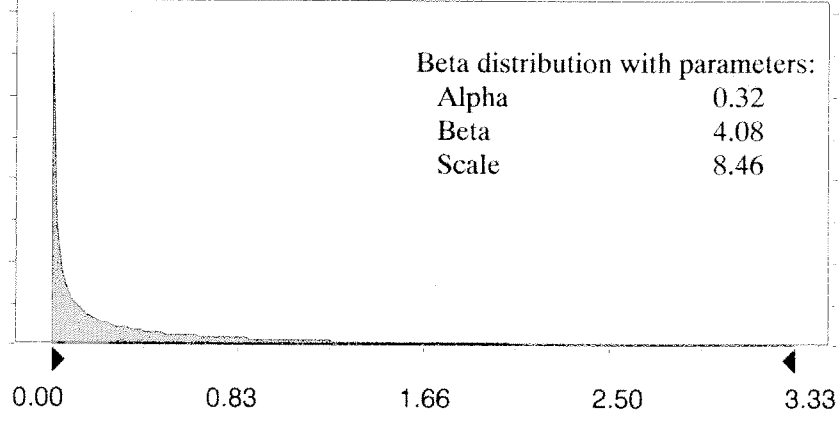
Şekil 5.2d. Benzen Derişimleri İhtimal Dağılımı



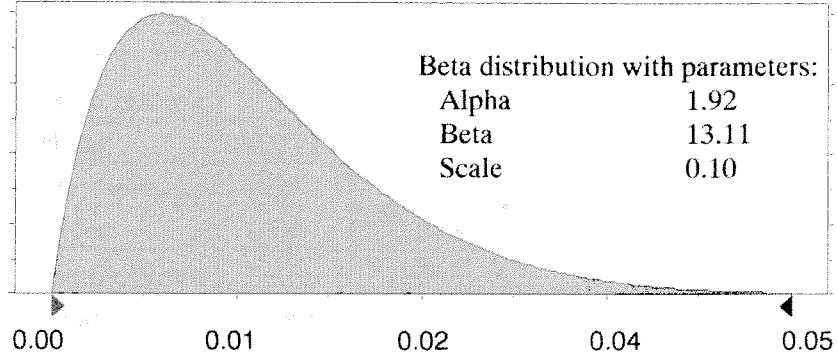
Şekil 5.2e. Toluen Derişimleri İhtimal Dağılımı



Şekil 5.2f. Naftalin Derişimleri İhtimal Dağılımı



Şekil 5.2g. Bromoform Derişimleri İhtimal Dağılımı



Şekil 5.2h. p-Ksilen Derişimleri İhtimal Dağılımı

Tablo 5.3. UOM Derişimleri için Mann-Whitney Test Sonuçları

Kategori	Cinsiyet	Alan	Su Kaynağı
Alt-gruplar	Bayan / Bay	Metropolitan / Diğer	Çeşme / Çeşme Harici
Örnek sayısı	60/40	67/33	65/35
p-değeri	Kloroform	0.714	<0.001
	BDCM	0.822	<0.001
	DBCM	0.888	0.003
	Bromoform	0.696	0.101
	Benzen	0.556	<0.001
	Toluen	0.840	<0.001
	p-Ksilen	0.579	<0.001
	Naftalin	0.234	<0.001

*İtalik gösterilen p-değerleri istatistiki farka işaret eder.*

Alan kategorisinde, İzmir'in her bir ilçesi, takip eden alt-gruplardan birine yerleştirilmiştir: (1) İçme suyunun İzmir Büyükşehir Belediyesi'nce sağlandığı Metropolitan alan (bkz. Şekil 4.1) ve (2) Diğer ilçeler. Bütün UOM için metropolitan alanda ölçülen derişimler Tablo 5.4'de görüldüğü gibi diğer ilçelere göre daha yüksektir. p-değeri sadece bromoform için bu çalışmada baz olarak alınmış olan 0.05 seviyesinden daha büyüktür ( $p=0.101$ ).

Tablo 5.4. Alan Alt-gruplarında UOM Derişimlerinin İstatistikleri

UOM	Alan	Ortanca	Ortalama	UOM	Alan	Ortanca	Ortalama
Kloroform	Metropolitan	0.110	6.172	Benzen	Metropolitan	0.030	0.033
	Diğer	0.007	0.833		Diğer	0.017	0.020
BDCM	Metropolitan	0.130	5.212	Toluen	Metropolitan	0.060	0.107
	Diğer	0.011	0.716		Diğer	0.020	0.051
DBCM	Metropolitan	0.280	3.626	p-Ksilen	Metropolitan	0.010	0.014
	Diğer	0.009	0.548		Diğer	0.009	0.011
Bromoform	Metropolitan	0.180	0.767	Naftalin	Metropolitan	0.040	0.084
	Diğer	0.068	0.331		Diğer	0.009	0.021

Bütün derişimler  $\mu\text{g/l}$ .

Her bir katılımcı için içme suyu kaynağı (1) çeşme suyu ya da (2) çeşme harici su olarak sınıflandırılmıştır. Çeşme harici alt grubu satın alınan şişe sularını, özel kuyulardan çekilen yeraltı sularını, ve diğer muhtemel kaynakları içermektedir. Çeşme harici su sınıfı örneklerinin %80'ini şişe suları oluşturmaktadır. Bunların neredeyse hemen tamamı 19 litrelik şişeler olarak satın alınmaktadır. Bütün THM bileşikleri çeşme suyunda daha yüksek derişimlerde tespit edilirken çeşme harici sularda daha yüksek benzen, toluen, p-ksilen, ve naftalin derişimleri ölçülmüştür. Bu sonuçlar Tablo 5.5a'da sunulmaktadır. Mann-Whitney testi sonuçları çeşme ile çeşme harici sular arasında benzen hariç ( $p=0.736$ ) istatistiki farklılığa işaret etmektedir. THM'ler çeşme suyunda daha yüksek derişimlerde bulunurken benzen haricindeki diğer üç UOM çeşme suyunda daha düşük derişimlerde dir. Alan kategorisi ile su kaynağı kategorisi arasında

bir bağlantı olabileceği düşünülürse, çapraz etkiyi ortadan kaldırmak için alan değişkeni kontrol edilerek derişimler yeniden karşılaştırılmıştır (Tablo 5.5b). Ortanca istatistiği temel alınarak yapılan karşılaştırmalara göre kloroform, DBCM derişimleri metropolde çeşme, diğer ilçelerde ise çeşme harici sularda daha yüksek derişimlerde bulunurken, BDCM ve benzen her iki alan kategorisinde de çeşme suyunda daha yüksek derişimlerde, bromoform ise metropolde çeşme suyunda daha yüksek, diğer ilçelerde ise diğer kirleticilerde olduğu gibi çeşme ve çeşme harici sularda karşılaştırılabilir seviyelerde ölçülmüştür.

Tablo 5.5a. Su Kaynağı Alt-grupları için UOM Derişimi İstatistikleri

UOM	Kaynak	Ortanca	Ortalama	UOM	Kaynak	Ortanca	Ortalama
Kloroform	çeşme	0.110	6.347	Benzen	çeşme	0.019	0.028
	çeşme harici	0.020	0.812		çeşme harici	0.020	0.029
BDCM	çeşme	0.130	5.384	Toluen	çeşme	0.030	0.088
	çeşme harici	0.003	0.653		çeşme harici	0.060	0.087
DBCM	çeşme	0.350	3.797	p-Ksilen	çeşme	0.010	0.012
	çeşme harici	0.006	0.408		çeşme harici	0.010	0.015
Bromoform	çeşme	0.400	0.902	Naftalin	çeşme	0.020	0.029
	çeşme harici	0.057	0.104		çeşme harici	0.060	0.126

Bütün derişimler  $\mu\text{g/l}$ .

Öğrenim Seviyesi, Memleket, ve Gelir Seviyesi kategorileri ikiden fazla alt-grup içerdiğinden bu kategori için Kruskal-Wallis testi uygulanmıştır. Bu teste hipotez bütün alt-grupların aynı dağılımdan geldikleri, karşı hipotez ise en az iki alt grubun merkez noktası (ortanca) açısından farklı olduğudur. Ek olarak, Kruskal-Wallis testinde hipotezin reddedildiği durumlarda, Mann-Whitney testi ile alt-grupları ikili olarak karşılaştırılmış, dolayısıyla gerektiğinde daha detaylı irdeleme yapılmıştır.

Tablo 5.5b. Alan ve Su Kaynağı Kategorileri Metal Derişimleri Merkez İstatistikleri

UOM	Alan	Kaynak	Ortanca	Ortalama
Kloroform	Metropol	Çeşme	7.29E+00	1.04E+01
		Çeşme Harici	3.00E-02	9.46E-01
	Diğer	Çeşme	1.20E-02	9.80E-01
		Çeşme Harici	2.83E-04	1.12E-02
BDCM	Metropol	Çeşme	2.97E+00	8.82E+00
		Çeşme Harici	3.52E-03	7.61E-01
	Diğer	Çeşme	1.15E-02	8.42E-01
		Çeşme Harici	1.66E-03	7.20E-03
DBCM	Metropol	Çeşme	2.76E+00	6.18E+00
		Çeşme Harici	6.24E-03	4.74E-01
	Diğer	Çeşme	1.20E-02	6.44E-01
		Çeşme Harici	1.54E-03	9.29E-03
Bromoform	Metropol	Çeşme	7.40E-01	1.30E+00
		Çeşme Harici	5.07E-02	1.11E-01
	Diğer	Çeşme	7.08E-02	3.79E-01
		Çeşme Harici	5.95E-02	6.47E-02
Benzen	Metropol	Çeşme	3.00E-02	3.55E-02
		Çeşme Harici	2.00E-02	2.91E-02
	Diğer	Çeşme	1.69E-02	1.84E-02
		Çeşme Harici	1.48E-02	2.60E-02
Toluen	Metropol	Çeşme	5.00E-02	1.25E-01
		Çeşme Harici	6.50E-02	8.33E-02
	Diğer	Çeşme	2.00E-02	3.98E-02
		Çeşme Harici	3.00E-02	1.12E-01
Ksilen	Metropol	Çeşme	1.00E-02	1.32E-02
		Çeşme Harici	1.00E-02	1.50E-02
	Diğer	Çeşme	8.57E-03	9.74E-03
		Çeşme Harici	1.00E-02	1.58E-02
Naftalin	Metropol	Çeşme	3.00E-02	4.14E-02
		Çeşme Harici	6.00E-02	1.36E-01
	Diğer	Çeşme	8.82E-03	1.26E-02
		Çeşme Harici	4.00E-02	6.72E-02

Bütün derişimler µg/l.

Öğrenim Seviyesi üç alt gruba ayrılarak incelenmiştir: (1) liseye kadar, (2) lise, ve (3) iki veya dört yıllık yüksek öğrenim. Bromoform derişimi birinci alt-grupta diğer iki alt gruba göre daha yüksektir. Toluen, p-ksilen, ve naftalin için derişimler Eğitim Seviyesi ile birlikte yükselmiş, özellikle birinci ve üçüncü alt-gruplar arasındaki farklar istatistikidir.

Katılımcılara uygulanan Tanımlayıcı Anket'te Memleket kategorisi ülkemizin tüm sekiz coğrafi bölgesini içermiş ve yabancılar için bir alt-grup ayrılmıştır. Bununla birlikte, alt-grupların çoğunluğunda örnek sayıları istatistiksel analiz için yetersiz kaldığından Kruskal-Wallis testi sadece (1) Ege Bölgesi, (2) İç Anadolu Bölgesi, ve (3) Doğu Anadolu Bölgesi için uygulanmıştır. Bu alt-gruplar arasında benzen, toluen, p-ksilen, ve naftalin derişimleri Tablo 5.6'da görüldüğü üzere çok yakın olup p-değerleri yüksektir. Diğer taraftan, THM derişimleri Doğu Anadolu Bölgesi > İç Anadolu Bölgesi > Ege Bölgesi şeklinde olmuştur. Alt-grupların derişimleri arasındaki farklar özellikle Ege Bölgesi ile Doğu Anadolu Bölgesi arasında Mann-Whitney testi sonuçlarına göre istatistikidir.

Her bir hanenin aylık geliri, hane halkı için ankette belirtilen tüm gelirlerin toplanması sonucu elde edilmiştir. Gelir Seviyesi kategorisi üç alt-grup dahilinde incelenmiştir. Bunlar (1) 0 - 600 YTL, (2) 600 - 2000 YTL, ve (3) > 2000 YTL'dir. Benzen ve dört THM bileşiği için alt-gruplar arasında istatistiki bir fark bulunmamıştır. Ancak, toluen, p-ksilen, ve naftalin derişimleri gelir seviyesi ile birlikte artmıştır. Mann-Whitney test sonuçları 1-2 ve 1-3 numaralı alt-gruplar arasında farkların istatistiki olduğu yönündedir.

### **5.1.2. Günlük İçme Suyu Tüketimi**

Her bir katılımcının tükettiği içme suyu miktarı uygulanan anket yoluyla belirlenmiştir. Katılımcılar, içme suyu örneklemesini takip eden yedi günlük bir süre boyunca günde içtikleri su miktarını bardak (standart 200 ml su bardağı) sayısı olarak not ettiler. Bardak sayısı hacim (litre) olarak hesaplandı ve 7-günlük ortalama, katılımcının ortalama günlük içme suyu tüketim oranı olarak kabul edildi. Günlük ortalama içme suyu tüketim oranı (DI) sıklık dağılımı Şekil 5.3'de sunulmuştur.

Tablo 5.6. Kruskal-Wallis Test Sonuçları

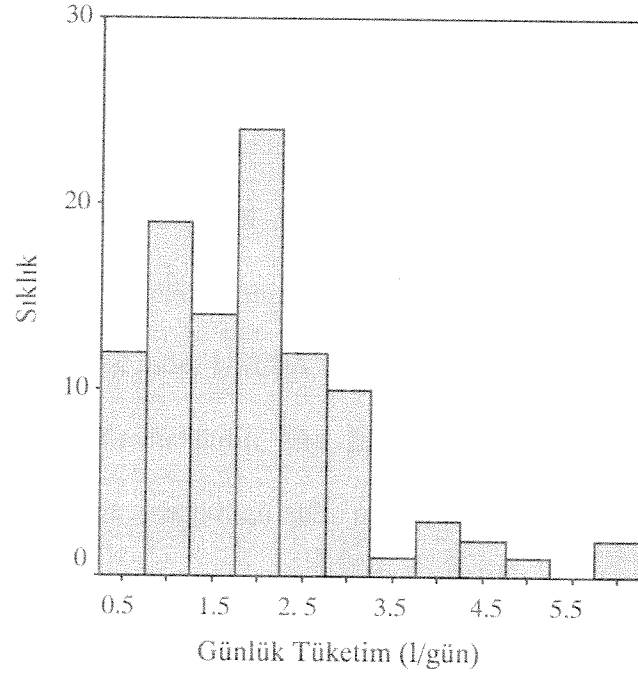
Kategori	Öğrenim Seviyesi	Memleket	Gelir Seviyesi	
Alt-gruplar	Liseye kadar/ Lise/ Yüksek öğrenim	Ege Bölgesi/ İç Anadolu/ Doğu Anadolu	0-600 YTL/ 600-2000 YTL/ 2000+ YTL	
	Örnek Sayısı	34/30/36	63/12/15	
p-değeri	Kloroform	0.334	0.048	0.217
	BDCM	0.096	0.062	0.065
	DBCM	0.201	0.009	0.375
	Bromoform	0.026	0.034	0.066
	Benzen	0.630	0.432	0.911
	Toluen	0.005	0.962	0.004
	p-Ksilen	0.006	0.644	0.013
	Naftalin	<0.001	0.643	0.002

*İtalik* gösterilen p-değerleri istatistiki farka işaret eder.

Sıklık dağılımında görülebileceği üzere katılımcıların çoğunluğu 0.4 ila 3.2 l/gün aralığında tüketim oranına sahiptirler. Tüketim oranı 3.2 l/gün ve üzeri olan katılımcıların oranı %10 olup bu değer Tablo 5.7'de 90. yüzdelerik değeri olarak görülmektedir.

İzmir için belirlenen ortalama içme suyu tüketimi USEPA tarafından 'default' değer olarak kullanılan 2 l/gün değerine çok yakın olup literatürde daha önce yayınlanmış tüketim değerleri aralığında kalmaktadır. Sofuoğlu ve arkadaşları (2003) Arizona ve Border halkları için ortalama tüketimi, sırasıyla, 0.92 ve 0.95 l/gün olarak hesaplamışlardır.





Şekil 5.3. Ortalama Günlük İçme Suyu Tüketim Oranı Sıklık Dağılımı

Tablo 5.7. Günlük Ortalama İçme Suyu Tüketim Oranı Tanımlayıcı İstatistikleri

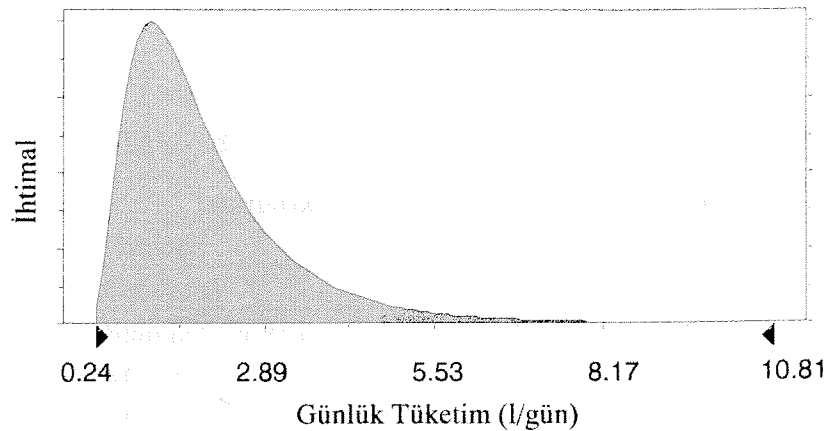
İstatistik	Günlük Tüketim (l/gün)
Ortanca	1.80
Ortalama	1.95
Standart Sapma	1.15
Minimum	0.40
Maksimum	6.00
90. yüzdelik	3.20
95. yüzdelik	4.38
99. yüzdelik	6.00

N = 100

Ortalama günlük içme suyu tüketimi kullanılarak halkın maruziyet ve risk seviyeleri için noktasal tahmin yapılabilir. Ancak, bu nokta tahmin değerinin bir dağılımı temsil ettiği unutulmamalıdır. Esas olan, ölçülen her bir değişim ile birlikte maruziyet ve risk hesabında kullanılacak diğer değişken değerlerinin de o değişime maruz kalan

birey(ler)e özel olmasıdır. Böylece, hesaplanan maruziyet – risk değerlerinde bu sebeple ‘over/under estimation’ engellenmiş ve belirsizlik seviyesi azaltılmış olacaktır. Literatürde tekil DI değeri kullanılarak hesaplanmış risk değerleri mevcuttur. Lee ve diğerleri (2004) 4.48 l/gün değerini, Tokmak ve arkadaşları (2004) da 2.0 l/gün değerini kullanarak kanser riski hesabı yapmışlardır. İzmir halkı için hesaplanan ortalama değer, iklim şartları düşünüldüğünde, USEPA tarafından tavsiye edilen tüketim oranı Ankara için pek uygun görünmemektedir; zira İzmir’in iklimi daha sıcak ve nemlidir. DI değerlerinin Şekil 5.3’te görüldüğü gibi normal dağılıma uymadığı düşünüldüğünde merkez istatistiği olarak kullanılacak ortanca değeri olan 1.8 l/gün daha da küçük kalmaktadır. Bu çalışmada örnekleme kampanyası Eylül – Aralık 2004 arasında gerçekleştirildiğinden hesaplanan tüketim oranı istatistiklerinin yıllık ortalamayı yansıtıcı olduğuna inanılmaktadır.

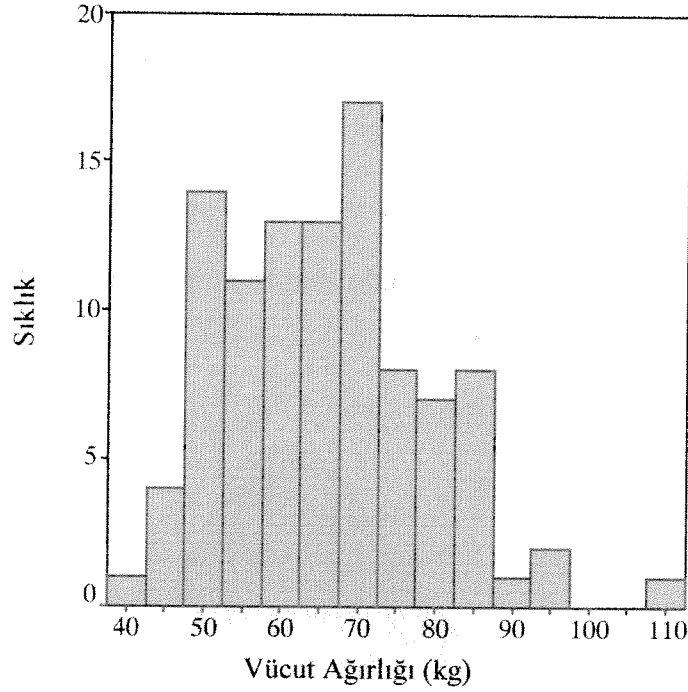
Probabilistik yaklaşımda Monte-Carlo simülasyonuna girdi olarak kullanmak üzere günlük ortalama içme suyu tüketim oranına en iyi uyan dağılım ortalama değeri 1.99 ve standart sapması 1.39 l/gün olan lognormal dağılım olduğu belirlenmiştir (bkz. Şekil 5.4).



Şekil 5.4. Ortalama Günlük İçme Suyu Tüketim Oranı İhtimal Dağılımı

### 5.1.3. Vücut Ağırlığı

Her katılımcının vücut ağırlığı örnekleme için yapılan ziyaret sırasında uygulanan ankette kaydedilmiştir. Katılımcıların vücut ağırlıklarının sıklık dağılımı Şekil 5.5'te sunulmaktadır. Katılımcıların %62'si 50 ila 70 kg iken 70 ila 90 kg arasındaki kişilerin oranı %23'tür. Vücut ağırlığı tanımlayıcı istatistikleri Tablo 5.8'de sunulmaktadır.



Şekil 5.5. Vücut Ağırlığı Sıklık Dağılımı

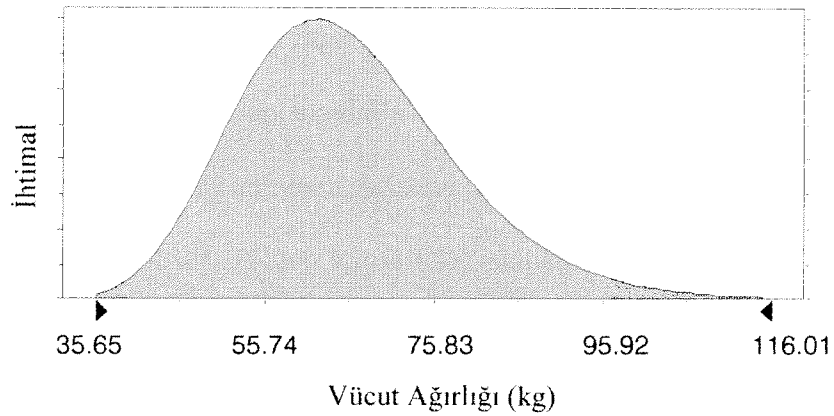
Tablo 5.8. Vücut Ağırlığı Tanımlayıcı İstatistikleri

İstatistik	Vücut Ağırlığı (kg)
Ortanca	64.5
Ortalama	65.6
Standart Sapma	13.2
Minimum	38.0
Maksimum	112.0
90. Yüzdilik	85.0
95. Yüzdilik	86.0
99. Yüzdilik	111.8

N = 100

İzmir halkı için hesaplanmış olduğumuz ortalama ve ortanca değerleri USEPA tarafından tavsiye edilen ve literatürde kullanılmış olan (Williams vd., 2002; Lee vd., 2004) 70 kg değerinden küçük çıkmıştır. Vücut ağırlığı verileri lognormal dağılıma uymaktadır (Şekil 5.6). Bu dağılımın ortalama ve standart sapma değerleri, sırasıyla, 65.56 ve 13.02 kg'dır.

Arizona için hesaplanan ortalama vücut ağırlığı 69.7 kg (Sofuoğlu vd.,2003) iken Ankara için kullanılanlar (Tokmak vd., 2004) bayanlar için 65 kg, erkekler için 72 kg olmuştur. Bu çalışmada bayanlar için hesaplanan ortanca ve ortalama değerler 58 kg ve 60 kg iken erkekler için 74.5 kg ve 73.9 kg'dır. Eğer İzmir halkı için 70 kg kabulü yapılmış olsaydı maruziyet ve risk bayanlar için olduğundan eksik, erkekler için olduğundan fazla olarak tahmin edilmiş olurdu.



Şekil 5.6. Vücut Ağırlığı İhtimal Dağılımı

#### 5.1.4. Maruziyet

##### 5.1.4.1. Deterministik Maruziyet Değerlendirmesi

Deterministik maruziyet değerlendirme, Eşitlik-3 (bkz. Bölüm 3.2.3) kullanılarak her katılımcının her bir UOM için maruziyet (CDI) değerlerinin

hesaplanması ve değerlendirilmesidir. Her katılımcının CDI değerlerinden hesaplanan istatistikler Tablo 5.9'da sunulmaktadır.

Tablo 5.9. Deterministik Maruziyet Değerlendirmesi Tanımlayıcı İstatistikleri

UOM	Ortanca	Ortalama	SS <sup>†</sup>	Min	Maks	90. %lik*	95. %lik*
Kloroform	0.0012	0.1280	0.3070	9.95E-13	1.301	0.582	0.986
BDCM	0.0006	0.1088	0.2666	5.17E-09	1.501	0.397	0.772
DBCM	0.0015	0.0769	0.1921	7.16E-09	1.233	0.331	0.522
Bromoform	0.0027	0.0184	0.0378	9.39E-06	0.264	0.066	0.084
Benzen	0.0006	0.0009	0.0008	7.84E-05	0.005	0.002	0.002
Toluen	0.0011	0.0028	0.0074	3.19E-05	0.069	0.005	0.010
p-Ksilen	0.0003	0.0004	0.0003	1.76E-05	0.002	0.001	0.001
Naftalin	0.0007	0.0022	0.0057	4.09E-05	0.039	0.003	0.006

N = 100

Tüm değerler µg/kg/d.

† Standart Sapma

\* Yüzelik

NHEXAS çalışmasından rapor edilen deterministik CDI istatistikleri (Sofuoğlu vd., 2003) bu çalışmada hesaplananlarla karşılaştırdığında, ortanca, ortalama, ve 90. yüzelik kloroform değerlerinin hem Arizona hem de Border toplumlarınınkinden daha büyük olduğu görülmüştür. Toluen içinse CDI istatistiklerinin İzmir ve Border halkları için yakın değerler olduğu, Arizona halkının değerlerinin ise bunlardan çok daha yüksek olduğu görülmüştür.

Toplumun alt-gruplarının maruziyet değerleri Mann-Whitney ve Kruskal-Wallis testleriyle karşılaştırıldığında sonuçların UOM derişimleri için yapılan testlerle benzer olduğu görülmüştür. Bu alt-gruplar arasında içme suyu tüketim oranı ve vücut ağırlığı değişkenlerinin farklılık göstermediğini, dolayısıyla UOM maruziyetleri arasındaki farkların ağırlıklı olarak sudaki derişimlerden kaynaklandığına işaret etmektedir.

#### 5.1.4.2. Probabilistik Maruziyet Değerlendirmesi

İzmir halkının maruziyet dağılımını inşa edebilmek için UOM derişimleri, katılımcıların vücut ağırlıkları ve ortalama günlük içme suyu tüketim oranları için belirlenen dağılımların girdi değişkenler olarak kullanıldığı bir Monte-Carlo simülasyonu yapılmıştır. Deneme sayısı 10000 olarak seçilmiş ve her bir UOM için simülasyon yapılarak maruziyet dağılımı oluşturulmuştur. Tablo 5.10'da bu simülasyonlardan elde edilen istatistikler sunulmaktadır.

Tablo 5.10. Probabilistik Maruziyet Değerlendirmesi İstatistikleri

UOM	Ortanca	Ortalama	SS <sup>†</sup>	Min	Maks	90. %lik*	95. %lik*
Kloroform	0.0050	0.1403	0.4801	1.78E-13	16.819	0.359	0.697
BDCM	0.0051	0.1120	0.3621	6.33E-10	7.885	0.312	0.624
DBCM	0.0060	0.0811	0.2665	2.09E-09	13.997	0.224	0.399
Bromoform	0.0047	0.0193	0.0393	4.59E-14	1.089	0.054	0.089
Benzen	0.0006	0.0009	0.0009	2.24E-05	0.020	0.002	0.002
Toluen	0.0012	0.0024	0.0040	9.94E-06	0.071	0.005	0.008
p-Ksilen	0.0003	0.0004	0.0004	1.22E-06	0.008	0.001	0.001
Naftalin	0.0008	0.0017	0.0033	1.06E-06	0.083	0.004	0.007

N = 100

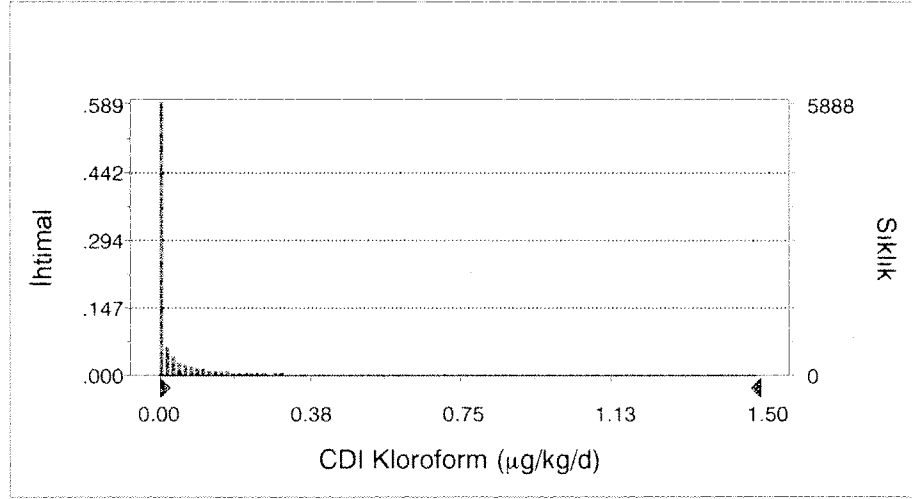
Tüm değerler µg/kg/d.

† Standart Sapma

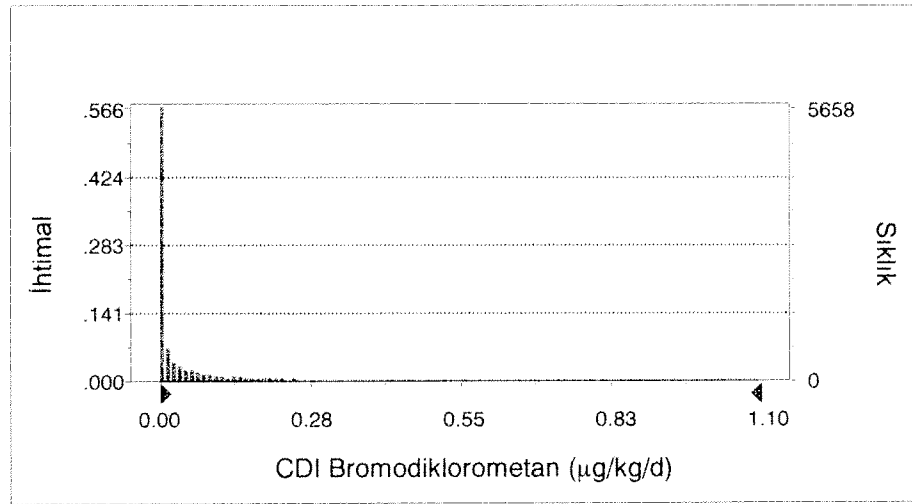
\* Yüzdellik

NHEXAS çalışmasından rapor edilen probabilistik CDI istatistikleri (Sofuoğlu vd., 2003) bu çalışmada hesaplananlarla karşılaştırılmış, ortanca, ortalama, ve 90. yüzdellik kloroform değerlerinin o çalışmadakilerden daha büyük, toluen değerlerinin ise daha küçük olduğu görülmüştür.

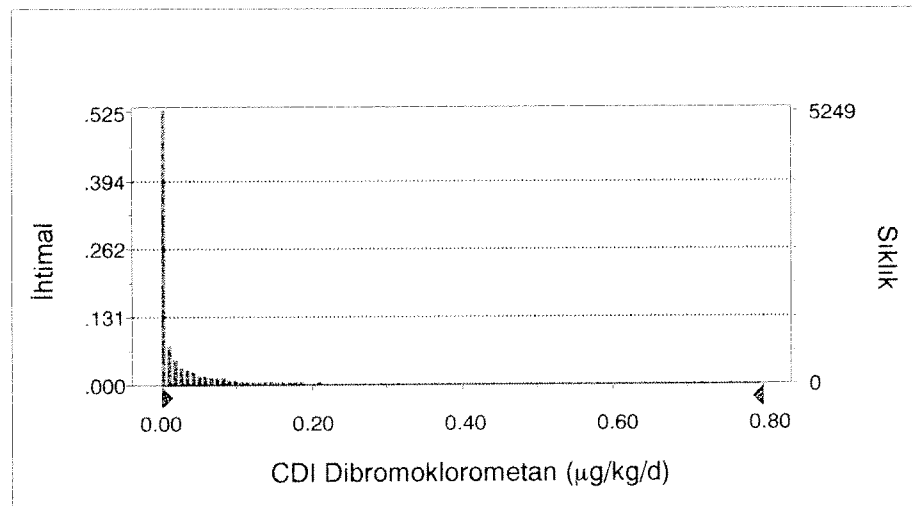
UOM derişimleri gibi oral maruziyet değerleri de sağa kayık dağılımlar oluşturmaktadır (Şekil 5.5a – 5.5h). Gamma THM bileşiklerine en iyi uyan dağılım olurken benzen, toluen, p-ksilen, ve naftalin için en uygun dağılım lognormal dağılım olarak belirlenmiştir.



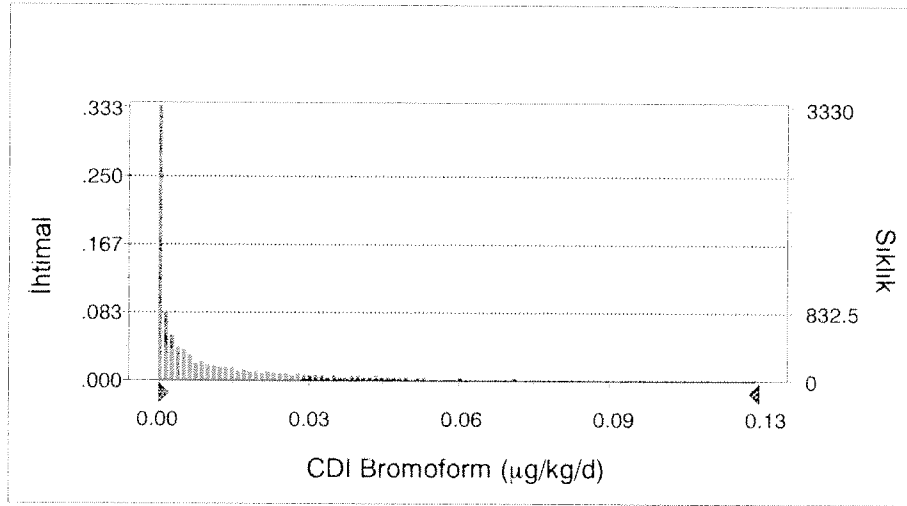
Şekil 5.5a. Kloroform Maruziyeti için İhtimal Dağılımı



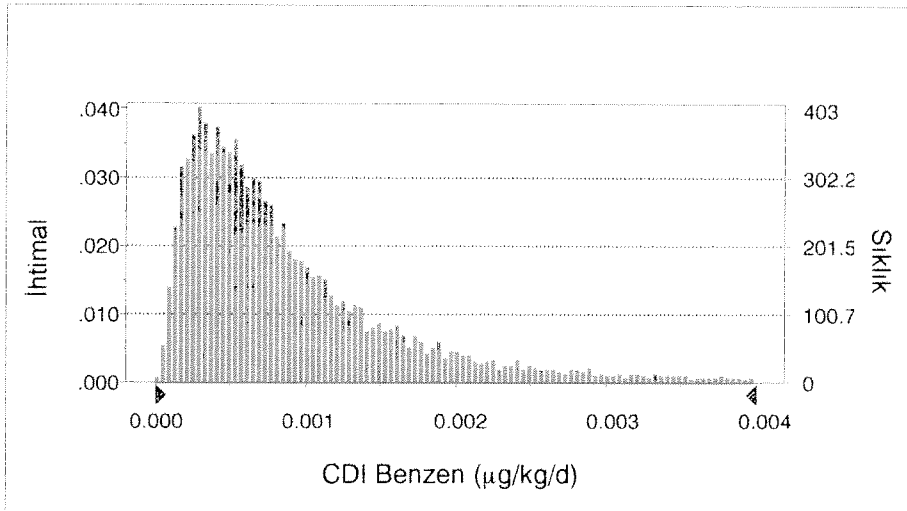
Şekil 5.5b. Bromodiklorometan Maruziyeti için İhtimal Dağılımı



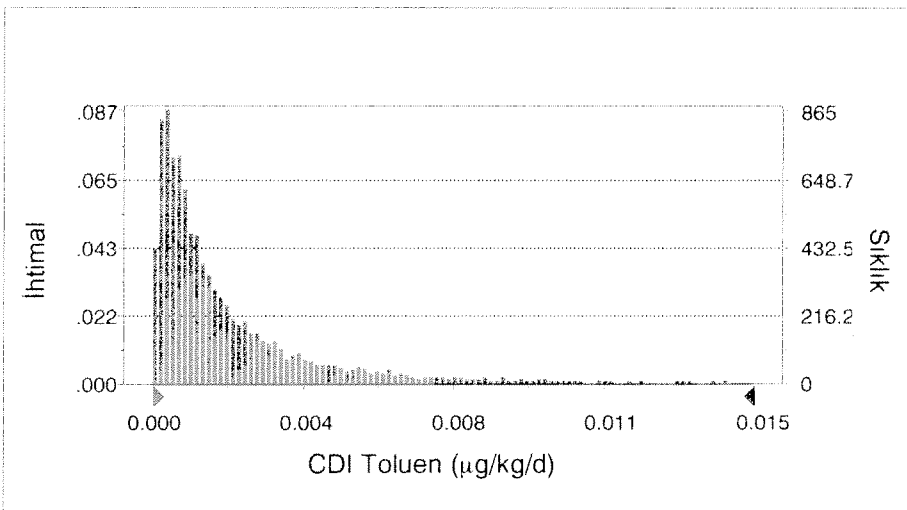
Şekil 5.5c. Dibromoklorometan Maruziyeti için İhtimal Dağılımı



Şekil 5.5d. Bromoform Maruziyeti için İhtimal Dağılımı

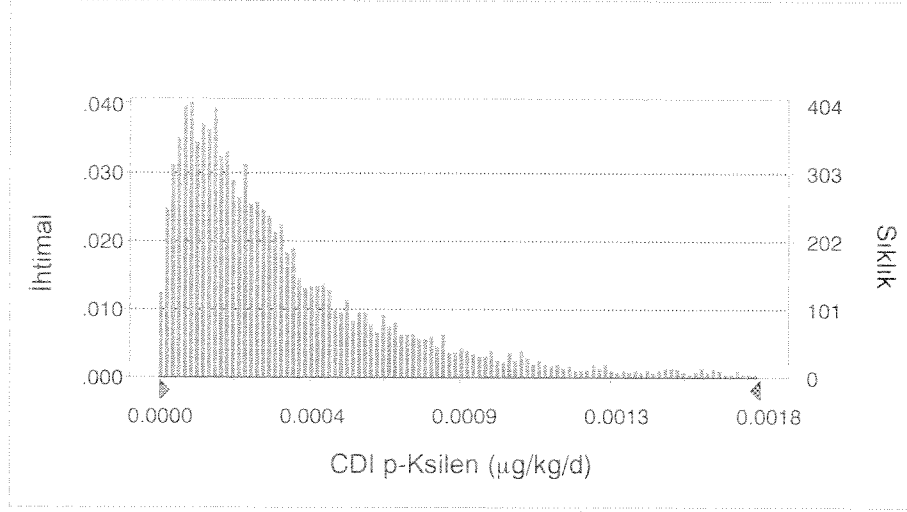


Şekil 5.5e. Benzen Maruziyeti için İhtimal Dağılımı

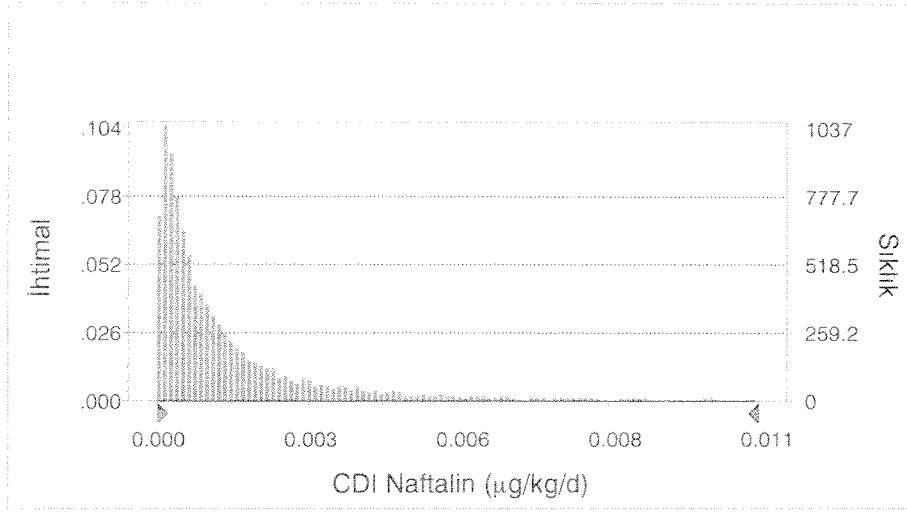


Şekil 5.5f. Toluen Maruziyeti için İhtimal Dağılımı





Şekil 5.5g. p-Ksilen Maruziyeti için İhtimal Dağılımı



Şekil 5.5h. Naftalin Maruziyeti için İhtimal Dağılımı

Maruziyet tahminleri için deterministik ve probabilistik yaklaşımlar karşılaştırıldığında genel bir uyum olduğu görülmektedir. Benzen, toluen, p-ksilen, ve naftalin için ortanca, ortalama ve 90. yüzdelik değerlerinin neredeyse eşittir. THM bileşikleri için ise deterministik ile karşılaştırıldığında probabilistik yaklaşımla elde edilen değerlerin ortanca ve ortalama seviyesinde biraz daha yüksek, 90. ve 95. yüzdelik seviyelerinde ise biraz daha küçük sonuçlar ürettiği görülmüştür.

## 5.2. UOM Risk Değerlendirmesi

Bu bölümde kloroform, bromodiklorometan, dibromoklorometan, bromoform, benzen, toluen, p-ksilen, ve naftalinin içme sularındaki mevcudiyetleri sebebiyle oluşan kanser ve/veya kanser harici sağlık risklerinin değerlendirilmesi sonuçlarını sunmaktadır. Risk değerlendirmesi hem bireysel hem de İzmir halkı için, sırasıyla, deterministik ve probabilistik yaklaşımla yapılmıştır. Hesaplanan R ve HQ değerleri kabul edilebilir seviyelerle ve literatürde daha önce yayınlanmış olanlarla karşılaştırılmıştır.

### 5.2.1. Kanser Harici Risk

#### 5.2.1.1. Bireysel Risk Değerlendirmesi

Hazard Quotient (HQ) her bir UOM için Bölüm 3.2.4'de sunulmuş olan Eşitlik-5 kullanılarak bütün katılımcılar için tek tek hesaplanmıştır. Hesaplanan HQ istatistikleri Tablo 5.11'de sunulmuştur.

Tablo 5.11. Deterministik Kanser Harici Risk Değerlendirmesi İstatistikleri

UOM	Ortanca	Ortalama	SS <sup>†</sup>	Min	Maks	90. %lik*	95. %lik*
Kloroform	0.0001	0.0128	0.0307	9.95E-13	0.1301	0.0582	0.0986
BDCM	3.03E-05	0.0054	0.0133	2.59E-10	0.0750	0.0198	0.0386
DBCM	0.0001	0.0038	0.0096	3.58E-10	0.0616	0.0166	0.0261
Bromoform	0.0001	0.0009	0.0019	4.69E-07	0.0132	0.0033	0.0042
Benzen	0.0002	0.0002	0.0002	1.96E-05	0.0012	0.0004	0.0006
Toluen	5.53E-06	1.42E-05	3.69E-05	1.59E-07	0.0003	2.50E-05	0.0001
p-Ksilen	1.57E-06	1.99E-06	1.72E-06	8.81E-08	8.18E-06	4.32E-06	6.15E-06
Naftalin	3.59E-05	0.0001	0.0003	2.05E-06	0.0020	0.0002	0.0003

N = 100

† Standard Sapma

\* Yüzdilik

Bir'den büyük HQ değerleri sağlık etkisinin oluşması için riske, dolayısıyla konunun daha detaylı çalışılması gereğine işaret eder. İzmir içme suları için hesaplanan HQ değerleri önemsiz kanser harici risk seviyelerine işaret etmiştir. Hesaplanan bütün değerler içerisinde en büyük olan 95. yüzdelik kloroform HQ değeri bile bir'den oldukça küçük kalmaktadır.

NHEXAS-Arizona'da (Sofuoglu vd., 2003) İzmir'dekine benzer sonuçlar rapor edilmiştir. Lee ve diğerleri (2004) kloroform için 0.48 ve TTHM için 0.52 gibi yüksek değerler hesaplamışlardır. Hesaplanan bu göreceli yüksek HQ değerlerine sebep olarak Hong Kong içme suyundaki THM derişimlerinin ve kullanılan ortalama günlük içme suyu tüketim oranının Arizona ve İzmir'e nazaran çok yüksek olması gösterilebilir.

#### **5.2.1.2. Kitlemel Risk Değerlendirmesi**

Monte-Carlo simülasyonu kullanılarak hesaplanan maruziyet değerleri Eşitlik-5'de kullanılarak HQ seviyeleri hesaplanmıştır. Probabilistik metotla oluşturulan HQ ihtimal dağılımları daha önce oluşturulan CDI dağılımlarına (şekil 5.5a - 5.5h) benzerdir. Kanser harici risk ve maruziyet dağılımlarına aynı dağılımlar en iyi uymaktadır nk geçiş için sadece bir sabite bölme işlemi yapmak gerekmektedir. Dolayısıyla alt-gruplar için daha önce yapılan karşılaştırmalar HQ değerleri için de geçerlidir. Tablo 5.12 probabilistik yaklaşımla elde edilen İzmir halkının kanser harici risk seviyesi istatistiklerini göstermektedir.

Deterministik ve probabilistik yaklaşımlar Tablo 5.11 ve 5.12'den de görülebileceği tzere neredeyse aynı istatistikler üretmişlerdir. Ortanca, ortalama, 90. ve 95. yüzdelik değerleri birbirine çok yakın olmasına rağmen probabilistik yaklaşım merkez istatistiklerinde biraz daha yüksek sağ kuyruk istatistiklerinde ise biraz daha kk kanser harici risk seviyeleri göstermektedir

Tablo 5.12. Probabilistik Kanser Harici Risk Değerlendirmesi İstatistikleri

UOM	Ortanca	Ortalama	SS <sup>†</sup>	Min	Maks	90. %lik*	95. %lik*
Kloroform	0.0005	0.0140	0.0480	1.78E-14	1.6819	0.0359	0.0697
BDCM	0.0003	0.0060	0.0181	3.17E-11	0.3942	0.0156	0.0312
DBCM	0.0003	0.0041	0.0133	1.05E-10	0.6999	0.0112	0.0200
Bromoform	0.0002	0.0010	0.0020	2.29E-15	0.0545	0.0027	0.0044
Benzen	0.0002	0.0002	0.0002	5.59E-06	0.0049	0.0004	0.0006
Toluen	5.80E-06	1.19E-05	2.01E-05	4.97E-08	0.0004	2.68E-05	4.19E-05
p-Ksilen	1.36E-06	2.03E-06	2.24E-06	6.11E-09	3.93E-05	4.39E-06	5.98E-06
Naftalin	3.75E-05	0.0001	0.0002	5.29E-08	0.0041	0.0002	0.0003

N = 10000

† Standard Sapma

\* Yüzdellik

## 5.2.2. Kanser Riski

### 5.2.2.1. Bireysel Risk Değerlendirmesi

UOM bileşiklerine içme suyunda oral ömür boyu maruziyetten kaynaklanan kanser riski seviyeleri Eşitlik-4 (bkz. Bölüm 3.2.4) kullanılarak her bir katılımcı için hesaplanmıştır. Bireysel maruziyet verileri Tablo 3.3'de listelenmiş olan UOM için SF değerleri ile çarpmak suretiyle elde edilmiştir. Benzen için, muhafazakar yaklaşarak, yayınlanmış olan aralığın üst değeri kullanılmıştır. Tablo 5.13 deterministik yolla elde edilmiş R değerlerinin istatistiklerini sunmaktadır. Bölüm 3.2.2'de daha önce tartışıldığı gibi SF değerleri bulunmadığından kloroform, toluen, p-ksilen, ve naftalin için kanser riski seviyesi belirlenememiştir.

Tespit edilen bireysel ömür boyu kanser riski seviyeleri USEPA tarafından genellikle kabul edilebilir risk seviyesi olarak düşünülen milyonda bir ( $10^{-6}$ ) ile karşılaştırılmıştır. Benzen ve bromoform için ortanca, ortalama, ve 90. ve 95. yüzdellik, BDCM ve DBCM içinse ortanca kanser riski seviyeleri kabul edilebilir seviyenin altında kalmaktadır. Ancak, BDCM ve DBCM için ortalama, 90. ve 95. yüzdellik seviyeleri kabul edilebilir seviyenin üzerinde kalmaktadır. Benzen için hesaplanmış bütün R değerleri  $<10^{-6}$  iken BDCM, DBCM, ve bromoform için hesap yapıldığında

örneklediğimiz bireylerin, sırasıyla, %23, %29, ve %2'sinin bu seviyenin üzerinde risk altında oldukları görülmüştür.

Tablo 5.13. Deterministik Kanser Riski Değerlendirmesi İstatistikleri

UOM	Ortanca	Ortalama	SS <sup>†</sup>	Min	Maks	90. %lik*	95. %lik*
BDCM	3.75E-08	6.74E-06	1.65E-05	3.21E-13	9.31E-05	2.46E-05	4.78E-05
DBCM	1.24E-07	6.46E-06	1.61E-05	6.02E-13	1.04E-04	2.78E-05	4.38E-05
Bromoform	2.10E-08	1.46E-07	2.99E-07	7.42E-11	2.09E-06	5.18E-07	6.63E-07
Benzen	3.46E-08	4.69E-08	4.15E-08	4.31E-09	2.65E-07	9.42E-08	1.28E-07

N = 100

† Standard Sapma

\* Yüzdellik

BDCM, DBCM, ve bromoform için Hsu ve arkadaşları (2001) tarafından 2 l/gün DI kullanılarak hesaplanmış kanser riski seviyeleri Tablo 5.13'deki ortanca ve ortalama değerleri arasında kalmaktadır. Tayvan çeşme suyu içinse kabul edilebilir risk seviyesi BDCM için örnek alınan bütün bölgelerde, DBCM için de iki bölgede ihlal edilmektedir (Hsu vd., 2001). Ek olarak, Tayvan çalışmasında ( $10^{-6}$ ) seviyesinin 179 katına kadar kloroform kanser riski hesaplanmıştır. Bu riskler, USEPA'nın kloroform için önceki önerdiği SF değeri ( $6.1 \times 10^{-3} \text{ [mg/kg/gün]}^{-1}$ ) kullanılarak hesaplanmıştır. Bugün, USEPA kloroform için RfD değerini kanser riski için de kullanılmasını uygun bulmaktadır, dolayısıyla İzmir için kloroform için yapılan kanser harici risk seviyeleri aynı zamanda kanser riski için de rehber olmaktadır.

Lee ve diğerleri (2004) Hong Kong çeşme suyunda THM için ömür boyu kanser riski seviyeleri hesaplamıştır. Kloroform, BDCM, ve DBCM için bütün ilçelerde riskin  $>10^{-6}$  olduğu rapor edilmektedir. En yüksek değerler BDCM için tahmin edilmiştir ki bu seviyeler  $6.82 \times 10^{-5}$  değerine kadar çıkmaktadır. Bu çalışmada ise DBCM için BDCM'a göre daha yüksek risk seviyeleri hesaplanmıştır.

Tokmak ve diğerlerinin (2004) Ankara çeşme suyunda ölçtükleri THM derişimlerini kullanarak yaptıkları ömür boyu eklenik kanser riski hesaplarında oral haricindeki maruziyet yolları da dikkate alındığında TTHM kanser risk seviyelerinin kabul edilebilir seviyenin üzerinde olduğu bulunmuştur. Oral maruziyet için ayrıca risk değerleri belirtilmemiş olsa da bunların, aşağıda sıralanan sebeplerle, İzmir içme suyu için hesaplanandan daha yüksek olduğu düşünülmektedir. (1) Ankara'da ölçülen THM derişimleri çok daha yüksektir, (2) Ankara halkı için kabul edilen tekil DI ve vücut ağırlığı değerleri bu çalışmada bulunanlardan daha düşük değildir.

#### **5.2.2.2. Kitlesele Kanser Riski Değerlendirmesi**

Monte-Carlo simülasyonu kullanılarak hesaplanan maruziyet değerleri Eşitlik-4'de kullanılarak R seviyeleri hesaplanmıştır. Probabilistik metotla oluşturulan R ihtimal dağılımları daha önce oluşturulan CDI dağılımlarına (Şekil 5.5a - 5.5h) benzerdir. Kanser risk ve maruziyet dağılımlarına, aynı dağılımlar en iyi uymaktadır çünkü geçiş için sadece bir sabitle çarpma işlemi yapmak gerekmektedir. Dolayısıyla alt-gruplar için daha önce yapılan karşılaştırmalar R değerleri için de geçerlidir. Tablo 5.14 probabilistik yaklaşımla elde edilen ve SF verisi mevcut kirleticiler için İzmir halkının ömür boyu kanser risk seviyesi istatistiklerini göstermektedir. Bu istatistikler Tablo 5.3'de verilenlerle karşılaştırıldığında aradaki farkların kanser harici riskte görülen deterministik - probabilistik farkları kadar düşük olmadığı görülmüştür. BDCM, DBCM, ve bromoform için probabilistik yaklaşım ortanca ve ortalama istatistiklerinde daha yüksek, 90. ve 95. yüzdeler istatistiklerinde ise daha düşük risk seviyeleri ile sonuçlanmıştır. Benzen içinse tam tersi durum bulunmaktadır ve farklar daha küçüktür

Sofuoglu ve diğerleri (2003) de bireysel ve kitlesele risk değerleri arasında benzer farklılıklardan bahsetmektedir. NHEXAS-Arizona çalışmasının sonuçlarına istinaden

riskleri olduğundan, küçük miktarlarda bile olsa, fazla hesaplamamak için veri mevcut olduğu durumlarda deterministik yaklaşımın tercih edilmesi gerektiği sonucuna varmışlardır. Mamafih, çalışmamızın sonunda bu çıkarım aynı atıklıkta yapılamamıştır, çünkü bireysel risk seviyelerinin merkez istatistikleri kitlesel olanlara göre daha düşükken aynı durum yüksek risklerin bulunduğu kuyrukta görülmemiş, hatta tersi bir durum oluşmuştur. Bu da, bireysel maruziyet ve risk seviyelerinin oluşturduğu empirik dağılım ile kitlesel maruziyet ve risk dağılımlarının birbirine yakın olduğunun bir göstergesi olarak düşünülebilir, dolayısıyla bu çalışmada uygulanmış olan yarı-probabilistik örnekleme tasarımının iyi işlediği sonucu çıkarılabilir.

Tablo 5.14. Probabilistik Kanser Riski Değerlendirmesi İstatistikleri

UOM	Ortanca	Ortalama	SS <sup>†</sup>	Min	Maks	90. %lik*	95. %lik*
BDCM	3.18E-07	7.41E-06	2.25E-05	3.93E-14	4.89E-04	1.94E-05	3.87E-05
DBCM	5.07E-07	6.81E-06	2.24E-05	1.76E-13	1.18E-03	1.88E-05	3.35E-05
Bromoform	3.71E-08	1.53E-07	3.10E-07	3.62E-19	8.60E-06	4.27E-07	6.99E-07
Benzen	3.34E-08	4.73E-08	4.81E-08	1.23E-09	1.09E-06	9.65E-08	1.34E-07

N = 10000

† Standard Sapma

\* Yüzdilik

Nüfusun, BDCM ve DBCM için yaklaşık %40'ının, bromoform içinse %2'sinin kabul edilebilir seviyenin üzerinde risk altında oldukları hesaplanmıştır. Dolayısıyla, derişimler mevcut standartlara uygun olsa bile kanser riskleri yüksek olabilmektedir. Ayrıca, İzmir ilinin deniz kıyısındaki konumu sebebiyle potansiyel riskleri görel olarak yüksek olan bromlu THM önemli oranda risk oluşturmaktadırlar. BDCM ve bromoform için USEPA'nın hedeflediği içme suyu derişimi (MCLG) sıfır, DBCM için 60 µg/l'dir. Bu açıdan bakıldığında, bromlu dezenfeksiyon yan-ürünlerinin özellikle potansiyel risk oluşturduğu sonucuna ulaşılabilir, ki risk değerlendirme sonuçları bu bakış açısını doğrulamaktadır.

### 5.2.2.3. Belirsizlik Analizi

Her UOM için maruziyet dağılımları probabilistik yaklaşımla belirlendikten sonra bu dağılımlar için belirsizlik analiz yapılmıştır. Bu analiz için bootstrapping metodu kullanılmıştır. Her bir maruziyet dağılımının istatistiklerindeki belirsizlik deneme sayısı 1000 olan 200 adet simülasyon yapılarak belirlenmiştir. Her bir istatistikteki belirsizlik bir dağılımla ifade edilmiştir.

Probabilistik kanser ve kanser harici risklerin hesabı maruziyet seviyelerinin sabitlerle (yani, SF ve RfD), sırasıyla, çarpım ve bölüm işlemlerinden ibarettir. Bu nedenle, oran olarak düşünüldüğünde bootstrap metoduyla belirlenen CDI, HQ, ve R istatistiklerindeki belirsizlik seviyeleri aynıdır. Dolayısıyla, belirsizlik analizi sonuçları bunlardan sadece birisi, maruziyet, için sunulmaktadır (Tablo 5.15).

USEPA (2005a) risk değerlendiricilerinin hesapladıkları risk seviyelerini, bir merkez istatistiği ve buna eşlik eden alt ve üst güven aralıkları şeklinde rapor etmeleri gerektiğini belirtmektedir. Bu, karar verme mekanizmalarında kolaylık sağlayacaktır. Daha önce, Tablo 5.13 ve 5.14'de sunulan ortanca ve ortalama risk seviyeleri için güven aralıkları, USEPA'nın belirlediği esaslar çerçevesinde (USEPA, 1999b) bootstrapping metodu kullanılarak belirlenmiş ve %90 ve %95 güven aralıkları olarak Tablo 5.16'da sunulmuştur. Minimum ve maksimum değerler de ilave olarak verilmektedir. Eğer %95 güven aralığını örnek olarak ele alırsak, karar mekanizmalarında yer alan kişiler, verilen bu aralığın kitlenin değeri bilinmeyen istatistiğinin %95 ihtimalle bu aralıkta bulunduğu bilgisiyle hareket edebileceklerdir.



Tablo 5.15. Kitleysel Maruziyet Dağılımları İstatistiklerindeki Belirsizlik Seviyeleri

UOM	İstatistik	Ortanca	Ortalama	SS <sup>†</sup>	Min	Maks
Kloroform	Ortanca	0.0046	0.0047	0.0010	0.0028	0.0079
	Ortalama	0.1355	0.1363	0.0137	0.0973	0.1746
	SS	0.4261	0.4341	0.0836	0.2765	0.9001
	90. yüzdilik	0.3553	0.3581	0.0392	0.2681	0.4672
	95. yüzdilik	0.7177	0.7143	0.0743	0.5239	0.9840
BDCM	Ortanca	0.0045	0.0046	0.0009	0.0027	0.0082
	Ortalama	0.1169	0.1174	0.0126	0.0806	0.1505
	SS	0.3540	0.3699	0.0810	0.2125	0.7811
	90. yüzdilik	0.3001	0.3040	0.0353	0.2232	0.4391
	95. yüzdilik	0.5928	0.5990	0.0695	0.4277	0.8313
DBCM	Ortanca	0.0058	0.0059	0.0010	0.0036	0.0088
	Ortalama	0.0821	0.0829	0.0078	0.0658	0.1138
	SS	0.2276	0.2397	0.0503	0.1637	0.5267
	90. yüzdilik	0.2160	0.2189	0.0223	0.1664	0.2872
	95. yüzdilik	0.4027	0.4102	0.0442	0.3067	0.5862
Bromoform	Ortanca	0.0047	0.0047	0.0005	0.0035	0.0061
	Ortalama	0.0197	0.0196	0.0012	0.0165	0.0241
	SS	0.0392	0.0398	0.0044	0.0308	0.0547
	90. yüzdilik	0.0546	0.0545	0.0040	0.0441	0.0631
	95. yüzdilik	0.0877	0.0878	0.0070	0.0707	0.1058
Benzen	Ortanca	0.0006	0.0006	0.00002	0.0005	0.0007
	Ortalama	0.0009	0.0009	0.00003	0.0008	0.0010
	SS	0.0010	0.0009	0.0001	0.0008	0.0014
	90. yüzdilik	0.0018	0.0018	0.0001	0.0016	0.0020
	95. yüzdilik	0.0025	0.0025	0.0001	0.0021	0.0029
Toluen	Ortanca	0.0012	0.0012	0.0001	0.0010	0.0013
	Ortalama	0.0024	0.0024	0.0001	0.0021	0.0030
	SS	0.0041	0.0043	0.0011	0.0030	0.0140
	90. yüzdilik	0.0054	0.0054	0.0004	0.0047	0.0065
	95. yüzdilik	0.0083	0.0083	0.0006	0.0068	0.0100
p-Ksilen	Ortanca	0.0003	0.0003	0.00001	0.0002	0.0003
	Ortalama	0.0004	0.0004	0.00001	0.0004	0.0004
	SS	0.0004	0.0004	0.00004	0.0004	0.0005
	90. yüzdilik	0.0009	0.0009	0.00004	0.0007	0.0010
	95. yüzdilik	0.0012	0.0012	0.0001	0.0010	0.0014
Naftalin	Ortanca	0.0007	0.0007	0.00004	0.0006	0.0009
	Ortalama	0.0017	0.0017	0.0001	0.0015	0.0020
	SS	0.0032	0.0034	0.0007	0.0023	0.0067
	90. yüzdilik	0.0038	0.0039	0.0003	0.0032	0.0048
	95. yüzdilik	0.0061	0.0062	0.0005	0.0051	0.0077

Bootstrap örnek sayısı = 200  
Her örnekteki deneme sayısı = 1,000

Bütün değerler µg/kg/d.  
† Standard Sapma

Tablo 5.16. Tespit Edilen Ortanca ve Ortalama Kitlesel Kanser Riski Güven Aralıkları

İstatistik		Yüzde	Alt sınır	Üst sınır
BDCM Risk	Ortanca	90	1.85E-07	3.80E-07
		95	1.76E-07	3.92E-07
		100	1.57E-07	4.08E-07
	Ortalama	90	6.24E-06	8.70E-06
		95	6.07E-06	8.89E-06
		100	5.28E-06	1.03E-05
DBCM Risk	Ortanca	90	3.74E-07	6.18E-07
		95	3.63E-07	6.43E-07
		100	3.27E-07	7.20E-07
	Ortalama	90	5.97E-06	7.87E-06
		95	5.85E-06	8.48E-06
		100	5.31E-06	9.66E-06
Bromoform Risk	Ortanca	90	3.17E-08	4.54E-08
		95	3.01E-08	4.61E-08
		100	2.79E-08	4.92E-08
	Ortalama	90	1.37E-07	1.75E-07
		95	1.33E-07	1.76E-07
		100	1.30E-07	1.90E-07
Benzen Risk	Ortanca	90	3.18E-08	3.55E-08
		95	3.12E-08	3.56E-08
		100	3.09E-08	3.68E-08
	Ortalama	90	4.56E-08	5.05E-08
		95	4.50E-08	5.12E-08
		100	4.42E-08	5.34E-08

Bootstrap örnek sayısı = 200

Her örnek için deneme sayısı = 1000

### 5.3. İz Metal Maruziyet Değerlendirmesi

#### 5.3.1. İz Metal Derişimleri

İçme suyu örnekleri 11 metal (bakır, berilyum, çinko, kadmiyum, kobalt, krom, kurşun, mangan, nikel, ve vanadyum) için Inductively Coupled Plasma Optical Emission Spectroscopy (ICP-OES) cihazı ve arsenik için Atomik Absorbsiyon cihazı kullanılarak analiz edilmiştir. Ölçülen metal derişimleri BDL (dedeksiyon limiti altında)

ila 2319 µg/l (çinko) arasında yer almıştır. Kirleticilerin örneklerde tespit edilme sıklıkları Tablo 5.17'de sunulmuştur. Sırasıyla, nikel, arsenik, mangan, ve çinko en sık tespit edilen (>70%) kirleticiler olurken, kadmiyum, berilyum, kurşun ve kobalt ise en az tespit edilen (<30%) kirleticilerdir. Ancak, burada dikkate alınması gerekli bir nokta vardır: diğer metallerle karşılaştırıldığında kurşun için ICP-OES cihazının MDL seviyesi göreceli yüksek bir değer almıştır. Dolayısıyla, bu metalin çok daha fazla örnekte ancak tabii ki düşük (<2.5 µg/l) derişimlerde tespit edilmesi muhtemeldir. Diğer yandan, kurşun için MDL değeri, en düşük standart (bkz. Tablo 2.5) olan 10 µg/l ile karşılaştırıldığında dörtte bir oranında daha düşük kaldığından çalışmamızın selahiyetine olumsuz bir etki yaptığı düşünülmemektedir. Arsenik ve nikel haricindeki tüm derişimler, Tablo 2.5'de yer alan ülkemiz standart seviyelerinin altında kalırken, arsenik derişimi Ocak 2006'da yürürlüğe giren standart değer olan 10 µg/l'yi 20 örnekte aşarak, hem kanser hem de kanser harici etkileri olduğu göz önüne alınırsa, en tehlikeli kirletici olmuştur. Standart değeri ihlal eden örneklerin oranı Tablo 5.18'de sunulmaktadır. Buna göre, dikkat edilmesi gereken ikinci kirletici hem AB hem de ülkemiz standardını örneklerin %58'inde ihlal eden nikeldir. %50 tespit edilme oranı alt sınır alınarak 11 kireticiden altısı (arsenik, bakır, çinko, krom, mangan, ve nikel) için maruziyet ve risk değerlendirmesi icra edilmesine karar verilmiştir.

Her örnekte en az bir iz metal tespit edilmiştir. Bir örnekte en fazla tespit edilen metal sayısı dokuz olup bu durum sadece bir örnekte oluşmuştur. Örneklerin çoğunluğunda (%84) 4 ila 7 adet metal tespit edilmiştir. Tablo 5.19, örneklerde tespit edilen metal sayısı dağılımını göstermektedir.

Tablo 5.17 İz metaller için Örneklerde Tespit Edilme Sıklıkları

Metal	Sıklık (%)	Metal	Sıklık (%)
Arsenik	89	Krom	53
Bakır	68	Kurşun	15
Berilyum	13	Mangan	83
Çinko	75	Nikel	97
Kadmiyum	2	Vanadyum	26
Kobalt	29		

Tablo 5.18 İz Metallerin için Örneklerde Standart Derişimleri İhlal Oranları

Metal	İhlal Oranı (%) En Düşük Yurtdışı <sup>a</sup>	İhlal Oranı (%) Türkiye <sup>b</sup>
Arsenik	20	20
Bakır	0	0
Berilyum	0	-
Çinko	0	0
Kadmiyum	0	0
Krom	0	0
Kurşun	1	0
Mangan	0	0
Nikel	58	58

a. Tablo 2.5'deki AB, ABD, WHO değerlerinden en düşük olanı

b. T.C. Sağlık Bakanlığı, 2005

Tablo 5.19 Örneklerde Tespit Edilen Metal Sayıları

Metal Sayısı	Örnek Adedi
10	0
9	1
8	4
7	29
6	22
5	17
4	16
3	5
2	4
1	2
0	0

Sansür edildikten sonraki metal derişimleri Tablo 5.20'de sunulmaktadır. Ortalama arsenik derişimi olan 6.5 µg/l ABD ve AB standardı olan 10 µg/l'ye yakın bir derişimdir. Nikelin ise hem ortanca hem de ortalama derişimleri AB standardı olan 20 µg/l'den daha yüksektir.

Tablo 5.20. İz Metal Derişimleri Tanımlayıcı İstatistikleri

Metal	Ortanca	Ortalama	SS <sup>†</sup>	Min	Maks	90. %lik*	95. %lik*
Arsenik	1.15	6.47	10.91	9.72E-05	46.00	24.24	34.85
Bakır	2.37	7.66	12.05	6.99E-04	59.76	23.64	38.05
Çinko	56.24	150.28	295.82	0.01	2318.63	431.53	713.23
Krom	0.39	1.30	2.62	0.08	21.3	2.862	4.10
Mangan	0.57	1.95	3.82	0.02	27.68	5.49	7.99
Nikel	23.30	31.37	42.82	2.68	388.44	68.39	95.15

N = 100

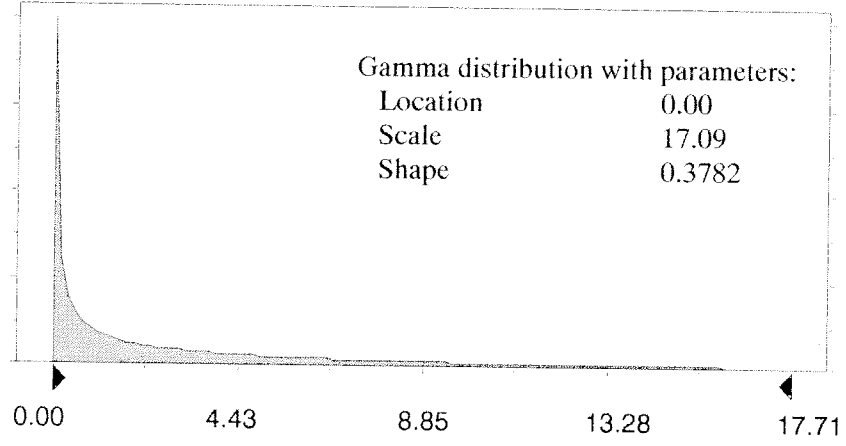
Derişimler µg/l.

† Standard Sapma

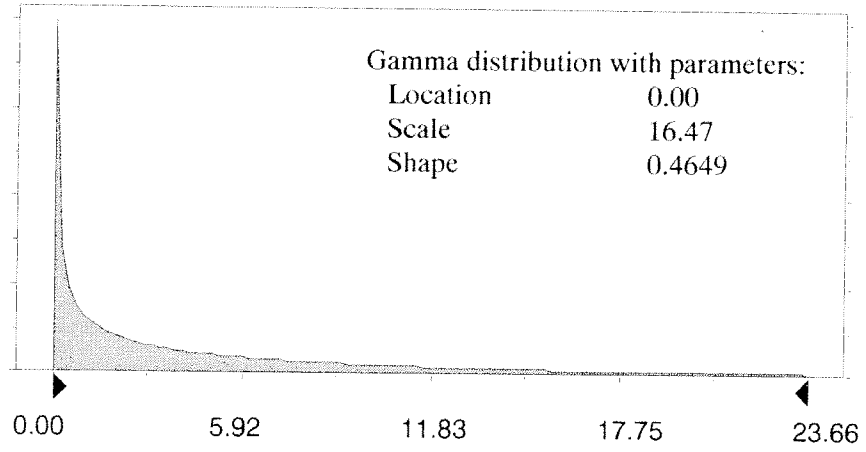
\* Yüzdilik

### 5.3.1.2. İz Metal Derişimleri İhtimal Dağılımları

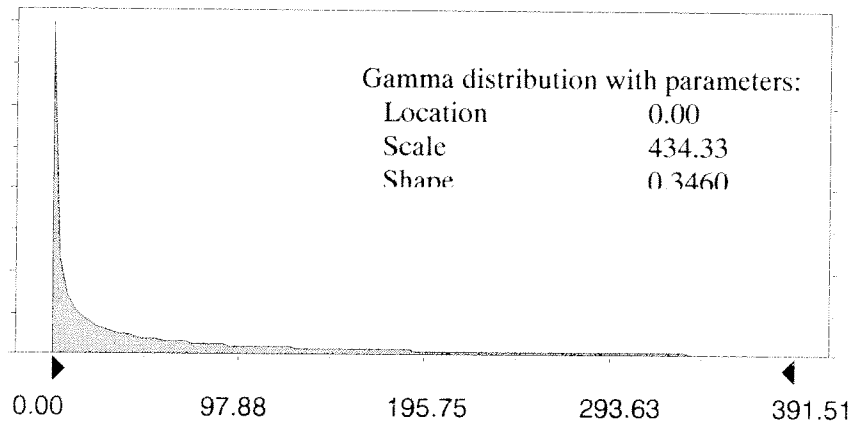
Çevresel kirlenici derişimlerinin genellikle negatif olmayan, sağda uzun kuyruklu ihtimal dağılımları vardır (USEPA, 2000a). Bu değerlendirmeye uygun olarak, bu çalışmada ölçülen içme suyu kirlenici derişimlerinin ihtimal dağılımları sağa kayıktır. Şekillerde x-ekseni µg/l cinsinden derişimleri, y-ekseni de ihtimali göstermektedir. Arsenik, bakır, ve çinko'ya en iyi uyan ihtimal dağılımı Gamma dağılımı iken krom, mangan, ve nikel için lognormal dağılım en iyi sonucu vermiştir.



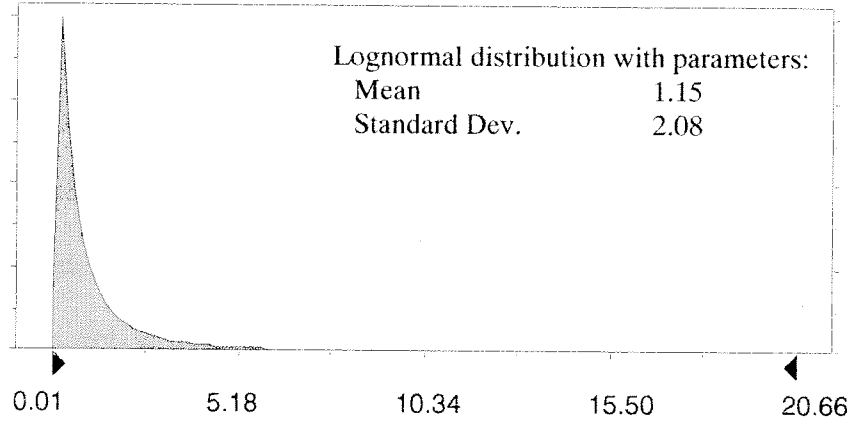
Şekil 5.6a. Arsenik Derişimleri İhtimal Dağılımı



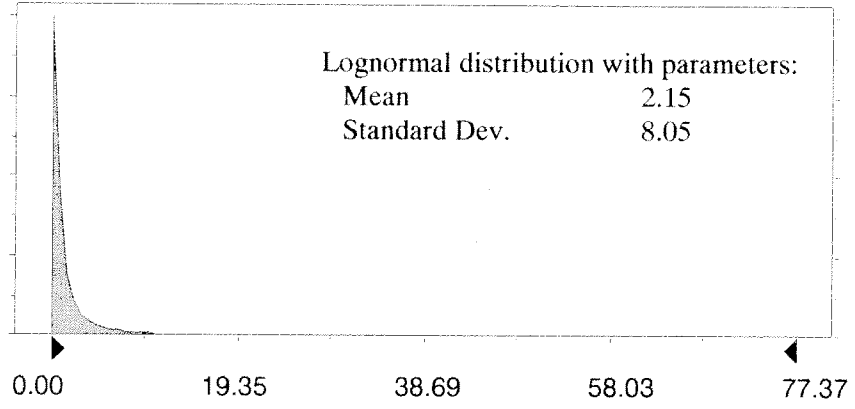
Şekil 5.6b. Bakır Derişimleri İhtimal Dağılımı



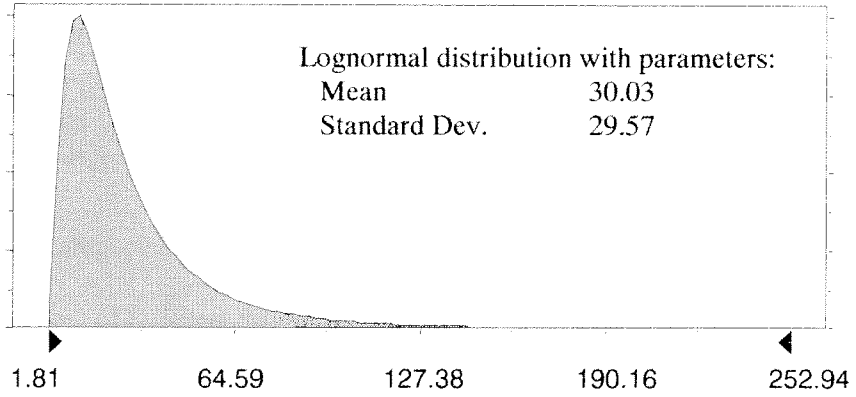
Şekil 5.6c. Çinko Derişimleri İhtimal Dağılımı



Şekil 5.6d. Krom Derişimleri İhtimal Dağılımı



Şekil 5.6e. Mangan Derişimleri İhtimal Dağılımı



Şekil 5.6f. Nikel Derişimleri İhtimal Dağılımı

### 5.3.1.3. Alt Toplum Grupları Arasındaki Farklılıklar

Kirletici derişimlerinin, İzmir halkı içindeki bazı alt toplum grupları arasında farklılık gösterip göstermediği, istatistik testler uygulamak suretiyle araştırılmıştır. Anketlerden elde edilen bilgiler kullanılarak altı alt toplum grubu için farklılık seviyeleri incelenmiştir. Bu kategoriler cinsiyet, alan, içme suyu kaynağı, öğrenim seviyesi, memleket, ve aylık gelir seviyesidir.

Cinsiyet, alan, ve su kaynağı kategorileri için uygulanan Mann-Whitney testinde alt-grupların aynı dağılım fonksiyonuna sahip olduğu hipotezine karşı dağılımların merkez noktası (ortanca) açısından farklı olduğu karşı hipotezi test edilmiştir. Mann-Whitney test sonuçları İzmir içme suyundaki metal derişimlerinin cinsiyet kategorisinde farklılık göstermediğini işaret etmektedir (Tablo 5.21).

Tablo 5.21. Metal Derişimleri için Mann-Whitney Test Sonuçları

Kategori		Cinsiyet	Alan	Su Kaynağı
Alt-gruplar		Bayan / Bay	Metropolitan / Diğer	Çeşme / Çeşme Harici
Örnek sayısı		60/40	67/33	65/35
p-değeri	Arsenik	0.838	0.322	0.101
	Bakır	0.502	0.603	<0.001
	Çinko	0.536	0.129	<0.001
	Krom	0.533	0.239	0.002
	Mangan	0.490	0.217	<0.001
	Nikel	0.640	<0.001	0.357

*İtalik* gösterilen p-değerleri istatistiki farka işaret eder.

Alan kategorisinde İzmir'in her bir ilçesi takip eden alt-gruplardan birine yerleştirilmiştir: (1) İçme suyunun İzmir Büyükşehir Belediyesi'nce sağlandığı Metropolitan alan (bkz. Şekil 4.1) ve (2) Diğer ilçeler. Neredeyse tüm metaller için metropolitan alanda ölçülen derişimler (Tablo 5.22) ile diğer ilçelerde ölçülenler arasında ortanca ve ortalama derişimlere bakarak bir yorum getirilememektedir çünkü bunlar birbirinin aksi karşılaştırma sonuçlarına işaret etmektedir. İstatistiki test



sonuçları da bu durumu doğrulamaktadır. Sadece nikel için iki alan arasındaki derişim farkı istatistikseidir ( $p<0.101$ ).

Tablo 5.22. Alan Alt-gruplarında Metal Derişimlerinin İstatistikleri

Metal	Alan	Ortanca	Ortalama	Metal	Alan	Ortanca	Ortalama
Arsenik	Metropol	1.00	7.90	Krom	Metropol	0.40	1.23
	Diğer	1.30	3.55		Diğer	0.27	1.46
Bakır	Metropol	2.11	7.67	Mangan	Metropol	0.37	1.98
	Diğer	3.46	7.65		Diğer	0.88	1.87
Çinko	Metropol	39.31	150.32	Nikel	Metropol	17.47	28.41
	Diğer	57.84	150.22		Diğer	28.14	37.37

Bütün derişimler  $\mu\text{g/l}$ .

Her bir katılımcı için içme suyu kaynağı (1) çeşme suyu ya da (2) çeşme harici su olarak sınıflandırılmıştır. Çeşme harici alt grubu satın alınan şişe sularını, özel kuyulardan çekilen yeraltı sularını ve diğer muhtemel kaynakları içermektedir. Biri haricinde (nikel) bütün metaller çeşme suyunda daha yüksek derişimlerde tespit edilmiştir. Çeşme suyu ve çeşme harici için derişimler Tablo 5.23a'da sunulmaktadır. Mann-Whitney testi sonuçları çeşme ile çeşme harici sular arasında nikel hariç ( $p=0.357$ ) istatistiki farklılığa işaret etmektedir. Ancak, arsenik için bu farklılık bu çalışma için seçilen güven seviyesinden daha düşük bir düzeyde, yani daha yüksek bir p-değeri ( $p=0.101$ ) ile istatistiksel olmuştur.

Alan kategorisi ile su kaynağı kategorisi arasında bir bağlantı olabileceği düşünüldüğünden çapraz etkiyi ortadan kaldırmak için alan değişkeni kontrol edilerek derişimler yeniden karşılaştırıldığında, alan kategorisinin etkileri ortaya çıkarılmıştır (Tablo 5.23b). Ortanca istatistiği temel alınarak yapılan karşılaştırmalara göre nikel derişimleri hem metropol hem de diğer ilçelerde çeşme harici sularda daha yüksek derişimlerde bulunurken, arsenik derişimleri metropolde çeşme suyunda daha yüksek, diğer ilçelerde ise çeşme harici sularda daha yüksektir. Kalan diğer metaller için ilk değerlendirmeden (Tablo 5.23a) farklı bir sonuç çıkmamıştır.

Tablo 5.23a. Su Kaynağı Alt-grupları için Metal Derişimi İstatistikleri

Metal	Kaynak	Ortanca	Ortalama	Metal	Kaynak	Ortanca	Ortalama
Arsenik	çeşme	1.30	8.17	Krom	çeşme	0.78	1.75
	çeşme harici	1.00	3.30		çeşme harici	0.24	0.47
Bakır	çeşme	5.93	11.28	Mangan	çeşme	1.26	2.74
	çeşme harici	0.82	0.93		çeşme harici	0.18	0.48
Çinko	çeşme	99.63	226.09	Nikel	çeşme	23.27	29.74
	çeşme harici	1.87	9.51		çeşme harici	23.32	34.38

Bütün derişimler µg/l.

Tablo 5.23b. Alan ve Su Kaynağı Kategorileri Metal Derişimleri Merkez İstatistikleri

UOM	Alan	Kaynak	Ortanca	Ortalama
Arsenik	Metropol	Çeşme	2.90	12.01
		Çeşme Harici	0.95	2.84
	Diğer	Çeşme	1.25	3.10
Çeşme Harici		1.50	6.06	
Bakır	Metropol	Çeşme	6.36	13.12
		Çeşme Harici	0.76	0.94
	Diğer	Çeşme	4.36	8.86
Çeşme Harici		0.84	0.83	
Çinko	Metropol	Çeşme	99.03	265.78
		Çeşme Harici	1.98	7.92
	Diğer	Çeşme	99.78	173.64
Çeşme Harici		0.99	19.07	
Krom	Metropol	Çeşme	1.34	1.85
		Çeşme Harici	0.25	0.46
	Diğer	Çeşme	0.41	1.63
Çeşme Harici		0.22	0.54	
Mangan	Metropol	Çeşme	1.30	3.16
		Çeşme Harici	0.21	0.53
	Diğer	Çeşme	1.20	2.17
Çeşme Harici		0.14	0.20	
Nikel	Metropol	Çeşme	13.43	26.61
		Çeşme Harici	22.56	30.63
	Diğer	Çeşme	27.60	33.89
Çeşme Harici		67.69	56.89	

Bütün derişimler µg/l.

Öğrenim Seviyesi, Memleket, ve Gelir Seviyesi kategorileri ikiden fazla alt-grup içerdiğinden bu kategori için Kruskal-Wallis testi uygulanmıştır. Bu teste hipotez, bütün alt-grupların aynı dağılımdan geldikleri, karşı hipotez ise en az iki alt grubun merkez noktası (ortanca) açısından farklı olduğudur.

Öğrenim Seviyesi üç alt gruba ayrılarak incelenmiştir: (1) liseye kadar, (2) lise, ve (3) iki veya dört yıllık yüksek öğrenim. Katılımcılara uygulanan Tanımlayıcı Anket'te Memleket kategorisi ülkemizin tüm sekiz coğrafi bölgesini içermiş ve yabancılar için bir alt-grup ayrılmıştır. Bununla birlikte, alt-grupların çoğunluğunda örnek sayıları istatistiksel analiz için yetersiz kaldığından Kruskal-Wallis testi sadece (1) Ege Bölgesi, (2) İç Anadolu Bölgesi, ve (3) Doğu Anadolu Bölgesi için uygulanmıştır. Her bir hanenin aylık geliri, hane halkı için ankette belirtilen tüm gelirlerin toplanması sonucu elde edilmiştir. Gelir Seviyesi kategorisi üç alt-grup dahilinde incelenmiştir. Bunlar (1) 0 - 600 YTL, (2) 600 - 2,000 YTL, ve (3) > 2,000 YTL'dir. Bakır ve çinko, öğrenim ve gelir seviyesi kategorilerinde istatistiki fark gösterirken krom öğrenim ve memleket kategorisinde istatistiki fark göstermiştir (bkz Tablo 5.24). Bu sonuçların, gelir seviyesi kategorinde kromun ( $p=0.575$ ) muhalefetine rağmen, gelir ve öğrenim seviyeleri azaldıkça çeşme suyu içildiği tezi ile uyumlu olduğu söylenebilir.

### **5.3.2. Deterministik Maruziyet Değerlendirmesi**

Deterministik maruziyet değerlendirme Eşitlik-3 (bkz. Bölüm 3.2.3) kullanılarak her katılımcının her bir iz metal için maruziyet (CDI) değerlerinin hesaplanmasıdır. Her katılımcının CDI değerlerinden hesaplanan istatistikler Tablo 5.25'te sunulmaktadır.

Tablo 5.24. Kruskal-Wallis Test Sonuçları

Kategori		Öğrenim Seviyesi	Memleket	Gelir Seviyesi
Alt-gruplar		Liseye kadar/ Lise/ Yüksek öğrenim	Ege Bölgesi/ İç Anadolu/ Doğu Anadolu	0-600 YTL/ 600-2000 YTL/ 2000+ YTL
Örnek Sayısı		34/30/36	63/12/15	34/55/11
p-değeri	Arsenik	0.908	0.363	0.314
	Bakır	0.002	0.234	0.002
	Çinko	0.069	0.154	0.018
	Krom	0.058	0.035	0.575
	Mangan	0.156	0.483	0.415
	Nikel	0.327	0.935	0.254

*İtalik* gösterilen p-değerleri istatistiki farka işaret eder.

Tablo 5.25. Deterministik Maruziyet Değerlendirmesi Tanımlayıcı İstatistikleri

Metal	Ortanca	Ortalama	SS <sup>†</sup>	Min	Maks	90. %lik*	95. %lik*
Arsenik	0.035	0.151	0.268	4.46E-06	1.729	0.423	0.783
Bakır	0.060	0.193	0.298	2.47E-05	1.775	0.598	0.860
Çinko	0.945	3.403	5.377	4.95E-05	29.472	9.539	17.074
Krom	0.011	0.039	0.084	1.10E-03	0.702	0.090	0.150
Mangan	0.019	0.055	0.112	3.52E-04	0.830	0.168	0.233
Nikel	0.607	1.015	1.419	2.28E-02	9.888	2.795	3.802

N = 100

Tüm değerler µg/kg/gün.

† Standart Sapma

\* Yüzdilik

NHEXAS çalışmasında Arizona için rapor edilen ortanca deterministik CDI seviyeleri (Sofuoglu vd., 2003), bu çalışmada hesaplananlarla karşılaştığında İzmir'deki maruziyetin arsenik ve bakır için Arizona'nın yaklaşık iki katı daha yüksek olduğu görülürken, nikel için çok daha büyük bir fark ile karşılaşılmıştır; İzmir'deki maruziyet Arizona'nın yaklaşık 32 katı daha fazladır. Bu çalışmada rapor edilen bakır, çinko ve mangan, Arizona için rapor edilmezken, Arizona için hesaplanan kurşun maruziyeti İzmir için hesaplanmamıştır.

Toplumun alt-gruplarının maruziyet değerleri Mann-Whitney ve Kruskal-Wallis testleriyle karşılaştırıldığında sonuçların iz metal derişimleri için yapılan testlerle benzer olduğu görülmüştür. Bu alt-gruplar arasında içme suyu tüketim oranı ve vücut ağırlığı değişkenlerinin farklılık göstermediğini, dolayısıyla UOM maruziyetleri arasındaki farkların ağırlıklı olarak sudaki derişimlerden kaynaklandığına işaret etmektedir.

### 5.3.3. Probabilistik Maruziyet Değerlendirmesi

İzmir halkının maruziyet dağılımını inşaa edebilmek için metal derişimleri, katılımcıların vücut ağırlıkları ve ortalama günlük içme suyu tüketim oranları için belirlenen dağılımların girdi değişkenler olarak kullanıldığı bir Monte-Carlo simülasyonu yapılmıştır. Deneme sayısı 10000 olarak seçilmiş ve her bir metal için maruziyet dağılımı oluşturulmuştur. Tablo 5.26'da bu simülasyonlardan elde edilen istatistikler sunulmaktadır.

Tablo 5.26. Probabilistik Maruziyet Değerlendirmesi İstatistikleri

Metal	Ortanca	Ortalama	SS <sup>†</sup>	Min	Maks	90. %lik*	95. %lik*
Arsenik	0.053	0.208	0.448	6.68E-07	9.686	0.571	0.926
Bakır	0.076	0.238	0.474	5.20E-06	11.468	0.641	1.001
Çinko	1.122	4.809	10.752	1.31E-11	263.197	12.951	22.288
Krom	0.014	0.035	0.078	1.00E-04	2.371	0.080	0.135
Mangan	0.014	0.067	0.217	2.75E-05	6.575	0.142	0.280
Nikel	0.557	0.961	1.325	1.02 E-02	27.266	2.110	3.114

N = 10000

Tüm değerler µg/kg/gün.

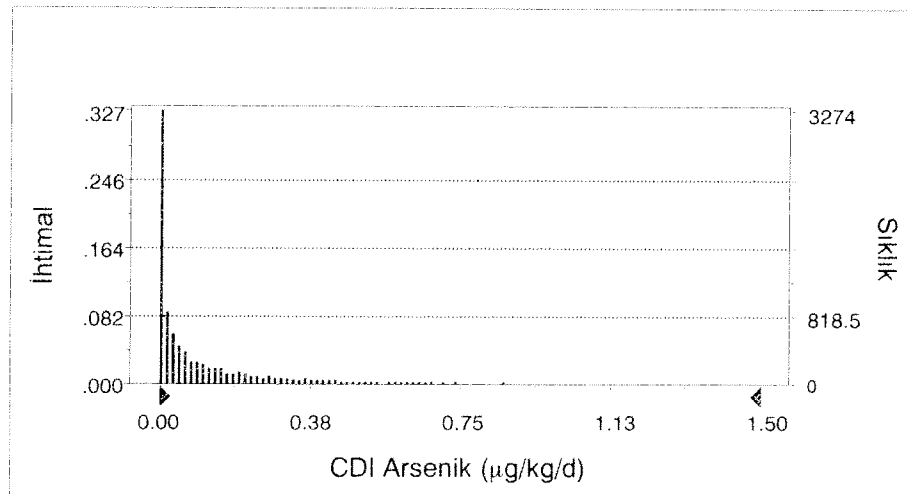
† Standart Sapma

\* Yüzdilik

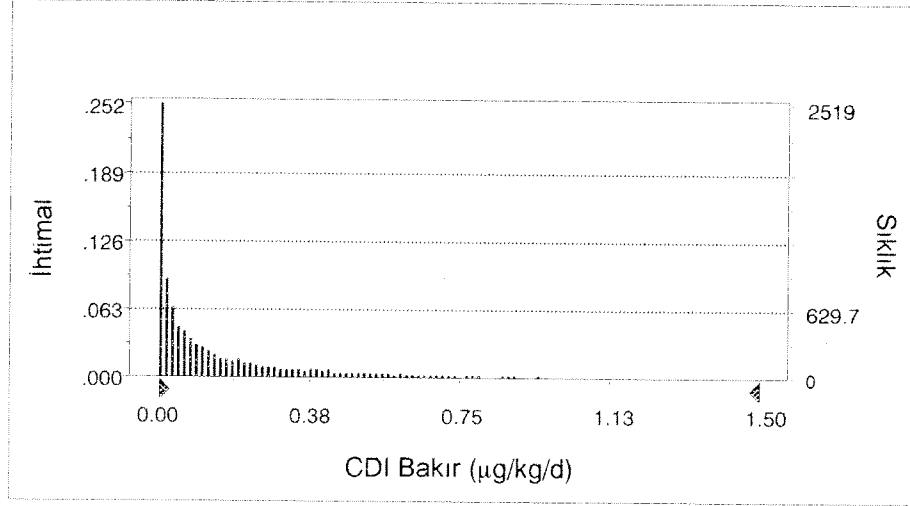
NHEXAS çalışmasından rapor edilen probabilistik CDI istatistikleri (Sofuoğlu vd., 2003) bu çalışmada hesaplananlarla ortanca değer kullanılarak karşılaştırılmıştır. Ortanca maruziyet seviyesini ele alırsak İzmir halkının maruziyeti krom (14 ng/kg/gün) için Arizona yaklaşık aynı seviyede iken nikel (557 ng/kg/gün) için yaklaşık 40 katı

daha yüksektir. Arsenik için ise İzmir için belirlenen seviye Arizona için hesaplananın yaklaşık iki katı kadardır. Bu fark ortalama ve 90. yüzdellik değerleri esas alındığında daha da artmakta ve 90. yüzdellik seviyesinde yaklaşık dört katına ulaşmaktadır. Ortanca düzeyinde farkın en yüksek olduğu nikel içinse 90. yüzdellik seviyesinde fark yaklaşık 15 katı seviyesine düşmekte, hemen hemen eşit olan ortanca krom maruziyet seviyeleri ise 90. yüzdellik düzeyinde yaklaşık 70 ng/kg/gün kadar Arizona aleyhine bir farka dönüşmektedir. Region-5 (Thomas vd., 1999) için maruziyet katı ve sıvı yiyecek ve içeceklerden alınan toplam metal miktarları olarak rapor edilmiştir. Ortanca değeri 0.13 µg/kg/gün ve 90.yüzdellik değeri 0.53 µg/kg/gün olan bu toplam maruziyet İzmir halkının sadece içme suyundan maruz kaldığı arsenik miktarına göre daha düşük kalmaktadır.

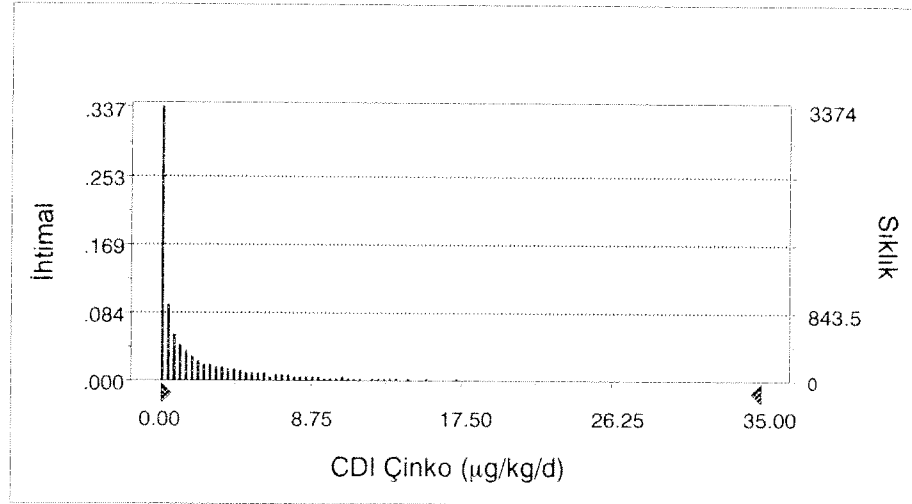
İz metal derişimleri gibi oral maruziyet değerleri de sağa kayık dağılımlar oluşturmaktadır (Şekil 5.7a – 5.7f). Gamma arsenik, bakır ve çinko maruziyetlerine en iyi uyan dağılım olurken krom, mangan ve nikel için en uygun dağılım lognormal dağılım olarak belirlenmiştir.



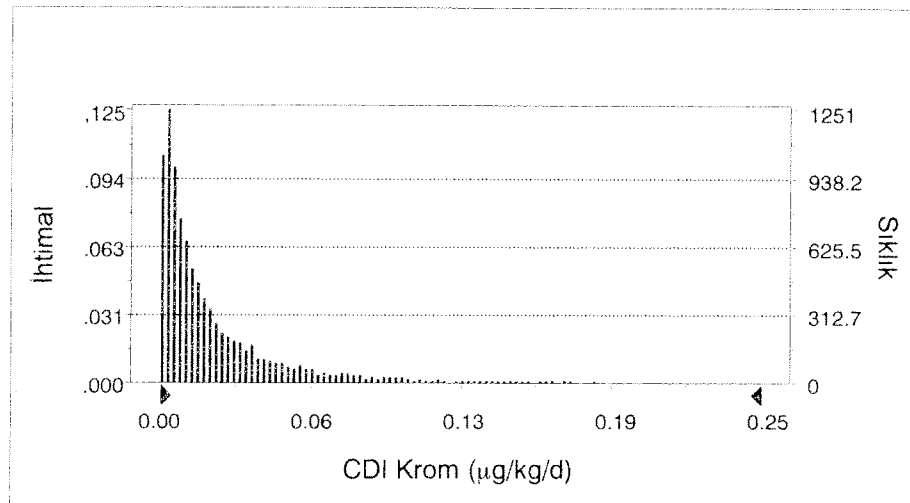
Şekil 5.7a. Arsenik Maruziyeti için İhtimal Dağılımı



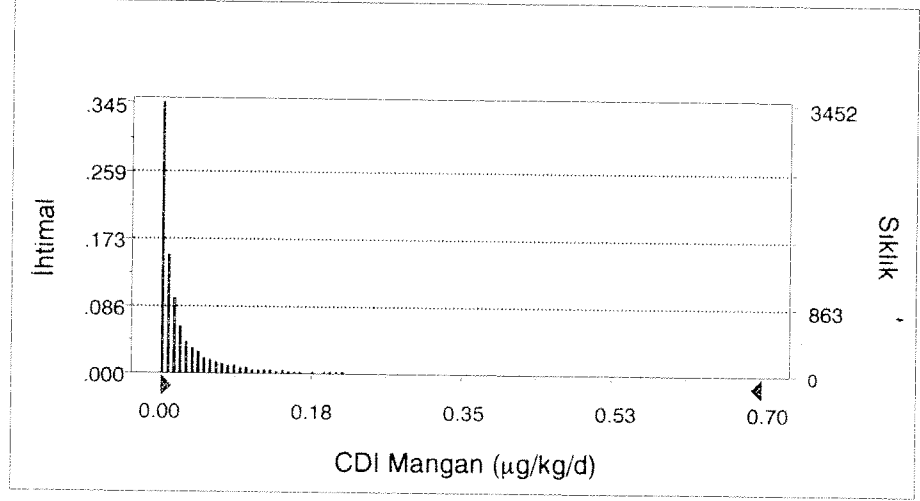
Şekil 5.7b. Bakır Maruziyeti için İhtimal Dağılımı



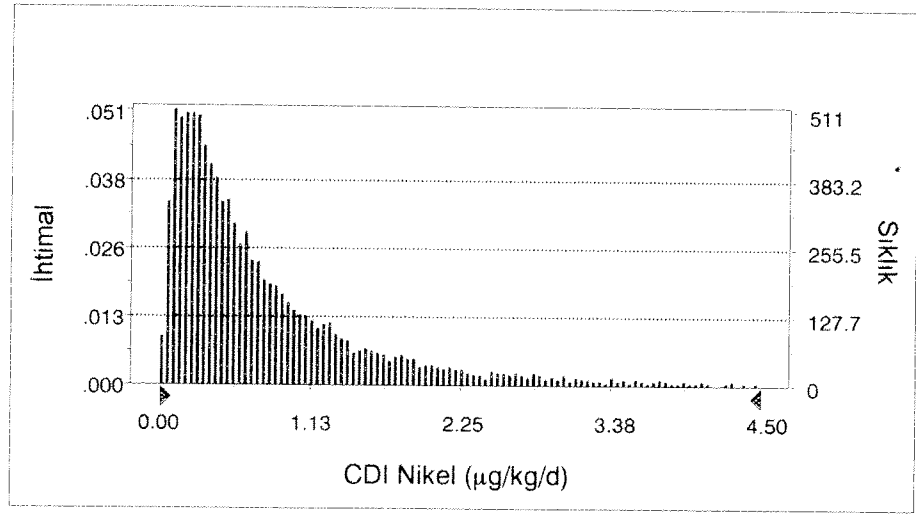
Şekil 5.7c. Çinko Maruziyeti için İhtimal Dağılımı



Şekil 5.7d. Krom Maruziyeti için İhtimal Dağılımı



Şekil 5.7e. Mangan Maruziyeti için İhtimal Dağılımı



Şekil 5.7f. Nikel Maruziyeti için İhtimal Dağılımı

Maruziyet tahminleri için deterministik ve probabilistik yaklaşımlar karşılaştırıldığında genel bir uyum olduğu görülmektedir. Mangan ve nikel haricinde ortanca probabilistik maruziyet değerleri deterministik karşılıklarından daha büyük değerler almışlardır. 90. yüzdelik değerleri nazarı dikkate alındığında ise arsenik, bakır ve çinko için probabilistik yaklaşım daha yüksek maruziyet seviyeleri üretirken krom, mangan ve nikel için deterministik yaklaşım daha büyük değerler üretmiştir. Bu durum, 95. yüzdelik incelendiğinde ise yine değişmektedir. Mangan için probabilistik



yaklaşım ile elde edilen değer deterministik karşılığında daha büyüktür. Merkez ve kuyruk istatistikleri arasındaki bu karşılaştırma farklılıkları sistematik bir şekilde daha yüksek veya daha düşük maruziyet değerleri hesaplanmadığına işaret etmektedir. Bu durum ise yapılan ölçüm ve anket sonuçlarından inşaa edilen girdi değişken ihtimal dağılımlarının temsil ediciliğinin kuvvetli olduğu sonucuna varmamıza imkan vermektedir. Dolayısıyla, Sofuoğlu ve diğerlerinin (2003) Arizona için vardıkları, mümkün olduğunda deterministik yaklaşım kullanılmalıdır sonucuna, bu çalışmada aynı kesinlikle varılmamaktadır. Probabilistik metotla elde edilen maruziyet dağılımları İzmir halkının maruziyet seviyelerini başarıyla tasvir etmektedir. Arsenik için probabilistik ile deterministik yollardan elde edilen maruziyet istatistikleri (ortanca, 90. ve 95. yüzdeler) arasındaki oluşan 14 ila 18  $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{gün}$  düzeyindeki farklar ise muhafazakar düşünülerek mevcut yüksek maruziyet seviyelerinin alınan örneklerde karşılaşılmayan muhtemel senaryolar durumunda daha yüksek seviyelerde olabileceğine işaret olarak algılanmalı ve tedbir alma aşamasında bu sebeple daha katı bir yaklaşım içinde bulunulmalıdır.

#### **5.4. İz Metal Risk Değerlendirmesi**

Bu bölümde arsenik, bakır, çinko, krom, mangan, ve nikelin içme sularındaki mevcudiyetleri sebebiyle oluşan kanser ve/veya kanser harici sağlık risklerinin değerlendirilmesi sonuçlarını sunmaktadır. Risk değerlendirme hem bireysel hem de İzmir halkı için, sırasıyla, deterministik ve probabilistik yaklaşımla yapılmıştır. Hesaplanan R ve HQ değerleri kabul edilebilir seviyelerle ve literatürde daha önce yayınlanmış olanlarla karşılaştırılmıştır.

## 5.4.1. Kanser Harici Risk

### 5.4.1.1. Bireysel Risk Değerlendirmesi

Hazard Quotient (HQ), her bir metal için Bölüm 3.2.4'de sunulmuş olan Eşitlik-5 kullanılarak bütün katılımcılar için tek tek hesaplanmıştır. Hesaplanan HQ istatistikleri Tablo 5.27'de sunulmuştur.

Tablo 5.27. Deterministik Kanser Harici Risk Değerlendirmesi İstatistikleri

Metal	Ortanca	Ortalama	SS†	Min	Maks	90. %lik*	95. %lik*
Arsenik	0.1156	0.5018	0.8925	1.49E-05	5.765	1.411	2.609
Çinko	0.0032	0.0113	0.0179	1.65E-07	0.098	0.032	0.057
Krom	0.0037	0.0129	0.0280	3.68E-04	0.234	0.030	0.050
Mangan	0.0001	0.0004	0.0008	2.52E-06	0.006	0.001	0.002
Nikel	0.0303	0.0508	0.0710	1.14E-03	0.494	0.140	0.190

N = 100

† Standard Sapma

\* Yüzdilik

Bir'den büyük HQ değerleri sağlık etkisinin oluşması için riske dolayısıyla konunun daha detaylı çalışılması gereğine işaret eder. İzmir içme suları için hesaplanan HQ değerleri, arsenik haricinde düşük kanser harici risk seviyelerine işaret etmiştir. Arsenik için hesaplanan HQ değerlerinin istatistikleri Tablo 5.27'de sunulmuştu, buna göre örneklenen 100 haneden onyedisinde HQ değeri eşik değer olan bir'den büyük olmuştur. Bu önemli bir oran olup, detaylı bir karakterizasyon çalışması akabinde riskin düşürülmesi için tedbirlerin alınmasını gerektirmektedir. Diğer iz metaller için kanser harici risk seviyeleri <1 olup daha detaylı inceleme sadece en yüksek HQ değeri 0.5'e kadar yükselmiş olan nikel için düşünülmelidir.

NHEXAS-Arizona çalışmasında (Sofuoglu vd., 2003) krom ve nikel için hesaplanan bireysel HQ değerleri <<1 iken arsenik için 90. yüzdilik değeri 0.48 olmuştur. İzmir'de arsenik ve nikel için hesaplanan bireysel HQ değerleri Arizona'dakilerden daha yüksektir. İzmir ile Arizona HQ değerleri arasındaki fark

ortanca değer esas alınırsa bu iki metal için 10 katı ve daha fazlası iken krom için neredeyse aynı seviyededir.

#### 5.4.1.2. Kitlesele Risk Değerlendirmesi

Monte-Carlo simülasyonu kullanılarak hesaplanan maruziyet değerleri Eşitlik-5'de kullanılarak HQ seviyeleri hesaplanmıştır. Probabilistik metotla oluşturulan HQ ihtimal dağılımları daha önce oluşturulan CDI dağılımlarına (Şekil 5.7a - 5.7h) benzerdir. Kanser harici risk ve maruziyet dağılımlarına aynı dağılımlar en iyi uymaktadır çünkü geçiş için sadece bir sabite bölme işlemleri yapmak gerekmektedir. Dolayısıyla alt-gruplar için daha önce yapılan karşılaştırmalar HQ değerleri için de geçerlidir. Tablo 5.28 probabilistik yaklaşımla elde edilen İzmir halkının kanser harici risk seviyesi istatistiklerini göstermektedir.

Tablo 5.28. Probabilistik Kanser Harici Risk Değerlendirmesi İstatistikleri

Metal	Ortanca	Ortalama	SS <sup>†</sup>	Min	Maks	90. %lik*	95. %lik*
Arsenik	0.1760	0.6930	1.4936	2.23E-06	32.285	1.904	3.087
Çinko	0.0037	0.0160	0.0358	4.35E-14	0.877	0.043	0.074
Krom	0.0046	0.0117	0.0261	3.49E-05	0.790	0.027	0.045
Mangan	0.0001	0.0005	0.0016	1.97E-07	0.047	0.001	0.002
Nikel	0.0279	0.0480	0.0662	5.09E-04	1.363	0.106	0.156

N = 10000

† Standard Sapma

\* Yüzdilik

Deterministik ve probabilistik yaklaşımlar Tablo 5.27 ve 5.28'den de görülebileceği üzere benzer istatistikler üretmişlerdir. Bu duruma istisna olarak arsenik görülmektedir. Arsenik'in kitlesele kanser harici risk seviyeleri bireysel olanlardan diğer metallerde olduğundan daha yüksek bir oranla daha yüksektir. Deterministik yaklaşımda maksimum değer yaklaşık 6 iken probabilistik riskin aynı istatistiği 32 olarak belirlenmiştir. Yaklaşık beş kat olan bu fark, 90. ve 95. yüzdilik istatistikleri ele

alındığında yaklaşık 1.25 kat, ortanca ve ortalama içinse yaklaşık 1.5 kat olarak ortaya çıkmaktadır. Diğer metallerde oluşmayan bu kitlesel risk değerlerindeki, bireysel olanlara göre yükseklik durumu, arsenik için halihazırda yüksek bireysel kanser harici risk seviyelerine alınan örneklerde karşılaşılmamış muhtemel senaryolar durumunda daha yüksek seviyelerde olabileceğine işaret olarak algılanmalı ve tedbir alma aşamasında bu sebeple daha katı bir yaklaşım içinde bulunulmalıdır.

## 5.4.2. Kanser Riski

### 5.4.2.1. Bireysel Risk Değerlendirmesi

Metallere, içme suyunu tüketmek yoluyla (oral) ömür boyu maruziyetten kaynaklanan kanser riski seviyeleri, Eşitlik-4 (bkz. Bölüm 3.2.4) kullanılarak her bir katılımcı için hesaplanmıştır. Bireysel maruziyet verileri Tablo 3.3'de listelenmiş olan kanserojenik kirleticiler arasında tek iz metal olan arsenik için SF değeri ile çarpma suretiyle elde edilmiştir. Tablo 5.29 deterministik yolla elde edilmiş R değerlerinin istatistiklerini sunmaktadır. Bölüm 3.2.2'de daha önce tartışıldığı gibi SF değerleri bulunmadığından arsenik haricindeki iz metaller için kanser riski seviyesi belirlenememiştir.

Tablo 5.29. Deterministik Kanser Riski Değerlendirmesi İstatistikleri

Metal	Ortanca	Ortalama	SS <sup>†</sup>	Min	Maks	90. %lik*	95. %lik*
Arsenik	5.20E-05	2.26E-04	4.02E-04	6.69E-09	2.59E-03	6.35E-04	1.17E-03

N = 100, † Standard Sapma, \* Yüzdeler

Bu noktaya kadar, tespit edilen bireysel ömür boyu kanser riski seviyeleri USEPA tarafından genellikle kabul edilebilir risk seviyesi olarak düşünülen milyonda bir ( $10^{-6}$ ) ile karşılaştırılmıştır. Ancak arsenik için *de Minimis* risk seviyesi on binde bir

( $10^{-4}$ ) olarak uygulanmaktadır, ki USEPA MCL derişimi olan 10  $\mu\text{g/l}$  bu risk seviyesine tekabül etmektedir. Örneklerimizin % 91'i  $>(10^{-6})$  iken %41'i de  $>(10^{-4})$  şeklinde sonuçlanmıştır. Tablo 5.29'da da görüldüğü gibi merkez istatistiğimiz olan ortanca on binde bir'den küçük iken ortalama risk bu seviyeden yüksek çıkmıştır. Dolayısıyla, aldığımız örneğe göre İzmir halkının çoğunluğu içme suyundaki arseniği sadece suyu içmek yoluyla tüketmek suretiyle önemli bir kanser riski altındadır. Kaldı ki, çeşme suyu gerek çay, kahve gibi içeceklerin yapımında ve yemek pişirilmesinde de kullanıldığından suyun toplam tüketiminden kaynaklanan risk burada hesaplanandan daha yüksek olacaktır.

Sofuoglu ve diğerlerinin (2003) hesapladığı içme suyuna oral maruziyet yoluyla oluşan bireysel kanser riskleri İzmir için hesaplanandan düşük olmakla beraber Arizona'nın ortanca ve ortalama risk değerleri ( $10^{-4}$ ) ila ( $10^{-6}$ ) arasında bulunurken 90. yüzdellik risk değeri  $2.3 \times 10^{-4}$  seviyesine ulaşmaktadır. Bu sebeptir ki arsenik, diğer incelenen kirlenmeler arasında yapılan sıralamada en riskli kirlenme olmuştur.

#### 5.4.2.2. Kitlesel Kanser Riski Değerlendirmesi

Monte-Carlo simülasyonu kullanılarak hesaplanan maruziyet değerleri Eşitlik-4'de kullanılarak R seviyeleri hesaplanmıştır. Probabilistik metotla oluşturulan R ihtimal dağılımları daha önce oluşturulan CDI dağılımlarına (Şekil 5.7a - 5.7h) benzerdir. Kanser risk ve maruziyet dağılımlarına aynı dağılımlar en iyi uymaktadır çünkü geçiş için sadece bir sabitle çarpma işlemi yapmak gerekmektedir. Dolayısıyla, alt-gruplar için daha önce yapılan karşılaştırmalar R değerleri için de geçerlidir. Tablo 5.30 probabilistik yaklaşımla elde edilen ve SF verisi mevcut kirlenmeler (yani, sadece arsenik) için İzmir halkının ömür boyu kanser risk seviyesi istatistiklerini göstermektedir. Arsenik için USEPA tarafından diğer kirlenmelere nazaran daha yüksek bir kabul edilebilir risk seviyesi ( $10^{-4}$ ) belirlenmiştir. Bu çalışmanın örneğinde yer alan

100 bireyden 41'i bu değerden, 91'i ise  $10^{-6}$  değerinden daha yüksek seviyede bir risk altındadır. Bu sayılar, çok ciddi oranları ifade etmektedir. İzmir halkının kitlesel risk değerlendirmesi sonuçlarına göre ortalama kanser riskinin  $>10^{-4}$  olduğu, nüfusun %50'sinin riskinin ise  $>8 \times 10^{-5}$  olduğu bulunmuştur. Nüfusun %8'inin  $>10^{-3}$  seviyesinde risk altında olduğu düşünülür, ve bu hesaplanan risk değerlerinin suyun sadece içilerek tüketilmesinden kaynaklandığı, aynı suyun evde aynı zamanda çay/kahve gibi sıcak, meyve suyu gibi soğuk içeceklerin yapımında, yemeklerin pişirilmesinde kullanıldığı düşünülürse toplam oral tüketim yoluyla maruziyetin, dolayısıyla, kanser riskinin çok daha yüksek olduğu çıkarımı rahatça yapılabilir.

Tablo 5.30. Probabilistik Kanser Riski Değerlendirmesi İstatistikleri

Metal	Ortanca	Ortalama	SS <sup>†</sup>	Min	Maks	90. %lik <sup>**</sup>	95. %lik <sup>*</sup>
Arsenik	7.92E-05	3.12E-04	6.72E-04	1.00E-09	1.45E-02	8.57E-04	1.39E-03

N = 10000

† Standard Sapma

\* Yüzdilik

Bu istatistikler Tablo 5.29'da verilenlerle karşılaştırıldığında iki yaklaşımın benzer sonuçlar ürettiği görülmektedir. Kitlesel risk istatistikleri bireysel olanlara göre hafifçe daha yüksek olmakla birlikte aradaki farklar sonuçların yorumlanmasında bir farklılığa yol açacak seviyede değildir.

### 5.2.2.3. Belirsizlik Analizi

Her iz metal için maruziyet dağılımları probabilistik yaklaşımla belirlendikten sonra bu dağılımlar için belirsizlik analiz yapılmıştır. Bu analiz için bootstrapping metodu kullanılmıştır. Her bir maruziyet dağılımının istatistiklerindeki belirsizlik deneme sayısı 1000 olan 200 adet simülasyon yapılarak belirlenmiştir. Her bir istatistikteki belirsizlik bir dağılımla ifade edilmiştir.

Kanser ve kanser harici risklerin hesabı maruziyet seviyelerinin sabitlerle (yani SF ve RfD), sırasıyla, çarpım ve bölüm işlemlerinden ibarettir. Bu nedenle, oran olarak düşünüldüğünde bootstrap metoduyla belirlenen CDI, HQ, ve R istatistiklerindeki belirsizlik seviyeleri aynıdır. Dolayısıyla, belirsizlik analizi sonuçları bunlardan sadece birisi, maruziyet, için sunulmaktadır (Tablo 5.31).

USEPA (2005a), risk değerlendiricilerinin hesapladıkları risk seviyelerini, bir merkez istatistiği ve buna eşlik eden alt ve üst güven aralıkları şeklinde rapor etmeleri gerektiğini belirtmektedir. Bu karar verme mekanizmalarında kolaylık sağlayacaktır. Daha önce, Tablo 5.30'da arsenik için sunulan ortanca ve ortalama kanser riski seviyeleri için güven aralıkları, USEPA'nın belirlediği esaslar çerçevesinde (USEPA, 1999b) bootstrapping metodu kullanılarak belirlenmiş ve %90 ve %95 güven aralıkları olarak Tablo 5.32'de sunulmuştur. Bootstrap analizinde ortaya çıkan minimum ve maksimum değerler de ilave olarak verilmektedir. Eğer %95 güven aralığını örnek olarak ele alırsak, karar mekanizmalarında yer alan kişiler, verilen bu aralığın kitlenin değeri bilinmeyen istatistiğinin, %95 ihtimalle bu aralıkta bulunduğu bilgisiyle hareket edebileceklerdir.

Tablo 5.31. Kitleysel Maruziyet Dağılımları İstatistiklerindeki Belirsizlik Seviyeleri

<b>Metal</b>	<b>İstatistik</b>	<b>Ortanca</b>	<b>Ortalama</b>	<b>SS<sup>†</sup></b>	<b>Min</b>	<b>Maks</b>
Arsenik	Ortanca	0.0588	0.0583	0.0048	0.0478	0.0736
	Ortalama	0.2135	0.2146	0.0122	0.1866	0.2520
	SS	0.4090	0.4107	0.0314	0.3152	0.4818
	90. yüzdilik	0.5306	0.5288	0.0509	0.4026	0.6913
	95. yüzdilik	0.7983	0.7991	0.0406	0.7057	0.9334
Bakır	Ortanca	0.0749	0.0736	0.006	0.0604	0.0920
	Ortalama	0.2155	0.2164	0.0114	0.1872	0.2519
	SS	0.3753	0.3761	0.0243	0.3110	0.4619
	90. yüzdilik	0.6369	0.6498	0.0541	0.5220	0.8045
	95. yüzdilik	1.0395	1.0460	0.0938	0.8849	1.4827
Çinko	Ortanca	1.2679	1.2661	0.0809	1.0301	1.5492
	Ortalama	4.7080	4.6936	0.2782	4.0736	5.4333
	SS	8.9279	8.9021	0.7182	7.3053	10.7889
	90. yüzdilik	13.9072	13.8994	1.3267	11.0703	17.6966
	95. yüzdilik	23.9123	23.9310	2.1997	19.9004	29.3342
Krom	Ortanca	0.0139	0.0137	0.0009	0.0113	0.0153
	Ortalama	0.0386	0.0388	0.0037	0.0297	0.0495
	SS	0.1165	0.1154	0.0300	0.0628	0.1904
	90. yüzdilik	0.0858	0.0862	0.0061	0.0754	0.1083
	95. yüzdilik	0.1450	0.1483	0.0161	0.1235	0.1902
Mangan	Ortanca	0.0133	0.0134	0.0009	0.0108	0.0155
	Ortalama	0.0845	0.0861	0.0126	0.0603	0.1253
	SS	0.3728	0.3675	0.1189	0.1808	0.6437
	90. yüzdilik	0.1319	0.1340	0.0117	0.1044	0.1840
	95. yüzdilik	0.2611	0.2651	0.0321	0.1915	0.3911
Nikel	Ortanca	0.5491	0.5535	0.0236	0.4939	0.6173
	Ortalama	0.9127	0.9152	0.0355	0.8292	1.0281
	SS	1.1105	1.1032	0.0755	0.8665	1.2791
	90. yüzdilik	2.1221	2.1427	0.1440	1.8475	2.4167
	95. yüzdilik	3.1188	3.1484	0.2340	2.5850	3.6177

Bootstrap örnek sayısı = 200

Her örnekteki deneme sayısı = 1,000

Bütün değerler µg/kg/gün

† Standard Sapma



Tablo 5.32. Tespit Edilen Ortanca ve Ortalama Kitlesel Kanser Riski Güven Aralıkları

İstatistik		Yüzde	Alt sınır	Üst sınır
Arsenik Risk	Ortanca	90	5.55E-05	8.23E-05
		95	5.26E-05	8.37E-05
		100	4.92E-05	8.69E-05
	Ortalama	90	2.50E-04	3.06E-04
		95	2.43E-04	3.12E-04
		100	2.27E-04	3.23E-04

Bootstrap örnek sayısı = 200

Her örnek için deneme sayısı = 1000

## 5.5. Pestisit Maruziyet Değerlendirmesi

### 5.5.1. Pestisit Derişimleri

İçme suyu örneklerinden pestisitlerin ekstraksiyonu için Tek Damla Mikro Ekstraksiyon (Single Drop Micro Extraction) metodu kullanılmıştır. Ekstrakte edilmiş örnekler 22 pestisit ( $\alpha$ -HCH,  $\beta$ -HCH,  $\gamma$ -HCH,  $\delta$ -HCH, heptachlor, klorprifos, aldrin, heptachlorepoxyde,  $\gamma$ -CHL, t-nonachlor, endosulfan, endosulfan sulfate, DDE, DDD, DDT, dieldrin, endrin, endrinaldehyde, endrin ketone, c-nonachlor, metoxychlor) için Elektron Capture Detector'lu bir Gaz Kromatografi (GC-ECD) cihazı (Agilent 6890N) kullanılarak analiz edilmiştir. Ölçülen pestisit derişimleri BDL (dedeksiyon limiti altında) ila 1.02  $\mu\text{g/l}$  (klorprifos) arasında yer almıştır. Analiz edilen 22 pestisitten sadece üçü (klorprifos, DDT, ve  $\gamma$ -HCH) yüksek sayıda örnekte dedeksiyon limitinin üzerinde derişimlerde tespit edilmiş, diğer pestisitler neredeyse yok denecek sayıda örnekte ama yine dedeksiyon limitinin altında ya da civarında derişimlerde görülmüştür. Dolayısıyla, sadece bu üç pestisit için değerlendirme yapılmıştır. Bu pestisitlerin örneklerde tespit edilme sıklıkları Tablo 5.33'de sunulmuştur. Klorprifos ve DDT neredeyse tüm örneklerde tespit edilirken,  $\gamma$ -HCH örneklerin yarısında bulunmuştur. Değerlendirmesi yapılan üç pestisitten sadece  $\gamma$ -HCH için AB'de bir standart derişim

(0.03 µg/l, bkz. Tablo 2.7) bulunmaktadır. Bu standart sadece bir örnekte (0.044 µg/l) ihlal edilmiştir. Ölçülen derişimlerin %90'ı 0.02 µg/l'den daha düşüktür. Ülkemiz ve AB standartlarına göre içme suyunda toplam pestisit derişimi 0.5 µg/l seviyesini geçmemelidir. Bu standart, analiz edilen örneklerin %5'inde ihlal edilmiştir. Toplam pestisit derişiminin %90'ı 0.35 µg/l'den daha düşüktür. Ancak belirtmelidir ki, bu çalışmada kullanılan ekstraksiyon metodu eleme (screening) amacıyla geliştirilmiş bir yöntemdir. Çalışmamızda kullanılmasının sebebi ise çok az solvent kullanımı gerektiren çevre dostu bir yöntem olmasıdır. Pestisitler için GC-ECD cihazının dedeksiyon limitleri oldukça düşük olmakla beraber (pikogram düzeyinde dedeksiyona erişilmiştir) ekstraksiyon yönteminin doğasından kaynaklanan sebeplerle, özellikle düşük derişimlerde, rapor edilen derişimlerde hata payı bazı durumlarda %100 seviyelerine ulaşabilmektedir. Dolayısıyla, okuyucu – kullanıcı tarafından bu raporda yer alan pestisit derişimleri 'accuracy-precision' yüksek olan kesin değerler olarak değil ama genel bir intiba verecek, eleme amaçlı daha kaba değerler olarak algılanmalı ve bu durum dikkate alınarak değerlendirilmelidir.

Her örnekte, değerlendirilen üç pestisitten en az biri tespit edilmiştir. En az bir pestisitinin tespit edildiği örnek sayısı 4 iken, en az iki tanesinin ve üçünün de tespit edildiği örnek sayıları, sırasıyla, 46 ve 50 olmuştur. 'Sansür' edildikten sonraki pestisit derişimlerinin tanımlayıcı istatistikleri Tablo 5.34'de sunulmaktadır. Türkiye'de, özellikle İzmir bölgesinde kullanılmakta olan klorprifos, İzmir'de yapılmakta olan bir çalışmada (Sofuoğlu vd., 2004) atmosferde diğer pestisitlere göre daha yüksek derişimlerde tespit edilmiştir. Aynı çalışmanın dahil olduğu bir proje (Sofuoğlu, 2002) çerçevesinde İzmir atmosferinde tespit edilen DDT / DDD oranları bir'e yakın bir değer olarak hesaplanmıştır (Sofuoğlu, 2006). Bu oranın >1 olması, bu maddenin halen kullanımda olduğunu, bir'e yakın olması ise kullanımda olduğunu ya da kullanımda

olduğu yerlerden ölçümlerin yapıldığı bölgeye taşındığının göstergesi olarak belirtilmiştir.

Tablo 5.33 Pestisitler için Örneklerde Tespit Edilme Sıklıkları

Pestisit	Sıklık (%)
Klorprifos	100
DDT	94
$\gamma$ -HCH	52

Tablo 5.34. Pestisit Derişimleri Tanımlayıcı İstatistikleri

Metal	Ortanca	Ortalama	SS <sup>†</sup>	Min	Maks	90. %lik*	95. %lik*
Klorprifos	0.0781	0.1298	0.1558	0.0029	1.0205	0.3143	0.4849
DDT	0.0199	0.0278	0.0255	1.0 E-11	0.1220	0.0659	0.0901
$\gamma$ -HCH	0.0008	0.0030	0.0067	3.1 E-06	0.0436	0.0062	0.0202

N = 100

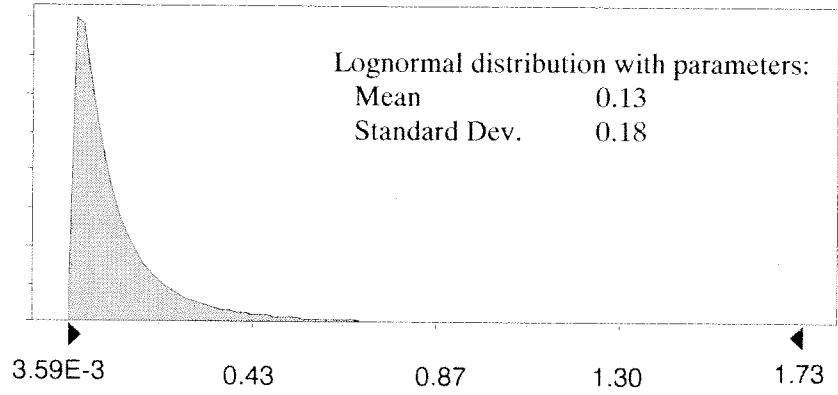
Derişimler  $\mu\text{g/l}$ .

<sup>†</sup> Standard Sapma

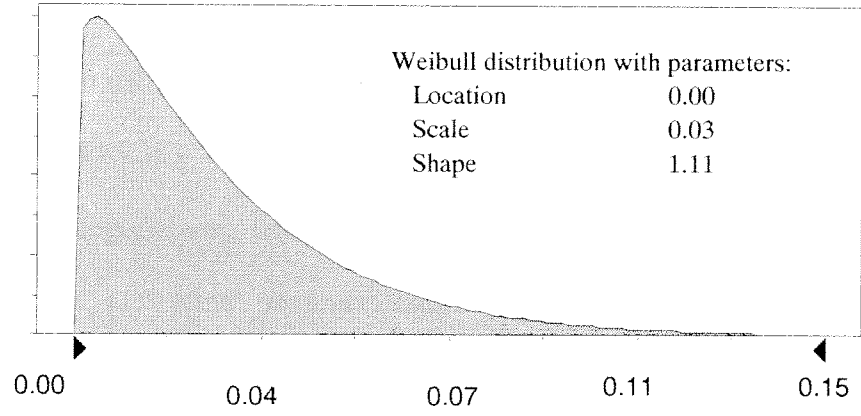
\* Yüzdelik

### 5.5.1.2. Pestisit Derişimleri İhtimal Dağılımları

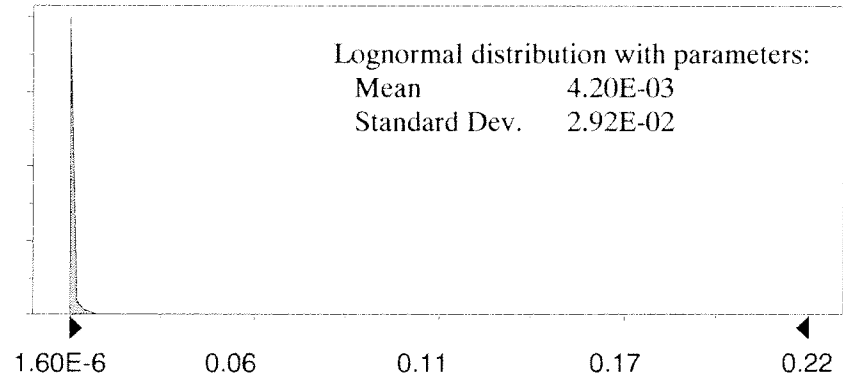
Çevresel kirletici derişimlerinin genellikle negatif olmayan, sağda uzun kuyruklu ihtimal dağılımları vardır (USEPA, 2000a). Bu değerlendirmeye uygun olarak, bu çalışmada ölçülen içme suyu kirletici derişimlerinin ihtimal dağılımları sağa kayıktır. Şekillerde x-ekseni  $\mu\text{g/l}$  cinsinden derişimleri, y-ekseni de ihtimali göstermektedir. Arsenik, bakır, ve çinko'ya en iyi uyan ihtimal dağılımı Gamma dağılımı iken krom, mangan, ve nikel için lognormal dağılım en iyi sonucu vermiştir.



Şekil 5.8a. Klorprifos Derişimleri İhtimal Dağılımı



Şekil 5.8b. DDT Derişimleri İhtimal Dağılımı



Şekil 5.8c.  $\gamma$ -HCH Derişimleri İhtimal Dağılımı

### 5.5.1.3. Alt Toplum Grupları Arasındaki Farklılıklar

Kirletici derişimlerinin İzmir halkı içindeki bazı alt toplum grupları arasında farklılık gösterip göstermediği istatistik testler uygulamak suretiyle araştırılmıştır. Anketlerden elde edilen bilgiler kullanılarak altı alt toplum grubu için farklılık seviyeleri incelenmiştir. Bu kategoriler, cinsiyet, alan, içme suyu kaynağı, öğrenim seviyesi, memleket, ve aylık gelir seviyesidir.

Cinsiyet, alan, ve su kaynağı kategorileri için uygulanan Mann-Whitney testinde alt-grupların aynı dağılım fonksiyonuna sahip olduğu hipotezine karşı dağılımların merkez noktası (ortanca) açısından farklı olduğu karşı hipotezi test edilmiştir. Mann-Whitney test sonuçları İzmir içme suyu pestisit derişimlerinin herhangi bir alt-grup kategorisinde, bu çalışma için seçilen güven seviyesinde, farklılık göstermediğine işaret etmektedir (Tablo 5.35).

Alan kategorisinde, İzmir'in her bir ilçesi takip eden alt-gruplardan birine yerleştirilmiştir: (1) İçme suyunun İzmir Büyükşehir Belediyesi'nce sağlandığı Metropolitan alan (bkz. Şekil 4.1) ve (2) Diğer ilçeler. Neredeyse tüm metaller için metropolitan alanda ölçülen derişimler (Tablo 5.36) ile diğer ilçelerde ölçülenler arasında ortanca ve ortalama derişimler önemli farklılık göstermemektedir. İstatistiki test sonuçları da bu durumu doğrulamaktadır. Sadece klorprifos için iki alan arasındaki derişim farkı  $p=0.20$  ile dikkat çekmektedir (Tablo 5.35).

Her bir katılımcı için içme suyu kaynağı (1) çeşme suyu ya da (2) çeşme harici su olarak sınıflandırılmıştır. Çeşme harici alt grubu satın alınan şişe sularını, özel kuyulardan çekilen yeraltı sularını, ve diğer muhtemel kaynakları içermektedir. Ancak, pestisit derişimleri içme suyu kaynağı açısından  $\alpha=0.05$  seviyesinde farklılık göstermemektedir. Çeşme suyu ve çeşme harici için derişimler Tablo 5.37a'da sunulmaktadır. Her üç pestisit için de çeşme suyundaki derişimler çeşme haricine göre

daha düşük olmasına rağmen Mann-Whitney testi sonuçları, çeşme ile çeşme harici sular arasında, sadece DDT için  $\alpha=0.10$  seviyesinde istatistiki farklılığa işaret etmektedir. Tablo 5.37b'de su kaynağına göre derişimlerin karşılaştırılması alan değişkeni kontrol edilerek tekrarlanmaktadır. Ancak, bu katmanlandırmadan sonra da bir önceki değerlendirmeden farklı bir yorum ortaya çıkmamaktadır.

Tablo 5.35. Pestisit Derişimleri için Mann-Whitney Test Sonuçları

Kategori	Cinsiyet	Alan	Su Kaynağı	
Alt-gruplar	Bayan / Bay	Metropolitan / Diğer	Çeşme / Çeşme Harici	
Örnek sayısı	60/40	67/33	65/35	
p-değeri	Klorprifos	0.786	0.206	0.180
	DDT	0.112	0.690	0.096
	$\gamma$ -HCH	0.927	0.422	0.963

Tablo 5.36. Alan Alt-gruplarında Pestisit Derişimlerinin İstatistikleri

Metal	Alan	Ortanca	Ortalama
Klorprifos	Metropol	7.14E-02	1.16E-01
	Diğer	8.00E-02	1.57E-01
DDT	Metropol	2.31E-02	2.73E-02
	Diğer	1.73E-02	2.88E-02
$\gamma$ -HCH	Metropol	4.69E-04	3.08E-03
	Diğer	1.02E-03	2.83E-03

Bütün derişimler  $\mu\text{g/l}$ .

Tablo 5.37a. Su Kaynağı Alt-grupları için Pestisit Derişimi İstatistikleri

Metal	Kaynak	Ortanca	Ortalama
Klorprifos	çeşme	7.00E-02	1.24E-01
	çeşme harici	9.11E-02	1.41E-01
DDT	çeşme	1.94E-02	2.46E-02
	çeşme harici	2.74E-02	3.39E-02
$\gamma$ -HCH	çeşme	4.67E-04	3.69E-03
	çeşme harici	1.02E-03	1.70E-03

Bütün derişimler  $\mu\text{g/l}$ .

Tablo 5.37b. Alan ve Su Kaynağı Kategorileri Pestisit Derişimleri Merkez İstatistikleri

Pestisit	Alan	Kaynak	Ortanca	Ortalama
Klorprifos	Metropol	Çeşme	6.16E-02	9.31E-02
		Çeşme Harici	8.31E-02	1.45E-01
	Diğer	Çeşme	7.94E-02	1.64E-01
		Çeşme Harici	1.28E-01	1.18E-01
DDT	Metropol	Çeşme	1.99E-02	2.25E-02
		Çeşme Harici	2.77E-02	3.32E-02
	Diğer	Çeşme	1.63E-02	2.72E-02
		Çeşme Harici	1.94E-02	3.76E-02
γ-HCH	Metropol	Çeşme	3.03E-04	4.03E-03
		Çeşme Harici	1.05E-03	1.89E-03
	Diğer	Çeşme	1.29E-03	3.24E-03
		Çeşme Harici	3.94E-04	5.53E-04

Bütün derişimler µg/l.

Öğrenim Seviyesi, Memleket, ve Gelir Seviyesi kategorileri ikiden fazla alt-grup içerdiğinden bu kategori için Kruskal-Wallis testi uygulanmıştır. Bu teste hipofez bütün alt-grupların aynı dağılımdan geldikleri, karşı hipotez ise en az iki alt grubun merkez noktası (ortanca) açısından farklı olduğudur.

Öğrenim Seviyesi üç alt gruba ayrılarak incelenmiştir: (1) liseye kadar, (2) lise, ve (3) iki veya dört yıllık yüksek öğrenim. Katılımcılara uygulanan Tanımlayıcı Anket'te Memleket kategorisi ülkemizin tüm sekiz coğrafi bölgesini içermiş ve yabancılar için bir alt-grup ayrılmıştır. Bununla birlikte, alt-grupların çoğunluğunda örnek sayıları istatistiksel analiz için yetersiz kaldığından Kruskal-Wallis testi sadece (1) Ege Bölgesi, (2) İç Anadolu Bölgesi, ve (3) Doğu Anadolu Bölgesi için uygulanmıştır. Her bir hanenin aylık geliri, hane halkı için ankette belirtilen tüm gelirlerin toplanması sonucu elde edilmiştir. Gelir Seviyesi kategorisi üç alt-grup dahilinde incelenmiştir. Bunlar (1) 0 - 600 YTL, (2) 600 - 2,000 YTL, ve (3) > 2,000 YTL'dir. Genel olarak bakıldığında bu üç kategoriden hiçbirisinde istatistiksel bir farklılık görülmemektedir (bkz Tablo 5.38).

Tablo 5.38. Kruskal-Wallis Test Sonuçları

Kategori		Öğrenim Seviyesi	Memleket	Gelir Seviyesi
<b>Alt-gruplar</b>		Liseye kadar/ Lise/ Yüksek öğrenim	Ege Bölgesi/ İç Anadolu/ Doğu Anadolu	0-600 YTL/ 600-2000 YTL/ 2000+ YTL
<b>Örnek Sayısı</b>		34/30/36	63/12/15	34/55/11
<b>p-değeri</b>	Klorprifos	0.751	0.729	0.345
	DDT	0.271	0.654	0.577
	$\gamma$ -HCH	0.402	0.178	0.886

### 5.5.2. Bireysel Maruziyet Değerlendirmesi

Tek Damla Mikro Ekstraksiyon yönteminin bir eleme yaklaşımı için uygun metot olması dolayısıyla elde edilen pestisit derişimlerinde hata oranlarının yüksek olabilmesi sebebiyle bu hata oranlarını barındıran bireysel maruziyet değerlerinin hesaplanmamasına, sadece kitlesel maruziyet değerlendirilmesi yapılmasına karar verilmiştir.

### 5.5.3. Kitlesel Maruziyet Değerlendirmesi

İzmir halkının maruziyet dağılımını inşa edebilmek için pestisit derişimleri, katılımcıların vücut ağırlıkları ve ortalama günlük içme suyu tüketim oranları için belirlenen dağılımların girdi değişkenler olarak kullanıldığı Monte-Carlo simülasyonları yapılmıştır. Deneme sayısı 10000 olarak seçilmiş ve her bir pestisit için maruziyet dağılımı oluşturulmuştur. Tablo 5.39'da bu simülasyonlardan elde edilen istatistikler sunulmaktadır.



Tablo 5.39. Probabilistik Maruziyet Değerlendirmesi İstatistikleri

Metal	Ortanca	Ortalama	SS <sup>†</sup>	Min	Maks	90. %lik*	95. %lik*
Klorprifos	2.00E-03	4.30E-03	8.43E-03	1.37E-05	4.19E-01	9.67E-03	1.55E-02
DDT	5.20E-04	9.10E-04	1.22E-03	1.96E-08	2.59E-02	2.16E-03	3.06E-03
γ-HCH	1.51E-05	1.36E-04	1.10E-03	7.08E-09	8.52E-02	2.26E-04	4.98E-04

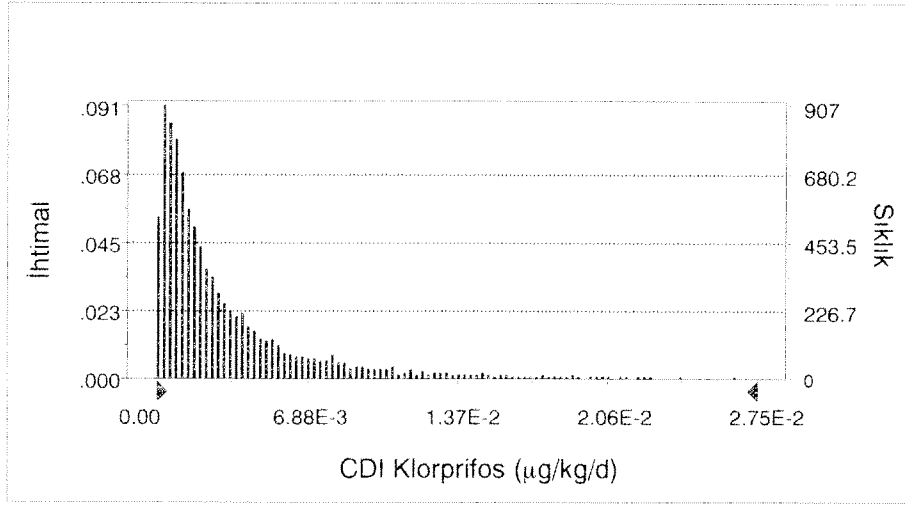
N = 10000

Tüm değerler µg/kg/gün.

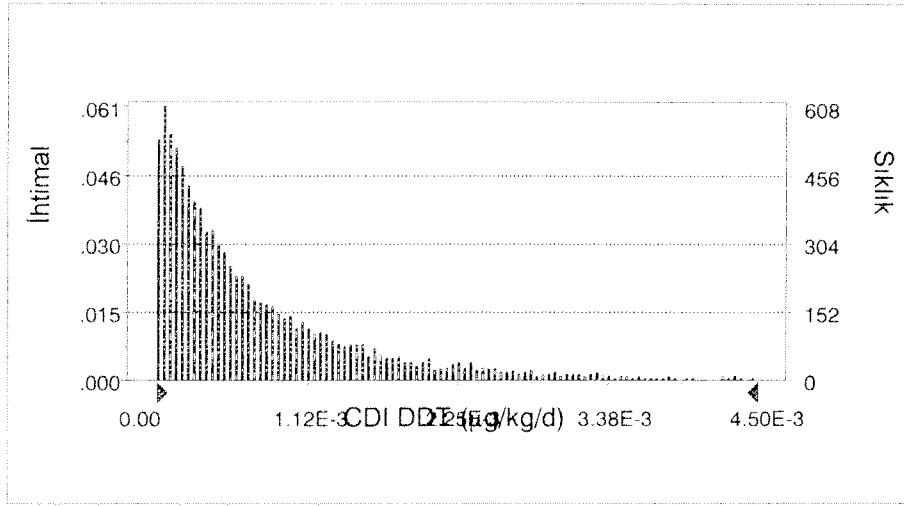
† Standart Sapma

\* Yüzdelik

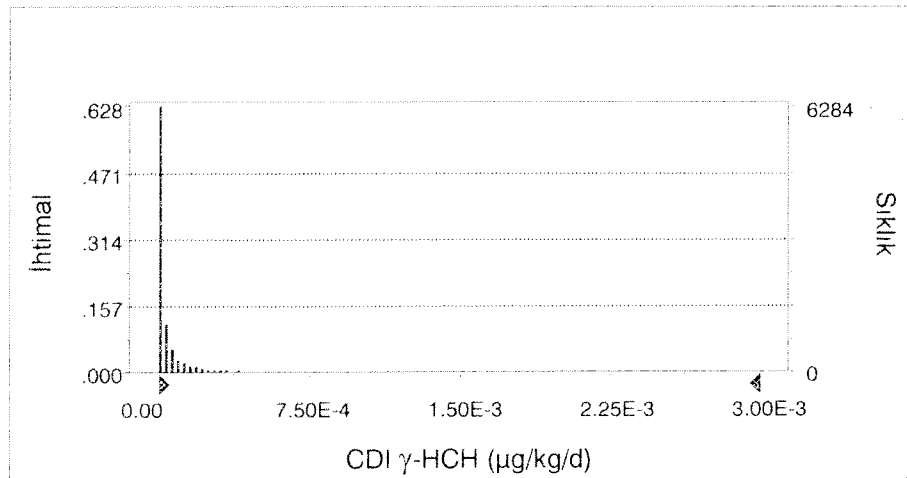
Literatürde, Tablo 39'da yer alan pestisitler için maruziyet seviyelerinin karşılaştırılabileceği rapor edilmiş içme suyundan oral pestisit maruziyeti için veri bulunmamaktadır. Ancak, atrazin için NHEXAS çerçevesinde Maryland eyaleti için rapor edilen maruziyet değerleri (ortalama 2.37 ng/kg/gün, ortanca 2.41 ng/kg/gün, ve 95. yüzdelik 6.89 ng/kg/gün) çalışmamızda hesaplanan kitlesel klorprifos maruziyet değerleri (ortalama 4.30 ng/kg/gün, ortanca 2.00 ng/kg/gün, ve 90. yüzdelik 9.67 ng/kg/gün) ile benzerlik göstermektedir. Farklı olarak, büyük ihtimalle Maryland için uygulanan deterministik yaklaşım ile bu çalışmada uygulanan probabilistik yaklaşım arasındaki farktan dolayı, İzmir halkının 90. yüzdelik değeri Maryland'deki 95. yüzdelik ile aynı seviyede iken, İzmir'deki 95. yüzdelik değeri 155 ng/kg/gün seviyesine ulaşmaktadır. Pestisit derişimleri gibi oral maruziyet değerleri de sağa kayık dağılımlar oluşturmaktadır (Şekil 5.9a – 5.9c). Lognormal dağılım klorprifos maruziyetlerine en iyi uyan dağılım olurken DDT ve γ-HCH için en uygun dağılım weibull olarak belirlenmiştir.



Şekil 5.9a. Klorprifos Maruziyeti için İhtimal Dağılımı



Şekil 5.9b. DDT Maruziyeti için İhtimal Dağılımı



Şekil 5.9c. γ-HCH Maruziyeti için İhtimal Dağılımı

## 5.6. Pestisit Risk Değerlendirmesi

Bu bölüm, klorprifos, DDT, ve  $\gamma$ -HCH için içme sularındaki mevcudiyetleri sebebiyle oluşan kanser ve/veya kanser harici sağlık risklerinin değerlendirilmesi sonuçlarını sunmaktadır. Risk değerlendirme, pestisit derişimindeki hata oranlarının yüksek olabilmesi sebebiyle bireysel maruziyet değerlendirme yapılmadığından, sadece probabilistik yaklaşımla yapılmıştır. Hesaplanan R ve HQ değerleri kabul edilebilir seviyelerle karşılaştırılmıştır ancak literatürde daha önce yayınlanmış risk değerleri bulunmadığından bu anlamda herhangi bir karşılaştırma yapılamamıştır.

### 5.6.1. Kanser Harici Risk

Monte-Carlo simülasyonu kullanılarak hesaplanan maruziyet değerleri Eşitlik-5'de kullanılarak HQ seviyeleri hesaplanmıştır. Probabilistik metotla oluşturulan HQ ihtimal dağılımları daha önce oluşturulan CDI dağılımlarına (Şekil 5.9a - 5.9c) benzerdir. Kanser harici risk ve maruziyet dağılımlarına aynı dağılımlar en iyi uymaktadır çünkü geçiş için sadece bir sabitle bölme işlemi yapmak gerekmektedir. Dolayısıyla alt-gruplar için daha önce yapılan karşılaştırmalar HQ değerleri için de geçerlidir. Tablo 5.40 probabilistik yaklaşımla elde edilen İzmir halkının kitlesel kanser harici risk seviyesi istatistiklerini göstermektedir.

Tablo 5.40. Kitlesel Kanser Harici Risk Değerlendirmesi İstatistikleri

Metal	Ortanca	Ortalama	SS <sup>†</sup>	Min	Maks	90. %lik*	95. %lik*
Klorprifos	6.66E-04	1.43E-03	2.81E-03	4.56E-06	1.40E-01	3.22E-03	5.18E-03
DDT	1.04E-03	1.82E-03	2.44E-03	3.92E-08	5.18E-02	4.32E-03	6.12E-03
$\gamma$ -HCH	5.03E-05	4.54E-04	3.66E-03	2.36E-08	2.84E-01	7.54E-04	1.66E-03

N = 10000

† Standard Sapma

\* Yüzdilik

Kanser harici kitlesel risk değerlendirmesinin sonuçları, içme suyunda bulunan bu u pestisite oral maruziyet dolayısıyla oluşan kanser harici risk seviyelerinin 95. yüzdelik bile esas alınsa kritik seviye olan birim (1) değerden 160 (DDT) ila 600 ( $\gamma$ -HCH) defa daha küçük olduğunu göstermiştir. Yalnız, maksimuma yakın değerlerin (HQ=0.2-1.0) oluştuğu noktalarda bunların kritik değere yakınlığı sebebiyle bazı tedbirlerin alınması uygun olabilir.

### 5.6.2. Kanser Riski

Monte-Carlo simülasyonu kullanılarak hesaplanan maruziyet değerleri Eşitlik-4'de kullanılarak R seviyeleri hesaplanmıştır. Probabilistik metotla oluşturulan kitlesel kanser riski (R) ihtimal dağılımları daha önce oluşturulan CDI dağılımlarına (şekil 5.9a - 5.9c) benzerdir. Kanser risk ve maruziyet dağılımlarına aynı dağılımlar en iyi uymaktadır nk geçiş için sadece bir sabitle çarpma işlemi yapmak gerekmektedir. Dolayısıyla alt-gruplar için daha önce yapılan karşılaştırmalar R değerleri için de geçerlidir. Tablo 5.41 probabilistik yaklaşımla elde edilen ve SF verisi mevcut kirleticiler (sadece DDT) için İzmir halkının ömür boyu kanser risk seviyesi istatistiklerini göstermektedir.

Tablo 5.41. Kitlesel Kanser Riski Değerlendirmesi İstatistikleri

Metal	Ortanca	Ortalama	SS <sup>†</sup>	Min	Maks	90. %lik*	95. %lik*
DDT	1.77E-07	3.10E-07	4.15E-07	6.66E-12	8.81E-06	7.34E-07	1.04E-06

N = 10000

† Standard Sapma

\* Yüzdelik

Riskin 95. yüzdellik seviyesinde kabul edilebilir risk seviyesini geçtiğini görmekteyiz. Dolayısıyla, İzmir halkının %5'inin, sadece içme suyundaki DDT'ye oral maruziyet sebebiyle oluşan kanser riski kabul edilebilir seviyenin üzerindedir. Pestisitlere maruziyetin, ağırlıklı olarak yiyeceklerdeki kalıntı pestisit ve topraktaki kalıntı pestisit yoluyla gerçekleştiği düşünülürse en azından DDT için ve muhtemelen halihazırda kullanımda olan ve kanser etkisi olan diğer bazı pestisitler için de bir sorun olduğu çıkarımı yapılabilir.

#### **5.6.2.1. Belirsizlik Analizi**

Her üç pestisit için maruziyet dağılımları probabilistik yaklaşımla belirlendikten sonra bu dağılımlar için belirsizlik analiz yapılmıştır. Bu analiz için bootstrapping metodu kullanılmıştır. Her bir maruziyet dağılımının istatistiklerindeki belirsizlik deneme sayısı 1000 olan 200 adet simülasyon yapılarak belirlenmiştir. Her bir istatistikteki belirsizlik bir dağılımla ifade edilmiştir.

Probabilistik kanser ve kanser harici risklerin hesabı maruziyet seviyelerinin sabitlerle (yani SF ve RfD), sırasıyla, çarpım ve bölüm işlemlerinden ibarettir. Bu nedenle, oran olarak düşünüldüğünde bootstrap metoduyla belirlenen CDI, HQ, ve R istatistiklerindeki belirsizlik seviyeleri aynıdır. Dolayısıyla, belirsizlik analizi sonuçları bunlardan sadece birisi, maruziyet, için sunulmaktadır (Tablo 5.42).

USEPA (2005a), risk değerlendiricilerinin hesapladıkları risk seviyelerini, bir merkez istatistiği ve buna eşlik eden alt ve üst güven aralıkları şeklinde rapor etmeleri gerektiğini belirtmektedir. Bu karar verme mekanizmalarında kolaylık sağlayacaktır. Daha önce, Tablo 5.41'de DDT için sunulan ortanca ve ortalama kanser risk seviyeleri için güven aralıkları, USEPA'nın belirlediği esaslar çerçevesinde (USEPA, 1999b) bootstrapping metodu kullanılarak belirlenmiş; %90 ve %95 güven aralıkları olarak Tablo 5.43'de sunulmuştur. Bootstrap analizinde ortaya çıkan minimum ve maksimum

değerler de ilave olarak verilmektedir. Eğer %95 güven aralığını örnek olarak ele alırsak, karar mekanizmalarında yer alan kişiler, verilen bu aralığın kitlenin değeri bilinmeyen istatistiğinin %95 ihtimalle bu aralıkta bulunduğu bilgisiyle hareket edebileceklerdir.

Tablo 5.42. Kitlesel Maruziyet Dağılımları İstatistiklerindeki Belirsizlik Seviyeleri

Metal	İstatistik	Ortanca	Ortalama	SS <sup>†</sup>	Min	Maks
Klorprifos	Ortanca	1.91E-03	1.90E-03	1.20E-04	1.62E-03	2.31E-03
	Ortalama	3.68E-03	3.67E-03	1.84E-04	3.11E-03	4.18E-03
	SS	5.69E-03	5.64E-03	5.64E-04	4.15E-03	7.10E-03
	90. yüzdilik	9.72E-03	9.99E-03	7.30E-04	8.06E-03	1.17E-02
	95. yüzdilik	1.62E-02	1.59E-02	1.21E-03	1.30E-02	1.81E-02
DDT	Ortanca	5.15E-04	5.15E-04	2.11E-05	4.48E-04	5.55E-04
	Ortalama	8.98E-04	8.96E-04	3.55E-05	8.04E-04	1.01E-03
	SS	1.20E-03	1.20E-03	1.08E-04	9.80E-04	1.67E-03
	90. yüzdilik	2.30E-03	2.29E-03	1.16E-04	1.91E-03	2.68E-03
	95. yüzdilik	3.16E-03	3.15E-03	2.00E-04	2.54E-03	3.89E-03
γ-BHC	Ortanca	1.47E-05	1.48E-05	1.38E-06	1.13E-05	1.83E-05
	Ortalama	9.17E-05	9.18E-05	7.69E-06	7.02E-05	1.15E-04
	SS	2.59E-04	2.60E-04	2.36E-05	1.87E-04	3.20E-04
	90. yüzdilik	2.33E-04	2.27E-04	2.57E-05	1.63E-04	2.85E-04
	95. yüzdilik	4.42E-04	4.60E-04	7.23E-05	3.11E-04	6.56E-04

Bootstrap örnek sayısı = 200

Her örnekteki deneme sayısı = 1,000

Bütün değerler µg/kg/gün

† Standard Sapma

Tablo 5.43. Tespit Edilen Ortanca ve Ortalama Kitlesel Kanser Riski Güven Aralıkları

İstatistik		Yüzde	Alt sınır	Üst sınır
DDT Risk	Ortanca	90	1.56E-07	1.78E-07
		95	1.54E-07	1.82E-07
		100	1.47E-07	1.86E-07
	Ortalama	90	2.74E-07	3.19E-07
		95	2.72E-07	3.22E-07
		100	2.66E-07	3.28E-07

Bootstrap örnek sayısı = 200

Her örnek için deneme sayısı = 1000

## 6. SONUÇ VE ÖNERİLER

Türkiye’de şimdiye kadar yapılp yayınlanan risk çalışmalarının ortak özelliği maruziyet değişkenlerinden vücut ağırlığı ve günlük su tüketim oranı için nokta tahminler (point estimators) kullanarak deterministik yolla risk hesabı yapmış olmalarıdır. Bu yaklaşımda olduğu gibi, bu iki değişken birer sabit olarak tutulduğunda değişken olarak kalan tek parametre kirletici derişimidir; ki bu bir anlam ifade etmemektedir çünkü USEPA standart değerleri halihazırda kabul edilebilir risk seviyeleri baz alınarak geliştirildiğinden sadece derişimlerin USEPA standartlarına göre durumunun ne olduğuna bakmak yeterli olacaktır. Kaldı ki, tüm maruziyet yollarından kaynaklanan farklı kirleticilerin doğurduğu risk seviyelerinin basitçe eklenmesi suretiyle bir toplam TTHM riski olarak hesaplanması uygun bulunmamaktadır (USEPA, 2003d). Unutulmamalıdır ki, bir risk değerlendirmesinin sonuçları ihtimaller ve belirsizlikleri hesaplanmış aralıklar şeklinde verilmelidir. Benzer metodolojik yaklaşımla İstanbul için bir risk çalışması raporu yayınlanmıştır (Uyak, 2006) ancak bu çalışmamızın sonlarına tekabül ettiğinden bu kesin raporda ayrıntılı olarak tartışılmamıştır. Ek olarak, şahsi irtibatlar çerçevesinde benzer yaklaşımın bu projenin konusu İzmir şehri de dahil olmak üzere başka şehirler için tekrarlanmakta veya tekrarlanma ihtimalinin olduğu müşahede edilmiştir. Bu çalışmaların sonuçlarının çevre ve risk yönetiminden sorumlu karar verici kişiler/mekanizmalar tarafından yukarıdaki tartışmaları nazar-ı dikkate alarak incelenmesi gerekmektedir. Projemizde ise bu değişkenlerin değerleri, örnekleme yapılan her evde, projemize birincil katılımcı olarak katkıda bulunan bir kişiye uygulanan anketler yoluyla belirlenmiştir. N=100 olan bu örnekten hareketle deterministik yaklaşımla İzmir ili halkı için çıkarımlar yapıldığı gibi, Monte-Carlo

simülasyonu uygulamak suretiyle konu toplum kitlesinin maruziyet ve risk dağılımları oluşturulmuş ve belirsizlik analizleri yapılmıştır.

35 µg/l'ye kadar UOM derişimleri ölçülmüş, bu derişimler AB ve ABD standartlarını ihlal edecek seviyelere ulaşmamıştır. Sadece bir hanede ölçülen TTHM derişimi ABD standardı olan 80 µg/l değerinden yüksek bulunmuştur. Ölçülen tüm derişimler Türk içme suyu mevzuatında belirlenen standart değerlerin altındadır. Bunda, İzmir Büyükşehir Belediyesi İçme Suyu Teşkilatının (İZSU), özellikle THM açısından, şebekede kalıntı klor düzeyini 0.5 – 0.7 ppm olarak hedefleyip uyguluyor olmasının etkisi büyüktür. Bu hedefe uygun olarak, metropolitan alanda >1 mg/l kalıntı klor derişimine rastlanmamıştır. En yüksek derişimlerle karşımıza çıkmış olan kloroform derişimlerinin %95'i <28 µg/l'dir. Dolayısıyla İZSU'nun, klorlama işleminde, yan ürün oluşumunu dikkate alan ve minimize etmeye çalışan yaklaşımını sürdürmesi tüketicilerin mevcut kanser riski seviyelerinin en azından artmaması açısından önem taşımaktadır.

İz metal derişimleri irdelendiğinde, ölçülenler arasında sıklıkla tespit edilen 6 metal arasında arsenik ve nikel açısından bir sorun olduğu ortaya çıkmıştır. Arsenik ve nikel için, sırasıyla, 10 µg/l ve 20 µg/l olan standartlar esas alındığında, İzmir'de ölçülen arsenik derişimlerinin %20'si, nikel derişimlerinin ise %58'i ihlal düzeyindedir. Arsenik, örneklerin %89'unda tespit edilirken nikel %97'sinde dedekte edilmiştir. Yüksek arsenik derişimleri ile karşılaşılan ilçeler Çiğli ve Bornova'dır. Yakın zamana kadar benzinde bulunduğu düşünülürse, potansiyel tehdit olarak görülen bir metal olan kurşun, içme suyu örneklerinin çoğunluğunda düşük derişimlerde ölçülmüş ya da dedekte edilememiştir. 100 örnekten sadece birinde 10 µg/l olan AB standardı ihlali ile karşılaşmıştır. T.C. Sağlık Bakanlığı (2005) standardının üzerinde herhangi bir derişim



ölçülmemiştir. Düşük kurşun derişimleri, sıvı yakıt depolarından içme sularının kirletilmediği izlenimini uyandırmaktadır.

Örneklerde analiz edilen 22 pestisitden 3'ü dikkate değer sıklıkta tespit edilmiştir. Bunlardan, örneklerin tamamında karşılaşılan klorprifos halen kullanılmakta olan bir pestisit olup İzmir atmosferinde de tespit edildiği rapor edilmektedir. Uzun zamandır kullanımı yasak olan DDT alman örneklerin %94'ünde tespit edilmiştir. Klorprifos gibi İzmir atmosferinde de tespit edilen DDT'nin ya kullanımda ya da hala kullanılmakta olduğu yerlerden/ülkelerden taşındığı sonucuna ulaşıldığı söylenmektedir. Üçüncü pestisit, yani  $\gamma$ -HCH (lindan) içme suyu örneklerinin %50'sinde tespit edilmiştir. Bu pestisit AB standart derişimi olan 0.03  $\mu\text{g/l}$ 'den daha yüksek sadece bir örnek bulunurken, derişimlerin yaklaşık %90'ı  $<0.02 \mu\text{g/l}$ 'dir. Ülkemiz ve AB standartlarına göre içme suyunda bulunabilecek toplam pestisit derişimi 0.5  $\mu\text{g/l}$ 'dir. Bu standart, örneklerimizin %5'inde ihlal edilmiştir. Dolayısıyla, içme sularında pestisitlerin genellikle çok düşük derişimlerde görüldüğü gerçeğinden hareketle, gıda, toprak ve yüzey tozlarında aynı pestisitlerin ve muhtemelen diğerlerinin, içme suyuna göre çok daha yüksek derişimlerde bulunduğu tezi kurulabilir, ki bu İzmir halkının klorlu pestisitlere maruziyeti nedeniyle kanser risklerinin endişe verici boyutlarda olabileceği sonucunu doğurmaktadır.

Derişimlerin standart değerlerle karşılaştırılması sonucunda İzmir ilinde içme suyunda arsenik ve nikel açısından bir sorun olduğu ortaya çıkmıştır. Klorlama yan ürünleri olan THM açısından ise bir sorun ortaya çıkmamıştır. Aynı şekilde pestisit derişimleri de standartlara uygundur. Ancak, bu raporda belirtilen pestisit derişimlerinde, uygulanmış olan ekstraksiyon yönteminin doğasından kaynaklanan sebeplerle hata paylarının yüksek olduğu, dolayısıyla bu derişimlerin kaba tespitler olarak algılanması gerekliliği burada hatırlatılmalıdır. Derişimlerdeki güvenilirlik çok

yüksek olmasa da bu maddelerin içme suyunda tespit edildiği konusunda herhangi bir şüphe yoktur.

Çeşme ve çeşme harici sular karşılaştırıldığında THM'in çeşme suyunda daha yüksek, arseniğin metropol alanda çeşme suyunda, diğer ilçelerde ise çeşme harici sularda daha yüksek, nikelin ise il genelinde çeşme harici sularda daha yüksek derişimlerde olduğu görülmüştür. Sonuç olarak bir irdeleme yaparsak, şişe sularında THM ve arsenik bulunmadığı ama nikel bulunduğu çıkarımı yapılabilir. Metropol dışındaki ilçelerde, çeşme harici sularda görülen çeşme suyuna nazaran daha yüksek arsenik derişimlerinin, buralarda çeşme harici suların bir kaynaktan ya da sokak çeşmesinden doldurulmaları sebebiyle oluştuğu kanısına ulaşılmıştır.

Yönetim açısından düşünüldüğünde, metropol çeşme sularında (özellikle bazı noktalarda) arsenik, il genelinde çeşme harici sularda nikel, metropol harici ilçelerde kullanılan çeşme harici sularda ise arsenik açısından sorun bulunduğu, bu kirleticilerin kaynaklarının tespit edilmesi ve tedbirlerin alınması gerektiği söylenebilir.

Suyun içilmesi yoluyla maruziyet ve bu nedenle oluşan sağlık riskleri irdelendiğinde İzmir ili halkının Amerikan halkına göre genelde daha yüksek maruziyet durumunda oldukları görülmektedir. THM dikkate alındığında maruziyet seviyelerinin Uzak Doğu ülkelerine göre daha düşük olduğu görülmektedir.

İçme suyundaki UOM kanser harici sağlık etkileri düşünüldüğünde risk seviyeleri kritik seviyenin oldukça altındadır. Bireysel kanser riskleri irdelendiğinde ise örnekte yer alan tüm risk değerlerinin benzen için kabul edilebilir seviyenin ( $10^{-6}$ ) altında olduğu ancak BDCM ve DBCM ve bromoform içinse bireylerin sırasıyla %23, %29, ve %2'sinin  $>10^{-6}$  olduğu görülmüştür. İzmir ili halkının kitlesel kanser riskleri değerlendirildiğinde, nüfusun BDCM ve DBCM için yaklaşık %40'ının, bromoform içinse %2'sinin kabul edilebilir seviyenin üzerinde risk altında oldukları görülmektedir.

Dolayısıyla, derişimler mevcut standartlara uygun olsa bile kanser riskleri yüksek olabilmektedir. Ayrıca, İzmir ilinin deniz kıyısındaki konumu sebebiyle potansiyel riskleri görel olarak yüksek olan bromlu THM önemli oranda risk oluşturmaktadırlar. BDCM ve bromoform için USEPA'nın hedeflediği içme suyu derişimi (MCLG) sıfır, DBCM için 60 µg/l'dir. Bu açıdan bakıldığında, bromlu dezenfeksiyon yan-ürünlerinin özellikle potansiyel risk oluşturduğu, Ankara ve İstanbul'a göre daha düşük THM derişimlerinin ölçüldüğü İzmir için bile içme suyu kalitesi ve halk sağlığı yönetimi açısından takip edilmesi ve mevcut risklerin düşürülmesi için tedbirlerin alınması gerekliliği ortaya çıkmaktadır.

İzmir için, içme suyundaki iz metaller dolayısıyla oluşan bireysel kanser harici risk değerleri arsenik haricindeki metaller için kritik seviyenin altında kalırken arsenik için örnekteki bireylerin %17'si kritik seviyeden daha yüksek bir risk altındadır. Bu bireylerin içme sularındaki arseniğin kaynağı araştırılmalı ve bu risk azaltılmalıdır. Muhtemelen, bu bireylerin evlerine arsenik içeriği yüksek yeraltı kaynaklarından su sağlanmaktadır. Bireysel kanser harici risk değerleri nikel için kritik seviyeyi aşmasa da bu seviyenin yarısı düzeyine kadar yükselmektedir; bu konuda kaynakların belirlenerek risklerin düşürülmesi için bir çalışma yapılması tavsiye edilebilir. Kitlesel risk değerleri incelendiğinde İzmir halkının yaklaşık %20'si kritik seviyenin üzerinde bir risk altındadır. Nikel için aynı oran %1 civarındadır.

Arsenik için USEPA tarafından diğer kirleticilere nazaran daha yüksek bir kabul edilebilir risk seviyesi ( $10^{-4}$ ) belirlenmiştir. Bu çalışmanın örneğinde yer alan 100 bireyden 41'i bu değerden, 91'i ise  $10^{-6}$  değerinden daha yüksek seviyede bir risk altındadır. Bu sayılar, çok ciddi oranları ifade etmektedir. İzmir halkının kitlesel risk değerlendirmesi sonuçlarına göre ortalama kanser riskinin  $>10^{-4}$  olduğu, nüfusun %50'sinin riskinin ise  $>8 \times 10^{-5}$  olduğu bulunmuştur. Nüfusun %8'inin  $>10^{-3}$  seviyesinde

risk altında olduğu düşünülür, ve bu hesaplanan risk değerlerinin suyun sadece içilerek tüketilmesinden kaynaklandığı, aynı suyun evde aynı zamanda çay/kahve gibi sıcak, meyve suyu gibi soğuk içeceklerin yapımında, yemeklerin pişirilmesinde kullanıldığı düşünülürse toplam oral tüketim yoluyla maruziyetin, dolayısıyla, kanser riskinin çok daha yüksek olduğu çıkarımı rahatça yapılabilir. Sonuç olarak, içme suyunda arsenik çok ciddi ve acil çözüm gerektiren bir kirletici olarak karşımıza çıkmaktadır.

Pestisitler için oluşturulan kitlesel kanser harici risk dağılımlarına göre hiç bir pestisit için risk değerleri kritik değerin 1/160'ından daha yüksek değildir. Ancak, pestisit derişimlerinin yerel olarak yüksek olduğu noktalarda iyileştirme gerektiği aşikardır. DDT için hesaplanan kitlesel kanser riskleri incelendiğinde nüfusun %5'inin risk değerlerinin  $>10^{-6}$  olduğu görülmektedir. Bu risk yönetimi açısından endişe verici bir boyut değildir ancak simülasyonda yerel olarak kritik seviyenin 8 katına kádar risk değerleriyle karşılaşılabilereği düşünülürse yerel takibin ve tedbirlerin gerekliliğinden söz edilmelidir.

## REFERANSLAR

- Alexander, L.M., Heaven, A., Delves, H.T., Moreton, J., Trenouth, M.J., 1993. Relative Exposure of Children to Lead from Dust and Drinking Water. *Archives of Environmental Health* 48, 392-400.
- ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry), 1989. Toxicological Profile for Bromodichloromethane, U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, Atlanta, GA.
- ATSDR, 1992. Toxicological Profile for Styrene, U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, Atlanta, GA.
- ATSDR, 1995. Toxicological Profile for Xylenes, U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, Atlanta, GA.
- ATSDR, 1997a. Toxicological Profile for Benzene, U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, Atlanta, GA.
- ATSDR, 1997b. Toxicological Profile for Chloroform, U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, Atlanta, GA.
- ATSDR, 1999. Toxicological Profile for Ethylbenzene, U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, Atlanta, GA.
- ATSDR, 2000. Toxicological Profile for Toluene, U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, Atlanta, GA.
- ATSDR, 2003a. Toxicological Profile for Carbontetrachloride, U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, Atlanta, GA.
- ATSDR, 2003b. Toxicological Profile for Naphthalene, 1-Methylnaphthalene, and 2-Methylnaphthalene (Draft for Public Comment), U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, Atlanta, GA.
- ATSDR, 2003c. Toxicological Profile for Bromoform and Chlorodibromomethane, U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, Atlanta, GA.
- Aydın, A., ve Yurdun, T., 1999. Residues Of Organochlorine Pesticides in Water Sources of Istanbul. *Water, Air, and Soil Pollution*, 111: 385-398.
- Baba, A., Güngör, T., 2002. Influence of Gold Mine on Groundwater Quality (Efemçukuru, İzmir, Turkey). *Environmental Geology* 41, 621-627.
- Bellar, T.A., Lichtenberg, J.J., Kroner, R.C., 1974. The Occurrence of Organohalides in Chlorinated Drinking Waters. *Journal of American Water Works Association* 66, 703-706.

Buchet, J.P., Lison, D., 2000. Clues and Uncertainties in the Risk Assessment of Arsenic in Drinking Water. *Food and Chemical Toxicology* 38, S81-S85.

Calderon, R.L., 2000. The Epidemiology of Chemical Contaminants of Drinking Water. *Food and Chemical Toxicology* 38, S13-S20.

Cantor, K.P., 1997. Drinking Water and Cancer. *Cancer Causes and Control* 8, 292-308.

Chrostowski, P.C., 1994. Exposure Assessment Principles, p:154, In: Patrick, D.R., (ed.) 1994, *Toxic Air Pollution Handbook*, Van Nostrand Reinhold, New York.

Clayton, C.A., Pellizzari, E.D., Whitmore, R.W., Perritt, R.L., Quackenboss, J.J., 1999. National Human Exposure Assessment Survey (NHEXAS): Distributions and Associations of Lead, Arsenic and Volatile Organic Compounds in EPA Region 5. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology* 9, 381-392.

Clayton, C.A., Pellizzari, E.D., Whitmore, R.W., Quackenboss, J.J., Adgate, J., Sefton, K., 2003. Distributions, Associations, and Partial Aggregate Exposure of Pesticides and Polynuclear Aromatic Hydrocarbons in the Minnesota Children's Pesticide Exposure Study (MNCPEs). *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology*. 13, 100-111.

Cohn, P., Savrin, J., Fagliano, J., 1999. Mapping of Volatile Organic Compounds in New Jersey Water Systems. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology* 9, 171-180.

Çapar, G., Yetiş, U., 2002. Removal of THM Precursors by GAC: Ankara Case Study. *Water Research* 36, 1379-1384.

Divrikli, Ü., Elci, L., 2002. Determination of Some Trace Metals in Water and Sediment Samples by Flame Atomic Absorption Spectrometry after Coprecipitation with Cerium (IV) Hydroxide. *Analytica Chimica Acta* 452, 231-235.

Duan, N., 1982. Models for Human Exposure to Air Pollution. *Environment International* 8, 305-309.

Dunnick, J.K., and Melnick, R.L., 1993. Assessment of the Carcinogenic Potential of Chlorinated Water: Experimental Studies of Chlorine, Chloramine, and Trihalomethanes. *Journal of the National Cancer Institute* 21, 817-822.

Fawell, J., 2000. Risk Assessment Case Study - Chloroform and Related Substances. *Food and Chemical Toxicology* 38, S91-S95.

Gallard, H., von Gunten, U., 2002. Chlorination of Natural Organic Matter: Kinetics of Chlorination and of THM Formation. *Water Research* 36, 65-74.

Garcia-Villanova, R.J., Garcia, C., Gomez, J.A., Garcia, M.P., Ardanuy, R., 1997. Formation, Evolution and Modeling of Trihalomethanes in the Drinking Water of a Town: I. At the Municipal Treatment Utilities. *Water Research* 31:6, 1299-1308.

- Gelover, S., Bandala, E.R., Leal-Ascencio, T., Pérez, S., Martínez, E., 2000. GC-MS Determination of Volatile Organic Compounds in Drinking Water Supplies. *Environmental Toxicology* 15, 131-139.
- Golfinopoulos, S.K., 2000. The Occurrence of Trihalomethanes in the Drinking Water in Greece. *Chemosphere* 41, 1761-1767.
- Golfinopoulos, S.K., Xilourgidis, N.K., Kostopoulou, M.N., Lekkas, T.D., 1998. Use of a Multiple Regression Model for Predicting Trihalomethane Formation. *Water Research* 32:9, 2821-2829.
- Gordon, S.M., Callahan, P.J., Nishioka, M.G., Brinkman, M.C., O'Rourke, M.K., Lebowitz, M.D., Moschandreas, M.J., 1999. Residential Environmental Measurements in the National Human Exposure Assessment Survey (NHEXAS) Pilot Study in Arizona: Preliminary Results for Pesticides and VOCs. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology* 9, 456-470.
- Guo, Y., Din, B., Liu, Y., Chang, X., Meng, S., Liu, J., 2004. Preconcentration and Determination of Trace Elements with 2-Aminoacetylthiophenol Functionalized Amberlite XAD-2 by Inductively Coupled Plasma - Atomic Emission Spectrometry. *Talanta* 62, 207-213.
- Gülbahar, N., Elhatip, H., 2005. Estimation of Environmental Impacts on the Water Quality of the Tahtalıdam Watershed in Izmir, Turkey. *Environmental Geology*, 47: 725-728.
- Hayes, W.J., Laws, E.R., (eds.) 1991. *Handbook of Pesticides Toxicology*, Academic Press, Orlando, FL.
- Health Canada, 1998. *Assessment and Management of Cancer Risks from Radiological and Chemical Hazards*. 98-EHD-216 AECB INFO-0684(E) AC-5.
- Helsel, D.R., 1990. Less than Obvious – Statistical Treatment of Data below the Detection Limit. *Environmental Science and Technology*, 24: 1767-1774.
- Hofer, M., Shuker, L., 2000. ILSI Europe Workshop on Assessing Health Risks from Environmental Exposure to Chemicals: the Example of Drinking Water, Summary Report. *Food and Chemical Toxicology* 38, S3-S12.
- Hsu, C.H., Jeng, W.L., Chang, R.M., Chien, L.C., Han, B.C., 2001. Estimation of Potential Lifetime Cancer Risks for Trihalomethanes from Consuming Chlorinated Drinking Water in Taiwan. *Environmental Research Section A* 85, 77-82.
- IPCS (International Programme on Chemical Safety), 1994. *Environmental Health Criteria 163: Chloroform*. World Health Organization, Geneva.
- IPCS, 2000. *Environmental Health Criteria 216: Disinfectants and Disinfectant By-products*. World Health Organization, Geneva.

- IRIS, 2005. Integrated Risk Information System, U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio. Accessed at: <http://www.epa.gov/iris>
- Jantunen, M.J., Hanninen, O., Katsouyanni, K., Knoppel, H., Kuenzli, N., Lebet, E., Maroni, M., Saarela, K., Sram, R., Zmirou, D., 1998. Air Pollution Exposure in European Cities: The "EXPOLIS" Study. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology* 8, 495-518.
- Ketola, R.A., Virkki, V.T., Ojala, M., Komppa, V., Kotiaho, T., 1997. Comparison of Different Methods for the Determination of Volatile Organic Compounds in Water Samples. *Talanta* 44, 373-382.
- Kostopoulou, M.N., Golfinopoulos, S.K., Nikolaou, A.D., Xilourgidis, N.K., Lekkas, T.D., 1999. Volatile Organic Compounds in the Surface Waters of Northern Greece. *Chemosphere* 40, 527-532.
- Kuo, H.W., Chiang, T.F., Lo, I.I., Lai, J.S., Chan, C.C., Wang, J.D., 1997. VOC Concentration in Taiwan's Household Drinking Water. *The Science of the Total Environment* 208, 41-47.
- Lebowitz, M.D., O'Rourke, M.K., Gordon, S., Moschandreas, D.J., Buckley, T., Nishioka, M., 1995. Population-Based Exposure Measurements in Arizona: A Phase I Field Study in Support of the National Human Exposure Assessment Survey. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology* 5:3, 297-325.
- Lee, S.C., Guo, H., Lam, S.M.J., Lau, S.L.A., 2004. Multipathway Risk Assessment on Disinfection By-products of Drinking Water in Hong Kong. *Environmental Research* 94, 47-56.
- Lopez-Blanco, M.C., Blanco-Cid, S., Cancho-Grande, B., Simal-Gandara, J., 2003. Application of Single-drop Microextraction and Comparison with Solid-phase Microextraction and Solid-phase Extraction for the Determination of alpha- and beta-Endosulfan in Water Samples by Gas Chromatography-electron-capture Detection. *Journal of Chromatography A* 984 (2): 245-252.
- MacIntosh, D.L., Hammerstrom, K.A., ve Ryan, P.B., 1999. Longitudinal Exposure to Selected Pesticides in Drinking Water. *Human and Ecological Risk Assessment* 5, 575-588.
- Montgomery, D.C., Runger, G.C., 1999. *Applied Statistics and Probability for Engineers*, 2<sup>nd</sup> Edition, John Wiley and Sons Inc., New York.
- Moschandreas, D.J., Ari, H., Karuchit, S., Kim, Y., Lebowitz, M.D., O'Rourke, M.K., Gordon, S., Robertson, G., 2001. Exposure to Pesticides by Medium and Route: The 90<sup>th</sup> Percentile and Related Uncertainties. *Journal of Environmental Engineering* 127 (9), 857-864.
- Moschandreas, D.J., Kim, Y., Karuchit, S., Ari, H., Lebowitz, M.D., O'Rourke, M.K., Gordon, S., Robertson, G., 2001. In-residence, Multiple Route Exposures to



Chlorpyrifos and Diazinon Estimated by Indirect Method Models. *Atmospheric Environment* 35 (12), 2201-2213.

Newby, C., Howard, V., 2006. Environmental Influences on Cancer Aetiology. *Journal of Nutritional and Environmental Medicine*, Basimda.

Nissinen, T.K., Miettinen, I.T., Martkainen, P.J., Vartiainen, T., 2002. Disinfection By-products in Finnish Drinking Waters. *Chemosphere* 48, 9-20.

NIST/SEMATECH, 2005. e-Handbook of Statistical Methods. Accessed at: <http://www.itl.nist.gov/div898/handbook/>

NRC (National Research Council), 1983. Risk Assessment in the Federal Government: Managing the Process. Committee on the Institutional Means for Assessment of Risks to Public Health, Commission on Life Sciences, NRC, Washington, DC, National Academy Press.

O'Rourke, M.K., van de Water, P.K., Jin, S., Rogan, S.P., Weiss, A.D., Gordon, S.M., Moschandreas, D.M., Lebowitz, M.D., 1999. Evaluations of Primary Metals from NHEXAS Arizona: Distributions and Preliminary Exposures. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology* 9, 435-445.

Patrick, D.R., 1994. Risk Assessment and Risk Management, p:347, In: Patrick, D.R., (ed.) 1994. *Toxic Air Pollution Handbook*, Van Nostrand Reinhold, New York.

Peters, C.J., Young, R.J., Perry, R., 1980. Factors Influencing the Formation of Haloforms in the Chlorination of Humic Materials. *American Chemical Society* 14:11, 1391-1395.

Richardson, S.D., Thruston, A.D. JR., Caughran, T.V., Chen, P.H., Collette, T.W., Schenck, K.M., Lykins, B.W. JR., Rav-Acha, C., Glezer, V., 2000. Identification of New Drinking Water Disinfection By-products from Ozone, Chlorine Dioxide, Chloramine, and Chlorine. *Water, Air, and Soil Pollution* 123, 95-102.

Robertson, G.L., Lebowitz, M.D., O'Rourke, M.K., Gordon, S., Moschandreas, D., 1999. The National Human Exposure Assessment Survey (NHEXAS) Study in Arizona-Introduction and Preliminary Results. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology* 9, 427-434.

Rook, J.J., 1974. Formation of Haloforms During Chlorination of Natural Waters. *Journal of The Society for Water Treatment and Examination* 23, 234-243.

Ryan, P.B., Huet, N., MacIntosh, D.L., 2000. Longitudinal Investigation of Exposure to Arsenic, Cadmium, and Lead in Drinking Water. *Environmental Health Perspectives*, 108(8):731-735.

Sadiq, R., Husain, T., Kar, S., 2002. Chloroform Associated Health Risk Assessment Using Bootstrapping: A Case Study for Limited Drinking Water Samples. *Water, Air, and Soil Pollution* 138, 123-140.

Schwarzenbach, R.P., Gschwend, P.M., Imboden, D.M., 1993. Environmental Organic Chemistry. John Wiley & Sons, Inc., New York.

Seifert, B., Becker, K., Helm, D., Krause, C., Schulz, C., Seiwert, M., 2000. The German Environmental Survey 1990/1992 (GerES II): Reference Concentrations of Selected Environmental Pollutants in Blood, Urine, Hair, House Dust, Drinking Water and Indoor Air. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology* 10, 552-565.

Shin, D., Chung, Y., Choi, Y., Kim, J., Park, Y., Kum, H., 1999. Assessment of Disinfection By-products in Drinking Water in Korea. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology* 9, 192-199.

SI No:439, 2000. The European Communities (Drinking Water) Regulations. Dublin.

Simpson, K.L., Hayes, K.P., 1998. Drinking Water Disinfection By-products: An Australian Perspective. *Water Research* 32:5, 1522-1528.

Sofuoglu, A., 2002. Klorlu Toksik Organikler: Dış Atmosferde Ölçülüp İzenerek Türkiye'nin Bu Toksikler Yönünden Kirlilik Potansiyelinin Belirlenmesi. TÜBİTAK Araştırma Projesi İÇTAG-Ç033.

Sofuoglu, A., Cetin, E., Bozacıoğlu, S., Sener, D.G., Odabaşı, M., 2004. Short-term Variation in Ambient Concentrations and Gas/Particle Partitioning of Organochlorine Pesticides in Izmir, Turkey. *Atmospheric Environment* 38/27, 4483-4493.

Sofuoglu, A., 2006. Yayınlanmamış veriler. Kişisel iletişim.

Sofuoglu, S.C., Lebowitz, M.D., O'Rourke, M.K., Robertson, G.L., Dellarco, M., Moschandreas, D.J., 2003. Exposure and Risk Estimates for Arizona Drinking Water. *Journal of American Water Works Association* 95:7, 67-79.

Sohn, J., Gatel, D., Amy, G., 2001. Monitoring and Modeling of Disinfection By-products (DBPs). *Environmental Monitoring and Assessment* 70, 211-222.

Squillace, P.J., Scott, J.C., Moran, M.J., Nolan, B.T., Kolpin, D.W., 2002. VOCs, Pesticides, Nitrate, and Their Mixtures in Groundwater Used for Drinking Water in the United States, *Environmental Science and Technology* 36, 1923-1930.

Tamasi, G., Cini, R., 2004. Heavy Metals in Drinking Waters from Mount Amiata (Tuscany, Italy). Possible Risks from Arsenic for Public Health in the Province of Siena. *Science of the Total Environment* 327, 41-51.

Tanık, A., Baykal, B.B., ve Gönenç, İ.E., 1999. The Impact of Agricultural Pollutants in six Drinking Water Reservoirs. *Water Science and Technology* 40, 11-17.

T.C. Sağlık Bakanlığı, 2005. İnsani Tüketim Amaçlı Sular Hakkında Yönetmelik (Regulation Concerning Water Intended for Human Consumption). Resmi Gazete: 25730, Ankara.

- Tchobanoglous, G., Burton, F.L., 1991. Wastewater Engineering, 3<sup>rd</sup> Edition. McGraw-Hill, Singapore.
- Thomas, K.W., Pellizzari, E.D., Berry, M.R., 1999. Population-based Dietary Intakes and Tap Water Concentrations for Selected Elements in the EPA Region V National Human Exposure Assessment Survey (NHEXAS). *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology* 9, 402-413.
- Tokmak, B., Capar, G., Dilek, F.B., Yetis, U., 2004. Trihalomethanes and Associated Potential Cancer Risks in the Water Supply in Ankara, Turkey. *Environmental Research* 96, 345-352.
- Tomkins, B.A., Barnard, A.R., 2002. Determination of Organochlorine Pesticides in Ground Water Using Solid-phase Microextraction Followed by Dual-column Gas Chromatography with Electron-capture Detection. *Journal of Chromatography A* 964, 21 -33.
- Toroz, I., Uyak, V., 2005. Seasonal Variations of Trihalomethanes (THMs) in Water Distribution Networks of Istanbul City. *Desalination* 176, 127-141.
- TS 266, 1997. İçme ve Kullanma Suları (Water Intended for Human Consumption). Türk Standartları Enstitüsü (Turkish Standards Institute), Ankara.
- Ulman, C., Gezer, S., Anal, O., Tore, I.R., Kirca, U., 1998. Arsenic in Human and Cow's Milk: A Reflection of Environmental Pollution. *Water, Air, and Soil Pollution* 101: 411-416.
- USEPA (U.S. Environmental Protection Agency), 1979. National Interim Primary Drinking Water Regulations: Control of Trihalomethanes in Drinking Water. Federal Register 44 (231): 68624.
- USEPA, 1992a. Guidelines for Exposure Assessment. Risk Assessment Forum, Washington, DC, EPA/600/Z-92/001.
- USEPA, 1992b. EPA's Approach for Assessing the Risks Associated with Chronic Exposure to Carcinogens. <http://www.epa.gov/IRIS/carcino.htm>
- USEPA, 1992c. Method 524.2, Measurement of Purgeable Organic Compounds in Water by Capillary Column Gas Chromatography / Mass Spectrometry, Revision 4.0. Environmental Monitoring Systems Laboratory, Office of Research and Development, Cincinnati, Ohio.
- USEPA, 1997a. Guiding Principles for Monte Carlo Analysis. Risk Assessment Forum, Washington, DC, EPA/630/R-97/001.
- USEPA, 1997b. Exposure Factors Handbook. Office of Research and Development National Center for Environmental Assessment, Washington, DC, EPA/600/P-95/002Fa
- USEPA, 1998. National Primary Drinking Water Regulations: Disinfectants and Disinfection Byproducts, Final Rule. Federal Register, 63 (241): 69389.

USEPA, 1999a. Guidelines for Carcinogen Risk Assessment. Risk Assessment Forum, Washington, DC, NCEA-F-0644, Review Draft.

USEPA, 1999b. Guidance for Performing Aggregate Exposure and Risk Assessments. Office of Pesticide Programs, Washington, DC.

USEPA, 2000a. Guidance for Data Quality Assessment: Practical Methods for Data Analysis. Office of Environmental Information, Washington, DC, EPA/600/R-96/084.

USEPA, 2000b. Revisions to the Methodology for Deriving Ambient Water Quality Criteria for the Protection of Human Health. <http://www.epa.gov/EPA-WATER/2000/November/Day-03/w27924.htm>

USEPA, 2000c. Water Quality Standards; Establishment of Numeric Criteria for Priority Toxic Pollutants for the State of California. <http://www.epa.gov/EPA-WATER/2000/May/Day-18/w11106.htm>

USEPA, 2003a. Contaminant Candidate List Regulatory Determination Support Document for Naphthalene. Office of Water (4607M), Standards and Risk Management Division, Washington, DC, EPA-815-R-03-14.

USEPA, 2003b. National Primary Drinking Water Regulations: The Stage 2 Disinfectants and Disinfection Byproducts Rule Implementation Guidance. Office of Water (4606M), EPA 816-D-03-002.

USEPA, 2003c. EPA Protocol for the Review of Existing National Primary Drinking Water Regulations. Office of Water, Office of Ground Water and Drinking Water (4607M), EPA 815-R-03-002.

USEPA, 2003d. Framework for Cumulative Risk Assessment. Risk Assessment Forum, US Environmental Protection Agency, Washington, DC, EPA/630/P-02/001F.

USEPA, 2004. Safe Drinking Water Act 30th Anniversary, Understanding the Safe Drinking Water Act. Office of Water (4606), EPA 816-F-04-030.

USEPA, 2005a. Guidelines for Carcinogen Risk Assessment. Risk Assessment Forum, Washington, DC, EPA/630/P-03/001F.

USEPA, 2005b. Toxicological Review of Zinc and Compounds. In Support of Summary Information on the Integrated Risk Information System (IRIS), Washington DC, EPA/635/R-05/002.

USEPA, 2006. <http://www.epa.gov/safewater/mcl.html>. Nisan 2006'da ziyaret edildi.

Uyak, V., 2006. Multi-pathway Risk Assessment of Trihalomethanes Exposure in Istanbul Drinking Water Supplies. Environment International, 32, 12-21.

Ünlü, K., Özenirler, G., Sözüdoğru, S., 1997. Classification of Commonly used Pesticides in Turkey based on Pollution Potentials. Turkish Journal of Engineering and Environmental Science 21, 189-202.

van Dijk-Looijaard, A.M., van Genderen, J., 2000. Levels of Exposure from Drinking Water. *Food and Chemical Toxicology* 38, S37-S42.

Wallace, L.A., Pellizzari, E.D., Hartwell, T.D., Sparacino, C., Whitmore, R., Sheldon, L., Zelon, H., Perritt, R., 1987. The TEAM (Total Exposure Assessment Methodology) Study: Personal Exposures to Toxic Substances in Air, Drinking Water, and Breath of 400 Residents of New Jersey, North Carolina, and North Dakota. *Environmental Research* 43, 290-307.

Watt, G.C.M., Britton, A., Gilmour, H.G., Moore, M.R., Murray, G.D., Robertson, S.J., 2000. Public Health Implications of New Guidelines for Lead in Drinking Water: A Case Study in an Area with Historically High Water Lead Levels. *Food and Chemical Toxicology* 38,73-79.

Weisel, C.P., Kim, H., Haltmeier, P., Klotz, J.B., 1999. Exposure Estimates to Disinfection By-products of Chlorinated Drinking Water. *Environmental Health Perspectives* 107:2, 103-110.

Whitmore, R.W., Byron, M.Z., Clayton, C.A., Thomas, K.W., Zelon, H.S., Pellizzari, E.D., Lioy, P.J., Quackenboss, J.J., 1999. Sampling Design, Response Rates, and Analysis Weights for the National Human Exposure Assessment Survey (NHEXAS) in EPA Region 5. *Journal of Exposure Analysis And Environmental Epidemiology*, 9, 369-380.

WHO (World Health Organization), 1995. Concern for Europe's Tomorrow: Health and the Environment in the WHO European Region. WHO European Centre for Environment and Health, Wissenschaftliche Verlagsgesellschaft mbH Stuttgart.

WHO, 2004. Guidelines for Drinking-water Quality, Third Edition, Volume 1, Recommendations. World Health Organization, Geneva.

Williams, P., Benton, L., Warmerdam, J., Sheehan, P., 2002. Comparative Risk Analysis of Six Volatile Organic Compounds in California Drinking Water. *Environmental Science and Technology* 36, 4721-4728.

Yersel, M., Erdem, A., Eroğlu AE, Shahwan, T., 2005. Separation of Trace Antimony and Arsenic Prior to Hydride Generation Atomic Absorption Spectrometric Determination. *Analytica Chimica Acta* 534, 293-300.

Zhao, L., Lee, H.K., 2001. Application of Static Liquid-phase Microextraction to the Analysis of Organochlorine Pesticides in Water. *Journal of Chromatography A* 919, 381-388.

40CFR141.50, 2002. Code of Federal Regulations, Title 40- Protection of Environment, Chapter 1- Environmental Protection Agency, Part 141- National Primary Drinking Water Regulations, 141.50- Maximum Contaminant Level Goals for Organic Contaminants.

40CFR141.53, 2002. Code of Federal Regulations, Title 40- Protection of Environment, Chapter 1- Environmental Protection Agency, Part 141- National Primary Drinking Water Regulations, 141.53- Maximum Contaminant Level Goals for Disinfection Byproducts.

40CFR141.61, 2002. Code of Federal Regulations, Title 40- Protection of Environment, Chapter 1- Environmental Protection Agency, Part 141- National Primary Drinking Water Regulations, 141.61- Maximum Contaminant Levels for Organic Contaminants.

40CFR141.62, 2002. Code of Federal Regulations, Title 40- Protection of Environment, Chapter 1- Environmental Protection Agency, Part 141- National Primary Drinking Water Regulations, 141.62- Maximum Contaminant Levels for Inorganic Contaminants.

40CFR141.64, 2002. Code of Federal Regulations, Title 40- Protection of Environment, Chapter 1- Environmental Protection Agency, Part 141- National Primary Drinking Water Regulations, 141.64- Maximum Contaminant Levels for Disinfection Byproducts.

40CFR143.3, 2002. Code of Federal Regulations, Title 40- Protection of Environment, Chapter 1- Environmental Protection Agency, Part 143- National Secondary Drinking Water Regulations, 143.3- Secondary Maximum Contaminant Levels.

**EK**  
**ANKETLER**

**İzmir İli İçme Suyu Maruziyet Çalışması  
Tanımlama Anketi**

Uygulayan	<input type="checkbox"/> Kendisi	HN	<input type="text"/> <input type="text"/> <input type="text"/> <input type="text"/>
	<input type="checkbox"/> Teknisyen		<i>gün ay yıl</i>
		Uygulanma Tarihi	<input type="text"/> <input type="text"/> / <input type="text"/> <input type="text"/> / <input type="text"/> <input type="text"/> <input type="text"/> <input type="text"/>

<b>Adres</b>	
Mahalle _____	Cadde/Sokak _____
Apt. No. _____	Daire No. _____ Semt _____
İlçe _____	Posta Kodu _____
Telefon No. _____	

1. Uygulanan (Ad Soyad) _____ <i>18 yaşından büyük olmalı</i>	
2. Burası sürekli yaşadığınız eviniz midir yoksa yılın yarısından azını geçirdiğiniz yazlık ya da ikinci eviniz midir? <input type="checkbox"/> Sürekli <i>devam</i> <input type="checkbox"/> Yazlık (ikinci ev) <i>dur.bu hane uygun değil</i>	
3. Bu adreste kaç kişi yaşamaktadır _____	
4. Şimdi bu hanede sürekli (yıl boyu) yaşayanlar ile ilgili bazı bilgiler doldurulacaktır. <b>Aşağıdaki soruları bu hanede yaşayan herbir kişi için arka sayfalardaki tablolara yanıtlayınız.</b>	
a. İlk adı	<i>Tablo 1</i>
b. Cinsiyeti	<i>Tablo 1</i>
c. Doğum yılı	<i>Tablo 1</i>
d. Memleketi <i>tablo E kolonu sonundaki seçeneklerden seçiniz</i>	<i>Tablo 1</i>
e. Aylık gelir <i>tablo F kolonu sonundaki seçeneklerden seçiniz</i>	<i>Tablo 1</i>
<p>Gelir bilgileri, bilimsel araştırmalarda, benzer özelliklere sahip bireyleri gruplandırmak için sıkça kullanılır. Bu araştırma sonunda elde edilecek olan verilerin analizi sırasında gelir grupları da bir değişken olarak ele alınacaktır. Lütfen yanıtlarınızın gizli tutulacağını ve sadece bilimsel amaçlarla kullanılacağını unutmayınız.</p>	



## Tanımlayıcı Anket

### Tablo 1

A	B	C	D	E	F
Sakin No	İlk Adı	Cinsiyet	Doğum Yılı	Memleket	Aylık Gelir
a					
b					
c					
d					
e					
f					
g					
h					
i					
j					
k					
l					
m					
Uygun olanı seçiniz		<b>Cinsiyet:</b> Kız (1) Erkek (2) Cevap yok (55) Uygulanamaz (88)		<b>Memleket:</b> Ege (1) Marmara (2) Batı Karadeniz (3) Doğu Karadeniz (4) Doğu Anadolu (5) Güneydoğu Anadolu (6) Akdeniz (7) Yabancı (8) İç Anadolu (9) Cevap yok (55) Bilmiyorum (99)	<b>Aylık Gelir:</b> Çalışmıyorum (1) 0-300 milyon (2) 300-600 milyon (3) 600 milyon-1 milyar (4) 1-2 milyar (5) 2 milyardan fazla (6) Cevap yok (55) Bilmiyorum (99)

## DEMOGRAFİK VE KİŞİSEL BİLGİLER

Bu bölümdeki sorular her hanedeki birincil katılımcı tarafından yanıtlanacaktır. Lütfen her soru için size uygun olan seçeneği yanındaki kutucuğu işaretleyerek belirtiniz. Seçenek sunulmamış olan soruları, kutucukların içine ya da ayrılmış olan boşluğa yazarak yanıtlayınız.

5. En son mezun olduğunuz okul

- a. Hiç okula gitmedim  
 b. İlkokul  
 c. Ortaokul  
 d. Lise  
 e. Meslek yüksek okulu  
 f. Üniversite  
 g. Lisansüstü

6. Cinsiyetiniz

- a. Kız  b. Erkek

7. Doğum tarihiniz

*gün* / *ay* / *yıl*  
□□ / □□ / □□□□

8. Kilonuz

□□□ kg

9. Günde ne kadar zamanınızı evde geçiriyorsunuz?

□□ saat

10. Evde bulunduğunuz süre içinde ne kadar su tüketiyorsunuz?

□□ bardak

11. İşyerinizde veya okul/kurs gibi düzenli olarak bulunduğunuz yerlerde günde ne kadar zaman geçiriyorsunuz?

□□ saat

12. İşyeri/okul/kurs vb. yerlerde bulunduğunuz süre içinde ne kadar su tüketiyorsunuz?

□□ bardak

## Ev Özellikleri

Bu bölümdeki sorular evinizle ilgilidir. Lütfen emin olmadığımız soruları ailenizin diğer bireyelerine danışarak mümkün olduğunca doğru yanıtlar vermeye çalışınız.

13. Evinizin bulunduğu bina ne zaman inşa edilmiştir?

- a. 2000'den sonra
- b. 1990 – 1999
- c. 1980 – 1989
- d. 1970 – 1979
- e. 1960 – 1969
- f. 1960'dan önce
- g. Bilmiyorum

14. Siz bu eve ne zaman taşındınız?

- a. 2000'den sonra
- b. 1990 – 1999
- c. 1980 – 1989
- d. 1970 – 1979
- e. 1960 – 1969
- f. 1960'dan önce
- g. Bilmiyorum

15. Evinizin su tesisatında hangi tip borular kullanılmıştır?

- a. Metal
- b. Plastik
- c. Bilmiyorum

16. Bu evde yaşadığınız süre boyunca su borularınızda değişiklik yapıldı mı?

- a. Evet *lütfen belirtiniz* \_\_\_\_\_
- b. Hayır

17. Evinizde musluk suyunuz var mı?

- a. Evet
- b. Hayır

18. Musluk suyunuzun kaynağı nedir?

- a. Şehir şebekesi  
 b. Özel kuyu  
 c. Su deposu  
 d. Diğer *lütfen belirtiniz* \_\_\_\_\_  
 e. Bilmiyorum

19. İçme suyu olarak hangi kaynağı kullanıyorsunuz?

- a. Musluk suyu  
 b. Şişelenmiş su  
 c. Kuyu suyu  
 d. Diğer *lütfen belirtiniz* \_\_\_\_\_  
 e. Bilmiyorum

20. İçme suyunuzu arıtmak için aşağıdaki yöntemlerden hangilerini kullanıyorsunuz?

	<u>Evet</u>	<u>Hayır</u>	<u>Bilmiyorum</u>
a. Kaynatmak	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
b. Musluk tipi arıtma cihazı	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
c. Apartman tipi arıtma cihazı	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
d. Diğer <i>lütfen belirtiniz</i> _____			

21. Evinizin yakınında benzin istasyonu var mı?

- a. Evet  
 b. Hayır  
 c. Bilmiyorum

22. Evinizin yakınında endüstri (fabrika, imalathane vb.) var mı?

- a. Evet *lütfen belirtiniz* \_\_\_\_\_  
 b. Hayır  
 c. Bilmiyorum

23. Isınmak için aşağıdakilerden hangilerini kullanıyorsunuz?

*Birden fazla seçenek işaretleyebilirsiniz*

- a. Merkezi sistem
- b. Kat kaloriferi
- c. Kömür sobası
- d. Elektrik sobası
- e. Gaz sobası
- f. Klima
- g. Şömine
- h. Diğer *lütfen belirtiniz* \_\_\_\_\_

24. Bulaşıklarınızı nasıl yıkıyorsunuz?

- a. Bulaşık makinası ile
- b. Elde
- c. Her ikisi

25. Çamaşırlarınızı nasıl yıkıyorsunuz?

- a. Çamaşır makinası ile
- b. Elde
- c. Her ikisi

26. Evinizde oda kokusu/spreyi, naftalin vb. kullanıyor musunuz?

- a. Evet
- b. Hayır
- c. Bilmiyorum

**İzmir İli İçme Suyu Maruziyet Çalışması  
Günlük Etkinlik Bilgileri**

Uygulanan (Ad Soyad)

HN

Günlük Etkinlik Bilgileri Anketi'nde, bir gün içinde gerçekleştirdiğiniz bazı etkinliklerle ilgili sorular yer almaktadır. Bu çalışma 7 gün sürecektir. Her gün için 1 tablo ve 30 soru olmak üzere 2 sayfa hazırlanmış ve her sayfanın üst kısmında kaçınıcı gün olduğu belirtilmiştir. Lütfen her akşam kısa bir sürenizi ayırarak size verilmiş olan soruları yanıtlayınız.

Birinci sayfadaki tabloda, gün içinde bulunabileceğiniz yerler listelenmiş ve günün 24, saati 24 ayrı kutucuk şeklinde gösterilmiştir. Her bir saat için, o süre içinde bulunduğunuz yerleri uygun kutucuğu doldurarak belirtiniz. Örneğin, üzerinde 7 sayısı bulunan kutucuk, sabah saat 07:00 ile 07:59 arasını temsil etmektedir. Eğer 07:00 ile 07:30 arasında evde, 07:30 ile 08:00 arasında otobüste bulduysanız; tabloda hem ev (bina içi) hem de ulaşım satırında 7 sayısının altındaki kutucuğu doldurmalısınız. Lütfen günün her saati için en az bir yer işaretlediğinizden emin olunuz.

7. günün sonunda, Günlük Etkinlik Bilgileri Anketi'ni tamamladığımızda, anketinizi size verilmiş olan zarfa koyunuz. Bu zarfın üzerine adres bilgilerimiz yazılmış ve posta pulu yapıştırılmıştır. Zarfı, hiçbir ücret ödemededen, herhangi bir postaneye verebilirsiniz. "İzmir İlinde İçme Suyu Kaynaklı Maruziyet ve Risk Seviyelerinin Değerlendirilmesi" çalışmasına katkılarınızdan dolayı teşekkür ederiz.

# 1. GÜN

Bugünün Tarihi

gün ay yıl  
□□ / □□ / □□□□

○ ○ ○ ○ ○ ○ ○  
Pzt Salı Çar Perş Cum Cmt Pzr

Yer	Sabah	Öğleden Sonra	Akşam	Gece
Ulaşım/Trafik	6 7 8 9 10 11	12 13 14 15 16 17	18 19 20 21 22 23	24 1 2 3 4 5
Ev (Bina İçi)	6 7 8 9 10 11	12 13 14 15 16 17	18 19 20 21 22 23	24 1 2 3 4 5
Okul/İş (Bina İçi)	6 7 8 9 10 11	12 13 14 15 16 17	18 19 20 21 22 23	24 1 2 3 4 5
Bar/Lokanta/Kahve	6 7 8 9 10 11	12 13 14 15 16 17	18 19 20 21 22 23	24 1 2 3 4 5
Diğer (Bina İçi)	6 7 8 9 10 11	12 13 14 15 16 17	18 19 20 21 22 23	24 1 2 3 4 5
Ev (Bina Dışı)	6 7 8 9 10 11	12 13 14 15 16 17	18 19 20 21 22 23	24 1 2 3 4 5
Okul/İş (Bina Dışı)	6 7 8 9 10 11	12 13 14 15 16 17	18 19 20 21 22 23	24 1 2 3 4 5
Diğer (Bina Dışı)	6 7 8 9 10 11	12 13 14 15 16 17	18 19 20 21 22 23	24 1 2 3 4 5

A. Bugün aşağıdakilerden hangilerini yaptığınızı her soru için evet ya da hayır kutucuğu işaretleyerek belirtiniz.

1. İçinde park edilmiş bir araç bulunan bir garajda 15 dakikadan fazla zaman geçirdiniz mi?  a. Evet  b. Hayır
2. Benzin, gaz yağı vb. derinizle temas etti mi?  a. Evet  b. Hayır
3. Toprak, yaprak, çim vb. derinizle temas etti mi?  a. Evet  b. Hayır
4. Şömine ya da ocak temizlediniz mi?  a. Evet  b. Hayır
5. Şömine ya da ocak yaktınız mı?  a. Evet  b. Hayır
6. Mangal ya da yaprak, çöp vb. yaktınız mı?  a. Evet  b. Hayır
7. Evinizin içinde tütün ürünleri içildi mi?  a. Evet  b. Hayır
8. Duş aldınız mı?  a. Evet  b. Hayır
9. Banyo yaptınız mı? (Küvette su doldurup içine girerek)  a. Evet  b. Hayır
10. Zararlı bitki, haşere veya uçucu böcekleri önleyici bir madde kullandınız mı?  a. Evet  b. Hayır
11. Zararlı bitki, haşere veya uçucu böcekleri önleyici bir madde hazırladınız mı?  a. Evet  b. Hayır

## 1. GÜN

12. Benzin, gaz yağı vb. pompaladınız ya da başka bir şekilde teneffüs ettiniz mi?  a. Evet  b. Hayır
13. Elde bulaşık yıkadınız mı?  a. Evet  b. Hayır

**B.** Bu bölümde, yanıtlarınızı kutucukların içine sayıyla yazınız.

14. Bugün kaç bardak su içtiniz?  bardak
15. Bugün kaç tane sigara içtiniz?  sigara
16. Bugün kaç tane pipo ya da puro içtiniz?  pipo/puro
17. Bugün kaç kere ellerinizi yıkadınız?  kere

**C.** Bu bölümdeki her soru için bugün geçirdiğiniz süreyi sayıyla kutucuğun içine yazınız ve yan tarafında saat mi dakika mı olduğunu belirtiniz.

18. Ulaşım amacıyla yolda geçirdiğiniz süre  saat/dakika
19. Bina içinde sigara içen birisiye geçirdiğiniz süre  saat/dakika
20. Araç içinde sigara içen birisiye geçirdiğiniz süre  saat/dakika
21. Kapalı ya da açık yüzme havuzunda geçirdiğiniz süre  saat/dakika
22. Temizlik ürünleri (deterjan, parlaticı vb.) kullandığınız süre  saat/dakika
23. Halı üzerinde oturduğunuz ya da uzandığınız süre  saat/dakika
24. Garaj ya da atölye benzeri kapalı bir alanda geçirdiğiniz süre  saat/dakika
25. Havalandırma amacıyla kapı veya camları açık tuttuğunuz süre  saat/dakika
26. Toprak kazmak vb. ağır işler ile koşu, bisiklete binme, aerobik, basketbol, futbol vb. ağır egzersiz yaptığınız süre  saat/dakika
27. Yürüyüş, bahçede çalışmak, ayakta iş yapmak, golf oynamak vb. hafif egzersiz yaptığınız süre  saat/dakika
28. Elde bulaşık yıkadığınız süre  saat/dakika
29. Duşta geçirdiğiniz süre  saat/dakika
30. Banyoda (Küvette su doldurup içine girerek) geçirdiğiniz süre  saat/dakika



PROJE ÖZET BİLGİ FORMU

126  
1-140  
200

<b>Proje Kodu:</b> İÇTAG – Ç077
<b>Proje Başlığı:</b> İZMİR İLİNDE İÇME SUYU KAYNAKLI MARUZİYET VE RİSK DEĞERLENDİRMESİ
<b>Proje Yürütücüsü:</b> Sait C. Sofuoğlu <b>Yardımcı Araştırmacılar:</b> Aysun Sofuoğlu, Mehmet Kitiş, Mustafa Odabaşı
<b>Projenin Yürütüldüğü Kuruluş ve Adresi:</b> İzmir Y. Teknoloji Enstitüsü, Gülbahçe, Urla 35430 İzmir
<b>Destekleyen Kuruluş(ların) Adı ve Adresi:</b>
<b>Projenin Başlangıç ve Bitiş Tarihleri:</b> 01-09-2003 – 31.12-2005
<b>Öz (en çok 70 kelime)</b> Bu çalışmada İzmir ilinde yarı-ihimal tabanlı bir örnekleme uygulanarak seçilen hanelerden içme suyu örnekleri toplanmış, her haneden bir kişiye uygulanan anketlerle demografik bilgiler ve içme suyu tüketim oranlarını belirlemek üzere bilgi toplanmıştır. Bunu takiben, elde edilen veriler kullanılarak örnekte yer alan bireyler ve İzmir ili halkı için, sırasıyla, bireysel ve kitlesel maruziyet, kanser harici risk, ve kanser riski seviyeleri uçucu organik maddeler, iz metaller, ve pestisitler için belirlenmiştir.
<b>Anahtar Kelimeler:</b> Maruziyet, Risk, İçme Suyu, Trihalometanlar, Organoklorlu pestisitler, İz metaller
<b>Projeden Kaynaklanan Yayınlar:</b> 1. Kavcar, P., Acar, Z., Sofuoğlu, S.C. "An Exposure-Risk Assessment Study for İzmir Drinking Water" Proceedings of EWRA Water Resources Management: Risks and Challenges for the 21st Century, pp. 519-530, İzmir, Turkey, September, 2004. 2. Occurrence, Exposure and Risk Assessment of Volatile Organic Compounds in Drinking Water for İzmir, <i>Water Research</i> , Cilt. 40, Sayfa 3219-3230, 2006.
<b>Bilim Dalı:</b> Çevre Bilimleri ve Mühendisliği <b>Doçentlik B. Dalı Kodu:</b> 903