

**KENTSEL ULAŞTIRMADA MOTORLU KARA
TAŞITLARI NDAN KAYNAKLANAN HAVA
KİRLİLİĞİ VE EKONOMİK ETKİLERİ**

YÜKSEK LİSANS TEZİ

İnş. Müh. Anl. BEÇİN

Anabilim Dalı: İnşaat Mühendisliği

Program: Ulaştırma Mühendisliği

Tez Danışmanı: Prof. Dr. Haluk GERÇEK

MAYIS 2002

**KENTSEL ULAŞTIRMADA MOTORLU
KARA TAŞITLARINDAN KAYNAKLANAN
HAVA KİRLİLİĞİ VE EKONOMİK
ETKİLERİ**

**YÜKSEK LİSANS TEZİ
İnş. Müh. Anl. BEÇİN
501981140**

**Tezin Enstitüye Verildiği Tarih : 13 Mayıs 2002
Tezin Savunulduğu Tarih : 29 Mayıs 2002**

**Tez Danışmanı : Prof. Dr. Haluk GERÇEK
Diğer Jüri Üyeleri Prof. Dr. Nâdir YAYLA (İ. T. Ü.)
Prof. Dr. Zerrin BAYRAKTAR (Y. T. Ü.)**

MAYIS 2002

ÖNSÖZ

Bu çalışmanın ortaya çıkmasında katkısı olan başta sayın hocam Haluk Gerçek olmak üzere beni hiç bıkmadan destekleyen sevgili nişanlım Esra Kışlal'a ve her zamanki gibi yanımda olan anne me, babama ve kardeşi me çok teşekkür ederim

Mayıs, 2002

Anıl BEÇİN

İÇİNDEKİLER

KISALTMALAR	v
TABLO LİSTESİ	vi
ŞEKİL LİSTESİ	viii
ÖZET	ix
SUMMARY	x
1. GİRİŞ	1
2. KENTSEL ÖLÇEKTE ÇEVRESEL ETKİLERİN MODELLENMESİ	5
2.1. Sürdürülebilir gelişme	5
2.2. Sistem bileşenlerinin ve ilişkilerinin tanımlanması	6
2.3. Çevre alt sistemi	9
2.4. Kent metabolizması	10
2.5. Ulaştırmanın Çevresel Etkilerinin Modellenmesi	11
2.5.1. Ulaştırma ve sürdürülebilir ulaştırma hedefleri	11
2.5.2. Ulaştırmanın sürdürülebilirliği için kavramsal modeli	14
2.5.2.1. Çevresel etkiler	16
2.5.2.2. Trafikğin çevresel etkilerinin insan alt sistemi üzerindeki etkisi	25
2.5.3. Kavramsal modelden işlevsel modele	27
2.5.3.1. Çevresel etkilerin modellenmesi için veri gereksinimi	29
2.5.3.2. Sürdürülebilir ulaştırma modelinin zamanla ve mekânla ilgili boyutları	29
3. KARAYOLU ARAÇLARINDAN KAYNAKLANAN KİRLETİCİLER	31
3.1. Ulaştırma emisyonlarının sağlık ve çevre üzerindeki etkileri	34
3.2. Benzin, diesel ve doğal gazla çalışan taşıtlara bağlı emisyonlar	36
3.2.1. Taşıt direkt emisyonları	36
3.2.2. Taşıt çevriminin diğer aşamalarındaki emisyonlar	38
3.2.3. Toplam yakıt çevrim emisyonları	39
3.3. Karayolu araçlarından kaynaklanan kirleticiler için standartlar	40
3.3.1. Emisyon kontrol mevzuatı	40
3.3.2. Yol üstü emisyonları	43

4. ÇEVRESEL ETKİLERİN EKONOMİK DEĞERLENDİRİLMESİ	45
4.1. Zarar değerlendirilmesi metodolojisi	45
4.1.1. Ödeneğe isteklilik.	46
4.1.2. Maliyetleri birleştirmek ve doğrusal olmayan etkiler.	46
4.1.3. Maruz kalma.	48
4.2. Ulaştırma emisyonlarının zarar maliyetlerinde yakıt ve konum etkileri	48
4.2.1. Zarar değerlerinin taşıyabilirliği	49
4.2.2. Ulaştırma emisyonları için parasal zararların değerlendirilmesi	52
4.2.3. Ulaştırma emisyonlarının zarar değerleri	54
4.3. Çevresel etkilerin ekonomik değerlendirilmesine örnekler	57
4.3.1. Los Angeles bölgesi için değerlendirmeler	57
4.3.1.1. Partiküllerden kaynaklanan ölüm	58
4.3.1.2. Partiküller ve ozondan kaynaklanan hastalıklar	61
4.3.1.3. Sonuçlar: Motorlu taşıtlardan emisyonların birim başına maliyetleri	63
4.3.2. ABD'deki motorlu taşıt kullanımındaki çevresel dışsallıklar	64
4.3.2.1. Hava kirliliğinin sağlık üzerindeki etkileri	65
4.3.2.2. Hava kirliliğinin azalttığı görüş netliği	69
4.3.2.3. Hava kirliliğinin neden olduğu tarım ürünleri kaybı	72
4.3.2.4. Hava kirliliğinin maddesel zararı	74
4.3.2.5. Hava kirliliğinin ormanlar üzerindeki zararı	75
4.3.2.6. İklim değişimi	77
4.3.2.7. Gürültü	80
4.3.2.8. Yakıt depolama tanklarından sızıntısının neden olduğu su kirliliği	82
4.3.2.9. Geniş petrol döküntülerinin neden olduğu su kirliliği	83
4.3.2.10. Diğer su kirliliği nedenleri.	83
5. İSTANBUL İÇİN BİR DEĞERLENDİRME	86
6. SONUÇLAR ve ÖNERİLER	92
KAYNAKLAR	94
EKLER	97
ÖZGEÇMİŞ	102

KI SALT MALAR

AB	: Avrupa Birli ği
OECD	: O rganisation for Economic Cooperation and Development
CFC	: Kloroflorokarbon
UOB	: Uçucu O rganik B leş i kler
MZUOB	: M etansız Uçucu O rganik B leş i kler
ROG	: Reaktif O rganik Gazlar
MZOG	: M etansız O rganik Gazlar
HC	: Hidrokarbonlar
MZHC	: M etansız Hidrokarbonlar
PM	: Partikül Maddeler
PM₁₀	: 10 mikron çapından küçük partikül maddeler
PM_{2,5-10}	: Çapları 2,5 mikron ile 10 mikron arasında olan partiküller
PM_{2,5}	: Çapları 2,5 mikrondan küçük olan partiküller
İP	: 2,5 mikrondan küçük çapı olan ince partiküller
TAP	: Toplam Asılı Partiküller
O₃	: Ozon
NO_x	: Nitrojenoksitler
NO₂	: Nitrojeni oksit
N₂O	: Diazot monoksit
SO_x	: Sülfür oksitler
SO₂	: Sülfür di oksit
SO₄	: Sülfat
CO	: Karbon monoksit
CO₂	: Karbondi oksit
CH₄	: Metan
C₆H₆	: Benzen
C₄H₆	: 1,3-butadien
NH₃	: Amonyak
Cd	: Kadmiyum
Pb	: Kurşun
Zn	: Çinko
Cu	: Bakır
Cr	: Krom
Ni	: Nikel
Se	: Selenyum
H₂S	: Sülfid
DEGT	: Düşük Emisyonlara Geçişli Taşıtlar
DET	: Düşük Emisyonlu Taşıtlar
UDET	: Ultra Düşük Emisyonlu Taşıtlar
SET	: Sıfır Emisyonlu Taşıtlar
DGT	: Doğal gazlı taşıtlar

TABLO LİSTESİ

	<u>Sayfa No</u>
Tablo 2.1 : İnsan alt sisteminin bileşenleri ve dinamiklerini tanımlayan süreçler	7
Tablo 2.2 : Çevre alt sisteminin bileşenleri	9
Tablo 2.3 : Çevre ve kaynaklara dayanarak sürdürülebilirlik göstergelerinin örnekleri ve sınıflandırılması	10
Tablo 2.4 : Ulaştırma sürdürülebilirliğinin hedefleri, amaçları ve göstergeleri	16
Tablo 2.5 : İngiltere, Fransa, Polonya ve Avrupa OECD ülkeleri için ulaştırma ile ilgili bilgiler.	20
Tablo 2.6 : Seçilmiş türler için karayolu ulaşımından oluşan emisyonların toplam emisyonlara oranı	21
Tablo 2.7 : Almanya’da ulaştırma bağlantılı emisyonlar (g/yolcu-km) (1986)-yolcu ulaştırması	23
Tablo 2.8 : Almanya’da ulaştırma bağlantılı emisyonlar (g/ton-km) (1986)-yük ulaştırması	23
Tablo 2.9 : Almanya’daki kent yerleşim alanları ve şehir merkezindeki caddelerdeki hava kirlenmelerinin yoğunlukları ($\mu\text{g}/\text{m}^3$).	23
Tablo 2.10 : Bazı Batı- Avrupa kentlerindeki nüfus değişimi (yıllık yüzde olarak)	26
Tablo 3.1 : Bilinen emisyon faktörlerine göre kirleticiler kategorileri	32
Tablo 3.2 : Ulaştırma etkinlikleri sonucunda oluşan kirleticilerin emisyon sayımcızelgelerine göre oranı	33
Tablo 3.3 : Sağlık ve çevresel etki kategorileri.	35
Tablo 3.4 : Taşıt emisyon faktörleri.	37
Tablo 3.5 : Tersine yakıt çevrimfaaliyetlerinden emisyonlar	39
Tablo 3.6 : Benzinli hafif yük taşıtları için egzoz emisyon standartları (gram/km)	41
Tablo 3.7 : Avrupa emisyon standartları	42
Tablo 3.8 : Trafikte kullanılmakta olan benzinli motorlu taşıtlarda CO (karbonmonoksit) sınır değerleri	42
Tablo 3.9 : Trafikte kullanılmakta olan dizel motorlu taşıtlarda absorpsiyon katsayısı sınır değerleri	43
Tablo 3.10 : Seçilen taşıtlar için emisyon faktörleri (g/km)	44
Tablo 4.1 : Değişik kaynak türlerinin emisyonlarına bağlı dozlarının değerlendirilmesi	51
Tablo 4.2 : Ulaştırma emisyonlarına bağlı zararlar (pens/gram).	54
Tablo 4.3 : Ulaştırma emisyonlarının zarar değerleri.	56
Tablo 4.4 : Zarar maliyetlerinin değerlendirilmesi ni özeti	57
Tablo 4.5 : Los Angeles bölgesi için maliyetler (1992 fiyatlarıyla, \$/kg).	64

Tablo 4 6	: Mot orlu taşıtlara bağlı emisyonlarda %10 azalma için kg başına sağlık maliyeti (1990 emisyonları, 1991\$/ Kg yayılma)	68
Tablo 4 7	: Mot orlu taşıtlarda ve emisyonlardaki %10 azalmaya dayalı ilgili emisyonlarda kg başına görüş netliği maliyeti (1990 emisyonları, 1991\$/kg yayılma)	71
Tablo 4 8	: Mot orlu taşıtlardan kaynaklanan ozon oluşturan emisyonlarındaki %10 veya %100 azalmadan dolayı tarım pazarındaki refahta değişim (1990 emisyonları, 1991\$/ kg- [NQ + UOB]) ^a	74
Tablo 4 9	: Kentleşmiş alanlarda değişik yol türleri üzerinde, değişik tür taşıtlar için yolculuğun taşıt- mlindeki (YTM) %10luk artışta gürültünün marjinal maliyeti (1990 yolculuğu, 1991\$/ 1000-YTM)	81
Tablo 4 10	: ABD’de mot orlu taşıt kullanımı nın toplam dışsal maliyetleri 1990- 91 (10 ⁹ 1991\$)	84
Tablo 5 1	: 2000 ve 2010 yılları için hareketlilik katsayıları, nüfus ve günlük yolculuk sayıları.	86
Tablo 5 2	: 2000 ve 2010 yılları için % olarak türel dağılım.	86
Tablo 5 3	: Taşıtların ortalama yolculuk uzunlukları ve ortalama doluluk oranları.	87
Tablo 5 4	: 2000 ve 2010 yıllarında değişik ulaştırma türleriyle yapılan günlük yolculuk sayıları (milyon)	87
Tablo 5 5	: Taşıtların yolcu-km değerleri (milyon)	88
Tablo 5 6	: Taşıtların araç-km değerleri (milyon)	88
Tablo 5 7	: Taşıtların kullandıkları yakıt türüne göre araç-km değerleri (milyon)	88
Tablo 5 8	: İstanbul için yakıt türlerine göre günlük emisyon değerleri (ton)	90
Tablo 5 9	: İstanbul için günlük emisyonların zarar değerleri (milyon TL/gün)	91
Tablo A 1	: Bölgesel ölçekli kirlilik doz hesaplamaları	100
Tablo A 2	: Büyük Londra için emisyon/konsantrasyon ilişkileri	102

ŞEKİL LİSTESİ

		Sayfa No
Şekil 1.1.	: Seçil miş AB ül keleri nde CO e ni syon ları ndaki de ği ş i mler . . .	2
Şekil 1.2.	: Seçil miş AB ül keleri iç in nitrojen oksitleri n e ni syon ları ndaki de ği ş i mler	3
Şekil 2.1.	: Ana alt siste mler, et ki le ş im süreç leri ve sür dür ü le bil ir sorun lar	6
Şekil 2.2.	: İnsan ve çevre alt siste mleri arası ndaki et ki le ş i mler	8
Şekil 2.3.	: U a ş tır ma ile di ğ er kes i mler ve de alt siste mler arası ndaki iliş kiler	13
Şekil 2.4.	: Mbt orlu araç trafi ğ in çevre üzeri ndeki ana et kileri	15
Şekil 2.5.	: U a ş tır ma al tyapısı nı n çevre üzeri ndeki et kileri	17
Şekil 2.6.	: U a ş tır ma siste mi ni n insan siste mi üzeri ndeki dolaylı et kileri (çevresel et kiler do ğ ru lt usunda)	18
Şekil 2.7.	: Sür dür ü le bil ir ula ş tır ma modeli ni n basitle ş tiril mi ş yapısı	28

KENTSEL ULAŖTIRMADA MOTORLU KARA TAŖITLARI NDAN KAYNAKLANAN HAVA KİRLİLİ Ėİ ve EKONOMİK ETKİLERİ

ÖZET

Çevresel kirlenmenin gün geçtikçe daha tehlikeli boyutlara gelmesiyle doğal kaynakların korunması ve kullanılması daha önemli bir hale gelmiştir. Ekonomik gelişmede çok önemli bir payı olan ulaştırma aynı doğrultuda kirlilikte de önemli bir paya sahiptir, ekonomik büyüme yi desteklerken çevreyi de olumsuz etkilemektedir.

Bu çalışmada, kentsel ulaştırmanın çevresel etkileri ve bu etkilerin ekonomik maliyetleri değerlendirilmiştir. Kentsel ölçekte çevresel etkilerin modellenmek için sürdürülebilir gelişme, kent ve çevre alt sistemlerinin tanımları yapılmıştır. Bu tanımlardan modelin sınırları çizilmiş, ve sürdürülebilir ulaştırmanın kavramsal modeli ortaya çıkarılmıştır. Daha sonra bu kavramsal modelden veri gereksinimi ve sürdürülebilir ulaştırma modelinin zamanla ve mekânla ilgili boyutları göz önüne alınarak işlevsel modele geçilmiştir.

Kentsel kirlenmenin ulaştırmadan kaynaklanan önemli nedeni karayolu taşıtlarıdır. Bu sebeple bu taşıtların yaydığı çeşitli emisyonlar ve bu emisyonların zararları değerlendirilmiş, karşılaştırılmış ve bu emisyonlarla ilgili standartlar verilmiştir.

Ulaştırmanın çok çeşitli çevresel etkilerini değerlendirebilmek ve bir önem sırası oluşturabilmek için ortak bir birim müzerinden, parasal olarak değerlendirmek gerekir. Bu değerlendirmenin yapılabilmesi için çeşitli zarar değerlendirme metodolojileri ve ulaştırma emisyonlarının zarar maliyetlerinde yakıt ve konum etkileri değerlendirilmiştir. Ekonomik değerlendirmelerle ilgili İngiltere, Los Angeles bölgesi ve ABD ni dışsal maliyetleriyle ilgili örnekler verilmiştir.

İstanbul Türkiye’de kentsel ulaştırma kirliliğini en ağır şekilde yaşayan kentlerden biridir. İstanbul için 2000 yılı esas alınarak 2010 yılı için Nazım Plan ve eğilimler doğrultusunda 13 ve 15,3 milyon nüfus tahminleri için sırasıyla Senaryo 1 ve Senaryo 2 olarak değerlendirmeler yapılmıştır.

Sonuç olarak Nazım Plan uygulandığı takdirde hem Senaryo 1 hemde Senaryo 2 için emisyonlarda ve maliyetlerde bir azalma gözlenmektedir. Kentin arazi kullanımı verilerinin mevcut eğilimlere göre değişmesi durumunda ise Senaryo 1 için büyük bir değişim gözlenmez iken Senaryo 2’de hem emisyonlarda hemde maliyetlerde bir artış gözlenmektedir.

Bu değerlendirmeler sonucunda ortaya çıkan şudur; ulaştırma talebi ve arazi kullanımı arasındaki ilişki iyi değerlendirilmelidir, taşıtların hareketliliği yerine insanların hareketliliği artırılmalıdır ve ulaşım da standartlar yükseltilerek daha az kirleten taşıtlar tercih edilmelidir.

AIR POLLUTION AND ITS ECONOMIC IMPACTS OF URBAN ROAD TRANSPORT

SUMMARY

The degree of environmental pollution points out that the utilisation and protection of the natural resources has become highly important. Role of the transportation in the economical development is simultaneously increased the share of the transportation in the overall pollution, it affects environment negatively. In scope of the thesis environmental impacts of urban transportation and cost of those impacts are evaluated. The terms of sustainable development in scope of the cities, city and environment are explained. The limits of environmental impacts are determined and conceptual model of sustainable transportation is established. Transition from conceptual model to functional model is also presented.

Road vehicles have an important share in urban pollution. The emissions from these vehicles and their damages are evaluated, and standards on the emissions are given.

The economic costs of environmental impacts of transportation and some certain damage evaluation methodologies are examined. The examples from Los Angeles region and external costs in USA upon economical evaluations are given.

Istanbul is a city that is highly affected by urban pollution that results from transportation. For Istanbul, choosing year 2000 as a base year, evaluations are done for the year 2010 by taking into account the master plan of Istanbul.

In conclusion, if the master plan of the city can be put into practice, it is observed that emissions and costs decrease in both scenarios. In the case of changes of urban land use based on the current trends, it is not observed any remarkable change in Scenario 1, but in Scenario 2 increases in road vehicles emissions and costs are observed.

It is concluded that the relationship between transportation demand and land use should be evaluated correctly, market take-up of lower consumption vehicles and new propulsion technologies to reduce emissions should be promoted, the use of improved collective and non-motorised modes in conjunction with mobility management schemes should be supported and finally low polluting vehicles should be preferred.

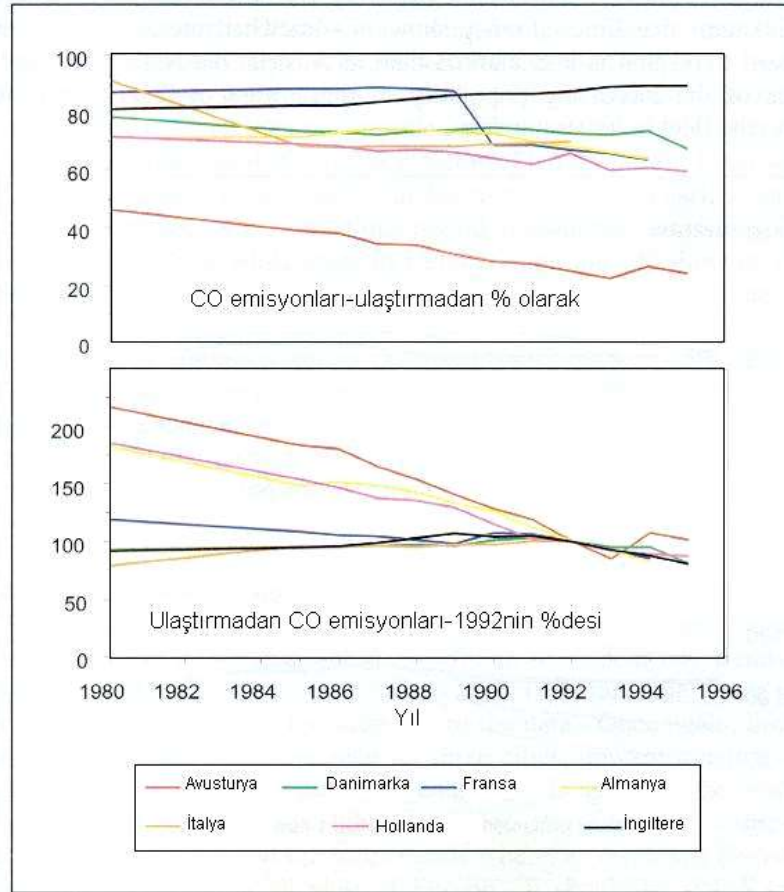
1. GİRİŞ

Avrupa Birliğinde neredeyse tüm enerjinin üçte biri ulaştırma için kullanılmaktadır. 1995 yılında toplam 992 Megasaton petrol eşdeğeri enerjinin 285 Megasatonu ulaştırma kesimi tarafından tüketilmiştir (OECD, 1997). Üstelik diğer kullanımlar göreceli olarak sabit kalırken ulaştırma için kullanılan enerji artmaktadır; 1980 ve 1995 yılları arasında ulaştırma enerjisi kullanımı %45 artarken endüstri ve diğer amaçlar için kullanılan enerji yaklaşık %0,5 azalmıştır. Ulaştırma talebi; ekonomik gelişmeyle oldukça sıkı olarak bağlantılıdır. Ulaştırma uluslararası ticarete katılma fırsatı sağladığı için hem refah seviyesi ne katkıda bulunur, hem de insanlara eğlenme ve dinlenme etkinlikleri için daha çok seçenek veren ve daha geniş bir alan içindeki mal ve hizmete ulaşmalarını sağlayan refah seviyesinin bir sonucudur.

Ulaştırma modern toplumun çok değerli ve gerekli bir parçasıdır fakat gittikçe, yaygın ve artan varlığı, istenmeyen yan etkilerini de artırmaktadır. Trafik sıkışıklığı kentleri daha az güzel bir hale getirir ve yolculuk zamanını, yakıt tüketimini, ve araç kullanıcıların stresini arttırarak ulaştırma sisteminin verimliliğini azaltır. Ulaştırma etkinlikleri için kullanılan altyapı bazen tarımsal olarak yararlı alanlar üzerine veya ekolojik, tarihi, estetik veya başka nedenlerle hassas yerlere yapılması zorunda kalır. Bu nedenle, çevresel ekonomik ve politik olarak ulaştırma sisteminin en iyi sonuç verecek şekilde tasarlanması ve kullanılması önemlidir. Böylece, kabul edilemez durumlar yaratmadan, ulaştırma yolcu ve yük taşımanın gereklilerini karşılar. Ulaştırmanın maliyetleri kontrol altında tutulmalı ve doğal ve insanlarla ilgili çevre üzerindeki olumsuz etkileri en aza indirilmelidir.

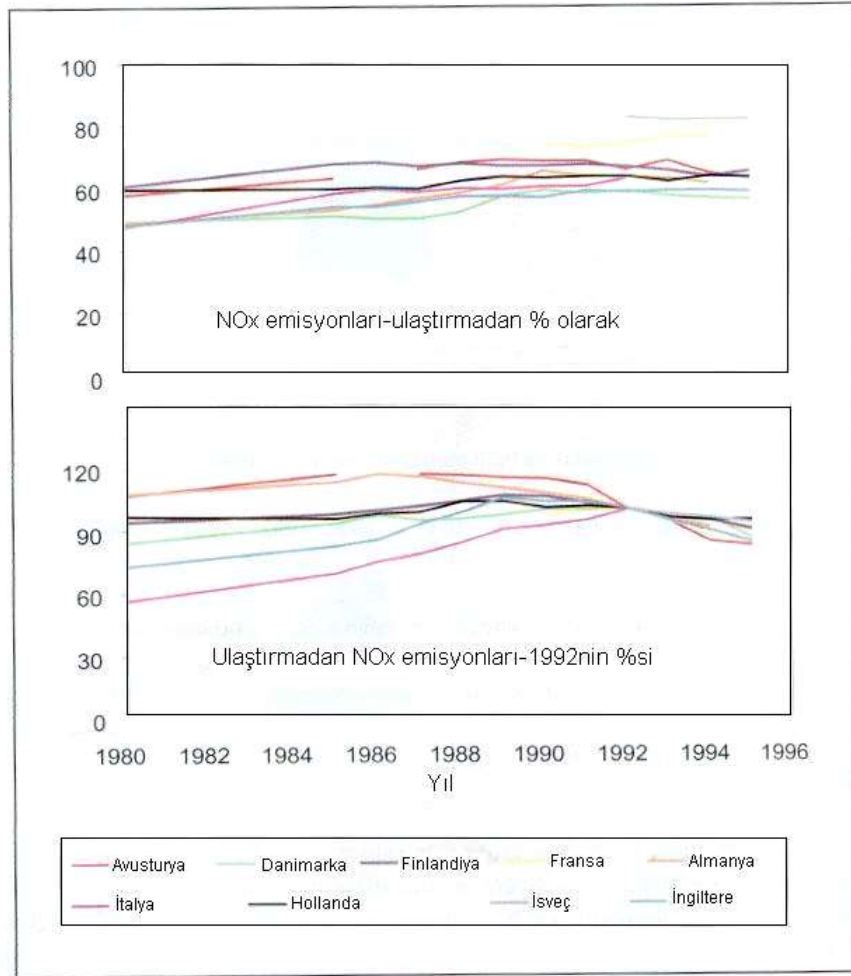
Ulaştırmanın önemli bir çevresel etkisi atmosferekirilenmeye katkısıdır. Her yanan bir litre yakıt çok yaklaşık olarak 100 gram karbonmonoksit, 20 gram uçucu organik bileşik, 30 gram nitrojen oksitlerden, 2,5 kilogram karbondioksit ve kurşun bileşiklerisülfür bileşiklerive küçük partikülleri de içeren diğer emisyon türlerini üretir. Bu bileşiklerin hepsi bir dereceye kadar yerel doğrudan sağlık etkilerinden, sera etkisi gibi küresel sorunlara kadar değişen hava kirliliği sorunları yaratırlar.

Önseziyle, ulaştırma etkinlikleri ve enerji tüketimindeki eğilimlerin kirletic emisyonlarındaki artışlarla paralellik göstereceği tahmin edilebilir, fakat durum böyle değildir. Özellikle 1970lerin başında AB'nin hafif yük taşıtları için emisyon sınır değerlerini ortaya çıkarmasından sonra karayolu ulaşım sektöründeki taşıtların emisyon özelliklerinde çok önemli iyileştirmeler kaydedilmiştir. Bu düzenlemeleri diğer taşıt türlerine yaymak ve daha uyulması zorunlu hale getirmek için periyodik olarak değişiklikler yapılmıştır. Daha az kirlüten taşıtların gelişmesine, yakıt standartlarındaki sınırlamalar geliştirilerek yardımcı edilmiştir. Örneğin, benzindeki kurşun ve dizeldeki sülfür içeriği azaltılmıştır. Bu nedenle seçilmiş AB ülkelerindeki Şekil 1.1 ve 1.2 de gösterilen, 1985 ve 1995 arasındaki karbonmonoksit ve nitrojenoksit emisyonlarının değişimi ulaşımdaki keskin büyüme eğilimini göstermez tam tersine çoğu durumda genel bir azalma gösterir.



Şekil 1.1 Seçilmiş AB ülkelerinde CO emisyonlarındaki değişimler (MEET, 1999)

CO ile ilgili olarak değişik ülkelerdeki yolcu otomobil filolarının düzenlemeleri ile gösterilen eğilimler arasında yakın bir benzerlik vardır. Kontrol edilmeyen benzinli taşıtlar dizel taşıtlardan ve katalizörlü benzinli taşıtlardan çok daha fazla karbonmonoksit üretir. Bu nedenle, örneğin İngiltere ve Avusturya'daki taşımanın karbonmonoksit oranları arasında açık bir fark vardır. Yerel düzenlemeler katalizör kontrollü taşıtların Avusturya'daki başlangıcını İngiltere'deki başlangıcından önce kesinleştirmiştir ve Avusturya'daki dizellerin oranı daha yüksektir öyle ki 1990 da Avusturya filosu yaklaşık %30 düşük emisyonlu otomobiller (dizel ve katalizör kontrollüler) içerir. 1990 da İngiltere'de neredeyse katalizörlü otomobil yoktu ve otomobillerin sadece %3ü dizeldi. Sonuç olarak İngiltere'deki otomobillerin göreceli olarak yüksek emisyonları, kirliliğe Avusturya'dakinden daha fazla ulaştırma katkısına neden olmuştur.



Şekil 1.2 Seçilmiş AB ülkeleri için NO_x emisyonlarındaki değişimler (MEET, 1999)

Bu tezin konusu kentsel ulaştırmanın çevresel etkileridir. Tezin 2. Bölümünde kentsel ölçekte çevresel etkilerin modellenmesi konusu incelenmiştir. Sürdürülebilir gelişme tanımından yola çıkarak modelin öğeleri tanımlanmış, bu öğelerden ulaştırma ele alınarak sınırları belirlenmiştir. Sürdürülebilir ulaştırma kavramına dayanan kavramsal model ve daha sonra işlevsel model konuları ortaya konmuştur.

Tezin 3. Bölümünde, karayolu araçlarından kaynaklanan kirlüticiler tanımlanarak zararları değerlendirilmiştir. Avrupa ve ABD’de bu kirlüticiler için oluşturulan standartlar bu bölümde açıklanmıştır.

4. bölümde çevresel etkilerin ekonomik değerlendirilmesi konusu ele alınarak zarar değerlendirme metodolojileri ve ulaştırma misyonlarının zarar maliyetlerinde yakıt ve konum etkileri incelenmiştir. Bu bölümde ayrıca ekonomik değerlendirmelere dünyadan örnekler verilmiştir.

5. bölümde İstanbul ele alınarak günümüzde ve gelecekte ulaştırmadan kaynaklanan kirlilik, İstanbul Uaştırma Ana Planından alınan veriler ve İngiltere’den alınan misyon ve zarar değerlerinden faydalananarak ortaya konulmaya çalışılmıştır.

Sonuç kısmında ise genel bir değerlendirme yapılarak, özellikle Türkiye’deki kentleri bekleyen sorunlara değinildi ve çözüme yardımcı olabilecek öneriler getirilmiştir.

2 KENTSEL ÖLÇEKTE ÇEVRESEL ETKİLERİN MODELLENMESİ

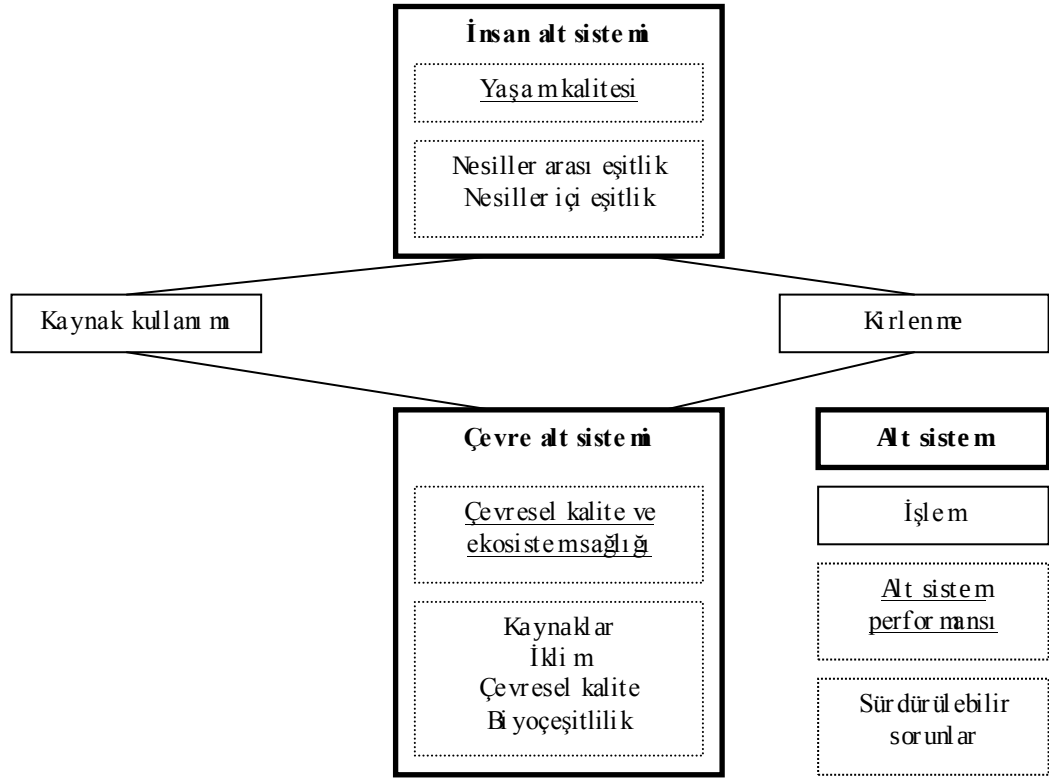
Kent modellenme teorileri 70'li yıllara hatta 60'lara kadar giden geçmiş çalışmalarını kapsar. Bu teorilerde sürdürülebilir kent için sorunların belirlenmesinde bir sorun olmadığı halde, bu teoriler günümüz kent planlamasındaki en etkili sorunları gözden gelmektedir. Bu sorunlar çevresel etkiler kadar yaşam kalitesiyle de ilgili sorunlardır. Bu modeller ise daha çok arazi kullanımı ve ulaşım sorunları üzerine odaklanmışlardır. Bunun en büyük nedeni bu modellerin sürdürülebilir gelişme hedeflerinden önce ortaya çıkmalarıdır.

2.1 Sürdürülebilir gelişme

Sürdürülebilir gelişmenin en çok kullanılan tanımı şudur ‘‘ Gelecek nesillerin kendi ihtiyaçlarını karşılayabilme olanağından ödün vermeden bugünün ihtiyaçlarını karşılayabilen gelişme’’ (WCED 1987). Bir başka tanım da ‘‘yaşamı destekleyen ekosistemlerle birlikte insan yaşamının kalitesini arttıran gelişme’’dir (IUCN- UNEP- WWF 1991). En önemli sürdürülebilirlik hedefleri:

- Yaşam kalitesinin korunması (veya yükseltilmesi);
- Sosyal eşitlik;
- Kaynak stoklarının korunması;
- İklim ve çevresel kalitenin korunması;
- Biyolojik çeşitliliğin korunması;

Gerçek zorluk yukarıda saydığımız bu hedeflerin doğasından ortaya çıkmaktadır: ekonomik gelişme hayat standartlarını yükseltirken daha az güvenli ve hoş olmayan bir çevre sağlamaktadır ve sonlu miktardaki kaynakları biz daha fazla kullandıkça gelecek nesillere daha az kaynak kalacak demektir.



Şekil 2.1 Ana alt sistemler, etkileşim süreçleri ve sürdürülebilir sorunlar
(Kupiszewska, 1997)

Şekil 2.1’de görüldüğü gibi sürdürülebilir gelişme iki alt sistemden modellenen yöntemlerini kapsmalıdır: İnsan alt sistemi ve çevre alt sistemi ve özellikle bu iki sistem arasındaki etkileşim. Ana etkileşimler, kaynak kullanımı ve tüketim ve özellikle iki alt sistemüzerinde de etkili olan kirlenme arasındadır. Bu etkileşim Şekil 2.1’de gösterilmiştir. Bu şekil basit görünmesine karşın oldukça karmaşık bir yapıyı saklar.

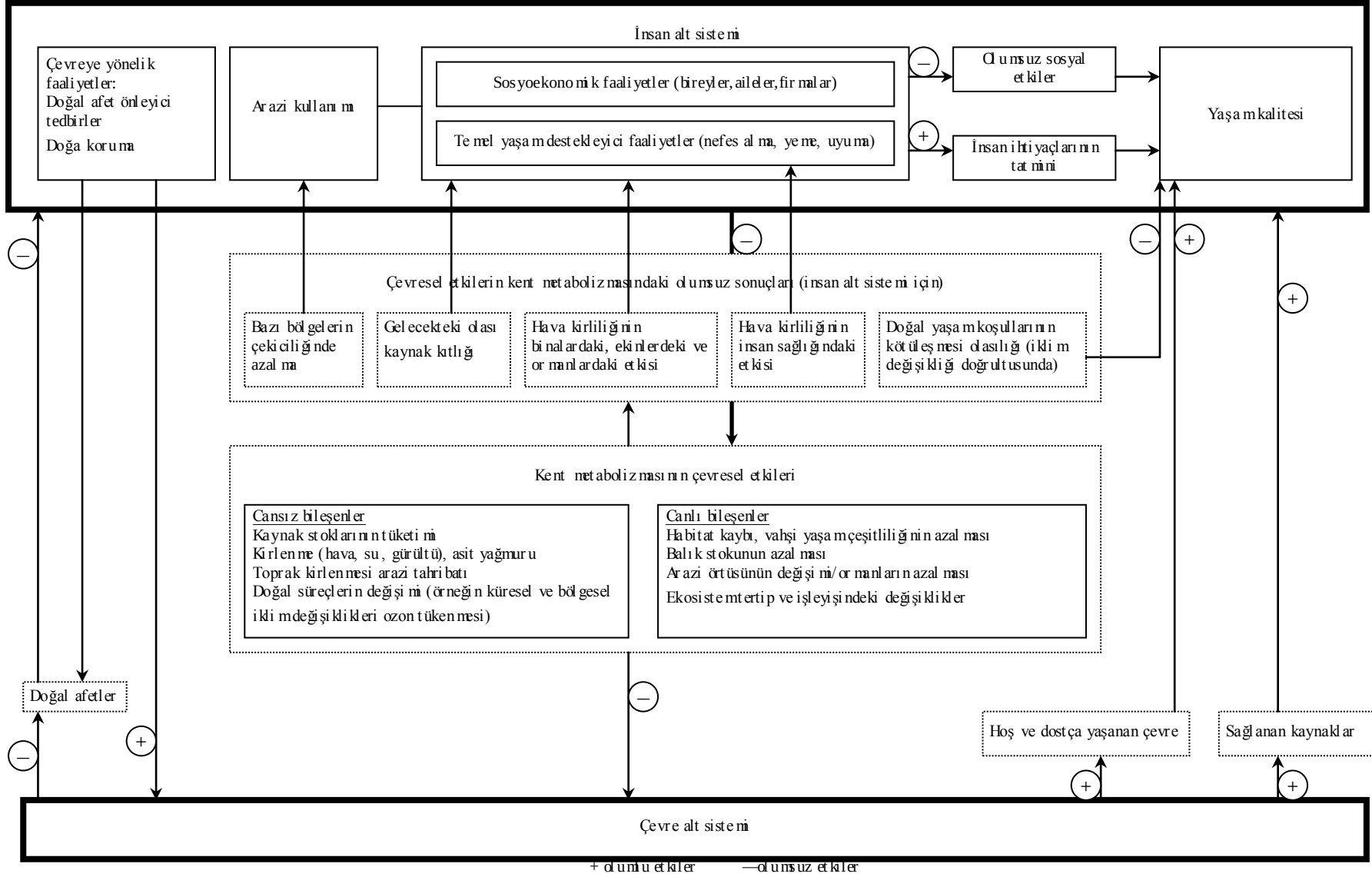
2.2 Sistem bileşenlerinin ve ilişkilerinin tanımlanması

Nitel bir model oluştururken sistemin bileşenlerini tanımlamak titiz bir yaklaşım gerektirmektedir: konular, konuların karakteristikleri ve fonksiyonları (örneğin insanlar hakkında konuşuyorsak etkinlikleri), aralarındaki ilişkiler ve sistem dinamiklerini tanımlayan yöntemler açıklanmalıdır. Tablo 2.1 ve 2.2 sürdürülebilir

kent modellerini ve bileşenlerinin örneklerini oluştururken dikkate alınması gereken sınıflandırmaı göstermektedir. Şekil 2.2’de ise bahsedilen bu iki alt sistem arasındaki karşılıklı etkileşimler görülmektedir.

Tablo 2.1 İnsan alt sisteminin bileşenleri ve dinamiklerini tanımlayan süreçler
(Kupiszewska, 1997)

İnsan alt sistemi				
Performans ölçütleri: Yaşam kalitesinin göstergeleri, sosyal eşitlik ve ekonomik gelişme seviyesi				
Konular (aktörler)	Özellikler	Faaliyetler (yoğunluk ve yer)	Süreçler	Alt yapı, mallar ve hizmetler (kalite, miktar, yer, fiyatlar)
<u>Nüfus</u> Bireyler Aile Sosyal Gruplar Etnik Gruplar	Yaş, Cinsiyet Eğitim seviyesi Sağlık Etnik köken Bireysel tercihler ... Hacim yapısı Gelir, bütçe yapısı Araba sahipliği Sosyal sınıf Suç seviyesi ... Kültürel özellikler	Çalışma Seyahat Eğitim Alışveriş Kişisel iş Boş zaman gezileri Turizm Ev bazlı faaliyetler	<u>Demokratik Süreçler</u> Yaşlanma Aile hacim ve yapısındaki değişimler <u>Sosyal Süreçler</u> Yabancılaşma Sosyal etkileşimin azalması Suç seviyelerinin değişimi Boş vakitlerin değişimi <u>Sosyo-ekonomik süreçler</u> Gelirlerin ve tüketim seviyesinin değişimi Kentleşme Banliyöleşme Kentleşme karşılığı İç kentlerin azalması <u>Ekonomik süreçler</u> Geleneksel endüstri sektörlerinin azalması Yüksek teknoloji endüstrilerinin büyümesi Hizmet sektörünün büyümesi (nailiye, perakende satış, boş zaman) <u>Fiziksel süreçler</u> Maddeler ve enerji akışları	Alt yapı ve üretimin yardımı Evlər Dükkanlar Bankalar Okullar Hastaneler Boş zaman merkezleri Telekomünikasyon Yollar Ulaştırma araçları Fabrikalar ve makineler ... Ara tüketim ve son tüketim malları Çelik Mamul Çiftlik hayvanları ... Gıda Giyisiler Mobilya Arabalar ... Hizmetler Perakende satış Toplu taşıma Sağlık hizmeti
<u>Teknoloji ve bilim</u>		Yeni teknolojilerin tanıtımı		
<u>Politik organizasyonlar</u> Merkezi ve yerel yönetim Sivil toplum örgütleri, dernekler Uluslararası organizasyonlar		Kanun yapma Karar verme Lobi yapma Politika üretme		



Şekil 2.2 İnsan ve çevre alt sistemleri arasındaki etkileşimler (Kupiszewska, 1997)

2.3 Çevre alt sistemi

Çevre alt sistemi iki ana bölümden oluşur: canlı bölüm ve cansız bölüm. Cansız bölüm özellikleri stoklarının boyutu ve/veya kaynaklarının kalitesi ne göre belirlenen bir grup kaynaktan oluşur. Çevre alt sistemindeki dinamik değişiklikler iki çeşittir: doğal olaylar ve sosyoekonomik faaliyetler tarafından tetiklenen süreçler (*ulaştırmanın etkileri bu gruba girer*). Çevreye bağlı sürdürülebilirlik göstergeleri üç gruba ayrılabilir: Çevresel durumu gösteren durum göstergeleri; kent metabolizmasına bağlı baskı göstergeler, ve kent metabolizmasının olumsuz etkilerini azaltmayı hedefleyen idari süreçler (Tablo 2.3).

Tablo 2.2 Çevre alt sistemi nin bileşenleri (Kupiszewska, 1997)

Çevre alt sistemi				
Cansız doğa				
Performans ölçütleri: Kaynakların kalitesi ve/veya miktarı				
Konular/Çevre	Stoklar	Kalite/Özellikler	Doğal tabiat day	Sosyoekonomik faaliyetler tarafından oluşturulan çevresel süreçler
Bölgesel iklim	- ---	Sıcaklık Yağış, nem Aydınlık süresi Güneş ışığı Rüzgar Görünürlük	Meteorolojik süreçler	Kent mikroklimasının oluşumu
Hava (sınır katmanı)	- ---	NO _x , O ₃ , CO ₂ , SO ₂ , UOB, PM ₁₀ yoğunlukları		Zehir serpintileri ve kimyasal dönüşümler Asit yağmurları
Küresel atmosfer	- ---	Sera gazları ve stratosfer ozonu yoğunlukları Küresel iklim	Sera etkisi Ağaçlar tarafından alınan CO ₂	Ozon katmanının tükenmesi İklim değişikliği, küresel ısınma
Su	■	Sıfır Asitlik Nitratların ve fosfatların yoğunlukları	Su döngüsü Taşkınlar	Eutrophication Asitleştirme
Fosil yakıtlar Mineraller	■	■	Kaynak oluşumu	Stokların tükenmesi
Toprak/ Arazi Peyzaj	■	Arazi örtüsü Sahipsiz/kirlenmiş araziler Toprak tipleri ve kalitesi Ağır metallerin yoğunlukları	Toprak süreçleri Erozyon Depremler Volkan püskürmeleri	Arazi tahribatı Toprak azalması/gübreleme Ekonomik faaliyetler ve alt yapıyla görülebilir tecavüz
Gürültü	- ---	Gürültü seviyesi		
Canlı alt sistemi				
Performans ölçütleri: Biyoçeşitlilik, ekosistemlerin sağlığı ve bütünlüğü				
Fauna (balık sahalarmı içeren) Flora (ormanları içeren)			Biyoçeşitlilik hayat	Habitat kaybı Vahşi yaşam çeşitliliğinin azalması Balık stokunun azalması Ormanların azalması Arazi örtüsü değişikliği Ekosistem türleri ve işlevindeki değişiklikler

Tablo 2.3 Çevre ve kaynaklara dayanarak sürdürülebilirlik göstergelerinin örnekleri ve sınıflandırılması (Kupiszewska, 1997)

Çevresel durum göstergeleri	Baskı göstergeleri	Politikaların göstergeleri
Su kalitesi Kirliliği hava konsantrasyonları	Kirliliği emisyonları	Katolik konvektörleri araba yüzdesi
Kaynak stokları	Kaynak kullanımı	Yenilenebilir kaynaklar tarafından üretilen enerji yüzdesi
Yeşil alan/açık alan	Çöp üretimi	Geri dönüşüm oranı
	Her yıl gelişme için kullanılan açık alanlar	
	Sera gazı emisyonları	Her yıl oluşturulan çevrelerin uzunluğu
	Trafik hacmi	

2.4 Kent metabolizması

Kent, özlerini çevreden alan, aldığı alanı barındırdığı yaşamları destekleyen ürünlere dönüştüren ve çevreye geri oluşturduğu atıkları bırakan yaşayan bir canlı gibi düşünülebilir. Kent metabolizması, özünde madde ve enerji akışlarını içerir fakat kentin var olması için araziler dahil bütün kaynaklara erişebilir. Bu nedenle kent metabolizması aşağıdaki elemanları içeren bir süreçtir. Bu elemanlar:

1. Girdiler: kaynaklar (arazi, hava, su, enerji kaynakları, yiyecek, kereste, yapı malzemeleri), yarı işlenmiş ve işlenmiş mallar
2. Dönüşüm ve ulaşım kaynak kullanımı ve tüketimi, malların üretimi, altyapı yapımı, kaynakların ve malların ulaşımı, kent içinde malların tüketimi
3. Çıktılar: ihracat malları, atıksu ve çöp üretimi, kirlilik yayılması (hava, su, toprak gürültü), sera gazları ve CFC (kloroflorokarbonlar) yayılması, terk edilmiş araziler
4. Çıktı-girdi dönüşümü: geri dönüşüm, yeniden kullanımı, geri üretimi, atık su işleme, enerji geri kullanımı

Bu dört aşamada ulaşım kapsamaktadır. Çevrenin sürdürülebilirliğine bu açıdan bakıldığında görülen şudur; yolculuk uzunlukları azaltılmalıdır, fakat bu azaltma ekonomik sürdürülebilirliği engelleyebilir.

2.5 Ulaştırmanın Çevresel Etkilerinin Modellenmesi

2.5.1 Ulaştırma ve sürdürülebilir ulaştırma hedefleri.

Günümüz Avrupa kentlerinin birçoğunda ulaştırma sistemlerinin sürdürülemez olduğunu reddedebilecek çok az insan vardır. Tıkanan yollar ve kavşaklar, hava kirliliği, gürültü gibi birçok sorun özellikle yaşlılar ve çocuklar için oldukça önemli sorunlar teşkil etmektedir. Ulaştırma planlamacıları yıllardır artantalebi karşılamaya çalıştılar. OECD ülkeleri kent ulaşımının gelişimine yön verirken yanlış yaptıklarını kabul ediyorlar (OECD 1996). Fakat kentlerle birlikte ekonomiler ve toplumlar da gelişirken artan sorunlar da ortaya çıkmaktadır. Hedeflerin fazla ve çakışık doğalarından dolayı uygun çözümler bulmak çok zorlaşmaktadır. Örneğin en bilinen temel zıtlıklardan biri şudur: İnsanların eğilimleri ve artan teknolojik gelişmeler, daha hızlı, daha konforlu daha sık ve daha uzun mesafelere seyahat etme yönündedir. İnsanların bir başka arzusu da çekici ve sağlıklı bir çevreyi devalettir. Daha genel olarak ekonomik büyüme ve çevresel sürdürülebilirlik arasında çatışma vardır.

Bu karışık olayları modelleyebilmek için başlangıç noktası, modellenecek sistemin bileşenlerini belirlemektir. Bunu yapmak için de Bölüm 1'de verilen sürdürülebilirliğin tanımlarını ve kurallarını hatırlamak gerekir.

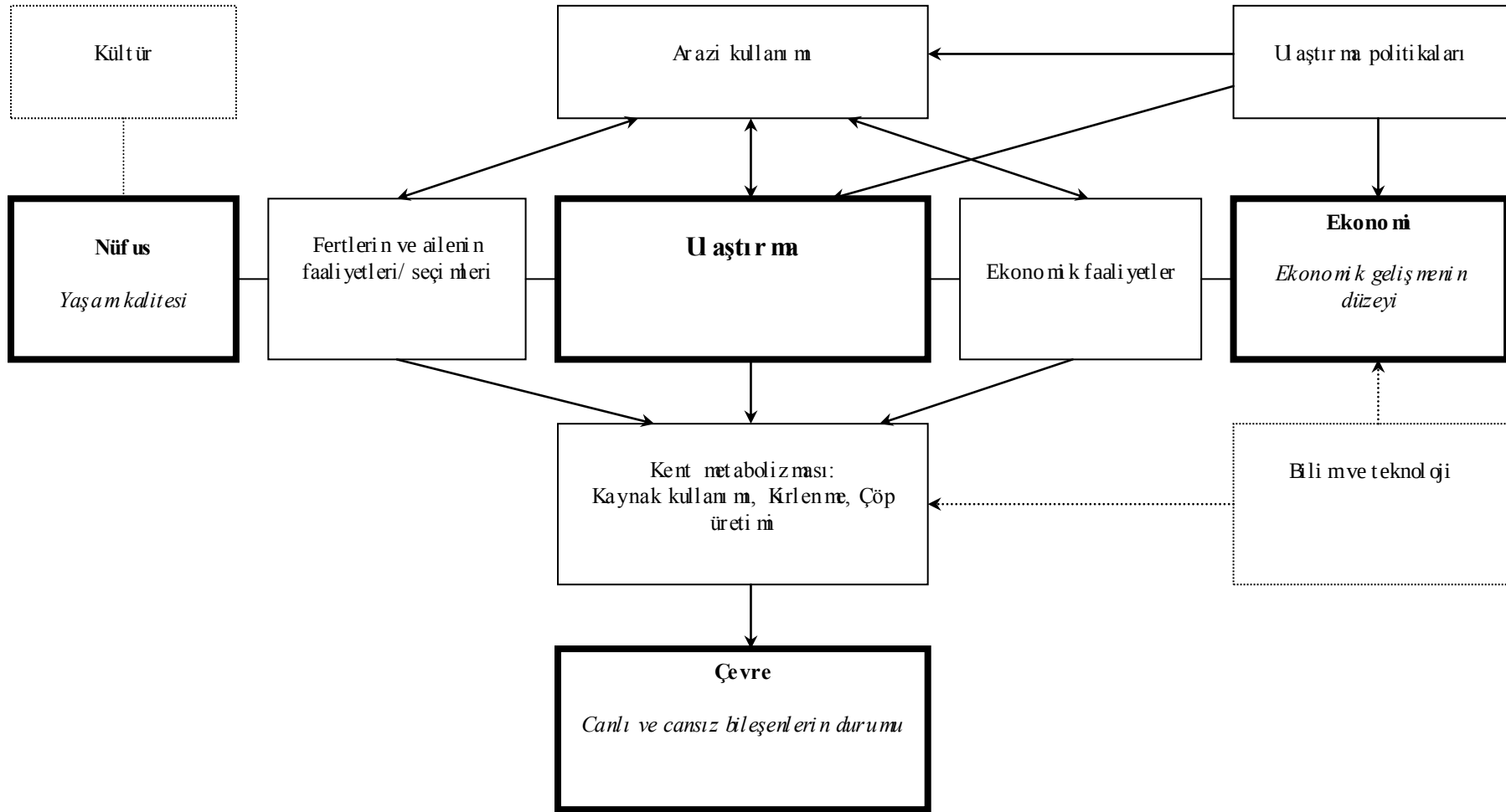
Özellikle sürdürülebilirlik hedeflerinin ikincisi olan sosyal eşitlik, sürdürülebilir gelişimin nesil içi eşitlik esasının özünü oluşturur. Diğer hedefler gelecek veya nesiller arası eşitlik esasından önemlidir.

Sürdürülebilir gelişim süreci açısından birçok başka esas ve kavram da vardır. Özellikle kritik yükler, önlemesası, ve çevresel dışsal maliyetlerin içselleştirilmesi kavram bunlar arasındadır. Bu kavramlar şu şekilde açıklanabilir:

- ‘‘Kritik yük belli bir kirleticinin oluşturabileceği muhtemel olası geri dönüş zararlarından farklı olarak ekosistemin belli bir doğal kaynağın tükenmesi için tolerans gösterebileceği seviyeyi tanımlar.’’ (OECD 1995b)
- Önlemler esaslı ‘‘potansiyel çevresel tehditleri, kesin bilimsel kanıtları beklemek yerine eylemlerle yanıtlamayı önerir. (OECD 1995b). ‘‘ Önemli veya geri dönüşlemez tehditlerin var olduğu yerlerde tam bilimsel kanıtların eksikliği çevresel yokoluşu önlemek için alınan mali-etkili önlemleri ertelenmek için bir neden olarak kullanılmasıdır.’’ (Rodeklarasyonu 15. Esas), (Kupiszewska, 1997)
- ‘‘Çevresel maliyetlerin içselleştirilmesi pazar fiyatlarının üretimin çevresel maliyetlerini yansıtmasını ve ürünün doğal kaynaktan yararlanma, kirlilik, çöp üretimi, tüketim elden çıkarılma ve diğer faktörlerin terimleri halinde kullanılmasını gerektirmektedir.

Ulaştırma odaklandığımız anda Şekil 2.3 de gösterilen yüksek seviyeli model geliriz. Bu modelde ekonomi ve nüfus ile ilgili bileşenler ana katılımlar olarak görülmektedir. Ulaştırma doğal kaynak kullanımı, yayılan kirlilik ve yaşam kalitesiyle de ilgili olarak çevre üzerinde de etkilere sahiptir. Ulaştırma ve arazi kullanımı politikaları, ekonomi ve nüfustaki gelişme senaryoları modelin ana girdilerini teşkil ederken, çıktıları yaşam kalitesi göstergeleri ve çevrenin durumudur.

Şekil 2.3, daha sonra belirtilecek tüm geri besleme durumlarının hepsini göstermeye de neden yeni bir modele ihtiyaç duyduğumuzu anlamamıza yardımcı olur. Mevcut kent modellenme teorileri ve yürürlükteki arazi kullanımı ulaşırma modelleri sürdürülebilirlik hedeflerinin önceliğinin kabulünden daha önce geliştirildiği için sürdürülebilir ulaşırmayı modellerken dikkate alınması gereken süreçlerin yalnızca bir kısmını kapsamaktadır. Bu modeller ulaşırma talebini ve ulaşırma politikalarının bu talebi karşıladaki etkinliğini kapsar fakat yoğunlukla ulaşırmanın çevresel etkilerini dikkate almazlar. Ayrıca ulaşırmanın yaşam kalitesi üzerindeki etkisini sadece ulaşılabilirlik olarak (zaman, para veya genelleştirilmiş maliyet biçiminde) çok basit bir şekilde ele almışlardır.



Şekil 2.3 Ulaştırma ile diğer kesimler ve de alt sistemler arasındaki ilişkiler (Kupiszewska, 1997)

Sürdürülebilir gelişmenin ana ilkeleri ve bileşenleri modelin faaliyet alanını açıklamak için önemli olmasına rağmen önlem esaslı modelin açıklama evresinde önekmektedir. Bunu şu şekilde açıklayabiliriz: ‘Eğer çeşitli modeller değişik sonuçlar veriyorsa en kötü sonuçları haber veren model doğruymuş gibi davran’ (Kupiszewska, 1997)

2.5.2 Ulaştırmanın sürdürülebilirliğinin kavramsal modeli

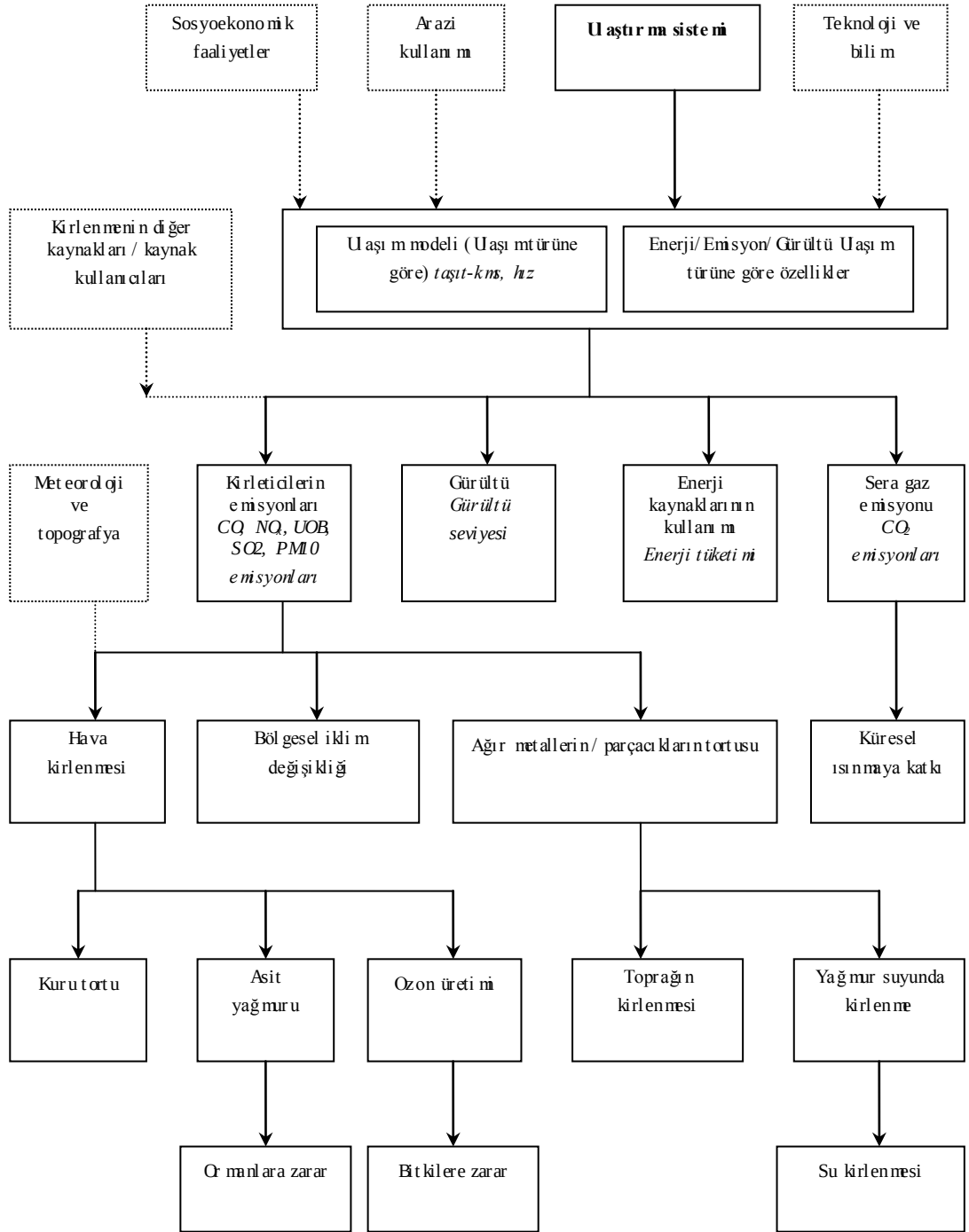
Kapsamlı bir sürdürülebilir ulaşım modeli sık gözlenen doğa olaylarını yansıtılabilecek ve sürdürülebilirlik hedeflerini başarmak için çeşitli politikaların faydasını değerlendirebilecek göstergeler sağlamalıdır.

Burada özellikle sürdürülebilir kavramsal modelin çevre ile olan etkileşimini göz önüne alınacaktır.

Şekil 2.4, 2.5 ve 2.6 ile Tablo 2.4 böyle bir kavramsal modelin grafik temsilini sağlamaktadır. Şekil 2.4 ve 2.5 trafik ve ulaşım altyapısının çevre üzerindeki etkilerini bir model olarak göstermektedir. Şekil 2.6 ise ulaşım sisteminin insan sistemi üzerindeki, çevresel etkiler doğrultusundaki, dolaylı etkilerini göstermektedir.

Bu modelde ulaşımın çevre üzerindeki etkilerini iki gruba ayırabiliriz

1. Çevre ve doğal kaynaklar üzerindeki etkisi, Şekil 2.4 (trafiğin etkisi) ve Şekil 2.5 (yol yapımını ve otomobil üretimini de kapsayan ulaşım altyapısının etkisi)
2. Çevresel etkiler doğrultusunda ulaşımın insan sağlığı üzerindeki dolaylı etkisi



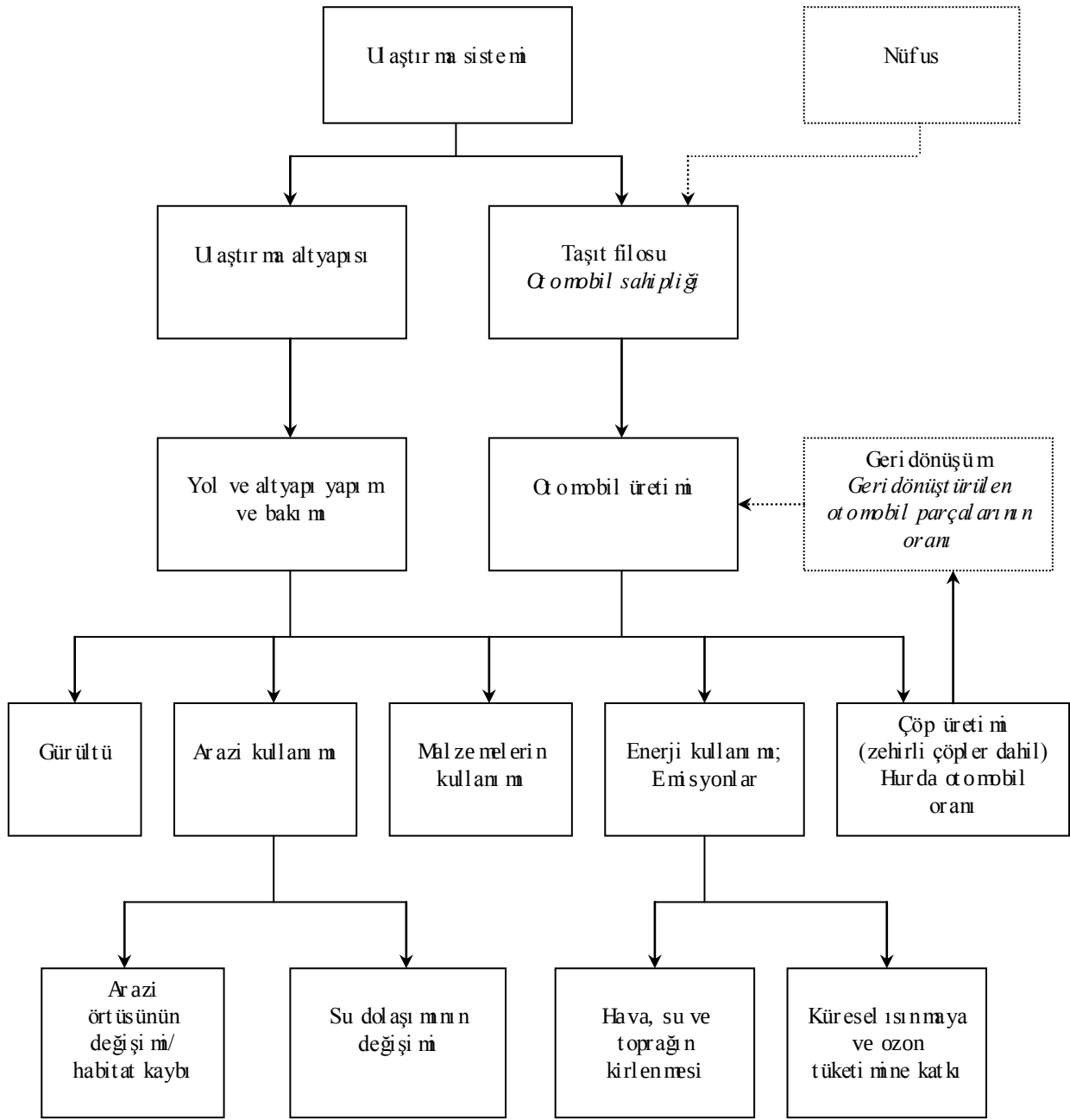
Şekil 2.4 Motosorlu araç trafiğinin çevre üzerindeki ana etkileri (Kupiszewska, 1997)

Tablo 2.4 Ulaştırma sürdürülebilirliğinin hedefleri, amaçları ve göstergeleri (Kupiszewska, 1997)

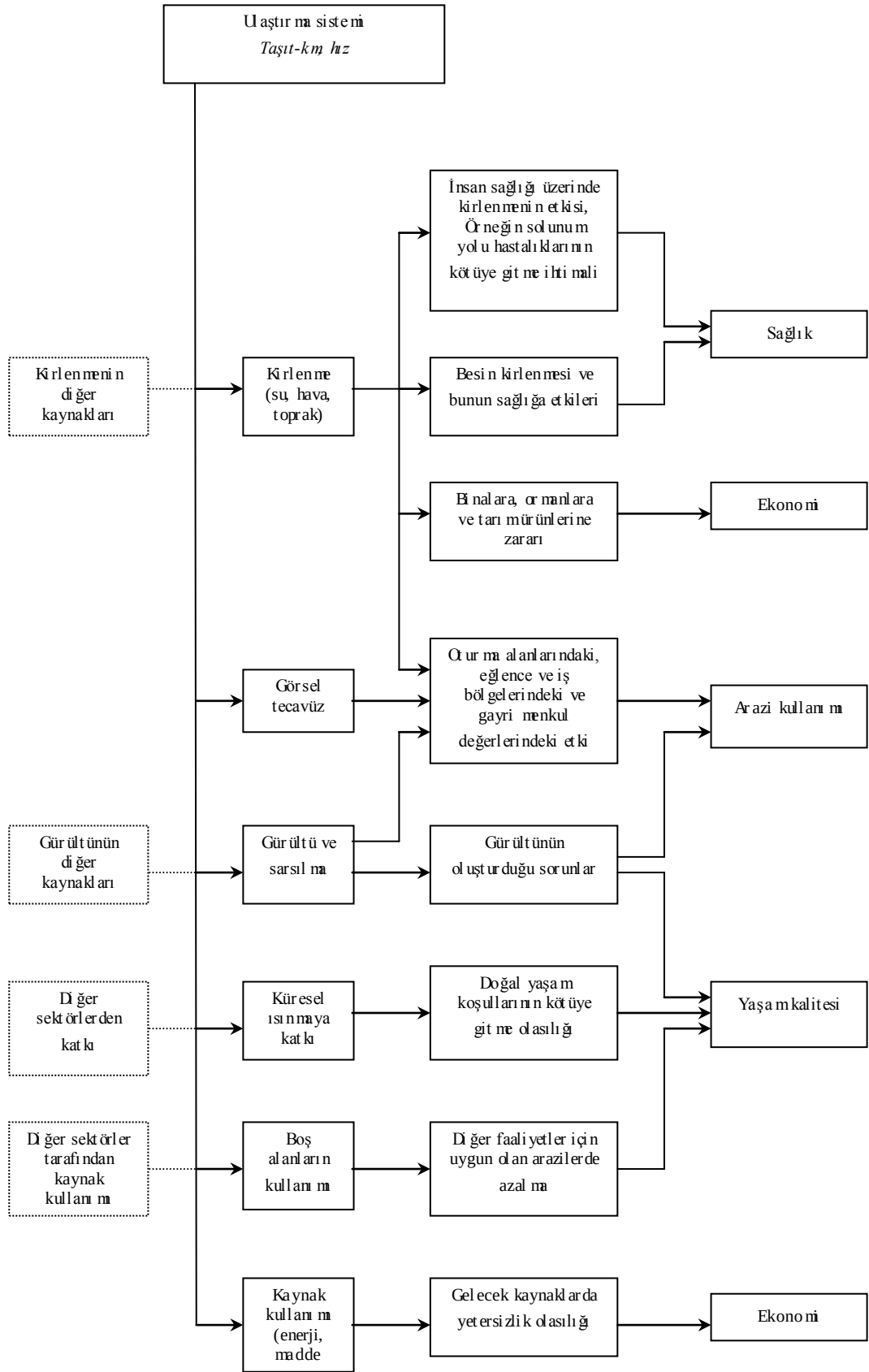
Hedefler ve amaçlar	Göstergeler
Çevre ve kaynaklar	
Hava kalitesinin iyileştirilmesi	NO _x , UOB, SO ₂ , CO, PM ₁₀ emisyonları ve/veya konsantrasyonları
Gürültü kirliliğinin azaltılması	Gürültü seviyeleri Yüksek gürültü seviyelerinden etkilenen nüfusun %i
Aşağıdaki kaynakların kullanımının azaltılması • Enerji kaynakları • Arazi • Hammaddeler	Yakıt tüketimi Arazinin ulaşım altyapısı için kullanılması Hammaddelerin kullanımı dolaylı olarak otomobil sayısına ve yolların uzunluğuna göre değerlendirilmektedir. İleri inceleme daha detaylı bir modelleme gerektirmektedir.
Aşağıdaki çevresel etkilerin azaltılması • Küresel ısınmaya katkı • Katı atık üretimi • Su sistemindeki etki • Toprak kirlenmesi	Kişi başına CO₂ emisyonu Yıllık hurda haline getirilen otomobil sayısı Geri dönüştürülen lastiklerin metal bölümlerinin petrolün, akülerin oranı Su sistemindeki, hayvan ve bitki toplulukları üzerindeki etki nitel olarak incelenmelidir. Modelleme yapılabilir fakat ileri inceleme gerekmektedir.

2.5.2.1 Çevresel etkiler

‘‘Günümüzde motorlu araçların hava kirliliğinden herhangi bir insan faaliyetinden daha fazla sorumlu olduğunun farkına genel de varılmıştır’’ [Walsh 1989]. Özel araç emisyonlarındaki azalmaya rağmen (Teknoloji ve bilimsel gelişmeler, Şekil 2.4) trafikteki artış emisyonlarda önemli bir artış meydana getirmiştir (Tablo 2.5). Ana kirlleticiler (Kirleticilerin emisyonları kutusu, Şekil 2.4) karbonmonoksit, nitrojenoksitler (NO ve NO₂), uçucu organik bileşikler (UOB), partiküller ve ağır metallerdir. Ayrıca bir miktar sülfürdioksit de yayılmaktadır. İngiltere, Fransa ve Polonya’daki toplam emisyonlar içindeki karayolu ulaşımının yaklaşık katkısı Tablo 2.6 da gösterilmektedir.



Şekil 2.5 Ulaştırma altyapısının çevre üzerindeki etkileri (Kupiszewska, 1997)



Şekil 2.6 Ulaştırma sisteminin insan sistemi üzerindeki dolaylı etkileri (çevresel etkiler doğrultusunda) (Kupiszewska, 1997)

Tabloda gösterildiği gibi, İngiltere’de karayolu ulaşımının toplam emisyon katkısı artmaktadır. 1980 ve 1990 yılları arasında karayolu ulaşımından dolayı karbonmonoksit emisyonu %46 artmıştır. 1990 da görülen karbonmonoksit emisyonunun %90’ını (kent alanlarında bu oran neredeyse %100dür) karayolu ulaşımı oluşturmaktadır. Dizel yakıtlı taşıtlardan (otobüsler ve ağır taşıtlar) dolayı oluşan siyah duman katkısı 1980 ve 1990 arasında iki katından fazla artmıştır. Karayolu ulaşımından dolayı oluşan NO_x emisyonu %72 artmıştır, bu 1990 da oluşan NO_x emisyonunun yarısından fazlasının nedenini açıklar. Önemli bir nokta da aynı zaman içinde (1980-1990) enerji üretimsantrallerinin nitrojen oksit emisyonundaki payı %38 den %28 e düşmüştür.

İngiltere’deki kurşun emisyonu 1986 da kurşunsuz benzinin tanıtılmasından sonra düşmüştür. 1980 ve 1990 arasında kurşun emisyonu %30 kadar düşmüştür. 1992 de kullanılan benzinin %46’sını kurşunsuz benzin oluştururken bu oran 1983 de sadece %3’tü.

Polonya, NO_x, UOB₂ ve partikül emisyonunda azalma olduğunu ve sadece CO emisyonunda %8’lik artış olduğunu açıklamıştır (Tablo 2.5). Yolcu otomobil trafik hacimlerinde %265 ve yol yük trafiğinde %65’lik artış olduğu düşünülürse çok başarılı bir sonuçtur. Fakat bu sonuç emisyon değerlendirme yöntemlerindeki farklılıklar yüzündendir.

Çeşitli ulaştırma türlerinde yolcu-kilometre veya ton-kilometre başına emisyon miktarları farklıdır ve genellikle karayolu ulaştırmasında yüksektir. Özellikle yolcu otomobillerinde diğer türlerde daha fazladır (Tablo 2.7 ve 2.8). Karayolu ulaştırmasında emisyonlar yakıt türüne bağlıdır. Dizel yakıtlar partiküllerden sorumluudur fakat kurşun içermez, benzinin yanması da karbonmonoksitin ana kaynağını oluşturur.

Tablo 2.5 İngiltere, Fransa, Polonya ve Avrupa OECD ülkeleri için ulaştırma ile ilgili bilgiler. (Kupiszewska, 1997)

	İngiltere			Fransa			Polonya			OECD- Avrupa		
	1980	1993	değişim	1980	1993	değişim	1980	1993	değişim	1980	1993	değişim
Yol trafik hacimleri (trilyon araç-km)												
Yolcu otomobilleri	197	334	%70	245	343	%40	20	73	%265	1322	2089	%58
Yük trafiği	41	64	%56	49	94	%92	20	33	%65	244	386	%58
Yol araç stokları (bin)												
Yolcu otomobilleri	14660	20344	%39	19130	24385	%27	2383	6771	%184	107339	159716	%49
Mâl taşıtları	2148	3220	%50	2516	4989	%98	618	1276	%106	11621	20919	%80
Yol ağ uzunluğu												
Tüm yollar (1000 km)	339	365	%8	803	812	%1	299	368	%23	3199	3433	%7
Ötobanlar (km)	2585	3183	%23	5264	8100	%54	139	257	%85	31507	43734	%39
Yol ulaştırması için enerji tüketimi (Petrol eşitirinin milyon tonu)												
Benzin	20,49	25,43	%24	18,71	17,99	-%4	3,84	4,56	%19	112,3	137,8	%23
Gaz petrol veya dizel	6,06	12,22	%102	9,42	20,96	%123	3,34	2,84	-%15	56,4	108,6	%93
Hareketli kaynaklardan emisyonlar (bin ton)												
Karbon monoksit (CO)	3990	5163	%29	8100	6376	-%21	1457	1576	%8			
Nitrojenoksit (NO _x)	1022	1308	%28	860	1088	%27	463	420	-%9			
VOC	866	938	%8		1166		371	320	-%14			
Partiküller	124	232	%87	40	76	%90	24	22	-%8			
CO ₂ (milyon ton)	98,9	139	%41	94,9	133,2	%40	34	26	-%24			
Otomobil sahipliği	1981	1992	değişim				1980	1992	değişim	1980	1987	değişim
1000 kişi başına düşen otomobil	277	367	%32				67	169	%152	260	308	%18

Tablo 2.6 Seçilmiş türler için karayolu ulaşımından oluşan emisyonların toplam emisyonlara oranı (Kupiszewska, 1997).

	Karayolu ulaşımı			Tüm hareketli kaynaklar					
	İngiltere 1980	İngiltere 1990	Kent alanları	İngiltere 1980	İngiltere 1993	Polonya 1980	Polonya 1993	Fransa 1980	Fransa 1993
Karbon monoksit (CO)	%82	%90	%100	%82	%92	%43	%75	%87	%65
Nitrojenoksitler	%35	%51	%60	%43	%56		%38	%52 ⁵	%72 ^{4,5}
UOB ¹	%38	%41	%50	%38	%40	%32	%41		%51
Partiküller ²	%21	%46		%22	%52		%1	%9	%33 ⁴
Sülfür dioksit (SO ₂)	%1	%2		%2	%4	%2	%2	%4	%13 ⁴
Karbondoksit (CO ₂) ³	%13	%19		%17	%25	%7	%7	%19	%36

¹ Metan hariç

² İngiltere verisi siyah dumana (havadaki 15µm çapından küçük partiküller) göre

³ Tüm hareketli kaynaklar hakkındaki veri enerji kullanımından oluşan toplam emisyon oranıdır.

⁴ 1992 verisi

⁵ Fransa için yapılan NO_x hesabı karayolu ulaşımı haricindeki hareketli kaynakları içermez.

Kirleticilerin toplam emisyonu her tür için ana olarak trafik hacmine ve trafik akımında sürekliliğe dayanır, fakat sürücülerin davranış biçimlerinden de etkilenir, özellikle hız 112km/s de taşıt kullanmak 80km/s de taşıt kullanmaya göre %0 daha fazla NO_x emisyonuna neden olur. Hatta belki daha da önemlisi otomobilin teknik durumu ve teknolojik gelişmedir. Dünya Kaynaklarını Araştırma Kurumuna göre 3 yollu katalitik konvertör kullanımı İngiltere de 1993-2003 arasında CO emisyonunda %43 UOB de %60 ve NO_x de %63 azalma sağlayacaktır. Orta ve Doğu Avrupa ülkelerinin ise hala almalıları gereken uzun bir yol vardır. Genelde büyük bir yüzde oluşturan hızla büyüyen ikinci el otomobil filolarının oluşumu, teknik ve ekolojik olarak zamanı geçmiş otomobiller.

Karayolu ulaşımdan kaynaklanan kirleticiler daha çok taşıtların egzozlarından çıkar, fakat ‘benzen, polinükleer aromatik hidrokarbonlar, kurşun, formaldehit, tolüen, amonyak gibi kirleticiler yakıtın yanmasında, yağ kaybından, frenlerden lastiklerden, yol yüzeyinin yıpranmasından kaynaklanabilir.

Bazı birincil kirleticiler ikincil kirleticilerin oluşmasını sağlayacak kimyasal reaksiyonlarda yer alırlar. Özellikle NO_x ve UOB ozon oluşmasına yardımcı olurlar. Ozon, stratosferde gerekli olan fakat fazla miktarlarda troposferde bulunduğu zaman zararlı olan bir bileşiktir. Kimyasal reaksiyon eşitlikleri nonlineerdir, bu nedenle kimyasal reaksiyona bütün katkı yapan kaynaklara, kirlilik yoğunluğunu hesaplamak ve kirliliğe maruz kalan nüfusu modellemek için ihtiyaç vardır [Kirlenmenin diğer kaynakları Şekil 2.4 ve 2.6]. Kaynak yanındaki ve kaynağa uzak mesafedeki kirlilik yoğunluğunu incelemek de önemlidir, çünkü UOB ve NO_x emisyonlarının azalmasına değışiktepi gösterebilirler

Günümüzde kirleticilerin yoğunluğu sadece emisyonların hacminden değil yerel topografyadan (örneğin kanyon etkisi) ve meteorolojik koşullardan da etkilenir, özellikle rüzgar hızı ve yönü, ve bir miktar güneş kaynaklı radyasyon [Şekil 2.4 deki meteoroloji ve topografya kutusu]. En kötü kirlenme durağan atmosfer koşulları altında oluşur, rüzgar ve sıcaklık değışimi olnaması atmosferin karışmasına engel olur. İkincil kirleticilerin üretimi güneşli ve sıcak günlerde artmaktadır. Tablo 2.9 Almanya için kentteki yerleşim alanlarında ve kent merkezlerindeki ana kirleticilerin yoğunluğunu göstermektedir.

Tablo 2.7 Alanya’da ulaştırma bağlantılı emisyonlar (g/yolcukm) (1986)-yolcu ulaştırması (Kürer, 1993)

		CO	CO ₂	HC	NO _x	SO ₂	Partiküller/ Toz
Otomobil:	Benzin ¹	14,40	180	2,50	2,40	0,03	0,01
	Dizel	1,40	150	0,30	0,60	0,19	0,18
Otobüs:	Yerel	0,60	65	0,50	0,90	0,09	0,20
	Uzun- mesafe	0,05	20	0,05	0,40	0,03	0,02
Demiryolu:	Yerel	0,02	105	0,01	0,30	0,70	0,04
	Uzun- mesafe	0,01	45	0,01	0,15	0,30	0,02
Havayolu:		2,20	465	0,40	1,80	0,15	0,07

¹ katalizörsüz

Tablo 2.8 Alanya’da ulaştırma bağlantılı emisyonlar (g/tonkm) (1986)-yük ulaştırması (Kürer, 1993)

		CO	CO ₂	HC	NO _x	SO ₂	Partiküller/ Toz
Karayolu:	Yerel	1,86	255	1,25	4,1	0,32	0,30
	Uzun - mesafe	0,25	140	0,32	3,0	0,18	0,17
Demiryolu:		0,15	48	0,07	0,4	0,18	0,07
İç su yolu:		0,18	40	0,08	0,5	0,05	0,03

Tablo 2.9 Alanya’daki kent yerleşim alanları ve kent merkezi ndeki caddelerdeki hava kirlenmelerinin yoğunlukları (µg/ m³). (Kürer, 1993)

Kirlenmeler	Yerleşim alanları		Kent merkezi ndeki caddeler	
	Yıllık ortalama	Yüzde 98’inde	Yıllık ortalama	Yüzde 98’inde
NO	40-60	200-300	80-200	350-800
NO ₂	40-60	100-150	50-100	120-260
CO ¹	1-2	3-5	3-5	5-15
Kurum	10-20	40-70	20-40	70-140
NMHC ²	60-200	200-700	90-1200	400-3700
Kurşun	0,2-0,4		0,3-0,8	
Ozon	20-50	50-170	10-30	40-120

¹ mg/ m³

² Nan- metan hidrokarbonlar

Kent trafiği tarafından oluşturulan kirlenmeler sadece yöresel hava kalitesinin bozulmasına neden olmakla kalmaz, asit yağmurları ve ozon üretimi doğrultusunda bölgesel, ulusal ve kıtasal ölçekte de olumsuz etkilere sahiptir. Ozon seviyesi genelde kırsal alanlarda kentlerden daha yüksektir.

Kent ulaşımının, özellikle ağır metallerin tortusu doğrultusunda toprak kirlenmesi ne de katkısı vardır, ayrıca yüzey drenajındaki değişim doğrultusunda [Su dolaşımının değişimi kutusu Şekil 2.5] ve yağmur suyunun yardımıyla [Yağmur suyunun kirlenmesi kutusu Şekil 2.4] yüzey ve yeraltı suyu kirlenmesinin de su kaynakları üzerinde de etkisi vardır, hem kalitesinde hem de miktarında. İkinci bir etki de kurşun, kadmiyum (tekerleklerde), yağ sızıntılarından ortaya çıkan kimyasallar, buzlanmaya karşı kullanılan klorlu maddeler ve kazalarla ortaya çıkan zehirli maddelerden dolayı oluşan kirlenmedir.

Kent bitkileri de trafik yüzünden çok zarar görür. Yol kenarında yetişen ağaçların birçoğu, kirlenmeden ve kışları toprağın tuzlanması nedeniyle zamanından çok önce ölmektedir. Uzak mesafede bulunan bitkiler de kirlilikten etkilenmektedir; ağaçlar asit yağmurları yüzünden [Ormanlara zarar kutusu Şekil 2.4], ekinler troposferik ozon yüzünden [Ozon üretimi ve bitkilere zarar kutuları Şekil 2.4] etkilenir.

Birçok araştırmacıya göre sürdürülebilirlik açısından ulaştırmanın en önemli etkileri uzun dönemde ortaya çıkacak olan küresel etkilerdir. Bunlar enerji kaynaklarının tükenmesi ve karbondioksit emisyonu doğrultusunda küresel ısınmaya katkıdır. ‘‘Sürdürülebilirlikle birlikte çağdaş endişenin başı öncelikli olarak küresel ısınmadır ve küresel ısınma yönetimler arasındaki politik tartışmaların odak noktasıdır’’ [Stokes ve Dargay]

OECD ülkelerinde 1993 deki toplam enerji tüketiminin %32 si ulaştırma sektörü tarafından kullanılmıştır. İngiltere’de taşıma enerji tüketiminde büyüme gösteren tek ana sektördür. ‘‘1960 da toplam enerji tüketiminin %17 si iken 1991 de %31 i olarak hesaplanmıştır’’ [Brown 1992]. Newman ve Kenworthy [1989] 32 kentlik küresel bir örnek için kişi başına yakıt tüketimini araştırmışlar ve kişi başına yakıt tüketiminin nüfus yoğunluğuna göre eksponansiyel olarak düştüğünü ortaya çıkarmışlardır. Bu durum yoğun kent sürdürülebilir kentin uygun şeklidir fikrini destekleyebilir. Esas itibarıyla, toplu taşıma (yüksek kapasiteli otobüs ve demiryolu) enerji bakımından özel otomobillerden daha verimlidir. Fakat Banister tarafından yapılan araştırma göstermiştir ki doluluk göz önüne alındığı zaman 1980 ve 1990 arasında İngiltere’de otobüslerde yolcu-km başına enerji kullanımı neredeyse %100 artmıştır ve 1990 itibarıyla özel otomobillerdeki nden sadece %36 küçüktür.

Karayolu ulaşı mından dolayı oluşan CO₂ emisyonları dur madan yüksel mektedir. Karayolu ulaşı mından oluşan CO₂ emisyonları 1990 da İngiltere’de toplam CO₂ emisyonlarının % 19 unu (Tablo 2.6) Almanya’da 1988 de % 17 sini ol uşt ur maktaydı. Bu değerler araç üreti mi ve hurdaya ayrılan araçları yok et meki için enerji kullanı mından dolayı du ş an emisyonları iç er mez.

Uaşı tır ma başka bir küresel tehdidi de de katkı da bul un maktadır: stratosferik ozonun tüketi mi. Klorofl orkarbonlar (CFCs) ve hal onlar ozon tüketici türlerdir, taşı t üreti mi ve kullanı ma evrelerinde kullanılırlar. CFCs genelde direksiyon si ni di kaplamasında, ç a murluklarda, baş dayanaklarında, koltuklarda kullanılan poliüretan köpük üreti mi sırasında kullanılır. CFCs ve hal onlar uası tır ma soğutucuları ve havalandır malarında kullanılır.

Bir kısı mulası mbağ lantılı çevresel sonuçlar katı çöp ile ilgilidir. Fransa’da her yıl hurda araçlar, 280 bin tonu geri dönüştürülemez eski lastikler ol mak üzere, 400 bin ton çöp üretir. Geri dönüşüm oranı çeşitli otomobil parçaları için şu şekildedir: otomobil gövdelerinin kütlege %75 i, lastiklerin %30 u petrol ün %66 sı, akülerin % 80 i. İngilizler her yıl 25-30 milyon lastiğ i yok ediyor. Bunların %50 si gömülüyor, veya yasadışı olarak stoklanıyor. Büyük miktarda demir ihtiva eden metal yıl boyunca hurda haline gelen 2 milyon araçtan tekrar elde ediliyor.

2.5.2.2 Trafik in çevresel etkilerini insan alt siste mi üzerindeki etkisi

Sağ lı ğ a zararlı etkiler

Trafik emisyonları geniş bir yelpazedeki sağ lı ğ a zararlı etkilerin kaynağıdır veya bunlara katkı da bulunur. Bu etkiler arasında göz iltihaplarını, öksürüğü ve göğüs hastalıklarını, baş ağrısını, kalp hastalıklarını, üst solunum yolları hastalıklarını, astım krizlerindeki artışı ve akciğ er fonksiyonlarının azal masını sayabiliriz. Son yapılan çalış malar göster miştir ki bu emisyonlar solunum yolları hastalıklarını ve ölümlerin art masına ve kansere neden ol maktadır[İnsan sağ lı ğ ı üzerindeki kirlenmenin etkisi Şekil 2.6].

Astım ve trafik arasında herhangi bir nedensel bağ kurulamamış ol masına rağmen çok önemli bir ilişki vardır. Genelde bundan ki nsenin şüphesi yoktur ve bazı

araştırmacılar bunu kanıtlar görünmektedir. Kent atmosferinde kirleticilerin bulunması bu hastalıktan zarar gören insanların astımkrizi riskini arttırmaktadır.

AB ülkelerinin kent nüfusunun neredeyse yarısı yollardaki trafiğin gürültüsünden zarar görmektedir. Bu insanlar rahatsız seviyede (55-65dB(A)) veya kabul edilemez seviyede (65dB(A) üstü) gürültüye maruz kalmaktadır. 1956-1990 yılları arasında yapılan bir inceleme, İngiltere’de karayolu trafiğinin en genel gürültü kaynağı olduğunu göstermiştir. Yol trafiği konutların %02sinde gürültü sebebi, %62sinde ise gürültünün ana sebebi olarak belirlenmiştir.

Aşırı kalabalık ve kirlenmiş kent merkezleri artık yaşamak için çekiçi yerler değildir ve insanlar dış bölgelere kaymaktadır. Bu olay en çok araba sahipliğinin artması ile kolaylaşmaktadır ve kent merkez nüfusunun sosyal şeklini değışimine kılavuzluk eden toplumun daha zengin kısmını etkilemektedir. Tablo 2.10 dokuz Batı- Avrupa kentlerindeki nüfus değışimlerini göstermektedir.

Tablo 2.10 Bazı Batı- Avrupa kentlerindeki nüfus değışimi (yıllık yüzde olarak) (Klassen, 1991).

	Kent	Kent dışı	Kentsel yığılma	Dönem
Antwerp	-0,8	+1,2	0,0	1970-81
Birmingham	-0,8	-0,3	-0,5	1971-81
Kopenhag	-1,5	+1,0	-0,1	1970-85
Hamburg	-0,8	+1,9	+0,1	1970-81
Liverpool	-1,6	-0,4	-0,9	1971-80
Marseilles	-,01	+4,5	+0,5	1971-81
Milano	-,06	+1,3	+0,2	1971-82
Paris	-1,1	+1,0	+0,4	1968-82
Rotterdam	-1,6	+2,2	+0,2	1970-80

Diğer Etkiler

Boş alanların kullanımı: ulaştırma alt yapısı kente ait alanların büyük bir miktarını kullanmaktadır (Londra’da %21), bu da diğer faaliyetler için uygun alan miktarını azaltmaktadır. İngiltere’deki toplam alanların %4,5u yollarla kaplıdır.

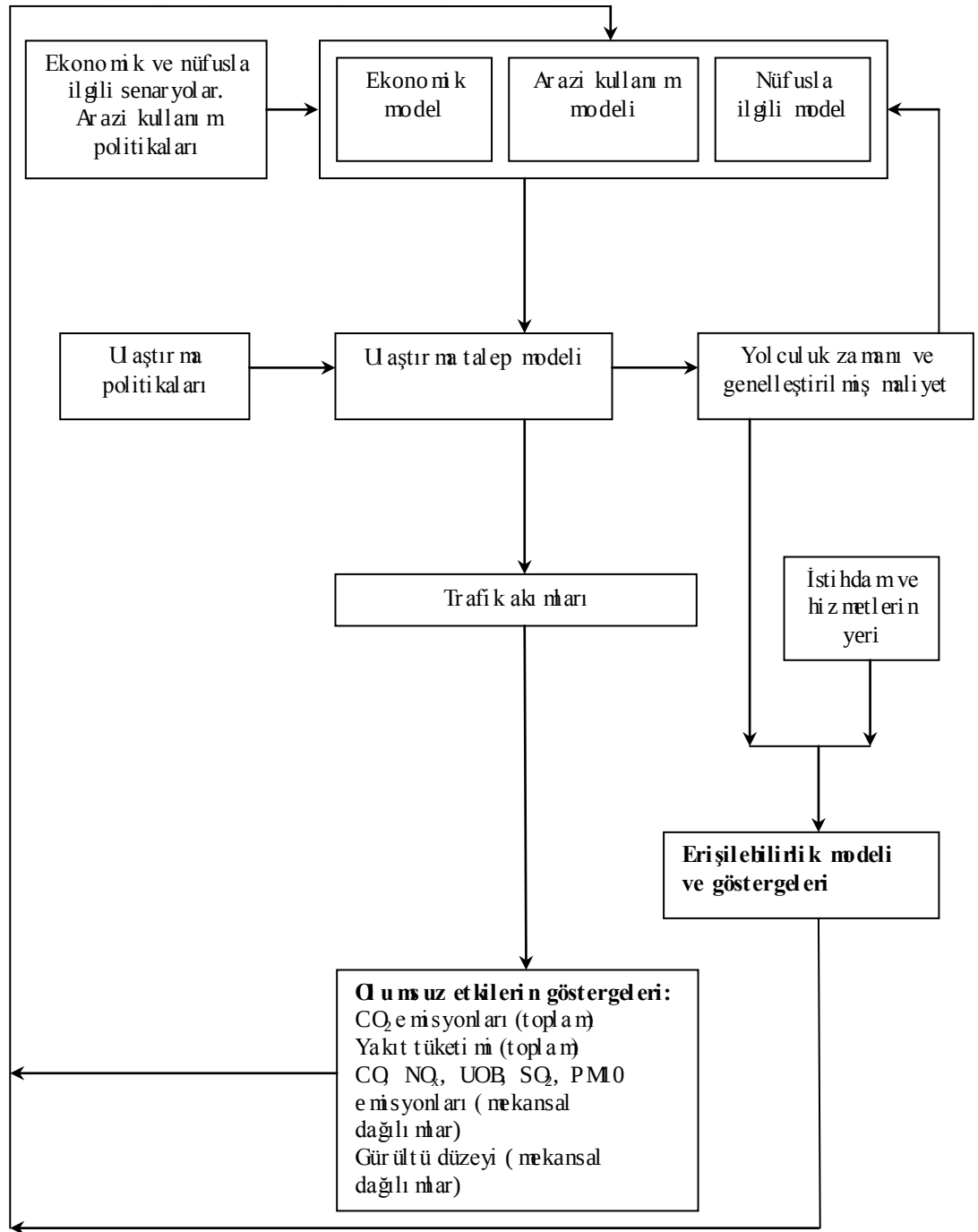
‘‘Hollanda’da ozon kirlenmesinden dolayı ekinlerde % 3-5 dolayında bir azalma tahmin ediliyor.’’ [Kürer 1993]

2.5.3 Kavramsal modelden işlevsel modele

Herhangi bir incelemeye dayanarak şu söylenebilir; Sürdürülebilir bir model kapsamı modelin bazı bileşenlerini içerir, geri kalan bileşenler ise veriler olarak ele alınır. Bugünkü matematiksel ve hesaplamalı teknikler son derece karmaşık modeller ile birlikte ele alınabilir, ve ana sınırlayıcı etken çeşitli mekanizmaların göreceli olarak önemlerinin anlaşılması ve modelleri desteklemek için parametrelerin değerlendirilmesidir. Bu nedenle özellikle toplumun vereceği cevabı tahmin etmek zor olduğunda ve yeni politikalar test edileceğinde karmaşık modeller yerine basit modeller tercih edilmelidir.

Şekil 2.7, belli sorunlarla ilgili işlevsel modelin geliştirilmesinde kullanılan kapsamı bir sürdürülebilir ulaştırma modelinin bir alt modelini göstermektedir. Bu tür modellerin ortak elemanı genellikle dört aşamalı geleneksel ulaştırma modelidir. İlk üç aşama: üretim, dağıtım ve türel dağılım Şekil 2.7 de görüldüğü gibi bir model oluştururlar ve başlangıç son matrislerinin değerlendirilmesine olanak sağlarlar. Sonraki aşamada yolculuklar yol ağına atanır. Trafik akımları tahmin edilir ve çeşitli hatlar için yolculukların geliştirilmiş maliyeti değerlendirilebilir.

Trafik akımları çevresel etkileri ve kazaları belirler. CO₂ emisyonu ve yakıt tüketimi için modellenen alanın tamamının toplam değerleri hesaplanmalıdır. Hava kirleticilerin emisyonları için gürültü seviyeleri ve trafik akımları ve sürdürülebilirliğin sosyal eşitlik koşulunu belirlemek için mekansal dağılım gerekmektedir. İstihdam yerleri ve ana hizmetler (alışveriş merkezleri, hastaneler, eğlence merkezleri) üzerindeki bilgilendirme ve geliştirilmiş maliyet işlere ve hizmetlere ulaşılabilirliği hesaplamak için esastır. Çevresel etkiler ve arazi kullanımı modeline ulaşılabilirlikten, bu etkenlerini istihdamla ilgili kararları yansıtan, bir geri besleme vardır.



Şekil 2.7 Sürdürülebilir ulaşım modelinin basitleştirilmiş yapısı (Kupiszewska, 1997)

2.5.3.1 Çevresel etkilerin modellenmesi için veri gereksinimi

Çevresel etkiler büyük ölçüde trafik hacimlerine bağlıdır, fakat birçok başka verinin de var olması gerekir. Bazı örnekler aşağıda verilmiştir:

Emisyon modellenmesi: taşıt ve yakıt tipi, hız

Hava kirlleticilerinin yoğunluğunun modellenmesi: emisyon sayım çizelgesi, meteoroloji, topografya, kimyasal reaksiyonlar, tortu bırakma mekanizması.

Ozon modellenmesi: NO_x ve UOB (saatlik değişimi). Eğer biri trafik ve hava kalitesi modellerini birbirine bağlamak isterse bir dinamik trafik modeli gereklidir.

Trafik gürültüsünü modellemek: trafik akımı, ortalama hız, yol eğimi, ağır trafiğin oranı, topografya

2.5.3.2 Sürdürülebilir ulaştırma modelinin zamanla ve mekânla ilgili boyutları

Bir modelin coğrafi büyüklüğü modelin amacına bağlıdır ve siyasal gelişme için çevresindeki alanın kaba davranışıyla birlikte muhtemelen yerel bir otorite tarafından yönetilen alan olacaktır. Araştırma uygulamalarında (veya bir grup yerel uzman tarafından yapılan ortaklaşa çalışmalarda): kente doğru önemli miktarda trafik yaratan veya kentten alan tüm alanlar dahil edilmelidir.

Birçok sürdürülebilirlik göstergeleri (örneğin gürültü seviyesi, ulaşılabilirlik, tıkanma, karbonmonoksit konsantrasyonu) sabah, ve akşam doruk ve doruk olmayan saatlerdeki ortalama trafik girişatının modelini gerektirmektedir. Bazı göstergeler (örneğin CO_2 emisyonları ve yakıt tüketimi) tüm modellenen alanın toplam ortalama günlük trafik değerine dayandırılır. Ozon, NO_x ve UOB seviyelerinin değerlendirilmesi emisyonların saatlik değerlerini gerektiren fotokimyasal bir model kullanılarak yapılabilir.

Modellerde kullanılan mekansal birimler model tipine göre çeşitlilik gösterir. Ulaştırma arz ve talebinin değerlendirilmesi bölgeleri ana mekansal birimler olarak alan ayrık mekan modellenmesine dayanır. Bölgelerin büyüklüğü ve sayısı yolculukların detaylı bir şekilde gösterilmesi isteği ve veri toplama aşamasındaki gereksinimler arasında dengede olmalıdır: (i) bölgeler istatistik olarak anlamı

örnekler verebilecek kadar geniş olmalıdır; (ii) bölgelerin sayısı modellenemeliyetleri ve incelemeye göre sınırlandırılmalıdır. Modellemenin atama aşaması ayrıca yol ağındaki özel bağlantılar (yol kesimleri) hakkında da detaylı bilgi gerektirir.

Ulaştırma ve diğer sektörlerden, örneğin endüstriyel kaynaklar etkileri modellenek ve havanın kalitesiyle ilgili modellere veri sağlamak için özel bağlantılardan elde edilen emisyon değerleri ağ sistemine göre tekrar hesaplanmalıdır. Ağı büyüklüğü yol bağlantılarının uzunluğuna ve hava kirliliği ile ilgili modelin ihtiyaçlarının kararlılığına göre değişir.

Ulaştırma modellerinin aksine hava kirliliği modelleri uzayın devanlı olduğu eşitliklere dayanır. Fakat sonuçlandırıcı sayısal modeller açıkça ayrık doğaya sahiptir, ve düzgün bir ağ sistemine dayanırlar.

3. KARAYOLU ARAÇLARI NDAN KAYNAKLANAN Kİ RLETİ Cİ LER

Uaştırma etkinliklerinin üretti ğ i türlerin büyük bir kısm ı kirleticiler olarak göz önüne alınır. Kirleticileri genel olarak listeyecek olursak:

- Karbondioksit- CO_2 (kanunlar tarafından henüz kirleticisi olarak tanımlanmıyor, burada sera etkisine, dolayısıyla küresel ısınmaya katkısından dolayı alınmıştır)
- Karbonmonoksit- CO
- Uçucu organik bileşikler (hidrokarbonlar olarak da söz edilir)- UOB (HC)
- Nitrojenoksitler- NO_x
- Partikül maddeler- PM (özellikle 10 mikrondan küçük olanlar- PM_{10})
- Sülfür dioksit- SO_2
- Kurşun bileşikleri- Pb
- Nitrojen dioksit- NO_2
- Amonyak- NH_3
- Diazonyumoksit- N_2O
- Diğer ağır metaller- HM (Kadmium Cd , Çinko- Zn , Bakır- Cu , Krom Cr , Nikel- Ni , Selenyum Se)
- Hidrojen sülfat- H_2S

Kirleticilerin bazıları için üretim oranları (örneğin emisyon faktörleri) detaylı bir şekilde araştırılmıştır, bu nedenle iyi bilinirler. Fakat bazı kirleticiler için ise konuyla ilgili etkinlikleri yetersiz olarak temsil eden sınırlı bilgiler vardır. Bu nedenle

emisy on faktörleri hakk ındaki ulaş ılabilir veriye göre kirl eticiler üç düzeyde s ınıflandır ılabilir.

- Düzey 1: M evcut verilerin yüksek derecede bir kesinlikle tam mlanan emisy on faktörlerine ulaş mayı sağlad ı ğ ı kirl eticileri içerir.
- Düzey 2: M evcut emisy on faktörlerinin (yeterince kesin olmad ıkları için) kullanılmayacağı kirl eticileri içerir: düzey 2 de verilen kirl eticiler sadece ö ne m sırası açısından belirtilmişlerdir.
- Düzey 3: haklarında sadece çok az veri olan kirl eticileri içerir.

Bilinen emisy on faktörleri bu seviyelere göre Tablo 3.1’de s ınıflandır ılmıştır.

Tablo 3.1 Bilinen emisy on faktörlerine göre kirl etici kategorileri (MEET, 1999)

<i>Kirl etici</i>	<i>Düzey 1</i>	<i>Düzey 2</i>	<i>Düzey 3</i>
Enerji tüketimi	■		
CO ₂	■		
CO	■		
UOB	■		
NO _x	■		
P M	■		
SO ₂	■		
Pb	■		
N ₂ O		■	
CH ₄		■	
MZ UOB		■	
UOB		■	
UOB kaynaklı (PAH benzen vs.)		■	
NH ₃			■
H ₂ S			■
NO ₂			■
HM			■

Uaştırma üç ana kirl eticisinin doğrudan emisy onlarının, ö ne mli kısmının kaynağıdır. Bu kirl eticiler: uçucu organik bileşikler (UOB), karbon monoksit (CO) ve nitrojen oksitlerdir (NO_x). UOB ayrıca reaktif organik gazlar (ROG) olarak da bilinir, araba egzozuna karakteristik kokusunu verir. UOB at mosferde NO_x ile reaksiyona girerek ozon (O₃) gibi zararlı oksijen bileşiklerini oluşturur, ayrıca parti kül maddelerinin (P M) bileşeni ni oluşturan ikin cil karbonu da oluşt ırur.

UOB'nin ana bileşeni petrolün yanmış bileşikler olarak ve ilk etapta yayılan hidrokarbonlardır (HC). Bir başka bileşeni yanma sırasında oluşan formaldehit gibi oksihidrokarbon bileşikleridir. En hafif hidrokarbon metan UOB'nin diğer bileşenlerinden daha az reaktiftir ve çoğunlukla düzenlemelerde çıkarılır; bu nedenle veri bazen metansız hidrokarbonlar (MZHC) veya metansız organik gazlar (MZOG) olarak derlenir. Çoğu kısmında bu farklara alınıp alınmayacağı UOB, ROG, HC, MZOG, MZHC arasındaki nicel farklar petrol bazlı motorlu taşıt emisyonları için küçüktür. UOB'nin bilinen bir alt kategorisi de polisi kloro aromatik hidrokarbonlar (PAH), ve benzen, (C_6H_6) 1,3-bütadien (C_4H_6) gibi ayrı bileşiklerdir.

Motorlu taşıtlar özellikle de dizel yakıt kullananlar bazı partikül maddeleri doğrudan yayarlar, ayrıca başta sülfür dioksit (SO_2) olmak üzere sülfür oksitler (SO_x) de yayarlar. SO_2 tahriş edici bir maddedir ayrıca partikül oluşumuna ve asit yağmurlarına da katkısı vardır. Aynı yorum diğer NO_x emisyonlarından meydana gelen ve dumana kahverengi rengi veren nitrojen dioksit (NO_2) için de yapılabilir.

Tablo 3.2 ulaştırma faaliyetlerinden gelen çeşitli kirleticilerin oranlarını gösteriyor. Buna benzer tablolar bazen hava kirliliğinin yarısının otomobillerden kaynaklandığı gibi yanıltan ifadelerle özetleniyor. Aslında oran çoğunlukla kirleticilere ve yerine göre değişiyor.

Tablo 3.2 Ulaştırma etkinlikleri sonucunda oluşan kirleticilerin emisyon sayımlarına göre oranı (Small ve Kazi, 1995)

Ülke	CO	UOB ^a	NO_x	SO_x
ABD	66	48	43	Ulaşılmıyor.
Los Angeles havzası	98	75 ^b	83	68
Avrupa	78	50	60	4
İngiltere	86	32	49	2
Fransa	71	60	76	10
Almanya	74	53	65	6

^a Avrupa için sayımlar CO hidrokarbonlar (HC) içindir

^b Motorlu araç emisyonları kaynaktan yayıldığı tahmin edilenden 2,1 kat büyük oldukları için tahminlere uyarlanmıştır

Son yıllarda motorlu taşıt emisyonlarıyla ilgili kaygı çeşitli sera gazlarının etkilerinin de dahil edilmesiyle genişledi. Özellikle on yıllardır veya yüz yıllardır devam eden atmosferdeki miktarı artan ve aşama aşama dünya atmosferinin ısınmasına neden

olan CO₂. Bu ısınma çoğunlukla bilinmeyen rüzgar ve yağmur seyirlerindeki üzücü değişimler ve yükselen deniz seviyesiyle de destekleniyor.

Örneğin karayolu ulaştırması İngiltere’de karbondioksitin %24 ünü sülfürdioksitin %4 ünü dumanın %47 sini nitrojenoksitlerin (NO_x) %53 ünü karbonmonoksitin %0 ını ve uçucu organik bileşiklerin (UOB) %46 sını yaymaktadır. Petrol rafinerileri ve mot orlu taşıt üret iminden oluşan emisyonlar da dolaylı olarak karayolu ulaştırması tarafından üretil mektedir.

3.1 Ulaştırma emisyonlarının sağlık ve çevre üzerindeki etkileri

Burada anahtar olabilecek zarar kategorileri önemli kirleticileri değerlendirebilmek için listelenmiştir.

Hava kirleticilerin en önemli etkileri iklimüzerinde olanlardır fakat bu etkiler aynı zamanda büyük belirsizlik içerir. Küresel ısınmanın ana mekanizması iyi anlaşılmıştır. Karbondioksit, metan, di azot monoksit ve ozon dahil olmak üzere birçok sera gazının etkisi vardır. Bu gazların hepsi bizi mzarar saptamamız içinde yer alacaktır. NO_x in dolaylı etkileri ve sülfürdioksitin potansiyel küresel soğutma etkisi dahil edil meştir çünkü aşırı belirsizlik içerir.

Hava kirleticilerin bir çoğu insan sağlığını etkiler. Solunabilen partiküller (özellikle 10 mikrondan küçük olan ve PM₁₀ olarak bilinen partiküller) ölüm ve hastalıklarla biten etkilere sahiptir. Ayrıca asit gazlarının da sağlığa olan etkileri belirlenmiştir. Daha az sıklıkta farkedilen ise asit ayresolleri oluşturmak yoluyla asit emisyonlarının PM₁₀ oluşumuna yaptıkları katkıdır. Karbondioksit ve UOBninde sağlık üzerinde etkileri vardır fakat benzerin doz-sonuç fonksiyonları sadece deniz canlılarına etkileri için oluşturulmuştur.

Asit tortuları ve ozon ekinler, ormanlar, balıklar, karasal ekosistem ve yapı malzemeleri gibi diğer bir toplayıcı kitlesi üzerinde de etkilidir. Ozonun etkilerini değerlendirmek ozonu oluşturan NO_x ve UOB arasındaki reaksiyonların doğrusal olması sebebiyle zordur. En önemli etkiler insanlar ve ekinler üzerinde görülmektedir. Ekinlere zararlı etkiler sülfürdioksitin direk faaliyeti sonucunda da oluşmaktadır.

Çeşitli kirleticiler ve toplayıcılar arasındaki muhtemel bağlantılar Tablo 3.3 de matris halinde gösterilmiştir.

Tablo 3.3 Sağlık ve çevresel etki kategorileri (Eyre ve diğerleri, 1997)

Kirleticiler	Mekanizma	Toplayıcılar					
		İklim	Sağlık	Ekinler	Ormanlar	Balık alanları	Yapı malzemeleri
Karbondioksit (CO ₂)	Doğrudan			?	?		
	Sera etkisi	■					
Metan (CH ₄)	Doğrudan						
	Sera etkisi	■					
Di azot monoksit (N ₂ O)	Doğrudan						
	Sera etkisi	■					
Karbonmonoksit (CO)	Doğrudan		?				
	Sera etkisi	■					
Partiküller (PM ₁₀)	Doğrudan		■				■
Sülfür dioksit (SO ₂)	Doğrudan		■	■	?		?
	Ayresol	?	■				
	Asitlik				■	?	■
NO _x	Doğrudan		■				
	Ayresol	?	■				
	Asitlik				■	?	■
	Ozon üzerinden	?	■	■	?		?
MZUOB	Doğrudan		?				
	Ozon üzerinden	■	■	■	?		?
Benzen (C ₆ H ₆)	Doğrudan		■				
1,3 Butadien	Doğrudan		?				
Formaldehit	Doğrudan		?				

■ Parasal değerlerin dayandığı etkiler

? Belirlenen fakat çok küçük, değerlendirilmesi zor ve girdi olarak kullanılmayacak etkiler.

3.2 Benzin, dızel ve doğal gazlı a çalışan taşıtlara bağlı e mi syon lar

3.2.1 Taşıt dırekt e mi syon ları

Farklı taşıtların işletim durumunda ortalama ları ve kent çevri m inde emi syon ları Tablo 3.4 de veril miştir. Benzinli taşıtlar ve doğal gazlı taşıtlar (DGT) i in veriler, iki yeni doğal gazlı hale d n şt r ölen otomobil üzerinde Avrupa'da itibar edilen temsilciler tarafından yapılan testlere dayanır. Bu taşıtlar yeni AB standartlarına uyarlar bu nedenle halen İngiltere'de yollar da dol aşan katalizat rs öz taşıtlara g üre bu üç y nl  katalizat r taşıyan araçlarda karbonmonoksit ve UOB e mi syon larında önemli azalma g r l r. Benzinli sonuçlar da aynı araçlardan d n ř m den önce elde edil miştir. Bu testlerde elde edilen sonuçlar daha önceki yayınlarla da bağdaşır niteliktedir.

Benzinli ve doğal gazlı araçların NO_x e mi syon ları i in pek çok olası değer vardır. NO_x oluşumu motordaki yanma koşullarına ve katalizat r verimliliğine oldukça bağlıdır. Bazı sonuçlar g ster nek tedir ki DGT emi syon ları d n ř m öncesi benzinli motor e mi syon larının %20 si dir. Bu sonuç daha önceki araştırmalara g üre oldukça d ř k bir orandır  nk  DGT emi syon larını iyileştir nek i in  y nl  katalizat r ve kapalı dırsek kullanılmıştır. Daha eski olan bazı çalışmalarını ncele nesi daha y ksek oranların m nk n ol duğunu g ster miştir. Bu incele nelerden NO_x e mi syon larının DGT/benzin olarak oranı 0,77dir. Avrupa'da elde edilen daha yeni sonuçlar bu oranı 0,5 olarak bul muştır. Burada nyarędan kaçınmak i in bu oran 0,7 olarak alınacaktır.

Dızel motorların emi syon ları, kontrol edilen kirleticiler i in hazırlanan EC programının (CORINAIR, 1993) sonuçlarına dayanmaktadır. Kent kullanımı ndaki zelleş miş UOB ile ilgili araştırmalarda ek olarak kullanılmıştır. Bu kirleticilerin kent dışı emi syon ları, kent i i emi syon larının netansız UOB (MZUOB) emi syon larına g üre her iki çevri mdeki leklendiril mesi nden bulunmuştır. Partik l emi syon larının AB standartlarına uyduğu farz edilir.

Tablo 3.4 Taşıt emisyon faktörleri (Eyre ve diğerleri, 1997)

Kirleticiler	Ortalama emisyonlar (g/km)			Kent çevrimi (g/km)		
	Benzin	Gaz	Dizel	Benzin	Gaz	Dizel
Karbondioksit	205	160	157	239	186	218
Karbonmonoksit	1,540	0,900	0,520	3,750	0,900	0,840
NO _x	0,203	0,140	0,650	0,384	0,280	0,590
Sülfürdioksit	0,053	0,000	0,050	0,062	0,000	0,069
Partiküller	0,0000	0,0000	0,1700	0,0000	0,0000	0,3000
UOB Egzoz	0,1300	0,1800	0,0900	0,2600	0,2000	0,2240
NMUOB Egzoz	0,1100	0,0400	0,0850	0,2200	0,0400	0,2100
NMUOB Buharlaşan	0,0944	0,0000	0,0000	0,1100	0,0000	0,0000
NMUOB Toplam	0,2044	0,0400	0,0850	0,3300	0,0400	0,2100
Metan Egzoz	0,0200	0,1400	0,0050	0,0400	0,1600	0,0140
Metan Kaçak	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
Metan Toplam	0,0200	0,1400	0,0050	0,0400	0,1600	0,0140
Diazotmonoksit	0,0500	0,0500	0,0100	0,0946	0,1000	0,0091
Benzen	0,0055	0,0001	0,0017	0,0094	0,0001	0,0039
1,3 Butadien	0,0009	0,0000	0,0009	0,0016	0,0000	0,0020
Formaldehit	0,0044	0,0012	0,0150	0,0081	0,0015	0,0350

Karbondioksit emisyonları ciddi olarak yakıt verimliliğine dayanır. Benzinli kamyonetler standart testlerde 205g/km karbondioksit emisyon vermişlerdir. Dönüştürülmüş doğal gazlı taşıtların da aynı yakıt verimliliğine sahip oldukları farzedilir. Bu doğal gazlı taşıtların emisyonları içintutucu bir tahmindir, soğuk start zenginleştirme gereksiniminin yokluğundan dolayı daha iyi bir verimlilik oranı elde edilmesi muhtemeldir. Dizel taşıtların 6litre/100km ortalama yakıt verimliliğine sahiptirler kent içinde bu oran %39 artar. Bu fark benzinli taşıtlarda daha küçüktür (%16).

Sülfürdioksit emisyonları taşıt verimliliğine ve yakıtın sülfür içeriğine bağlıdır. Günümüzde dizelin sülfür içeriği benzinden önemli miktarda fazladır. Fakat bu 1996daki yeni %0,05lik AB standardıyla değişmiştir. Buradaki sülfürdioksit oranları bu değere dayanır. Benzinli taşıtların sülfürdioksit emisyon oranları İngiltere kaynaklarına dayanır.

Metan ve diazotmonoksit emisyon oranları iyi arşivleşmiştir ve önemli miktarda belirsizlik içerir. Benzinli ve doğal gazlı araçların metan emisyonları diğer yayınlanmış kaynaklarda istikrarlıdır. Dizel motorların metan emisyonu Wade'in eleştirisinden alınmıştır. Sıvı yakıtlardaki üç yönlü katalizator kullanımıyla artan

di azot monoksit oranları için de aynı eleştiri kullanılmıştır. Doğal gazlı taşıtlarda di azot monoksit oranları 0,05 gr/kmol olarak alınmıştır ve kent içinde NO_x emisyonları gibi değişim gösterir.

UOB de taşıt dolumu ve yakıt sisteminde yanma gerçekleşmeden önce yayılır. Bu tip emisyon benzinli taşıtlarda 0,11g/kmdır. Bu değer İngiltere hükümet kaynaklarından alınan 0,39 g/km değerinden düşüktür. Bu farkın sebebi yeni nesil taşıtlarda kullanılan buharlaşmayı önleyici karbon kutularıdır. Kent içi emisyonları yakıt kullanıma göre değişir. Dizel yakıt daha az uçucudur, bu nedenle dizel taşıtlardaki emisyonlar önemlidir. Doğal gazlı motörlerde UOB kaybı ölçülmemiştir, ve modern dolumenteknikleriyle 1atm basınç altındaki doğal gaz kaybı 1cm³ altındadır, bu da az bir miktar µg/km emisyona denk gelir.

3.2.2 Taşıt çevriminin diğer aşamalarındaki emisyonlar

Yakıtların kullanımı sonucu oluşan emisyonların zarar saptamasını geniş bir şekilde belirlemek için her yakıtın geçirdiği diğer aşamaları da değerlendirmek gerekir. Bu da yakıtın çıkarılması, nakliyesi, arıtılması ve işlenmesini içerir.

İngiltere kuzey denizinden çıkarılan petrol çıkarılma sırasında kendi enerjisinin %4'ünü kullanır, bu değer doğal gaz için %2'dir. Karbondioksit emisyonları gazın da yakıt olduğu kabulüyle bu enerji kullanıma göre hesaplanır. Karbon monoksit, NO_x, metan ve diğer UOB standart emisyon faktörlerinden çıkarılır. Partiküllerin ve sülfür dioksit emisyonları önemlidir. Deniz taşımacılığı için toplam emisyonlar emisyon faktörleri kullanılarak hesaplanır ve ortadoğu ve kuzey denizinin ham petrolünü temsil ettiği düşünülür. Gazın kıyıya taşınması ise tersine boru hattıyla yapılır ve enerji kullanımı ve emisyon çıkarılma değerlendirilmesine dahil edilir.

Benzin üretimi kendi enerjisinin %8'ini kullanır, dizel ise %4'ünü. Emisyonlar petrol yanması için standart derlemenden alınır. Gaz işlenmesi karşılaştırılınca enerji yoğun değildir. Bu nedenle bu aşamadaki emisyonlar önemsizdir. Sıvı yakıtların dağıtılması kendi enerji içeriklerinin %1'inden azını gerektirir. Dağıtım işlemi sırasında oluşan önemli emisyonlar benzin buharlaşan UOB emisyonlarıdır. Pompalara doğru boşaltım sırasında toplam buharlaşma emisyonları 134kt/yıldır. Bu da 0,37gr/km ye eşittir.

Doğal gazlı taşıtların dolumu sırasındaki gaz kaybı doldurma istasyonlarını destekleyen şebekeye bağlıdır. Düşük basınçlı dağıtım sistemlerinin eskiyen bölümlerinde ortalama kayıp %1'dir.

Gaz sıkıştırılmasındaki enerji kullanımı 15k Wh civarında gazın GJ'ine göre değişir. Bu enerjinin doğal gaz ateşlemeli gaz türbinli güç istasyonları tarafından karşılandığı kabul edilir. Benzin ve dizel yakıt çevrimlerinde yakıtları pompalamak için az bir güce ihtiyaç vardır fakat bu önemlidir.

Tersine yakıt çevrimindeki toplam emisyonlar Tablo 3.5 de gösterilmiştir. Konu ile ilgili ortalama ve kent çevrimi farklıdır. Fakat bu farklılık bir dereceye kadardır.

Tablo 3.5 Tersine yakıt çevrim faaliyetlerinden emisyonlar (Eyre ve diğerleri, 1997)

Kirleticiler	Ortalama emisyonlar (g/km)			Kent çevrimi (g/km)		
	Benzin	Gaz	Dizel	Benzin	Gaz	Dizel
Karbon dioksit	28	22	14	33	26	19
Karbon monoksit	0,040	0,003	0,030	0,047	0,003	0,042
NO _x	0,120	0,044	0,080	0,140	0,051	0,111
Sülfür dioksit	0,130	0,006	0,060	0,151	0,007	0,083
Partiküller	0,0030	0,0000	0,0020	0,0035	0,0000	0,0028
NMUEB Egzoz	0,0037	0,0066	0,0034	0,0043	0,0076	0,0047
NMUEB Buharlaştırma	0,3694	0,0416	0,0000	0,4304	0,0485	0,0000
NMUEB Toplam	0,3731	0,0482	0,0034	0,4347	0,0561	0,0047
Metan Egzoz	0,0013	0,0886	0,0007	0,0015	0,1032	0,0009
Metan Kaçak	0,0000	0,4784	0,0000	0,0000	0,5573	0,0000
Metan Toplam	0,0013	0,5670	0,0007	0,0015	0,6605	0,0009
Diazonyum oksit	0,0041	0,0011	0,0021	0,0048	0,0013	0,0028
Benzen	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
1,3 Butadien	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
Formaldehit	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000

3.2.3 Toplam yakıt çevrim emisyonları

Toplam taşıt çevrim emisyonları taşıt emisyonları (Tablo 3.4) ve tersine yakıt çevrim emisyonlarının (Tablo 3.5) toplamından elde edilir. Kullanılan teknolojiler göz önüne alınırsa yayınlanan yaşam çevrim analizleriyle uyum sağlarlar.

Daha ileri analizler için taşıt emisyonlarını ve tersine emisyonları ayırmak gerekir. Kent çevrim emisyonları dikkate alındığında taşıt emisyonları tanıma göre kent alanındadır. Tersine yakıt çevrim emisyonları çeşitli mekanlarda oluşurlar, genellikle

kent alanlarından uzaktadırlar ve bu nedenle toplayıcılar üzerindeki etkileri daha azdır.

3.3 Karayolu araçlarından kaynaklanan kirleticiler için standartlar

3.3.1 Emisyon kontrol mevzuatı

ABD’de taşıt emisyonlarını kontrol için ilk mevzuat 1963 yılında çıkarılan ve daha sonra sırasıyla 1970, 1977 ve 1990 yıllarında düzenlenen Temiz Hava Yasasıdır. Yasa havadaki kirleticilerin kabul edilebilir maksimum yoğunluklarını tanımlayan çevresel hava kalite standartlarını belirlemek için bir mekanizma sağlar. Çevresel standartlar CO, O₃, NO₂, SO₂, 10 mikron çaptan küçük olan partikül maddeler (PM₁₀), ve kurşuna uygulanır. Yasa ayrıca motorlu araçların CO, UOB ve NO_x egzoz emisyonları ve UOB’nin buharlaşma emisyonları da dahil emisyon standartlarını açıkça belirtir. Kaliforniya eyaleti daha katı standartlara sahiptir. Bunun ana sebebi topografyası, ve yayılan kirleticilerin toplanmasına meyilli iklimidir.

Tablo 3.6 ABD ve Kaliforniya için geçmiş ve gelecek egzoz standartlarının çoğunu göstermektedir. Yeni federal ‘‘sıra 1’’ ve ‘‘sıra 2’’ standartları Kaliforniya için tanımlanmış 4 yeni taşıt sınıfı gibi 1994’de aşamalı hale gelmiştir. Kaliforniya’nın motorlu taşıtları 2010 yılında Los Angeles havzasında ozonun %10 undan sorumlu olması yönünde kendi programına göre aşamaları vardır.

Avrupa’da 1992’ye kadar çoğu ülke Birleşmiş Milletler Avrupa Ekonomik Komisyonu tarafından belirlenen emisyon standartlarına uydu. Avusturya, Danimarka, Finlandiya, İsveç, Norveç ve İsviçre istisna olarak ABD’deki benzer biraz daha katı standartlar benimsediler. 1992’den beri Avrupa Birliği’ndeki uluslar Avrupa Toplulukları Komisyonu tarafından açıklanan düzenlemeleri takip etmekte istemektedirler. Bu düzenlemelerin bazıları Tablo 3.7’de gösterilmiştir. Standartlar ABD federal test prosedüründen farklı olarak kentsel ve ‘‘ekstra kentsel’’ sürüş çevrelerine dayanmaktadır. Sonuçta Avrupa sınırlamaları ABD kadar katı değildir: örneğin ağır taşıtlar için 1992 Euro 1 düzenlemeleri ABD 1988 standartlarıyla benzer ve 1995’de yürürlükte olan Euro 2 1991 ABD standartlarıyla karşılaştırılabilir.

Tablo 3.6 Benzinli hafif yük taşıtları için egzoz emisyon standartları (gram/km)
(Small ve Kazi ni, 1995)

	ABD federal standartları			Kaliforniya standartları		
	CO	UOB ^b	NO _x	CO	UOB ^b	NO _x
Ortalama Önceden kontrol edilenler	52,19	6,59	2,55	52,20	6,59	2,55
1968-69	31,69	3,92	- ^e	31,69	3,92	- ^e
1970	21,13	2,55	-	21,13	2,55	-
1971	21,13	2,55	-	21,13	2,55	2,49
1972	17,40	1,86	-	21,13	1,80	1,86
1973	17,40	1,86	1,86	21,13	1,80	1,86
1974	17,40	1,86	1,86	21,13	1,80	1,24
1975-76	9,32	0,93	1,93 ^d	5,59	0,56	1,24
1977-79	9,32	0,93	1,24	5,59	0,26	0,93
1980	4,35	0,26	1,24	5,59	0,26 ^e	0,62
1981-82	2,11	0,26	0,62	4,35	0,26 ^e	0,44
1983-92	2,11	0,26	0,62	4,35	0,26 ^e	0,25
1993	2,11	0,26	0,62	2,11	0,16 ^f	0,25
Sıra 1 (Kalif. DEGT)	2,11	0,16 ^g	0,25	2,11	0,078 ^g	0,25
Sıra 2 (Kalif. DET)	1,06	0,078 ^g	0,12	2,11	0,047 ^g	0,12
UDET				1,056	0,025 ^g	0,12
SET				0	0 ^g	0

^a 1993 ten itibaren standartlar yeni araçlara uygulandı. Daha sonra standartlar 5 yıllıklara veya 80467 km de uygulandı (federal sıra 2 için 10 yıl veya 160934 km). Dizel araçlar da partikül maddeleri ile ilgili standartlara (Kaliforniya 1984 veya ABD federal 1986) uymak zorundadır.

^b başka türlü söylenmediği sürece hidrokarbonlar (HC) için standart

^c kontrolsüz olarak HC ve CO emisyonları halinde azaldığında NO_x emisyonları artar.

^d yeni federal test prosedürü

^e seçenekli olarak 0,24g/km MZHC yerine karşılar

^f standart MZHC için

^g metansız organik gazlar için standart

Kaliforniya taşıtları:

DEGT=düşük emisyonlara geçişli taşıtlar

DET=düşük emisyonlu taşıtlar

UDET=ultra düşük emisyonlu taşıtlar

SET=sıfır emisyonlu taşıtlar

Tablo 3.7 Avrupa emisyon standartları (Small ve Kazi ni, 1995)

	Etkili yıl	CO	HC	NO _x	Partiküller	Buharlaştırıcı HC
Yolcu taşıtlar (g/km)						
91/441/EEC ^a	1992	2,72	0,97 ^b		0,14	2,0 g/test
94/12/EC (önerildi)						
benzini	1997	2,2	0,5 ^b		M D	M D
dizel	1997	1,0	0,7 ^b		0,08	M D
Ağır iş dizel						
Euro I	1992	4,5	1,1	8,0	0,36 ^c	M D
Euro II	1995	4,0	1,1	7,0	0,15	M D
Euro II (önerildi)	1999	2,5	0,7	<0,5	<0,12	M D

^a gösterilen standartlar ‘tür onaylı’. Hem benzini lere hem dizellere uygulanıyor.

^b HC ve NO_x emisyonları toplamına tek bir standart uygulanıyor

^c 85kW den küçük olan motorlar için partikül emisyonları 1,7 kat büyük olabilir veya 0,612 g/kWh

M D = mevcut değil

Türkiye’de içi ntrafikte kullanılmakta olan sınır değerleri ise benzini li taşıtlar için sadece CO emisyonlarını göz önüne alırken dizel taşıtlar için ise taşıtların çıkardıkları du mandan yola çıkarak sadece absorpsiyon katsayısına bakmaktadır (Tablo 3.8 ve 3.9).

Tablo 3.8 Türkiye’de trafikte kullanılmakta olan benzini li motorlu taşıtlarda CO (karbon monoksit) sınır değerleri (Çevre Bakanlığı, 2002)

Taşıta Ait Bilgi	CO (egsozdan çıkan hacimce %)
<i>Kat alitik dönüşürücüsü ol mayan taşıtlar:</i>	
-01. 10. 1975’ den öncekiler (Röl anti de)	6
-01. 10. 1975-01. 01. 1986 arasındakiler (Röl anti de)	4,5
-01. 10. 1986’ dan sonrakiler (Röl anti de)	3,5
<i>Kat alitik dönüşürücü lü ve lambda¹ kontroll ü taşıtlar (Bu ölçümlerde lambda değeri 1± 0,03 ol malıdır).</i>	
Röl anti de	En fazla 0,5
Yüksek hızda (2000 m n ⁻¹)	En fazla 0,3

¹ Lambda değeri: Gerçek hava/yakıt oranının teo rik hava/yakıt oranına bölünmesi ile bulunan değerdir.

Tablo 3.9 Türkiye’de trafikte kullanılmakta olan dizel motorlu taşıtlarda absorpsiyon katsayısı sınır değerleri (Çevre Bakanlığı, 2002)

Taşıta ait bilgi	Absorpsiyon katsayısı m^{-1}
- Normal emişli dizel motorlu	2,5
- Aşırı doldurmalı dizel motorlu (Turbo Şarjlı)	3,0

3.3.2 Yol üstü emisyonları

Yol üstü emisyonları farklı bir sorundur. Emisyonların değerlendirmeleri ve tahminleri ABD’de genellikle federal MOBİL modelini veya Kaliforniya EMFAC modeli kullanılarak yapılmaktadır. Bu modeller filo düzenlenmesini, sürüş davranışlarını ve emisyon kontrol aletlerinin yaşlanmasını açıklamaya çalışmaktadırlar.

Fakat üç çeşit delil bu emisyon envanter modellerinin doğruluğuna şüphe düşürmektedir. Birincisi havanın hacminin ve akış oranınıntamolarak ölçülebildiği tünellerdeki çevresel yoğunluğun ölçülmesinden gelir. Los Angeles yakınındaki Van Nuys havaalanının altındaki tünelden alınan veri Kaliforniya EMFAC modeli versiyon 7C tarafından tahmin edilenden 2,7 ve 3,8 kere daha büyüktür. Diğer tüneller de ABD MOBİL modeliyle benzer farklar gösterirler. İkinci kanıt emisyonların varsayılan mekansal dağılımlarının çevresel yoğunluklarını önceden tahmin eden hava yayılma modelleridir. EMFAC 7E versiyonuyla yapılan bir karşılaştırma göstermiştir ki CO’nun NO_x e göre ve UOB’nin NO_x e göre oranları önceden tahmin edilenden CO için 1,5 faktörü ve UOB için 2-2,5 faktörüyle büyüktür. Üçüncü kanıt da hareket eden araçların egzozlarından çıkan kirleticileri ölçen yeni geliştirilen uzaktan duyarlı aygıtların verileridir.

CO ve UOB emisyonlarını modelin düşük tahmin etmesinin en az iki nedeni vardır. Birincisi kirleticilerin toplamının frekansını ve ağırlığını az göstermişlerdir. Uzaktan duyarlı deneyler göstermiştir ki taşıtların % 10 u CO emisyonlarının % 50 den fazlasını üretmektedir ve emisyon kontrol sistemlerini sürdürmek için denetim programlarının etkisiz olduğuna dair güçlü belirtiler vardır. İkincisi, modeller arada

sırada olan sert hızlanmaları yetersiz açıklayan federal test prosedürüne dayanmaktadır.

Bu kanıtın sonucu olarak motorlu taşıtlardan tahmin edilen emisyon oranları yükseltilerek modellerin daha yeni versiyonları değiştiriliyor. EMFAC'ın yeni versiyonu (EMFAC7F) CO için sorunu büyük ölçüde çözdü fakat hala UOB için düşük tahmin veriyor ve 2,1 gibi bir faktörle çarpılması gerekiyor.

Tablo 3.10, ABD için 16 taşıt çeşidinin her biri için CO, UOB, NO_x, SO_x ve PM₁₀ değerlendirilmiş ortalama emisyon oranlarını veriyor. Bu araç çeşitleri 1992-2000 yılları için benzin kullanan otomobillerin, dizel hafif iş kamyonlarının ve dizel ağır iş kamyonlarının yol üzeri emisyonlarının filo ortalamalarını içeriyor.

Tablo 3.10 Seçilen taşıtlar için emisyon faktörleri (g/km) (Small ve Kazi, 1995)

	CO	UOB	NO _x	SO _x	PM ₁₀
1977 model otomobiller ve yaşlılar	2,423	2,920	0,410	0,081	0,154
1992 filo ortalamaları					
benzini otomobiller	8,077	2,334	0,783	0,024	0,007
hafif iş dizel kamyonlar	0,999	0,225	0,727	0,076	0,245
ağır iş dizel kamyonlar	5,195	1,464	0,745	0,358	1,466
80467km'deki emisyon oranları					
1993 ağır iş dizel kamyonlar	7,220	1,423	6,524	0,327	0,411
1994 hafif iş dizel kamyonlar	0,758	0,218	0,690	0,076	0,066
1994 hafif iş dizel otomobiller	0,696	0,218	0,609	0,066	0,066
ABD yeni otomobil standartları					
1993	2,113	0,255	0,621	0	0
Sıra 1	2,113	0,155	0,249	0	0
Sıra 2	1,056	0,078	0,124	0	0
Kaliforniya yeni otomobil standartları					
1993	2,113	0,155	0,249	0	0
DET	2,113	0,047	0,124	0	0
UDET	1,056	0,025	0,124	0	0
2000 filo ortalamaları					
benzini otomobiller	3,695	1,121	0,428	0,005	0,006
hafif iş dizel kamyonlar	1,134	0,249	0,954	0,069	0,075
ağır iş dizel kamyonlar	5,477	1,229	7,647	0,323	0,112

DET=düşük emisyonlu taşıtlar

UDET=ultra düşük emisyonlu taşıtlar

4. ÇEVRESEL ETKİLERİN EKONOMİK DEĞERLENDİRİLMESİ

4.1 Zarar değerlendirme metodolojisi

Havadaki emisyonların maliyetlerini anlamak için en az üç yol vardır. En iyi geliştirilen ve burada uygulanan zararların doğrudan tahmini'dir. Bu yöntemde bir emisyonlar ve ters sonuçları arasındaki bağlantıları izler ve bu sonuçların üzerine ekonomik değerleri koymaya çalışır. Örnekler, Small (1977), ABD federal karayolu yönetimi (1982), Krupnik ve Portrey (1991), ve Hall ve arkadaşları (1992) olarak gösterilebilir. Diğer yöntemler bulunan fiyat farklarının hava kalitesine bağlı olduğu, keyfi fiyat ölçümleri kullanırlar

Doğrudan zarar değerlendirme metodunda nedensel zincirdeki çeşitli bağlantılar ayrı ayrı ölçülmelidir. Atmosfere yayılan kirleticiler kendi çevresel yoğunluğunu ve belki de diğerlerinin mekansal ve zamansal seyrini değiştirir. Bu seyirler atmosferik durumlarla, topografik özelliklerle ve havadaki doğal veya insan yapımı kimyasalların varlığıyla belirlenir. Sonuçta oluşan konsantrasyonlar konumlarına ve etkinlik seviyelerine bağlı olarak insanlarla, binalarla, bitkilerle ve hayvanlarla etkileşime girerler. Sonuçlar fiziksel ve/veya psikolojik etki şeklinde olabilir: oksürme, kayaların erozyonu, bitkilerin büyüme hızının yavaşlaması, gençlerin zarar görmesi, güzel manzaraların kaybolması vs. Sonuç olarak bu etkilerin bir ekonomik değeri vardır.

Doğrudan zararlarla ilgili çalışmaların çoğunun bulduğu sonuç insan sağlığı etkileri hava kirleticilerinin maliyetlerinde önemli rol oynar. Bu nedenle insan sağlığının kötüye gitmesine neden olan çeşitli nedensel bağlar önem kazanır.

Herhangi bir somut uygulamada çözülecek çeşitli kavramsal ve pratik durumlar vardır. Başlıcaları:

- Ödeme isteği

- Maliyetleri birleştirmek ve doğrusal olmayan etkiler
- Maruz kalmak

4.1.1 Ödemeye isteklilik

Ekonomistlerin genellikle çoğunun kabul ettiği kural, pazar ekonomilerinde ekonomik sonuçlardaki değişimin sosyal maliyeti, bu değişiklik için bireylerin ekonomik durumlarının elverdiği seviyede, ödemeye istekli olduğu toplamın ölçülmesiyle bulunur. Tartışılması gereken sorun şudur. Eğer toplumdavranış biçimi olarak bu tür değerlendirmeleri sürekli kullanırsa çoğu insan toplum refahının yükseltildiğini görecektir. Böylece baş ağrıların yükselen frekansının değerini ölçmek için, sözgeli mi biri insanların tüm gerekli bilgiye ve açık seçeneklere sahip olduğu kabulüyle ne kadar insanın bu frekansı azaltmak için ödemeye istekli olduğunu belirlemeye çalışacaktır.

Benzer olarak akciğer hastalığından ölme riskindeki küçük artışların uygun değerlendirilmesi, riski kabul edilen sınır değerine indirmek için insanların ödemeye istekli oldukları miktardır. Özellikle işçi pazarında çeşitli risk seviyelerindeki mesleklerin ücret farklarını belirleyen bu tür miktarların belirlenebileceği birçok durum vardır. Bu konudaki başlıca yayınlar ve kavramsal tartışmalar arasında Kahn (1986), Fisher (1989), Jones-Lee (1990) ve Viscusi (1993) sayılabilir. Önyargılı çalışmalar elendiğinde, kanıtların gösterdiği göre, yüksek standartlı yaşam düzeyine sahip uluslardaki insanlar yıllık ölüm riskini binde bir indirebilmek için yıllık bin doların üzerinde bir miktarı ödemeye isteklidir. Bu ortalama, “yaşamın değeri” bir milyon dolardan fazladır. Fisher 1992 fiyatlarıyla ABD için bunun 2,1 ve 11,3 milyon dolar arasında olduğuna dair bir değerlendirme yapmıştır. (Small ve Kazi, 1995)

4.1.2 Maliyetleri birleştirmek ve doğrusal olmayan etkiler

Doğrusal olmayan ilişkiler emisyonların nedensellik zincirlerinin maliyetlere bağlarının çeşitli noktalarında meydana gelebilirler: UOB ve NO_x emisyonlarından ozonun oluşmasında, insanların çevresel kirlenici konsantrasyonlarına maruz kalmalarında, bu tür maruz kalmaların biyolojik sonuçlarında. Bu demektir ki verilen

emisyolların maliyetleri havada hangi kirleticilerin olduğuna bağlıdır ve kirleticiler bileşenlerinden zorunlu olarak ayrılmalıdır.

Ozon oluşumu özellikle zor bir örnek oluşturur. Atmosferdeki ozon, uçucu organik bileşiklerin ve nitrojen oksitlerin de dahil olduğu karışık kimyasal reaksiyonlar sonucu oluşur. Eğer UOB'nin çevresel seviyesinin oranı NO_x den fazla ise ozon oluşumu “ NO_x sınırlı” demektir yani ozon sınırını NO_x oranı belirler. Eğer UOB/NO_x oranı düşükse ozon oluşumu “UOB sınırlı” demektir, öyle ki azalan NO_x küçük marjinal etkiye sahiptir (yine de kaynakların yakın çevresindeki ozonu artırabilir). Son kanıtlar bilim adamlarının, hem doğal hem de insan yapımı kaynaklardan yayılan UOB emisyonlarının daha önce inandırıcıdan fazla olduğu sonucuna ulaştırmıştır. Bu UOB/NO_x emisyonunun oranını arttırmıştır, böylelikle NO_x in kontrolüne karşı yeni bir ilgi başlamıştır.

İlk kirleticinin (doğrudan yayılan) çevresel yoğunluğu verilen bir hava hacminden kendi yoğunluğu ile orantılı bir oranda temizlenmişse, bu aynı oranda emisyonlara yansımaktır. Bu normal bir durumdur ve bu nedenle doğrusal orantılı bir ilişki ilk kirleticisi için kullanılır. Örneğin UOB ve NO_x emisyonlarındaki bölgeyle ilgili kesintileri oranlamak için Los Angeles havzasındaki ortalama ozon konsantrasyonlarını önceden bildiren grafikler, çevresel ozon azalmasını, eşit oranlarca azaltılan ozon öncülerine çok yakın doğrusallıkta olduğunu göstermiştir. İkincil kirleticilerin oluşumu, eğer biri tarafından hava sahasından kayıtsız pik yoğunluk gibi bir uç durumda ölçülürse, daha doğrusal değilmiş gibi görülür. Bu tür bir ölçüm yasal hava standartlarıyla uygunluğun analizi için uygundur fakat baştan başa bir bölgenin sosyal maliyetlerinin hesaplanması için uygun değildir.

Sağlık etkileri ile ilgili olarak toplanan analizleri iyi bir yaklaşım olarak yoğunluklarla toplam sağlık maliyetleri arasındaki doğrusallığı kabul etmek için birçok neden vardır. Çeşitli kirleticilerin etkileriyle ilgili sayısız incelenmenin bir çok durumda başlangıçları için yeterince kanıtı yoktur: örneğin Ulusal Bilim ve Mühendislik Akademileri (1974) ve Schwartz ve diğerleri (1988). Doz sonuç ilişkilerinde doğrusal olma çevresel hava standartlarının yasal durumlarından dolayı bazen kanıt olmadan kabul edilir. Hala bu standartlar kendi üzerlerine yapılan hassas başlangıç kanıtlarına dayanan çalışmalarla daha çok belirlenir. Hatta bir başlangıcın var olduğu düşünülüyorsa Dockery tarafından partiküller için, Lippmann tarafından

ozon için yapılan daha fazla araştırma, bu başlangıcın altındaki kanıtların etkilerini ortaya çıkarılmaktadır. Sonuç olarak bireyler veya özel konular için var olabilen doğrusal olma durumu tüm toplumda kişisel alışkanlıklar, inanış şekilleri ve konuların üzerinde ortalama etkiyle azaltılabilir veya kaldırılabilir.

4.1.3 Maruz kalma

Çevresel havadaki kirlilik yoğunluğunun önceden bilinmesi için gerekli olan atmosferin modellenmesine hatırı sayılır bilimsel çaba harcanırken az çok nerede ve ne zaman insanların gerçekten bu konsantrasyonlara maruz kaldığı anlaşılmıştır. Hala yoğunluklar zamana ve mekana göre hızla değişmektedir, ve insanların maruz kalma oranı içeride veya dışarıda, araç içinde veya dışında ve ne kadar yorucu çalıştıklarına göre değişmektedir. Hall ve arkadaşları etraflı modellerin bu maruz kalmayı ölçmek için kullanılmasına öncülük etmişlerdir.

4.2 Ulaştırma emisyonlarının zarar maliyetlerinde yakıt ve konum etkileri

Kirleticiler sağlık ve çevreyle ilgili sorunların temel nedenidir. Karbondioksit İngiltere'nin küresel ısınmaya katkısının büyük bir kısmından sorumlu sera etkisi yaratan bir gazdır. Sülfür dioksit ve NO_x ler yapı malzemelerindeki hasarların çoğundan sorumlu olduğuna inanılan ve orman ve su ekosistemleri üzerindeki zararları da özellikle Kuzey Avrupa'da gözlemlenmiş asit türleridir. NO_x ve UOB insan sağlığı ve ekinler üzerinde zarara neden olan ozonun oluşması içinde tepki neye girerler. Birçok kirletici ve onların ikincil kirleticilerin potansiyel olarak sağlığa zararlı oldukları saptanmıştır.

Bu etkiler topluma maliyet yüklenmektedir. Çevre ve insan sağlığına etkiler çoğunlukla ekonomik değerlendirmelerden ayrı düşünülmesine rağmen bu etkileri parasal terimler (parasal zararlar) olarak değerlendirenler olmuştur. Bu şekilde değerlendirilmenin avantajları açıklanmış ve geniş kabul görmüştür.

Genellikle bu parasal zararlar toplam olarak değerlendirilmiştir, genellikle ulusal değerlendirme olarak. Bu yukarıdan aşağı yaklaşım araştırma ve çevresel etkiler için bazı yararlı bilgiler verirken, her biri kirlenme üzerinde esaslı etkilere sahip olabilecek yakıt, teknoloji ve kaynak konumunu bağımsız olarak incelemeye imkan

vermektedir. Alternatif bir aşağıdan yukarı değerlendirme kirlenme emisyonlarına bağlı marjinal ve yer bağımlı etkilerin değerlendirmesini gerektirmektedir. Uygulanması genelde pratik olmamıştır. Fakat elektrik sektöründen fosil yakıt emisyonlarına çevrilen yeni zarar çalışmaları sayesinde bu tür bir yaklaşım uygun olmaktadır.

Elektrik gücü sektöründen alınan sonuçlar ulaştırma sektörüne doğrudan taşınmaz. Güç istasyonları emisyonları çoğunlukla kırsal kesimde yüksek bacalardan olur; karayolu ulaşım emisyon kaynakları daha çeşitlidir, değişmez olan yere daha yakındırlar ve sıklıkla kentsel alanlardadır.

4.2.1 Zarar değerlerinin taşınabilirliği

Ulaştırma sektörünün emisyonlarının dışsal maliyeti üzerine elektrik sektörünkilerden daha az çalışılmıştır. Bunun sebebi iki sektör oluşturduğu hava kirliliğinin göreceli önemi dir. Elektrik sektörünün kirliliğinin parasal değerlere dönüştürülmesindeki teşviğin ana sebebi sektörün tekelci karakteri ve sektörü düzenlemek için geliştirilen yapı dandır. ABD'nin bazı eyaletlerinde elektrik enerjisi düzenleyicileri yeni bir fabrika türünün kullanılmasının çevresel maliyetler açısından bir tercih olabileceğini göstermek açısından bu konuya yaklaşmaktadır.

Ulaştırma sektörü aynı tip düzenleyici yönetimi bağlanmıştır ve bu nedenden aynı tip aşağıdan yukarı dışsal çalışmalar üretmemiştir. Bu nedenle ulaştırma zararlarının daha iyi tahmini elektrik sektöründen elde edilen sonuçların ulaşırmaya uyarlanmasıyla mümkün olabilecektir. Fakat bunu yaparken iki sektörün doğası arasındaki farklılıkların farkına varılması için dikkat göstermek gerekir. Tabi ki kirliliği hangi teknolojinin oluşturduğu önemli değildir. Bir kilogram sülfür nereden yayılırsa yayılsın aynı etkileri yaratır. Fakat elektrik ve ulaştırma sektörünün emisyonları farklı mekanlarda oluşurlar. İki özel karakteristik özelliكتanımlanmıştır:

1. Elektrik sektöründe emisyonlar yüksek bacalardan yayılırlar, karayollarında ise emisyonlar yol seviyesine yakındır.
2. Elektrik emisyonları az sayıda bölgede yoğunlaşmıştır, özellikle kırsal kesimlerde, egzoz emisyonları ise açık arazilerden kent merkezlerine kadar birçok yerde oluşmaktadır.

Güç istasyonlarından elde edilecek verileri uyarlanmada kullanmak için bu özelliklerin her ikisini de dikkate almak gerekir. İdeal olan kirleticilerin dağılımıyla ilgili ve kaynaklar arasındaki ve tüm potansiyel toplayıcılar arasındaki kimyasal değişimi kesin olarak hesaplamaktır. Fakat pratikte bu mümkün değildir ve çok daha yaklaşıklık yöntemler kullanılmak zorunda kalınır.

Küresel ölçekteki kirleticiler için “sera gazları” etkiler kaynak yerinden bağımsızdır. Bu nedenle zarar değerleri kaynakların sektörleri arasında taşınabilir. Fakat küresel olmaayan kirleticiler için bu basit kurallar işlemez. Birçok önemli kirleticinin yüzlerce kilometreye varan menzili vardır, bu nedenle toplam kirlenmeyi değerlendirebilmek için büyük alanlar üzerindeki kirleticiler dozlarının birleştirilmesi gerekir. Sınır ötesi asit kirlenmeleri bağlamında Avrupa’da birçok model geliştirilmiştir “bazı yayılma ve kimyasal şemaları içine alan oldukça karışık şemalar”. Bununla birlikte basit modellerin zaman ortalamalı ilişkileri daha iyi açıkladığı gösterilmiştir. “sonuç olarak özellikle dışsal maliyet analizleri için diğer belirsizlikleri de kapsadığı düşünülmüşse yeterince iyi,”

Uzun menzillerinin ötesinde kirliliğin taşınması kirleticilerin trafoferinin iyi karışmış sınır seviyesinde homojen olarak karışmasıyla olur “genellikle 800 metre derinliğinde” havanın ısıyla yükselmesi ve rüzgar hızı da etkilidir. Her kirleticinin tortusu atmosferik yoğunluğuyla orantılı olarak oluşur. Bu mekanizmalar kaynak yeri ve yüksekliğinden bağımsızdır ve bu nedenle elektrik ve ulaştırmanın uzun menzilli etkileri benzerdir. Her iki kaynak kategorisi için makul bölgesel doz hesaplama şekli Ek A1 de verilmiştir.

Aynı sonuç kısa menzilli etkiler için geçerli değildir. Düşük seviyeli emisyonlar yakınlardaki toplayıcılara daha yüksek doz verirler. Toplayıcıların göreceli olarak düzgün dağıldığı etkilennmiş geniş bir alanda etkilerin çoğu uzak mesafelerde olur. Bu durum daha çok kırsal alanlarda bile kaynak etrafında yoğunlaşmaayan biyolojik toplayıcılarda etkili olur (tarım ürünleri, ormanlar, balıklar, vs.). Bu toplayıcılarda uzun mesafeli etkiler egemendir ve bu nedenle toplam etkiler kaynak yüksekliğinden ve yerinden bağımsızdır.

Bununla birlikte kent toplayıcıları, özellikle insanlar ve binalar daha kümelennmiştir. Kent alanındaki kaynaklarda kaynağın etrafında ortalama yoğunluktan daha yüksek

yoğunlukta toplayıcı vardır ve kısa menzilli etkiler uzun menzilli etkilerle karşılaştırılabilir veya daha fazladır. Kısa menzilli etkilerin göreceli önemi kirleticinin özelliklerine ve kentin büyüklüğü ve yoğunluğuna dayanır. Burada sadece büyük kentler dikkate alınacaktır. Değerlerinin tümü bu ve kırsal kesim arasında kalır. Bir kentteki bölgesel emisyonlardan insan toplayıcıya gelen doz Londra'daki model çalışmasından çıkarılan ampirik ilişkiler kullanılarak Ek A 2 de hesaplanmıştır.

Sonuçlar göstermiştir ki kentlerdeki yüksek seviyeli kaynaklar eşit alçak seviyeli kaynakların kısa menzilli etkilerinin tümünün % 25 i kadardır. Ulaştırma sektörü zarar değerlendirmeleri için daha önemli olan düşük seviyeli emisyonların toplam kısa menzilli dozları, bütün kirleticiler için önemli bir miktarda, düzenli nüfus yoğunluğu için uzun menzillilerinkini aşmaktadır. Bu faktörler Ek A 1 ve Ek A 2 nin sonuçlarından elde edilmiş ve Tablo 4.1 de gösterilmiştir.

Tablo 4.1 Değişik kaynak türlerinin emisyonlarına bağlı dozların değerlendirilmesi

Kirleticisi	Doz (insanµg/ m ³)			Doz oranı Kentsel / Kırsal emisyonlar
	Toplam doz Kırsal kaynak	Bölgesel doz Kentsel kaynak	Toplam doz Kentsel kaynak	
PM ₁₀	790	4300	5090	6,4
SO ₂	240	4300	4540	19,0
Sulfat	160	Önemli z	160	1,0
NO ₂	350	1250	1600	4,6
Nitrat	280	Önemli z	280	1,0
CO	5400	4300	9700	1,8
C ₆ H ₆	790	4300	5090	6,4
Bütadien	70	4300	4370	62,0
Formaldehit	50	4300	4350	87,0

Ozonun modellenmesi bir bakıma daha zordur çünkü ozon ikincil bir kirleticidir ve NO_x ve UOB'nin dahil olduğu karışık reaksiyonlar sonucunda ortaya çıkar. Birçok kent koşulu altında ozon NO_x tarafından azaltılmaktadır, böylelikle kent konsantrasyonları bitişik kırsal alanlarınkinden daha azdır. Fakat Avrupa ölçeğinde hem NO_x hem de MZUOB ozon konsantrasyonunu artırılmaktadır. Etkiler zaman ve emisyonun konumuna bağlıdır ve yüksek belirsizlik içerir. Değerlendirmeler

göstermiştir ki Avrupa’da ozon dozları her NO_x emisyonunun tonu için 640 kişi $\mu\text{g}/\text{m}^3$ her MZUOB emisyonunun tonu için de 850 kişi $\mu\text{g}/\text{m}^3$ şeklindedir. Bu sonuçlar burada tüm emisyon kaynakları için ozon zararının kanıtıdır.

Sonuç olarak bu analizde ulaştırma çevrilen zararlar iki değişik kirlilik maliyeti kümesi olarak değerlendirilebilir.

- Kırsal alandaki bütün emisyonlar için, ikincil kirleticiler ve tüm sera gazları emisyonları için maliyetler elektrik sektörünün analizlerinden alınabilir.
- Kent alanlarındaki ulaştırma emisyonları için, aynı kirlenme maliyetleri tarım ürünleri ve kereste için kullanılabilir. Fakat sağlığa ve yapı malzemelerine etkiler için birincil kirleticilere uygulanan kirlenme maliyetleri kent kaynakları etrafında yoğunlaşan toplayıcılar tarafından daha yüksek doz alındığı değerlendirildiğinde Tablo 4.1 de verilen faktörlerden daha yüksektir.

4.2.2 Ulaştırma emisyonları için parasal zararlarının değerlendirilmesi

Daha önceki bölümde belirtilen nedenden dolayı kırsal ulaştırma kaynaklarına dönüştürülen bu zararlar diğer kırsal kaynaklar örneğin güç istasyonlarıyla aynıdır. Zarar değerlendirmeleri Tablo 3.3 de belirtilen doğrudan ve doğrudan olmayan etkileri içerir. Değerlendirmeler diğer çalışmalardan, çevresel ekonomi literatüründe geliştirilen parasal değer biçme teknikleri kullanılarak bulunmuştur.

Sera gazı emisyonları için yeni değerlendirmeler kullanılmıştır (Fankhauser, 1994). Maliyetler iklim değişikliklerinin kayıp çıktıları (örneğin tarım üretimi) ve uyum maliyetini de kapsayan zarar kategorilerine göre geniş bir çeşitlilik gösterir. Daha beklenmeyen etkiler geniş ölçekli çölleşme ve ana ekonomik bozulma başka çalışmalarda iddia edildiği gibi daha önemli olabilir fakat çok belirsizdir ve bu nedenle değerlendirilmeye dahil değildir. Karbondioksit, metan ve di azot monoksit Fankhauser’ın sonuçlarına doğrudan dahil edilmiştir. Karbonmonoksit ve MZUOB nin küresel ısınma etkileri karbonmonoksitin sırasıyla 1,8 ve 11 olan küresel ısınma potansiyelleri kullanılarak dahil edilmiştir.

İnsan sağlığı zarar değerlendirmeleri, kirleticilerin insan hastalıkları ve ölümleri üzerindeki etkilerini ölçen, doz-sonuç fonksiyonlarından elde edilir. Partiküllerin,

sülfür dioksit, NO_x ve ozonun değerlendirilmesi Avrupa Komisyonu tarafından yönetilen hastalıklarla ilgili çalışmaların değerlendirilmesinden gelir. En büyük zarar şiddetli ölüme neden olan ve doz-sonuç fonksiyonu ABD'deki bir çalışmadan (Schwartz ve Dockery, 1992) gelen solunabilir partiküllerden (PM_{10}) gelir. Sonuçlar birçok yeni çalışma tarafından da desteklenmektedir. Kullanılan istatistiksel hayatın değeri 2 milyon sterlidir. Sülfür dioksit ve NO_x in en geniş etkileri atmosferde ürettikleri partiküller olarak ele alınan yükselen aerosollardan gelir. NO_x ve MZUOB için ozonun etkileri de ayrıca önemlidir. Benzen zararları İngiltere'de yıllık 48500 ton emisyonun çocukluk döneminde 500 kişinin kan kanserinden (lösemi) ölmesinden sorumlu olması verisine göre değerlendirilir. Bu değerlendirme hem iltihap hem de tartışmaya açıktır bu nedenle dikkatli bir şekilde kullanılmalıdır.

Asit tortuları sonucunda oluşan orman zararlarının değerlendirilmesi iki nedenden dolayı zordur. Birincisi ormanların yok oluşuyla ilgili bilimsel açıklamaların tamamlanmadığıdır. İkincisi etkiler daha çok yaprakların uğradığı zararlar olarak tanımlanmaktadır. Bu kereste artışını ve karbon tespiti azaltmaktadır ve doğrudan olarak da dinlenme yeri olarak çekiciliğinin ve biyolojik çeşitliliğin kaybına da neden olmaktadır. Kereste kaybını pazar fiyatlarını kullanarak değerlendirmek görece olarak kolaydır fakat diğer zararlar daha karmaşıktır. Ormanların dinlenme değerini belirleyen birçok çalışmaya karşın asit etkisi yüzünden ormanların kötüye gidişinin değerinde yaptığı değişikliğe dair değerlendirme yoktur. Bu nedenle dinlenme yeri olarak çekiciliğinin kaybı ölçülmektedir. Benzer olarak biyolojik çeşitlilikteki marjinal değişimi değerlendirecek tatmin edici bir yol yoktur. Avrupa komisyonu tarafından yapılan bir çalışmaya göre Avrupa ormanlarında kereste artışındaki kayıp yaklaşık olarak 1 gram sülfür dioksit başına 0,1 pensdir. NO_x in değeri asit çökelişine yaptığı göreceli katkıya dayanır.

Sülfür dioksit ve ozonun tarım ürünlerine yaptığı zarar nispeten daha iyi araştırılmıştır ve maliyetler kayıp ürünlerden hesaplanmıştır. Maliyet değerlendirilmesi Avrupa ölçekli zararların değerlendirilmesinden alınmıştır ve kayıp ürünler uluslararası pazar fiyatlarına göre değerlendirilmiştir.

Sülfür dioksit ve asit çökelişi sonucu yapı malzemelerindeki zararların değerlendirilmesi asidin zarar verdiği binalar daha sık bakım gerektireceği için bakım masraflarına dayanır. "Yenileme maliyetleri" taşların şekillendirilmesi,

harç karılması, beton yenilenmesi, boyanma, demirlerin yenilenmesi ve galvanizli demirlerin yenilenmesidir. Değerlendirme tarihi ve kültürel binaların değerini kapsamaz. Parti küllere çevrilebilen zararlar İngiltere'deki binatemizleme piyasasının çalışmalarına dayanır ve bu nedenle aile ile ilgili olan zararları içermez.

Kent emisyonlarının zararları bir önceki bölümde sayılan nedenlerden dolayı kırsal kesimdeki emisyonların zararlarından daha fazladır. Tablo 4.1 ün son kolonundaki faktörler kırsal kesimde hesaplanan sağlıklı ile ilgili zararların geniş kent merkezlerinde alçak seviyeli kaynaklardaki zararları vermesi için ölçeklendirilmiştir. Akla uygun olarak binaların nüfus yoğunluğuna göre yayıldığı düşünülebilir ve bu nedenle aynı ölçü faktörleri yapı malzemesi zararları için kullanılabilir. Sonuçlar Tablo 4.2 de gösterilmiştir.

Tablo 4.2 Ulaştırma emisyonlarına bağlı zararlar (pens/gram) (Eyre ve diğerleri, 1997)

Etkiler	Emisyonlar	SO ₂	NO _x	PM ₁₀	CO ₂	CH ₄	N ₂ O	C ₆ H ₆	UOB	CO
Sağlık doğrudan	Kırsal Kentsel	0,13 2,47	0,04 0,18	0,88 5,63	Et kisi z Et kisi z	Et kisi z Et kisi z	Et kisi z Et kisi z	2,1 13,4	? ?	? ?
Sağlık ayaradiler	Toplam	0,18	0,31	Et kisi z	Et kisi z	Et kisi z	Et kisi z	Et kisi z	Et kisi z	Et kisi z
Sağlık ozon	Toplam	Et kisi z	0,14	Et kisi z	Et kisi z	Et kisi z	Et kisi z	Et kisi z	0,19	Et kisi z
Ormanlar	Toplam	0,1	0,07	Et kisi z	?	Et kisi z	Et kisi z	Et kisi z	?	Et kisi z
Tarımdoğrudan	Toplam	0,0014	Et kisi z	Et kisi z	?	Et kisi z	Et kisi z	Et kisi z	Et kisi z	Et kisi z
Tarımozon	Toplam	Et kisi z	0,008	Et kisi z	Et kisi z	Et kisi z	Et kisi z	Et kisi z	0,011	Et kisi z
Tatlı sular	Toplam	?	?	Et kisi z	Et kisi z	Et kisi z	Et kisi z	Et kisi z	Et kisi z	Et kisi z
Yapı malzemeleri	Kırsal Kentsel	0,027 0,51	0,018 0,08	0,018 0,12	Et kisi z Et kisi z	Et kisi z Et kisi z	Et kisi z Et kisi z	Et kisi z Et kisi z	? ?	Et kisi z Et kisi z
Küresel ısınma*	Toplam	?	?	?	0,0004	0,007	0,06	Et kisi z	0,0044	0,0007
Alt toplamlar	Kırsal Kentsel	0,44 3,26	0,588 0,788	0,90 5,75	0,0004 0,0004	0,007 0,007	0,06 0,06	2,1 13,4	0,2054 0,2054	0,0007 0,0007

* Tüm topları cıllardaki ölçülebilir küresel ısınma etkilerini içerir

? ölçülemeyenler

1 Pens = 1/100£ =19.640 TL (26.4.2002)

4.2.3 Ulaştırma emisyonlarının zarar değerleri

Ulaştırmanın çevresel maliyetlerinin değerlendirmesi Tablo 4.1 ve 4.2 deki emisyon faktörlerinden hesaplanır ve Tablo 4.2 deki kirlilik değerlerini oluşturur. İki grup hesaplama yapılır

1. Ulaştırma emisyonlarının, ortalama sürüş koşulları için toplam yakıt çevrimi emisyonlarını ve kırsal alanlar için kirlilik değerlerini kullanarak, kırsal alanlardaki maliyetleri ve
2. Ulaştırma emisyonlarının, kentsel alanlarda araç emisyonlarına uygulanan kirlilik değerleri ve kırsal alanlar için ters yakıt çevrimi emisyonları için kirlilik değerleriyle birlikte, kent sürüş koşulları için toplam yakıt çevrimi emisyonlarını kullanarak kentsel alanlardaki maliyetleri.

Sonuçlar Tablo 4.3 de gösterilmiştir. Çeşitli yakıt çevrimleri arasındaki farkların bazılarının etkileri çok küçük olsa da karşılaştırılabilirliği için ondalık basamak sayısı üç basamak olarak alınmıştır. Bu kesinlik belirtisi olarak yorumlanmalıdır. Belirsizlikler sadece ilk rakam anlamı kılacak kadar fazladır.

Çevresel etkilerin çok çeşitli kategorileri, bugünkü bilgi seviyesiyle parasal değerlere çevirmekte zorluklar olduğu için bu değerlendirmeye dahil değildir. Bu etkiler arasında:

- NO_x in partiküllerin ve aerosollerin küresel ısınmaya katkısı
- Büyük felaketler dahil küresel ısınmanın bazı potansiyel etkileri
- Kronik sağlık etkileri
- Benzenden başka havadaki zehirli maddelerin insan sağlığı üzerindeki etkileri
- Kereste kaynaklarının azalmasından başka kirlenmenin ormanlar üzerindeki etkisi
- Yönetilmeyen dünya ekosistemi üzerinde kirlenmenin etkisi
- Asitlenmenin tatlı su sistemleri üzerindeki etkisi

Bu nedenle maliyetler toplam “toplam” yerine “alt toplam” olarak değerlendirilmiştir.

Tablo 4.3 Ulaştırma emisyonlarının zarar değerleri (Eyre ve diğerleri, 1997)

Emisyonlar	Etkiler	Zarar Değerleri (pens/km)					
		Kırsal emisyonlar			Kentsel emisyonlar		
		Benzin	Gaz	Dizel	Benzin	Gaz	Dizel
Karbondioksit	Küresel ısınma	0,093	0,073	0,068	0,109	0,085	0,095
Metan	Küresel ısınma	0,000	0,005	0,000	0,000	0,006	0,000
Diazot monoksit	Küresel ısınma	0,003	0,003	0,001	0,006	0,006	0,001
Karbonmonoksit	Küresel ısınma	0,001	0,001	0,000	0,003	0,001	0,001
Partiküller	Sağlık	0,003	0,000	0,151	0,003	0,000	1,692
Partiküller	Yapısal zararları	0,000	0,000	0,003	0,000	0,000	0,035
Sülfürdioksit	Sağlık	0,024	0,001	0,014	0,173	0,001	0,182
Sülfürdioksit	Tarımların zararları	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Sülfürdioksit	Kereste	0,018	0,001	0,011	0,021	0,001	0,015
Sülfürdioksit	Yapısal zararları	0,005	0,000	0,003	0,036	0,000	0,038
Sülfat aerosolü	Sağlık	0,033	0,001	0,020	0,038	0,001	0,027
Nitrojen oksitler	Sağlık	0,013	0,007	0,029	0,076	0,054	0,113
Nitrojen oksitler	Kereste	0,022	0,013	0,051	0,036	0,023	0,049
Nitrojen oksitler	Yapısal zararları	0,006	0,003	0,013	0,034	0,024	0,051
Nitrat aerosolü	Sağlık	0,101	0,057	0,228	0,163	0,103	0,219
NO _x 'den ozon	Sağlık	0,045	0,026	0,102	0,073	0,046	0,098
NO _x 'den ozon	Tarımların zararları	0,003	0,001	0,006	0,004	0,003	0,006
Benzen	Sağlık	0,012	0,000	0,004	0,126	0,001	0,052
UOB'den ozon	Sağlık	0,110	0,017	0,017	0,145	0,018	0,041
UOB'den ozon	Tarımların zararları	0,006	0,001	0,001	0,008	0,001	0,002
MZUOB	Küresel ısınma	0,003	0,000	0,000	0,003	0,000	0,001
Alt toplamlar		0,500	0,211	0,723	1,060	0,375	2,717

1 Pens = 1/100£ =19,640 TL (26.4.2002)

Sonuçlar göstermiştir ki hem kırsal hem de kentsel alanlarda doğal gazlı araç yakıt çevriminden oluşan emisyon maliyetleri önemli derecede sıvı yakıtlardan düşüktür. Partiküllere, sülfürdioksit, NO_x'e, MZUOB ye dönüştürülen zararların tümünde benzin ve dizel kullanıma göre düşüktür. Çoğu durumda bu fark oldukça fazladır.

Doğal gazın en yüksek zararı ürettiği tek kategori metan emisyonlarının küresel ısınma üzerindeki etkisidir. Bunun sebebi ters gaz yakıt çevrimindeki yüksek kayıplardır. Diazot monoksitin de küresel ısınmaya katkısı dizel motorlardan fazladır. Fakat bunların her ikisi de göreceli olarak küçük dışsal etkilerdir. Daha yüksek karbondioksit emisyonlarıyla benzerli motorlar daha önem kazanmaktadır.

Maliyetlerin paraya çevrilebilen alt kümesi Tablo 4.4 de özetlenmiştir. Dizeller için yüksek değerlerin ana sebebi, partiküllerin ölüm ve hastalıklarla ilgili hava

kirlenmesini ana sebebi olduğunu belirten yeni çalışmalarla desteklenen dizel motorlardan çıkan yüksek emisyonlardaki partiküllerdir. Benzin ve doğal gaz maliyetleri arasındaki fark büyük miktarda, sağlık, kereste ve yapılarda önemli etkileri olan sülfür dioksit ve NO_x in düşük emisyonlarından kaynaklanır.

Tablo 4.4 Zarar maliyetlerinin değerlendirilmesi özet

Yakıt çevrimi	Zarar Değerleri (pens/km)	
	Kırsal emisyonlar	Kentsel emisyonlar
Doğal gaz	0,2	0,4
Benzin	0,5	1,1
Dizel	0,7	2,7

1 Pens = 1/100£ =19.640 TL (26.4.2002)

Küresel ısınmanın çok belirsiz etkilerini sayarsak alt toplamlar doğal gaz için kırsal koşullarda 0,15 p/km kent çevriminde de 0,27p/km dir. Karşılaştırılabilir rakamlar benzin için sırasıyla 0,4p/km ve 0,9p/km ve dizel için 0,5p/km ve 2,5p/km dir. Başka bir deyişle doğal gazlı araç emisyonlarının küresel olmaayan zararları 1/2,5 ile 1/10 oranında konvansiyonel yakıtlı araçların emisyonlarından daha düşüktür.

4.3 Çevresel etkilerin ekonomik değerlendirilmesi örnekler

4.3.1 Los Angeles bölgesi için değerlendirilmeler

Burada Los Angeles bölgesi için motorlu taşıtların çeşitli sınıflarının hava emisyonlarının mil başına maliyetleri değerlendirilmiştir. Bu yeni bilgilerle ve alternatif tahminlerle kolayca güncelleşebilecek bir şekilde yapılmıştır. Tüm parasal değerler Amerikan doları ve 1992 fiyatlarıdır.

Verilen bir miktar emisyonun maliyetinin, Los Angeles'ın kirleticileri hapsedmeye eğilimli topografyası ve iklim destekli foto kimyasal reaksiyonlarından dolayı çoğu bölgeden yüksek çıkması muhtemeldir. Örneğin Small meteorolojik durumların, çoğu gün oluşan düşük karışım yüksekliklerinin ve Kaliforniya dışındaki on iki Amerikan kentindeki rüzgar hızlarının, yaklaşık altı katını ürettiğine dair kanıtlar

toplamaktadır. İlave olarak bulunan, ölüm riskinin değerlendirilmesi sadece gelişmiş ülkelere uygulanabilir.

Geçerli kanıtın önerilerinin en önemli olduğu zarara odaklanmak için, maliyetleri üç ana kategoriye değerlendiriliyor: partiküllerden kaynaklanan ölümler, partiküllerden kaynaklanan hastalıklar, ve ozondan kaynaklanan hastalıklar. Bilinen kötü sağlık etkilerine ve kirleticiler kontrol stratejilerindeki önemine rağmen karbonmonoksit ele alınmıyor çünkü karbonmonoksitin sağlık değerini ölçmek için uygun çok az nicel bilgi vardır. Uygun olan değerlendirmeler son derece düşüktür ve yer seviyesi emisyonlarına uygulanamaz. Çalışmalarındaki gelişmeler bu eksikliğe çare olabilir.

4.3.1.1 Partiküllerden kaynaklanan ölümler

Evans (1984) ABD'deki büyük kentlerin çevresindeki ölümlere bağlı kapsamlı istatistiksel kanıtları yeniden inceledi. Vardıkları sonuç:

“Şu görüşteyiz ki: Çapraz bölge çalışmaları hava ile taşınan partiküllere maruz kalma ile erken ölümler arasında nedensel bir ilişki olduğunu yansıtmaktadır... Fakat bu görüşü kabul etmek için azınlıktaız.”

Şu sonuca da vardılar: “Görünüşteki birlik gücü azaltmak için zayıf ve sorunlu olan partiküllerin özel tipi bulunamadı....”

Sonraki çalışmalar partikül maddelerden dolayı ölümlerin arttığı fikrini daha fazla desteklemeyi sağlıyor. Bu çalışmalar ayrıca solunabilen partiküllerin yani 10 mikron çaptan daha küçük maddelerin (PM_{10}) en fazla sorunlu olanlar olduğunu belirtiyor. PM_{10} 'un bileşenleri arasında en fazla sürekli olarak etkileri bulunanlar 2,5 mikrondan daha küçük çapı olan ince partiküller (İP) ve alüminyum sülfatın ayroselleri olan sülfatlardır (SO_4).

Özkaynak ve Thurston (1987) ve Dockery (1993) bu çalışmaların en zorlu ikisini verdiler. Özkaynak ve Thurston daha önceki yıllara göre kirlilik ölçümünün daha tanımlı ve kesin olduğu 1980'in çapraz bölge verilerini kullandılar. Evans tarafından yeniden incelenen çalışmalardaki gibi merkez kentlerinin iş merkezi alanlarındaki çevresel kirleticiler konsantrasyonuna doğru büyük kent alanlarındaki ölümleri anlattılar. Partiküllerin dört alternatif ölçümünü kullandılar: toplam asılı partiküller (TAP), PM_{10} , İP, ve SO_4 . En güçlü ve en sürekli ilişki SO_4 kullanırken elde edildi,

ikinci en güçlü İP kullanırken. Daha genel kategoriler PM_{10} ve TAP diğer kontrol değişkenleri göz önüne alındığında ölümlerle bağlantıları güvenilir değildir. İnce partikülleri kaynak tiplerine göre izlemeye çalışmak kesin olmayan kanıtlara rağmen metal ve kömür endüstrisinden yükselen partiküllerin motorlu taşıtlardan petrol endüstrisinden ve rüzgarla savrulmuş topraktan daha zararlı olduğuna dair fikir verici olmuştur.

Dockery (1993) aynı sonuçlara giden mikro verilere dayanan tek çalışmayı tanımladı. ABD'nin altı şehrinde 8111 yetişkin arasındaki ölümleri açıklamak için 16 yıla kadar takip edilen orantılı tehlike modelleri kurdular. SO_4 , İP ve PM_{10} olarak ölçülen kirleticilerin yavaşlaştıran değerlerinin güçlü etkilerini buldular. Bu etkiler sigaradan, eğitilden, mesleki maruz kalma ve diğer değişkenlerden doğan yönetimden çok şekilde etkilenmediler. Bu etkiler o kadar güçlüydü ki ölüm oranlarına (diğer faktörler kontrol edildikten sonraki oranlar) uyarıldığında en az zehirleneniden en çok zehirlenenine altı kentte %26 partikül seviyesi arttı. Bu büyüklük aklı uygun geldiğinden nicel değerlendirilmede kullanılamamıştır.

Buradaki incelemelerden, sülfat aerosollarının ölümleri arttırdığı açıkça görülüyor ve PM_{10} un diğer bileşikleri de arttırabilir. Bu bulunanlar ince partiküllerin kaba partiküllere göre insanlara ve hayvanlara daha kolay nüfuz ettiği sonucunda da diğer kanıtlarla tutarlıdır ve bu asidik aerosollar özellikle zarar verir (Bu bulunanların sonucunda 1980'de ABD'deki TAP'nin çevresel standartları PM_{10} çevresel standartlarıyla değiştirilmiştir). Bu gözlemler doz sonuç ilişkisini değerlendirmek için iki alternatif hipotez sağlar: her biri ayrı ayrı ölümleri açıklayan kirleticilere bağlı tek bağımsız değişken olarak katıldığında biri İP'nin katsayısına dayanır, diğeri SO_4 ün katsayısına. Burada Özkaynak ve Thurston'un (1987) sonuçları seçilmiştir, Tablo III, Model M1. Konu ile ilgili katsayılar, merkezi gözleme istasyonundaki partikül konsantrasyonundaki birim artışı'nın her metreküp için mikrogram olarak ölçüldüğü gibi ($\mu g/m^3$) 100.000 nüfus için yükselen yıllık metropolitan alan ölümleri olarak ölçülmüştür. Katsayılar (parantez içindekiler standart hatalardır) SO_4 için 6,6 (1,5), İP için 2,2 (0,8) dir. Eğer PM_{10} un tüm bileşenlerini (İP dahil) eşit şekilde zararlı kabul edersek ve örneğin her yerinde İP'yi PM_{10} un sabit bölümü olarak alırsak, o zaman PM_{10} a bir katsayı verilebilir. Yurt çapında böyle bir veri eksikliğinden dolayı

PM_{10} un %59'unun İP olduğu Los Angeles bölgesi için olan bilgi kullanılıyor, bu nedenle katsayı verilen PM_{10} un katsayısı $0,59 \times 2,2 = 1,298$ dir.

Bir alternatif olarak ve bir bakıma daha düşük bir çift katsayı Lave ve Seskin (1977) tarafından kullanılan 1960 verisinin Evans (1984) tarafından tekrar analizi kullanılarak elde edilebilir. Bu değerlendirmeler tekrar bir zaman dilimi için bir kirlilik ölçümü kullanmanın sonuçlarını gösterir. Katsayılar (parantez içindekiler standart hatalardır) SO_2 için 3,72 (1,90) ve TAP için 0,338 (0,198) dir. Üzerine anlaşılan ortak karara göre PM_{10} , TAP den daha fazla sağlık zararına neden olur. TAP nin bileşenleri arasında sadece PM_{10} un ölümlere yol açtığı kabul edilir ve PM_{10} daki değişikliklere aynı katsayı (0,338) uygulanır.

Başka bir kanıt günlük partikül konsantrasyonlarına göre günlük ölümlerin oranları ile ilgili olarak zaman serisi çalışmalarından gelir. Schwartz (1994) bir düzinden fazla veri grubunda analizler yaptı ve PM konsantrasyonundaki $1\mu g/m^3$ artışın toplam ölümlerde %0,06 artışa neden olduğunu buldu. Bu Los Angeles'da 100.000 kişi de 870 olan son ölümlerin oranıyla çarpıldığında tartışılan yüksek ve alçak değerlerin tam ortasında duran 0,522 katsayısı elde edilir. Bristi ölümcül hastalığının dışının kısa dönem zamanlamasını yararın uzun dönem nedensel etkilerinden bölmeyeceğinden, zaman serisi kanıtlarının daha az uygun olduğunun inandırması na rağmen, bu güven vericidir. Örneğin yüksek kirlilik içeren bir gün hava kirliliğiyle ilgili olmayan hastalıklar tarafından zayıflatılmış bir çok insanın ölümüne neden olabilir; veya diğer uçta günlük ölümler kronik hastalıklar uzun dönem maruz kalınmalarla oluşmasına rağmen günlük kirlenme seviyeleriyle korelasyon göstermeyebilir.

PM_{10} konsantrasyonları doğrudan partiküllerin emisyonlarından veya doğrudan olmayarak UOB, NO_x , SO_2 emisyonlarından oluşur. NO_x ve SO_2 atmosfere reaksiyona girer, özellikle bulutlarda nitrik ve sülfürik asit damlacıklarını ve ayrıca amonyum sülfat ve amonyum nitrat partiküllerini oluşturur (Charlson ve Wingley, 1994). SCAQMD (1994) değerlendirmesinde motordolu taşıtlardan doğrudan partikül emisyonları PM_{10} un %10,6'sından sorumludur, ve motordolu taşıt emisyonlarının doğrudan olmayan bileşenleri şunlardır: PM_{10} un %4,4 ü UOB emisyonlarından ikincil karbondur, %10,5'i NO_x den amonyum nitrat, ve %5,3 ü SO_2 den amonyum sülfattır.

Bu hesaplama için çevresel kirleticiler ve emisyonlarının değerlendirilmesi gerekir, bu şekilde emisyonlarda verilen bir azalma çevresel seviyelerdeki azalmaya çevrilebilir. Havanın durumuna göre yıldan yıla inip çıkan çevresel PM_{10} konsantrasyonu için Los Angeles kentini merkezinde 1987 den 1990 a kadar dört yıl izlenen bölgesinin yıllık ortalama gözlemlerinin ortalaması alınır (Cohanim 1991). Bu $57,8 \mu g/m^3$ değerini verir. Los Angeles bölgesi kullanılıyor çünkü ölüm hesaplarının altını çizen çapraz bölge ölüm çalışmalarında kullanılan monitörler iş merkezine doğru en çok karşılaştırılabilir. Alternatif bir senaryo olarak yıllık ortalama PM_{10} konsantrasyonu $77,75 \mu g/m^3$ değeriyle bölgedeki en yüksek konsantrasyon olan San Bernardino izleme bölgesi kullanılarak tekrar hesaplanır.

Daha durağan olan emisyonlar için 1990 yılının yurt çapında değerleri kullanılıyor. Bu veriler hem doğal kaynakları (toprak ve deniz tuzu gibi) hem de insan kaynaklarını kapsıyor. Bu PM_{10} un bütün bileşiklerinin eşit katkı yapıyor değerlendirildiği senaryolarda, maliyetler öncü emisyonlara SCAQMD den kaynak katkı yüzdeleri kullanılarak dağıtılır. Ayrıca sadece, daha önce de belirtildiği gibi kanıtlarla uygun olan, sülfatların ölümlerden sorumlu olarak değerlendirildiği bir senaryo hesaplanır; bu bütün ölümleri SO_x emisyonlarına bağlayarak yapılır.

Yukarıdaki yüzdeler için esas olarak kullanılan toplam PM_{10} sayı mçizelgesi toprak partikülleri ve karayolu tozu gibi jeolojik kaynakları içerir. Yol tozu motorlu taşıt emisyonu gibi katılmalıdır, çünkü emisyon sayı mçizelgesinin güvensiz olduğu düşünülür.

4.3.1.2 Partiküller ve ozondan kaynaklanan hastalıklar

Hall ve arkadaşları (1992) Los Angeles bölgesi için kirliliğin mekansal dağılımının ve insanların etkinlik şablonlarının, çeşitli konumlar da (içeride, dışarıda, yolculuk halinde) maruz kalmanın saatlerinin değerlendirilmesi ve solunum oranları (uyuma, dinlenme, hareket) ile birleştirildiği ayrıntılı bir maruz kalma modelinin sonuçlarını açıkladı. Öksürme ve göz tahrişi gibi çeşitli etkiler için doz sonuç fonksiyonları bu maruz kalmalara uygulanır ve oluşan etkiler değerlendirme incelemelerine bağlı sonuçlara göre değerlendirilir. Modellerinin bazı detayları Hall ve arkadaşlarının maliyetleri fazla değerlendirdiğini iddia eden Harrison ve Nichols tarafından eleştirildi (1989). Sonuç olarak, Krupnick ve Portrey (1991) kendilerinin daha az

ayrıntılı modellenme tasarılarını partiküller için olmasa bile ozon etkileri için uyguladılar. Krupnik ve Portrey, Östro (1994) tarafından yeniden incelenen bir çok çalışmayı da içeren doz sonuç ilişkilerindeki daha yeni kanıtları da kattılar.

Burada bu çok detaylı modelin bir çok parçası çözülemediği için Hall ve arkadaşları tarafından verilen sonuç maliyetleri ve Krupnik ve Portney tarafından verilen hastalık maliyetlerinin sırasıyla, yüksek ve alçak maliyetler kullanılıyor. Eğer Los Angeles bölgesindeki kirlilik seviyeleri 1989 Hava Kalitesi Yönetim Planına (SCAQMD ve SCAG 1989) göre azaltılırsa sonuçları biriktirilen maliyetleri değerlendirir görülüyor. Öncü emisyonlar bu planla veya bu plan olmadan değerlendiriliyor ve bu öncü emisyonlara hastalık maliyetlerinin bağlanması öncülerin PM_{10} ve ozonun çevresel konsantrasyonlarını basit modellerle nasıl ürettiğine bağlı.

Ozon UOB ve NO_x emisyonlarının sonucunda oluşuyor. Birinci derece homojen bir fonksiyonla $f(E_v, E_N)$ bir yaklaşım düşünülürse, böylelikle iki çeşit emisyonun iki katına çıkması ozon konsantrasyonunu da iki katına çıkaracaktır. Sonra iki çeşit emisyonun toplam etkileri her biri için kendi marjinal etkileri oranında pay edilir.

f fonksiyonunun ampirik ölçümleri gerçekçi durumlar için bu kesrin sıfır (NO_x sınırlı) ile bir (UOB sınırlı) arasında olacağını, hatta birden büyük (ozon azalırken NO_x arttığı)nda) olacağını tanımlayan aklayıcı olduğunu belirtir. Örneğin Mayeres (1993) Belçika için sıfır (NO_x in şu andaki seviyesinden %30 azalması durumunda) ile yaklaşık 1,5 (UOB nin şu anki seviyesinden %15 azalması durumunda) arasında değişen i-ozon eğrileri oluşturdu. Benzer bir aralık Los Angeles bölgesinin çeşitli bölümlerinde i-ozon eğrilerine Milford (1989) tarafından uygulandı. Bunlara göre ABD ozon standartlarını yerine getirmek hem NO_x , hem UOB de çok büyük azalmayı gerektirmektedir, ve böylece ozon NO_x sınırlı olacak ve f_v sıfır olabilecektir (Bunun için bir nedende UOB için büyük doğal kaynaklar vardır). Diğer taraftan şimdi ki koşullar altında, grafikler etkisiz olan veya bölgenin çok yerleşilen alanlarında bile ozonu azaltma dahilinde üretimine karşı koyan makul NO_x azalmaları göstermektedir, böylelikle f_N sıfır hatta negatif olur. Bu uç değerler arasında hem UOB hem NO_x azalmalarının etkili olduğu birçok başlangıç noktası vardır.

Bu nedenle UOB emisyonunu ile ilgili olarak ozonun elastisitesinin sıfır, bir ve bir buçuk olduğu üç alternatif senaryo göz önüne alınır. Bu miktarlar ozon azalmasını sağlık yararlarını tümüyle NO_x e, tümüyle UOB ye, veya UOB ve NO_x e eşit olarak paylaştırmak içindir.

Partikül hastalıkları için Hall ve arkadaşları 2010 yılında federal çevresel hava standartlarını karşılamak için 1992 fiyatlarıyla 919 milyon dolarlık yıllık tasarruf tahmin ediyor. Aynı tahmin Krupnick ve Portrey tarafından da kullanılıyor. Bu 2010 yılı için tasarlanan PM_{10} konsantrasyonundaki gerekli azalmayı $48\mu g/m^3$ (73,8 den 25,5 e kadar) (SCAQMD ve SCAG 1989) olarak gösteren 1989 hava kalitesi yönetim planı için yapılan modellenmeye dayanıyor. Bu PM_{10} konsantrasyonundaki her bir birim değişiklik için yıllık 19,03 milyon dolarlık değer tahmini verir. Bu maliyet partikül ölümlerindeki gibi aynı yolla dört ana emisyona paylaştırılır.

Ozon hastalıkları için hem Hall ve arkadaşları (1992) hem de Krupnick ve Portney (1991) ABD federal ozon standartlarını karşılamada başarısızlığın yıllık maliyetini değerlendirdiler. Yine 1992 fiyatlarıyla sonuçlar sırasıyla 3,2 milyar dolar ve 0,36 milyar dolardır. Bu standartlara uymak UOB (doğal kaynaklar dahil) emisyonlarında %87,5 azalma ve NO_x emisyonlarında %79,9 azalma veya sırasıyla 1275 ve 813 ton/gün azalma gerektirecektir. Bu hastalıkların sağlık maliyetini NO_x e, UOB ye veya kişinin konbinyasyonuna paylaştırmaya imkan verir. Kuşkusuz bunları bu kadar geniş azalmalara uygulamak doğruluk tahminlerini yarıyor.

4.3.1.3 Sonuçlar: Motorlu taşıtlardan çıkan emisyonların birim maliyetleri

Alternatif tahmin grupları için çeşitli kirleticilerin emisyonlarının ton başına maliyetlerinin hesaplamaları Tablo 4.5 de gösteriliyor. Tablo partikül maddeden ölümlerin UOB, NO_x , SO_x ve PM_{10} emisyonlarının maliyetlerinde baskın bileşen olduğunu gösteriyor. NO_x için ikincil partikül maddelerin üretiminden ortaya çıkan maliyetler, ozon üretiminden ortaya çıkan maliyetlerden bir çok kat daha büyüktür.

Tablo 4.5 Los Angeles bölgesi için maliyetler (1992 fiyatlarıyla, \$/kg) (Small ve Kazi ni, 1995)

	UOB	NO _x	SO _x	PM ₁₀
Partiküllerden ölümler				
2,1 milyon \$ hayatın değeri				
- Düşük ölüm katsayısı	0,37	1,86	23,1	21,4
- Geometrik ortalama ölüm katsayısı	0,73	3,64	45,2	41,9
4,87 milyon \$ hayatın değeri				
- Düşük ölüm katsayısı	0,86	4,31	53,5	49,6
- Yüksek ölüm katsayısı	3,31	16,55	205,4	190,5
- Geometrik ortalama ölüm katsayısı ^a	1,69	8,45	104,8	97,2
- San Bernarđi no PM ₁₀ ^b kullanılarak geometrik ortalama ölüm katsayısı	2,27	11,36	141,0	130,7
11,3 milyon \$ hayatın değeri				
- Yüksek ölüm katsayısı	7,67	38,41	476,5	442,0
- Geometrik ortalama ölüm katsayısı	3,92	19,60	243,2	225,5
Bütün zarar SO _x den 4,87 milyon \$ hayatın değeri				
- Geometrik ortalama ölüm katsayısı	0	0	788,4	0
Partiküllerden hastalık				
- Hall ve Krupnick-Portney tarafından kullanılan maliyet ^a	0,08	0,42	5,2	4,8
- Yukarıdakiyle aynı maliyet fakat San Bernarđi no PM ₁₀ ^b kullanılarak	0,11	0,56	6,9	6,4
Ozondan hastalık				
Krupnick-Portney'in maliyet şekli				
- ½ NO _x ½ UOB ye bağlı	0,39	0,61	0	0
Hall'un maliyet şekli				
- ½ NO _x ½ UOB ye bağlı	3,44	5,39	0	0
Krupnick-Portney ve Hall'un geometrik ortalaması				
- Bütün zarar NO _x e bağlı	0	3,62	0	0
- Bütün zarar UOB ye bağlı	2,31	0	0	0
- ½ NO _x ½ UOB ye bağlı ^a	1,15	1,81	0	0
Toplam şekiller				
- Anahat tahminleri ^a	2,92	10,67	109,9	102,0
- Anahat fakat ozon hastalığı NO _x e bağlı	1,77	12,48	109,9	102,0
- Anahat fakat ozon hastalığı UOB ye bağlı	4,08	8,86	109,9	102,0
- Anahat fakat partikül ölümleri SO _x e bağlı	1,24	2,22	793,6	4,8
- Anahat fakat San Bernarđi no PM ₁₀ ^b kullanılarak	3,53	13,73	147,9	137,1

^a Anahat tahminleri hayatın değerini 4,87 milyon dolar olarak kullanıyor, yüksek ve düşük partikül ölüm katsayılarının geometrik ortalaması, NO_x ve UOB ye eşit dağıtılan maliyetlerle birlikte iki ozon hastalık şeklinin geometrik ortalaması, ve tek partikül ölüm şekli.

^b bütün diğer hesaplamalar için Los Angeles iş merkezi ndeki monitörden okunan PM₁₀ değerleri kullanılmıştır.

4.3.2 ABD' deki motorlu taşıt kullanımındaki çevresel dışsallıklar

Çevresel zararların motorlu taşıt kullanımıyla birlikte dışsal maliyetlerinin değerlendirilmesi ndeki genel yöntem kavramsal olarak

1. Motorlu taşıt kullanımında bazı değişlikler kabul et.

2. Motorlu taşıt kullanımındaki değişiklikle birlikte hava, gürültü veya su emisyonlarındaki değişiklikleri değerlendirir.
3. Emisyonlardaki değişiklikle birlikte hava kalitesi, gürültüye maruz kalma, ve su kalitesindeki değişiklik değerlendirir.
4. Hava kalitesi ve su kalitesindeki değişikliklerin etkilerini değerlendirir.
5. Etkilerin değerini dolar olarak belirler.

Çünkü çevresel zararların çoğu mekanca ve zamanca çeşitli, sonuç olarak, motorlu taşıt kullanımının nerede ve ne zaman değişeceğini açıkça belirtmek ve ilgili etkililiklerin meydana gelmesi için bu önemlidir. Genellikle bu mevki veya nüfusa özgü veri parametreleri olan gelişmiş modeller gerektirir.

Devam eden bölümde motorlu araç kullanımının çevresel dışsal maliyetlerinin yöntemleri, verileri ve bazı yeni çalışmaların sonuçları gözden geçiriliyor. Motorlu taşıt kullanımının en önemli zararlarının bazılarının marjinal dışsal maliyet değerlendirilmesi veriliyor: hava kirliliğinin sağlık, tarım ve görüş zararları; ve gürültü zararı. Benzerlik için ortak temeller kurmak amacıyla motorlu taşıt kullanımının toplam maliyeti değerlendiriliyor ayrılan maliyetler motorlu taşıt kullanımından tümüyle elenenler. Çalışma yapan yazarların görüşlerine göre bireysel parametre değerleri üzerindeki olası yüksek veya düşük sınırlar ile ilgili düşük ve yüksek değerlendirmeler sunulmuştur.

4.3.2.1 Hava kirliliğinin sağlık üzerindeki etkileri

Motorlu taşıtlar ve bu taşıtlarla ilgili petrol rafinerileri gibi emisyon kaynakları insan sağlığını çok çeşitli şekilde etkileyen bir çok farklı çeşitte hava kirleticisi yaymaktadır. Bu sağlık etkilerinin maliyeti motorlu taşıt kullanımının en geniş dışsal maliyetlerinden biridir.

Son zamanlarda Small ve Kazi (1995), Krupnick ve arkadaşları (1997), Friedrich ve arkadaşları (1998), Spadora ve arkadaşları (1998), Saelens (1999), ve McCubbin ve Delucchi (1999) motorlu taşıt hava kirliliğinin sağlık maliyetini değerlendirdiler. Bu bölümde ABD için en son değerlendirmelerden biri olan McCubbin ve Delucchi (1999, 1996) incelenecek.

McCubbin ve Delucchi 1990 da tüm ABD’de, kentlerde kırsal kesimlerde ve 11 ana metropole ait istatistiksel alanda motorlu taşıt hava kirliliğinin insan sağlığına maliyetini değerlendirmek için zarar fonksiyonu yaklaşımını kullandılar. Motorlu taşıtlardan doğrudan emisyonlar gibi yukarı akış ve yol tozu emisyonlarını da değerlendirdiler.

Emisyonlar

ABD, Avrupa ve diğer bölgelerde motorlu taşıtların emisyonlarını değerlendirmek için araştırmacılar “emiyon faktör modellerini” kullanıyor. Bu modeller özel kirleticilerin emisyonlarını, kat ettikleri mesafe başına kütle olarak, taşıt, yakıt, yolculuk, çevresel durum ve düzenleme karakteristiklerinin fonksiyonu olarak, önceden bildirirler. ABD’de hareketli kaynaklar için resmi EPA emiyon faktör modeli “MOBILE5” olarak adlandırılır. McCubbin ve Delucchi (1999, 1996) bu model den ve istasyon-kaynak emiyon modellerinden sonuçlar kullanmışlardır, fakat yol tozu emisyonlarının fazla değerlendirilmesi partikül maddelerin egzoz emisyonlarının düşük değerlendirilmesi gibi şüpheli hatalar için bu modellerin sonuçlarını düzeltmeye çalışmışlardır.

Hava kalitesi

Doz sonuç (veya “maruz kalma etkileri”) fonksiyonlarında, başlangıçta, hava kirleticilerinin sağlık etkileri, emisyonlarda ki ve nüfus karakteristiklerinde ki bazı hesaplanmış değişikliklerden sonra oluşan çevresel kirleticili konsantrasyonunun fonksiyonudur.

Kirleticili konsantrasyonlarını değerlendirmenin iki yolu vardır. Eğer biri gelecekteki emisyonların veya özel gezilerden emisyonların etkilerini analiz ediyorsa o zaman kesin kirleticili konsantrasyonlarını değerlendirmelidir. Bu göreceli olarak gelişmiş hava kalitesi modelleri gerektirir, Avrupa’da ulaştırma koridorlarında kullanılan “ExternE” hava kirleticileri zarar maliyetleri analizleri (Friedrich ve diğerleri, 1998, Spadaro ve diğerleri 1998) ve 2000 yılı için ABD’de ulaştırmanın sosyal maliyetinin ABD EPA analizleri (Douglass ve diğerleri 1998) gibi.

Alternatif olarak 1990 yılı için McCubbin ve Delluchi’nin (1999) yaptığı gibi geçmiş bir yılda motorlu taşıt emisyonlarının değişmesi kent hava kalitesini nasıl etkiledi

analizi yapılabilir. Bu durumda önceki hava kirlilik seviyesi hava kirlilik monitörleri (EPA 1993) tarafından belirlenen asıl seviye olabilir, ve emisyonlardaki değişiklikten sonraki hava kalitesi, diğer kaynakların katkısına kıyasla çevresel kirliliğe mot orlu taşıtların katkısı esaslarına göre değerlendirilebilir. Bu yöntemle kesin kirlilik seviyesini değerlendirmeye gerek yoktur, bu nedenle gelişmiş hava kalite modellerine daha az ihtiyaç vardır. McCubbin ve Delluchi (1999) hava kalitesine mot orlu taşıtların göreceli etkisini değerlendirmek için basitleştirilmiş atmosferik kinya ile birlikte Gaussian dağılımı modeli kullanmışlardır.

Hava kirliliği ve sağlık etkileri

Maruz kalma-etki fonksiyonları nüfus ve hava kirliliği gibi “maruz kalma” değişkenlerinin etkisindeki ilgili (bu durumda insan sağlığının etkisi) değişimi anlatırlar. Araştırmacılar çeşitli kirlleticilerin sağlık etkilerinin klinik, hayvansal ve epidemiolojik çalışmalarını inceliyorlar, ve sonra her bir kirleticisi ve her bir sağlık etkisi için (örneğin astım, baş ağrısı, kronik hastalıklar veya ölüm) bir maruz kalma-etki fonksiyonu kuruyorlar.

McCubbin ve Delluchi (1999, 1996) karbonmonoksit (CO), nitrojen dioksit (NO₂), ozon ve partikül maddenin (PM) sağlık etkilerini değerlendirdiler. Uzak arayla en zararlı kirleticisi olan PM'in sağlık etkilerinin değerlendirilmesi, küçük partiküllerin büyük partiküllerden daha zararlı olması, jeolojik maddelerin yanma maddelerinden daha az zararlı olması, PM emisyon envanterinin ciddi şekilde yanlış değerlendirilmesi olasılıklarını, açıklamaktadır.

Sağlık etkilerinin değerlendirilmesi

Zarar-fonksiyon metodunun son adımında, araştırmacılar değerlendirilmiş sağlık etkilerinin son adımını değerlendiriyorlar. Sağlık etkilerinin dolar değerinin değerlendirilmesi, kaybolan iş günleri değeri, sınırlanmış etkinlikler değeri, belirli hastalık semptomlarına katlanılması değeri vb ile ilgili çalışmalardan gelir.

McCubbin ve Delluchi (1999, 1996) analizde en önemli değerlendirme parametresi olan yaşamın değeri hesaplarken, gelecek ölümleri şimdi ölümlerden ve ne olursa olsun yakın zamanda mutlaka hava kirliliğinden meydana gelmiş ölümleri diğer ölümlerden ayırdılar. Hava kirliliğinin asıl, tipik orta yaşlı çalışan erkeklerle ilgili

çalışmalarındaki değerlerin menziline düşük, istatistiksel hayat değerleri 1-4 milyon dolar olan yaşlıları öldürdüğünü farz ettiler. (Avrupa External analizleri bunu bir sonraki adımda alır ve kaybolan hayat-yıllarını ve bir hayat-yılın değerini alır.) Fakat bazı yeni çalışmalar yaşlılar için istatistiksel hayat değerinin genç insanların değerlerinden bir önem sınıfı düşük olabileceğini belirtmektedir (Cropper ve diğerleri 1994, Johannesson ve Johannesson 1997). Bu belli ki dışsal maliyet analizleri için önemli anlamlara ve sonuçların yorumlarına sahiptir.

Sonuçlar

McCubbin ve Delluchi (1999, 1996) tüm motortutuşit hava kirliliğini toplamsağlık maliyetini ve sınırda yayılan kirleticinin kg başına maliyetini hesapladılar. Toplam sağlık maliyeti Tablo 4.10'ün ilk beş satırında gösteriliyor. Bu hesaplama 5-aşamalı zarar fonksiyon metodunun ilk aşamasında motortutuşit kullanımda %100 azalma kabulüyle yapılmıştır. Tablo 4.6'de gösterilen kg başına maliyet birinci aşamada motortutuşit kullanımda %10 azalma kabulüyle hesaplanmış emisyonlara bölünen hesaplanmış maliyettir.

Tablo 4.6 Motortutuşitlere bağlı emisyonlarda %10 azalma için kg başına sağlık maliyeti (1990 emisyonları, 1991\$/Kg yayılma) (Delluchi, 1999)

Emisyonlar	Çevresel kirleticiler	Sadece taşıt emisyonları						Taşıtlar ve yollu tozu ve yukarı akış	
		ABD		Tüm kentsel alanlar		Los Angeles		Tüm kentsel alanlar	
		Düşük	Yüksek	Düşük	Yüksek	Düşük	Yüksek	Düşük	Yüksek
CO	CO	0,01	0,09	0,01	0,10	0,03	0,18	0,01	0,10
NO _x	Nitrat PM ₁₀	1,02	16,56	1,39	22,38	6,05	75,83	1,31	21,17
	NO ₂	0,15	0,73	0,19	0,96	0,52	2,64	0,18	0,91
NO _x içintoplama		1,17	17,29	1,59	23,34	6,58	78,47	1,50	22,08
PM _{2,5}	PM _{2,5}	10,42	159,19	14,81	225,36	63,98	779,13	6,53	88,79
PM _{2,5-10}	PM _{2,5-10}	6,70	17,68	9,09	23,89	38,12	78,34	0,63	6,20
PM ₁₀ içintoplama		9,75	133,78	13,74	187,48	58,79	638,33	1,45	31,69
SO _x	Sülfat PM ₁₀	6,90	65,52	9,62	90,94	34,98	226,89	4,40	35,28
UOB	Organik PM ₁₀	0,10	1,15	0,13	1,45	0,51	4,34	0,13	1,25
UOB + NO _x ^a	Ozon	0,01	0,11	0,02	0,14	0,05	0,40	0,02	0,12

^a UOB ve NO_x maliyetlerinin birleşimi gösterilmiştir çünkü bu iki ozon oluşumuna katılırlar.

McCubbin ve Delluchi'nin bulduğu en önemli sonuç ve diğer tüm yeni hava kirliliğinin zarar- maliyet analizlerinin sonucu partikül madde kirliliğinin yüksek maliyeti ve motorlu taşıtların çevresel partikül seviyesine potansiyel yüksek katkısıdır. Görünüşe göre partiküller bir çok solunuma ilgili hastalığa kronik hastalıklara ve ölümlere neden oluyor. Motorlu taşıtlar doğrudan egzoz emisyonu olarak daha küçük ve daha tehlikeli partiküller ve dolaylı olarak büyük miktarlarda nitrojen dioksit gibi “öncü” gazlar yayıyorlar. Motorlu taşıtlar ayrıca yol tozundan oldukça kaba toprak-bazlı (toz atmosfere hareket eden taşıtlardan yayılıyor) partiküller yayıyorlar.

CQ nitrojen oksitler (NO_x), ozon ve sülfür oksitler (SO_x) PM'nin yaptığına göre daha küçük etkilere sahip görülüyor. Partikül oluşumuna katkılarını bir yana NO_x , SO_x , ve UOB emisyonları göreceli olarak önemsiz. Bir dereceye kadar NO_x ve UOB'nin reaksiyonundan meydana gelen ozonun tüm sağlık etkilerini almak eksiklikten olabilir.

Tablo 4.6 de ayrıca motorlu taşıtlardan doğrudan \$/kg partikül emisyon maliyeti, motorlu taşıttan partiküller + yukarı akış + yol tozu \$/kg maliyetini çok aşmaktadır çünkü motorlu taşıt PMi yol tozu PMi'nden daha zararlı kabul edilmektedir ve çoğu insan motorlu taşıt PMi'ne yol tozu PMi'nden daha çok maruz kalmaktadır.

Elbette modellenme işleminin her aşamasında McCubbin ve Delluchi'nin genellikle alt ve üst sınır değerleriyle gösterdiği önemli belirsizlik vardır. Emisyon tahminlerinin çoğu için üst ve alt sınır değerleri arasındaki fark kabaca ikinin çarpanıdır, ve değerlendirme fonksiyonları ve parametrelerin çoğu için fark en az dörtün çarpanıdır. Sonuçta belirsiz öne m sırasına göre toplam maliyetin yüksek ve düşük değerleri arasındaki farkı ekler (Tablo 4.10).

4.3.2.2 Hava kirliliğinin azalttığı görüş netliği

Atmosferdeki partiküller ve gazlar ışığı dağıtır ve emer ve bu şekilde görüşü azaltır (Watson ve Chow 1994). Volkanlar gibi doğal partikül kaynakları önemli derecede görüşü düşürebildiği halde, genellikle doğru olan “görüş zayıf olduğunda... birçok partikül güç kaynakları, araç egzozları, biyolojik kütlelerin yanması, asılı toz ve endüstriyel etkinlikler gibi insan merkezli kaynaklar yüzünden oluşuyor” (Watson ve

Chow 1994). Zayıf görüş doğal manzaranın hazzını azaltıyor ve yolculuğu riskli bir hale getiriyor. Mülk değerlerinin istatistiksel analizleri insanların iyi görüş alanı ve hava kalitesi olan alanlardaki evler için prim ödemeye istekli olduğunu göstermiştir.

Işığın dağıtımında en etkin partiküller görünen ışığın dalga boyuyla hemen hemen aynı boyda olan partiküllerdir, yaklaşık 0,5µm. Birçok partikül dizel yakıtın yanması sonucu bazıları da yol tozundan yayılır, bunlar 0,1µm ve 1,0µm arasındadır. Bu nedenle motorlu taşıtların kullanılması potansiyel olarak görüş azalması sebebiidir.

Chestnut ve Rowe (1990), ve Chestnut ve Dennis (1997) ABD’de yerleşim ve dinlenen alanlarındaki görüş alanının azalmasının maliyetini hesapladılar. Bununla birlikte ulusal toplam ayrıntılı anlatımlar veya motorlu taşıt kullanımına bağlı maliyeti değerlendirmediler. Delucchi ve arkadaşları (1996) ABD’de motorlu taşıt emisyonlarından kaynaklanan görüş azalmasının maliyetini değerlendirmek için zarar fonksiyon metodunu kullandılar.

Değerlendirme Yöntemleri

Motorlu taşıt emisyonlarının görüş maliyetinin analizinde emisyonların ve hava kalitesinin değerlendirilmesi (yukarıda bahsedilen zarar fonksiyonunda 2. ve 3. adımlar) genellikle motorlu taşıt emisyonlarının sağlık maliyetlerinin analizinde olduğu gibi sürer. Analizin etki adımlarında (4) hava kalitesinin değişiminin görüş üzerindeki etkisi incelenir. Örneğin biri hava kalitesindeki değişimi birlikte görüş menziliindeki değişimi değerlendirir veya Delucchi ve diğerlerinin (1996) yaptığı gibi kirleticileri ışık tüketimine yaptıkları katkılara göre değerlendirip bir hava kalitesi ölçüsü geliştirir.

Buradaki değerlendirme adımı büyük ihtimalle en belirsiz olandır. Bozulmuş açık hava görüş değerini hesaplamamın iki yolu vardır: insanlardan varsayılan bir pazarda görüş netliğini değerlendirmelerinin istendiği rasgele değerlendirme ve hava kalitelerinin ortalama yıllık seviyesi farklı olan bölgelerde, insanların evler için ödedikleri fiyatlarda açıkça söylenmeyen, araştırmacıların hava kalitesi değerini analiz ettiği insan zevki ne bağlı fiyat analizleri (Cropper ve Oates, 1992; Chestnut ve Rowe, 1990). Kendi ulusal analizlerinde Delucchi ve diğerleri (1996) Smith ve Huang (1995) tarafından geliştirilen mal-insan zevki ne bağlı fiyat analizini seçtiler

çünkü bu çalışmada ABD’de yapılan birçok çalışmaya dayanıyordu ve ekonomiyi açıklayıcı bir değişken olarak alıyordu.

Smith ve Huang (1995) kişi başına gelir ve toplam asılı partiküllerin (TAP) seviyesinin bir fonksiyonu olarak TAP yüzünden $\mu\text{g}/\text{m}^3$ olarak aile başına ödemeye istekliliği hesapladılar (1982 de 1984\$). Delucchi ve diğerleri (1996) bunu TAP azalmaları için ulusal ortalama aile talep fonksiyonu ve ABD’nin her bölgesinde verilen TAP seviyesi ve gelir için ailelerin ödemeye istekliliğini değerlendirme, olarak ele aldılar. Daha sonra özel etkiler şeklinde olan “hava kalitesi” için ödemeye istekliliği dağıtan temel çalışmalar üzerine, Smith ve Huang’ın (1995) zevke bağlı modelinden hesaplanan “TAP hava kalitesinin” toplam değerini, görüş netliği değeriyle kendiliğinden %15 den %35 e kadar düştürüldüğünü kabul ettiler.

Sonuçlar

Sonuçlar \$/kg olarak maliyetleri gösteren Tablo 4.7 de özetlenmiştir, ve Tablo 4.10 de yıllık 4 ila 30 milyar dolar olarak ABD sahası içindeki toplam görüş netliği maliyeti gösterilmiştir. Tablo 4.7 göstermiştir ki kg emisyon başına doğrudan PM ve SO_x emisyonları en büyük görüş netliği maliyetine sahiptir. SO_x in \$/kg maliyeti NO_x in \$/kg maliyetini aşar, çünkü SO_x in partikül olarak sülfat olan kısmı NO_x in partikül nitrat olan kısmını aşar (SO_x ve NO_x den çok görüşü azaltan sülfat ve nitratlardır). UOB in \$/kg maliyeti çok küçüktür, çünkü UOB nin çok küçük bir kısmı organik ayrasoller haline gelir.

Tablo 4.7 Motorlu taşıtlarda ve emisyonlardaki % 10 azalmaya dayalı ilgili emisyonlarda kg başına görüş netliği maliyeti (1990 emisyonları, 1991\$/kg yayılma) (Delucchi, 1999)

Emisyon kaynakları	PM ₁₀		NO _x		SO _x		UOB	
	Düşük	Yüksek	Düşük	Yüksek	Düşük	Yüksek	Düşük	Yüksek
Taşıtlar	0,40	3,90	0,19	1,11	0,89	3,97	0,01	0,05
Taşıtlar ve yukarı akış	0,37	3,47	0,17	1,04	0,36	1,35	0,01	0,04
Taşıtlar, yukarı akış ve döşenmiş yol tozu	0,32	2,07	0,17	1,04	0,36	1,35	0,01	0,04
Taşıtlar, yukarı akış ve döşenmiş ve döşenmemiş yol tozu	0,10	0,81	0,17	1,04	0,36	1,35	0,01	0,04

Asfalt döşenmiş ve döşenmemiş yollardaki \$/kg maliyetini içeren emisyonlar sadece taşıtların egzoz emisyonlarının \$/kg maliyetlerinden çok küçüktür (veya egzoz artı yukarı akış emisyonlarından), yol tozu partikül maddelerinin kabaca olduğu yerde taşıt ve yukarı akış kaynaklarından partikül maddeler genellikle çok iyidir.

4.3.2.3 Hava kirliliğinin neden olduğu tarı mürünleri kaybı

Tarı mürünleri üzerindeki çevresel ozonun çok zararlı etkileri, göreceli olarak düşük konsantrasyonlarda bile iyice kanıtlanmıştır. Spash (1997) ve Murphy ve diğerleri (1999) tarafından özetlenen araştırmada ozonun tek başına veya NO_x ve SO_x ile birleşerek ABD'de hava kirliliği sonucu oluşan tüm tarı mürünleri kaybından sorumlu olduğunu belirtmişlerdir. Bu probleme bir dikkat çekme çabası içindeki nicil ulusal hava kalite standartlarından biri olan ve bir kriter olarak hava kirliliğinin bitki örtüsüne verdiği zararı da içeren Temiz Hava Yasası ve değişiklikleri değerlendirilmiştir.

Geçen 15 yılda, araştırmacılar hava kirliliği yüzünden kaybolan tarı mürünlerini ekonomik refah maliyetini hesaplamak için biyomel modeller geliştirdiler (Spash, 1997). Hemen hemen bunların hepsi belirli bir emisyon kaynağına bağlı maliyeti değil çevresel kirliliğin maliyetini hesaplar. Son zamanlarda bununla birlikte Murphy ve diğerleri (1999) motorlu taşıt kullanımıyla bağlantılı emisyonların neden olduğu tarı mürünleri zarar maliyetinin hesaplanması için tarı mürüeti ve talep modeliyle birlikte zarar fonksiyon metodunu kullanmışlardır.

Değerlendirme yöntemleri

Emisyonların ve hava kalitesinin hesaplanması (yukarıda zarar fonksiyon metodunda adım 2 ve 3) burada sağlık maliyetiyle birlikte gibi yürür. “Eki” adımı (4) araştırmacılar kirlötici (genelde ozon) konsantrasyonunun fonksiyonu olarak ürün vermedeki değişiklikleri belirlemek için “ürün verme-yantı” fonksiyonunu kullanırlar. Bu fonksiyonlar için Murphy ve diğerleri (1999, 1996) ve diğer araştırmacıların çoğu ana olarak Ulusal Ürün Kaybı Değerlendirme Ağının çalışmalarından sonuç çıkarılmışlardır (örnek olarak Lesser ve diğerleri, 1990), EPA tarafından tarımsal üretim üzerindeki hava kirliliğinin etkisini dikkate alarak bilgi durumunu yükseltmek için bir deneysel alan değerlendirme programı başlatılmıştır.

Ekono m ik refah maliyetini hesaplamak için araştırmacılar tarı nsal arz ve talep ile ilgili çeşitli modeller geliştirmişlerdir. Murphy ve diğ erleri (1999, 1996) Ho witt (1991) tarafından geliştirilen ve ozon hava kirliliğ inin kaynaklanan üreti m fonksi yonundaki değ işi m in sonucu olarak üreti ci ve tüketici artışlarındaki değ işi m i hesaplamak için kullanılan bir tarı nsal opti mizasyon modeli kullanıyorlar.

Ho witt'in modeli, 1990 yılında toplam tarı m üreti m inin %63 ünden sorumlu olan sekiz ana tarı m ürünü n ü içeriyor. Bununla birlikte model de yer al mayan bir çok tarı m ürünü en az model de yer alan sekiz ürün kadar ozona maruz kalıyor ve an az onlar kadar da ozona duyarlı. Diğ er tarı m ürünleri ne zararı aç ı klamak için Murphy ve diğ erleri (1999) zararların opti mizasyon modeli kullanmadan ürün kayıp fonksi yonları ve toplam fi yat çarpı m ı ktar ürün değ eri olarak hesaplandı ğ ı yerde, toplam ozona maruz kalan tüm tarı m ürünleri nin toplam ozona maruz kalan sekiz tarı m ürünü ne oranlayıp tarı nsal opti mizasyon modelinin sonucuna göre dengelediler.

Sonuçlar

Tablo 4.8 bir kg emisyon baş ına ürün zarar maliyetini, ve Tablo 4.10 da motorlu taşı tlarla ilgili ozon kirliliğ inden kaynaklanan toplam tarı m ürünlerindeki zararı gösteriyor.

Tablo 4.8 NO_x ve UOB nin kg baş ına maliyetini birlikte gösteriyor çünkü bu kirleticiler ozon üreti m ine ortak katkı yapı yorlar. \$/kg-[UOB+NO_x] sonuçları sadece 1990 yılında yayılan UOB ve NO_x in gerç ek oranlarını oluşt ırması na rağmen 1990 oranlarından nakul sap malar için muhtemelen akla uygundurlar.

Bu sonuçlar daha önceki benzer çalış malar dan daha tutarlı görün mektedirler. Bu değ erlendir me motorlu taşı t kullanı m na ba ğ lı kirlen me, insan sa ğ lı ğ ına zararından daha az olan yı lda 3 ila 6 milyon dolar tarı nsal zarara neden olur (Tablo 4.10) anlamına gelir ve bu nedenle motorlu taşı tlardan oluş an hava kirliliğ inin toplam maliyetinde göreceli olarak daha ö ne m siz bir pay oluşt ırur.

Tablo 4.8 Motorlu taşıtlardan kaynaklanan ozon oluşturan emisyonlarındaki %10 veya %100 azalardan dolayı taram pazarındaki refahta değişimi (1990 emisyonları, 1991\$/kg-[NO_x+UOB])^a (Delucchi, 1999)

	Taşıt emisyonları ^b		Taşıt+yukarı akış ^c	
	Düşük	Yüksek	Düşük	Yüksek
Durum A: %10 emisyonlarda azaltma				
Hafif hizmet benzinli otomobiller	0,19	0,29	0,17	0,26
Hafif hizmet benzinli kamyonlar	0,20	0,31	0,18	0,27
Ağır hizmet benzinli taşıtlar	0,14	0,23	0,13	0,21
Tüm benzinli taşıtlar	0,19	0,29	0,17	0,26
Hafif hizmet dizel otomobiller	0,21	0,33	0,19	3,47
Hafif hizmet dizel kamyonlar	0,21	0,33	0,14	0,20
Ağır hizmet dizel taşıtlar	0,19	0,32	0,17	0,28
Tüm dizel taşıtlar	0,19	0,32	0,17	0,28
Tüm taşıtlar	0,19	0,30	0,17	0,26
Durum B: %100 emisyonlarda azaltma	0,20	0,33	0,18	0,29

^a Bu sonuçlar tüm taram ürünlerine zarar içeriyor, ve az bir miktarda (%5-10) ozon dışındaki kirlleticilerle ilgili zarar da içeriyor

^b Motorlu taşıtlardan egzoz ve buharlaşma emisyonları

^c Yukarı akış emisyonları yakıt üretimi sırasında, motorlu taşıtların servisi sırasında, yakıt yapmak için kullanılan ham petrolün üretimi sırasında, motorlu taşıtların üretimi sırasında... oluşan emisyonları içeriyor.

4.3.2.4 Hava kirliliğinin maddesel zararı

Oksitlenme, PM ve asit hava kirliliği insan yapımı materyalleri kirlitebilir ve aşındırabilir (Adams ve diğerleri, 1996). Zarar görmüş materyaller göze hoş görünmez ve bazen yapısal olarak sağlam değildir. Bu bozulmanın bir ekonomik maliyeti vardır.

Esas itibarıyla motorlu taşıt hava kirliliğinin maddesel zararı zarar yaklaşım fonksiyonuyla hesaplanabilir. Bununla birlikte uygun hava kalitesi modelleri olmasına ve asit çökmesi riskindeki maddelerin yeni envanterine rağmen tüm ABD'de yeni zarar fonksiyonları ve değerlendirme fonksiyonları görülmektedir. Sonuç olarak ABD'de hiç kimse hava kirliliğinden dolayı oluşan yeni, orijinal detaylı bir maddesel zarar maliyet analizi yapmadı. Bu bölümde var olan çalışmalardan bahsedilecek

Değerlendirmeler

Adams ve diğerleri (1996) hepsi 1970 de yapılan materyallerin oksitlenme zararları ile ilgili yedi çalışmayı tekrar gözden geçirdiler, ve yıllık 1,6-3,8 milyar dolar arasında değişen zarar hesaplamaları buldular (1984\$). Lee ve diğerleri (1995) materyallere ozon zararlarıyla ilgili ABD'deki eski çalışmaları da gözden geçirdiler ve daha sonra materyallere ve boyalara zarar maliyetlerini ve lastiğe eklenen ozon karşıtı maddelerin maliyetini hesapladılar. Lee ve diğerlerinin (1995) değerlendirmeleriyle Rabl ve Eyre (1998) bir hesaplama yaptılar. Bu hesaplama Delluchi (2000) tarafından ABD için uyarlanmış ve yıllık 0,1-3 milyar dolar civarında bir maliyet bulunmuştur.

En az ozon kadar PM₁₀ ve SO₂ de materyallere zarar verir. Adams (1996) ve diğerleri tarafından örnek olarak verilen bir çalışmada zarar fonksiyonu yaklaşık olarak kullanılarak 17 ortadoğu ve ortabatı eyaletinde sülfür dioksit (SO₂) ve asit çökelişi için bir hesaplama yapılmış ve 1984 fiyatlarıyla 2 milyar dolarlık bir zarara ve ABD'nin tümü için 1991 fiyatlarıyla 5 milyar dolarlık bir zarara yol açtıkları bulunmuştur. Watson ve Jaksch'in (1982) aile "temizlik" için arz talep fonksiyonu 1991 de partikül maddelerden kirliliğin maliyetinin en az 10 milyar dolar ve belki yıllık 30 milyar dolar olduğu anlamına gelmektedir.

Sonuç olarak Adams ve diğerleri (1996) tarafından ele alınan bir çalışmaya göre tüm kirleticilerden maddesel zararın ulusal maliyeti 1984 fiyatlarıyla 6,8 milyar dolar ve 1991 fiyatlarıyla 8,6 milyar dolardır. Delluchi (1998) tarafından incelenen bu ve diğer çalışmalardan ABD'deki tüm kirlilik kaynaklarından ev içi kirlenmesi de dahil toplam maddesel zararın 1991 fiyatlarıyla en az 5 milyar dolar olduğu belirtilmiştir. Üst sınır olarak 20 milyar dolar alındığında ve motorlu taşıtların katkısının toplamın %20-40 ı arasında olduğu değerlendirilmesiyle motorlu taşıt kirliliğinden toplam maddesel zarar 1991 fiyatlarıyla 1 ila 8 milyar dolar arasındadır (Tablo 4.10).

4.3.2.5 Hava kirliliğinin ormanlar üzerindeki zararı

Ozon ve asit hava kirliliği ağaçlara zarar verebilir. Ormanların kötüye gelişiminin nedenlerini izole etmek zor olduğu halde ozon hava kirliliğinin ve asit çökelişinin bazı zararlardan kısmen sorumlu olduğuna dair makul zorlayıcı kanıtlar vardır

(Adams ve diğ erleri, 1996; Kolb ve diğ erleri, 1997; Taylor ve diğ erleri, 1994; McLaughlin, 1985).

Genel olarak zarar görmüş ormanlar sağlıklı ormanlardan daha az kereste üretir, mesire yeri olarak daha az çekici dir, ve vahşi yaşam habitatı için daha az uygundur. M aliyetin zarar fonksiyonu değ erlendir mesinin bir kısm ı olarak ABD verileri için uygulanabilecek kirlilik zarar fonksiyonu veya değ erlendir me fonksiyonu gör ülm ektedir. Bu sürpriz de ğ il dir çünkü sadece ormanlardaki kötüye gi diş in doğal nedenlerinden insan bilimini ayır mak zor de ğ il farklı kirl etici etkilerini seç ip ayır mak da zordur (çevresel ozon, ağ aç lar üzerindeki doğ rudan ç ökel me, toprak üzerindeki asit ç ökel mesi, ozonun ve asit ç ökel mesi nin birleş i k etkileri, aş ırı nitrojen ç ökel mesi) (Taylor ve diğ erleri, 1994; McLaughlin, 1985).

B ilimsel belirsizliklerin ış ığı nda önder araşt ırmacı zararların değ erlendir mesi ile ilgili uyarıyor “en iyiler baş langı ç ve her şeyden önce nitel değ erler” (Adams, 1986), ve “ormanlar üzerindeki etkiler ve eko sistem hakk ındaki sonuçlar ekolojik ve ekonomik yöntem ler içindeki kazanılmış ekstra veriyi ve olası yararlı ilaveleri bekle meli dir” (Adams ve diğ erleri 1996).

Değ erlendir meler

Adams (1986), Behrens ve diğ erleri (1992), ve Adams ve diğ erleri (1996) Ulusal Asit Ç ökel me Değ erlendir me Program ı için gerç ekleştirilen, asit yağ murlarının ABD nin doğ usundaki yumş ak gövdeli ve sert gövdeli ağ aç lar da neden oldu ğ u yıllık zarar değ erinin (1984 fiyatlarıy la) 0,34 ila 0,71 milyar dolar oldu ğ u değ erlendir meyi örnek olarak gösterd iler. Değ erlendir me orman ürünlerinin mekansal denge modeline dayanır ve asit yağ murlarının büyü meyi %10 ila 20 azalttı ğ ına hük m eder. Adams ve diğ erleri (1996) tarafından örnek gösterilen bir ç alış ma doğ udaki yumş ak gövdeli ormanlarda asit ç ökel mesi nin %6 ila 21 kayba neden oldu ğ una hük m eder ve daha sonra yıllık değ eri 1,5 ila 7,2 milyar dolar arasındaki (1986 fiyatlarıy la) bu kayı pları değ erlendir me için ekonometrik model uygular. Gocker (1985) tarafından yapılan tartış ılabilir değ erlendir me 1991 fiyatlarıy la ABD deki tüm ormanlarda hava kirlili ğ i zararının 4 milyar dolar ci var ında oldu ğ unu belirtm ektedir.

Bu değerlendirmeler ve Delucchi (1998) tarafından bahsedilenlerin bir veya ikitanesi tümhava kirliliğinden dolayı ormanların gördüğü zararın yıllık 0,5 milyar ila 5 milyara kadar çıkabileceğini belirtir. Motorlu taşıtların katkısı makul olarak %30 ila 40 arasında değerlendirilebilir veya 1991 fiyatlarıyla 0,2 ila 2 milyar dolar (Tablo 4.10). Bu motorlu taşıt hava kirliliğinden oluşan tarım ürünleri zarar maliyetinden çok azdır. Bu Krewitt ve diğerlerinin (1996) elektrik üretim santrallerinin emisyonlarının ormanlara verdiği zarar tarım ürünlerine verdiklerinin yarısından fazla değildir bulgusuyla da tutarlıdır.

Bu değerlendirme ormanlara kirlilik zararlarını içerir, ekosistemlere kirlilik zararlarını içermez (Adams ve diğerleri, 1996)

4.3.2.6 İklim değişimi

Atmosferle ilgilenen bilim adamlarının çoğunun inandığı “sera gazlarının” konsantrasyonundaki artış (dünyanın küresel sıcaklık derecesini kabaca arttırır. Son zamanlarda İklim Değişikliği Üzerine Yönetimler Arası Panel (1995) için çalışan uluslararası bilim adamları gurubu şu sonuca vardılar. “kaynakların göz önünde bulundurulması gösteriyor ki küresel ısınmada ayırt edilebilir insan etkisi vardır”. Uzun dönemde küresel iklimin değişmesi tarım, kıyı şeritlerindeki gelişmeyi, kent altyapısını, insan sağlığını, ve dünya üzerindeki yaşamın diğer yönlerini etkileyebilir (İklim Değişikliği Üzerine Yönetimler Arası Panel 1995).

Karayolu taşıtları iklim değişikliğinden sorumlu olduğı düşünölen sera gazlarının ana kaynağıdır. Örneğin ABD’de motorlu taşıtlar tüm fosil yakıt kullanımından oluşan CO₂ emisyonlarının %30 u kadarından sorumluudurlar (DeLuchi, 1991).

Motorlu taşıt emisyonlarının iklim değişikliği maliyetini hesaplamak için zarar fonksiyonu yaklaşımının detaylı bir uygulaması emisyon envanterini veya hayat çevrimi emisyon modellerini, genellikle küresel iklim çevrim modellerini, bölgesel etki modellerini, ve mikro ve makro ekonomik değerlendirme modellerini kullanacaktır. Delucchi’ye göre (2000) hiçbir şekilde belirli kaynaklardan meydana gelen emisyonlara bağlı iklim değişikliklerinin ekonomik maliyetinin benzer detaylı hesaplamalarını üretmemek için butip modellerinin detaylına bağlanmaz. Bununla birlikte birkaç araştırmacı (aşağıda belirtilenler) süreçlerin etkilerin ve iklim

değişikliği maliyetinin oldukça basitleştirilmiş temsiliyle birlikte bütünleşmiş zarar maliyet modellerini geliştirdiler ve uyguladılar. Böylece zarar fonksiyonu yaklaşımının 3, 4, ve 5. adımlarını içeren bu modeller herhangi bir yerde yayılan bir kg CO₂'nin toplamiklimdeğişikliği maliyetinin hesaplanmasını sağlıyorlar.

Emisyonlar

İklimdeğişikliği maliyetlerinin analizlerinde hava kirliliğinin sağlık maliyetlerinin analizlerindeki farklı olarak emisyonların zaman ve mekân büyük oranda konudışıdır. Sonuç olarak birimotorlu taşıt ve yakıt kullanımının herhangi bir “hayat çevrimindeki” etkinlikten motorlu taşıt kullanım emisyonlarını vermektedir: yakıt üretimi, taşıt üretimi, yakıtın son kullanımı vb.. bu analizler için Delucchi (2000) DeLuchi (1991) tarafından geliştirilen ve Delucchi (1997) tarafından revize edilen ve güncellenen anahtar veri değişkenleriyle (yakıt ekonomisi, benzin kalitesi, taşıtlar için gr/mil emisyon faktörü, enerji kullanımının rafinerisi ve diğerleri) 1990 değerlerinin filo ortalamasında hazırlanan hayat çevrim emisyonları modelini kullanıyor.

Hayat çevrim emisyonları modeli CO₂, CH₄, N₂O, CO, UOB ve NO_x içerir. Bir kg yayılan CO₂ (veya dengi) başına iklimdeğişikliği maliyetinin değeri zarar maliyet çalışmalarından alındığı için, CO₂ den başka diğer gazların kütle emisyonları aynı iklimve ekonomik etkileri yapacak olan CO₂ nin kütle miktarına çevrilmeli. Çeşitli “CO₂ denklik faktörleri” geliştirilmiştir; Bu analizdekiler Hammitt ve diğerlerinin (1996) indekslerine ve kısacası Delucchi'nin (1997) hesaplamalarına dayanıyor.

CO₂ dengi emisyonların zarar maliyeti

Yayılan CO₂ veya CO₂ dengi birimi başına küresel zarar maliyeti, emisyonların seviyesine, iklimin karşılığına, olduğu düşünülen zararların etkinlik alanına ve büyüklüğüne, zaman ufkuna, indirim oranına, standardı konulmuş davranışların riskine ve düşük olasılık/yüksek maliyet sonuçlarına ve diğer faktörlere bağlıdır. Bunların hiçbirini modellemek kolay değildir, ve sonuç olarak zarar maliyetinin değerlendirilmesi oldukça çeşitlidir.

Delucchi (1998), Goodland ve El Serafy (1998) ve Tol (1999) CO₂ emisyonlarının zarar maliyetinin değerlendirilmesini yeniden incelediler. Bunlardan en iyiler arasında Cline (1992) ve Tol (1999) sayılabilir.

Zarar değerlendirmelerinin çoğu kabaca \$10/ton CO₂ ye doğru yönelmişlerdir. Bununla birlikte zarar ve kontrol maliyetleri en az büyüklük sırasına göre daha düşük veya daha yüksek olabilirler. Elbette Hohmeyer'in (1996) işaret ettiği gibi, bir indirim oranı, küresel ısınmadan kaybedilen yaşamlar, ve yaşayanların değeri gibi anahtar parametrelerdeki belirsizliği birleştirirse toplam belirsizlik çeşitli büyüklük sıralarınca uzayabilir. Bununla birlikte bu analiz için düşük ve yüksek değerleri seçmek için bazı nedenler vardır. Genelde çok yüksek zararların değerlendirilmesi muhtemelen, insanların iklim değişikliklerini uyarlayacakları ve bu şekilde ondan gelecek zararı azaltacakları, yolların tümünü açıklayamaz (Ekonomik Araştırma Servisi 1996). Diğer taraftan zararların en düşük değerlendirilmesi muhtemelen küresel ısınmanın tüm maliyetlerinden veya yine de uzak olan, yok edici iklim değişikliği olasılığına karşı korunma satın almanın faydasını açıklayamaz (Ha Duong, 1998).

Bu etmenlerle belki biri “makul zarar aralığını tek bir büyüklük sırasına daraltabilir, \$3-\$20/ton CO₂. Bu bir ton CO₂ emisyonundan herhangi bir yerdeki toplam küresel zarardır. ABD gibi herhangi bir belirli bölgede bölge içindeki zararlar da ilgi çeker. Fankhauser (1995), Tol (1999), Nordhaus (1994), ve Delucchi'deki (1998) analizler ABD'deki zararların küresel zararların %6 ila 21i veya \$0,3 ila \$4,2/ton CO₂ si olduğunu belirtir.

Sonuçlar

Yukarıda belirtilen basit model ve parametre değerleriyle Delucchi (2000) ABD nedenli 1990 yılına ait motorlu taşıt kullanımından dolayı oluşan sera gazları emisyonlarının küresel zararını 5 ila 37 milyar dolar ABD'deki zararını da 0,3 ila 8 milyar dolar olarak hesaplamıştır (Tablo 4.10). Daha doğru değerlendirmeler sonuçların ve küresel ısınmanın maliyetlerinin daha iyi anlaşılmasını bekliyor. Bununla birlikte şimdiki değerlendirmeler iklim değişikliğinin maliyetinin kent kirliliğinin maliyetinden daha az olduğunu gösteriyor.

4.3.2.7 Gürültü

Birçok kentsel alanda gürültü ciddi bir problem olabilir. Gürültü uykuyu bozar, etkinlikleri böler, çalışmayı engeller, ve strese neden olur (Linstner, 1990). Gerçekten araştırmalar gürültünün aile için en yaygın rahatsızlık olduğunu bulmuşlardır (Ekonomik İşbirliği ve Gelişme Organizasyonu, 1988). Ve motorlu taşıtlar genellikle bu gürültünün ana kaynağıdır.

Motorlu taşıtlardan oluşan gürültünün dışsal maliyetinin bir modeli

ABD'deki motorlu taşıt gürültüsünden oluşan toplam dışsal maliyeti değerlendirmek için, Delucchi ve Hsu (1998) Fuller ve diğerlerinin (1983) çalışmasını güncellediler ve geliştirdiler. Modellerinde toplam gürültü maliyeti, bir eşik değeri üzerindeki gürültünün desibel başına iskan değerinin yüzde olarak azalmasını, iskan biriminin yıllık ortalama değerini, motorlu taşıt gürültüsüne maruz kalan iskan biriminin sayısının eşik üzerindeki gürültüye maruz kalma miktarının, ve yerleşim alanları dışındaki maliyeti açıklayan ölçü faktörünün bir fonksiyonudur. Eşik üzerindeki gürültüye maruz kalma miktarı hızın, hacmin ve taşıt trafiğinin karışımının, yer yüzeyinin gürültü emme özelliklerinin, tepeler ve binalar gibi toplayıcı için kalın olan nesnelerin büyüklüğünün bir fonksiyonudur. Analizdeki anahtar parametreler desibel başına zarar maliyeti, zarar eşiği, ve engellenmenin büyüklüğüdür. İskan pazarındaki gürültünün, gölge maliyeti çalışmaları (örneğin Nelson, 1978; Johnson ve Button, 1997) eşik üzerindeki gürültünün her desibelini iskan değerini %0,2 ila 0,3 azalttığını belirtmiştir. İdeal olan, zararın altında sıfır üstünde desibel başına sabit olduğu bir eşik değerinin (55dBA) var olduğunu kabul etmek yerine desibel başına zararın gürültü seviyesinin fonksiyonu olarak değerlendirilmesidir. Bununla birlikte bunu yapmak için veri yetersizdir.

Sonuçlar

Delucchi ve Hsu (1998) model sonuçlarının esaslarına göre motorlu taşıt gürültü maliyetini yıllık 0,5 ila 15 milyar dolar olarak hesapladılar (Tablo 4.10). Bu hesaplanan aralık Verhoef (1994) ve Rothengatter (1990) tarafından incelenen ABD ve Avrupa'daki trafik gürültüsünün maliyeti ile ilgili 1975 ile 1991 yılları arasındaki yaklaşık 20 çalışmanın sonucu ve Fuller ve diğerleri (1983) tarafından incelenen ABD için yapılmış daha önceki yıllara ait analizler ile tutarlıdır. Zararlar, yukarıda

belirtilen şekli ile biraz belirsiz olan, desibel başına tahmin edilen işkan değeri kaybı ile orantılıdır. Ayrıca var sayılan zarar eşiğine de tamamen duyarlıdır: eğer eşik değeri 55 yerine 50dBA ise toplam zarar kabaca üç misli olur (Delucchi ve Hsu, 1998).

Tablo 4.9 beş değişik tür taşıt tarafından mil başına yapılan maliyeti, yolculuğun taşıt-milindeki (YTM) %10luk artışta altı değişik tür yol için gösteriyor. Ağır iş kamyonları büyüklük sırasına göre mil başına hafif iş taşıtlarının yaptığından daha çok zarara neden oluyor. Yüksek hızlı trafiğe sahip olan yollar düşük hızlı trafiğe sahip olan yollara göre, ve evlere yakın olan yollar uzak olan yollara göre daha çok zarara neden oluyor, tüm geri kalanlar ise eşit oluyor.

Tablo 4.9 Kentleşmiş alanlarda değişik yol türleri üzerinde, değişik tür taşıtlar için, yolculuğun taşıt-milindeki (YTM) %10luk artışta gürültünün marjinal maliyeti (1990 yolculuğu, 1991\$/1000-YTM) (Delucchi, 1999)

	<i>Eyal etler arası</i>	<i>Diğer karayolları</i>	<i>Ana arterler</i>	<i>İkincil arterler</i>	<i>Toplayıcılar</i>	<i>Yerel yollar</i>
<i>Temel durum</i>						
Hafif hizmet otomobiller	2,96	4,25	1,18	0,57	0,07	0,00
Orta hizmet kamyonları	8,50	13,20	7,02	5,37	1,05	0,00
Ağır hizmet kamyonları	16,69	30,80	20,07	29,93	4,93	0,00
Otobüsler	6,36	9,77	7,18	6,42	1,22	0,00
Motosikletler	17,15	27,03	8,71	4,67	0,56	0,00
<i>Düşük maliyet durumu</i>						
Hafif hizmet otomobiller	0,11	0,18	0,04	0,01	0,00	0,00
Orta hizmet kamyonları	0,40	0,66	0,32	0,18	0,01	0,00
Ağır hizmet kamyonları	0,81	1,62	1,22	1,77	0,06	0,00
Otobüsler	0,35	0,58	0,38	0,22	0,00	0,00
Motosikletler	0,66	1,13	0,27	0,09	0,00	0,00
<i>Yüksek maliyet durumu</i>						
Hafif hizmet otomobiller	40,11	56,02	16,20	9,35	6,04	0,44
Orta hizmet kamyonları	114,76	173,38	96,05	84,93	78,84	12,13
Ağır hizmet kamyonları	225,61	404,82	269,27	414,17	319,22	92,04
Otobüsler	86,15	128,60	98,66	105,33	108,00	12,84
Motosikletler	232,47	355,73	119,64	76,65	50,08	2,73

Delucchi ve Hsu (1998) trafik gürültü maliyetini, trafik gürültünün tek ana kaynağıymış gibi değerlendirdiler; trafik gürültü maliyetini örneğin uçaklardan, trenlerden, toplum olaylarından, veya yapı ekipmanlarından da gürültü oluşuyormuş gibi değerlendirdiler. Başka gürültü kaynakları varken motorlu taşıt gürültüsünün maliyetini genel, ulusal analizi yapmak mümkün değildir, bu sadece

tüm diğ er gürültü kaynaklarını tanımlamak ve ölçmek mümkün olmadığından değil, bir kaynaktan gürültünün basit bir biçimde başka bir kaynaktan gürültüye eklenmediği içindir.

4.3.2.8 Yakıt depolama tanklarından sızıntının neden olduğu su kirliliği

Bazı yakıtlar yer altı depolama tanklarından sızar, yer altı suyunu kirletir, sağlık problemleri ve mülk zararlarına neden olur. İdeal olan sızıntı yapan depolama tanklarının dışsal maliyetinin hava kirliliği maliyetinin modellenmesinde kullanıldığı gibi benzer şekilde zarar fonksiyonu yaklaşımıyla modellenmesidir: yer altı tank nüfusunun tanımla; çeşitli ölçü ve türleri ntankların özelliğini bir fonksiyonu olarak sızıntı yapma oranını değerlendir; yakıt sızıntılarının dağılım ve sonuçlarını modelle; yakıt sızıntısına maruz kalan insanları ve çabuk etkilenen mülkü modelle; yakıt a maruz kalmanın etkilerini değerlendir; ve etkilerindolar değerlerini hesapla. Bununla birlikte tüm ulus için bunu yeterince yapabilmek için yeterli veri ve modelleme gereci yoktur.

De Luchi ve diğerleri (1987) yer altı yakıt depolama tanklarındaki sızıntılardan dolayı oluşan sağlık ve mülk zararının yıllık 0,6 ila 3,0 milyar dolar olarak hesapladılar. Bundan sonra Çevresel Koruma Bürosu (Environmental Protection Agency [EPA]) yer altı depolama tanklarıyla ilgili depolama tanklarının yenilenmek ve kapasitesini arttırmak için operatörler gerektiren ve hafifletmeyi ve üçüncü şahıs sorumluluk maliyetlerini kapsayan mali güvenceyi sürdürmeyle ilgili katı düzenlemeler getirdi (Federal Kayıt, 1988). Bu gereksinimler ve EPA bağlantılı temizleme ve engelleme programı şüphesiz önemli derecede sızıntı yapan depolama tanklarının frekans, büyüklük ve dışsal maliyetlerini azalttı.

Uygunsuz veya yasadışı elden çıkarılan tanklar çevresel problemlere neden olabilir (Robinson ve diğerleri, 1988). Maalesef, görünen o ki elden çıkarılan tanklar hakkındaki nicel risk çalışan tanklar hakkındaki riskten daha az biliniyor. Delucchi (2000) yer altı petrol depolama tanklarının, elden çıkarılmış tankların maliyeti de dahil tüm sağlık ve çevresel maliyetlerini yıllık 1 milyar dolardan öne mi derecede az olarak tahmin ediyor.

4.3.2.9 Geniş petrol döküntülerinin neden olduğu su kirliliği

Geniş petrol döküntüleri deniz ekosistemini bozabilir, ve balık alanlarında ve turizm endüstrisinde önemli ekonomik kayıplara neden olabilir. Genelde büyük miktarda dikkat çekerler ve bazen yeni veya sağlam çevresel kanunlara neden olurlar.

Geniş petrol döküntülerinin zarar maliyetleri hakkında bir miktar değerlendirme var. Bununla birlikte bunlardan motortu taşıt kullanımına bağlı marjinal dışsal maliyetin bir değerlendirmesini çıkarmak zor. İlk olarak, eğer sadece yakıt kullanımındaki bir değişim petrol döküntülerinin frekansını veya şiddetini değiştirirse petrol döküntüleri motortu taşıt kullanımının marjinal dışsal maliyetidir, ve bu değişimler, eğer etkilenen petrol, uluslararası tankerlerle ABD'ye petrol yollayan veya alan, üreticilerden gelirse, oluşur. Bundan başka petrol döküntülerinin yakıt kullanımı, frekansı ve şiddeti arasındaki ilişkiye modellemek problemi petrol tankerlerinin çift kabuklu olmasını ve tanker sahipleri ve operatörlerinin petrol temizliği için ödeme yetenekli olması gerektiren 1990'ın Petrol Kirlilik Yasası tarafından güçlendirilmiştir (Federal . Karayolu İdaresi ve diğerleri, 1996). Bu yeni düzenlemeler şüphesiz olarak petrol döküntülerinin riskini düşürdü (ve petrolün pazar değerini de yükseltti), ve böylece risk üzerindeki tarihi veriyi hemen hemen yararsız hale getirdi.

Böylece biçimsel analizler yapmak yerine Delucchi (2000) Stevens ve Peterson (1993), Behrens ve diğerleri, (1992), ve DeLuchi ve diğerlerine (1987) ait raporlardaki tartışmalar, veri ve değerlendirmeleri inceleyip yıllık ortalama petrol döküntü maliyetini \$0,10/varil üretilen petrol tarzında hesapladı (Tablo 4.10).

4.3.2.10 Diğer su kirliliği nedenleri

Kentsel suların kirlenmesi

Petrol, yakıt, soğutucu ve diğer kimyasallar motortu taşıtlardan sızıyor veya atılıyor, ve sonunda nehirleri, gölleri ve okyanusları kirliliyor.

Tablo 4.10 ABD’de motorlu taşıt kullanımının toplam dışsal maliyetleri 1990-91
(milyar \$, 1991) (Delucchi, 1999)

Maliyet maddeleri	Düşük	Yüksek
Hava Kirliliği		
Partiküllerden ^a insan ölümleri ve hastalıkları	16,7	266,4
Diğer kirleticilerden insan ölümleri ve hastalıkları	2,3	17,1
Yukarı akış süreçlerinden oluşan kirleticilerden insan ölümleri ve hastalıkları	2,3	13,0
Yol tozundan insan ölümleri ve hastalıkları	3,0	153,5
İnsan sağlığı alt-toplam	24,3	450,0
Görüş netliği kaybı	3,6	27,4
Tarımların ürünlerine zarar	3,3	5,7
Maddesel zarar	1,0	8,0
Orman ürünlerine zarar	0,2	2,0
Hava kirliliği alt-toplam	32,4	493,1
Su Kirliliği		
Motorlu taşıt depolama tanklarındaki sızıntıların sağlık ve çevresel etkileri	0,1	0,5
Geniş petrol döküntülerinin çevresel ve ekonomik etkileri	0,2	0,5
Motorlu taşıtlardan petrole kirlenen kentsel su kaynakları	0,1	0,5
Su kirliliği alt-toplam	0,4	1,5
Gürültü		
Motorlu taşıtlardan gürültü	0,5	15,0
İklimdeğişikliği		
Sera gazlarının ^b yakıt çevrimisyonlarından	5,0 (0,3)	37,0 (8,0)
Toplam	38,3	546,6

^a SO_x, NO_x, ve NH₃ doğrudan emisyonlarından oluşan ikincil PMLeri içerir

^b Parantez içindekiler sadece ABD zararlarıdır.

Çeşitli çalışmalar göstermiştir ki kentsel suların kirliliğinin (Latişer ve diğerleri, 1990; Lord ve Smith, 1990; Bannerman ve diğerleri, 1993) ve fırtına kirliliğinin (EPA, 1993) ana kaynaklarından birisi motorlu taşıtlardır. Bu kirlilik önemli derecede sıra ile nehirleri, gölleri, akarsuları ve ıslak bölgeleri azaltabilir. Maalesef henüz bu genel bulgulardan motorlu taşıtlar yüzünden kentsel su kirliliğinin dolar maliyetinin gerçek bir modelini yapabilecek kadar yeterli bilgi yoktur. Delucchi (2000) bu kirliliğin maliyetinin yer altı depolama tanklarındaki sızıntının neden olduğu yer altı suyu kirliliğiyle karşılaştırılabilir olduğunu tahmin ediyor.

Nitrojen çökelmesi

Mot orlu taşıtlardan yayılan nitrojeni n(NO_x olarak) büyük böl ünü at mosfer hari ci nde toprağa, bitkilere, insan yapılarına, su kitlelerine çökelir. Bu nitrojen çökel mesi bitkileri etkileyebilir, materyalleri aşındırabilir ve çürürken oksijen tüketen deniz bitkileri ni besleyerek körfezleri ve gölleri kirletir. Chesapeake koyunda hava kirlili ğ toplam nitrojen yükünün yaklaşık %27si nden sorumlu dur (E H Pechan Associates, 1996)

Maalesef hem ulusal anlanda motorlu taşıtların NO_x emisyonlarının suların alçal masına katkısını değerlendirmek için hem de bu alçalmanın maliyetini değerlendirmek için veriler yetersizdir.

5. İSTANBUL İÇİN BİR DEĞERLENDİRME

Bu bölümde İstanbul’da 2000 ve 2010 yıllarında karayolu araçlarından kaynaklanan kirlilik değerleri ve bunların ekonomik maliyetleri değerlendirilmiştir. 2010 yılı nüfus tahmini için 13 milyon (Senaryo 1) ve 15,3 milyon (Senaryo 2) olmak üzere iki ayrı değer öngörülmüştür. Motorlu araçlarla kişi başına günlük ortalama yolculuk sayısı (hareketlilik) değerleri 2000 yılında 1,00, 2010 yılında 1,10 olarak alınmıştır (Tablo 5.1). 2000 yılındaki türel dağılım oranları İUAP’de (İstanbul Ulaştırma Ana Planı) 1996 yılı verilerine göre bulunan türel dağılım oranları olarak alınmıştır. 2010 yılındaki türel dağılım oranları da İUAP’de öngörülen oranlardır (Tablo 5.2). Ortalama yol uzunlukları ve doluluk oranları da İUAP’de hesaplanan ve öngörülen değerler olarak alınmışlardır (Tablo 5.3).

Tablo 5.1 2000 ve 2010 yılları için hareketlilik katsayıları, nüfus ve günlük yolculuk sayıları

	2000	2010	
		Senaryo 1	Senaryo 2
Nüfus (milyon)	10	13	15,3
Hareketlilik (yolculuk/kişi/gün)	1,0	1,1	1,1
Günlük yolculuk sayıları (milyon)	10	14,3	16,83

Tablo 5.2 2000 ve 2010 yılları için %olarak türel dağılımlar

Ulaştırma Türleri	2000 (%)	2010 (%)
Otomobil ve taksi	28,6	22,2
Servis	11,5	12,0
Otobüs	34,1	20,5
Minibüs	19,6	13,1
Deniz	2,6	4,5
Raylı sistem	3,6	27,7
Toplam	100,0	100,0

Tablo 5.3 Taşıtların ortalama yolculuk uzunlukları ve ortalama doluluk oranları

	2000 (km)	2010 (km)		Ortalama Doluluk (kişi/taşıt)
		Nazım plan	Eğilim	
Otomobil ve taksi	18,6	11,9	16,1	1,8
Servis	18,6	11,9	16,1	12,0
Otobüs	11,6	10,6	9,7	30,0
Minibüs	7,3	8,1	6,8	8,0

Günlük yolculuk sayılarının türel dağılıma göre paylaşım Tablo 5.4 de gösterilmiştir.

Tablo 5.4 2000 ve 2010 yıllarında değişik ulaşım türleriyle yapılan günlük yolculuk sayıları (milyon)

Ulaşım Türleri	2000	2010	
		Senaryo 1	Senaryo 2
Otomobil ve taksi	2,86	3,17	3,74
Servis	1,15	1,72	2,02
Otobüs	3,41	2,93	3,45
Minibüs	1,96	1,87	2,20
Deniz	0,26	0,64	0,76
Raylı sistem	0,36	3,96	4,66
Toplam	10,00	14,30	16,83

Bu değerlendirmede karayolu taşıtlarından kaynaklanan kirleticiler göz önüne alındığından sadece otomobil-taksi, servis, otobüs ve minibüsle ilgili değerler dikkate alınmıştır. Bu taşıtlardan otomobiller benzin ve doğal gaz, servis, otobüs ve minibüsler ise diesel yakıt kullanmaktadır.

Yukarıdaki verilere göre hesaplanan yolcu-km değerleri Tablo 5.5’de araç-km değerleri Tablo 5.6’da hesaplanmıştır.

Tablo 5.5 Taşıtların yolcu-km değerleri (milyon)

	2000	2010			
		Senaryo 1		Senaryo 2	
		Nazım plan	Eğilim	Nazım plan	Eğilim
Ötomobil ve taksi	53,20	37,72	51,04	44,51	60,21
Servis	21,39	20,35	27,53	24,04	32,52
Ötobüs	39,56	31,06	28,42	36,57	33,47
Mnibüs	14,31	15,15	12,72	17,82	14,96
Toplam	128,46	104,28	119,71	122,94	141,16

Tablo 5.6 Taşıtların araç-km değerleri (milyon)

	2000	2010			
		Senaryo 1		Senaryo 2	
		Nazım plan	Eğilim	Nazım plan	Eğilim
Ötomobil ve taksi	29,56	20,96	28,36	24,73	33,45
Servis	1,78	1,69	2,29	2,00	2,71
Ötobüs	1,31	1,04	0,95	1,22	1,12
Mnibüs	1,79	1,89	1,59	2,23	1,87
Toplam	34,44	25,58	33,19	30,18	39,15

İstanbul için otomobil ve taksilerin yaklaşık %37'si doğal gaz %63'ünde benzin kullanmaktadır. Taşıtları kullandıkları yakıtlara göre gruplandırırsak araç-km değerleri Tablo 5.7'deki görünümü alır.

Tablo 5.7 Taşıtların kullandıkları yakıt türüne göre araç-km değerleri (milyon)

	2000	2010			
		Senaryo 1		Senaryo 2	
		Nazım plan	Eğilim	Nazım plan	Eğilim
Benzin	18,62	13,20	17,87	15,58	21,07
Doğal gaz	10,94	7,76	10,49	9,15	12,38
Diğer	4,88	4,62	4,83	5,45	5,70

2000 ve 2010 yıllarında İstanbul’da karayolu taşıtlarının günlük emisyon miktarları ve bu emisyonların zarar değerleri Eyre ve diğerlerinin (1997) İngiltere için bulduğu değerler göz önüne alınarak (Tablo 3.4’den ortalama emisyonlar ve Tablo 4.3’den kentsel emisyonlar) Tablo 5.8 ve 5.9’da değerlendirilmiştir. Tablo 4.3’den ulaştırma emisyonlarının zarar değerleri alınırken İngiltere ve Türkiye’nin Gayri Safi Milli Hasıla değerleri arasındaki oran göz önüne alınarak İstanbul için zarar değerleri bu oranda (0,21) azaltılmıştır.

Sonuç olarak Nazım Plan uygulandığı takdirde hem Senaryo 1 hemde Senaryo 2 için emisyonlarda ve maliyetlerde bir azalma görülmektedir. Kentin arazi kullanımı verilerinin mevcut eğilimlere göre değişimi durumunda ise Senaryo 1 için büyük bir değişim gözlenmez iken Senaryo 2’de hem emisyonlarda hemde maliyetlerde bir artış gözlenmektedir.

Örneğin emisyonlarda en yüksek değerleri veren karbondioksit emisyonları için 2000 yılında toplam değer 6333 ton iken, 2010 yılında Senaryo 1’de Nazım Plan doğrultusunda 4672 ton, mevcut eğilimler için ise 6100 ton olarak bulunmuştur. Senaryo 2 için ise Nazım Plan doğrultusunda emisyonlar 5513 ton iken, mevcut eğilimler için ise 7195 ton olarak bulunmuştur.

İstanbul için günlük emisyonların zarar değerlerine bakıldığında ise 2000 yılında toplam zarar 152 milyar TL iken 2010 yılı için Senaryo 1’de Nazım Plan uygulandığında zarar 121 milyar TL, mevcut eğilimler doğrultusunda ise zarar 148 milyar TL dir. Senaryo 2 için ise zararlar nazım plan ve eğilimler için sırasıyla 143 milyar ve 178 milyar TL dir.

Tablo 5.8 İstanbul için yakıt türlerine göre günlük emisyon değerleri (ton)

Emisyonlar	2000			Senaryo 1							2010		
				Nazım Plan			Eğilimler				Na		
	Benzin	Gaz	Di z el	Benzin	Gaz	Di z el	Benzin	Gaz	Di z el	Benzin	Benzin	Benzin	Benzin
Karbondioksit	#####	#####	#####	#####	#####	#####	#####	#####	#####	#####	#####	#####	#####
Karbonmonoksit	#####	9,846	2,538	#####	6,984	2,402	#####	9,441	2,512	#####	#####	#####	#####
NOx	3,780	1,532	3,172	2,680	1,086	3,003	3,628	1,469	3,140	3,163	3,163	3,163	3,163
Sülfürdioksit	0,987	0,000	0,244	0,700	0,000	0,231	0,947	0,000	0,242	0,826	0,826	0,826	0,826
Partiküller	0,000	0,000	0,830	0,000	0,000	0,785	0,000	0,000	0,821	0,000	0,000	0,000	0,000
UOB Egzoz	2,421	1,969	0,439	1,716	1,397	0,416	2,323	1,888	0,435	2,025	2,025	2,025	2,025
NMUOB Toplam	3,806	0,438	0,415	2,698	0,310	0,393	3,653	0,420	0,411	3,185	3,185	3,185	3,185
Metan Toplam	0,372	1,532	0,024	0,264	1,086	0,023	0,357	1,469	0,024	0,312	0,312	0,312	0,312
Diazonyumoksit	0,931	0,547	0,049	0,660	0,388	0,046	0,894	0,525	0,048	0,779	0,779	0,779	0,779
Benzen	0,102	0,001	0,008	0,073	0,001	0,008	0,098	0,001	0,008	0,086	0,086	0,086	0,086
1,3 Bütadien	0,017	0,000	0,004	0,012	0,000	0,004	0,016	0,000	0,004	0,014	0,014	0,014	0,014
Formaldehit	0,082	0,013	0,073	0,058	0,009	0,069	0,079	0,013	0,072	0,069	0,069	0,069	0,069
Karbondioksit		#####			#####			#####		#####		#####	
Karbonmonoksit		#####			#####			#####		#####		#####	
NOx		8,483			6,769			8,236		8,236		8,236	
Sülfürdioksit		1,231			0,931			1,189		1,189		1,189	
Partiküller		0,830			0,785			0,821		0,821		0,821	
UOB Egzoz		4,829			3,529			4,646		4,646		4,646	
NMUOB Toplam		4,658			3,401			4,483		4,483		4,483	
Metan Toplam		1,928			1,374			1,850		1,850		1,850	
Diazonyumoksit		1,527			1,094			1,466		1,466		1,466	
Benzen		0,112			0,081			0,108		0,108		0,108	
1,3 Bütadien		0,021			0,016			0,020		0,020		0,020	
Formaldehit		0,168			0,137			0,164		0,164		0,164	

Tablo 5.9 İstanbul için günlük emisyonların zarar değerleri (Milyon TL/gün)

Emisyonlar	2000			Senaryo 1									2010		
				Nazım Plan						Eğilimler			Na		
	Benzin	Gaz	Di zel	Benzin	Gaz	Di zel	Benzin	Gaz	Di zel	Benzin	Gaz	Di zel	Benzin	Gaz	Di zel
Karbondioksi Küresel ısınm	8.371	3.835	1.912	5.934	2.720	1.810	8.034	3.678	1.892	7.004					
Metan Küresel ısınm	0	271	0	0	192	0	0	260	0	0					
Diazotmonoks Küresel ısınm	461	271	20	327	192	19	442	260	20	386					
Karbonmonoks Küresel ısınm	230	45	20	163	32	19	221	43	20	193					
Partiküller Sağlık	230	0	#####	163	0	#####	221	0	#####	193					
Partiküller Yapı malzeme	0	0	704	0	0	667	0	0	697	0					
Sülfürdioksi Sağlık	#####	45	3.663	9.418	32	3.468	#####	43	3.626	#####					
Sülfürdioksi Tarım ürünler	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0					
Sülfürdioksi Kereste	1.613	45	302	1.143	32	286	1.548	43	299	1.349					
Sülfürdioksi Yapı malzeme	2.765	0	765	1.960	0	724	2.653	0	757	2.313					
Sülfat ayras Sağlık	2.918	45	543	2.069	32	514	2.801	43	538	2.442					
Nitrojen oks Sağlık	5.837	2.437	2.274	4.138	1.728	2.153	5.601	2.336	2.251	4.884					
Nitrojen oks Kereste	2.765	1.038	986	1.960	736	934	2.653	995	976	2.313					
Nitrojen oks Yapı malzeme	2.611	1.083	1.026	1.851	768	972	2.506	1.038	1.016	2.185					
Nitrat ayras Sağlık	#####	4.647	4.408	8.874	3.297	4.173	#####	4.456	4.363	#####					
NOx'den ozor Sağlık	5.606	2.076	1.972	3.974	1.472	1.867	5.380	1.990	1.952	4.691					
NOx'den ozor Tarım ürünler	307	135	121	218	96	114	295	130	120	257					
Benzen Sağlık	9.676	45	1.047	6.860	32	991	9.287	43	1.036	8.097					
UOB'den ozor Sağlık	#####	812	825	7.894	576	781	#####	779	817	9.317					
UOB'den ozor Tarım ürünler	614	45	40	436	32	38	590	43	40	514					
MZUOB Küresel ısınm	230	0	20	163	0	19	221	0	20	193					
Toplam	#####	#####	#####	#####	#####	#####	#####	#####	#####	#####					
Genel Toplam		152.754			121.306			148.230							

Senaryo 2

zım Plan

Eğilimler

Gaz	Di zel	Benzin	Gaz	Di zel
#####	#####	#####	#####	#####
8,235	2,834	#####	#####	2,964
1,281	3,543	4,277	1,733	3,705
0,000	0,273	1,117	0,000	0,285
0,000	0,927	0,000	0,000	0,969
1,647	0,491	2,739	2,228	0,513
0,366	0,463	4,307	0,495	0,485
1,281	0,027	0,421	1,733	0,029
0,458	0,055	1,054	0,619	0,057
0,001	0,009	0,116	0,001	0,010
0,000	0,005	0,019	0,000	0,005
0,011	0,082	0,093	0,015	0,086
#####			#####	
#####			#####	
7,986			9,715	
1,098			1,402	
0,927			0,969	
4,163			5,481	
4,014			5,286	
1,620			2,183	
1,291			1,730	
0,096			0,127	
0,019			0,024	
0,161			0,193	

Senaryo 2

zım Plan			Eğilimler	
Gaz	Di zel	Benzin	Gaz	Di zel
3. 208	2. 135	9. 472	4. 340	2. 233
226	0	0	306	0
226	22	521	306	24
38	22	261	51	24
0	#####	261	0	#####
0	787	0	0	823
38	4. 091	#####	51	4. 279
0	0	0	0	0
38	337	1. 825	51	353
0	854	3. 128	0	893
38	607	3. 302	51	635
2. 038	2. 540	6. 604	2. 757	2. 657
868	1. 101	3. 128	1. 174	1. 152
906	1. 146	2. 955	1. 225	1. 199
3. 887	4. 923	#####	5. 259	5. 148
1. 736	2. 203	6. 344	2. 349	2. 304
113	135	348	153	141
38	1. 169	#####	51	1. 222
679	922	#####	919	964
38	45	695	51	47
0	22	261	0	24
#####	#####	#####	#####	#####
143. 130			174. 849	

6 SONUÇLAR ve ÖNERİLER

Alınan önlemlerin sonucunda endüstriyel sektör doğayı daha az kirletir hale gelirken ulaştırma sektörü çevre için daha büyük bir tehdit haline gelmektedir. Her ne kadar Avrupa ve ABD'de yıllarla birlikte daha katı emisyon standartları uygulamaya konulsa da artan motorlu taşıt trafiği sonucunda özellikle birçok büyük kentte hava kalitesi oldukça düşüktür. Türkiye gibi milli geliri daha düşük olan ülkelerde ise büyük kentlerin gelişmiş ülke kentlerine göre daha az motorlu taşıt barındırma avantajına rağmen katı emisyon standartları uygulanması, uygulansa bile yaptırımın olmaması sebebiyle kirlilik tehdit edici boyutlara ulaşabilmektedir. Özellikle Türkiye gibi gelişen ülkelerde özel otomobil sahipliğinin daha henüz doygunluğa ulaşmadığı ve artış eğiliminde olduğu düşünüldüğünde sorunların gelecekte de artarak devam edeceği ortaya çıkar. Ulaştırma sektörü neden olduğu hava ve gürültü kirliliğinden, doğal kaynaklara verdiği zarardan, neden olduğu trafik kazaları ve sıkışıklıklardan dolayı sürdürülebilir gelişme ile açıkça çatışma halindedir. Sürdürülebilir gelişme ilkesiyle ve iyi planlanmış büyümeyle sahip bir kentte temiz ve sağlıklı bir çevre içinde yaşamak için izlenmesi gereken adımlar aşağıda sıralanmıştır

- Ulaştırma talebi ve arazi kullanımı arasındaki ilişki iyi değerlendirilmelidir, kent planlaması yapılırken arazi kullanımını iş ve okul yolculuklarını araç kullanımı en aza indirecek şekilde yapılmalıdır.
- Kent ulaştırma sistemi taşıtların hareketliliğini değil insanların hareketliliğini arttırmalıdır. Bunun için toplu taşıma sistemi geliştirilmelidir. Düzenleme demiryolu ve deniz taşımacılığı gibi daha az kirleten türlerin ulaştırmadaki paylarını arttıracak şekilde yapılmalıdır.
- Karayolu ulaşımında standartlar arttırılmalı ve daha az kirleten katalitik konvertörlü ve doğalgazlı araçların kullanılmasını özendirerek şekilde düzenlemeler yapılmalıdır.

- Kirliliğin önlenmesi için toplum bilinçlendirilmeli, hava kirliliğinden oluşabilecek astım kanser gibi hastalıklar için halk bilgilendirilmeli ve daha temiz hava için kullandıkları yakıt ve taşıt türleriyle katılımları sağlanmalıdır.
- Emisyonları azaltmak için, daha az yakıt tüketen araçlarla ve yeni itici güçlerle ilgili pazarlar teşvik edilmelidir.
- Mümkün olduğu kadar az kirlileterek taşıma için, türler arası yolcu ve yük taşıma sistemleri entegre edilmelidir.
- Trafik akımını ve trafik yönetimini iyileştirmek için bilgi sistemleri geliştirilmelidir.
- Doğru ve verimli fiyat rejimleri uygulanmalıdır.
- Tele-çalışmanın olası katkısından faydalanılmalıdır.
- Özellikle Türkiye’de taşıtların hava kirliliğine katkıları ile ilgili bir ölçüm yapılmamaktadır. Bu en kısa zamanda özellikle büyük kentlerde yapılmalı, kentlerin kirlilik haritaları oluşturulmalı ve acil ve uzun dönemde alınması gereken önlemler belirlenmelidir.
- Türkiye için bir başka eksik de çevre ile ilgili ekonomik verilerin bulunmasıdır. Veri eksikliği emisyonlarla ilgili zarar değerlendirmesini zorlaştırmaktadır. bu çalışmada İstanbul ile ilgili karayolu taşıtlarının emisyonları değerlendirilirken İngiltere verileri kullanılmıştır.

KAYNAKLAR

- Kupiszewska, D.**, 1997. Modelling for sustainable cities: Conceptual approach and an audit of existing sectoral models for transport, air pollution, land use, and pollution modelling, *ITS Working Paper 520*, University of Leeds Institute for Transport Studies, Leeds.
- Kupiszewska, D.**, 1997. Modelling for sustainable cities: The Transportation Sector, *ITS Working Paper 521*, University of Leeds Institute for Transport Studies, Leeds.
- Nijkamp, P.**, 1994. Roads Toward Environmentally Sustainable Transport, *Transportation Research Part A* 4, 261-271.
- Eyre, N.J., Özdemiroğlu, E., Pearce, D.W., Steele, P.**, 1997. Fuel and Location Effects on the Damage Costs of Transport Emissions, *Journal of Transport Economics and Policy*, January 1997.
- Small, K.A., Kazi ni, C.**, 1995. On the Costs of Air Pollution from Motor Vehicles, *Journal of Transport Economics and Policy*, January 1995.
- IRF White Book**, 1999. Roads and Greenhouse Effect, *IRF White Book*, Version 2, March 1999.
- Delucchi, M.A.**, 2000. Environmental Externalities of Motor-Vehicle Use in the US, *Journal of Transport Economics and Policy*, Volume 34, Part 2, May 2000, pp 135-168.
- Johnstone, N., Karousakis, K.**, 1999. Economic incentives to reduce pollution from road transport: the case for vehicle characteristics taxes, *Transport Policy*, 6, 99-108.
- Stead, D.**, 1999. Relationships between transport emissions and travel patterns in Britain, *Transport Policy*, 6, 247-258.
- Forkenbrock, D.J.**, External cost of intercity truck freight transportation, *Transportation Research Part A* 33, 505-526.
- Borat, O., Kadı, İ., Uslu, M.**, 1990. İstanbul'da emisyon kaynaklarının öncelikleri ve motorlu taşıt emisyonlarının kontrolü, *7 Bölümde İstanbul'un Çevre Sorunları ve Çözümleri Sempozyumu*, İTÜ Maçka Kampüsü, 9-13 Nisan, s. 35-49.

- Yayla, N**, 1990. Hava kirlenmesinde karayolu taşıtlarının rolü taşıma ve trafik düzeni yönünden alınabilecek önlemler *7 Bölümde İstanbul'un Çevre Sorunları ve Çözümleri Sempozyumu*, İTÜ Maçka Kampüsü, 9-13 Nisan, s. 87-101
- TMMOB Mki ne Mh. O**, 1994. Egzoz Emisyon Dosyası, İstanbul, Türkiye
- Borat, O, Balı, M, Sürmen, A**, 1992. Hava Kirlenmesi ve Kontrol Tekniği, İstanbul, Ankara, Bursa
- MEET**, 1999. Methodology for calculating transport emissions and energy consumption, *Transport research fourth framework programme strategic research DGVI-99*
- Klaassen, L H**, 1991. Transport and spatial distribution of activities, *ECMT Round Table 85*, ECMT, Paris
- Kürer, R**, 1993. Environmental, global and local effects, *Transport Growth in Question*, pp. 475-536, ECMT
- OECD**, 1995a. *OECD Environmental Data Compendium 1995*, Paris
- OECD**, 1995b. *Environmental principles and concept*. OECD Working Papers Vol. III, No 84, Paris
- OECD**, 1996. *Sustainable Transport in Central and Eastern European Cities*. ECMT, OECD, Paris.
- WCED**, 1987. *Our Common Future* World Commission on Environment and Development, Oxford University Press, Oxford
- CORINAIR**, 1993. *Working Group on Emission Factors for Calculating 1990 Emissions from Road Traffic Volume 1: Methodology and Emission Factors*. Brussels: Commission of the European Communities
- Delucchi, MA, McCubbin, D R**, 1996. *The contribution of Motor Vehicles and Other Sources to Ambient Air Pollution*. UCD-ITS-RR-96-3(13). Institute of Transportation Studies, University Of California, Davis, August
- Krupnick A J, Portney, P R** 1991. Controlling Urban Air Pollution: A benefit cost assessment. *Science* vol.252, 26 April pp 522-28

- Hall J. V., Winer, A. M., Kleinman, M. T., Lurman, E. W., Brajer, V., 1992.**
Valuing the Health Benefits of Clean Air, *Science*, vol. 255, 14
February, pp. 812-17
- US Federal Highway Administration, 1982.** *Final Report on the Federal Highway
Cost Allocation Study*. Washington: US Government Printing Office
- South Coast Air Quality Management District (SCAQMD) and Southern
California Association of Governments (SCAG). 1989.** *Air Quality
Management Plan: South Coast Air Basin*. SCAQMD, El Monte,
California, March
- South Coast Air Quality Management District (SCAQMD) and Southern
California Association of Governments (SCAG). 1989.** *Air Quality
Management Plan: Meeting the Clean Air Challenge*. SCAQMD,
Diamond Bar, California, August
- Environmental Protection Agency, 1993.** *Magnetic data tape of ambient air
quality measurements of CO, NO_x, O₃, PM_{2.5}, PM₁₀ and TSP at all
available monitoring sites in the United States in 1988-1991*.
Environmental Protection Agency, National Air Data Branch,
Research Triangle Park, North Carolina

EKLER

EK A

Ek A.1. Bölgesel ölçekli hava kirlenmesini n doz değerlendir meleri

Hava kirliliği uzun dönemli bir olaydır. Herhangi bir kaynak için hava kirliliğinin toplam etkilerinin hesaplanması yüzlerce kilometrenin üzerinde atmosferik modellenme gerektirir. Bu mesafeler için kesin modellenme geniş veri girdileri ve önemli hesaplama uygulamaları gerektirir. Neyse ki bir çok etki kirlletici dozlarının geçici değişikliklerine duyarlıdır. Göreceli olarak emisyon oranları ve kirlilik dozları arasındaki ilişkileri yaklaşık olarak çıkarmak için basit zaman ortalama yaklaşımın bu nedenle savunulabilir.

Uzak mesafelerde, kirlilik konsantrasyonları ve çökeltme oranları kaynak yüksekliğinden bağımsızdır (Simpson ve diğerleri, 1990). Bu yüzden takip eden hesaplamalar sınır tabakasındaki tüm kaynak yükseklikleri için eşit doğruluktur.

Kirleticilerin düzenli olarak tüm yönlerde, belli bir kaynaktan ortalama rüzgar hızına eşit olarak hızında yayıldığı kabul edilir, ve uzun mesafelerde kirleticinin tamamı ve düzenli olarak yükseklikteki sınır tabakasında tamamı karıştığı görülür.

Genelde kirleticiler atmosferdeki niyasal olarak dönüşürler ve birincil kirleticileri, p , ve ikincil kirleticileri, s , ayırmak gereklidir. Birincil olanlar toprağa v_p çökeltme hızıyla çökler. v_p şu şekilde verilir (σ = çökeltme oranı):

$$v_p = h \sigma_p \quad (A.1)$$

Birincil kirleticiler ikincil kirleticilere de τ oranında dönüşürler.

İkincil kirleticiler birincil kirleticilerin kalan konsantrasyonu oranında oluşurlar ve v_s çökeltme hızıyla toprağa çökerek yok olurlar:

$$v_s = h \sigma_s \quad (A.2)$$

Başka bir yerde geliştirilmiş (Smith, 1991; Landrieu, 1994; CEC, 1995) basit modellenme tekniklerinin genişletilmiş modelini kullanarak daha sonra toplayıcıların

düzgün yoğunluğuna kadar kirleticilerin dozu, ρ , herhangi bir E emisyon oranında hesaplanabilir

Birincil kirleticilerin dozu D_p şu şekilde veriliyor:

$$D_p = \rho E / h(\sigma_p + \tau) \quad (A3)$$

Ve ikincil kirleticilerin dozu D_s şu şekilde veriliyor:

$$D_s = \beta \rho E / v_s \quad (A4)$$

Değişim kesri β

$$B = \tau m / (\sigma_p + \tau) \quad (A5)$$

Ve ikincil ve birincil kirleticilerin kütlelerinin oranı.

Doz/emisyon ilişkisinin bölgesel ölçekli kirleticiler için değerlendirilmesi (A1) ve (A2) eşitliklerinde konu ile ilgili parametrelerin yerine uygun değerler konularak yapılabilir. İçin seçilen değer kirleticinin kapladığı alanda değerlendirilmiş popülasyon yoğunluğuna dayanır.

Ozondan ayrı olarak sağlık ve ekolojik etkiler için en endişe verici kirleticiler partiküller (PM_{10}), sülfür dioksit (SO_2), ve nitrojenoksitleridir (NO_x). NO_x in çoğu NO biçiminde yayılsa da birçok durumda oldukça hızlı oksitlenerek NO_2 olmaktadır, bu sebeple bölgesel ölçekli değerlendirmelerde NO_2 emisyonları olarak alınabilir. SO_2 ve NO_2 nin sülfat ve nitrat aerosollerine oksitlenmesi sonucunda önemli ikincil etkileri vardır, burada amonyum sülfat ve amonyum nitrat olarak alınacaktır.

Sağlık açısından bakıldığında diğer endişe verici kirleticiler karbondioksit ve benzen, 1,3 butadien ve formaldehit gibi bazı UOB türleridir. Bunlar atmosfere toprağa çökelmekten çok kimyasal değişimlerle kalırlar. Doz hesaplamaları eşitlik (A1) kullanılarak yapılır.

Konu ile ilgili parametreler ve doz/emisyon oranları Tablo A1 de derlenmiştir.

Tablo A1. Bölgesel ölçekli kirlilik doz hesaplamaları (Eyre ve diğerleri, 1997)

Parametreler	PM ₁₀	SO ₂	SO ₄	NO ₂	NO _x	CO	C ₆ H ₆	Butadien	HCHO
Çökeltme hızı v (mm/s)	1,2 ^a	9,6	10,8	1,6	16,1	Önmsz.	Önmsz.	Önmsz.	Önmsz.
Etkili rüzgar hızı u (m/s)	7,5 ^b	7,5 ^b	7,5 ^b	7,5 ^b	7,5 ^b	7,5 ^b	7,5 ^b	7,5 ^b	7,5 ^b
Karışık yükseklik (m)	800 ^c	800 ^c	800 ^c	800 ^c	800 ^c	800 ^c	800 ^c	800 ^c	800 ^c
Çökeltme oranı (s ⁻¹ x 10 ⁻⁶)	1,5	12 ^b	13,5 ^b	2,0 ^b	20,1 ^b	Önmsz.	Önmsz.	Önmsz.	Önmsz.
Dönüşüm oranı, τ (s ⁻¹ x 10 ⁻⁶)		4,5 ^b		9,2 ^b		0,15 ^c	1,0 ^b	54 ^b	75 ^b
Dönüşüm kesri β			0,56		1,43				
Çökeltme menzili (km)	5000	630	560	3750	370	∞	∞	∞	∞
Dönüşüm menzili (km)	∞	1670	∞	820	∞	50.000	7.500	140	100
Toplam menzil (km)	5000	450	560	670	370	50.000	7.500	140	100
Nüfus yoğunluğu (ada/nm ²)	30 ^d	100 ^e	100 ^e	100 ^e	100 ^e	20	20	100 ^e	100 ^e
İt/yıl emisyon oranında toplam doz (adam/μg/m ³)	790	240	160	350	280	5400	790	73	54

^a Landrieu (1994)^b Derwent ve diğerleri (1989)^c Simpson ve diğerleri (1990)^d İtalya'nın kuzey yarımküre nüfus yoğunluğu, Pasifik Okyanusu hariç^e İtalya'nın Avrupa nüfus yoğunluğu^f Hughton ve diğerleri (1990)^g PORC (1993)^h Ball ve diğerleri (1991)ⁱ İtalya'nın kuzey yarımküre nüfus yoğunluğu**Ek A2 Yerel ölçekli hava kirlenmesinin doz değerlendirilmesi**

Kısa mesafeler için Ek A1 de kullanılan tahminler makul değildir. Özellikle sınırlı dikey dağılım sınırlı tabakasında tanımlanmış karışım neden oluyor. Ek A1 de anlatılan tek tabakalı yörünge modeli yer tabakasındaki konsantrasyonları daha gerçekçi olan Gaussian düzeltilmiş modeline göre büyük bir faktörle daha düşük olarak değerlendiriyor. Farklılık belirgin bir biçimde 5km de 5 faktöründeyken 30km de 1,7 ye ve 90km de 1,1 e düşüyor (Simpson ve diğerleri, 1990). Daha düşük mesafelerde farklılık daha da büyüyecektir, ve kaynak yüksekliğine daha da bağlı olacaktır.

Bu problemdeki key karışım sürecinin daha iyi bir temsilini vermek için daha gerçekçi olan Gaussian düzeltilmiş modeli kullanılarak çözülmüştür. Bu tür bir hesaplama her kaynak için almak gerçekçi değildir. Yine de bu durumda bölgesel ölçekli kirliliğe zıt olarak iyi etkiye doğru kirlilik izleme verisini kullanmak mümkündür. Birleşik kentlerdeki kirlilik konsantrasyonları çevresel bölgesel seviyelerin üzerine öncelikle kendi emisyonlarıncı yükseltirler. Emisyon oranları ve yer seviyesi konsantrasyonları arasındaki yaklaşık ilişki bu sebeple ölçülen veriden doğrudan değerlendirilebilir. Pratikte birleşik kentler nadiren net tanımlanmış sınırlara sahip olduğu için ve çevresi boyunca yayılma analizlerde yanlışlar ortaya çıkardığı için bu yaklaşımda bazı sorunlar vardır. Bu sorun çalışmada için büyük bir birleşik kent seçilerek azaltılabilir. Bu analizde metropoldeki bölgesel ölçekli çalışmanın sonuçlarını almak için Büyük Londra seçilmiştir (Munday ve diğerleri, 1990). Bu çalışmada Büyük Londra'nın 29 bölgesine ait partiküller, sülfür dioksit ve nitrojeni oksitin ölçülmüş konsantrasyonları mekansal dağılık emisyon veri tabanı kullanarak yayılma modellenmesi sonuçlarıyla karşılaştırılmıştır ve iyi uyum bulunmuştur. Analizlerin amacı için aynı modelle hesaplanan Büyük Londra üzerindeki ağ noktalarındaki düzgün konsantrasyonlar birleşik kent üzerinde yer seviyesindeki ortalama kirlilik konsantrasyonlarının değerlendirilmesinde kullanılır. Bölge dışındaki kaynaklardan arka plan kirlilik seviyeleri aynı çalışmada bölgesel ölçekli değerlendirme sonuçları kullanılarak hesaplanmıştır. Sonuç olarak aynı veri tabanından her kirleticinin yıllık toplam emisyonu konsantrasyon/emisyon ilişkisini çıkarmak için kullanıldı. Bunlar Tablo A 2 de sunulmaktadır.

Aynı kaynaktan yayılan kütlesi korunan kirleticilerde Gaussian düzeltilmiş modeli kullanılarak hesaplanan her kirleticinin dozları aynı olacaktır. Partiküller, sülfür dioksit ve nitrojeni oksit için elde edilen farklı değerler bu yüzden açıkla gerektirir. Sülfür dioksit dozu sülfür dioksitin yüksek baca emisyonlarının daha büyük olması ve yakın alanda yer seviyesi konsantrasyonlarının göreceli olarak düşük olması sebebiyle partiküllerinkinden azdır. Yüksek seviyeli kaynaklar emisyonun %62'sine katkı yapmasına rağmen toplam $15,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ lük artışın sadece $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ üne katkı yapıyor olarak değerlendirilir (Munday ve diğerleri, 1990). Bu verilerden şu sonuca varılabilir düşük seviyeli emisyonların $1\text{t}/\text{yılı}$ nın ortalama sülfür dioksit dozu $3710 \mu\text{g}/\text{m}^3$ iken yüksek seviyeli kaynaklarda emisyonların aynı biriminin aynı dozu

sadece %30'u, $1130\mu\text{g}/\text{m}^3$ dır. Düşük seviye emisyonlarının dozu ölçülmüş veri ve modellerle yaklaşımın kesinliği içinde partiküller için olanla istikrarlıdır.

Düşük NO_2 dozları daha zor açıklanır. NO_x emisyonlarının çoğu daha sonra atmosfere NO_2 şeklinde oksitlenen nitrik oksit, NO şeklindedir. Sağlık etkileri olan NO_2 olduğu için sorunun ana kirleticisidir. Yer seviyesi kirliliğinde yerel olarak üretilen NO_x konsantrasyonunun çoğu NO şeklindedir. lt/yıllık emisyon için $4470\mu\text{g}/\text{m}^3$ NO_x dozu veren aynı çalışmada ortalama NO_x artışı $56,9\mu\text{g}/\text{m}^3$ dır, bu partiküller için hesaplanan doza çok benzer.

Şu sonuca varılmıştır ki büyük birleşik kentlerde lt/yıllık emisyona bağlı birincil kirleticilerin yerel dozu düşük seviyeli kaynaklar için yaklaşık olarak $4300(\pm 600)$ adam $\mu\text{g}/\text{m}^3$, fakat yüksek seviyeli kaynaklar için sadece 1100 adam $\mu\text{g}/\text{m}^3$ dır. Bu değerlerin etkilenen kentsel alanın büyüklüğünün üzerinde menzili iyi olan tüm birincil kirleticiler için makul olması beklenir (yarıçap $\approx 50\text{km}$).

NO nun ikincil kirleticisi olan NO_2 için daha düşük bir değer olan 1250 adam $\mu\text{g}/\text{m}^3$ uygundur. Sülfat ve nitrat aerosoller gibi uzun mesafelerde üretilen ikincil kirleticiler için kısa mesafe toplam dozu bölgesel dozla karşılaştırılınca önemsiz kabul edilir.

Tablo A 2 Büyük Londra için emisyon/konsantrasyon ilişkileri (Eyre ve diğerleri, 1997)

Parametreler	TAP	SO_2	NO_2
Ekili konsantrasyon ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	15,1	41,1	44,9
Arka plan konsantrasyon ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	8,0	26,0	29,0
Yerel emisyonlara bağlı konsantrasyon artması ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	7,1	15,1	15,9
Toplam emisyonlar (kt/yıl)	11,0	48,5	86,2
Düşük seviyeli emisyonlar (%)	93	38	93
Düşük seviyeli emisyonlar (kt/yıl)	10,2	18,1	80,0
Toplam nüfus (M)	6,77	6,77	6,77
lt/yl emisyon oranı için toplam doz (adam $\mu\text{g}/\text{m}^3$)	4710	2110	1250

ÖZGEÇMİŞ

Anıl Beçin 1976 yılında Mersin’de doğdu. Orta ve lise öğrenimini Muğla Anadolu Lisesi’nde tamamladı. 1993 yılında İ. T. Ü. İnşaat Fakültesi İnşaat Mühendisliği Bölümü’nde başladığı lisans öğrenimini 1998 yılında tamamladı. Aynı yıl İ. T. Ü. İnşaat Fakültesi Ulaştırma Anabilim Dalı’nda yüksek lisans öğrenimine başladı.