

YILDIZ TEKNİK ÜNİVERSİTESİ
SOSYAL BİLİMLER ENSTİTÜSÜ

132630

ÇEVRE EKONOMİSİ DÜZENLEMELER VE FİRMA
DAVRANIŞLARI

132630

Çevre Mühendisi Ajda İSMET

SBE İktisat Anabilim Dalı İktisat Programında
Hazırlanan

YÜKSEK LİSANS TEZİ

Tez Danışmanı : Prof. Dr. Ercan EREN

YILDIZ TEKNİK ÜNİVERSİTESİ
SOSYAL BİLİMLER ENSTİTÜSÜ
İKTİSADİ İZLENİM MERKEZİ

İSTANBUL, 2003

İÇİNDEKİLER

	Sayfa
ŞEKİL LİSTESİ	I
TABLO LİSTESİ	II
ÖNSÖZ	III
ÖZET	IV
ABSTRACT	V
1. GİRİŞ	1
2. ÇEVRE VE EKONOMİ	3
2.1 Çevre ve Dışsallıklar	3
2.1.1 Çevre Kavramı ve Çevrenin Ekonomik Açından Değerlendirilmesi	3
2.1.2 Çevre Kirlenmesi ve Dışsallıklar	5
2.1.2.1 Üretim Dışsallıkları	7
2.1.2.2 Tüketim Dışsallıkları	10
2.1.2.3 Geleneksel Dışsallık Çözümleri	12
2.1.2.3.1 Dışsallığa Karşı Müdahaleci Bir Politika: Pigoucu Vergilendirme	12
2.1.2.3.2 Dışsallığın Müdahaleci Olmayan Çözümü: Coase Teoremi	14
2.2 Çevrenin Ekonomik Analizi, Yapısı ve Optimum Kirlilik Miktarı	18
2.2.1 Çevre Kirlenmesinin Ekonomik Analizi	18
2.2.2 Çevrenin Karmaşık Yapısı	23
2.2.2.1 Kaynaklar Alıcılar ve Transfer Katsayıları	25
2.2.3 Etkin Emisyon Düzeyi	26
2.2.4 Marjinal Eşitlik Prensipleri ve Emisyon İndirimleri	30
2.2.5 Optimum Kirlilik Miktarı	
3. ÇEVRESEL DÜZENLEMELER	34
3.1 Çevresel Düzenlemelerin Değerlendirilmesi İçin Gerekli Kriterler	34
3.1.1 Etkinlik	35
3.1.2 Adalet	37
3.1.3 Uzun Dönem İyileştirmeler için olan Teşvikler	38
3.1.4 Uygulanabilirlik	39
3.1.5 Ahlaki Düşünceler	42
3.1.6 Yönetim Başarısızlığı	43
3.2 Yönetim ve Kontrol Stratejileri (Standartlar)	44
3.2.1 Bölgesel (Ortam) Standartları (Ambient Standarts)	45
3.2.2 Emisyon Standartları	46
3.2.3 Teknoloji Standartları	47
3.2.4 Standart Düzeyinin Belirlenmesi	48
3.2.5 Standartların Tekdüzeliliği (Uniformluğu)	49

2.6	Standartlar ve Marjinal Eşitlik Prensibi	50
2.7	Standartların Teşvik Eici Durumları	54
2.8	Standartların Uygulanması	57
3	Ekonomik Teşvikler	60
3.1	Emisyon Vergileri ve Sübvansiyonlar	61
3.1.1	Emisyon Vergileri	61
3.1.1.1	Vergi Düzeyinin Belirlenmesi	64
3.1.1.2	Emisyon Vergileri ve Etkinlik	66
3.1.1.3	Emisyon Vergileri ve Tekdüze (Uniform) Olmayan Vergiler	69
3.1.1.4	Emisyon Vergileri ve Madde Dengesi	72
3.1.1.5	Emisyon Vergileri ve Belirsizlik	72
3.1.1.6	Emisyon Vergileri ve Yeniliklere Yönlendirme	74
3.1.1.7	Emisyon Vergileri ve Uygulama Maliyetleri	75
3.1.1.8	Vergilerin Diğer Türleri	76
3.1.1.9	Emisyon Vergilerinin Dağıtılabilen Etkileri	77
3.1.2	Azaltım Sübvansiyonları	78
3.1.2.1	Depozito Geri Ödeme Sistemleri	80
3.2	Kirlilik Vergilerinin Standartlarla Kıyaslanması ve Karşılaşılan Problemler	81
3.2.1	Etkin Emisyon Düzeyi için Vergiler ve Standartlarla Karşılaştırma	81
3.2.2	Tekdüze Olmayan Kirleticiler ve Kirlilik Vergilerindeki Problemler	86
3.3	Alınıp Satılabilen Kirlilik İzinleri (Tradeable Pollution Permits)	92
3.3.1	Tekdüze (Uniform) Şekilde Karışmış Kirleticiler	92
3.3.2	Tekdüze Olmayan (Non Uniform) Şekilde Karışmış Kirleticiler	98
3.3.3	Alınıp Satılabilen İzin Piyasalarındaki Problemler	99
3.3.3.1	Ticaret Kuralları ve İzin Sistemlerinin Dizaynı	100
3.3.3.2	Eksik Rekabet İzin Piyasaları	101
3.3.3.3	Müzayede Satışları	103
3.3.3.4	Birbirini İzleyen (Seri) Ticaretler	104
3.3.4	Yenilikler ve TPP' ler	108
3.3.5	Çok Yönlü Kirleticiler	109
3.4	Sorumluluk (Liability) ve Tazmin	110
3.4.1	Uyuşmazlık Ücretleri	111
3.4.2	Depozito Geri Ödeme Sistemleri	115
3.4.3	Performans Senetleri	116
4.	ÇEVRESEL DÜZENLEMELERİN MATEMATİKSEL ANALİZİ	119
4.1	Farklı Çevresel Düzenlemelerin Karşılaştırılmasıyla İlgili İki Firmalı Model	119
4.1.1	Standartlar	120
4.1.2	Tekdüze (Uniform) Vergi	123
4.1.2.1	Vergilerle Sağlanan Etkinlik ve Marjinal Eşitlik Prensibi	126
4.1.3	Alınıp Satılabilen Kirlenme İzinleri	129
	SONUÇ	132
	KAYNAKLAR	136
	ÖZGEÇMİŞ	141

ŞEKİL LİSTESİ

	Sayfa	
Şekil 2.1	Üretimde Negatif Dışsallık	8
Şekil 2.2	Üretimde Pozitif Dışsallık	9
Şekil 2.3	Tüketimde Negatif Dışsallık	10
Şekil 2.4	Tüketimde Pozitif Dışsallık	11
Şekil 2.5	Pigoucu Vergilendirme: Üretimde Negatif Dışsallık	12
Şekil 2.6	Pigoucu Vergilendirme: Üretimde Pozitif Dışsallık	13
Şekil 2.7	Coase Teoremi	15
Şekil 2.8	Marjinal Zarar Fonksiyonları	19
Şekil 2.9	Marjinal Azaltım Maliyet Fonksiyonları	22
Şekil 2.10	Uygulama Maliyetleri	23
Şekil 2.11	Çevrenin Karmaşık Yapısı ve Kirillik	24
Şekil 2.12	Etkin Emisyon Düzeyi	26
Şekil 2.13	Farklı Kirleticiler İçin Emisyon Düzeyleri	27
Şekil 2.14	Uygulama Maliyetleri ve Etkin Emisyon Düzeyi	28
Şekil 3.1	İndirim Teknolojilerinin Maliyet Etkin Olmadıkları Durumda Etkin Emisyon Düzeylerinde Görülen Değişimler	36
Şekil 3.2	Emisyon Standartları	44
Şekil 3.3	Emisyon Seviyelerindeki Bölgesel Değişim	49
Şekil 3.4	Temsili İki Kaynak ve Marjinal İndirim Maliyetleri	51
Şekil 3.5	Teknolojik Değişim ve Maliyet Tasarrufları	55
Şekil 3.6	Standart Uygulamanın Ekonomik Analizi	57
Şekil 3.7	Emisyon Vergisi	62
Şekil 3.8	Etkin Emisyon Vergisi	65
Şekil 3.9	Emisyon Vergileri ve Marjinal Eşitlik Prensibi	66
Şekil 3.10	Tekdüze Olmayan Emisyon	70
Şekil 3.11	Bölgelere Ayrılmış Emisyon Vergisi	71
Şekil 3.12	Emisyon Vergileri ve Belirsizlik	73
Şekil 3.13	Emisyon Vergileri ve Ar-Ge için Teşvikler	74
Şekil 3.14	Farklı MAC' li İki Kaynak ve Etkin Emisyon Vergisi	83
Şekil 3.15	Kirillik Vergisi Altında Yapılan Teknoloji Yatırımlarıyla Sağlanan Tasarruflar	83
Şekil 3.16	Firmalardaki Teknolojik Seviyelerin Etkileri	89
Şekil 3.17	Kirillik Vergilerinin Finansal Yükü	91
Şekil 3.18	Firmanın İzin Planına Olan Optimal Etkisi	93
Şekil 3.19	İzinler İçin Arz ve Talep	94
Şekil 3.20	İzin Gelirleri ve Giderleri	95
Şekil 3.21	İzin Piyasasındaki Yenilikler	108
Şekil 4.1	Standart Altında Firmalara Yüklenen Maliyet	122
Şekil 4.2	Vergi Oranı ve Emisyon Düzeyleri	124
Şekil 4.3	Marjinal Eşitlik Prensibi	129
Şekil 4.4	Birinci Firmanın Emisyon İzin Talebi	130
Şekil 4.5	İkinci Firmanın Emisyon İzin Talebi	130
Şekil 4.6	Piyasa İzin Dengesi	131

TABLO LİSTESİ

	Sayfa	
Tablo 2.1	Marjinal İndirim Maliyetleri	29
Tablo 3.1	Farklı Programlardaki Mali Denge	37
Tablo 3.2	Uygulama Maliyetleri	41
Tablo 3.3	Marjinal Azaltım Maliyetleri	62
Tablo 3.4	Maliyetler ve Marjinal Eşitlik Prensibi	67
Tablo 3.5	Eşit Orantılı Düşüş ve Emisyon Vergisinin Uyuşma Maliyeti	68
Tablo 3.6	Azaltım Sübvansiyonu	79
Tablo 3.7	Farklı Dengeleme Kuralları Altındaki Emisyon Azaltımları ve İndirim Maliyetleri	101
Tablo 3.8	Seri Ticaret Durumundaki Maliyet Tasarrufları	106



ÖNSÖZ

Çevreye ilişkin sorunlar yumağına bilimsel yöntemlerle yaklaşmak, bu sorunları çözebilecek yolları bulabilmek için, önce çözümleyip, tanımak gereğinden hareketle çevre, pek çok bilim dalının odak noktası durumuna dönüşmüştür.

Çevreye yönelik bilimsel ilgi başlangıçta her bilim dalının kendine özgü inceleme alanıyla sınırlı kalmış, bir başka deyişle, değişik bilim dalları kendi açılarından çevreye bakmışlardır. Dolayısıyla çevre disiplinlerarası bir konu haline gelmiştir. Yaşanan çevre sorunlarına bir tepki olarak, çevre üzerinde gözlenen bozulmaları giderecek yeni bir yaklaşım arayışıyla çevre bilimleri (enviromental science) terimi ortaya çıkmıştır. Ancak her bilim dalının çevreyi kendi yöntem ve teknikleriyle incelemesi, çözüm önerileri geliştirmesi çevreye yönelik çalışmaların gelişmesinden öteye bir katkı sağlamamıştır. Çevre sorunlarının kavranması, açıklanabilmesi ve çözüme kavuşturulabilmesi, çevreye özgü olabilecek bir bilimsel çerçeve ve yöntem üzerinde anlaşılmasıyla değişik bilim dallarının bu çerçeve içerisinde işlevlerini yerine getirmesine bağlıdır.

Bu bağlamda hazırladığım tezin konusu olan “Çevre Ekonomisinde Düzenlemeler ve Firma Davranışları” lisans eğitimimi Çevre Mühendisliği Bölümünde tamamlamış ve yüksek lisansımı da ekonomi üzerinde yapmakta olduğumdan benim için pek çok yönden ilgi çekici olmuştur.

Tez danışmanım Prof. Dr. Ercan Eren’e gerek tez konumun seçiminde benim lisans eğitimimi de göz önüne alıp beni teşvik ederek belirlediği isabetli kararı ve çalışmamın istisnasız her aşamasında işimi kolaylaştırıcı yardımları gerekse iktisat üzerindeki derin bilgi ve çalışmalarının yanısıra hayata bakış açısı ve düşüncelerini öğrencileriyle çok etkileyici bir üslupla paylaşmasının benim için her yönden çok öğretici ve etkileyici olması dolayısıyla çok teşekkür ediyorum.

Özellikle tez çalışmamın son bölümündeki modelleme kısmında bana yöntem ve teknik açısından çok büyük katkılarda bulunmuş olması ve çalışmamın son halinin nasıl olması gerektiği konusunda bana oldukça yardımcı olan Yrd.Doç.Dr. Murat Donduran’a da teşekkürleri bir borç bilirim.

ÇEVRE EKONOMİSİ DÜZENLEMELER VE FİRMA DAVRANIŞLARI

Ajda İsmet
İktisat, Yüksek Lisans Tezi

Çevresel Ekonominin gündeme gelişi 1950' lerin sonlarından 1960' ların başlarında "Gelecek İçin Kaynaklar" düşüncesinden hareketle gerçekleşmiştir. Fakat; gerçek anlamda 1970' lerde yükselişe geçip hakkettiği öneme kavuşmuştur. Çevresel politikalardaki etkisi ise ancak 1990' larda kendini göstermeye başlamıştır.

Çevreyle ekonominin ilişkisi başlıca iki noktada ortaya çıkmaktadır. Birincisi, çevre değerlerinin korunması ve iyileştirilmesi için yapılması gereken harcamaların etkisi ikincisi de, çevreye verilmiş olan zararların giderilmesi için ekonominin katlanmak zorunda olduğu harcamalardır. Elbette bu harcamalara, gerekli düzenlemeler yapılmadığı taktirde ulusal servetin ve ekonominin görmesi olası olan zararlar da eklenmek durumundadır.

Tez çalışmamın konusu olan "Çevre Ekonomisinde Düzenlemeler ve Firma Davranışları" çevresel iyileştirmeler için kullanılacak ekonomik düzenlemeleri içermektedir. Bu düzenlemeler detaylı olarak incelendikten sonra ekonomik birimler üzerindeki etkisi incelenmiş ve en uygun olan düzenlemenin belirlenebilmesi için gerekli kriterlere değinilmiştir.

ENVIRONMENTAL ECONOMICS REGULATIONS AND FIRM BEHAVIOURS

Ajda İsmet
Economics, M.S. Thesis

The environmental economics were put in to agenda by the “Resources For Future” approach between the end of the 1950’s to the beginning of the 1960’s. But it obtained its deserved importance at 1970’s. However it started to influence the environmental policies at 1990’s.

The relationship between economics and environment exposes over two points. First, the effect of the expenses for protecting and improving environmental values; second, the costs which the economic system have to face for removing the damages from enviroment. And also we have to think about the possible damages which national welth and economics will face if we do not make any regulations.

The subject of my thesis “Environmental Economics Regulations And Firm Attitudes” consists of economic regulations which can be used for environmental improvement. After examining these regulations I explained their impact over economic units and evaluated the required criterions to choose the appropriate regulation.

1. GİRİŞ

İnsanoğlunun giriştiği tüm sosyo-ekonomik faaliyetlerin temelinde yaşadığı çevreyi iyileştirme ve gönencini arttırma amacı vardır. Tüm faaliyetlerde odak, insanın mutluluğunun arttırılmasıdır. Günümüzde mutluluk ve refah artışı tüketime endekslenmiş, refahın artması tüketimin daha fazla artmasına dolayısıyla üretimin artmasına paralel sayılmıştır. İnsan ihtiyaçları, birinin karşılanmasının diğer bir ihtiyacı yaratması dolayısıyla sürekli olarak artmakta fakat bu ihtiyaçları karşılayacak kaynaklar aynı artışı göstermemektedir. Sürekli olarak yeni ihtiyaçların ortaya çıkması kıt olan kaynaklar üzerinde baskı yapmakta ve ihtiyaçları karşılamak için yapılan üretim tüketim faaliyetleri ile çevre sorunlarına her geçen gün yeni sorunlar eklenmektedir.

Daha ilk günlerden itibaren çevreyi kendi şartlarına göre değiştirmeye çalışan insanlığın, yirminci yüzyılın ikinci yarısından itibaren başlayan ve korkunç boyutlarda devam eden ekonomik kalkınma yarışı birçok teknolojik yararları insanlığın hizmetine sunmakla birlikte, çevreyi de kirletmiş ve ortak doğal varlıkları bir daha geri gelmemek üzere dünya yüzeyinden silip süpürmüştür.

İnsanoğlunun, belirtildiği gibi çeşitli çevre sorunları ile karşılaşması gelecek kaygısı uyandırmış ve çevre korumanın gerekliliğini hatırlatmıştır. Ayrıca çevre sorunlarının yalnızca ulusların kendi iç sorunu olmadığı dolayısıyla evrensel bir nitelik taşıdığıda unutulmamalıdır.

Çevre koruma için önlem alınmazsa, ekonomi için gerekli kaynağı sağlayan doğanın bozulması, kaynakların tükenmesi ekonomik düzeni bozarak mikro anlamda negatif dışsallıklara, makro anlamda büyümede aksaklıklara ve genel anlamda insan sağlığını tehdit edici durumlara sebep olacaktır.

Yirmibirinci yüzyılda tüm dünya ülkelerinin gündemini oluşturan çevre korumanın artık bir lüks değil bir gereksinme olduğunun anlaşılması sebebiyle tez çalışmamda; çevre kavramı özellikle mikro ekonomi açısından ele alınarak, arzu edilen çevresel kaliteye başka bir ifadeyle istenilen kirlilik düzeyine ulaşmak için

gerekli çevresel düzenlemelere ve bu düzenlemeler karşısında ekonomik birimlerin nasıl tepkiler göstereceklerine değinilmiş ve konu üç ana bölümde incelenmiştir.

Birinci bölümde, çevre ekonomik olarak ele alınmıştır. Öncelikle çevre kavramının ekonomik açıdan genel bir değerlendirilmesi yapılmış ve çevre sorunlarının piyasa başarısızlıklarının en önemlilerinden biri olan negatif dışsallıklardan kaynaklandığı üzerinde durularak geleneksel dışsallık çözümlerine değinilmiştir. Ardından çevre kirlenmesinin ekonomik analizi yapılarak, hangi analitik araçların kullanılacağı irdelenmiş ve çevrenin karmaşık yapısı da göz önünde bulundurularak etkin emisyon seviyesinin ve optimum kirlilik düzeyinin nasıl belirleneceği incelenmiştir.

İkinci bölüm, çevre kalitesini arzu edilen düzeye getirmek için gerekli çevresel düzenlemelere ve bu düzenlemeler esnasında ekonomik birimlerin davranış şekillerine ayrılmıştır. Bu bölümde öncelikle, çevresel düzenlemelerin değerlendirilmesi için hangi kriterlerin ele alınması gerektiği incelenecek ardından da yönetim ve kontrol sistemleri (standartlar) ve ekonomik teşvikler başlıkları altında toplanan iki ana çevresel düzenleme sistemi detaylı olarak irdelenecektir. Daha sonra ekonomik teşvikler, (1) emisyon vergileri ve sübvansiyonlar, (2) alınıp satılabilir kirlenme izinler, (3) sorumluluk ve tazmin başlıkları altında detaylıca açıklanacak ve her bir düzenlemenin temel teorisi, uygulanabilirliği, başlangıçta belirtilen kriterlere olan uyumu, avantajları ve dezavantajları da göz önünde bulundurularak detaylı olarak incelenecektir.

Çalışmanın üçüncü bölümünde ise; farklı çevre düzenlemelerin karşılaştırılmasıyla ilgili iki firmalı bir model incelenecek ve bu model çerçevesinde bahsedilen çevresel düzenlemeler değerlendirilerek hangi çevresel düzenlemeyle daha etkin sonuçlara ulaşabileceği irdelenecektir.

2. ÇEVRE VE EKONOMİ

2.1 Çevre ve Dışsallıklar

2.1.1 Çevre Kavramı ve Çevrenin Ekonomik Açından Değerlendirilmesi

Çevre kavramı; insanın diğer insanlarla olan ilişkilerini ve bu ilişkiler sürecinde birbirleriyle olan etkileşimini, insanın bitki ve hayvan gibi diğer canlı varlıklarla ve canlıların yaşamlarını sürdürdükleri ortamdaki hava, su, toprak gibi cansız varlıklarla olan ilişki ve etkileşimini anlatmaktadır. Dolayısıyla çevre, kişiyi etkileyen koşul ve durumların toplamıdır. Diğer bir ifadeyle fiziksel, kimyasal, biyolojik, kültürel ve sosyo ekonomik kaynak ve değerlerin oluşturduğu kompleks bir sistemdir. (Keleş, 1997, 22)

Çevre, insanoğlunun tabiata müdahalesi ile birlikte sorun üretmeye başlamıştır. Çeşitli etkinliklerle yapay çevresini geliştirmeye çalışan insan toplumları, ilişki içerisinde oldukları doğal çevre üzerindeki baskıların sonucu birtakım olumsuzluklarla karşılaşmaktadırlar. Çevre sorunları denilen ve yapay çevrenin doğal çevre üzerindeki olumsuz etkileri olarak değerlendirebileceğimiz, bu sorunlar özellikle sanayi devriminden sonra önemli bir ivme kazanan bilim ve teknolojik gelişmeler ile artan sanayileşme, refah seviyesini yükseltmek için daha fazla tüketme ve dolayısıyla daha fazla üretmenin yol açtığı, insanın varlığını sürdürebilmesi için gerekli olan doğal dengenin bozulmasının ve çevre kirlenmesinin bir neticesidir. Başka bir ifadeyle çevre kirliliği üretim ve tüketimin bir yan etkisi hatta bir yan ürünüdür. Çevre kirliliğinin en önemli özelliği ise ulusal sınır tanımaması ve bütün bir dünyanın doğal dengesini tehdit etmesidir.

Çevre ve ekonomi zorunlu olarak birbirini etkilemektedir. Ekonomik sistemler kaynakları tüketerek, atıklarını kendi çevre alanlarına bırakarak, estetiğin işlevlerini değiştirerek, global yaşama şekil vererek çevreyi etkilemektedirler. Dolayısıyla ikisi arasında ikili bir bağılık mevcuttur. Bu anlamda; ekonomiyi yönetme biçimi çevreyi değiştirmekte ve ekonominin başarıya ulaşmasında çevresel niteliklerin büyük etkisi olmaktadır. (Kışlalıoğlu, 1993, 72)

Ekonomik faaliyetler k t olan kaynaklar kullanılarak insan ihtiyaçlarını karŐılayabilmek için gerçekleŐtirilirken, doğal kaynakların bozulması ve hızla azalması ile kaynaklarla ihtiyaçlar arasında dengesizliğin artmasına yol açacak yeni bir k t kaynak oluşturulmaktadır. Bu da kaliteli çevredir. Ekonominin temel amacı olan insan refahını arttırmada belli bir düzeyde kaliteli çevrede mutlaka gereklidir. Adam Smith' den beri refah göstergesi olarak sadece mal ve hizmet üretimi yeterli sayılmıŐ ve toplumların daha fazla mal ürettiklerinde daha fazla mutlu olduklarına inanılmıŐtır. Fakat günümüzde mutluluk va refah artışının sadece nicel değil nitel, yani kaliteli bir  evre ile de tanımlandığı bilinmektedir.

BozulmamıŐ kaliteli bir  evre insanların belli bir ihtiyacını tatmin ettiğine göre bir mal ve ya hizmet olarak kabul edilebilir. A.Smith' den beri  evre ihtiyacını karŐılayan hava, yeŐil alanlar, güneş ışığı gibi doğanın ögeleri birer mal fakat elde edilmeleri zahmet gerektirmediği ve bol miktarda bulunduğu düşünülerek serbest mal olarak görülmüŐtür. Bu nedenle  evre kirlenmesinin dođuŐunda geleceği yani zaman faktörünü hesaba katmayan bu statik varsayımın büyük rolü olduğu düŐünülmektedir. Üretim ve tüketim faaliyetleri dünyada hızla artmaya devam ederken bu ve benzeri statik varsayımlara dayanan ekonomik kararlar nedeniyle hemen hemen bütün ülkelerde tabiat kıtlaŐmaya ve çevrenin kalitesi de hızla bozulmaya başlamıştır. Günümüzde ise, kaliteli  evre artık k t, arzı talebinden az olan ekonomik bir mal haline gelmiştir. (Görünür, 1992, 103)

Daha önceleri serbest mal olarak görülen çevrenin sınırlı olduğu anlaşıldıktan sonra ekonomik mekanizmaya entegre edilmesi gereği ortaya çıkmıştır. Bugün herkesin kullanımına açık olan bu mallarda bir değer biçilmesi gereği genel olarak kabul edilmektedir. Uzun süre serbest mal sayılarak özel mülkiyete konu olmayan hava, deniz, doğal manzara gibi kaynaklara fiyat biçmek ciddi bir konu sayılmamıŐtır. Fakat günümüzde ise bu konuya yaklaşım oduk a ciddi boyutlarda kendini göstermektedir. (Berkes ve Kışlalıoğlu, 1993, 56)

 evre;  zel mallardan farklı olarak rakiplik (bazı malların bir kişi tarafından kullanılınca diğer kişilerin o mallardan kullanacakları miktarın azalması) ve dışarıda tutulamama (bazı malların satın alan kişiler dışındaki kişiler tarafından kullanılmasının önlenememesi)  zelliklerine sahip olması sonucu ortak kaynaklar olarak da adlandırılmaktadır. (Aksoy, 1991, 156)

Açıklandığı üzere, çevrenin bir kamu malı oluşu ve kamu mallarının temel özellikleri olarak bilinen, tüketimde rakip olmama ve tüketimden mahrum bırakılmama niteliği taşıyan bu malların fiyatlanmasının olanaksız olması ve piyasada satışının mümkün olmaması sonucu bu mallar ya bedava arz edilir ya hiç arzedilmezler. Bu sebeple çevre, her birey için sunulan hizmetten, bu hizmet için ister katkıda bulunsun ister bulunmasın yararlanacağına inandığından, hizmetlerin bedelini gönüllü biçimde ödemeye istekli olmayacaklardır. Bireylerin kamu mallarını desteklemek için gönüllü katılım konusundaki bu isteksizliklerine ise beleşcilik (free rider) problemi denir. Başka bir ifadeyle, çevrenin bu özelliklerden dolayı, çevre kirlenmesini gidermenin maliyetine kimin katlanacağı söz konusu olduğu zaman, beleşcilik problemi ortaya çıkmaktadır. (Binger, 1998, 581)

Her birey için kamusal faaliyetin finansmanına hiç katılmamak rasyonel olanıdır. Buradan hareketle kişiler ve firmalar çevre korumada kamu malına olan tercihlerini gizlerler ve finansmanına katılmazlarsa, kamusal malların özellikleri gereği kimseyi tüketimden mahrum bırakmak mümkün olmadığı için, dolayısıyla bu malların faydasından da mahrum kalmamış olurlar.

2.1.2 Çevre Kirlenmesi ve Dışsallıklar

Çevre kirlenmesi sorunu temel olarak dışsallıklardan kaynaklanmaktadır. Dışsal ekonomiler piyasa ekonomisini başarısızlığa uğratan nedenlerden birisidir. Bir ekonomide tam rekabet koşullarının tümüyle gerçekleşmesi söz konusu olsa bile, dışsal ekonomilerin varlığı piyasa ekonomisinin tek başına optimum kaynak dağılımını sağlamasına engel olmaktadır.

Çok genel olarak dışsallıkları, bir ekonomik birimin üretim ve/veya tüketim faaliyetleri sonucunda, başka birimlerin fayda ve/veya maliyet fonksiyonlarının olumlu veya olumsuz olarak etkilenmesi şeklinde tanımlayabiliriz. Dışsallıklar ilk defa İngiliz iktisatçı Arthur Cecil Pigou (1877-1959) tarafından sistematik bir biçimde analiz edilmiştir. Pigou dışsallıkların varlığında özel yarar ile sosyal yararın ve özel maliyet ile sosyal maliyetin birbirinden farklı olacağını ve bununda tam rekabetin etkinliğini sağlamasını imkansız kılacağını ileri sürmüştür. Bu sonucun arkasındaki iktisat mantığı, bir malın marjinal sosyal maliyetinin (*MSC*) o malın marjinal özel maliyeti (*MPC*) ile marjinal dışsal maliyetinin (*MEC*) toplamına, bir

malın marjinal sosyal yararının da (MSB), o malın marjinal özel yararı (MPB) ile marjinal dışsal yararının (MEB) toplamına eşit olduğudur. (Pigou, 1999, 121)

$$MSC = MPC + MEC$$

$$MSB = MPB + MEB \quad \text{dir.}$$

Matematiksel olarak ifade edecek olursak;

$$U_A = U_A(X_{U_1}, X_{U_2}, X_{U_3}, \dots, X_{U_N})$$

$$C_A = C_A(X_{C_1}, X_{C_2}, X_{C_3}, \dots, X_{C_N}) \quad \text{olur.}$$

Yukarıdaki birinci formülde, tüketici A' 'nin X malı tüketiminden sağladığı faydalar gösterilmiştir. Tüketici A her X malından ayrı bir fayda sağlamaktadır.

İkinci formülde ise, tüketicinin sağladığı fayda karşısında ödediği maliyet gösterilmiştir. X malını yalnız tüketici A kullandığından bunun maliyetine yalnız kendisi katılmaktadır.

$$U_B = U_B(Y_{U_1}, Y_{U_2}, Y_{U_3}, \dots, Y_{U_N})$$

$$C_B = C_B(Y_{C_1}, Y_{C_2}, Y_{C_3}, \dots, Y_{C_N})$$

Bu formüllerle ise tüketici B' 'nin fayda fonksiyonu ve maliyet fonksiyonu gösterilmiştir. Tüketicinin Y_1 malından sağladığı fayda Y_{U_1} , maliyet ise Y_{C_1} 'dir. Fonksiyonlarda bir tüketicinin yaptığı tüketim, refah fonksiyonuna girmemektedir. Yani dışsal bir etki yoktur.

A' 'nin fayda fonksiyonu;

$$U_A = U_A(X_{U_1}, X_{U_2}, X_{U_3}, \dots, X_{U_N}, Y_{U_1})$$

şeklinde yazılırsa o zaman bir dışsallık ortaya çıkmaktadır. Çünkü, tüketici B' 'nin Y malından sağladığı faydanın bir kısmı tüketici A' 'nin fayda fonksiyonuna girmiştir. Bu durumda A bedelini ödemediği Y malından istifade etmiş olacaktır. (Bunchanan, Stubblebine, 1982, 372)

Aynı şekilde, A 'nın maliyet fonksiyonu aşağıdaki şekilde yazıldığında bir dışsal etki söz konusudur.

$$C_A = C_A(X_{C_1}, X_{C_2}, X_{C_N}, \dots, Y_{C_1})$$

Bu fonksiyonda ise tüketici A , tüketimde bulunmadığı Y malının maliyetine katılmış olmaktadır. Halbuki malın faydasından sadece tüketici B yararlanmaktadır.

Gerek üretimde, gerekse tüketimde pozitif dışsal ekonomiler söz konusu olduğunda, genellikle ekonomide oluşan sosyal fayda fonksiyonu, piyasada oluşan özel fayda fonksiyonundan yüksektir. Dolayısıyla, söz konusu mal için oluşan piyasa fiyatı üreticiler açısından sosyal optimumu gerektirecek fiyatın altında, tüketiciler için ise fiyatın üstünde olacaktır.

Negatif dışsal ekonomiler söz konusu olduğunda (bu tür dışsallıklar özellikle çevre kirliliği analizlerine giren bir dışsallık çeşididir) ise; ekonomide oluşan sosyal maliyet fonksiyonu, piyasada oluşan özel maliyet fonksiyonundan yüksektir. Diğer bir deyişle, piyasadaki fiyatlarla ölçülen maliyetler, ekonominin yüklendiği gerçek maliyetleri yansıtmamaktadır. Bu durumda, piyasada oluşacak fiyat, üreticiler açısından sosyal optimumu gerçekleştirecek olan fiyattan yüksek, tüketiciler için ise, bu fiyattan düşük olmaktadır. (Baumol ve Blinder, 1991, 461)

Dışsal ekonomilerin en genel olan sınıflama şekli, yukarıda açıklanan pozitif ve negatif dışsal ekonomi ayırımıdır. Fakat buna ek olarak dışsallıkları üretim ve tüketim dışsallıkları olarak iki ana gruba ayırmak da mümkündür.

2.1.2.1 Üretim Dışsallıkları

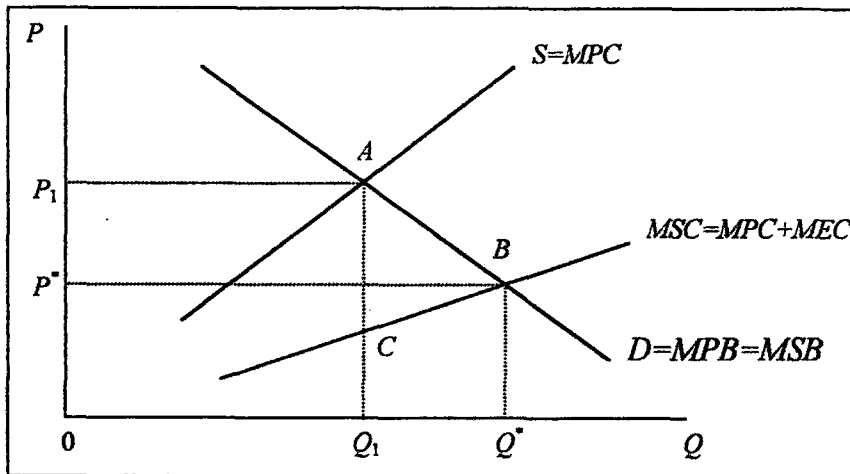
Üretim dışsallıklarını negatif üretim dışsallıkları ve pozitif üretim dışsallıkları olarak iki kısımda inceleyebiliriz.

İlk olarak çevre kirlenmesi sorununun temel kaynaklarından olan negatif üretim dışsallıklarını ele alalım. Şekil 2.1' e baktığımızda, bir malın marjinal sosyal maliyeti (MSC), marjinal özel maliyeti (MPC) ve marjinal dışsal maliyeti (MEC) arasındaki ilişki gösterilmiştir. Tüketimde dışsallığın olmadığı ($MED=0$, $MSB=MPB$) D piyasa talep eğrisi üzerindeki her nokta ile yatay eksen üzerindeki dik mesafe, tüketicilerin ilave X satın almak için ödemeye razı oldukları maksimum fiyatı ve dolayısıyla X malından elde ettikleri marjinal yararı yansıtır. D eğrisi aynı zamanda $MPB=MSB$ marjinal özel (sosyal) yarar eğrisidir. Buna karşılık şekildeki S piyasa arz eğrisi üzerindeki her nokta ile yatay eksen arasındaki dik mesafe, ilave birim X malı üretmenin özel maliyetini temsil eder. S arz eğrisi aynı zamanda MPC marjinal özel maliyet eğrisidir. Şekil 2.1' de MSC ile MPC eğrisi arasındaki mesafe ise MEC

Üretimde pozitif dışsallık durumu da negatif dışsallık gibi analiz edilebilir. Üretimde pozitif dışsallığın ele alındığı Şekil 2.2 'deki D piyasa talep eğrisi, marjinal özel-sosyal yararı ($D=MPB$, $MEB=0$, $MPB=MSB$); S arz eğrisi yine marjinal özel maliyeti ($S=MPC$) ve MSC eğrisi de marjinal sosyal maliyeti ifade eder. Şekil 2.2' deki MSC marjinal sosyal maliyet eğrisi ile $MPC=MSC$ marjinal özel (sosyal) maliyet eğrisi arasındaki mesafe yine MEC marjinal dışsal maliyete eşittir. Şekil 2.2' deki marjinal sosyal maliyet eğrisinin marjinal özel maliyet eğrisinin altında yer almasının nedeni, bir firmanın bir başka firmaya veya tüketicie artık fiyatlandırılmayan karşılığı ödenmeyen bir yarar sağlaması veya kısaca üretimdeki dışsallığın artık olumlu olması ve dolayısıyla da marjinal dışsal maliyetin negatif olmasıdır;

$$MSC = MPC + MEC, MEC < 0, MPC > MSC \quad \text{dır.}$$

Şekil 2.2 de tam rekabetçi ortamda piyasa dengesi, yine $D=MPB$ eğrisi ile $S=MPC$ eğrisinin kesiştikleri ve dolayısıyla da toplam fazlanın maksimum olduğu A (Q_1, P_1) noktasında gerçekleşir. Oysa marjinal sosyal maliyeti marjinal sosyal yarara eşitleyen ($MSC=MSB$) optimal (sosyal refahı maksimum kılan) üretim düzeyi Q^* 'dir. Bu ise piyasa mekanizmasının üretimde pozitif dışsallıkların varlığında malın üretim maliyetini olduğundan fazla değerlendirerek, malın arzulanandan (Q^*-Q_1) kadar az üretilmesine yol açması ve dolayısıyla da etkinliği yine sağlayamaması anlamına gelir. Piyasa mekanizmasının tam rekabet durumunda yol açtığı bu etkinsizliğin sosyal maliyeti, (Q^*-Q_1) kadar malın marjinal sosyal yararı ile marjinal sosyal maliyeti arasındaki farka eşittir. Bu husus Şekil 2.2' de (Q^*-Q_1) aralığında $D=MPB=MSB$ ve MSC eğrileri arasında kalan ABC alanı ile gösterilmiştir.



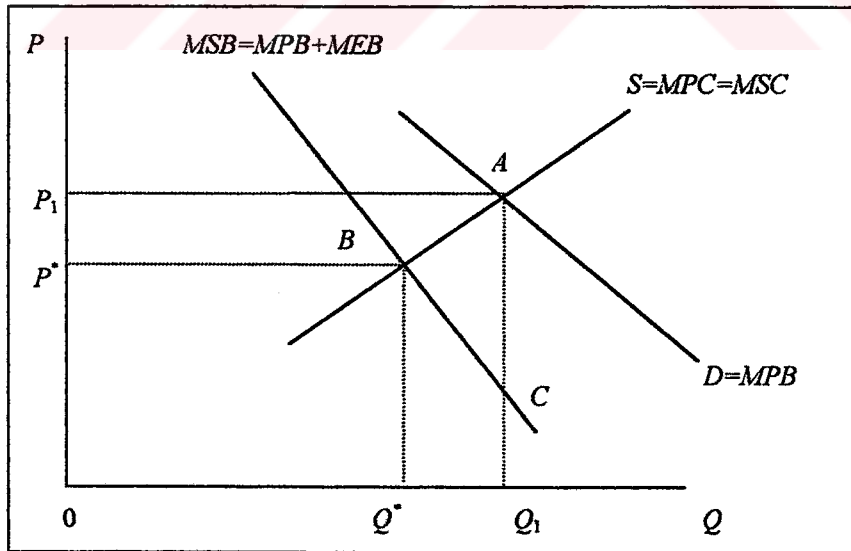
Şekil 2.2
Üretimde Pozitif Dışsallık

2.1.2.2 Tüketim Dışsallıkları

Üretimde dışsallıklar gibi tüketimde dışsallıklar da negatif-pozitif dışsallıklar ayrımı ve üretimde dışsallığın olmadığı varsayımı ($MEC=0$, $MSC=MPC$) altında incelenebilir. Tüketimde negatif dışsallığın ele alındığı Şekil 2.3' de S arz eğrisi marjinal özel maliyeti ($S=MPC$, $MPC=MSC$), D piyasa talep eğrisi marjinal özel yararı ($D=MPB$), yeni MSB eğrisi ise marjinal sosyal yararı ifade eder. Şekil 2.3' de MSB marjinal sosyal yarar eğrisi ile MPB marjinal özel maliyet eğrisi arasındaki mesafe, marjinal dışsal yarara eşittir. Şekil 2.3' de marjinal sosyal yarar eğrisinin, marjinal özel yarar eğrisinin altında yer almasının ($MSB < MPB$) nedeni, bir tüketicinin bir başka tüketiciye veya firmaya fiyatlandırılmayan bir maliyet yüklemesi ve dolayısıyla da marjinal dışsal yararın negatif olmasıdır;

$$MSB = MPB + MEB, MEB < 0, MPB > MSB \quad \text{dır.}$$

Şekil 2.3' de tam rekabetçi ortamda piyasa dengesi $D=MPB$ eğrisi ile $S=MPC$ eğrisinin kesiştikleri $A(Q_1, P_1)$ noktasında gerçekleşir. Oysa marjinal sosyal maliyeti marjinal sosyal yarara eşitleyen ($MSC=MSB$) optimal üretim düzeyi Q^* 'dir. Bu ise piyasa mekanizmasının tüketimde negatif dışsallıkların varlığında malın yararını olduğundan fazla değerlendirerek, malın arzulanandan (Q^*-Q_1) kadar fazla üretilmesine yol açması ve dolayısıyla da etkinliği sağlayamaması anlamına gelir.



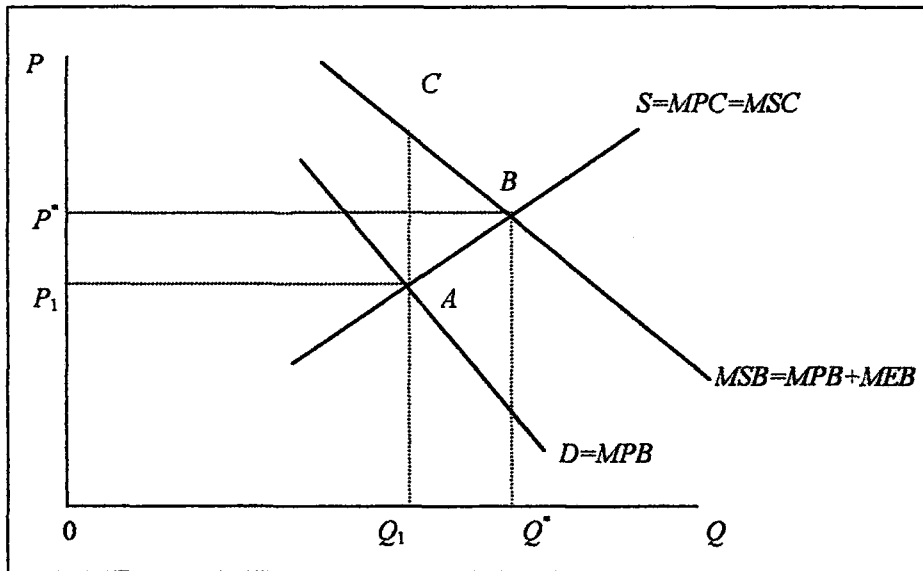
Şekil 2.3
Tüketimde Negatif Dışsallık

Piyasa mekanizmasının tam rekabet durumunda yol açtığı bu etkinsizliğin sosyal maliyeti, (Q^*-Q_1) kadar malın marjinal sosyal maliyeti ile marjinal sosyal yararı arasındaki farka eşittir. Bu husus Şekil 2.3' de (Q^*-Q_1) aralığında $S=MPC=MSC$ ve MSB eğrileri arasında kalan ABC alanı ile gösterilmiştir.

Tüketimde pozitif dışsallığın ele alındığı Şekil 2.4' te ise marjinal sosyal yarar eğrisi marjinal özel yarar eğrisinin üstündedir. ($MSB > MPB$) Bunun nedeni bir tüketicinin bir başka tüketiciye veya firmaya artık fiyatlandırılmayan bir yarar sağlaması ve dolayısıyla da marjinal dışsal yararın pozitif olmasıdır. (Nadaroğlu, 1996, 513)

$$MSB = MPB + MEB, MEB > 0, MSB > MPB$$

Şekil 2.4' te tam rekabetçi ortamda piyasa dengesinin $D=MPB$ eğrisi ile $S=MPC$ eğrisinin kesiştikleri $A(Q_1, P_1)$ noktasında gerçekleşmiş olmasına karşılık, marjinal sosyal maliyeti marjinal sosyal yarara eşitleyen ($MSC=MSB$) optimal (sosyal refahı maksimum kılan) üretim düzeyi Q^* 'dir. Bu ise piyasa mekanizmasının tüketimde pozitif dışsallıkların varlığında malın yararını olduğundan az değerlendirerek, malın arzulanandan (Q^*-Q_1) kadar az üretilmesine yol açması ve dolayısıyla da etkinliği sağlayamaması anlamına gelir. Piyasa mekanizmasının tam rekabet durumunda yol açtığı bu etkinsizliğin sosyal maliyeti, (Q^*-Q_1) kadar malın marjinal sosyal yararı ile marjinal sosyal maliyeti arasındaki farka eşittir ve bu husus Şekil 2.4' te (Q^*-Q_1) aralığında MSB ve $S=MPC=MSC$ eğrileri arasındaki ABC alanı ile gösterilmiştir.

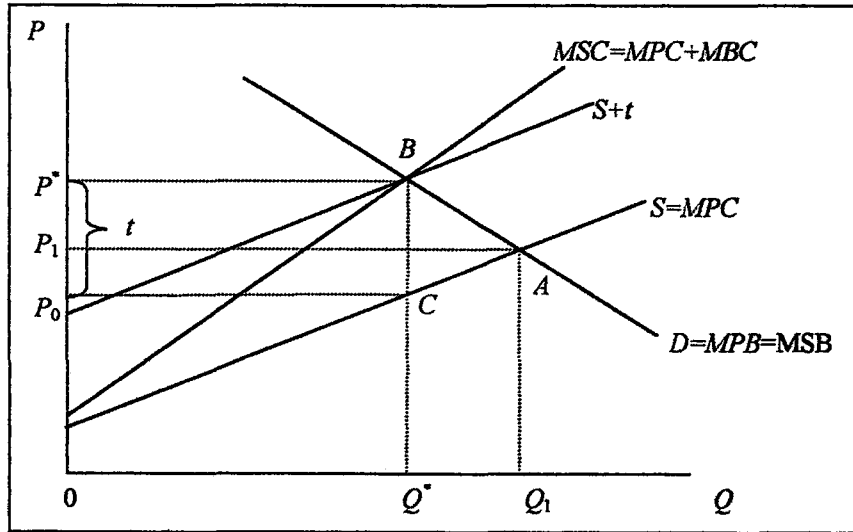


Şekil 2.4
Tüketimde Pozitif Dışsallık

2.1.2.3 Geleneksel Dışsallık Çözümleri

2.1.2.3.1 Dışsallığa Karşı Müdahaleci Bir Politika: Pigoucu Vergilendirme

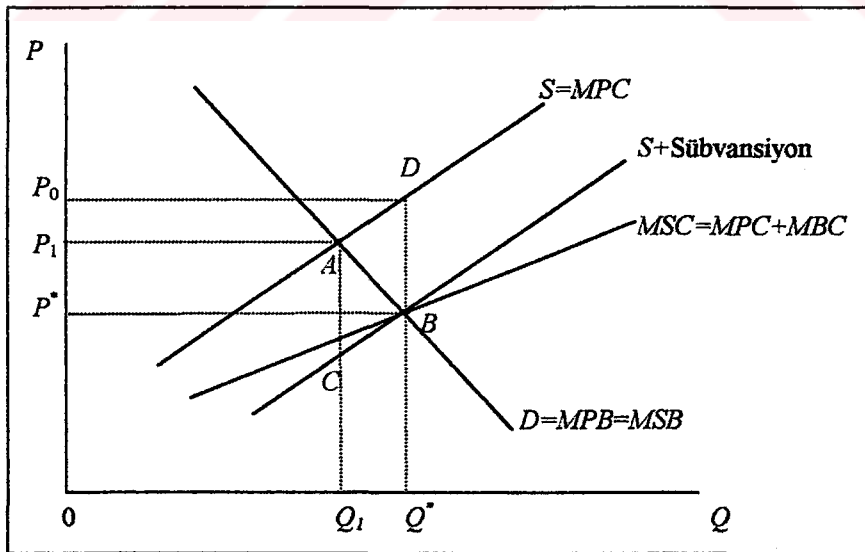
Üretimde negatif dışsallıklar durumunda hükümetin piyasa mekanizmasına müdahale ederek etkinliği sağlamak için izleyebileceği politikalardan bir tanesi, hükümetin üretimde veya tüketimde negatif dışsallığa yol açan malın her biriminden üretimin optimal düzeyde olmasını sağlayacak kadar vergi almasıdır. Pigoucu vergilendirme (Pigouvian taxation) denilen bu politika, Şekil 2.5' de üretimde negatif dışsallık itibariyle gösterilmiştir. Şekil 2.5' de hükümetin her birim maldan BC kadar vergi alması sonucu, firmanın her alternatif üretim düzeyindeki marjinal maliyeti vergi kadar artmış ve böylece arz eğrisi sola doğru kayarak S konumundan $(S+Vergi)$ konumuna gelmiştir. Buna bağlı olarak da piyasa dengesi, $D=MPB$ ve $S=MPC$ eğrilerinin kesiştikleri $A(Q_1, P_1)$ noktası yerine $D=MPB$ ve $(S+Vergi)$ eğrilerinin kesiştikleri toplam fazlayı maksimize eden $B(Q^*, P^*)$ noktasında gerçekleşmiştir. Üretimdeki negatif dışsallığın etkisini gideren Pigoucu vergilendirme sonucu hükümetin elde ettiği toplam vergi geliri, $(P_0P^*. 0Q^*)$ değerine eşit alan kadardır. Q^* optimal üretim düzeyinde üretimde negatif dışsallığa muhatap olanların toplam zararı ise, MSC marjinal sosyal maliyet ve MPC marjinal özel maliyet eğrileri arasında Q^* optimal üretim düzeyine kadar olan farka eşittir. Hükümet elde ettiği vergi gelirini kullanarak, üretimde negatif dışsallığa muhatap olanların bu zararını tazmin edebilir. (Manisalı, 1971, 15)



Şekil 2.5
Pigoucu Vergilendirme: Üretimde Negatif Dışsallık

Pigoucu vergilendirme uygulamasının güçlüğü, hükümet bir yana üretimdeki negatif dışsallığa maruz kalanların bile (örneğin zararlı atıkların döküldüğü nehirdeki balıkçıların bile) dışsallığın miktarını doğru biçimde bilmelerinin mümkün olmamasıdır. Kaldı ki üretimde negatif dışsallığa maruz kalanlar dışsallığın miktarını (katlandıkları maliyeti) doğru biçimde bilseler bile, hükümetten daha fazla telafi edici yardım alarak zararlarının mümkün olan en üst düzeyde karşılamak amacıyla durumlarını abartırlar.

Üretimde veya tüketimde pozitif dışsallık durumlarında piyasa mekanizmasına müdahale ederek etkinliği sağlamanın yolu ise, hükümetin pozitif dışsallığa yol açan malın her biriminden piyasa dengesinin sağlandığı durumdaki olumlu dışsal yarar kadar negatif vergi alması, her birim mala piyasa dengesinin sağlandığı durumdaki kadar sübvansiyon sağlamasıdır. Bu politika Şekil 2.6'da üretimde pozitif dışsallık durumu itibariyle gösterilmiştir. Şekil 2.6'da hükümetin P^*P_0 kadar sübvansiyon uygulaması sonucu, firmanın her alternatif üretim düzeyindeki marjinal maliyeti sübvansiyon kadar azalmış ve böylece arz eğrisi sağa doğru kayarak S konumundan ($S + \text{Sübvansiyon}$) konumuna gelmiştir. Buna bağlı olarak da piyasa dengesi, $D=MPB$ ve $S=MPC$ eğrilerinin kesiştikleri $A (Q_1, P_1)$ noktası yerine $D=MPB=MSB$ ve MSC eğrilerinin kesiştikleri $B(Q^*, P^*)$ noktasında gerçekleşmiştir. Bu uygulamanın hükümete maliyeti $P^*P_0, 0Q^*=P^*P_0DB$ alanı, toplumsal yararı ise ABC alanı kadardır.



Şekil 2.6
Pigoucu Vergilendirme: Üretimde Pozitif Dışsallık

Pigoucu vergilendirmenin tüketimde pozitif ve negatif dışsallık durumlarındaki uygulaması da ele alınan üretimde pozitif ve negatif dışsallık durumlarından farklı değildir.

2.1.2.3.2 Dışsallığın Müdahaleci Olmayan Çözümü: Coase Teoremi

Birçok iktisatçı, Pigou çözümünü ayrıntılarda eksiklik olduğu ve dışsallıkların ortadan kaldırılması için önerilen vergi ve sübvansiyonların doğru kişi ve firmalara uygulanmadığını ileri sürerek Pigouyu eleştirmişlerdir.

Bunlardan 1992 yılı Nobel iktisat sahibi Amerikalı iktisatçı Ronald H. Coase, özellikle negatif dışsal ekonomi yapan firmalarla ilgili olarak, dışsallık üreten ve bu dışsallıklardan olumsuz olarak etkilenenlerin bir araya gelip, optimum faaliyet düzeyini kararlaştırmaları gerektiğini önermektedir. Coase'ye göre, negatif dışsal ekonomi yaratan faaliyetin tam ölçeği bu faaliyetin, her iki firmanın (Coase burada dışsallık yaratan ve bu dışsallıktan etkilenen tarafların ikisini de firma olarak düşünmektedir) karlarına marjinal katkısının sıfır olduğu nokta olarak belirlenmektedir. (Kaboğlu, 1996, 52)

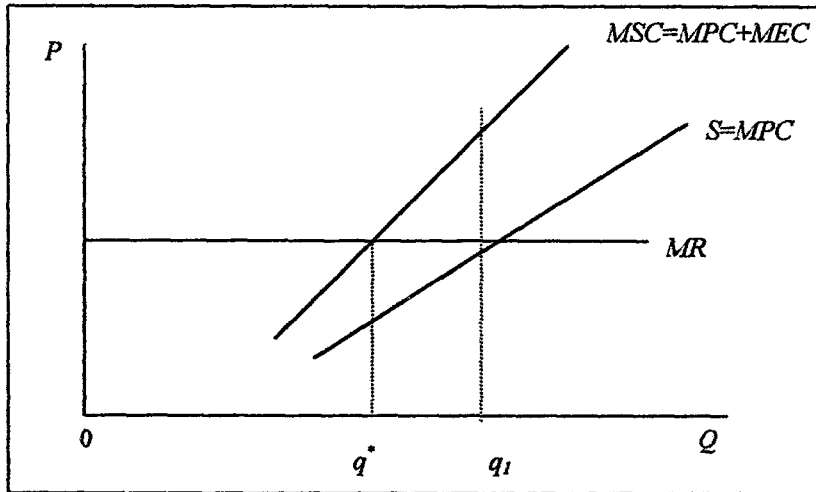
Coase alternatif olarak, ortak hareketin bağımsız hareketden daha faydalı olacağı inancıyla, firmaların birleşebileceğini veya birinin diğerini devralabileceğini, dolayısıyla dışsallığın içselleştirilebileceğini öne sürmektedir. Negatif dışsal ekonomiler firmadan tüketiciye doğru ise, negatif dışsallıklardan zarar gören tüketicilerin, üretici firmalara, dışsallık yaratan üretimlerini azaltmaları için, toplu olarak bir bedel veya tazminat vermeleri ve hatta tüketicilerin bu firmaları satın almalarıyla optimal duruma varılabileceğini belirtmekte, ancak bu çözümlerin sonuca ulaşmada yetersiz kalması durumunda devlet müdahalesini öngörmektedir. (Coase, 1960, 172)

Coase'a göre, dışsallığın yol açtığı etkinsizliği gidermek için hükümetin piyasaya müdahale etmesi şart değildir. Dışsallık söz konusu olduğunda tarafların aralarında anlaşarak dışsallığın etkisini gidermeleri mümkündür. Bu husus Şekil 2.7 yardımıyla incelenebilir. Şekil 2.7' deki MR ve $S=MPC$ eğrisi, üretimde olumsuz dışsallığa yol açan tam rekabetçi bir firmanın marjinal hasılat ve marjinal özel maliyet eğrileridir. Bu firmanın mülkiyet hakları (property rights) kendisine ait olan bir nehrin kenarında boya üreten bir sanayi kuruluşu olduğu kabul edilebilir. Şekil 2.7' deki

$MSC=MP C+MEC$ eğrisi ise, boya üretiminin marjinal sosyal maliyetini temsil eder. MSC ve $MP C$ eğrileri arasındaki dikey fark, ilave birim boya üretiminin marjinal dışsal maliyetini yansıtır ($MEC>0$). Bir başka deyişle, MSC ve $MP C$ eğrileri arasındaki dikey fark, ilave birim boya üretiminin nehirdeki balıkçılara verdiği zarara eşittir.

Şekil 2.7' de rekabetçi firma MR ile $S=MP C$ eğrisinin kesiştikleri noktaya tekabül eden q_1 kadar mal üretir. Oysa firmanın yol açtığı negatif dışsal ekonomiler hesaba katıldığında, firma için marjinal sosyal maliyeti marjinal sosyal yarara eşitleyen ($MSC=MR$) optimal üretim düzeyi q^* dır. Dolayısıyla da piyasa mekanizması rekabetçi firmanın arzulanandan (q^*-q_1) kadar fazla mal üretmesine, kısaca etkinsizliğe yol açmıştır. Piyasa mekanizmasının tam rekabet durumunda yol açtığı bu etkinsizliğin sosyal maliyeti, (q^*-q_1) kadar malın marjinal sosyal maliyeti ile marjinal hasılatı arasındaki farka eşittir. Bu husus Şekil 2.7' de (q^*-q_1) aralığında MSC ve MR eğrileri arasında kalan alan ile gösterilmiştir.

Nehrin mülkiyet haklarına sahip olan boya üreticisi firmanın ilave birim boya üretiminden elde ettiği kâr, ($MR-MP C$) büyüklüğüne eşittir. Dolayısıyla da balıkçıların boya üreticisi firmaya en az ($MR-MP C$) büyüklüğü kadar bir ödeme yapmaları halinde, kâr maksimizasyonunu amaçlayan boya üreticisi firmanın ilave birim boya üretiminden vazgeçmesi mümkündür. Kâr maksimizasyonunu amaçlayan balıkçıların boya üreticisi firmaya böyle bir ödeme yapmaları için ise, ödenen miktarın ilave birim boya üretiminin balık üretiminde yol açtığı negatif dışsallıktan küçük olması gerekir.



Şekil 2.7
Coase Teoremi

Şekil 2.7' de $MSC=MPC+MEC$ ve $S=MPC$ eğrileri arasındaki dikey mesafe, her ilave birim boya üretiminin balık üretiminde yol açtığı zararı (marjinal dışsal maliyeti) ve dolayısıyla da balıkçıların her ilave birim boya üretimini engellemek için boya üreticisi firmaya ödemeye razı olacakları maksimum para miktarını gösterir. Şekil 2.7' de MR ve $S=MPC$ eğrileri arasındaki dikey mesafe ise, boya üreticisi firmaya ilave birim boya üretiminden vazgeçmesi için ödenmesi gereken minimum para miktarını yansıtır. Dikkat edilirse Şekil 2.7' de q^* üretim düzeyinin solunda, balıkçıların firmaya ödemeye razı oldukları maksimum para miktarı (MSC ve MPC eğrileri arasındaki dikey mesafe), firmanın razı olacağı minimum para miktarından (MPC ve MR eğrileri arasındaki mesafeden) küçüktür. Dolayısıyla da Şekil 2.7' de en azından q^* düzeyindeki kadar mal üretilir. Buna karşılık q^* üretim düzeyinin sağında balıkçıların firmaya ödemeye razı oldukları maksimum para miktarı (MSC ve MPC eğrileri arasındaki dikey mesafe), firmanın razı olacağı minimum para miktarından (MPC ve M eğrileri arasındaki mesafeden) büyüktür. Bundan dolayı, taraflar nehrin mülkiyet haklarına sahip olan boya üreticisi firmanın belirli bir para miktarı karşılığında q^* dan daha fazla üretim yapmaması konusunda anlaşabilirler. Balıkçıların firmaya q^*-q_1 kadar malın üretilmemesi karşılığında tam olarak ne kadar para ödeyecekleri ise, tarafların pazarlık güçlerine bağlıdır. Şu ana kadar olan açıklamalarda nehrin mülkiyet hakkının üretimde negatif dışsallığa yol açan firmaya ait olduğu varsayılmıştır. Şimdi bunun tam tersini, nehrin mülkiyet haklarının balıkçılara ait olduğunu kabul edelim. Mülkiyet haklarının değişmesi yukarıda ulaşılan sonucu değiştirecek mi sorusunu bahsedilen örnekteki benzer bir mantık yürütme ile cevaplamaya çalışalım.

Ele alınan alternatif durumda iki taraf arasındaki pazarlığın konusu, boya firmasının nehri kirleterek balık üretimini olumsuz etkilemek için nehrin mülkiyet haklarına sahip olan balıkçılara ne kadar para ödeyeceğine ilişkindir. Bu alternatif durumda balıkçıların firmanın ilave birim boya üretmesine izin vermek için kabul edecekleri minimum para miktarı, MSC ve MPC eğrileri arasındaki dikey mesafe kadardır: $MSC-MPC=MEC$ dir. Buna karşılık boya firmasının ilave birim boya üretmek için ödemeye razı olacağı maksimumu para miktarı, MR ve MPC eğrileri arasındaki dikey mesafeye (firmanın ilave birim boya üretiminden elde ettiği kâra) eşittir.

Şekil 2.7' de q^* üretim düzeyinin sağında firmanın balıkçılara ödemeye razı olacağı maksimum para miktarı (MPC ve MR eğrileri arasındaki mesafe) balıkçıların firmanın ilave birim boya üretmesine izin vermek için kabul edecekleri minimum para miktarından (MSC ve MPC eğrileri arasındaki dikey mesafeden) küçüktür. Şekil 2.7' de nehrin mülkiyet hakları balıkçılarda iken q^* ' dan daha fazla boya üretilemez. Buna karşılık q^* üretim düzeyinin solunda firmanın balıkçılara ödemeye razı olacağı maksimum para miktarı (MPC ve MR eğrileri arasındaki mesafe) balıkçıların firmanın ilave birim boya üretmesine izin vermek için kabul edecekleri minimum para miktarından (MSC ve MPC eğrileri arasındaki dikey mesafeden) büyüktür. Böylece taraflar nehrin mülkiyet haklarına sahip olan balıkçıların boya üreticisi firmaya belirli bir para miktarı karşılığında q^* kadar boyanın üretimine izin vermesi konusunda anlaşabilirler. Boya üreticisi firmanın balıkçılara q^* kadar malın üretilmesi karşılığında tam olarak ne kadar para ödeyeceği ise, yine tarafların pazarlık güçlerine bağlıdır. (Devlin, 1998, 82)

Üretimde negatif dışsallığa yönelik çevre kirlenmesi ile ilgili olan bu yaklaşımların, diğer dışsallık durumlarında da yapılabileceğini hesaba katılarak bu durumu; taraflar aralarında maliyetsiz görüşme yapma imkanına sahip iseler, mülkiyet hakları hangi tarafta olursa olsun etkin çözüme ulaşabilecekleri şeklinde tanımlayabiliriz. Coase teoremi diye nitelendirilen bu ifade de yer alan maliyetsiz görüşme yapma koşulu, mukavele hazırlattırma ve onaylattırma gibi masrafların olmaması anlamına gelir. Bu koşul geçerli olmadığında ve dışsallıkların düzeyi mülkiyet haklarına sahip olanlar tarafından tam olarak tespit edilemediğinde, Coase teoremi geçerliliğini yitirir. (Walter, 1978, 651)

Görüldüğü gibi Pigou kamusal tazmin, Coase ve daha sonra arkasından gelen Buchanan ve Stubblebine gibi yazarlar ise özel tazmin önermektedirler. Özel tazminde dışsallıktan etkilenen (özellikle negatif dışsallık olan çevre kirlenmesi sözkonusu olduğunda önem taşımaktadır) tazminat ödemek zorunda kalabilmektedir. Pigou yaklaşımının aksine, özel tazmin söz konusu olduğunda, dışsallığa neden olan birim tazminattan yararlanmakta, dışsallığa maruz kalan ise, tazminatın yükünü üstlenmektedir. Burada, Pigou yaklaşımıyla diğerleri arasında önemli bir fark gözlemlenmektedir. Özel tazmin ilkesinde etkinlik ön plana çıkmakta ve gelirin yeniden dağılımı bir kenara bırakılmaktadır. Pigou yaklaşımı çerçevesinde ise, dışsal

zarara neden olanlar, ekonomik etkinlik ölçütü ne olursa olsun zarara uğrayanları tazmin etmekle yükümlüdürler.

2.2 Çevrenin Ekonomik Analizi, Yapısı ve Optimum Kirlilik Miktarı

2.2.1 Çevre Kirlenmesinin Ekonomik Analizi

Çevre ekonomisinin analizi yapılırken, etkin bir kirlenme kontrol stratejisinin temel unsuru olan fayda ve maliyetin dengelenmesi gerekmektedir. Kirlenme olgusu ve kontrol maliyeti üzerinde bilgi toplandıktan sonra kirlenmenin hangi ölçüde azaltılmak istenildiğine karar verilmelidir. Bu anlamda analizimizin diğer kısımlarında sıkça kullanacağımız birtakım göstergeleri bilmekte fayda vardır.

Öncelikle belirtmek gerekir ki; analizimizde kullanacağımız en önemli göstergelerden biri, kirleticilerin sebep oldukları kirlilik sonucu tüketicilerde, üreticilerde ve ekosistemde meydana gelen hasarın değişimini gösteren zarar fonksiyonudur.

Zarar fonksiyonunu belirlerken, çevrebilimi açısından çok önemli olan çevre ve ortam (ambient) ayırımına benzer bir yaklaşımla, zarar fonksiyonlarını da emisyon ve ortam (ambient) zarar fonksiyonu olarak iki ayrı başlık altında incelemek gerekir. (Victor, 1978, 95)

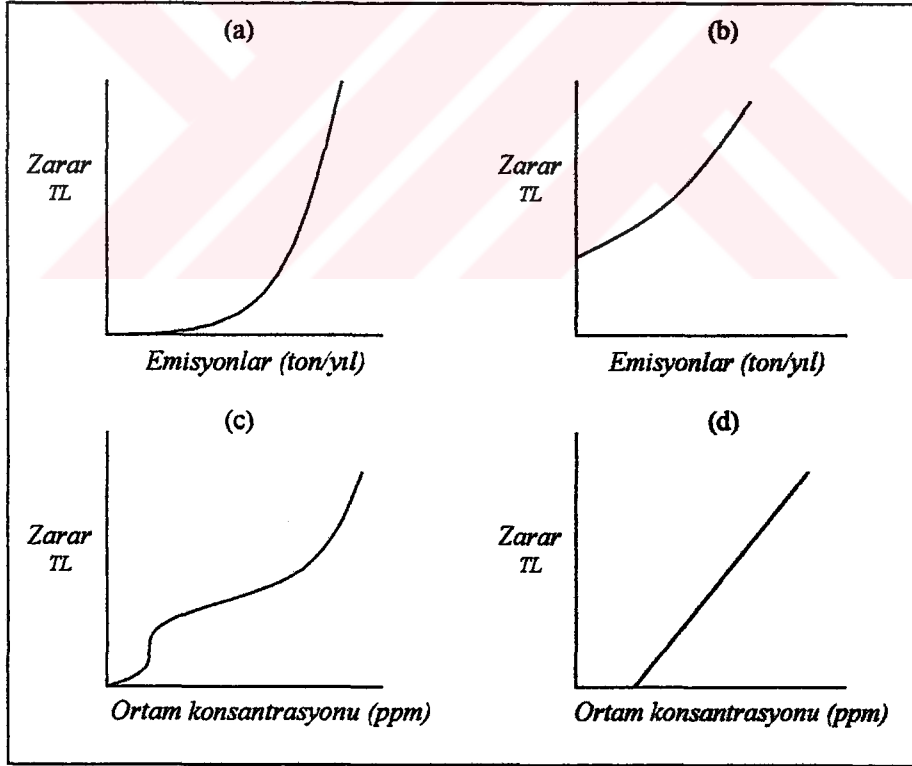
- Emisyon zarar fonksiyonu: Kirletici kaynaktan ya da kaynaklardan yayılan atığın miktarı ile sebep olduğu zarar arasındaki ilişkiyi gösterir.
- Ortam (ambient) zarar fonksiyonu: Belli bir kirleticiden kaynaklanan kirlilikle kirliliğin ortamda sebep olduğu konsantrasyonunun o bölgeye vermiş olduğu zararlar arasındaki ilişkiyi gösterir.

Marjinal zarar fonksiyonu (*MD*) ise, emisyonlarda veya ortam konsantrasyonundaki bir birim değişimin toplam zarardaki etkilerini gösterir. Fonksiyonun şekli ve eğimi ilgili olduğu kirleticiyle ortam şartlarına bağlıdır. Şekil-2.8' de bazı marjinal zarar fonksiyonları belirtilmiştir. Şekil 2.8a ve 2.8b marjinal emisyon zarar fonksiyonlarıdır; yatay eksen belirli bir zaman diliminde ortama yayılan emisyon miktarını göstermektedir. Ortama yayılan bu emisyonu, belirli birimlerle (kg, ton vs.) ilgili olduğu kirletici için gösterir. Dikey eksenler çevresel zararı ifade ederler. Çevresel zarar birçok çeşit etkiyi ifade edebilirler: kirlenmiş olan

kıyı şeridinin uzunluğu, akciğer ölümüne maruz kalan insan sayısı, kirlenmiş su miktarı vs.

Şekil 2.8' de (a) bölümünde marjinal emisyon zarar fonksiyonu ilk başta yavaş daha sonra ise emisyon miktarı çoğaldıkça ani bir şekilde artmaktadır. Çevre bilimcilerinin ve ekonomistlerinin yaptıkları çalışmalar bir çok çeşit kirlenici için bunun geçerli olduğunu göstermiştir. Fakat muhtemelen bütün kirlenicilerde fonksiyon bu şekilde değildir. Düşük emisyon seviyelerinde marjial zarar çok az ve ortam konsantrasyonları sadece en hassas insanların etkilenmesine neden olacak kadar düşük olabilir. (Munasihangle, 1993, 82)

Şekil 2.8' de (b) bölümündeki marjinal emisyon zarar fonksiyonu şekli (a)' daki ile aynıdır. Ama dikey eksende çok daha yukarıdan başlamaktadır ve daha ani bir şekilde artmaktadır. Bu durum çok düşük emisyon seviyelerinde dahi zararın çok daha fazla hatta öldürücü etkilerinin bile olabildiğini göstermektedir. (örneğin toksik zehirlenmesi gibi)



Şekil 2.8
Marjinal Zarar Fonksiyonları

Şekil (2.8c) ve (2,8d) marjinal ortam zarar fonksiyonlarını göstermektedir. Diğerlerinden farklı olarak yatay eksen, kirlenicinin ortam konsantrasyonunu ifade

etmekte, dikey eksenler ise zararın parasal değerini göstermektedir. Şekil (2.8c)' de karmaşık bir fonksiyon vardır. Bu fonksiyon düşük konsantrasyonlarla artıp belirli bir seviyeden sonra daha yatay bir konuma geçmektedir. Bunun nedeni örneğin hava kirliliğinin toplum içerisindeki hassas üyelere (sağlık problemleri olanlar) olan etkisinin düşük konsantrasyonlarda bile etkisinin nispeten yüksek olmasıdır. Konsantrasyon arttıkça sağlıklı insanlara olan etkisiyle daha yatay bir konumda ilerler. Fakat seviyenin nispeten yüksek olmasıyla beraber etkilenen insan sayısı çok yükseldiğinden fonksiyon dik bir şekilde tırmanır. Şekil (2.8d)' de ise marjinal ortam zarar fonksiyonu orjinin sağından başlayarak lineer olarak artmaktadır.

Şekillerden de anlaşılacağı üzere (2.8a) ve (2.8d) bölümlerindeki fonksiyonların bir eşik değeri vardır. Bu noktalardaki emisyon veya ortam konsantrasyonlarının altındaki marjinal zararlar sıfıra eşittir. Bu nedenle kirletici, emisyonlarını bu eşik seviyelerine kadar zararda herhangi bir değişime neden olmadan yükseltebilir. Bu eşik seviyesinin olup olmaması kirleticinin türüne bağlıdır.

Ancak şunu da önemle belirtmek gerekir ki zararın ölçümü ve bu ölçümdeki zorluklar yıllardan beri çevrebilimcilerinin ve ekonomistlerin analizlerinde güçlük teşkil etmektedir. Çünkü, zarar tahmininde birçok zorluklarla karşılaşılır. Bunlardan en önemlisi özellikle kişiden kişiye değişen estetik konularda parasal değerlerin belirlenmesindeki zorluktur. (Şener, 1986, 15)

Zararın tahminine ilişkin bir yol, gayrimenkul değerlerindeki değişme ile zarar miktarının ölçülmesidir. Bir başka deyişle, çevre kirliliğinin giderek artan oranlarda gayrimenkul değerlerinde görülen düşüşler, kirliliğin parasal göstergesi olarak kabul edilebilir. Ancak bu yöntemin başarısı, kirliliğin olduğu yöredeki ekonomik koşullara bağlıdır. (örneğin enflasyonun yüksek olduğu bir dönemde kirlilik oranı yüksek bir bölgedeki gayrimenkul değerleri yükselebilir.)

Çevre kirliliği ile ilgili zararlar tahmin edilirken çevredeki bitki örtüsü ve hayvan türlerine verilen zararın ölçülmesi gerekmektedir. Burada ilk zorluk, üretimden meydana gelen kaybın ölçülmesindedir. Bunun için uygun yıllara ilişkin veri toplanması gerekir. Ancak istatistik veriler yalnız üretim kaybını vereceğinden sonuç sağlıklı çıkmayabilir. Örneğin arazi sahipleri bir tazminat ödenmesi sözkonusuysa, yüksek değerler verebilirler veya kirlilik bölgesindeki bir çiftçi, kirlilikten kolayca etkilenip zarara uğrayan bir tür yerine, daha dayanıklı fakat daha az değerli bir ürün

tarımı yapıyor olabilir. Bu durumda zarar, üretim kaybı ile eski ve yeni ürünler arasındaki değer farkının toplamına eşit olacaktır. Kirlenme olduğu yöredeki gayrimenkuller ve eski eserlerin eskime payları da maliyet hesaplarını oldukça zorlayacak kalemlerdir.

Yinede, insan sağlığı söz konusu olmadığı sürece çevre üzerindeki zararlar ve eskime payları, birtakım laboratuvar çalışmaları da dahil olmak üzere, belli hata payları olacak şekilde tahmin edilebilir. Ancak insan hayatının değerinin belirlenmesinin zorluğu, kirliliğin insan üzerindeki etkilerini ölçmede en önemli konudur. Bitki, hayvan, üretim ve gayrimenkul mallar üzerindeki zararın piyasa fiyatlarıyla, yaklaşık olarak ölçülebilmesine rağmen, insan hayatının piyasa fiyatı belirlenemeyeceğine göre, bazı dolaylı yollar kullanılması gerekmektedir. (Örneğin insanların kirlenme nedeniyle hastalanmaları, tedavi harcamaları, işgücü kayıpları gibi) Ancak şunu da belirtmek gerekir ki bu dolaylı yöntemlerin ahlaki, sosyal ve ekonomik tartışmalara açık olacağı kesindir. (Mills, 1978, 140)

Bunun yanı sıra, firmaların ya da genel olarak çevre kirliliği yaratan unsurların, kirliliği kontrol etmek için katlanmak zorunda oldukları maliyetlerin de bilinmesi gerekmektedir. Bu maliyetler emisyon miktarını ya da ortam konsantrasyonunu azaltmak için gerekli maliyetler olduklarından bunları *MAC* (marjinal azaltım maliyetleri-marginal abatement costs) olarak adlandırabiliriz. Burada genel olarak üç ayrı maliyet söz konusudur.

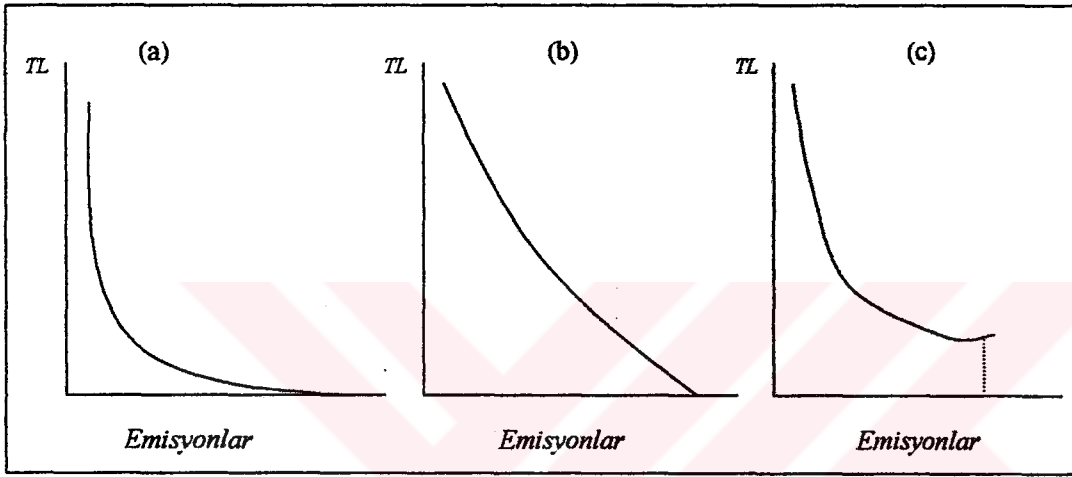
Birinci tip maliyetler; doğrudan doğruya çevre kirliliğini azaltmak ya da önlemek için yapılacak yatırımlarla ilgili maliyetlerdir. Bunlar hükümetler veya yerel yönetimler tarafından firmanın kurulması için yapılması şart koşulan yatırımlardır. (Havayı, suyu ve diğer doğal çevreyi kirlilikten koruyacak şekilde bacalara takılan filtreler, atık su arıtma tesisleri gibi)

İkinci tip maliyetler; birinci tip maliyetlerle ilgilidir. Çoğu kez daha önce kurulmuş firmalarda, yeni araç gereçler için yenileme yatırımları yapmak, başka amaçla kullanılan bazı alanlardan vazgeçmek, bu araç gereçlerin inşaatı sırasında üretimde görülebilecek aksamalar gibi maliyetlerdir.

Üçüncü tip maliyetler ise; çevreyi daha az kirleteceği için kullanılması şart koşulan ve daha pahalı olan girdiler oluşturmaktır. (Örneğin daha iyi kalitede fakat

daha pahalı yakıtlar, daha ucuz kimyasal maddeler yerine daha pahalı fakat çevreyi daha az kirleten kimyasal maddelerin kullanılması gibi)

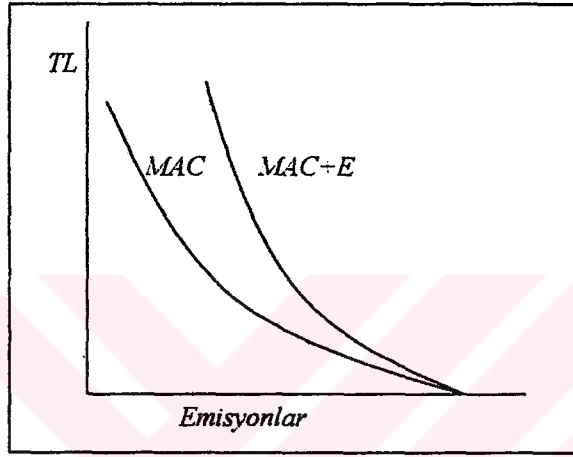
Marjinal emisyon azaltım maliyetleri emisyon düzeyinde bir birim düşüşün gerçekleştirilmesiyle karşılaşılan maliyeti temsil ederler. Yatay eksenle marjinal azaltım maliyet eğrileri kontrol edilmeyen emisyon düzeylerini göstermektedir. (burada kast edilen herhangi önleyici bir faaliyet olmadan açığa çıkan emisyon miktarıdır) Genelde marjinal azaltım maliyetlerindeki artışı temsilen sola doğru yukarı yönlendirirler.



Şekil 2.9
Marjinal Azaltım Maliyet Fonksiyonları

Şekil 2.9 üç alternatif marjinal azaltım maliyet fonksiyonu içermektedir. (a) bölümündeki eğride, emisyonlar ilk olarak düşürüldüklerinde yatay olarak yönelir ama emisyon miktarı azaldıkça yukarı doğru tırmanırlar. (b) bölümündeki eğri ise ilk baştan dik olarak tırmanır. (c) bölümündeki eğride ise en baştan artan miktarların takip ettiği maliyetli bir bölüm vardır. Bu eğri emisyon düşüşü için en baştan yatırımın gerektiği durumları karakterize eder. Özetleyecek olursak, bu üç *MAC* eğrisinin de birbirinden farklı olmasının asıl nedeni kirleticilerin karakteristik özellikleri ve kullanılan teknolojilerle birinci dereceden ilgilidir. Marjinal maliyetlerde oldukça büyük düşüşlerin sağlanması bu tekniklerin tam manasıyla kullanılması ile birlikte mümkündür. Belirli bir işi yürütürken karşılaşılan maliyetlerin ölçüsü o işi yapmak için gerekli olan teknolojiye ve marjinal beceriye bağlıdır. Yanlış bir teknoloji uygulandığında çok yüksek azaltım maliyetleriyle karşılaşmak mümkündür. Diğer bir deyişle resmedilen marjinal azaltım maliyet fonksiyonları emisyonda düşüş sağlamak için gerekli olan minimum maliyetler olarak

anlaşılmalıdır. Analizimizi daha gerçekçi bir hale getirmek için uygulama maliyetlerini de göz önünde bulundurmalıyız. Şekil 2.10' da uygulama maliyetlerinin de hesaba katıldığı basit bir kirlilik kontrol modeli gösterilmektedir. Uygulama maliyetlerinin (E) eklenmesiyle MAC eğrisi şekil 2.10' daki duruma gelir. İki marjinal maliyet eğrisi arasındaki dikey mesafe, marjinal uygulama maliyetlerine eşittir. Uygulama maliyetleri emisyon artışına bağlı olarak artarlar. Bir başka deyişle daha fazla kirleticinin emisyonlarını düşürmeye çalışmak daha maliyetlidir. (Kolstad, 2000, 82)

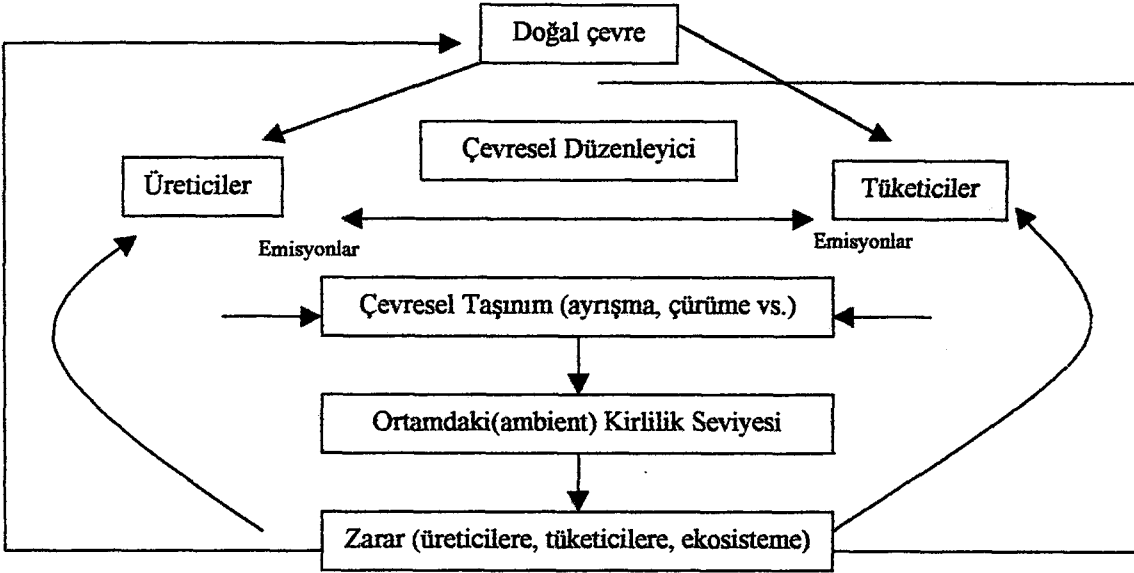


Şekil 2.10
Uygulama Maliyetleri

2.2.2 Çevrenin Karmaşık Yapısı

Çevre ekonomisi, kirleticinin ve tüketicinin aynı ortam içinde bulunmasından dolayı karmaşık bir durum içerir. Bu durum şekil 2.11' de izah edilmeye çalışılmıştır.

Buradaki en önemli problem kirleticilerden yayılan emisyonunun, ortam konsantrasyonuna (ambient concentration) dönüşmesidir. Aslında çevrede asıl zarara sebep olan, emisyon değil ortam konsantrasyonudur. Bu ayırım özellikle çevre bilimi açısından çok önemli bir ayırımdır. (Kolluru, 1994, 65)



Şekil 2.11
Çevrenin Karmaşık Yapısı ve Kirlilik

Çevre ekonomisinde karmaşıklık ve kopleksliğe sebep olan sorun emisyon düzeyleri ve ortam konsantrasyonlarının bir başka ifadeyle bölgesel nitelik seviyelerinin arasındaki bağın araştırılmasıdır. Çevre, yayılan emisyonu diğer bölgelere taşırken genellikle yol boyunca sulandırarak ve çözümlerle taşır. Çoğunlukla bu taşınımlar sırasında kirleticinin fiziksel karakterini değiştiren birtakım kimyasal reaksiyonlar (ayırışma çürüme vs.) gerçekleşir. Böylece ortam konsantrasyonu başka bir deyişle ortamın bölgesel niteliği, emisyon miktarı haricinde, taşınım sırasında gerçekleşen kimyasal reaksiyonlar ile de değişebilir. Aynı zamanda bulunulan yerin kendi birtakım fiziksel ve kimyasal özelliklerine bağlı olarakta ortam konsantrasyonu değişebilir. Örneğin suyun çeşitli noktadaki bölgesel niteliğinin emisyon miktarı haricinde suyun hidrolojisinde bağlı olabildiği gibi) bu anlamda ortam konsantrasyonunu emisyonlardan farklı olarak havada suda toprakta kısacası çevre üzerinde oluşan kirliliğin miktarı olarak tanımlayabiliriz.

Dolayısıyla bir kirleticinin ortam konsantrasyonu üzerindeki etkisi, diğer kirleticinin ortam konsantrasyonu üzerindeki etkisinden farklıdır. Bu durumun karmaşıklığı ikinci bölümde inceleyeceğimiz çevresel düzenlemeler açısından birtakım güçlükler neden olacaktır.

Bunun dışında, yer ve zaman sorunu da çevre ekonomisinde önemli rol alan bir karmaşadır.

Yer (alan) sorunu çevresel taşınımında önemli bir faktördür. Özellikle ortamdaki kirlilik konsantrasyonunun (ambient concentration) değişiminde önemli yer tutar. Örneğin biz, şehrin merkezindeki bir kirlilikle ilgileniyorsak, şehrin yakınındaki kaynaktan yayılan emisyon zararı ile uzaktaki kaynaktan yayılan emisyon zararı elbetteki şehir merkezi için aynı olmayacaktır.

Aynı şekilde zamanda çevresel transformasyonda yer kadar olmasa bile önemli bir sorun teşkil eder. Bazı kirleticilerin atmosferde kalma süreleri bir günden dahi az olurken bazı kirleticiler için bu süre çok daha yüksek olabilir. Örneğin fotokimyasal sis adı verilen kirlenmede kirleticilerin güneş ışığı ile daha da aktif olmasına sebep olabilirler. Bu açıdan mevsimsel değişiklikler de çok önemli yer tutar. Bu anlamda çevresel kirliliğin saat saat ,yer yer ve hatta gün gün değişir olması ikinci bölümde irdedeceğimiz çevresel düzenlemeler açısından da ciddi bir zorluktur. (Lesser, 1997, 114)

2.2.2.1 Kaynaklar Alıcılar ve Transfer Katsayıları

Kirlilik kontrolü yapılırken, kaynakların buldukları ortamdaki yerel kirlilik, ortama konan alıcılarla belirlenir. Buralar pilot bölge olarak adlandırılır. Örneğin nehir kenarında bulunan iki tane firmanın bu nehir üzerindeki kirliliğini tam olarak anlamak için, nehrin çeşitli yerlerine birçok alıcı yerleştirmek gerekir.

Bu önceden de bahsettiğimiz gibi çevre kirliliğinin yer (alan) problemini minimuma indirmede önemli bir rol oynar. Bu açıdan alıcılar firmanın bulunduğu çevreye aralıklı ve sık olarak yerleştirilmelidir.

Çeşitli kaynaklardan yayılan emisyonlarla (e_1, e_2, \dots, e_i) (i : kaynak sayısı), herhangi bir bölgede bulunan j alıcısındaki kirlilik konsantrasyonu (P_j) arasında şöyle bir bağıntı vardır:

$$P_j = f_i (e_1, e_2, \dots, e_i) + B_j \quad (2.1)$$

B_j zemin kirliliğini temsil etmektedir. Analizimizi daha kolay hale getirmek için B_j zemin kirliliğini sıfır olarak kabul edeceğiz. Şunu da önemle belirtmek gerekir ki, birçok çevresel problemde fiziksel çevre lineer olarak alınabilmektedir.

$$P_j = \sum_i a_{ij} e_i + B_j \quad (2.2)$$

a_{ij} ise taşınım (transfer) katsayısıdır. Bu durumda, zemin kirliliği B_j' yi de 0 aldığımızı kabul edersek, i kaynağında emisyondaki ufak bir değişikliğin (Δe_i), kirliliği a_{ij} Δe_i kadar değiştireceği gözlemlenir. (Hanley, 1996, 68)

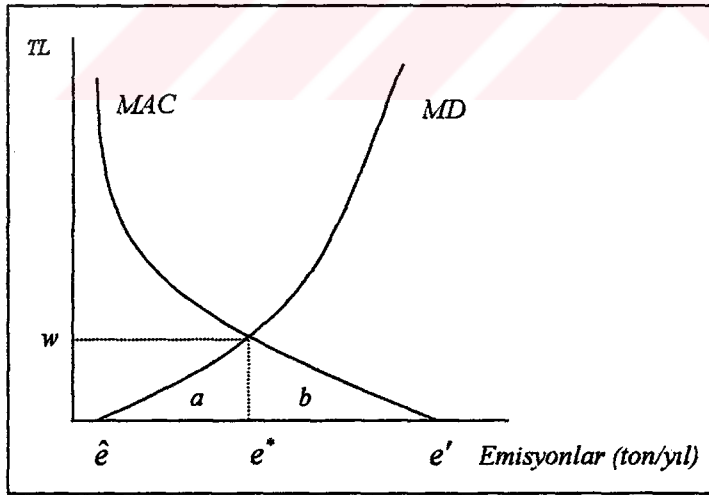
Kaynaktan yayılan emisyondaki değişiklik $i(\Delta e_i)$, alıcı bölgedeki kirlilik de $j(\Delta P_j)$ kadar değişmeyle sonuçlanır. Bu durumda a_{ij} taşınım (transfer) katsayısı;

$$a_{ij} = \Delta P_j / \Delta e_i \quad (2.3)$$

şeklinde tanımlanır.

2.2.3 Etkin Emisyon Düzeyi

Daha önceki bölümlerde marjinal zarar fonksiyonu ve marjinal indirim maliyet fonksiyonlarını belirli bir kirletici, belirli bir yer ve belirli bir zaman için ayrı ayrı ele almıştık. Şimdi ise; ikisinin arasındaki ilişkileri ele alacağız. Şekil 2.12' de konvansiyonel olarak biçimlendirilmiş, marjinal zarar (MD) ve marjinal azaltım maliyeti (MAC) eğrileri gösterilmektedir. Marjinal zarar eğrisinin, \hat{e} ile gösterilen ve kontrol edilmeyen emisyon düzeyinin e' olduğu noktada bir eşiği vardır. (Kolstad, 2000, 98)

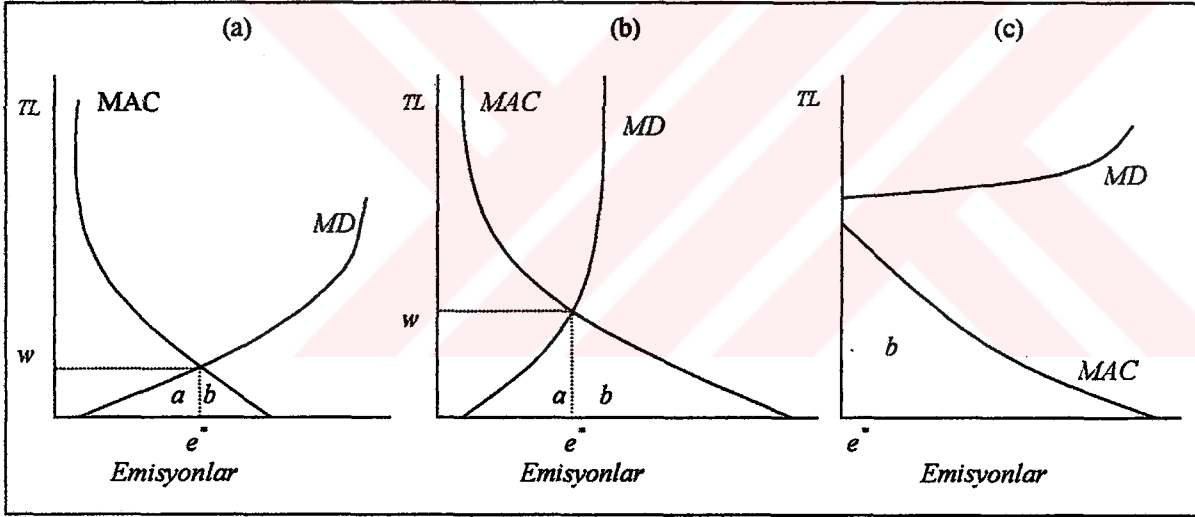


Şekil 2.12
Etkin Emisyon Düzeyi

Etkin emisyon düzeyi, marjinal zararların marjinal azaltım maliyetlerine eşit olduğu noktadır. Yüksek emisyonlar toplumu veya bir kısmını, çevresel zararlardan dolayı oluşan daha büyük maliyetlere karşı korumasız bırakırlar. Buna karşın düşük emisyon düzeyleri ise; topluma, azaltım faaliyetlerine giden kaynaklar olarak yük

getirir. Bu nedenle de emisyonların etkin düzeyi her iki tür maliyetinde birbirlerini dengeledikleri noktadadır. (Marjinal azaltım maliyetlerinin marjinal zarar maliyetlerine eşit olduğu nokta) Bu anlamda şekil 2.12' de gösterilen e^* emisyon düzeyi bu noktayı, w ise bu düzeydeki mali değeri temsil eder.

Burada, aynı zamanda toplam değerler açısından da bir değerlendirme yapılabilir. Çünkü, toplam değerlerin eğrilerin altında kalan alanlar olduğu bilinmektedir. Buradan hareketle şekil 2.12' de a ile gösterilen üçgen alanın emisyon düzeyi e^* iken oluşan toplam zararları temsil ettiğini ve aynı şekilde b ile gösterilen üçgenin ise aynı düzey emisyonadaki toplam azaltım maliyetlerini temsil ettiğini söyleyebiliriz. Bu iki bölgenin toplamı ($a+b$) ise bu kirleticinin senelik e^* ton emisyon için oluşturduğu toplumsal maliyetlerin toplamını temsil eder. e^* noktası bu toplamın en düşük olduğu tek noktadır. Aynı zamanda a bölgesinin büyüklüğünün b ile aynı olması gereğinin olmadığını da belirtmek gerekir.



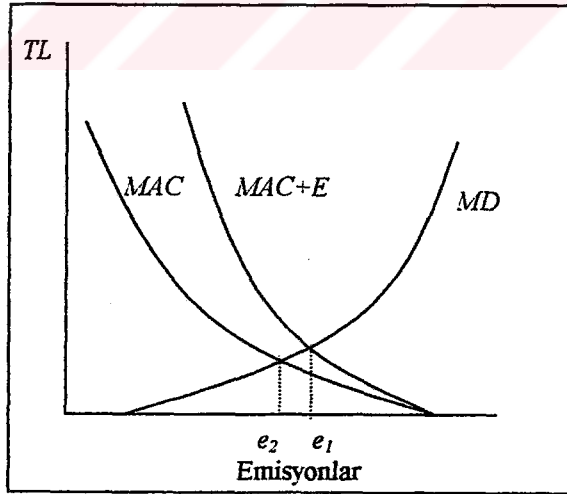
Şekil 2.13
Farklı Kirleticiler İçin Emisyon Düzeyleri

e^* 'nin x-ekseni üzerinde olması etkin seviyenin her zaman görece olarak yüksek bir emisyon miktarına işaret ettiği izlenimini verebilir. Fakat; durum bu şekilde olmaz, çünkü burada daha çok ticari bir genel düşünceyle değerlendirme yapılmaktadır. Gerçek dünyada bütün kirlilik problemleri birbirinden farklıdır. Bu analizler bize, gerçek çevresel problemlere uyarlayabileceğimiz çözümler sağlarlar. Örneğin şekil 2.13 belirli kirleticileri karakterize edebilecek üç farklı durumu göstermektedir. Her durumda e^* farklı emisyon düzeyindedir ve w , belirtilen düzeydeki marjinal zararlar marjinal azaltım maliyetlerini gösterir. Şekil (2.12a) etkin emisyon düzeyinin (e^*)

sıfırın oldukça sağında olduğu bir kirleticiyi temsil etmektedir. Bu noktadaki marjinal zarar oldukça düşüktür. Bunun nedeni temsil edilen kirleticinin marjinal azaltım ve marjinal zarar fonksiyonlarının çok yavaş yükselmesidir.

Şekil (2.13b) marjinal azaltım fonksiyonunun önce yavaş sonra ise aniden yükseldiği bir durumu göstermektedir. Burada marjinal zarar fonksiyonu en başından ani bir şekilde yükselmektedir. e^* yine sıfırın oldukça sağında ve w ise ilk şekle göre oldukça yüksektir. (Her iki şekildeki çizimlerin aynı ölçekte olduğunu farz ediyoruz.) e^* noktasında, oluşan üçgenlerle temsil edilen toplam azaltım maliyetleri, toplam zararlardan daha yüksektir. Ama üzerinde durulan bunların değil marjinal zarar ve marjinal azaltım maliyetlerinin birbirlerine olan eşitlikleridir.

Şekil (2.13c)' de etkin emisyon seviyesi sıfırdır. Grafikte her iki eğrinin kesiştiği bir nokta yoktur ve a bölgesi görünmez. Bu iki eğriyi kesiştirmenin yolu her ikisini de grafiğin dikey ekseninin soluna doğru genişletmektir. Ama bu emisyonların gerçekte negatif olabileceğini gösterir ki buda kaçındığımız bir hatadır. $e^*=0$ olmasını sağlayan ise, marjinal zarar fonksiyonunun sıfır yerine y -ekseninin oldukça yukarısından başlamasıdır. (bu bize söz konusu kirliliğinin çok düşük bir kısmının bile büyük hasara neden olduğunu ifade eder. Örneğin toksik maddeler gibi.) Böylece, marjinal azaltım fonksiyonlarının en düşük olduğu noktada, emisyon düzeyi sıfır olur.



Şekil 2.14
Uygulama Maliyetleri ve Etkin Emisyon Düzeyi

Analizimizi daha gerçekçi bir hale getirmek için uygulama maliyetlerini de göz önünde bulundurmalıyız. Bu durumda şekil 2.14' deki etkin emisyon düzeyi (e_2),

uygulama maliyetlerinin eklenmesiyle beraber olduğu yere göre sağa doğru (e_1) ötelenir. Bu, iyi bir uygulama teknolojisine sahip olmanın önemini gösterir. Çünkü, daha düşük uygulama maliyetleri etkin emisyon seviyesini düşürerek $MAC+E'$ yi MAC' ye daha yakın tutacaktır. Gerçekte uygulamadaki teknolojik değişimin etkin emisyon seviyesindeki etkisi emisyon azaltım teknolojisiyle aynıdır.

2.2.4 Marjinal Eşitlik Prensibi ve Emiston İndirimleri

Marjinal eşitlik ilkesinin emisyon indirimlerine uygulanması: Belirli bir kirliliğe sebep olan çeşitli kaynakların değişik marjinal indirim maliyetleri (MAC) olabileceğini daha önce belirtmiştik. Elbetteki istenilen, toplam emisyonu mümkün olan en az maliyetle azaltmaktır. Bu anlamda kaynaklardan yayılan emisyon marjinal eşitlik prensibine göre indirilmelidir. (Field, 1997, 71)

Emisyonlar (ton/ay)	Temsili Marjinal indirim maliyetleri (.10 ³ TL/hafta)	
	Kaynak A	Kaynak B
12	0	0
11	1	2
10	2	4
9	3	6
8	4	10
7	5	14
6	6	20
5	8	25
4	10	31
3	14	38
2	24	58
1	38	94
0	70	160

Tablo 2.1
Marjinal İndirim Maliyetleri

Tablo 2.1 bize iki firmanın yaydığı emisyonları azaltmak için herbirinin uygulaması gerektiği marjinal indirim maliyetlerini gösterir. Görüldüğü üzere A' nın emisyonunu bir birim azaltmak, B' ye göre daha az maliyetlidir. Bu da A' da daha iyi bir teknolojinin varlığına dikkat çeker. Örneğin toplam 12ton/hafta lık bir emisyon azalması yapmayı hedefleyelim. Eşit orantılı bir yol izlersek A ve B kaynaklarında %50 emisyon azalması yapılacaktır. Bu durumda A kaynağından da B kaynağından da 6 ton/haftalık emisyon azaltımı hedeflenir. A kaynağındaki emisyon değerini 12ton/haftadan 6ton/haftaya indirmenin maliyeti A (1000 +2000 +3000 +4000 +5000 +6000) = 21000 TL olurken B kaynağının marjinal indirim maliyeti

$B(2000+4000+6000+10000+14000)$ ' den 56000TL olur. Böylece toplam indirim maliyetlerinin 77000 TL/hafta olacağı bulunur.

Eşit orantılı indirimlerin tersine, marjinal eşitlik prensibini kullanırsak 12ton/haftalık emisyon indirimini daha düşük bir toplam maliyetle sağlayabiliriz. Örneğin *A* kaynağından 4 ton, *B* kaynağından 8 tonluk emisyon yayılması sonucu 12 tonluk emisyon indirimini sağlanmış olduğu gibi toplam emisyon maliyetleri de düşer. *A* kaynağındaki emisyon indirim maliyeti $A(1000 + 2000 + 3000 + 4000 + 5000 + 6000 + 8000 + 10000)$ ' den 39000TL olurken *B* kaynağındaki *MAC* $(2000+4000+6000+10000)$ ' den 22000 TL olur. Böylece toplam indirim maliyetinin 61000 TL olduğu bulunur.

Bunu eşit orantılı emisyon indirimini ile kıyasladığımızda, marjinal indirim maliyetlerinin eşitlenmesi yoluyla bulunan toplam maliyetin $(77000-61000)16000$ TL daha az maliyetli olduğunu görürüz. Bu da bize emisyon indirimlerinin minimum maliyetle sağlanmasının ancak marjinal indirim maliyetlerinin eşitlenmesi yoluyla etkin olduğunu göstermektedir.

Daha sonraki bölümlerde de değineceğimiz gibi marjinal eşitleme prensibinin sağlanmadığı durumlarda kirlilik kontrol ve düzenleme maliyetlerinin gereksiz yüksek olduğu gözlemlenmektedir.

2.2.5 Optimum Kirlilik Miktarı

Optimum kirlilik miktarının bulunmasında en önemli çıkış noktası etkin kirlilik düzeyinin ne olması gerektiğidir. Bilindiği gibi etkinlik firmanın yarattığı kirliliğin marjinal zararı *MD* ve marjinal azaltım maliyetlerinin (*MAC*) eşitlendiği noktada sağlanır. Fakat; marjinal azaltım maliyetleri emisyonlarla bağlantılı olmasına rağmen, marjinal zarar ortam (ambient) kirliliği ile bağlantılıdır. Bunları bağlayabilmek için, bir firmanın marjinal azaltım maliyeti fonksiyonunu bölgesel kirliliğin her birim ünitesi için *MAC* fonksiyonuna çevirmeli ve ya marjinal zararı her birim emisyon için marjinal zarar olarak ifade etmeliyiz. İkinci durumu baz olarak alalım ve kaynak *i*' den gelen emisyonun her biriminin verdiği marjinal zararın $MDE_i(e_i)$, ortam kirliliğinin her biriminin verdiği marjinal zararın da *MD* olduğunu varsayalım. Aynı zamanda sadece bir tane alıcının olduğu ortamda çalıştığımızı ve *i* kaynağındaki emisyon değişiminin zararının da $D(p)$ olduğunu kabul edelim. Bu durumda;

$$\begin{aligned}
MDE_i(e_i) &= \{D(p + \Delta p) - D(p)\} / \Delta e_i & (2.4) \\
&= MD(p) \Delta p / \Delta e_i \\
&= a_i MD(p) & \text{ olur.}
\end{aligned}$$

Görüldüğü gibi MDE ve MD arasında transfer-taşınım katsayısı (a_i) kadar bir fark olduğu göze çarpar. Bu ilişki çok önemlidir. Örneğin; a_i 'yi 2 olarak kabul edersek, kaynaktan yayılan bir birim emisyonun kirliliğe etkisi 2 birim olur. Bu da MDE nin, MD ' den 2 kat daha büyük olduğu anlamına gelir.

Etkin kirlilik miktarını araştırırken daha öncede belirttiğimiz gibi marjinal eşitleme prensibinden (marjinal azaltım maliyetlerinin eşitlenmesiyle minimum maliyete ulaşılacağı) ve bununda marjinal zarara eşit olacağından hareketle prensibi, tüm kaynaklara uygularsak ;

$$(i = 1, \dots, n)$$

$$-MAC(e_i) = MDE(e_i) = a_i MD(p) \quad (2.5)$$

şeklinde olur.

Bu ana formülü tekrar m ve n olmak üzere 2 kaynak üzerinde gösterecek olursak;

$$MAC_m(e_m) / a_m = MAC_n(e_n) / a_n = -MD(p) \quad (2.6)$$

şeklinde yazabiliriz.

MAC / a 'yı ortam kirliliğinin bir biriminin maliyeti olarak yorumlayabiliriz. Bu anlamda, ortam kirliliğinin bir birim maliyeti negatif marjinal zarara eşit olur. Başka bir deyişle etkinlik için tüm kaynakların emisyonlarının marjinal maliyetlerinin aynı olması gerekir. Bu da transfer katsayısı ile normalize edilerek sağlanır. (Kolstad, 2000, 101)

Kısaca özetleyecek olursak; etkinlik için iki koşul gereklidir. Birincisi emisyonların marjinal azaltım maliyetlerinin (MAC) transfer katsayısı ile normalize edilmiş durumlarının tüm kaynaklar için eşit olmasıdır. İkincisi ise normalize edilmiş marjinal maliyetlerinin negatif marjinal zarara eşit olmasıdır. Bunu daha iyi açıklamak için örneğimize geri dönelim ve nehir kenarında bulunan iki firmanın her birinin etkin seviye için ne kadar emisyon yayacağını bulalım.

$$a_1 = 2$$

$$a_2 = 3$$

$$MAC(e_i) = -14 + 7e_i, i = 1, 2$$

$$MD(p) = p$$

olsun,

Zemin kirliliğini $B_j = 0$ kabul edelim. Kaynakların marjinal azaltım maliyet fonksiyonlarının da aynı olduğunu varsayalım.

Bu durumda;

$$MAC_1(e_1) / a_1 = (-14 + 7e_1) / 2 = MAC_2(e_2) / a_2 = (-14 + 7e_2) / 3$$

$$MAC_1(e_1) / a_1 = (-14 + 7e_1) / 2 = -MD(p)$$

$$P_i = \sum a_i e_i + B_j$$

$B_j = 0$ kabulü ile

$$P = 2e_1 + 3e_2$$

$$\begin{aligned} MAC_1(e_1) / a_1 &= (-14 + 7e_1) / 2 = -MD(p) \\ &= (-14 + 7e_1) / 2 = -(2e_1 + 3e_2) \end{aligned}$$

Buradan da;

$$-42 + 21e_1 = -28 + 14e_2$$

$$-14 + 7e_1 = -4e_1 - 6e_2$$

olur.

Bu denklemler çözüldüğünde $e_1 = 1$, $e_2 = 0,5$ olduğu ve birinci firmanın marjinal indirim maliyetinin (-7) ikinci firmanın marjinal indirim maliyetinin de (-10,5) olduğu ve toplam ortam kirliliğininde (ambient pollution) $P = 2e_1 + 3e_2$ ' den 3,5 olduğu (bu da negatif marjinal zarara eşittir) bulunur. Görüleceği gibi, marjinal maliyetler transfer katsayıları ile normalize edilince bu değer marjinal zarara eşit olmaktadır.

$$MAC_1(e_1) / a_1 = MAC_2(e_2) / a_2 = -MD(p)$$

$$-7/2 = -10,5/3 = -3,5$$

Böylece, o bölgedeki optimum kirlilik miktarının da 3,5 olduğu bulunur.



3. ÇEVRESEL DÜZENLEMELER

İstenilen çevresel kaliteyle tercih edilen arasında uyumsuzluk olduğu zaman kamu politikalarında problemler ortaya çıkar. Bu problemlerin üstesinden gelebilmek için hem üretim hem de tüketim kesiminden olan insanların davranış şekillerinde değişmesi gerekenler vardır. Bunları sağlayabilmek için kullanılacak olan çevresel düzenlemeler aşağıdaki gibi özetlenebilir:

- Yönetim ve kontrol sistemleri
- Ekonomik teşvikler (Economic incentives)
 1. Emisyon vergileri (harçları) ve sübvansiyonlar,
 2. Alınıp satılabilen kirlilik izinleri (tradeable pollution permits),
 3. Sorumluluk (liability) ve tazmin.

Çevresel Düzenlemeleri detaylı olarak incelemeden önce; alternatif çevre politikalarını değerlendirebilmek ve hangisinin hangi çevresel probleme uygun olduğunu belirleyebilmek için gerekli kriterlerin saptanması şarttır.

Çalışmamızın ilerleyen safhalarında ise, bu kriterlerin ışığı altında çevresel düzenlemeler irdelenecektir

3.1 Çevresel Düzenlemelerin Değerlendirilmesi İçin Gerekli Kriterler

Bu bölümde farklı durumlar için çevresel düzenlemelerin oluşturulmasında gerekli olabilecek kriterler incelenecektir.

Çevresel politikaların birçok çeşidi mevcuttur ve hepsi de hem kirleticilerin hem de düzenleyicilerin benzer yollarla tepki vereceklerini varsayarlar. Çevresel düzenlemelerin her biri onları bazı durumlarda başarılı, bazılarının da ise başarısız yapan spesifik karakteristiklere sahiptirler. Çevresel kirlilik kontrolünde belirli bir problem için sunulan bir politikanın verimliliğini ve uygunluğunu değerlendirirken politika değerlendirme kriterlerine dikkat etmemiz gerekmektedir. (Tisdell, 1993, 62) Bu kriterler şu şekilde sıralanabilir:

- Etkinlik,
- Adalet,
- Uzun dönem iyileştirmeler için olan teşvikler,
- Uygulanabilirlik,
- Ahlaki değerlerle olan uyuşma.

3.1.1.Etkinlik

Burada “etkinlik” kelimesiyle ifade edilmek istenen düşünce, azaltım maliyetleri ve zarar maliyetleri arasındaki dengedir. Etkin bir düzenleme bizi, marjinal azaltım maliyetleri ve marjinal zararların eşit olduğu noktaya yaklaştıran ya da götüren bir politikadır.

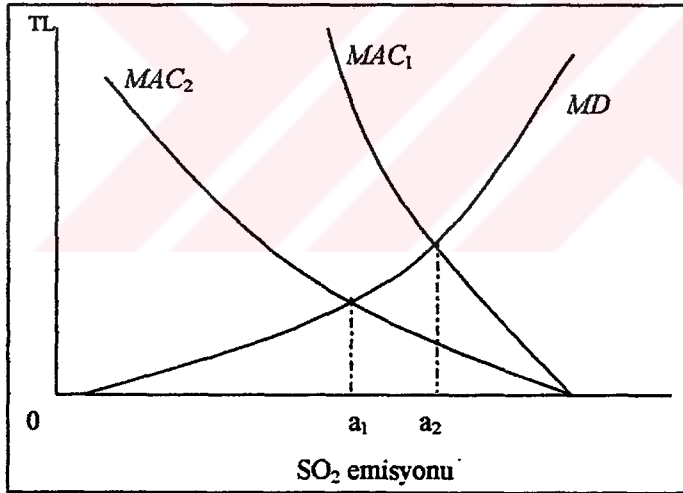
Çevresel politikaların belirlenebilmesinde iki seçenek vardır. Bir tanesi merkezi diğeri ise merkezi olmayan politikalar. Merkezi bir politika ne yapılacağı konusunda sorumlu bazı kontrol ajanslarına gereksinim duyar. Bu tarz bir politikada etkinlik sağlamak için yönetimdeki kontrol ajansı uygun marjinal maliyetleri ve marjinal zarar fonksiyonlarını bilmeli sonra da bunların eşitlendiği bir çözüm için adım atmalıdır.

Merkezi olmayan bir politika da, her bir firma kendi durumunu değerlendirerek kendileri için uygun olan adımları atarlar. Bu şekilde aralarındaki etkileşim ile marjinal eşitlik prensibi sağlanır.

Çevresel zararın doğru olarak ölçülememesi çoğu zaman problem olmuştur. Bu nedenle politikaların değerlendirilmesinde maliyet-etkinliği kriterini kullanmak uygun olacaktır. Bir politikanın maliyet-etkin olabilmesi için sarf edilen kaynakların mümkün olan maksimum çevresel iyileştirmeyi sağlaması veya belirlenmiş olan çevresel iyileştirmeyi en düşük maliyetle sağlaması gerekir. Bir politikanın etkin olabilmesi için mutlaka maliyet-etkin olması şarttır, ama tersi gerekli değildir. Uygulanan politika yanlış bir hedefe odaklanmış olsa bile maliyet-etkin olabilir. Örneğin, amacımızın faydasına bakmadan herhangi bir limanın temizlenmesi olduğunu varsayalım. Burada işi maliyet-etkin yapmak için değişik politikalarla ilgileniriz. Fakat bununla beraber bir politikanın sosyal olarak verimli olabilmesi için sadece maliyet etkin olmasının da yetmeyeceğini, aynı zamanda faydalarla maliyetleri de dengelenmemiz gerektiğini de biliriz. Bu bağlamda biraz önce bahsettiğimiz liman

temizleme projesine geri dönecek olursak, projenin verimli olabilmesi için marjinal faydalarla marjinal temizleme maliyetlerinin de dengelenmesi gerekeceği açıktır.

Bir politikanın maliyet-etkin emisyon düşüşleri sağlama kabiliyeti bir başka nedenden dolayı da önemlidir. Programlar maliyet-etkin değilse, yöneticiler karar verirken ihtiyaç duyulandan daha yüksek toplam azaltım fonksiyonları kullanırlar. Kullanılan yüksek toplam azaltım fonksiyonları da onları arzu edilenden daha kötü emisyon düşüşü hedeflerine yöneltir. Bu durum SO_2 emisyonları için şekil 3.1 de tasvir edilmektedir. MAC_1 ile gösterilen eğri, maliyet-etkin olmayan bir politika ile belirlenen yüksek marjinal azaltım maliyetidir. Buna karşın maliyet-etkin bir yaklaşımla belirlenen diğer eğri ise MAC_2 ile gösterilmektedir. Dolayısıyla şekil 3.1 de MD fonksiyonuyla beraber a_1 emisyon düzeyinin etkin kirlilik düzeyi olduğu görülmektedir. Aynı şekilde maliyet-etkin bir programda verimli seviye ise a_2 olacaktır. Maliyetlerin ihtiyaçtan daha fazla olmasındaki asıl problem toplumu emisyon düşüşlerindeki hedeflerini istenilenden daha aşağıda belirlemeye yönlendirmesidir. (Field,1997, 101)



Şekil 3.1
İndirim Teknolojilerinin Maliyet Etkin Olmadıkları
Durumlardaki Etkin Emisyon Düzeylerinde Görülen
Değişimler

Çevresel kaynakların korunması kritik bir şekilde önemli olmasına karşın, burada bahsedilen verimlilik ve maliyet-etkinlik arzu edilenler içerisinde insanların aradığı tek şeydir. Savunucular genellikle hedeflerinin otomatik olarak maliyetle ilgili olduğuna inanmışlardır. Buna karşın başarı ise insanların çoğunluğunun çevresel politikaların verimli bir şekilde tasarlandığına ikna olmasına dayanır. Böylece çevresel kalitenin iyileştirilmesi için ayrılmış kaynaklar en büyük etkiyi sağlayacak

şekilde harcanmış olur. Bu özellikle de insanların çevresel programlara daha az kaynak ayırabildikleri az gelişmiş ekonomilerde önemlidir. Maliyet-etkinlik aynı zamanda endüstrileşmiş ülkelerde de ekonomik durgunluk gibi dönemlerde önemli bir hale gelebilir. (Freeman,1998, 56)

3.1.2 Adalet

Adalet çevresel bir politikanın geliştirilmesindeki en önemli kriterlerden birisidir. Esasen, politikanın etkinliğiyle de ilgilidir. Çünkü, uygulanan politikanın adaletsiz olduğu düşünülürse politik arenada pek destek bulamaz. Bununla beraber etkinlik mi yoksa tanzim konusunun mu ön planda olması gerektiği açıklığa kavuşmamıştır. Aşağıdaki kuramsal sayıların belirli bir bölgedeki hava kirliliği ile ilgili bazı yaklaşımların maliyet ve faydalarıyla ilgili olduklarını kabul edelim.

Program	Toplam Maliyetler	Toplam Kar	Net Kar	Net karın dağılımı	
				Düşük gelir	Yüksek gelir
A	50	100	50	25	25
B	50	100	50	30	20
C	50	140	90	20	70
D	50	140	90	40	50

Tablo 3.1
Farklı Programlardaki Mali Denge

İlk üç sütun toplam maliyetleri, toplam karı, ve net karı göstermektedir. Program A ve B aynı net kara sahiptirler ama B' de A' ya nazaran daha düzenli dağıtılmışlardır. B' nin A' ya nazaran daha tercih edilebilir olduğunu kabul edebiliriz. Çünkü aynı net karla beraber daha iyi dağılım etkilerine sahiptir. Program B ve C' yi kıyaslırsak; C programının net karı B' den yüksek, ama ne yazık ki dağılımları B' deki gibi sürekli değildir. Bu durumda B ve C arasında nasıl seçim yapacağız sorusu akla gelir. Bazıları dağılım nedenlerinden B' nin en iyi olduğunu varsayabilirler. Diğerleriyse C için genel etkinlikle ilgili tartışabilirler veya B ve D programlarını kıyaslayabilirler. Bu durumda D, net kar C' de olduğu gibi yüksek gelirli insanlara gittiği halde, genel etkinlikte avantaja sahiptir. Burada D için B' ye nazaran düşük gelirli insanların görece anlamda olmasa da mutlak anlamda daha iyi durumda olacağını da görüyoruz. Bu durumda D tercih edilebilir. (Field, 1997, 101)

Çevresel politikanın diğer karakteristiklerine nazaran dağılım etkilerine ne kadar önem verilmesi gerektiği açık bir sorudur. Bir yandan, tartışmaya göre çevresel kalitedeki düşüş o kadar yayılmıştır ki ilk olarak harcanan kaynaklara en çok etki eden

politikalara odaklanılmalıdır, diğer bir yandan ise çok etkin olsalar da tersine etki eden politikalardan kaçınılmalıdır. Çevre politikalarının seçiminde bu dağılım etkilerinin ve bunların varsayımlarının bir ağırlığı olmalıdır. Bu anlamda adalet düşüncesi çevresel adalet hakkındaki kaygıları desteklemektedir.

Adalet kriteri aynı zamanda uluslararası politikanın belirlenmesinde de geniş bir bölüm tutar. Global ve uluslararası çevresel problemlerde farklı gelişmişlik düzeyindeki ülkelerin kirlilik kontrol programının sorumluklarını nasıl paylaşacakları hakkında farklı bakış açıları vardır. Bu bakış açıları dünya üzerindeki ekonomik eşitsizliklerin yaygınlığının gölgesi altında neyin doğru olması gerektiği düşünceleri ile oluşmaktadır.

Çevresel politikaların dağılımsal etkileri hakkındaki bilgi kıtlığı bunların ne olduğu konusuna daha çok çaba sarf edilmesi gerektiğine işaret etmektedir. Yakın zamanda henüz resmi bir politika olmasa da Çevresel Koruma Ajansı buna yönelmiştir. Uygun olan durumlarda normal fayda-maliyet analizlerine “kirlilik dağılım analizi” eklenmesini öngörmüşlerdir. Bu analiz toplam fayda ve maliyetlerin toplumdaki farklı gelir, etnik ve ırk grupları arasında nasıl dağıldığını göstermektedir.

3.1.3 Uzun Dönem İyileştirmeler İçin Olan Teşvikler

Çevresel bir politika üzerinde çalışırken politikanın kaynağı olarak görülmelerinden dolayı, doğal olarak önce kamu ve kamu görevlileri üzerinde daha çok odaklanılır. Fakat aklımızda tutmamız gereken her nasıl olursa olsun aslında özel kurumların, firmaların ve tüketicilerin çevresel etkilerin miktarını belirlediğidir. Özel kurumların önlerindeki teşvikler ise bu etkilerin nasıl ve nerede azalacağını belirlemektedirler. Bu nedenle çevresel bir politikayı değerlendirilirken politikanın, bireylerin ve grupların çevreye olan olumsuz etkilerini azaltmada yeni yollar bulmaları için gösterecekleri bir teşvik içerip içermediğine de bakılmalıdır.

Bazen yalnızca azaltım maliyetleri ve zarar fonksiyonlarına konsantre olunduğundan uzun dönem teşviklerin öneminin unutulması çok kolaydır. Azaltım maliyetleri ve zarar fonksiyonlarındaki yoğunlaşma etkin emisyon düzeyini saptamada kullanılan fonksiyonlardır, fakat asıl önemli olan uzun dönemde fonksiyonları değiştirmeye gayret etmektir. Özellikle de marjinal azaltım maliyeti fonksiyonunu emisyon düşüşlerini daha az maliyetle sağlamak için aşağıya çekmeyi

denemek çok önemlidir. Çünkü böylesi bir yaklaşım daha yüksek çevresel nitelik sağlayacaktır. Araştırma ve Geliştirme (AR-GE) programları sonucundaki teknolojik değişim, fonksiyondaki düşüşü sağlayacaktır. Bu nedenle insanların daha etkili bir şekilde çalışmalarını sağlayan eğitim ve öğretim yapılması şarttır. Çevresel bir politikanın eninde sonunda kirleticileri emisyonlarını düşürmede daha iyi yollar aramaya nasıl ve ne kadar sevk ettiği bilinmelidir. Sonuç olarak, uzun dönem düşünülerek uygulanan düzenlemeler için ne kadar çok teşvik varsa uygulanan çevresel politikanında o kadar iyi bir seçim olacağı söylenebilir.

Uzun dönem teknolojik değişimlerin doğru bir şekilde kararlaştırılması zordur. Elbette bizim basit modelimizde açıkladığımız sabit finansal etkilerden daha fazla faktöre bağlıdır. Diğer bir önemli unsur ise politikanın düzenleyicilerin gördüğü şekilde işleyişinin görece olarak stabilitesidir. İhtiyaçların sık sık belirlenip değiştirildiği bir ortam belirsizlikler yaratır ve bu da uzun vadeli yatırımların azalmasına neden olur. Beklenen düzenlemelerin zamanla gerçekleşmesi daha güçlü teşvikler yaratır. (Common, 1996, 82)

Diğer önemli bir faktör ise çevre teknolojisi endüstrisindeki rekabet durumudur. Çevre teknolojisi endüstrisi daha iyi teknolojiler ve prosedürler üreten pazarlayan firmalardan oluşur. Ürünlerini çevresel düzenlemelere maruz kalan firmalara satarlar. Elbette çevresel düzenlemeler olmadan bu gelişmiş teknolojilere ve prosedürlere de talep olmayacaktır. Bunun sonucunda da çevresel teknoloji endüstrisinin gelişmesine bir eğilim olmayacağı açıktır.

3.1.4 Uygulanabilirlik

Bir kanuna karar verildiğinde, insanların o problemi otomatik olarak tasfiye ettiklerini düşünmelerini sağlayan doğal bir eğilim vardır. Böylesi bir eğilim çevresel otoriteler arasında büyük sıkıntıya neden olmaktadır. Bazen kirleticilerin, getirilen kanun her ne olursa olsun bu kanunlardan hangisine daha fazla veya daha az uyulacağına ait düşünceler çevresel ekonomistler arasında bile bahis konusu olmuştur. Çok güçlü yaptırım ve cezaların olduğu ülkelerde bile uygulama mekanizması tam olarak işlememektedir. Uygulama herhangi bir başka aktivite gibi enerji ve kaynak gerektirmektedir. Elbetteki kaynaklar üzerinde her zaman başka talepler olacaktır. Dahası her zaman çevresel politikaların uygulanmaması için ahlak

dışı ve yasal olmayan hareketlere başvuran insanların olacağı ve uygulamanın hiçbir zaman kendiliğinden gerçekleşmeyeceği bilinen bir zorluktur.

Uygulama ve sonuçları hakkında iyi bilgi sahibi olmak kolay değildir. Az miktarda yapılan çalışmalar dahi endişe duymak için sebepler olduğunu göstermektedir. ABD' de 1983 yılında Genel Muhasebe Ofisi tarafından, yürürlükte olan kanunlara uygun olup olmadıklarını görmek için çok sayıda atık su boşaltımı incelemiş ve önemli bir kısmının (üçte birinden fazlası) uygun olmadığını bulunmuştur. (Field, 1997, 122)

Gelecek için kaynaklar (GİK) adlı araştırmayı yürüten çevresel ekonomistler, yakın zamanda çok sayıda bölgedeki uygulama ajansını benzer uygulamaları ve maliyetlerini belirlemek için incelemeler yapmışlardır. Ajanslar arasında firmalardan emisyon ölçümlerini almada en yaygın uygulama, ölçümleri kendilerinin getirmeleridir. Bu kayıtlar kamu yetkilileri tarafından periyodik olarak kontrol edilir ve emisyonlar periyodik olarak teste tabi tutulurlar. Tablo 3.2 GİK araştırmasının bazı sonuçlarını göstermektedir. Ajansların uygulama için sorumlu oldukları kaynak sayısı çok fazladır. (Ortalama olarak 4,550 hava kirliliği ve 1,770 su kirliliği kaynağı) Maliyetler emisyon ölçümlerini içeren ve firmanın kendi kayıtlarının kontrol edilmesi için olan ziyaretlere dayanır. Emisyon ölçümü olamadığı zaman hava ve su kaynaklarına bağlı olarak her bir ziyaretin ortalama maliyeti 155.000.000 TL ve 301.000.000 TL' dir. Bu rakamlar emisyon ölçümü de olduğu zaman hava kaynakları için 1.725.000.000 TL' ye su kaynakları içinse 955.000.000 TL' ye yükselir. Elbette maliyetler kaynaklara bağlı olarak çok değişkendirler. (Cilfford, 1986, 50-57)

Erişilen sonuçlar uygulama maliyetlerinin çevresel kalite programlarında önemli bir kalem olduğunu göstermektedir. Kamu ajansları hemen hemen her yerde bütçe zorlanmalarıyla karşılaşmaktadırlar. Ama sorumlulukları çok geniştir ve artmaktadır. Bununla beraber çoğu durumda uygulama maliyetleri programa adapte olmak için gerekli toplam maliyetten düşüktür ve bu maliyetler çevresel programın başarılı olmasında kritik öneme sahiptir.

Kaynak türü	Ajansın sorumlu Olduğu kaynak Sayısı		Her bir kontrol ziyaretinin maliyeti	
	Ortalama	Aralık	Atık ölçülmediği zaman	Atık ölçüldüğü zaman
Hava	4.550	40-8.140	155.000.000TL	1.725.000.000TL
Su	1.770	220-3.900	301.000.000TL	955.000.000TL

Tablo 3.2

Uygulama Maliyetleri

Clifford, S.R., vd., (1986), *Enforcing Pollution Laws: Resources For the Future*, Washington, p:52

Bunu takip etmemizin nedeni politikaların uygulanabilirliklerini kolaylıklarına göre ayırabilmektir. Bazı çevresel politikalar makul bir ölçüm için çok sofistike ölçüm teknikleri gerektirebildikleri gibi, bazıları da uygulanabilir olsalar da çok yüksek maliyet gerektirebilirler. Gerçekte imkansız ve uygulanması çok maliyetli olan yeni bir politikaya geçmek manasızdır. Bu durumda mükemmel olmayan fakat uygulaması daha kolay bir politikayı tercih etmek yerinde olabilir.

Uygulamada denetleme (izleme) ve cezalandırma olmak üzere iki ana adım vardır. Denetleme kirleticilerin performanslarının ilgili kanun gereklerine göre ölçümünü ve kıyaslanmasını gerektirir. Bu nedenle normalde bir miktar denetleme gereklidir; bunu gerektirmeyen tek politika ahlaki olarak uyuşmaya razı etmektir. Kirliliğin denetlenmesi örneğin sıcaklığın ölçülmesine göre çok daha karmaşıktır. Doğa bu konuda gerçektende cömert değildir ve denetleme işlemini karmaşıktırıp sonuç alınmasını güçleştirir. Kirleticiler, çevresel kanunlar güçlü bir şekilde uygulandığı zaman para kaybedecek olduklarından genellikle denetleme işlemini boşa çıkaracak bir çok yol bulabilirler. İşlem ne kadar sofistike ve karmaşık olursa bundan kaçınmaları da o kadar kolay olur. (Common, 1996, 82)

Cezalandırma işlemi denetleme sonucunda kanuna karşı olduğu ortaya çıkan firmaların adalete teslim edilmesini içerdiğinden, çok basit bir adım olarak görünebilir. (kanunu çiğneyenlerin yargılanması ve ilgili kanunda belirlenen para cezasını ödemeye zorlaması şeklinde) Karşılaşılan davalar zaman, enerji ve kaynak tükettiklerinden belirtilen durumdan çok daha karmaşık olabilmektedirler. Çok fazla kanun, daha fazla suçlu olması ve bunların hepsinin adalet önüne çıkartılması adalet sistemine büyük yük getirmektedir. Suçlular aynı zamanda işbirliği yapmaya karşı da

isteksizdirler; yaptırıma karşı savaşıyorlar ve işlemin süresini uzatarak bir çok kaynağı tüketebilirler. Yaptırımda kullanılan veriler tam olarak doğru olmayabilecekleri gibi çok maliyetli karşı çıkışlara da sebep olabilirler. Kanıtlayıcı bir etki yaratmak için yönetimlerde sadece en kötü ihlalleri cezalandırmak arzu edilebilir ama bu hangi ihlallerin seçileceği sorusunu da doğurur. Aslında bir çok suçlu, özellikle de ilk kez suç işleyenler kanun tarafından belirtilen en yüksek ceza ile yaptırıma maruz bırakılmazlar. Düzenleyiciler çok sıklıkla gönüllü bir itaati sağlayabilmeleri ve suçluları duruma karşı cezasız bir çözüm bulmaları için cesaretlendirirler.

Cezalandırma işleminde önemli bir paradoks vardır. Daha iyi bir cezalandırmanın -daha yüksek para, uzun hapis cezaları ve kanunlar- suçluları caydıracağı düşünülebilir. Ama diğer yandan daha yüksek cezalar, bunları uygulayacak daha fazla isteksiz mahkeme gerektirecektir. Suçluları bu şekilde engellemeye çalışmak ve hatta çok yüksek finansal cezaları tahsil etmeye çalışmak çok geniş bir çevredeki insanın geçimini tehlikeye atacaktır. Mahkemeler ise genellikle çok sayıda insanı işsiz bırakma konusunda isteksiz olacaklardır. Böylece cezalandırma işleminin basit modelin öngördüğünden çok daha karmaşık bir hal alacağı açıktır. (Xepapadeas, 1997, 102)

3.1.5 Ahlaki Davranış

Daha önce gelir dağılımından ve farklı çevresel politikaların farklı maliyet seviyeleriyle insanlar üzerindeki etkilerinden bahsetmiştik. Bunlar çeşitli seçeneklere sahip farklı insanlar üzerindeki etnik noktalardır. Bu konu alternatif kamu politikaları konuşulurken önemlidir. Ama ahlaki düşünceler bu yayılan problemlerin ardında gelişir. İnsanların doğuştan gelen düşünceleriyle neyin yanlış neyin doğru olduğuna dair kararları şüphesiz çevresel politikalara farklı bakmalarına neden olur.

Örnek olarak atık sıvı vergilerini ve atık sıvı sübvansiyonları seçimi sorusunu ele alalım. Her ikisi de ekonomik teşvik tipi politikalar ve kirlilik kontrolünde ortalama olarak aynı etkilere neden olabilirler. Etnik açıdan baktığımızda sübvansiyonların daha iyi olacağını düşünenler olabilir. Kirleticiler çabuk tepki verirler ve böyle bir programa karşı daha fazla istekli olurlar. Bu nedenle çevrenin olabildiğince çabuk temizlenmesi için en etkin yöntem olabilir. Fakat bununla beraber sübvansiyonlar etnik görüşe de aykırı olabilir. Çünkü; sübvansiyonlar bazen probleme neden olan insanların ödüllendirilmesi şeklinde görülebilir. (Boyce, 2002 121)

Bazı insanlar bu düşünceyi daha da ileri götürerek kirletme eylemini gerçektende ahlaksız bir davranış olarak görmeyi ve bunu hatırlatmayı amaçlayan politikalara uymaları gerektiğini düşüneceklerdir. Bu kriterle beraber doğrudan doğruya belirli kirletme eylemlerinin illegal olduğunu ilan ettiğimiz politikalar ortaya çıkar. Ahlakı temel alan bir diğer fikir ise; bir probleme neden olan her kim ise yine o etkileri gidermede asıl yükü kendisinin üstlenmesi şeklindedir. Bu fikir özellikle global çevresel konularda göze çarpmaktadır. Endüstri devletleri, özelliklede aralarında ekonomik olarak en gelişmiş olanları atmosferdeki CO₂ artışından ve ozon tabakasındaki incelmeden sorumludurlar. Birçok insan, durumun düzeltilmesi için en çok yükü bu ülkelerin alması gerektiği görüşüne sahiptir.

3.1.6 Yönetim Başarısızlığı

Çalışmamın birinci bölümünde dış etkilerden dolayı düzenlenmemiş pazarların etkin ve istenilen sonuçları veremediği “piyasa başarısızlığı” ve kirlilik konusunda çevrenin bir dışsallığa sebep olması konularından bahsedilmişti. Dolayısıyla da, bu başarısızlığın giderilmesi öncelikle kamu politikasının durumu ıslah etmesi için çağırılması sonucunu doğurmaktaydı.

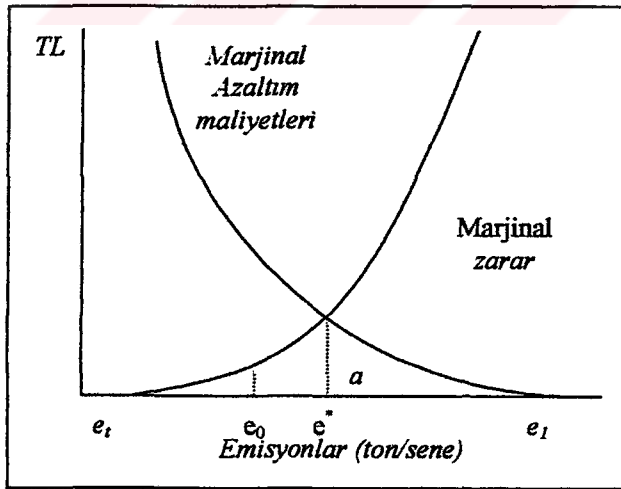
Fakat; kamu politikası sonuçlarının bir şekilde probleme neden olduğu bir başka başarısızlık türü de mevcuttur. Bu yönetim başarısızlığı olarak adlandırılır ve varlığı bütün kamu çevresel politikalarının müdahalesinin durumu iyileştiremeyeceği anlamına gelir. Yönetim başarısızlığı, meclislerde ve düzenleme ajanslarında verimli, adil kamu politikası geliştirilmesinin karşısında çalışan eğilimlerle teşviklere sebep olur. (Kolluru, 1994, 63)

Toplum, kamu politikalarının işleyişinde problemleri çözmek için rasyonel düşünceyi ve maksimum toplumsal yararı hedefleyen kişilerin görev aldığı düşünme eğilimindedir. Ama genelde politika işleyişi, politikacıların güç elde etmek için çalıştıkları, lobi gruplarının bulunduğu politik bir mücadele içerisinde gerçekleşmektedir. Bu ortam içerisinde ortaya çıkan, toplumun refahını sağlayacağı bildirilen politika ve düzenlemelerin bazen hiçbir etkisi olamayabilir. Hatta bazı hallerde, durum olduğundan daha da kötü sonuçlar verebilir.

3.2 Yönetim ve Kontrol Stratejileri (Standartlar)

Çevresel kirliliğin kontrolünde tarihteki en popüler yaklaşım standartlar getirmek olmuştur. Bu kamu otoritelerinin kirleticilere belirli limitleri bildirdikleri ve sonra uygun uygulama yöntemleriyle onları bu limitlere zorladıkları için "yönetim ve kontrol" adını almıştır.

Kamu yararına olan politikalarda yönetim ve kontrol yaklaşımı, sosyal olarak arzu edilen davranışların sağlandığı yerde kendini gösteren bir sistemdir. Politik otoriteler basit olarak bu davranışa kanunlarla hükmederler, daha sonra her tür yaptırım (mahkemeler, polis, cezalar, vs) kullanırlar. Bunlar insanların kanunlara uymaları için gereklidirler. Çevresel politika konusunda yönetim-ve-kontrol yaklaşımı, çevresel niteliklerde iyileşme sağlayabilmek için çeşitli standartlara itimat etmeyi içerir. Genel olarak bir standart kanunca hükmedilen bir performans seviyesidir. Örneğin hız limiti klasik bir standart türüdür. Sürücülerin yasal olarak kullanabilecekleri oranları belirler. Bir emisyon standardı da aynen bu mantıkla düşünülmesi gereken, emisyonların yasal olarak izin verilen maksimum oranlarıdır. Standartların ruhunda yatan davranış, insanların birşeyi yapmalarını istemiyorsan basitçe bunu yasa dışı yapan bir kanun yaparsın ve sonrada yönetimin bu kanunu uygulamasına çalışırsın şeklindedir.



Şekil 3.2
Emisyon Standartları

Şekil 3.2 deki grafik, marjinal azaltım maliyetleri ve üretim artıklarının çevreye yayıldığı oranla bağlantılı marjinal zararı gösteren bilinen bir grafikdir. Başlangıçta gerçek atık seviyesi olan e_1 , esasen etkili e^* oranından yüksektir. e^* düzeyini sağlayabilmek için otoriteler o oranda emisyon standardı belirlerler, böylece e^* o firma için hükmedilmiş bir üst emisyon limitine dönüşür. Daha sonra yapılan ölçümlerle olabilecek bir ihlal tespit edilirse, kaynak para cezasına çarptırılır ve başka yaptırımlara da konu olur. Firmanın emisyonlarını standartlara uygun olarak azalttığını varsayarsak; toplam indirim harcamaları da, a bölgesine eşit gelen bir miktara maruz kalır. Belirtilen toplam indirim harcamaları standartla örtüşen uyuşma (compliance) harcamalarıdır. (Fisher, 1981, 109)

Standartlar çok basit ve doğrudan olmaları, açık bir şekilde spesifik hedefler belirlemeleri gibi çeşitli nedenlerden dolayı popülerdirler. Bununla beraber, ilk gördüklerinden çok daha komplekstirler. Standartların kaynakların kirletme özgürlüklerini engelleyip, yerine hükmedilmiş davranışları getirmeyi önerdikleri açıktır. Esasen, standartların popülerliklerinin en pratik nedeni uygulamada görüldüğünden çok daha fazla esneklik sağlamalarıdır. Daha detaylı olarak incelediğimizde ise, standartların tek bir şekilde uygulanabilirliklerinin ve doğrudanlıklarının problemleri bir hal aldığı görülmektedir.

Üç ana çevresel standart türü vardır: bölgesel (ortam), emisyon ve teknoloji.

3.2.1. Bölgesel (Ortam) Standartları (Ambient Standards)

Bölgesel olan çevresel özellikler, çevrenin nitel ölçülerine işaret ederler; bu belirli bir şehrin üzerindeki havanın ya da belirli bir nehir suyunun bölgesel nitelikleri olabilir. Böylece bir *bölgesel standart* o bölgeye ait bir miktar kirleticinin asla geçemeyeceği bir seviye olarak saptanır. Örneğin, belirli bir nehirdeki çözülmüş oksijen değeri için olan bölgesel bir standart milyonda 3 (ppm) olarak belirlenebilir ki bu da nehirdeki izin verilen düşük seviye anlamına gelir. Bölgesel standartlar elbette doğrudan tatbik edilemezler. Tatbik edilebilecek olanlar bölgesel nitelik seviyelerini sağlayan çeşitli emisyonlardır. Çözülmüş oksijen seviyesinin nehirde 3 ppm' in altına asla düşmeyeceğinden emin olmak için, nehirdeki farklı kaynakların emisyonlarının, bu ölçümdeki katkılarının nasıl olduğunu bilmek zorundayızdır. Ancak daha sonra bu kaynakları kontrol edebilmeyi ortaya koyabiliriz.

Bölgesel standartlar, bir süre içindeki konsantrasyon seviyelerinin ortalamalarıyla ifade edilirler. Örneğin, halihazırda (SO₂) için yıllık aritmetik ifadeyi baz alan birincil bölgesel hava niteliği standartı 80 µg/m³ ve 24-saat ortalamayı baz alanı ise 365 µg/m³ tür. Bir başka deyişle standartın iki kriteri vardır bu durum, maksimum yıllık ortalama 80 µg/m³ ve maksimum 24 saat ortalama 365 µg/m³ şeklinde kendini gösterir. Ortalama alınmasının nedeni bölgesel niteliklerde çeşitlenmelere neden olan emisyonlarda mevsimsel ve günlük olarak değişen meteorolojik şartlardır. Ortalama, kısa dönem bölgesel niteliklerin standartdan daha kötü olabileceği anlamına gelir. Bu uzun süre devam etmediği sürece havanın niteliği standartdan daha iyi olduğu periyotlarla dengelenir. (Bromley, 2002, 78)

3.2.2 Emisyon Standartları

Emisyon standartları direkt olarak kirletici kaynaklardan gelen emisyon miktarlarına uygulanan asla geçilemez seviyelerdir. Emisyon standartları bir atığın birim zamandaki miktarına bağlı olarak ifade edilebilirler. Örneğin, atığın bir dakikadaki gramı veya haftada tonu gibi. Sürekli olan emisyon akımları "anlık" akış oranlarında standartların konusu olabilirler. Örneğin dakikadaki atık miktarının üst limiti veya belli bir zamandaki ortalama atık akışı gibi.

Bölgesel ve emisyon standartlarının arasındaki farkı akılda tutmak önemlidir. Emisyon standartlarını belirli bir seviyeye ayarlamak, bölgesel standartların da ayarlanmasını gerektirmez. Emisyon ve bölgesel nitelikler arasında ikisini bağlayan, doğayı ayakta tutan, dikkate değer meteorolojik ve hidrolojik fenomen bir bağ vardır. (Kolstad, 1997, 101)

Emisyon seviyeleri ve bölgesel nitelik seviyelerinin arasındaki bağın araştırılması, çevresel bilimin önemli bir parçasıdır. Çevre genellikle diğer bölgelere boşaltmak için emisyonu yol boyunca sulandırarak ve çözerek taşır. Çoğunlukla bütün çevresel araçlarda, kirleticinin fiziksel karakterini değiştiren kimyasal reaksiyonlar gerçekleşir. Bazı durumlarda bu yayılmış olan nesneyi daha iyi bir duruma getirir. Nehir ve derelere atılan organik atıklar normalde doğal çözünme prosesinin konusu olurlar. Nitekim suyun çeşitli noktalarındaki bölgesel niteliği, emisyon miktarlarına bağlı olduğu gibi suyun hidrolojisine de (akış hızı, sıcaklığı vs) bağlıdır.

Emisyon ve bölgesel niteliklerin arasındaki bağı insan kararları nedeniyle hayati olarak etkilenebilir. Klasik bir konu otomobillerdir. Mobil kaynaklı hava kirliliğinin bir parçası olarak, emisyon standartları km başına emisyon olarak, yeni arabalar için belirlenmiştir. Fakat ne yollardaki arabaların sayısını ne de toplam yapılan km miktarını kontrol etmenin etkili bir yolu olmadığı için havadaki toplam kirliliğin miktarı ve nitekim bölgesel hava niteliği direkt olarak kontrol edilmez.

Emisyon standartları farklı temellerde geniş bir çeşitlilikle belirlenebilir. Örneğin ;

1. Emisyon oranı,
2. Emisyon konsantrasyonu ,
- 3 .Atıkların toplam miktarı ,
- 4 .Birim çıktının ürettiği atık miktarı,
5. Birim girdinin içerdiği atık,
6. Kirleticinin kaldırılabilen yüzde miktarı.

Yönetmelik dilinde emisyon standartları; düzene sokulan kirleticilerin başarmaları gereken sonuçlara işaret ettiklerinden dolayı, performans standartının bir türü olarak adlandırılırlar.

3.2.3 Teknoloji Standartları

Son neticeyi gerçekten tayin edemeyen sayısız standart vardır. Tüm bunların aksine teknolojiler, teknikler veya uygulamalar ise adapte olmak zorunda olan potansiyel kirleticilerdir. Bunları "teknoloji standartları" başlığı altında toplanmaktadır. Örneğin arabaların sahip olmaları gereken ekipmanlar katalitik konverter veya emniyet kemerleri bir teknoloji standartıdır. Bütün elektrik aletlerinde SO₂ emisyonunu düşürmek için sıkışmış-gaz temizleyicileri yerleştirilmesi gerekseydi, belirtilen teknoloji standartlarının bir etkisi olurdu. Çünkü bu durumda belirli bir teknoloji türü merkezi otoriteler tarafından belirlenmiş olurdu. Belirtmek gerekir ki bu tür standartlar çoğu zaman "dizayn standartları" veya mühendislik standartları" olarak da adlandırılırlar. Aynı zamanda ürünlerin karakteristiklerini belirleyen birçok ürün standartları ve potansiyel kirleticilerin spesifik durumları sağlayan girdileri kullanmaları için ihtiyaç duydukları girdi standartları da vardır. (Gökdayı, 1997, 25)

Uç noktalarda performans standartları ve teknoloji standartları arasındaki fark bulanıklaşabilir. Farklarının esas noktası, bir performans standartının aynı bir emisyon standardı gibi bazı performans kriterlerine bir sınırlama getirmesi ve insanların bunun üstesinden gelebilmeleri için en iyi yolu seçmelerine izin vermesine karşın; teknoloji standartının gerçekte kullanılması gereken kesin teknikleri ve kararları, özel ekipman veya çalışma uygulamalarını, kirleticiler tarafından kullanılmalrı için dikte etmesidir.

3.2.4 Standart Düzeyinin Belirlenmesi

Standart düzeyinin belirlenmesinde karşılaşılan en büyük problem, standartın nerede belirlenmesi gerektiği olmuştur. En temel soru ise otoritelerin standartları belirlerken hesaba sadece zararları mı, yoksa hem zararları hem de indirim maliyetlerini mi katacaklarıdır. Şekil 3.2' de belirtilen grafikten hareketle özellikle marjinal zarar fonksiyonuna baktığımızda standart belirlemedeki bir yaklaşımın, bölgesel (ortam) ve emisyon standartlarını sadece zarar fonksiyonunu referans alarak belirlemeyi denediği görebiliriz. Bu da bize zarar fonksiyonuna, fikir verebilecek belirli noktalar bulmak için bakılabileceğini gösterir.

Bazı çevresel kanunlarda standardı "sıfır-risk" e göre ayarlayan bir prensip kullanılmıştır; böylece bulunan seviye herkesi zarardan koruyacaktır. Bu durum emisyon standartlarını şekil 3.2' deki grafikte de e_r ile gösterilen başlangıç seviyesinde belirlemeyi ifade eder. Belirtilen konsept bir başlangıç olduğu sürece iyi bir yaklaşımdır. Toksikolojistlerin ve diğer bilim adamlarının yakın zamanda yaptıkları çalışma, birçok çevresel kirletici için bir başlangıç noktasının olmayabildiğine işaret eder gibidir; gerçekte ise marjinal zarar fonksiyonları orjinin pozitif sağındadırlar. Bu durumda bir "sıfır-risk" yaklaşımını takip edilseydi, bütün standartlar sıfıra ayarlanmak durumunda kalırdı. Böylesi bir ayarlama ise, çok toksik kimyasallar gibi bazı maddeler için uygun olabilse bile bütün kirleticiler için uygulamak temelde imkansız olurdu.

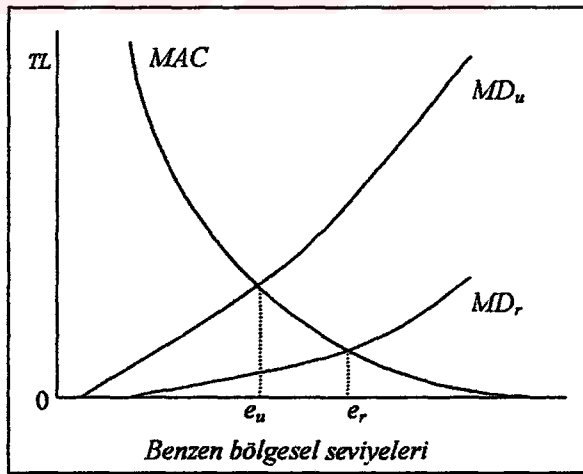
Standart sıfır risk (sıfır emisyon) yerine makul bir küçüklüğe başka bir ifadeyle zarar miktarının kabul edilebileceği gerçekçi bir seviyeye ayarlanmalıdır. Şekil 2.2. de, e_0 marjinal zarar fonksiyonunun aniden yükselmeye başladığı noktadır. Standartı e_0 düzeyine göre ayarlamış olsaydık indirim maliyetlerini hiç dikkate almadığımızdan dolayı tam bir verim elde edemeyebilirdik. Ekonomik açıdan verim elde edebilmenin

tek yolu standartı etkin emisyon seviyesi e^* düzeyine ayarlayarak maliyet etkinliğine ulaşmaktır. (Common, 1996, 111)

Standartların belirli zaman için bir ortalamaya ayarlandıklarında bir miktarın "dengelemeye" gittiğini görürüz. Burada, niteliğin görece olarak düşük olduğu periyotlar çok fazla uzamadıkları takdirde kabul edilebilirler. Akla uygun bütün doğal durumlarda, yeterli indirim teknolojisinin bölgesel niteliğin standartların içinde tutulması için kullanılmasının, gerekli olmadığı hükmü verilmiştir. Başka bir deyişle, zararlar arasında yapılan tam bir alış veriş sonucunda bölgesel nitelik geçici olarak standartın altında bozulur ve bölgesel niteliğin bütün şartlar altında standartlar içinde tutulması için yüksek maliyetler gereklidir.

3.2.5 Standartların Tekdüzeliliği (Uniformluğu)

Standart ayarlamasının pratikte en çok karşılaşılan problemi, her şartta tekdüze (uniform) olarak mı uygulanmalı yoksa duruma göre çeşitlenmeli mi olmuştur. Bu standartların evrensel uniformluğu problemi kullanılarak anlatılabilir. Örneğin Amerika Birleşik Devletleri' nin bölgesel hava niteliği standartları temelde ulusaldır. Problem, bölgelerin farklı faktörlerle zarara katkılarının büyük değişiklik göstermesi ve indirim maliyet ilişkileridir. Sonuç olarak, bir standart seti uniform olarak yerel değişikliklere uygulanırsa, ciddi karışıklıklar çıkabilir.



Şekil 3.3
Emisyon Seviyelerindeki Bölgesel Değişim

Şekil 3.3' ü incelediğimizde iki marjinal zarar fonksiyonu görülmektedir. MD_u ile gösterilen şehir bölgesini, MD_r ile gösterilen ise kırsal bölgeyi temsil eden zarar fonksiyonlarıdır. MD_u , MD_r ' nin altında kalmakta, çünkü şehir bölgesinde daha çok

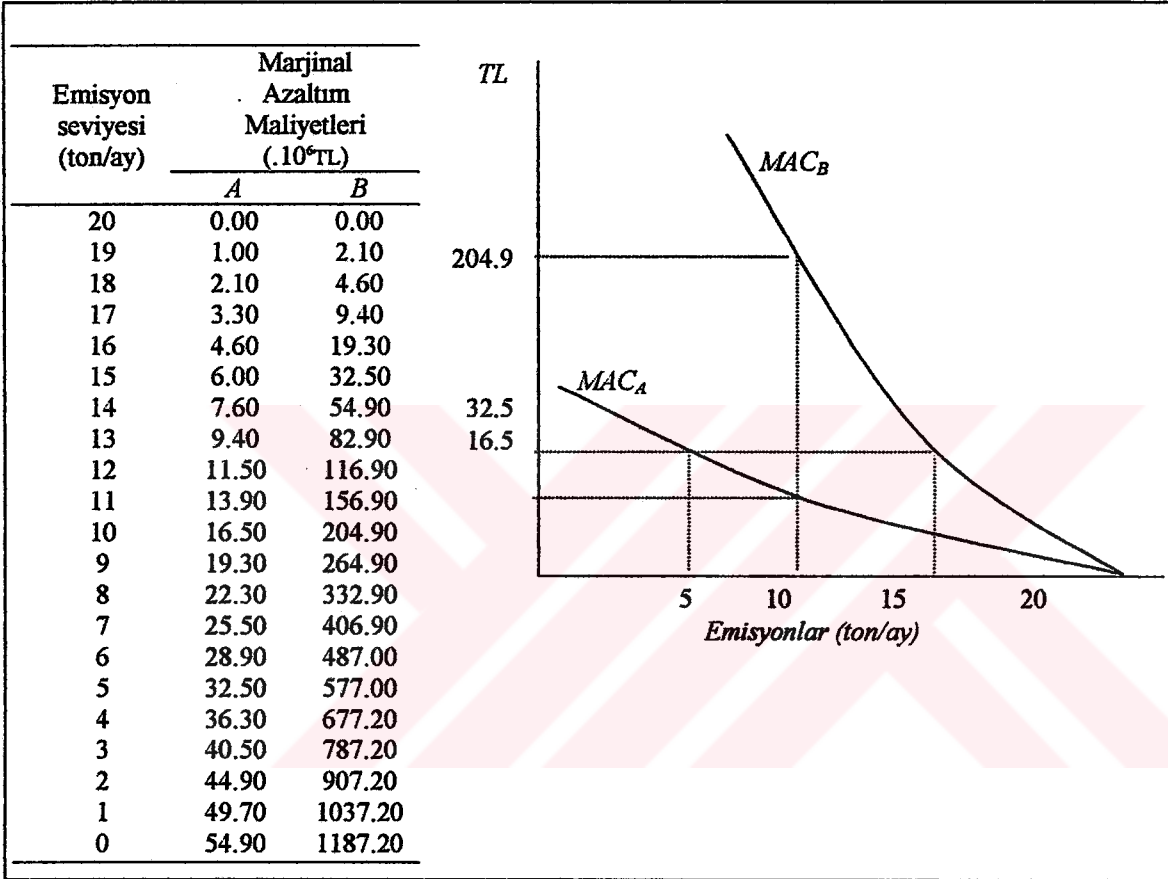
insan yaşamaktadır. Böylece aynı miktardaki emisyon miktarı, kırsal alandakine göre daha çok insanın sağlığını etkileyecektir. Marjinal indirim maliyetlerinin (*MAC*) her iki bölgede aynı olduğunu varsayalım. Bu durumda marjinal zararların şehir bölgesinde kırsal alana nazaran çok daha fazla olmasından dolayı, önceki bölgede sonrakine göre benzerin etkin bölgesel seviyesi çok daha düşük olur. (etkin seviye kırsal alanda e_r , şehir bölgesinde ise e_u ile gösterilmiştir) Görüldüğü üzere tek bir uniform- tekdüze standart eşzamanlı olarak her iki bölgede de etkin olmayacaktır. Standart e_u ' ya ayarlanırsa kırsal bölge için aşırı derecede zorlu olacak, e_r ' ye ayarlanırsa da şehir bölgesi için yeterince sıkı olmayacaktır. Bu karışıklığı engellemenin tek yolu iki bölgeye de farklı standartlar getirmektir. Elbette farklı bölgelere farklı standartlar getirmek bizi büyük politikalardan biri olan ticaretle karşı karşıya getirecektir. Farklı ve heterojen durumlarda etkinliği sağlayabilmek için uygun bir politika geliştirilmelidir, bunun daha etkili olacağı açıktır. Fakat aynı zamanda çeşit çeşit standartları ayarlamak için gerekli olan bilgiyi elde etmenin ve yürürlüğe girdiklerinde tatbik etmenin daha maliyetli olacağı da göz önünde bulundurulmalıdır. (Bowers, 1996, 121)

Şekil 3.3' de bulunan marjinal zarar (*MD*) eğrileri, coğrafi bölgeler arasındaki farkları olduğu gibi diğer heterojen durumlarında ifade etmek için de kullanılabilirler. Örneğin, *MD_u* bir takım meteorolojik şartlar altındaki belirli bir bölgedeki veya yılın bir mevsimindeki marjinal zararlarını gösterebilir, *MD_r*' de aynı bölgenin, fakat farklı meteorolojik şartlar altındaki veya yılın farklı bir zamanındaki marjinal hasar fonksiyonunu ifade edebilir. Doğal olarak bütün sene boyunca uygulanan tek bir standart, her zaman etkin olamaz. Bir zaman etkili olursa bile diğer zamanlarda etkin olamaz.

3.2.6 Standartlar ve Marjinal Eşitlik Prensibi

Standartı emisyonların etkin düzeyine ayarlama konusundan bahsederken, etkin düzeyinin kendisinin minimum marjinal indirim maliyet fonksiyonuyla belirlendiğini hatırlamak gerekir. Bu ise; birden fazla emisyon kaynağının aynı atığı ürettiği yerlerde, marjinal eşitlik prensibi kullanılmak zorunda olduğu anlamına gelir. Birinci bölümde belirtildiği gibi bu prensibe göre, verilen toplam indirim maliyeti için toplam emisyonda en yüksek düşüşü elde etmek amacıyla farklı emisyon kaynakları, aynı marjinal indirim maliyetleri varmış gibi kontrol edilmek zorundadırlar. Bu kirleticinin

farklı kaynaklarının her birinin normalde marjinal indirim eğrilerine dayanarak, farklı derecelere kontrol edileceği anlamına gelir. Standartlarla ilgili ana problem yetkililerin bütün kaynaklara her zaman aynı standartları uygulamada çok kuvvetli eğilimlerinin olmasıdır. Görünüşte hepsine aynı muamele yapıldığı için herkese adil olduğu imajını verir. Ama özde standartlar sadece bütün kirleticilerin olası olmayacak şekilde aynı marjinal indirim maliyetlerine sahip olduğu durumda maliyet-etkin olacaktır.



Şekil 3.4

Temsili İki Kaynak ve Marjinal İndirim Maliyetleri.

Aynı atığı üreten kaynağın, aralarındaki indirim maliyet ilişkisini gösteren şekil 3.4'ü inceleyelim. Marjinal indirim fonksiyonları farklı *A* firması için, emisyon ürettiği sırada *B* firmasına göre daha az hızlı bir şekilde yükseldiğini gösterirler. Bu farkın nereden kaynaklandığına dair ilk düşünce farklı çıktuları farklı teknolojilerle üreten olabilecekleridir. Bir firmanın diğerinden daha eski olması, dolayısıyla da eski teknolojinin atıklarını azaltmanın maliyetinin yenisine göre daha yüksek olmasına sebep olabilir. Ya da bir fabrikada girdi olarak diğerinden daha farklı hammadde kullanılması indirim maliyetlerinde değişmelere sebep olabilir. Gerçek dünyada da

belirtilen bu ve benzeri sebeplerden dolayı firma grupları arasında aynı atığı yaydıkları halde indirim maliyetlerinde önemli bir heterojenlik beklenebilir. (Hodge, 1995, 123)

Emisyonların kontrol edilmediğini varsayalım. Böyle bir durumda her firma için atık miktarları 20 ton/ay veya toplam olarak 40 ton/ay olur. Şimdi ise yönetimin toplam kirliliği emisyon standartları getirerek 20 ton/ay' a indirmek istediğini kabul edelim. Bu durumda standartların nasıl uygulanacağı prosedürde çok açık gözükabilir ki bununda her kaynağa aynı standartı uygulamak olduğu açıktır. Uygulamanın kaynaklara adil olmak ve eşit davranmak gibi yüzeysel bir görünümü vardır, çünkü her ikisinde halihazırdaki seviyelerinden aynı oranda indirim yapacaklardır. Elbette problem kaynakların ekonomik olarak farklı olmaları ve dikkate değer bir şekilde farklı marjinal indirim maliyetlerinin olmasıdır. Aynı olmayan kaynaklara uniform-tekdüze standartlar uygulayarak marjinal eşitlik prensibini ihlal ettiğimizden ve maliyetler kolay anlaşılabilir bir hale geldiğinden umduğumuz gibi daha düşük toplam emisyon miktarından da uzaklaşmış oluruz. 10 ton/ay emisyon seviyesinde kaynak *A* $16.50.10^6$ TL /ton marjinal indirim maliyetine sahip olur, halbuki kaynak *B* 204.10^6 TL/ton marjinal indirim maliyetine sahiptir. Toplam maliyetlerin, marjinal maliyetlerin toplamı olduğunu hatırlayarak, toplam mecburi maliyetlerin *A* için $75.90.10^6$ TL ve *B* içinse $684.40.10^6$ TL olduğunu hesaplarız. Böylece ana toplamda $760.30.10^6$ TL olacaktır.

Belirlenen bu değer marjinal eşitlik prensibine göre hazırlanmış bir programın sonuçlarına göre çok yüksek bir maliyettir. Şekil 3.4'ü incelediğimiz zaman, istediğimiz toplam azalmayı, marjinal eşitlik prensibine de uyarak, *A* firmasının emisyonunu 5 ton/ay' a ve *B* firmasınınkini de 15 ton/ay' a düşürerek sağlayabileceğimizi görebiliriz. Bu seviyelerde ikisinin toplam marjinal indirim maliyetleri aynı (32.50 /ton) ve düşüşün toplam maliyeti $272.30.10^6$ TL olacaktır. (*A* için $204.40.10^6$ TL ve *B* için $67.90.10^6$ TL) Toplam maliyetlerde eşit-standartlara göre yüzde 64 düşüş sağlanır. Belkide daha farklı bir şekilde, eşit-standartlar için olan $760.30.10^6$ TL maliyetini kullanırsak, kaynakları marjinal eşitlik prensibine göre azaltarak toplam emisyonlarda daha fazla bir düşüş sağlarız. Gerçekte *A* firmasını sıfır emisyonuna (toplam maliyeti: $430.70.10^6$ TL) ve *B* firmasını da 12 ton/ay emisyonuna düşürmek (toplam maliyeti: $322.60.10^6$ TL) eşit-standartlardaki aynı toplam mecburi maliyeti verir. Ama toplamda daha düşük emisyonlarla (20 ton/ay yerine 12 ton/ay) sağlanmış olur.

Kısaca; standartlar genellikle emisyon kaynaklarında uygulanmak için tekdüze (uniform) olarak dizayn edilirler. Tekdüze (uniform) bir düzenleme standart yaklaşımının ana felsefesinin tabiatında bir uygulama olarak kabul edilebilir. Ama gerçek dünyada da çoğunlukla olduğu gibi, marjinal indirim maliyetleri kaynaktan kaynağa değiştiğinden, toplam emisyonlarda eşit-standartlar yaklaşımı, marjinal eşitlik prensibine göre olan bir yaklaşıma göre, programın mecburi maliyetleri için toplam emisyonlarda daha az bir düşüş sağlar. Kaynaklar arasındaki marjinal indirim maliyetlerindeki farklar çok büyükse, eşit-standart yaklaşımının performansı oldukça düşük olabilir.

Standartlar marjinal eşitlik prensibine göre ayarlanabilirler mi konusunu irdeliyecek olursak; uygulanabilir kanun bir nevi eşit orantılı azaltmaya ihtiyaç duymadığı sürece, yönetimin ayrı kaynaklar için farklı standartlar getirmesini engelleyecek bir durum olmadığı gözlemlenir. Önceki örnekte 20 ton/ay düzeyinde bir azaltma sağlayabilmek için kaynak *A'* nin emisyonlarını 5 ton/ay'a , kaynak *B'* nin 15 ton/ay'a düşmesi gerekir. Bunun zor olan tarafı her nasılsa yönetimin belirtilen zorlukların üstesinden gelebilmesi amacıyla farklı kaynaklar için marjinal indirim maliyetlerini bilmek zorunda oluşudur. Bu noktaya ağırlık verilmelidir. Gerçek hayatta hemen hemen bütün kirlilik problemlerinde birden fazla kaynak vardır. Bir kamu ajansının, marjinal eşitlik prensibine göre ayrı ayrı standartlar belirleyebilmesi için, bütün bu kaynakların herbirinin marjinal indirim maliyetlerini bilmesi gerekir. Muhtemelen her biri farklı üretim yapan, farklı teknolojiler kullanan birçok kaynaktan, marjinal indirim maliyetleri hakkında yüksek kaliteli bilgi toplayabilmek ajansın çok büyük çabasını gerektirir. Bilginin birincil kaynağı kirleticilerin kendileridirler ve onların bu bilgiyi istekli olarak paylaşacaklarına inanmanın hiçbir mantığı yoktur. Gerçekte bu bilginin bireysel standartlar için kullanılacağını anlarsa (ki kesinlikle anlayacaklardır), marjinal indirim maliyetlerinin emisyon azaltımıyla büyük bir hızla yükseleceği yönde yönetime bilgi vereceklerdir. Bahsedilen nedenlerin de gösterdiği gibi, yönetimin kaynağa özel standartlar belirlemesinde ciddi problemleri vardır. Bununla beraber, genel standartları uygulamakla yükümlü yerel kirlilik-kontrol yönetimleri ve her biri farklı şartlarda olan yerel kaynaklar arasındaki etkileşimin dikkate değer bir kısmının, resmi olmayan bir şekilde yapıldığının da vurgulanması gerekir. (Canan, 1995, 82)

3.2.7 Standartların Teşvik Edici Durumları

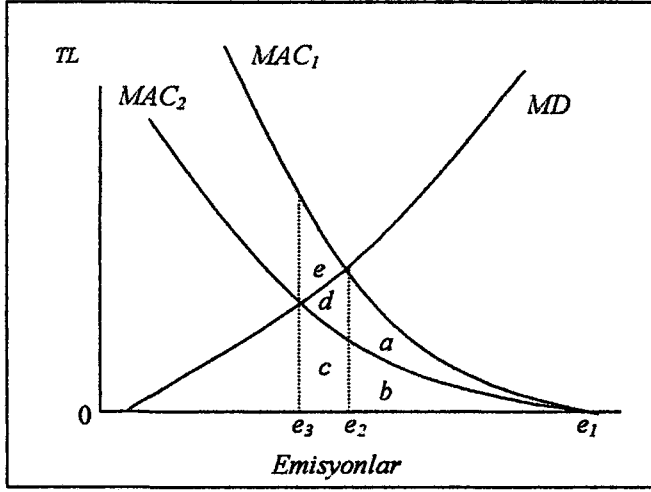
Bir politikayı değerlendirmedeki en önemli yol, firmayı regülasyona yönlendirmede nasıl bir etkisi olduğuna bakmaktır. Bunun bir kısa-vadeli bir de uzun-vadeli boyutu vardır.

Kısa-vadede soru, politikanın kaynaklar için emisyonları etkin düzeylere düşürmelerini sağlayacak teşvikler oluşturup, belirlenen emisyon düzeylerini etkin maliyetlerle sağlayıp sağlamadığıdır. Yönetim ve kontrol yaklaşımının kurulu olduğu standartlar bu konuda ciddi bir şekilde zayıflık arz ederler. Temel problem standartların herşey veya hiçbirşey olmalarıdır, ya uyuşurlar ya da uyuşmazlar. Uyuşurlarsa, ek emisyon düşürme maliyetleri tamamen ılımlı olabildiği halde standarttan daha iyi yapılacak bir teşvik olmayacaktır. Aynı şekilde teşvikler, son birim emisyon düşüşünün maliyeti, düşürülen zarara göre çok daha yüksek olabildiği halde, standartlarla buluşmak içindirler.

Pratikte standartlar kirleticilerden karar verme esnekliklerini almak için hazırdırlar. Bu kesinlikle, üreticilere daha düşük maliyet avantajı sağlayabilecek başka prosedürler olduğu halde, izleyecekleri prosedürleri dikte eden teknoloji standartlarıdır. Belkide gerçekte kendilerini karşı gelmenin ithamından korusunlar diye, diğer tekniklerden kaçınmaları için motive etmelidirler. Harekete kalktıkları nokta güvenli olmanın, bu sebeple standart tarafından belirlenen teknolojiye adapte olmanın ve kamu kontrollü yönetimlerin doğruluğunu koruma yükünü taşımalarına izin vermenin en iyi seçim olduğudur. Bir teknoloji standardı firmaların, avantaj sağlamak için kendi yaratıcılıklarıyla tasarladıkları teknolojilerini kullanmalarına izin vermekten ziyade, yerine kamu yönetiminin ana fikriyle doğru teknoloji kararlarını koyar. Bu açıdan emisyon standartları kirleticilerin emisyon düşüşüne maliyet-etkin çözümler bulmaları için kirleticilerin teşviklerini azaltma yönünde kullanılırlar. (Mills, 1978, 147)

Uzun vadede kirlilik kontrol politikaları için tatmin edici nitelik, emisyon düşüşleri sağlamak için, daha düşük maliyetler sağlayacak yeni tür teknolojiler ve yönetim çeşitlerinin aranması adına güçlü teşvikler üretmeleridir. Standartların bu kriterlere göre ne kadar iyi işlediği ise bir soru işaretidir.

Teknoloji standartları çerçevesinde iş yapmak kolaydır. Teknoloji standartları, emisyonları etkin olarak sıfıra indirmek için ve daha ucuz yollar bulmak için olan



Şekil 3.5
Teknolojik Değişim ve Maliyet Tasarrufları

teşviklerdir. Kontrol yönetimi emisyonları azaltmak için, kirleticilerin yasal olarak kullanabilecekleri spesifik teknolojileri ve de uygulamaları dikte etmiş olsaydı, daha iyi yaklaşımlar bulmanın bir ödülü olmazdı.

Şekil 3.5' de firmanın olası iki durumdaki marjinal indirim maliyetleri gösterilmektedir. MAC_1 teknolojik iyileştirme verilmeden önceki maliyetleri temsil etmektedir; MAC_2 ise daha iyi çalışma veya geridönüşüm teknolojisi yaratmak için AR&GE 'ye büyük ebatta bir kaynak sarfetmesinden sonra sahip olmayı bekleyebileceği marjinal indirim maliyetini temsil etmektedir. Kirlilik-kontrol programı olmadan AR&GE' ye para harcamak için kesinlikle bir teşvik yoktur. Ama şimdi firmanın e_2 emisyon standartıyla uyumunda olduğunu varsayalım. Bu firma için orjinal marjinal indirim maliyetleriyle toplam yıllık uyuşma maliyeti senede $(a+b)$ ' dir. A&G programı başarılı olursa, uyuşma harcaması sadece b /yıl olacaktır. Fark olan a /yıl uyuşma harcamalarındaki düşüştür ve A&G çalışması için teşviği temsil etmektedir. Bu ekonomik-teşvik programlarına göre daha zayıf bir etkidir. Yine de teknoloji standartları için söyleyebileceğimizden daha fazla olan bir teşviktir.

Bununla beraber standart getirmenin temel mantığı bu teşviğin önünü kesmekten fazlasını yapmalıdır. Yönetimin, standartı emisyonların etkin olduğu düzeye yaklaştırmak için bütün çabayı sarfettiğini kabul edelim. Şekil 3.5' de belirtilen e_2 düzeyi firmaların teknik değişimden önce gördükleri etkin seviyedir. Ama

yeni teknoloji marjinal indirim eğrisini düşürür ve biliyoruz ki bu da etkin emisyon seviyesini düşürür. Yönetimin bunu tahmin ettiğini ve de marjinal zararlarla ilgili görüşlerini tayin ettiklerini varsayalım. Yeni teknoloji etkin emisyon seviyesini şekil 3.5' de e_3' le değiştirir. Aynı zamanda standartı da bunu yansıtmak için değiştirmişlerdir. Bu durumda firmanın uyuşma maliyeti senede $(b+c)$ olacaktır. Fark şimdi ise $(a-c)$ olur. Böylece firmanın maliyet tassarufları, esasen standartın değişmemiş haline göre düşecektir; gerçekte uyuşma maliyetleri A&G programından öncesine göre daha yüksek olabilir. Bir başka deyişle firma, düzenleyicilerin çalışma şeklinin standartları sıkılaştırdığını varsayabilir. O zaman yeni teknolojiyle eskisine nazaran daha kötü sonuç alırlardı. Bu durumda standart-ayarlar prosedürü, yeni kirlilik-kontrol teknolojilerinin teşvik edilmesinin önünü tamamen kesmiş olur. Bu durum ters teşvikler olarak da adlandırılabilir. Bir ters teşvik tam olarak düzenin hedeflerine karşı olarak çalışır. Bu durumda ise standart getirme, kirlilik-kontrol teknolojisinin uzun-dönem iyileşmelerinin karşısında olur. (Common, 1996, 132)

Emisyon standartları teknolojik değişim için teşvikler yaratıyorsa, o teşviği arttırmak için çok sıkı standartlar saptamak arzu edilir. Şekil 3.5' de standart en başta e_3' e ayarlanırsa bu maliyet tassarufları, standart e_2 düzeyindeyken olacağı a' dan ziyade yeni teknolojiyle $(a+d+e)$ olur. Bu şekilde bir yaklaşım "teknoloji zorlaması" başlığı altında toplanır. Teknoloji zorlamasının prensibi, standartları kirlilik kontrol endüstrisinin standartı kabul edilebilir maliyetlerle sağlamak amacıyla yollar bulması için motive edeceği umuduyla, bugünün teknolojiyle olamayacak şekilde ayarlamaya zorlamaktır. "Bugünün teknolojiyle olamayacak şekilde" ifadesi ile yaygın ekonomik sıkıntıya neden olacak şekilde maliyetli denilmek istenmiştir.

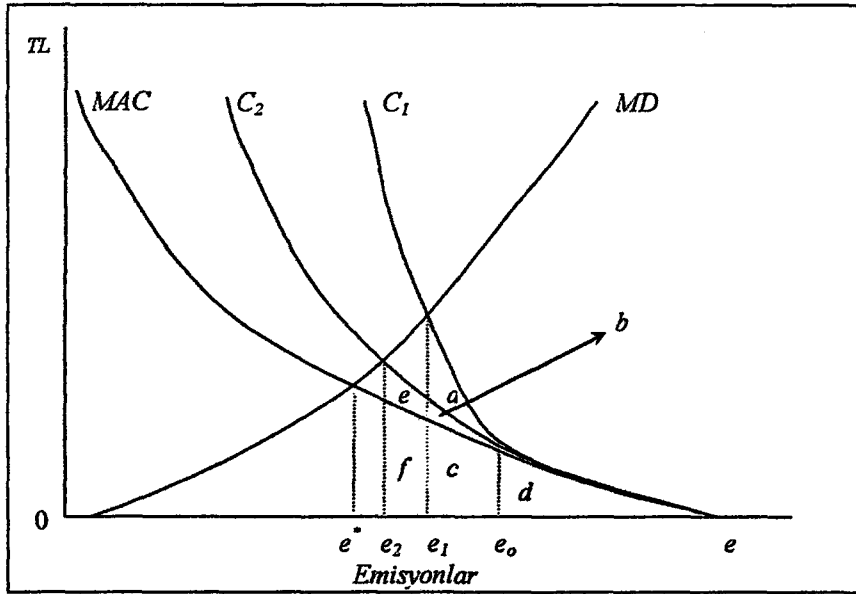
Ayrıca sıkı standartlar; kirleticileri kamu yönetimlerinden, tarihi uygulayabilir oldukları zamana ertelemesi için yardım aramalarına teşvik etmek gibi bir başka teşviği de ortaya koyarlar. Açık bir politik sistemde, firmalar kirlilik-kontrol A&G' sine gitmesi muhtemel kaynaklarının bir kısmını alarak yerine politik yönetimlere sıkı standartları başlatmalarını ertelemeleri için baskı yapmak amacıyla kullanabilirler. Nitekim teknoloji zorlaması, ılımlı bir seviyesinden fazlasının etkin olacağı anlamına gelmeyen stratejilerden biridir.

Aynı zamanda hatırlanması gerekir ki dikkate değer yeni A&G' lerin yayılması, kirlitici endüstrilerin kendilerinden ziyade kirlilik-kontrol endüstrisi tarafından

yürütülmektedir. Bu nedenle, teknolojik değişiklik için olan kirlilik-kontrol politikasının teşvikleri hakkında bir karara varabilmek, bu politikaların kirlilik-kontrol endüstrisinin üretkenliği ve büyümesi üzerinde nasıl bir katkıda bulunacağını önceden kestirmek anlamına gelir. Teknoloji standartları bu sahada engelleyicilerdir, çünkü esasen kirlilik-kontrol endüstrisindeki müteşebbislerin yeni fikirler üretmeleri için olan teşvikleri tüketmektedirler. Daha öncede gördüğümüz gibi emisyon standartları bu yönden daha iyilerdir. Emisyon standartlarının daha iyi olmasının nedeni kirlilik-kontrol endüstrisinin temsilcilerinin genellikle sıkı çevreci standartlardan yana bir politikayı seçtikleri gerçeğidir. Esasen endüstrinin geleceği doğrudan kamu yönetimlerinin belirlediği emisyon standartlarının sıklığının derecesine bağlıdır.

3.2.8 Standartların Uygulanması

Tipik bir kirlilik kontrol kanunu, halihazırdaki emisyon düzeylerinden bir miktar düşüşü ya da belirtilmiş teknolojilere adaptasyonu içerir. Bu politikaları değerlendirirken çoğu zaman cezaların kanunda belirtilmesinin, tam bir itaat için tamamıyla yeterli olacağı varsayılmaktadır. Gerçekte ise durum hiç böyle değildir. Kirlilik kontrol kanunları da, diğerleri gibi kaynak gerektiren uygulamalar içerirler. Çünkü kamu uygulama ajansları her zaman sınırlı bütçelerle çalışırlar. Bu uygulamaya kabul edilebilir düzeyde itaat sağlamak için yeterli kaynağın hiçbir zaman dağıtılmayacağı anlamına gelmez. Kabul edilebilir fikri de tartışma konusudur.



Şekil 3.6
Uygulamamanın Ekonomik Analizi

Ekonomide ve kaynakların tahsisindeki birçok diğer problem gibi, uygulama da bir ticareti gerektirir. Bu ticaret içerik olarak şekil 3.6' da anlatılmaktadır. MD ilgili marjinal zarar eğrisi, MAC ise kaynakların emisyonları azaltmaları için gerekli olan, marjinal maliyetleri gösteren, geleneksel marjinal indirim maliyet fonksiyonudur. C_1 ve C_2 eğrileri marjinal indirim (marjinal uygulama) maliyetleridir. Bunların kontrol edilmeyen emisyon oranı olan e' nin bir miktar solunda olan e_0' dan başladığını göz önüne alalım. e^* düzeyine bir emisyon standardı getirildiğinde bir miktar gönüllü uyumun olacağı (e' den e_0' a) kabul edilebilir. Ama emisyon azaltımının e_0' in ötesine alınması açık bir uygulama kaynağı gerektirir. C_1 ve C_2 eğrileri farklı uygulama teknolojilerine tekabül etmektedirler. Normal olarak e^* düzeyini emisyonların etkin düzeyi olarak düşünürüz ama uygulama maliyetleri olduğu zaman, bu daha fazla söz konusu olamaz. Göreli olarak yüksek uygulama maliyetleriyle (C_1 eğrisi), emisyonların sosyal olarak etkin oranı e_1' dir. Bu noktada toplam emisyon azaltım maliyeti, uygulama maliyetlerinin ($a+b$) ve indirim maliyetlerinin ($c+d$) toplamına eşittir. Uygulama teknolojisi ekipmanın gözetimi, personelin uzmanlığı, yargı sisteminin çalışması gibi birçok durum içermektedir. Belirtilen faktörlerden birinde değişiklik olduğu zaman etki toplam maliyet eğrisine yansır. Şekil 3.6' da görüldüğü üzere C_1, C_2' ye geçişerek, etkin emisyon düzeyinin e_2' ye geçmesine yol açar, bu noktada toplam emisyon azaltım maliyetleri, uygulama maliyetlerinin ($e+b$) ve indirim maliyetlerinin ($f+c+d$) toplamından oluşur. (Field, 1997, 182)

Uygulama maliyetleri analizlere dahil edildiği zaman, standartların nereye konması gerektiği sorusu ortaya çıkar. Sıkı standartlar daha büyük uygulama maliyetlerini gerektirir, çünkü kaynaklarda daha geniş çalışma değişikliklerine ihtiyaç olur. Daha gevşek standartlar ise aksi nedenlerden dolayı daha az uygulama maliyetleri gerektirirler. Kamu çevresel ajansları genellikle bütçe darlığıyla yüzleşirler. Bazı durumlarda, yüksek uygulama maliyetleri gerektiren sıkı standartlardan çok daha büyük emisyon azaltımları, daha gevşek standartlar kullanılarak elde edilebilir.

Bununla beraber standartların "sıklığı" nın uygulama maliyetlerini etkileyen tek faktör olmadığının üzerinde durulmalıdır. Uygulamanın kritik bir elemanı ise kanunlarda belirtilen cezanın boyutudur. Birçok kirlilik-kontrol kanunu suçu işleyenler yakalanırlar ve suçlu bulunurlarsa talep edilen para cezası (veya hapis) düzeyinde istenilebilecek şartlar içerirler. Bazı durumlarda cezalar, standartları

sağlamak için gereken indirim maliyetlerinin çok altında kalır. Bu tip durumlarda firmalar gerçekte standartlara uymayarak para tasarrufu yapabilirler. Düşük cezalarla uygulama, yüksek cezalı duruma göre çok daha zor ve maliyetli olur. Kirleticilerin esasen yüksek cezalar ödeme ihtimaliyle yüzleşmeleri, uyum sağlamaları için güçlü bir teşvik olur. Bununla beraber, daha önce de bahsettiğimiz gibi kanun cezaları aşırı derecede yüksek tutmaya kalkarsa, ekonomik bozulma nedeniyle, yerel yöneticilerin ve mahkemelerin suçluların peşine etkin bir şekilde düşmelerinden vazgeçebilecekleri düşüncesini aklımızda tutmamız gerekir.

Uygulama bütçelerinin darlığı, kamu yönetimlerinin standart politikalarına olan ilgilerini anlatmaya yardım eder. Çoğu standart yaklaşımının en temel karakteristiği, bir kamu ajansının maliyetli bir uygulamaya, özellikle maliyetli bir izleme programına ihtiyacı olmadığıdır. Uygun olandan daha çok kaynağın tahsis edildiği doğrudur; ama standart programları kitaplara hala, ne kadar para ve çabanın uygulamaya verileceği sorusu cevaplanmadan konabilmektedir. Saatlik ve günlük bir üst limit belirleyen bir emisyon standartını göz önüne aldığımızda; bunun mükemmel bir şekilde uygulanması için birinin sürekli olarak emisyon oranını izlemesi gerekeceği açıktır. Binlerce kaynağı izlemekle görevli bir kamu ajansı için bu bütünüyle imkansızdır. Bahsedilen zorluk ve imkansızlıklar Amerika Birleşik Devletleri'nde, kaynakların emisyon oranlarını zamana karşı ve kendi kendilerine kitaplara kaydedtikleri kendini-izleme sistemine yol açmıştır. Bu ajansların her bir kaynağı periyodik olarak ziyaret edip kayıtları izlemelerine olanak vermiştir. Ajanslar bunun yanında rastgele kontrollerle emisyon ölçümü yapabilirler. Kayıtların incelenmesi ve rastgele ziyaretlerin miktarı ajansın bütçesine göre ayarlanabilir. İzlemeye daha az kaynak tahsis edildiği zaman uymayanların oranının daha kötü olacağını söylemek gereksizdir. Ama hala kabul edilebilir bir seviyede uygunsuzluğa, ılımlı bir izlemeyle erişilecektir. (Kolstad, 2000, 178)

Çevresel standartların en genel özelliklerinden birisi genellikle farklı insan grupları tarafından hazırlanıp uygulandıklarıdır. Standartlar hala ülke yöneticileri tarafından belirlenmekte, uygulama ise genellikle yerel yönetimler tarafından yapılmaktadır. Böylesi bir uygulamanın önemli miktarda eksikliği vardır. Bir tanesi standartların çoğu zaman uygulama maliyetleri fazla düşünülmeden getirilmeleridir. Yerel yönetimlerin uygulama için gerekli kaynağı bulacakları farz edilir. Elbette pratikte durum bu değildir. Yerel yönetimler, sınırlı uygulama bütçeleriyle, diğer

programlara tahsis edilen kaynaklarını azaltarak yeni programlara reaksiyon gösterebilirler. Diğer bir eksik ise standartların pratikte ilk göründüklerinden daha az esnekliğe sahip olabildikleridir. Ulusal seviyede yazılan kanunlar spesifik ve her yerde uygulanabilir gözükürler. Ama yerel seviyede, kanunun kaynaklara uygulanması yerel yönetimlerin elindedir ve bu işlem sırasında yönetimlerle, yerel fabrika yöneticileri arasında resmi olmayan bir tarzda ver-ve-al şeklinde bir anlaşma olabilir.

Teknoloji standartları da uygulama da aynı esnekliğe izin verirler. Önemli olan baştaki uyum ve devam eden uyumu ayırt etmemizdir. Baştaki uyum, kirleticinin belirli bir teknoloji standartıyla uyuşma durumunda olup uygun ekipmanı tanzim ettiği yerdur. Baştaki uyumu gözlemlmek için, ekipmanın tanzim edildiğini kontrol edecek ve standartın şartlarına göre çalışacağından emin olmak üzere tesisi ziyaret edecek denetçilere ihtiyaç vardır. Bu araştırıldığında yönetim ajansı firmaya gerekli olan çalışma iznini verebilir, ama gelecekte ekipmanın verilen iznin şartları doğrultusunda çalışacağını garanti etmez. Bir miktar izleme olmadan kaynağın uyum içinde olacağını bir garantisi yoktur. Ama yine yönetim ajansının bir izleme programı belirlemesi için büyük bir esneklik vardır. Bu rastgele seçilen yerlere yapılan seyrek ziyaretlerden, her kaynakta yapılan sürekli araştırmalara kadar çok değişebilir. Daha fazla izleme şüpheci daha yüksek oranda itaati sağlayacaktır. Standart yaklaşımı temelde uygulama için gerekli olan zaman, efor ve de para miktarı sorusunu cevapsız bırakmaktadır. Standart yaklaşımının en önemli avantajının, izleme ve uygulamada bu esnekliği sağlaması olduğu açıktır. (Turner, 1993, 192)

3.3 Ekonomik Teşvikler

Çevreci ekonomistler çevresel politikalara, teşvik bazlı düzenlemeler fikrini daha fazla katmayı çok tercih etmişlerdir. Bunun bazı durumlarda çevresel politikalara katkısı olabilir ve sonuç olarak politikanın maliyet-etkinliğini iyileştirebilir. Ama daha önce söylenmiş birşeyi akılda tutmak gerekir ki tek tür bir politikanın bütün durumlarda en iyi çözüm olması beklenemez. Bu anlamda teşvik-bazlı düzenlemeler elbette her zaman en iyi çözüm değildirler, güçlü ve zayıf yanları vardır.

3.3.1 Emisyon Vergileri (Harçları) ve Sübvansiyonlar

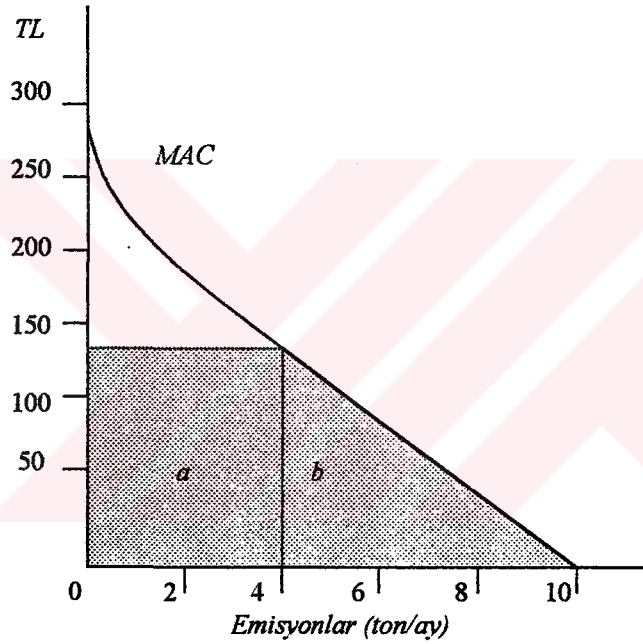
3.3.1.1 Emisyon Vergileri

Belirli bir atık emisyonunu kontrolde en açık sözlü teşvik bazlı yaklaşım, bir kamu ajansının o emisyonları değiştirmek için finansal teşvik önermesidir. Bu iki yolla yapılabilir: her birim emisyon için vergilendirmek veya her birim emisyon için kaynağın geri döndürüleceği para yardımları vermektir.

İlk olarak bazen "emisyon harçları" olarak da adlandırılan emisyon vergilerini ele alalım. Aslında, bir vergi sistemi kirleticilere " İstedığınız kadar atığı boşaltabilirsiniz, ama emisyonlar ölçülecek ve boşalttığınız her birim için (ör., ton) belirli bir ücret ödeyeceksiniz" mantalitesini vermektedir. Temelde firmalar emisyonlarından sorumlu olup çevre servislerine ve nakliye, sulandırma, kimyasal dekompozisasyon gibi operasyonlarında kullandıkları girdilere de ödeme yapmak zorunda kalırlar. Kısaca firmaların emek ve diğer konvensiyonel üretim girdilerini korumak için dürtüleri her zaman vardır. Emisyon vergilerinin uygulandığı düzenlemeyle ise, kendi çevresel servislerini korumak için de dürtüleri olacaktır ve bunu istedikleri şekilde (sebepler dahilinde) yapabileceklerdir. Bu ifade ilk başta kulağa düşüncesizce söylenmiş gibi gelebilir, ama aslen tekniğin ana avantajını temsil etmektedir. Kirleticileri emisyonların en iyi nasıl düşürüleceğine karar vermede özgür bırakarak onların enerjilerini, yaratıcılıklarını ve maliyetlerini düşürme arzularını, emisyonları düşürmek için en ucuz yolu bulmaları için çalışacak duruma getirmeyi hedefler. Sonuçta; herhangi bir iyileştirme, iç üretim değişiklikleri, girdilerde değişiklik, geri dönüşüm veya daha az kirletici çıktılara geçiş kombinasyonu olabilir. Vergi yaklaşımının özü, kirleticilerin merkezi bir otoritenin nasıl olacağına karar vermesinden ziyade, emisyonlarını düşürmek için en iyi yolu bulmalarını sağlayacak bir teşvik oluşturmaktır. (Tisdell, 1993, 162)

Emisyonlar (ton/ay)	Marjinal azaltım maliyeti (.10 ⁶ TL)	Toplam Azaltım Maliyeti (.10 ⁶ TL)	120TL/ton' da toplam vergi (.10 ⁶ TL)	Toplam Maliyetler (.10 ⁶ TL)
10	0	0	1.200	1.200
9	15	15	1.080	1.095
8	30	45	960	1.005
7	50	95	840	935
6	70	165	720	885
5	90	255	600	855
4	115	370	480	850
3	135	505	360	865
2	175	680	240	920
1	230	910	120	1.030
0	290	1.200	0	1.200

Tablo 3.3
Marjinal Azaltım Maliyetleri



Şekil 3.7
Emisyon Verigisi

Emisyon vergi sisteminin temel mekanikleri Şekil 3.7' de ifade edilmiştir. Tablo 3.3' deki rakamlar tek bir kaynaktan yayılan belli bir kirletciye ait değerlerdir. Tablo, analizi rakamsal olarak gösterirken aşağısındaki Şekil 3.7 aynı bilgiyi grafiksel olarak göstermektedir. Görüldüğü üzere vergi 120.10⁶TL/ton/ay' olarak belirlenmiştir. Tablo 3.3' de belirtilen ikinci sütun firmanın marjinal indirim maliyetlerini, üçüncü sütun toplam indirim maliyetlerini, son iki sütun ise firmanın farklı emisyon seviyelerinde ödeyeceği vergi tutarlarını göstermektedir. Bu arada toplam marjinal indirim maliyetleriyle vergi tutarını içeren toplam maliyetin, minimum toplam maliyet olan 850.10⁶ TL' nin 4 ton/ay emisyon düzeyinde olduğu da görülmektedir.

Bunun mantığını, marjinal indirim maliyetlerini göz önünde tutarak takip edelim. Başlangıçta firmanın 10 ton/ay emisyon yaydığını varsayalım; emisyonu 9 tona düşürme durumunda olsaydık, bu indirim maliyetlerinde $15 \cdot 10^6$ TL olacak ama toplam harçlarda da $120 \cdot 10^6$ TL tasarruf olacaktı ki bu açıkça iyi bir harekettir. Dolayısıyla, vergi oranı marjinal indirim maliyetlerinin üzerinde olduğu sürece, emisyonlarını düşürmeye devam ederek alt sınırını geliştirebileceğini görebiliriz. Böylece firmanın izleyeceği prensibin "Emisyonları, marjinal indirim maliyetleri emisyon vergilerine eşit olana kadar düşür" şeklinde olacağı söylenebilir. Sürekli bir marjinal indirim maliyet fonksiyonuyla emisyonların küsüratlarından bahsetmek mümkündür. (Bu şekil 3.7' de uygulayamadığımız bir durum çünkü grafik üstte tam sayı olan değerlerle uyusmak için çizilmiştir) Görüldüğü üzere $120 \cdot 10^6$ TL harç, firmanın emisyonlarını tam olarak 4 ton/ay' a düşürmesine sebep olur. (Hanley, 1996, 132)

Firmanın emisyonlarını 4 ton/ay' a düşürmesinden sonra toplam vergi borcu $480 \cdot 10^6$ TL olacaktır. Aylık indirim maliyetleri ise $370 \cdot 10^6$ TL olacaktır. Şekil 3.7' de gösterildiği üzere toplam indirim maliyetleri, marjinal indirim maliyet fonksiyonun altında kalan b bölgesine tekabül eder. Toplam vergi borcu emisyon çarpı vergi oranına veya a dörtgenine eşittir. Bunun gibi bir vergi sistemi altında firmanın toplam maliyetleri, indirim maliyetleri artı vergi ödemeleridir.

Firmanın neden basit olarak vergiyi önemsemeyerek kirlettiği kadar kirletmeye devam edip, vergiyi müşterilerine daha yüksek fiyatlar olarak yansıtmıyacaktır sorusunu irdeleyim. Firma 10 emisyonunda kalsaydı vergi ödemelerini de tamamen içeren toplam harcaması $1,200 \cdot 10^6$ TL/ay olacaktı. Bu 4 ton/ay' a düşerek sağlayabileceği $850 \cdot 10^6$ TL' den çok daha fazladır. Bir emisyon vergisi programında varsayılan rekabetçi baskılar, firmanın maliyetlerini düşürmek için ne yapabiliyorsa yapmasına yol açacaktır. Kısacası endüstride emisyon vergisi konusunda bir rekabet olduğu durumda, firmalar vergilere tepki olarak emisyonlarını düşürme yoluna gideceklerdir. Ama aynı şekilde rekabet zayıfsa, firmaların bu şekilde tepki göstermeyebileceklerini unutulmamalıdır. Örneğin elektrik güç santralleri genellikle kamu hizmet komisyonlarının idaresine konu olan düzenlenmiş tekelde çalışırlar. Bu bağlamda SO_2 emisyon vergilerine, daha rekabetçi ekonomik anlayışla çalışan firmalara aynı şekilde tepki vermeyebilirler.

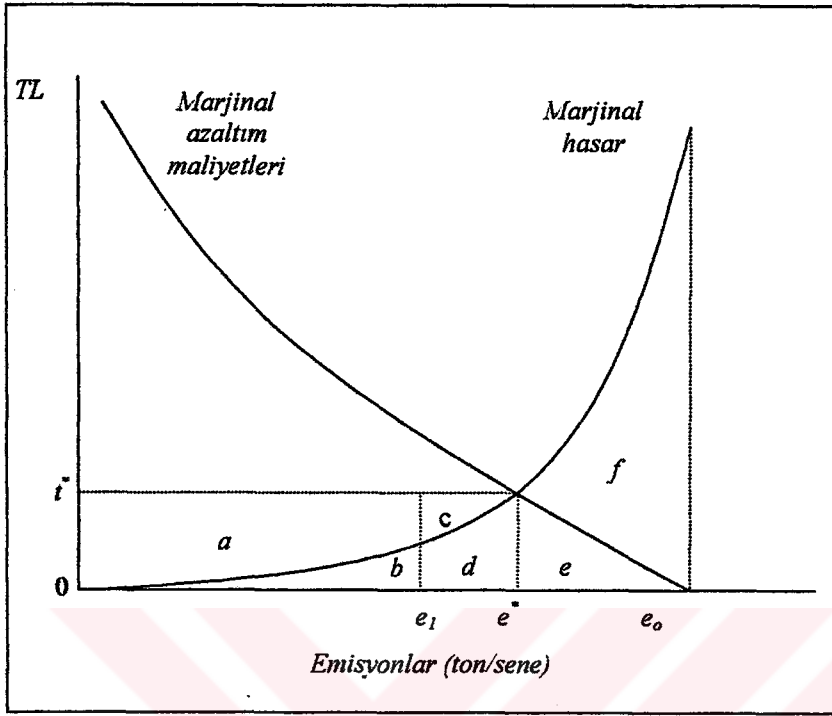
Rekabetçi firmalar için tepki miktarı çeşitli nedenlere (daha yüksek vergi, daha iyi düşüş, vs) dayanır. Şekil 3.7 örneğinde 50.10^6 TL lik bir vergi kaynağın emisyonlarını sadece 7 ton/ay' a düşürmesine neden olur. Aynı şekilde 180.10^6 TL 2 ton/ay' a düşüş sağlar. Bunun yanında daha dik marjinal indirim fonksiyonu vergilere tepkide daha az düşüş sağlamaktadır.

Çok basit olarak harç yaklaşımını bir emisyon standartıyla kıyaslayalım: Vergi ile birlikte firmanın toplam gideri 850.10^6 TL dir. Fakat bunun yerine yetkililerin firmanın emisyonunu 4 ton/ay' a düşürmek için, bir emisyon standardı getirdiğini varsayalım. Bu durumda firmanın toplam gideri 370.10^6 TL olan indirim maliyetleri olurdu. Böylece vergi sistemi firmaya standart yaklaşımından daha maliyetli olmayı önlemiş olur. Bir standartla da firma, vergi sistemindekiyle aynı toplam indirim maliyetine sahip olur, ama hala temelde bir harç sisteminde ödemesi gereken çevre servislerini bedelsiz almaya devam eder. Kirleticiler firmaların bu nedenle standartları emisyon vergilerine tercih ettiği durumda, toplumun neden çoğu kez vergileri standartların üzerinde tercih ettiği sorgulanması gereken önemli bir durumdur. Bu sorunun cevabına çalışmanın son bölümünde değinilecektir.

3.3.1.1.1 Vergi Düzeyinin Belirlenmesi

Rekabetçi durumlarda yüksek vergiler çok yüksek emisyon düşüşleri sağlarlar. Vergi seviyesinin ne kadar olacağı sorusunun cevabı ise, marjinal indirim fonksiyonunu biliyorsak tahminen şekil 3.8' deki gibi vergiyi, etkin emisyon seviyesini sağlamak üzere belirlemek olacaktır. Bir t^* vergi düzeyinde, emisyon e^* olacak ve marjinal zararlar da marjinal indirim maliyetlerine eşit olacaktır. Firmanın emisyon kontrolündeki toplam maliyeti iki türe ayrılmıştır: Toplam indirim maliyetleri (uyum maliyetleri) ve toplam vergi ödemeleri ($a+b+c+d$). İlki firmanın emisyonlarını e_0 düzeyinden e^* düzeyine düşürmek için, her ne teknik seçtiyse onların maliyetidir. İkincisi ise kontrol ajansına yapılan ve kalan emisyondaki vergileri kapsayan ödemelerdir. Firmanın bakış açısıyla elbette bunların her ikisinde gelirlerle karşılanması gereken gerçek maliyetlerdir. Toplumun bakış açısıyla ise vergi ödemeleri indirim maliyetlerinden farklıdır. Bir diğeri ise gerçek kaynakları ve bundan dolayı da gerçek sosyal maliyetleri içerir, emisyon harçları gerçekte transfer ödemeleridir, ödemeler firmalar tarafından sektöre ve sonunda ortaya çıkan genel harcamalardan menfaat sağlayanlara yapılır. Bir firma maliyetlerini göz önüne aldığı

zaman hem indirim maliyetini hem de vergi ödemelerini katar; vergi programının sosyal maliyetleri göz önüne alındığı zaman ise, transfer ödemelerini katmamak uygun olur.



Şekil 3.8
Etkin Emisyon Vergisi

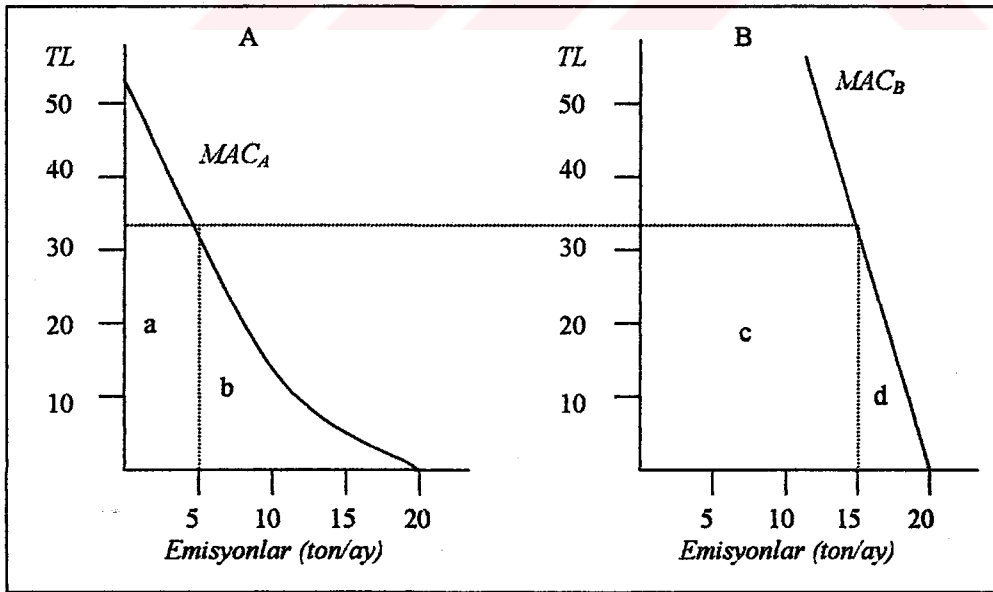
Emisyonu e_0 ' dan e^* düzeyine düşürmek ($e+f$) zararını elimine eder. Kalan zarar, firmanın vergi ödemelerinden düşük bir miktar olan $(b+d)$ olur. Bu, emisyon vergisinin çevresel kaynakları kullanma hakkını temel aldığı fikrinin altını çizer. Ama bunun gibi bir "tekdüze vergi" (bütün emisyonlar için tek vergi oranı) genelde firmaların toplam ödemelerinin esasen kalan hasarları geçtiği durumlara neden olacağı için eleştirilir. Bunu aşmanın bir yolu iki-bölüm emisyon vergisi tesis etmektir. Eşik girişindeki emisyonlara harç uygulayarak, baştaki bir miktarın vergisiz gitmesine izin verilir. Örneğin firmayı e_1 kadar emisyonun vergisinden muaf olmasına izin verebiliriz ve bunun üstündeki herşeye t^* oranında vergi uygulayabiliriz. Bu şekilde firma hala emisyonlarını e^* a kadar düşürmek için teşvik edilir, ama toplam vergi ödemeleri sadece $(c+d)$ olur. Toplam indirim maliyetleri ve e^* kadar emisyon yüzünden olan toplam hasarlar hala aynı kalabilir. (Turner, 1993, 210)

Düzenleyiciler marjinal zarar fonksiyonunu bilmiyorlarsa vergi belirlenebilir mi sorunun cevabı için ise önce şunları tekrar hatırlamak gerekir: Emisyonlar bölgesel niteliğe bağlıdır, genel olarak düşük emisyonlar düşük bölgesel kirlilik

konsantrasyonuna neden olurlar. Böylece stratejilerden birisi, vergiyi belirlemek ve bölgesel nitelik seviyelerindeki düzelmede ne etkisi olduğunu dikkatlice gözlemlemek olabilir. Firmaların vergiye tepki göstermelerine zaman vermek için yeterince uzun beklememiz gerekebilir. Bölgesel nitelik arzu edildiği kadar iyileşmezse, vergiyi yükseltir, bölgesel nitelik düşünülenden daha fazla iyileşirse, vergiyi düşürürüz. Bu yöntemin, doğru uzun-dönem emisyon vergisini bulmada başarılı bir tahmin yöntemi olduğu görülmektedir. Sistemin gerçek dünyada uygulanabilir olup olmadığı ise tam olarak açık değildir. Vergiye tepki vermede; kirleticiler bir çok ve yüksek maliyetli çeşitli kirlilik-kontrol ekipmanlarına ve uygulamasına yatırım yapabilirler. Esasen yapılan yatırım uygulaması, yöneticiler kısa bir süre sonra yeni bir vergi oranına geçerlerse altüst olabilir. Bu metodu etkin vergi oranını bulmak için kullanmaya çalışan bir ajans, şüphesiz kendisini karmakarışık bir halde sert bir politik savaş içinde bulacaktır. Politikacılarda vergi oranında başarılı ayarlamalar yapmayı planlamaktan ziyade doğru oranı baştan belirleme güçlü bir dürtü olacaktır. Bu önceki çalışmaya, indirim ve zarar maliyet eğrilerinin bütününe şekli hakkında bir fikir edinebilmek için pirim kazandırmıştır.

3.3.1.1.2 Emisyon Vergileri ve Etkinlik

Özellikle birden fazla emisyon kaynağının kontrolünde atık harçları politikasındaki en önemli konu, etkinliğin bir göstergesi olan marjinal eşitlik



Şekil 3.9
Emisyon Vergileri ve Marjinal Eşitlik Prensibi

prensibine uyuşan bir şekilde yapılması gerektiğidir. Farklı marjinal indirim fonksiyonlarına sahip değişik kaynaklara aynı vergi oranı uygulanırsa ve her kaynak kendi marjinal indirim maliyeti vergiye eşit olana kadar emisyonlarını düşürürse, marjinal indirim maliyetleri otomatik olarak diğer kaynaklarla eşitlenmiş olur.

Emisyon seviyesi (ton/ay)	Marjinal Azaltım Maliyetleri	
	A Kaynağı (.10 ⁶ TL)	B kaynağı (.10 ⁶ TL)
20	0,0	0,0
19	1,0	2,1
18	2,1	4,6
17	3,3	9,4
16	4,6	19,3
15	6,0	32,5
14	7,6	54,9
13	9,4	82,9
12	11,5	116,9
11	13,9	156,9
10	16,5	204,9
9	19,3	264,9
8	22,3	332,9
7	25,5	406,9
6	28,9	487,0
5	32,5	577,0
4	36,3	677,2
3	40,5	787,2
2	44,9	907,2
1	49,7	1.037,2
0	54,9	1.187,2

Tablo 3.4
Maliyetler ve Marjinal Eşitlik Prensibi

Şekil 3.9' da temsil edildiği gibi kaynak A ve kaynak B olmak üzere iki tane emisyon kaynağı olduğunu ve bu emisyonların kendi kaynaklarını terk ettiklerinde tekdüze (uniform) olarak karıştıklarını kabul edelim. Böylece iki tesisin emisyonları etki bölgesini eşit olarak kirleteceklerdir. İki kaynağın marjinal indirim maliyetleri grafiksel olarak şekil 3.9 gösterilmiştir. Kaynak A' nın marjinal indirim maliyetleri emisyon düşürülmesinde kaynak B' ye göre daha az bir şekilde yükselmektedir. Reel hayatta da maliyet indirim eğrileri farklılıklar göstermektedir. Bunun nedeni daha önceden de belirtildiği gibi firmaların farklı üretim teknikleri kullanmaları ya da farklı çıktılar üretmelerinden kaynaklanıyor olabilir. Grafiklere göre, kaynak B tarafından kullanılan teknoloji emisyon düşüşünü kaynak A' dakine göre daha maliyetli yapmaktadır. Her iki kaynağada 33.10⁶TL/ton' luk bir atık harcı koyarsak, kaynak A' nın operatörleri emisyonlarını 5 ton/ay'a, B' dekiler de 15 ton/ay ' a düşürürler. Bu düşüşlerden sonra iki kaynakta aynı marjinal indirim maliyetlerine

sahip olur. İki firmanında marjinal eşitlik prensibi doğrultusunda atıklarının otomatik olarak dağıtıldığı toplam düşüş ayda 20 ton olur.

Emisyon vergisinin kaynak *A*'nin emisyonlarını yüzde 75 düşürmesine neden olurken, kaynak *B*'nin sadece yüzde 25 düşürmesine neden olduğuna çok dikkat etmek gerekir. Emisyon vergisi, düşük marjinal indirim maliyetli firmalar arasında daha geniş orantılı düşüslere sebep olur. Karşit olarak, yüksek marjinal indirim maliyetli firmalar daha az düşüş yaparlar. Yöneticilerin bir vergi yerine "herkes aynı muameleyi görmelidir" yaklaşımıyla orantılı bir düşüş öngördüğünü ve bu sebeple her kaynağın emisyonlarını yüzde 50 düşürmelerini istediklerini varsayalım. Şekil 3.9 daki her iki kaynağımızda emisyonlarını 10 ton/ay a düşürürler. Bu noktada marjinal indirim maliyetleri farklı olur. Ayrıca toplam maliyetin marjinal maliyetlerin toplamı olduğunu hatırlayarak toplam indirim maliyetlerini hesaplayabiliriz. Bu durumda kaynak *A*'nin 10 emisyon için olan toplam maliyeti ($1.0+2.1+\dots+16.5=75.9.10^6$ TL) olur.

	Toplam Uyum Maliyetleri (TL/ay)	
	Eşit Orantılı Azaltım	Emisyon Boşaltımı
Kaynak <i>A</i>	75,9	204,4
Kaynak <i>B</i>	684,4	67,9
Toplam	760,3	272,3

Tablo 3.5
Eşit orantılı Düşüş ve Emisyon Vergisinin Uyuşma Maliyetleri.

Tablo 3.5' de; eşitorantılı bir düşüşün toplam uyuşma maliyetinin, emisyon vergisindekinden yaklaşık 2.8 kat daha fazla olduğu görülmektedir. Toplam uyum maliyetleri arasında dikkate değer bir fark vardır. Daha öncedende belirttiğimiz üzere eşit orantılı emisyon düşüşü firmanın marjinal indirim maliyetlerinin yapısını göz önüne almadan aynı orantıda düşüşü talep etmekte, dolayısıyla marjinal eşitlik prensibini ihlal etmektedir. Tablo 3.5' deki örnek rakamlarlada görüldüğü üzere iki yaklaşımın toplam maliyetleri arasındaki fark da oldukça büyüktür. (Field, 1997, 195)

Daha yüksek vergi oranlarıyla daha yüksek emisyon düşüşleri sağlanmaktadır. Esasen vergi oranı 55.10^6 TL/ton' un üstünde bir yere yükseltileseydi, firma bu atıkları yaymayı bütünüyle durdurabilirdi. Firma *B*'nin ise marjinal indirim

maliyetleri çok hızlı yükseldiğinden, firmanın emisyonlarını sıfıra düşürmesi için oldukça yüksek bir vergi ($1.187.10^6$ TL/ton dan fazla) gerekirdi. Birkaç firmaya tek bir atık vergisi uygulandığı zaman ise emisyon düşüşleriyle marjinal indirim maliyetleri az yükselen firmalarda hızlı yükselenlere göre çok iyi düşüşler sağlamaktadır. Çünkü aynı vergi oranını öderlerken farklı toplam indirim maliyetleri ve farklı vergi tutarları olacaktır. Şekil 3.9 da b bölgesi kaynak A' nin, d bölgesiyse kaynak B' nin toplam indirim maliyetlerine eşittir. Diğer bir deyişle kaynak A' ya gönderilecek vergi miktarı kaynak B' ye gidecek c ye kıyasla sadece a olur. Böylece, bir firmanın marjinal indirim maliyeti daha yavaş arttıkça, firmanın emisyon düşüşleri daha fazla ve vergi tutarı daha az olacaktır.

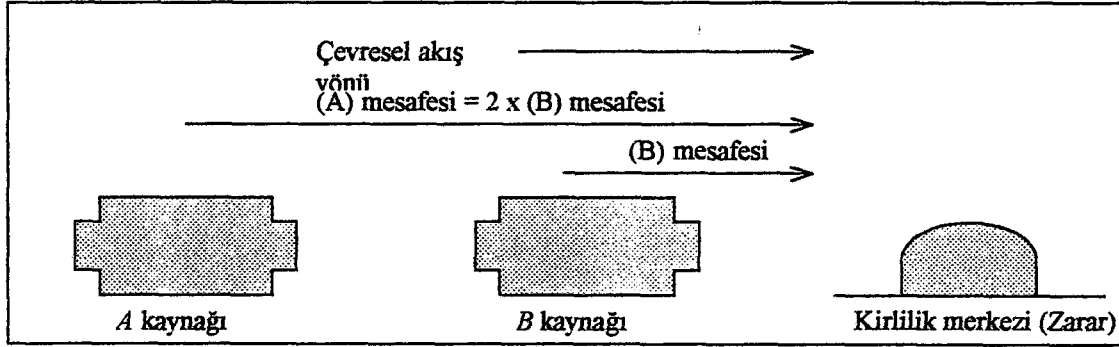
Burada vurgulanması gereken emisyon vergileri sisteminin etkin sonuçlarının, yönetici kesiminin var olan kaynakların marjinal indirim maliyeti hakkında hiçbir şey bilmemesine rağmen, elde edilebilir sonuçlar olmasıdır. Bu standart yaklaşımına göre tamamen zıt bir yaklaşımdır. Standart yaklaşımda tamamen verimli bir program olması için genel yönetimin her firma için marjinal indirim maliyetleri hakkında detaylı bilgi sahibi olması gerekir. Vergi yaklaşımında ise gerekli olan tek şey firmaların aynı vergiyi ödemesi ve ücretleri düşürmeleridir. Bütün firmalar marjinal indirim maliyetlerine göre emisyonları ayarladıktan sonra marjinal eşitlik prensibini yerine getirmek için belli oranlarda yayılım yapmaya başlarlar.

3.3.1.1.3 Emisyon Vergileri ve Tekdüze (uniform) olmayan Emisyonlar

Şimdiye kadar olan bölümde bütün emisyon kaynaklarının tekdüze (üniform) bir şekilde dağıldıklarını varsaymıştık; bu nedenle de bir kaynaktan gelen emisyon bölgesel nitelik seviyelerine diğerlerinden gelenle aynı marjinal etkiye sahipti. Gerçek dünyada durum her zaman bu şekilde olmaz. Durum çoğu zaman şekil 3.10 daki gibi daha karmaşık olur. Burada iki kaynak vardır. A kaynağı kirlilik merkezine B kaynağına göre iki kat uzaktadır. Bunun anlamı A kaynağının bölgedeki etkisinin B kaynağı kadar olmamasıdır. Mevcut iki kaynağında şehre akan bir nehre kirlenici madde bırakması durumunda, A kaynağından gelen atıklar suda daha fazla kalarak azalır ve B kaynağından gelenlere göre daha az zararlı olurlar ve ya bir hava kirliliği problemi ile karşı karşıyaysak, A kaynağından gelen emisyonların dağılması ve rüzgarla yoğunluğunun azalması için daha fazla zamanları vardır. Farklı etkiler için yerleşimden daha farklı nedenler de vardır; örneğin yılın farklı zamanlarında ve

rüzgar parametreleri farklıyken kirletme yapabilirler. Yerleşim problemi üzerinde çalışmak uniform olmayan emisyonların genel problemleri üzerinde fikir sahibi olmamızı sağlayacaktır.

Bahsedilen olayda her iki kaynağa da tamamen etkin olmayan bir emisyon vergisi uyarlanmıştır. Tek bir ücret sadece marjinal azaltım maliyetlerindeki farklılıklar problemine neden olur. Farklı kaynaklardan gelen emisyonların neden



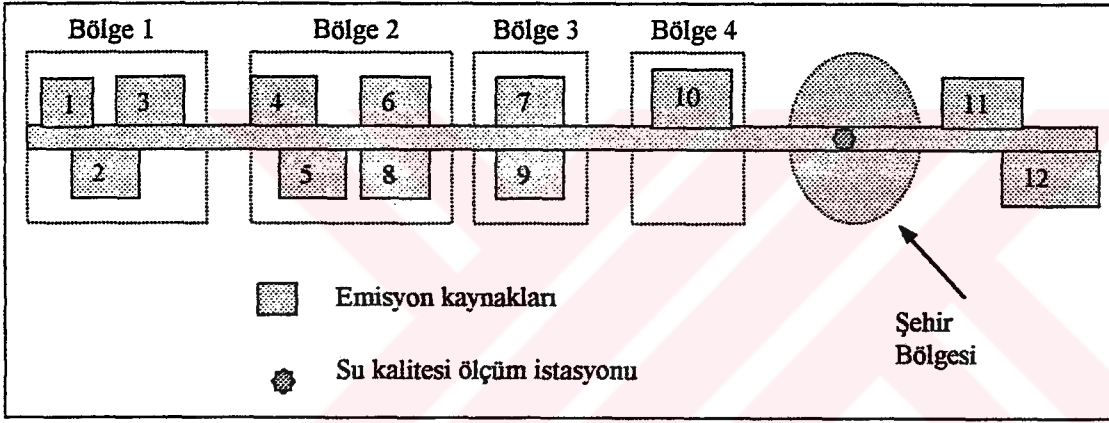
Şekil 3.10
Tekdüze Olmayan Emisyon

oldukları zarar

farklarıyla ilgili değildir. Şekil 3.10' da B fabrikasındaki bir birim emisyon düşüşü, bölgedeki çevresel niteliği A fabrikasına göre daha fazla iyileştirir. Emisyon boşaltım oranlarını belirlerken bu gerçek göz önüne alınmalıdır. B kaynağındaki emisyon düşüşünün A kaynağına göre iki kat etkili olduğunu varsayalım. Bunun anlamı, B kaynağının ödediği verginin A kaynağına göre iki kat fazla olmasıdır. Ayrıca vergi seviyelerinin belirlenmesi durumunda, B kaynağının marjinal azaltım maliyetinin de A' ya göre iki kat fazla olacağı görülür. Ama emisyon düşüşü için harcanan her TL ye karşılık olan hasar azalımı iki kaynak arasında eşitlenecektir. (Common, 1996, 145)

Buradaki mantık her bir kaynağa farklı ücret uygulanması gerektiği sonucunu vurgular. Bunu yapabilmek için her bir kaynaktan gelen emisyonun bölgesel niteliğe (ortam konsantrasyonuna) olan etkilerinin göreceli önemi bilinmelidir. Ama bu göreceli farkları tam olarak belirlemek zor bir konudur. Belki de buna karşı olabilecek en iyi çözüm bölgelere ayrılmış emisyon ücretleri yöntemini kullanmaktır. Bu sistemde, yönetim kurumu sahayı ayrı bölgelere (bölgelerin sayısı şartlara göre değişebilir) ayırır. Her bir bölgedeki kaynağa bölgedeki diğerleriyle aynı ücret uygulanmasına karşın, ücretler bölgeden bölgeye değişiklik gösterirler.

Doğal olarak bölgeler, emisyonlarını çevresel niteliğe olan etkileri yaklaşık olarak aynı olan kaynakları gruplandırarak belirlerler. Şekil 3.11 tek bir sahadaki su kalitesinin ölçülüp hedeflerinin gerçekleştirildiği ve bölgelere ayrılmış olan bir nehri göstermektedir. Kaynaklar nehir boyunca dağılmışlardır. Bu nedenle de gözlem istasyonunda ölçülen su kalitesine de farklı etkileri vardır. Böylesi bir durumda tamamıyla maliyet etkin bir emisyon azaltım programı uygulamak için farklı olan marjinal azaltım maliyetleri göz önüne alınmalıdır. Ama her bir kaynağa farklı bir emisyon ücreti uygulamak yönetimsel olarak çok maliyetlidir. Bu durumda bölgelere ayrılmış bir emisyon ücreti uygulamak en rasyonel çözümdür. (Common,1996, 147)



Şekil 3.11
Bölgelere Ayrılmış Emisyon Vergisi

İlk olarak nehir boyunca farklı bölgeler tanımlanacak ve her bir bölge için farklı bir emisyon vergisi uygulanacaktır. Her bir bölgedeki kaynakların ölçülen su kalitesine olan etkisi kabaca aynı olacaktır. Şekil 3.11' de nehir boyunca dört bölge örnek olarak tasvir edilmiştir. Diğerlerinde de aynı şekilde olmak üzere Bölge 1' deki üç kaynak aynı vergiyi ödeyeceklerdir. Kaynak 11 ve 12 şehir bölgesinden aşağıda olduklarından vergilendirilmemelidirler. Bu elbette düşünceyi göstermek için çizilmiş basitleştirilmiş bir diyagramdır; gerçek dünyada aynı zamanda nehir aşağısında da hasar olacaktır. Bu takdirde de bölge sistemini kullanarak yönetimde belirli bir basitleştirme sağlanabilir.

3.3.1.1.4 Emisyon Vergileri ve Madde Dengesi

Atıkların temel madde dengeleri durumu noktasına dikkat etmek çok önemlidir. Atıkların önemli derecede yüksek olan belirli bir miktarı ortama verildiğinde akış bir bölgeye gidiyorsa birinde kirlilik düşüşü bir diğerinde kirlilik artışı olacaktır. Bunu unutursak şöyle bir duruma düşeriz; vergiye tepki veren bir firma kendi açılarından kısmen ucuz bir yöntemle su bazlı kirliliğini düşürürken hava kirliliğini arttırabilecek bir duruma gelebilir. Dolayısıyla çevresel niteliğin bozulmaması ve uyumlu bir düzen içerisinde bulunmak için, emisyon akışının diğer ortamlara geçişi mutlaka koordine edilmelidir. Koordinasyon çok çeşitli yollarla yapılabilir. Bir atığa hangi ortama boşaltıldığına bakılmaksızın vergi koymak yöntemlerden birisi olabilir. Ama atığın farklı ortamlardaki marjinal zararı farklı olursa ve bu zarar hakkında yeterince de bilgimiz varsa, değişik ortamlarda farklı vergiler getirebiliriz. Yönetim ajansı bu uygulamayı yapamaz ise geriye dönerek hareketin belirli yönlerini yasaklayabilir. (Örneğin su sahasında bir vergiye tabi olan atığın hava sahasındaki herhangi bir artışının yasaklanması gibi) Bu durum bizi madde dengesi prensibi tarafından vurgulanan problemlere karşı uyarmalıdır.

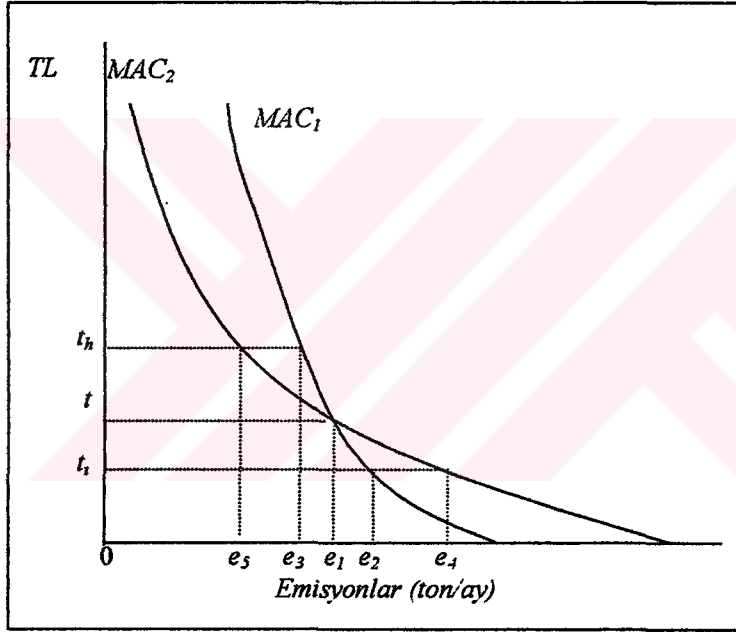
3.3.1.1.5 Emisyon Vergileri ve Belirsizlik

Çevresel düzenlemeler, aslında tam bir belirsizlik dünyasına sürüklenmek durumundadırlar. Yönetim ajansları çoğu zaman ne tam olarak ne kadar emisyon üretildiğini ne de ekosistemin bundan ne kadar etkilendiğini bilirler. Bir diğer belirsizlik noktası ise kontrol edilen kaynakların marjinal azaltım eğrilerinin şeklidir. Bunlar kirleticiler tarafından tam olarak bilinebilirler ama yöneticiler çoğu zaman ne kadar yüksek olduklarından, kaynaktan kaynağa nasıl değiştiğinden kesin olarak emin olamazlar. Bu belirsizlikte bile maliyet etkin sonuçlar doğurabilmesi emisyon vergilerinin bir avantajıdır. (Boyce, 2002, 154)

Bununla beraber yöneticiler belirli bir seviyede vergi belirlediklerinde kaynakların nasıl tepki vereceğini bilmediklerinden, ne kadar emisyon düşüşü olacağından emin olamazlar. Bu emisyon vergilerinin sakıncalarından birisidir. Marjinal azaltım maliyetlerinin kesin bilgisi olmadığından toplam emisyon düşüşünün ne kadar olacağını tahmin etmek zordur. Şekil 3.12' yi incelediğimizde biri dik (MAC_1) bir diğeryse ona nazaran daha az dik (MAC_2) olan iki marjinal azaltım maliyeti fonksiyonu görülmektedir. Göreli olarak yüksek bir değer olan t_h

noktasında bir vergi getirilirse, bu kaynak emisyonlarını e_3 'e düşürmelidir. Aynı şekilde daha düşük bir değer olan t_1 'de bir vergi belirlenirse kaynak emisyonlarını e_2 'ye göre ayarlayacaktır. Bu iki emisyon değeri görece olarak birbirlerine yakındır. Bir başka deyişle ücretlerin yüksek ya da düşük olması kaynağın ne yapacağını çok değiştirmeyecek yine de e_1 civarında bir emisyon değeri yakalanabilecektir.

Ama daha az dik olan marjinal indirim maliyet eğrisine (MAC_2) sahip olan firma için durum çok daha kararsızdır. Vergi çok düşük belirlenirse firma emisyonlarını e_4 yapacaktır. Aynı şekilde ücret yüksek belirlenirse emisyonunu e_5 'e indirecektir. Bir başka deyişle, daha dik marjinal azaltım eğrisine sahip firmalar belirlenmiş vergi oranları için daha büyük tepkiler verirler. (Freeman, 1998, 1999)

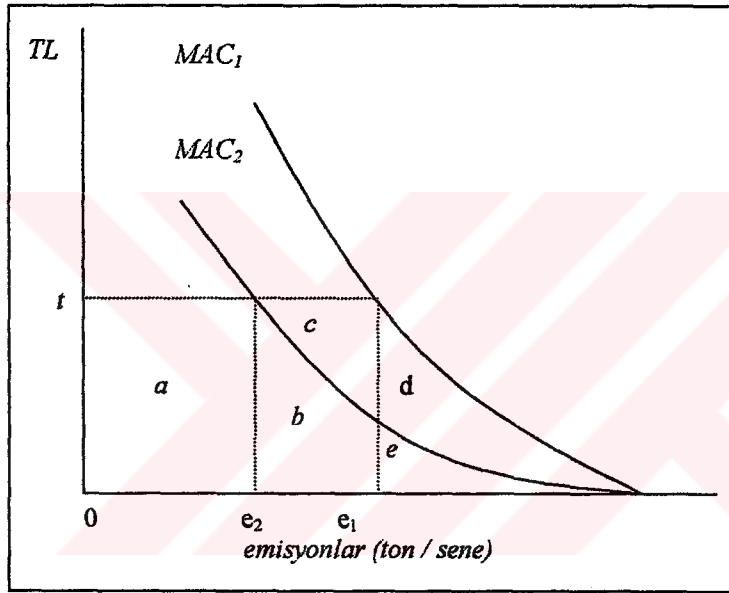


Şekil 3.12
Emisyon Vergileri ve Belirsizlik

Bu konun can alıcı noktası belirli kirlilik problemleri içerisindeki firmaların çoğunluğu görece olarak yatay marjinal azaltım maliyeti eğrilerine sahip iseler istediğimiz değerleri verecek emisyon vergi oranını belirlemenin problemlili olacaktır. Yöneticiler, marjinal azaltım maliyeti eğrilerinin tam olarak nasıl olduğunu bilmeden, vergiyi ne kadar yüksek belirleyeceklerini bilemezler. Bir parça yüksek veya düşük belirlenirse firmalar bu duruma büyük emisyon değişiklikleriyle tepki verirler. Bu durum yöneticilerin standartlara yönelmelerindeki temel sebeplerden birisidir.

3.3.1.1.6 Emisyon Vergileri ve Yeniliklere Yönlendirme

Çevresel politikaların dinamik bir dünyada, kirlilik kontrolünde yeni teknolojileri özendirme çok önemlidir. Emisyon vergilerinin önemli avantajlarından birisi de buna karşı güçlü bir eğilime neden olmalarıdır. Bu tek bir firmanın iki marjinal azaltım maliyet eğrilerini içeren şekil 3.13 de gösterilmektedir. MAC_1 firmanın halihazırdaki durumu ve mevcut teknolojisiyle emisyonundaki düşüşle karşılaşacağı maliyeti göstermektedir. Diğer bir yandan MAC_2 ise, firmanın görece olarak bir AR-GE programı ile emisyon düşüşü için yeni bir teknoloji geliştirdikten sonraki halini temsil etmektedir.



Şekil 3.13
Emisyon Vergileri ve Ar-Ge İçin Teşvikler

Firmanın t /ton emisyon için bir vergiye tabi olduğunu varsayalım. Firma ilk olarak emisyonlarını e_1 'e düşürecektir. Bu noktada toplam kirlilikle ilgili maliyetleri ($d+e$) miktarında azaltım maliyetlerini ve ($a+b+c$) vergi ücretini içerir. Firma marjinal azaltım maliyetleri eğrisini AR-GE çalışmalarıyla MAC_2 'ye düşürebilirse, emisyonlarını da e_2 'ye düşürecektir. Bu noktada azaltım maliyetlerinde ($b+e$), vergilerde ise a kadar bir tutar ödeyecektir. Toplam azaltım maliyetleri de ($c+d$) olacaktır. Firma bunun yerine emisyon standardı e_1 'e maruz kalırsa yeni teknolojiyle olan maliyet kazanımları sadece d olurdu. Aynı zamanda kamu yöneticileri standart e_2 'ye geçiş yapsalardı, firma AR-GE faaliyetleri nedeniyle bir maliyet artışıyla karşı karşıya kalabilirdi.

Bu nedenle emisyon vergi politikası altında firmanın AR-GE çalışmalarıyla oluşan kirlilik kaynaklı maliyet (azaltım maliyetleri artı vergi ödemeleri) düşüşü, standartlara nazaran daha büyük olur. Ayrıca firma, bir vergi sistemi altında marjinal azaltım maliyet fonksiyonunu düşürdüğü anda emisyonlarını da düşürür. Standartlar altında bu şekilde otomatik bir sonuç doğmaz. Buradaki fark kirleticilerin bir vergi politikası altında, emisyonları için olduğu gibi, azaltım maliyetleri için de ödeme yapmak zorunda olmalarıdır. Böylece bir ücret politikası altında, yeni kirlilik kontrol teknolojileriyle olan potansiyel maliyet tasarrufları çok daha büyük olur. (Panagariya, 1999, 115)

3.3.1.1.7 Emisyon Vergileri ve Uygulama Maliyetleri

Vergiler standartlara göre daha farklı uygulama problemleri doğururlar. Her vergi sistemi, vergilendirilecek madde üzerinde kesin bilgi gerektirir. Emisyonlar vergilendirileceklerse, mantıklı bir maliyetle ölçülebilmelidirler. Bunun anlamı, kaynaklardan gelen atıkların gözlemlenmesinin mümkün olması için yeterince küçük bir sayıdaki tanımlanabilen akıntılarda konsantre olmalarının zorunlu olduğudur. Bu çoğu noktasal olmayan kaynaklı emisyonları yönetim dışına çıkarır, çünkü ölçülmesi imkansız bir şekilde geniş bir bölgeye dağılırlar. Doğal olarak da belirtilen yapıda kirleticileri yayan firmalara vergi uygulamak, emisyonların dağılan doğası nedeniyle imkansız olacaktır. Bu durum, aynı zamanda noktasal olmayan belirli toksik kimyasal emisyonları da yönetim dışına çıkaracaktır. (genellikle küçük miktarlarda olan akış oranları nedeniyle ölçülmeleri zordur) Emisyon vergileri uygulamasında vergilendirme yapan yönetimler, kirletici firmalara her bir ay ya da yıl sonunda, toplam emisyon miktarlarını baz alan vergi faturaları gönderirler. Yönetim birimi bu nedenle her bir kaynağın kümülatif emisyonları bilgisine gerek duyar. Kümülatif atık miktarı sadece boşaltım oranı bilgisini değil oran çarpı süre bilgilerini de içerir. Bu bilgiyi elde etmenin çeşitli yolları vardır. Belkide en ideal olanı emisyonları sürekli olarak zamana göre ölçen gözlem ekipmanları kullanmaktır. Fakat bu şekilde bir teknoloji ihtiyacı bizi periyodik olarak emisyon ölçer bir duruma getirebilir. Alternatif olarak ise mühendislik çalışmalar yaparak, belirlenmiş üretimler için muhtemel emisyon miktarları (örneğin kullanılan girdi miktarları üzerinde miktar belirlenmesi gibi) belirlenebilir.

Vergi politikası için olan gözleme ihtiyacının, tipik bir standart programına göre daha zorlu olduğunu söylemek doğru olacaktır. Elbette her zaman kirleticilerin vergi tutarlarını düşürmek için, yasal veya yasal olmayan yollara eğilimleri vardır. Bu yollardan birisi gözlem işlemine etki etmektir, böylece raporlanan emisyon miktarı daha düşük olur. Gözlemlerin belirsiz verilerle yapıldığı veya teknolojik olarak bir zayıflık olduğu gibi bir görünüş olursa, kirleticiler vergi tutarlarını düşürmek için her türlü işlemi yapma eğilimine girerler. Yüksek kaliteli bir gözlemin ve raporlama prosedürlerinin olmayışı atık ücretleri politikalarının gözden düşmesine sebep olur.

3.3.1.1.8 Vergilerin Diğer Türleri

Şimdiye kadar vergilerin sadece bir türü olan emisyon vergileri üzerinde durduk. Çünkü emisyonlar doğrudan çevreye etki ederler ve muhtemelen de emisyonlar üzerindeki vergiler, kirleticilerin düzenlemelerden kaçmaları için olan dürtülerini değiştiren en iyi yöntemlerdir. Ama genellikle emisyonlar üzerindeki ücretleri tahsil etmek, imkansız veya uygulanamazdır. Bu tarz bir politika uygulanacaksa ölçüm ve gözlem işlemleri makul bir maliyetle yapılabilirdir. Karşılaşılan probleme en iyi örnek tarımda kullanılan gübrelerin sebep olduğu su kirliliğidir. Ortaya çıkan nitrojenin vergilendirilmesi, noktasal bir kirletici yokluğunda doğrudan ölçülemediğinden imkansızdır. Aynı problem tarımda kullanılan böcek zehirlerinde de vardır. Dolayısıyla yapılabilecek olan şey, malzemelere çiftçiler satın aldığı sırada vergi uygulamaktır. Bu ücret malzemelerin belirli bir miktarının yakınlardaki nehir ve göllerde toplandığını yansıtmak içindir. Çiftçiler malzemeleri yüksek fiyatlarla satın aldıkları için daha az miktarlarda kullanma eğilimine girerler. Yüksek fiyatlar aynı zamanda, böcek ilaçlarının savurgan bir şekilde kullanılmasını da engeller. Emisyonlar haricinde bir şeye ücret getirmek genellikle ikinci en iyi yöntemdir. Çünkü emisyonlar doğrudan denetlenemezler. Bunun gibi konularda insanların vergilere olan tepkilerine ayrıca dikkat etmek gerekir. Tepkiler vergilerin etkilerini hafifletebilirler veya bazen ilgili problemleri daha da kötüleştirebilirler. Yurt dışındaki çoğu ülke ev çöplerine vergi uygulamaktadır. Uygulanan tekniklerden birisi, her bir çöp poşetine yapıştırılmak üzere yerleşimcilere çıkartmalar satmaktır. Vergi oranı çıkartma fiyatıyla belirlenir. Böylece denetlenmesi ve uygulaması da kolay olur. Ama her bir poşete vergi koymak içlerine daha fazla çöp koyma eğilimi yaratır. Böylece çöp miktarındaki toplam düşüş toplanan paketlerdekinden daha az olabilir.

3.3.1.1.9 Emisyon Vergilerinin Dağıtılabilen Etkileri

Emisyon vergilerinin gelir ve refah dağılımında iki ana etkisi vardır:

1. Vergilerin, ürün, fiyat ve hizmetlerdeki etkisi,
2. Emisyon boşaltımından doğan vergi kaynaklı giderlerin etkisi.

Ücretlere konu olan bir faaliyet, hem azaltım maliyetlerinde hem de vergi ödemelerinde bir artışa neden olacaktır. Bu firmalar açısından, üretimde artışa neden olur. Firmalar da meydana gelen artışı müşterilerine yansıtırlar. Yansımanın ne kadar olacağı ise rekabet ve talep şartlarına bağlıdır. Rekabet ortamındaki bir endüstride vergi tek bir firmaya veya küçük bir gruba uygulanırsa, fiyatlarını yükseltmezler ve maliyeti karşılamak durumunda kalırlar. Böyle bir durumda, etki tamamen firma sahipleri ve çalışanlar tarafından hissedilir. Vergi bütün endüstriye uygulanırsa fiyatlar yükselir ve bundan da müşteriler etkilenir. Fiyatlardaki bu artış yüksek gelirli insanlardan ziyade düşük gelirli insanları daha çok etkiler.

Çalışanların üzerindeki yük etkilenen firmaların üretiminde olanlarla yakından ilişkilidir. Yine burada ürünlere olan etkinin büyüklüğü, rekabet koşullarına ve talebe bağlıdır. Rekabetçi bir endüstride emisyon vergi programı tek bir firmaya uygulanırsa ve ya o endüstrideki ürüne olan etki fiyata karşı çok hassas ise, üretim ayarlamaları çok büyük olur ve işten çıkartmalar gerçekleşebilir. Uzun vade de etki ise, iş olanağı olan iyi alternatif kaynakların olup olmamasına bağlıdır.

Fiyat ve ürün ücretleri nedeniyle olan yük gerçekleşebilecekken diğer yandan vergi programının azalan çevresel zararlar şeklinde sağladığı faydaları unutmamalıyız. Bir programın herhangi bir topluluk üzerindeki etkisini bilebilmek için bu faydanın dağılımının nasıl olduğunu bilmeliyiz.

Atık vergileri aynı zamanda vergilendirmiş endüstride üretilen malların müşterilerinden, vergi yönetiminin topladığı paradan kar eden kimselere giden önemli meblağları da içerir. Bu kaynak farklı birçok amaç için kullanılabilir ama asıl etkilerini nasıl değerlendirildikleri belirler. Örneğin ücret artışından etkilenen düşük gelirli kesime dağıtılabılır. Hatta bir kısmı atık vergisi ödeyen firmalara geri dönebilir. Bazı Avrupa ülkelerinde bu, kirlilik kontrolü teknolojilerini desteklemek için gerçekleştirilmektedir. Bu geri ödemeler etkin bir şekilde marjinal kirlilik vergi oranında düşüş sağlamadığı sürece vergilerin teşvik edici etkisi gerçekleşmez. Geri

ödemeler alternatif olarak ise direkt kirletme olayının yaşandığı bölgelerde çevresel adımlar atmak için kullanılabilir. Hatta normal vergilerle beraber bütçe açıklarını kapatmak için de kullanılabilirler. (Gunnar, 1996, 96,)

Emisyon vergileri, elbetteki kirleticilerin çevresel kaynakları daha tutumlu kullanmalarına neden olmak için tasarlanmışlardır. Aynı zamanda vergiler çevresel kaynak kullanımının, serbest bir girdi olarak kullanıldığındaki bozuk gidişatının düzeltilmesini sağlarlar. Diğer bir özelliği ise bir gelir kaynağı olarak gösterilmeleri gereğidir. Bu, hükümetlerin kaynak kullanımındaki çarpıklığını azaltmak için tasarlanan vergilerle, ekonomi üzerindeki kötüleştirici etkileri olan diğer vergilere yer değiştirebilmeleri olasılığını sağlar. Örneğin bazı ülkelerde, sosyal sigorta gibi çeşitli amaçlar için kullanılmak üzere kaynak yaratmak için uygulanan bordro vergisi vardır. Bu vergilerin emek üzerinde iş miktarını düşüren pahalı bir etkisi vardır. Bunların tamamı veya bir kısmı kirlilik ücretleriyle yer değiştirilirse, hem emek piyasasında hem de çevre üzerinde tatmin edici etkileri olacaktır.

3.3.1.2. Azaltım Sübvansiyonları

Emisyon vergisi kirlenmenin gerçekleştiği çevresel varlık üzerine bir fiyat belirleyerek çalışır. Esasen aynı etkiyi emisyon düşüşlerinde bir sübvansiyon getirerek de sağlayabiliriz. Sübvansiyon sisteminde kamu yönetimi belirli bir düzeyden itibaren düşürülen her ton emisyon için kirleticiye bir meblağ ödeyecektir. Sübvansiyonlar, azaltılan emisyonlar için bir ödül gibidirler. Daha resmi olarak bir fırsat maliyeti gibidirler; kirletici bir birim atık yaydığı zaman, kirletmemeyi seçtiğinde alabileceği meblayı alamayacaktır. Tablo 3.6 bu düzenlemenin prensipte nasıl çalıştığını emisyon vergilerine de konu olan rakamları kullanılarak göstermektedir. Firmanın temel seviyesi halihazırdaki emisyon oranına ayarlanmıştır (10 ton/ay). Bu seviyeden her düşürdüğü ton başına $120 \cdot 10^6$ TL alır. Üçüncü sütun toplam sübvansiyon kaynaklarını, son sütun ise toplam sübvansiyonlarının azaltım maliyetlerinden çıkarılmış halini göstermektedir. Kaynak, firmanın $120 \cdot 10^6$ TL vergiyle seçeceği aynı emisyon düzeyiyle net olarak aynı olan 4 ton/ay 'da zirvede olur.

Daha önce emisyon vergileri için belirtilen noktalar azaltım sübvansiyonları için de uygulanabilir. Emisyon denetleme işi temelde aynıdır. Kuşkusuz burada, azalan miktarı ölçebilmek için gerekli olan temel seviyeleri bulmakta büyük zorluklar

yaşanır. Her firma bu seviyenin olabildiği kadar yüksek belirlenmesini ister. Seviyelerini yükseltmek için emisyonlarını yükseltmeye çalışmak gibi işlemler gerçekleşebilir.

Emisyonlar (ton/ay)	Marjinal Azaltım Maliyetleri (.10 ⁶ TL)	Toplam Azaltım Maliyetleri (.10 ⁶ TL)	120 .10 ⁶ TL/ton'da toplam sübvansiyon (.10 ⁶ TL)	Toplam sübvansiyon eksi toplam azaltım maliyetleri (.10 ⁶ TL)
10	0	0	0	0
9	15	15	120	105
8	30	45	240	195
7	50	95	360	265
6	70	165	480	315
5	90	255	600	345
4	115	370	720	350
3	130	500	840	340
2	180	680	960	280
1	230	910	1.080	170
0	290	1.200	1.200	0

Tablo 3.6
Azaltım Sübvansiyonu

Bir azaltım sübvansiyonunun her bir kaynakta yarattığı emisyonlarını düşürme eğilimi hepsinde aynı olsa bile, toplam emisyonda artış olabilir. Toplam emisyon artışının neden olduğunu anlayabilmek için, firmanın 4 ton atık yaydığı durumda her iki programdaki mali durumuna göz atalım: tablo 3.6' da görüldüğü üzere toplam maliyetlerinin 850.10⁶ TL olduğu vergi ve toplam sübvansiyon kaynağının da 350.10⁶ TL olduğu durumlarda firmanın finansal pozisyonları çok değişik olur. Sonuçta; sübvansiyon yüklendiği bir haldeyken daha yüksek kazancı olacak ve bu endüstriyi potansiyel yeni firmalar için daha çekici kılacaktır. Diğer bir değişle, firma başına düşen emisyon miktarında düşüş sağlanırken, firma sayısındaki artışla toplam emisyonlarda da artış gerçekleşmesi mümkündür. Bu da sübvansiyonların başlıca dezavantajı olarak nitelendirilir. (Lesser, 1997, 197)

3.3.1.2.1 Depozito – Geri Ödeme Sistemleri

Sübvansiyonların daha pratik olabilecekleri bir diğer yer ise depozito-geri ödeme sistemleridir. Bir depozito sistemi temelde vergi ve sübvansiyonun bir kombinasyonudur. Örneğin tüketiciler bir nesneyi gösterilmiş olan toplama noktasına geri götürdüklerinde, kendilerine bir sübvansiyon ödenir. Sübvansiyonun amacı, insanların bu nesnelere çevreyi kirletecek şekilde kurtulmamalarını sağlayacak bir eğilim oluşturmaktır. Sübvansiyonları ödemek için olan meblağ, malların satın alındıklarında uygulanan vergilerle artar. Burada vergilerin amacı malın tüketimini düşürmek değil, sübvansiyona ödenen parayı arttırmaktır. Elbette vergi bir depozito olarak, sübvansiyon ise geri ödeme olarak adlandırılır, ama prensip çok açıktır.

Depozito – geri ödeme sistemleri bir ürünün satın alındığında çok geniş bir şekilde dağıldığı (kontrol edilmesi veya yöneticilerin denetlemesi imkansız olan) durumlar için çok uygundur. Amerika Birleşik Devletlerinde bazı eyaletleri, içecek kutuları için hem çöp miktarını azaltmak hem de geri dönüşümü sağlamak için, bir depozito – geri ödeme sistemi uygulamaktadırlar. Bu sistem aynı zamanda Avrupa’da da çok yaygın bir şekilde uygulanmaktadır.

Almanya, 1960’ ların sonlarında atık yağ için bir depozito-geri dönüşüm sistemi kurmuştur. Her sene çok miktarda atık yağ, hava ve su kaynaklarını tehdit eden bir şekilde atılmaktadır. Alman sisteminde, yağ bir vergiye (bir depozito) tabidir. Toplanan vergi özel bir fona gider. Bu fon da bir atık yağ geri dönüşüm ve yeniden işleme sisteminde kullanılır. Sübvansiyonun şartları, geri dönüşüm sisteminde rekabeti yaratmak ve tüketicilerde kullandıkları yağ miktarını düşürme eğilimini sağlayacak şekilde tasarlanmıştır. (Kenneth, 1999, 135)

İsveç ve Norveç’te depozito-geri ödeme sistemi arabalar için kullanılmaktadır. Yeni araba satın alanlar, arabanın kullanım ömrü bittiğinde yetkili bir hurda toplayıcıya geri dönerse geri ödenecek bir depozito öderler. Bu sistemlerdeki deneyim göstermiştir ki başarı sadece depozito-geri ödemenin miktarından daha fazla şeye bağlıdır. Örneğin müşteriler için uygun ve ulaşılır bir toplama sisteminin tasarlanması çok önemlidir.

Depozito-geri ödeme sisteminin uygulanabileceği bir başka alan ise kadmiyum içeren piller gibi zehirli maddeler ihtiva eden ürünlerdir. Depozito-geri ödeme

sistemi aynı zamanda konvansiyonel endüstri kirleticileri için de uygundur. Örneğin fosil yakıt kullananlar satın aldıklarında içerdiği sülfüre bağlı depozito ödeyebilirler. Ödedikleri tutarı da sülfür baca gazından ayrıştırıldığında alabilirler. Böylece sadece dışarıya sülfür yadıklarında depozitolarını kaybederler. (Ortolano, 1997, 127)

3.3.2 Kirlilik Vergilerinin Standartlarla Kıyaslanması ve Karşılaşılan Problemler

3.3.2.1 Etkin Emisyon Düzeyi İçin Vergiler ve Standartlarla Karşılaştırma

Daha önceki bölümlerde de belirttiğimiz gibi bir firma için olan azaltım maliyetleri fonksiyonu, emisyon çıktısının azaltılması için gereken maliyetleri yansıtmaktadır. Genellikle firmaların emisyonlarını düşürmeleri için birçok seçenekleri vardır. Birincisi, üretim çıktılarını düşürmeleridir. Örneğin kömürle çalışan bir enerji istasyonu SO₂ gibi atık gazların miktarını düşürmek isterse fırınlarının çalışma saatini düşürebilir. Böylece üretilen elektrik miktarı düştüğü gibi SO₂ miktarı da düşer. İkinci yaklaşım, firmanın üretim prosesini değiştirmesi olabilir. Güç istasyonunda üretim prosesinin değişmesiyle veya daha düşük miktarda sülfür içeren kömür kullanılmasıyla daha az atık gaz seviyesine ulaşılabilir. Sonuncusu ise istasyonun baca çıkışına atık gazlardan SO₂' yi ayıran bir filtre monte edilmesidir. Bu yöntem bir çok üretim prosesi için uygulanabilmektedir.

Bizim kabulümüz firmaların kendileri için mümkün kirlilik kontrol maliyetleri içinden her zaman en düşük maliyetli olanını seçmeleri olacaktır. Bu, bir çok yöntemin kombinasyonlarını da içerebilir. İkinci bölümün başında bahsettiğimiz düzenlemelerin ikisi veya hepsi beraber kullanılabilir. Aynı zamanda her bir firmanın kendi emisyonlarını düşürmek için olan en etkin yol konusunda düzenleyiciden daha bilgili olduğu açıktır

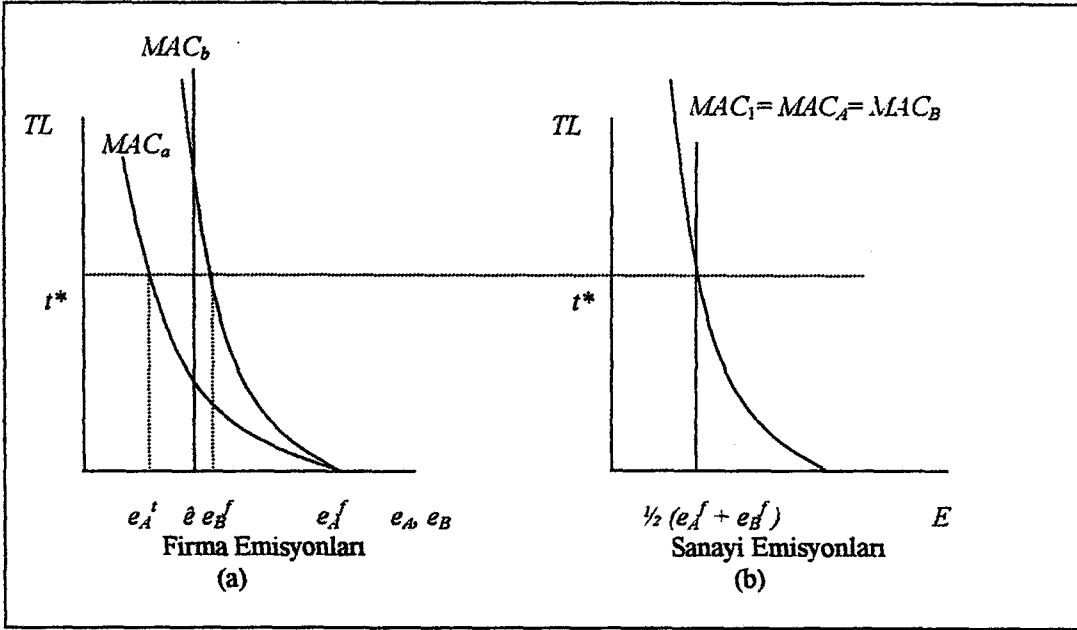
Yönetimin emisyonlar üzerinde kontrolünün olmadığı serbest bir piyasa sisteminde (emisyonların firmanın kendisine zarar vermediğini ve çevre içinde fedakarlık yapmadıkları varsayımıyla) firma belirli bir noktada emisyon kontrolü için hiç para harcamayarak kalacaktır. Emisyonun düşüşüyle azaltım maliyetleri de yükselen bir oranda artacaktır. Sürekli artan bir *MAC* (marjinal indirim maliyeti) fonksiyonunu tanımlamak lokal ve global maliyet-düşürme çözümlerinin bir arada olduğunu belirttiğinden analitik olarak uygundur.

Kirletici için *MAC* fonksiyonlarının kaynaktan kaynağa değişeceği de beklenmelidir. Bu bazı kaynakların yerleri, yaşları ve dizaynlarındaki farklılıklarından dolayı da olabilir. Örneğin atık boşaltan bir kaynakta madde çıkışının düşürülmesi diğerlerine göre daha az maliyetli olabilir.

MAC 'nin kaynaktan kaynağa değiştiği gözlemi neden hedef düşüşü sağlamak için maliyeti minimuma indirmenin farklı miktarlarda emisyon düşüşlerine neden olduğuna dair bir anahtardır. Uçucu organik bir bileşiğin tek düze (uniform) olarak karışık bir kirleticide kontrol hedefi olduğunu varsayalım. Bu hedef herhangi bir kaynaktaki bir ton emisyonun azaltımının hedef düşüşe etkisinin aynı olması dolayısıyla da emisyon düşüşünün kaynağından bağımsız olduğu anlamına gelir. Bu durumda yüksek azaltım maliyetli kaynaklar emisyonlarını diğerlerine nazaran daha az düşürürler. Esasen bu konuda etkin çözüm için olan gerekli durum marjinal azaltım maliyetlerinin kaynaklar arasında eşitlenmesidir. Örneğin *A* kaynağı bir birim uçucu organik bileşik azaltımını marjinal olarak 100TL/birim maliyetiyle sağlarken *B* kaynağı 500TL/birim maliyetiyle karşılaşıyorsa bir miktar emisyon azaltılması sorumluluğu net bir kazanç için (500TL – 100TL) *B*' den *A*' ya verilebilir. Bu maliyet tasarrufları *MAC*' ler eşit olmadığı sürece mümkündür.

Farklı *MAC*' lere sahip *A* (düşük maliyetli), *B* (yüksek maliyetli) kaynaklar şekil 3.14' de gösterilmiştir. Daha pratik olması için *MAC* fonksiyonları aynı noktadan başlatılmışlardır. $\left[\frac{1}{2}(e_A^f + e_B^f) \right]$ hedef emisyon seviyesini sağlamak için tasarlanan bir performans standardı (uniform –tek düze bir standart) her bir firmanın \bar{e} emisyonuna bir maksimum limit koymaktadır. Bununla beraber *B* kaynağı \bar{e} seviyesinde *A*' ya nazaran daha yüksek *MAC*' ye sahiptir ve bu durumda etkinlik sağlanamayacaktır.

Baumol ve Oates (1988, 325) şekil 3.14' de tasvir edildiği gibi emisyonlar üzerine t^* gibi bir vergi getirilerek etkin bir sonuç sağlanabileceğini göstermişlerdir. Vergi oranı (t^*) endüstrinin *MAC*' si (MAC_1) hedef emisyon düzeyindeyken hesaplanır. t^* ile yüzleşen her firma emisyon düzeylerini değiştirerek vergi oranını *MAC* eğrisiyle eşitler. Bu maliyeti minimuma indirme reaksiyonudur. *A* firması için emisyon düşürmesiyle olan marjinal kar marjinal maliyetleri geçtiğinden firmanın e_A^f emisyon düzeyinden daha fazlasını yayması etkin değildir (MAC_A). Benzer bir biçimde emisyonu e_A^f ' nin daha altına düşürmek marjinal maliyetler marjinal karı



Şekil 3.14
Farklı MAC'li İki Kaynak ve Etkin Emisyon Vergisi.

geçeceğinden dolayı etkin olmayacaktır. Kişisel çıkar olmadan da B firması (yüksek azaltım maliyetli kaynak) emisyonunu görece olarak kendi e_B^f seviyesinden daha az düşürmüştür. Bu durumda $MAC_A = t^* = MAC_B$ olur ve toplam kirlilikte arzu edilen düşüşü sağlayan bir oranda belirlenen vergilerin, düzenlemenin topluma olan maliyetinin minimuma indirilmesi için gerekli şartları da sağladığı görülür.

Emisyonlar üzerindeki verginin etkinlik özellikleri Baumol, ve Oates (1988, 328) tarafından sağlanmıştır. Ortamda bir miktar tekdüze (uniform) olarak karışık kirleticiler olduğunu ve bunların E_t gibi zamansal bir noktada tanımlanmış olduğunu varsayalım. Toplam emisyon bütün kaynakların k boşaltımlarının e_k toplamıdır,

$$E_t = \sum_k e_{kt} \quad (3.1)$$

Bundan sonra zaman alt indisini düşürürsek, firmalar üretim fonksiyonu $y_k = f_k(r_{1k}, \dots, r_{nk})$ 'ya göre r_{ik} girdisini kullanarak y_k üretimini yaparlar. Firmalar üretim sonu teknolojisini (v_k) kullanarak ve üretimi de düşürerek azaltılabilecek emisyon miktarını düşürürler. Böylece emisyon fonksiyonu ortaya çıkar. Bir birim azaltım teknolojisi maliyeti p_v , girdi fiyatı ise p_i olarak verilmiştir. Böylece toplumsal planlamacıların problemi;

$$\text{minimum } \sum_i \sum_k p_i r_{ik} + \sum_k p_v v_k \quad (3.2)$$

$$f^k(r_{ik}, \dots, r_{kk}) = y_k^* \quad (3.3)$$

$$\text{ve } b^k(y_k^*, v_k) = e_k \quad (3.4)$$

$$\text{ve } \sum_k e_k \leq E^* \quad (3.5)$$

$$\text{ve } e_k, y_k \geq 0, \text{ bütün } k = 1, \dots, k \text{ değerleri için} \quad (3.6)$$

Böylece planlamacı her bir firma için belirlenmiş bir (y_k^*) seviyesine ulaşmak için girdi maliyetlerini (denklem 3.2.deki ilk terim) ve kirlilik azaltım maliyetlerini (denklem 3.2.deki ikinci terim) minimuma indirme yolunu arar. Denklem (3.4) emisyon üretim fonksiyonu, (3.5) ise izin verilen maksimum emisyon seviyesidir. Aynı zamanda emisyon ve çıktılar içinde negatif olmayan sınırlamalar belirlenir. Emisyonun gerçek seviyesi $\sum_k e_k$ yerine emisyon üretim fonksiyonunu kullanarak ve Lagrange'ı oluşturursak eşitlik (3.7)'yi elde ederiz:

$$L = \sum_i \sum_k p_i r_{ik} + \sum_k p_v v_k + \sum_k \lambda_k [y_k^* - f^k(\cdot)] + \mu \left[\sum_k b^k(\cdot) - E^* \right] \quad (3.7)$$

Burada λ_k ve μ Lagrange çarpanlarıdır. Girdi r_i ve kirlilik azaltımı v_k kullanılarak (3.7)'nin minimumunun birinci şartları şunlar olur:

$$\partial L / \partial r_i = p_i - \lambda_k \partial f^k / \partial r_i = 0 \quad \text{bütün } i, k \text{ değerleri için} \quad (3.8a)$$

$$\partial L / \partial v = p_v + \mu \partial b^k / \partial v = 0 \quad \text{bütün } k \text{ değerleri için} \quad (3.8b)$$

Bu şartlar girdilerin ve kirlilik azaltımının fiyatları marjinal çarpım değerlerine eşit olduğu noktaya kadar kullanılmalı gerektiğini gösterir. (Hanley, 1996, 185)

Planlayıcının E^* hedef emisyon seviyesini her bir birim emisyon için t^* vergisi getirerek sağlamaya karar verdiğini kabul edelim. Önceki grafiksel analizlerden de biliniyor ki t^* , E^* 'da toplam MAC lere eşit olur. Probleme maliyeti minimuma indirmeye çalışan ve t^* seviyesinde emisyon vergisiyle karşılaşan temsili bir firma

açısından bakalım. k firması aşağıdaki ifadeyi denklem (3.3), (3.4) ve (3.6)'ya göre minimuma indirmeye çalışır:

$$\sum_i p_i r_{ik} + p_v v_k + t_k^* e_k \quad (3.9)$$

Yine e_k yerine emisyon üretim fonksiyonu $b^k(\cdot)$ kullanırsak ve Lagrangean' ı oluşturursak:

$$L^k = \sum_i p_i r_{ik} + p_v v_k + t_k^* b^k(\cdot) + \beta^k [y_k^* - f^k(\cdot)] \quad (3.10)$$

L^k 'nin diferansiyelini alırsak, minimum için birincil şartlar şunlar olur:

$$p_i - \beta^k \partial f^k / \partial r_i = 0 \quad (3.11a)$$

ve

$$p_v + t_k^* \partial b^k / \partial v_k = 0 \quad (3.11b)$$

(3.11) ve (3.8) denklemlerini kıyaslırsak firma için en iyi durumun toplum için olanla aşağıdakiler sağlanırsa uyumlu olabileceği görülebilir.

1. Firmanın karşılaştığı girdi fiyatları p_i ve kirlilik azaltım maliyeti p_v , rekabet seviyelerine uyar. Burada firmanın girdi veya kirlilik azaltım pazarında herhangi bir fiyat belirleme gücü yoktur (ayrıca bütün k lar için $\beta^k = \lambda^k$ olmalıdır.)
2. Vergi oranı t_k^* , μ 'ya eşittir (toplumsal planlayıcıların problemindeki kirlilik düşüşü gölge fiyatı.) Bu birinci madde de belirtilen durumun aynıdır: en düşük maliyetli vergi, hedef emisyon seviyesinin (E^*) marjinal (gölge) azaltım maliyetine E^* eşittir. Bu eşitlik (3.11) deki ikinci durumun tekrar düzenlenmesiyle daha açık görülebilir. $t^* = -p_v / b_v^k$ ($b_v^k \equiv \partial b^k / \partial v_k$) ve $(-p_v / b_v^k)$ ifadesi de k firmasının marjinal azaltım maliyetidir. Bu belirli bir t^* için maliyeti minimuma indirme çözümünde, bütün firmaların MAC^* leri eşit olmak zorundadır anlamına gelir. (Gunnar, 1996, 132.)

Kontrol otoritesi kontrol etmek istediği bütün kaynakların MAC fonksiyonlarını bilmiyorsa; bu durumda doğru vergi oranını tahmin etmek durumunda kalır. Çok

düşük tahmin ederse, çok az kirlilik azaltımı gerçekleşir ve oran arttırılmak zorunda kalır. Çok yüksek tahmin ederse çok fazla azaltım gerçekleşir ve ajans vergiyi kaldırmak zorunda kalır. Bu tekrarlanan işlem gerçekte firmalar üzerine maliyetler yükler ve uygun olmayan kirlilik kontrol teknolojilerine bağlı kalmışlarsa azaltım maliyetlerini düşürmelerini engelleyebilir. Sürekli değişen bir vergi oranı belirsizliği arttırır ve makro seviyede yatırım oranı üzerinde sarsıcı bir etki yaratır.

3.3.2.2 Tek düze (Uniform) Olmayan Bir Şekilde Bulunan Karışık Kirleticiler ve Kirlilik Vergilerindeki Problemler

Potansiyel olarak kirletici bir çok madde için, belirli bir gözlem noktasındaki bölgesel konsantrasyonlar sadece toplam emisyon miktarına bağlı değil (önceki modelde E ile temsil edilen seviye) aynı zamanda kirleticinin yerel konumuna da bağlıdır. Herhangi bir nehirdeki belirli bir j noktasındaki çözülmüş oksijen oranı buna iyi bir örnektir. Belirli akış ve sıcaklık şartlarında çözülmüş oksijen seviyesi hem nehrin yukarısındaki toplam BOD (biyolojik oksijen talebi) boşaltımı miktarının hem de j noktasındaki miktarın bir fonksiyonudur. Bunun sebebi örneğin j noktasının bir km yukarısında 2000kg/gün BOD boşaltılmasının çözülmüş oksijen seviyesi üzerinde beş km yukarısında boşaltılmasından daha fazla etkisi olmasındandır. Belirtilen bağlantı birçok hava kirleticileri için de geçerlidir.

Tekdüze (uniform) olmayan kirleticiler için vergi oranının kaynaklar arasında bölgesel hava veya su niteliğindeki marjinal etkilerine göre değişmesi gerektiğinden, tek bir oranın etkili olmayacağı açıktır. Gözlemlenen herhangi bir j noktasındaki bölgesel kirlilik seviyesi a_j 'nin bütün kaynaklardan gelen emisyonların ağırlıklı fonksiyonu olduğunu kabul edersek;

$$a_j = \sum_k d_{jk} e_k \quad \text{olur.} \quad (3.12)$$

d_{jk} katsayıları çoğu zaman 'transfer katsayıları' olarak adlandırılırlar ve bir $(K \times J)$ matrisi oluştururlar. Burada $k = 1, \dots, K$ kaynaklardır. J ($j = 1, \dots, J$) ise gözlem noktalarıdır. d_{11} gibi belirli herhangi bir transfer katsayısı birinci kaynağın birinci gözlem noktasındaki etkisini göstermektedir. Bu d_{jk} terimleri bir nehir ya da nehir ağzı için yılın zamanına, sıcaklığa ve akış oranına göre değişebilirler ve genellikle olabilecek en kötü durumlarda (kuru hava akışı- KHA) ölçülürler. Transfer katsayıları

hava sirkülasyonu olan bir yer için bütün rüzgar şartlarında, belirli bir zaman diliminde, ortalama olarak hesaplanırlar. Bütün durumlarda transfer katsayı matrisi ilgilenilen çevresel sistem modeli için (bir nehir ya da bir şehir üzerindeki hava parçası için vs) oluşturulurlar.

Tekdüze (uniform) olmayan bir şekilde karışmış kirleticilerde kontrol ajansının hedefi bölgesel konsantrasyonları belirli bir bölgesel seviyeye düşürmek (*KHA* şartlarında 7 mg/l çözülmüş oksijen gibi) şeklinde belirlenmiştir. Bu durum şu şekilde ifade edilebilir:

$$\sum_k d_{jk} e_k \leq a_j^* \quad (3.13)$$

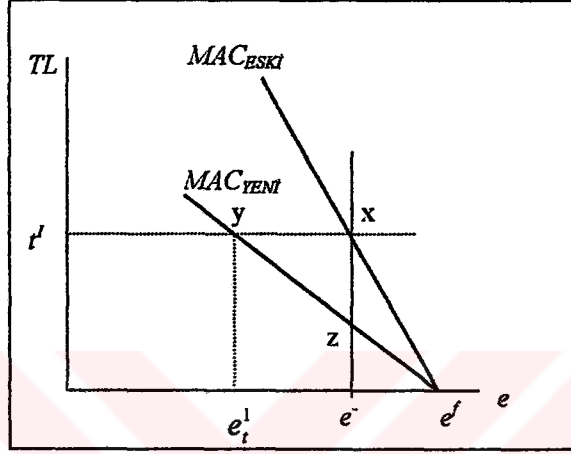
Burada a_j^* her bir gözlem noktasındaki bölgesel hedefdir. Bunun bütün j ler için aynı olduğunu varsayarsak a^* şekline basitleştirebiliriz. Şimdi planlayıcının problemi denklem (3.2) yi (3.3), (3.4), (3.6) ve (3.13)'e göre minimize etmektir. Lagrange şu hale gelir:

$$L = \sum_i \sum_k p_i r_{ik} + \sum_k p_v v_k + \sum_k \lambda_k [y_k^* - f^k(\cdot)] + \mu \left(\sum_k d_{jk} [b^k(\cdot)] - a^* \right)$$

r ve v ' ye göre birinci şartlar için çözüp, bunları firmaların kirlilik vergileriyle yüzleştikleri kararlarla kıyaslırsak, etkili bir çözüm için her firmanın farklı bir t_k^* vergi oranına maruz kalması gerektiğini göstermek mümkün olur. Bu vergi oranı, firmanın çevresel niteliğe verdiği zararlar ve bölgesel hedefin kendisiyle belirlenir. Herhangi bir j noktasındaki bölgesel kaliteyi arttırmak için olan gölge fiyatlar, μ_j , hedef için emisyon düşüşleri gerektiği sürece pozitif kalırlar. Gölge fiyatlar lineer programlama dilinde 'çift' (dual) değerlerdir ve sadece ideal çözümle geçerli olan katsayılar için var olurlar. Firmalar farklı gözlem noktaları için farklı transfer katsayılarına sahip olduklarından transfer katsayılarını en çok kirlenmiş noktaya göre hesaplamak yerinde olacaktır. İlk olarak Tietenberg' in ispatladığı bir diğer alternatif ise, her bir gözlem noktası için daha sonra firmaların o noktayla ilgili transfer katsayısı ile ayarlanacak farklı vergi oranları belirlemektir. Böylece firmalar her bir gözlem noktası için farklı bir vergi oranıyla karşılaşılırlar. Firmanın toplam vergi ücreti, her bir gözlem noktası için ödenen vergilerin toplamıdır. Bütün j gözlem

noktaları için μ_j vergi oranı vardır. k firması j noktasına etki eden emisyonu için $[d_{jk}\mu_j]$ kadar vergi öder. Firmanın her bir emisyon birimi için ödeyeceği toplam vergide $[\sum_{j=1}^J d_{jk}\mu_j]$ olur. (Tietenberg, 1994, 213)

Bütün kirleticileri aynı vergiyi ödemeye zorlamak arzu edilen konsantrasyonu düşüşünü sağlayacak, ama hedef konsantrasyon minimumu aşacak bir maliyetle gerçekleşecektir Her bir kirleticinin ayrı ayrı vergi oranlarına maruz olduğu



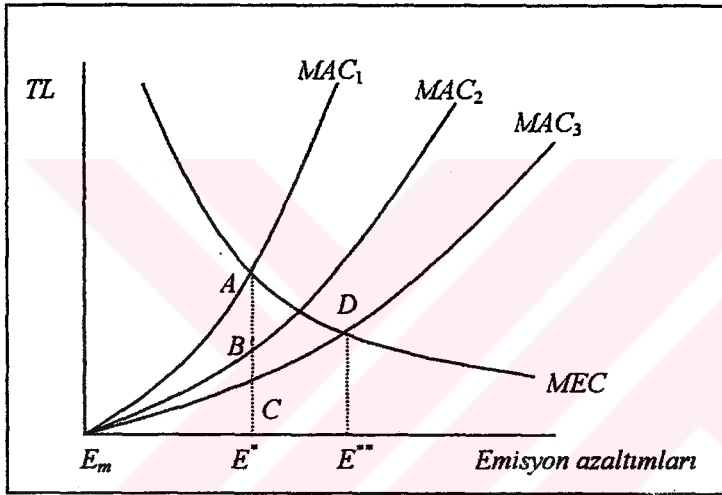
Şekil 3.15
Kirlilik Vergisi Altında Yapılan Teknoloji
Yatırımlarıyla Sağlanan Tasarruflar

mükkemel bir şekilde ayrıştırılmış vergi sisteminin ise maliyet açısından etkin olmasına karşılık 'idari olarak çok zor' olduğu açıktır. (Hanley, 1996, 102)

Kirlilik vergilerinin dizayn ve performans standartlarına göre bir avantajı da dinamik maliyet tasarruflarıyla ilgilidir. Bir firmanın var olan teknolojisine (MAC_{eski}) göre daha düşük marjinal azaltım maliyetli (MAC_{yeni}) bir üretim yöntemine adapte olabildiğini kabul edelim. (Şekil 3.15) Bu yeni teknolojiyi kurmak bir maliyet yaratacak ama karı azaltım maliyeti tasarrufu olarak ortaya çıkacaktır. Sağlanan kar bir vergi altında tekdüze (uniform) standart sistemindekine göre daha büyük olabilir. Uniform bir standart \bar{e} emisyon düzeyi altında iken; firmalar teknolojilerini değiştirerek (xze^f) bölgesinin toplam azaltım maliyetlerinden tasarruf ederler. Firma t^1 de belirlenmiş bir vergi altında yeni teknolojiye geçmişse emisyonunu \bar{e} dan e_t^1 'ye düşürmeyi karlı bulacaktır. Oluşan kontrol maliyeti ($\bar{e}xe^f$) ve vergi yükü ($ot^1x\bar{e}$) olur. MAC_{yeni} ile kontrol maliyetleri ($e_t^1ye^f$) ve toplam vergi ödemeleri ($ot^1ye_t^1$) dir. Bu yeni teknolojiyle uniform standart \bar{e} seviyesinin altındaki tasarrufu geçen ve daha

düşük emisyonu açan ($yx e^j$) bölgesindeki net tasarrufu ortaya çıkarır. Böylece vergi sistemi zamanla bir standarda göre hem azaltım maliyetlerinde hem de emisyon düzeylerinde düşüşle sonuçlanır. (Fisher, 1981, 177)

Temelde emisyon vergileri; firmaların daha temiz teknolojiler geliştirmelerine, bu teknolojilerin yayılmasına ve düzenleyicilerin çevresel kontrolleri denetlemeye teşvik etmelerine yol açmışlardır. (Boman, 1999, 71) Daha sonra bu vergiler düzenleyicilerin emisyon sübvansiyonları, ticari izinler veya uniform standartlar uygulamalarına neden olmuşlardır. Emisyon vergilerinin avantajları ile ilgili bu üç basamak şekil 3.16' da gösterilmektedir. Yenilik, endüstrinin marjinal azaltım maliyeti eğrisinin MAC_1 ' den MAC_2 ' ye geçmesine neden olur. Bu da (E_M, A, B) bölgesine denk gelen tasarrufa



Şekil 3.16
Firmalardaki Teknolojik Seviyelerin Etkileri

neden olacaktır. Temiz teknolojinin yayılması endüstrinin MAC eğrisinin ilaveten MAC_3 ' e düşmesine ve (E_M, B, C) maliyet tasarrufuna neden olacaktır. Bu da optimal emisyon kontrol seviyesinin E'' ' a değişmesini sağlar.

Şekil 3.14 ve 3.15' den çıkartılanları özetleyecek olursak; genellikle kontrol ajansları tarafından kirlilik kontrol maliyetlerinde düşüş için daha az eğilime neden olan tekdüze (uniform) düzenlemeler uygulandığı ve uniform düzenlemenin aynı zamanda kirlilik kontrolünde yeniliklerin hızını da kestiğini söyleyebiliriz. Bu anlamda piyasa mekanizmaları tarafından maliyeti düşürme yönündeki cesaretlendirmeler, çevresel politikaları değerlendirmede belki de en önemli kriteri ve aynı zamanda uzun süren zor bir işi temsil etmektedirler. (Kohn, 1998,201)

Kirlilik düşürme hedeflerinin gerçekleştirilmesi için olan vergi politikalarının bazı problemleri ve zorlukları da elbette vardır. Kirlilik kontrol ajansının yapması gereken ilk iş vergi oranını belirlemektir. Bunu tamamen doğru olarak yapmak için azaltım maliyetleri ve transfer katsayıları hakkında tam bilgiye sahip olunmalıdır. Ajanslar doğru vergi oranını tekrar tekrar belirleyerek bulabilirler. İlk olarak en iyi tahminle bir oran belirlerler ve daha sonra emisyonlardaki düşüşleri gözlemlerler. Emisyonlardaki düşüşler çok yükseklerse vergi oranı düşürülmeli, çok az düşüşler gözlemlendiyse vergi oranı yükseltilmelidir. Ama üç problem göz ardı edilmektedir. Birincisi, ilk başta yanlış vergi oranı belirlemek firmaların yanlış kirlilik kontrol ekipmanlarına yatırım yapmalarına yol açacak, bu da maliyetlerini düşürmelerini engel olacaktır. İkincisi, ilk başta oranı çok düşük belirlemenin geri dönülmesi imkansız veya çok zor sonuçlar (havada yada suda çok büyük kirlilikler gibi) doğurabileceğidir. Sonuncusu ise toplam *MAC* fonksiyonunun zaman içerisinde kararsız (enerji, girdi maliyetleri ve ürün fiyatlarındaki dalgalanmalarla değişeceği gibi.) olacaktır. Bu sebeplerden dolayı vergi oranını belirlemek çok zor hatta imkansız olabilir.

Bir diğer problem ise bölgedeki yeni katılımcılar konusuyla ilgilidir. Bir nehir ağzındaki birincil kirlilik probleminin yağ üretiminden gelen emisyonlar olduğunu varsayalım. Bölgede yeni rafineriler kurulursa; *MAC* fonksiyonu, vergi oranı artmaz ise toplam emisyonun artacağını ifade ederek sağa kayacaktır. *MAC* fonksiyonunun sağa kayması bir önceki kısımda belirtilen problemin bir başka yüzüdür.

Sonuç olarak kirlilik vergileri, firmaları basit olarak kirleten öder prensibinde (*KÖP*) anlaşılardan daha fazla cezalandırabilmektedirler. Şekil 3.17' de bir nehirde bulunan tek bir kirleticiye ait marjinal indirim (*MAC*) ve marjinal hasar (*MDC*) fonksiyonları belirtilmiştir. Marjinal zarar maliyeti, daha önceden de belirtildiği gibi emisyon tarafından neden olunan çevresel hasarın parasal değeriyle ilgilidir. *MD* tam olarak bilinmiş olsa idi, optimal bir t^* vergi oranı belirlenebilir, firma da maliyetini *MAC* fonksiyonuna göre düşürerek atık miktarını e^* emisyon düzeyine düşürebilirdi. Fakat firmaya binen toplam finansal yük esasen şekil 3.17' de taranmış bölge ile ifade edilen azaltım maliyetlerinin ve vergi ödemelerinin toplamıdır. Bu finansal yük konvansiyonel kirleten öder prensibi (*KÖP*) formatını aşar ve genişletilmiş *KÖP* olarak belirtilir. Konvansiyonel *KÖP*, firmaların emisyonlarını toplumsal olarak arzu

Vergiler, emisyonlardan ziyade hem girdiler hem de çıktılar üzerine uygulanabilecek vergi sistemleriyle de genişletilebilirler. Common (1996, 96) girdileri göz önüne aldığımızda; emisyonların girdilerle ilişkili olduklarından hareketle; istenilen azaltımın en düşük maliyetle, girdiler üzerine vergi getirilerek yapılabileceğini göstermiştir. Emisyon miktarlarının gözlemlenmesi imkansız veya çok güç olan durumlarda girdi üzerindeki vergiler çok önemli olurlar. Örneğin güç istasyonlarındaki SO₂ miktarını düşürmek için kömürdeki sülfür miktarına vergi konulabilir. Ama önemle belirtmek gerekir ki, girdi vergileri, kullanılan malzemenin başka bir maddeyle değiştirilmesi halinde sorunlara neden olabilirler. Örneğin CFC (kloroflorokarbonlar)'lara vergi getirmek firmaları hidrofloroklorokarbonları kullanmaya iterdi ki bununda molekül başına verdiği zarar CFC'lerden daha yüksektir.

3.3.3 Alınıp Satılabilen Kirletme İzinleri (Tradeable Pollution Permits)

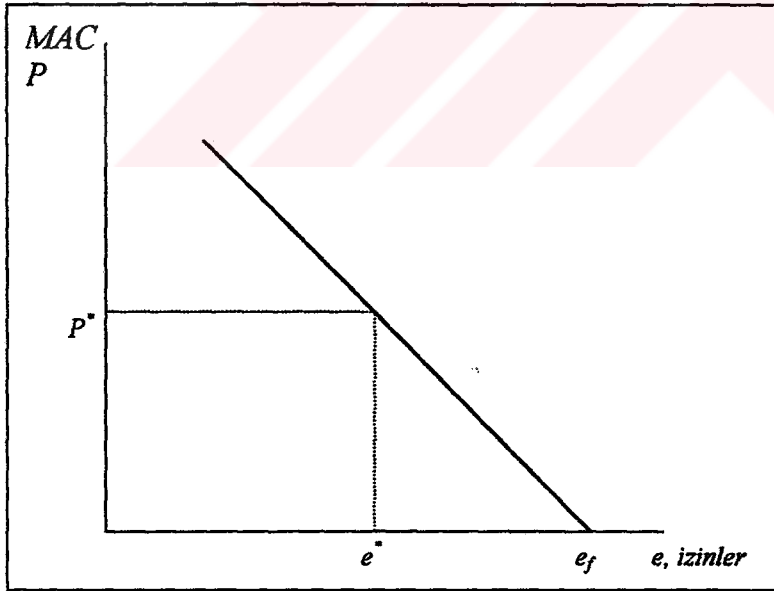
Daha önceki bölümlerde, kirlilik vergilerinin arzu edilen kirlilik düşüşünde en düşük maliyet anlamına geldiğini görmüştük. Bu bölümde ise alternatif bir yaklaşım olan alınıp satılabilen kirletme izinleri (Tradeable Pollution Permits-*TTP*) göz önüne alınacaktır. Son zamanlarda, Dales (1968, 102) tarafından oluşturulan bu fikir çevresel ekonomistler arasında daha fazla popülerlik kazanmıştır. Elbette daha sonra değineceğimiz gibi *TTP*'nin de kendine özgü problemleri vardır. Bu bölümde ilk olarak *TTP*'nin tekdüze (uniform) ve tekdüze olmayan (non-uniform) karışık kirleticileri içeren temel teorisi ortaya konulacaktır. Daha sonra *TTP* konusunda hali hazırdaki araştırma sonuçları göz önüne alınacaktır. Son kısımda ise *TTP*'lerin pratik kullanımından ve aynı zamanda hem *TTP*'leri hemde kirlilik vergilerini içeren ekonomik yaptırımların neden daha fazla kullanılmadığından bahsedilecektir.

3.3.3.1 Tekdüze (Uniform) Şekilde Karışık Kirleticiler

Bilindiği üzere, kirliliğin başlıca ekonomik açıklaması, çevresel kaynaklarda yeterli özel mülkiyet haklarının olmayışdır. *TTP*'lerdeki ana fikir bu hakları tahsis etmek ve onları alınıp satılabilir yapmaktır. Kirletme hakları için olan bir piyasada bunun için bir fiyat oluşur. Belirli şartlar altında bu fiyat emisyon düzeylerini düzenlemek için doğru teşviki sağlar ve maliyet minimizasyonuna ulaşılır. Tekdüze olan karışık bir kirletici için bu durum *MAC*'lerin (marjinal indirim maliyetlerinin) aralarında eşitliğini içerir. Sistemin en basit durumda yani asimilatif olarak, tek-

kaynak ve tekdüze olan karışık bir kirletici olduğu durumda kontrol ajansının ilgilendiği tek şey, boşaltım yerlerini göz önüne almadan toplam emisyonunda (emisyonların güç istasyonlarından gelen CO₂ olduğunu kabul edelim) belirli bir düşüş sağlamaktır. Örneğin bir bölgede halihazırdaki emisyonun senede 200 000 ton ve hedef düşüşün 100 000 ton olduğunu varsayarsak ajans, her biri sahibine senede bir ton CO₂ yayma hakkı veren 100 000 izin dağıtacaktır. Yeterli izinle kapatmadan yapılan boşaltımlar da yasa dışı olacaktır.

Bu izinler iki yolla dağıtılabılır: (1) var olan emisyonların oranı üzerinden izin vererek, (bu metod büyükbaba-grandfathering yöntemi olarak isimlendirilir) ve (2) müzakere ederek. Daha sonra firmalar bu izinleri alıp satmada serbest bırakılırlar. İlk baştaki dağıtımın en düşük-maliyetli olmadığını varsayarak, görel olarak yüksek MAC'li firmaların alıcı, düşük olanların ise satıcı olmalarını bekleriz. Bu durum şekil 3.18' de gösterilmektedir. Yatay eksen firmanın, hem emisyonunu hem de elindeki izinlerini gösterir. Ajansın herhangi bir müdahalesinden önce firma emisyon kontrolü yapmadan e_f seviyesindedir. Şimdi bir TTP programının devreye girdiğini ve p^* piyasa izin fiyatının oluştuğunu varsayalım. Firma bu seviyeden daha düşük

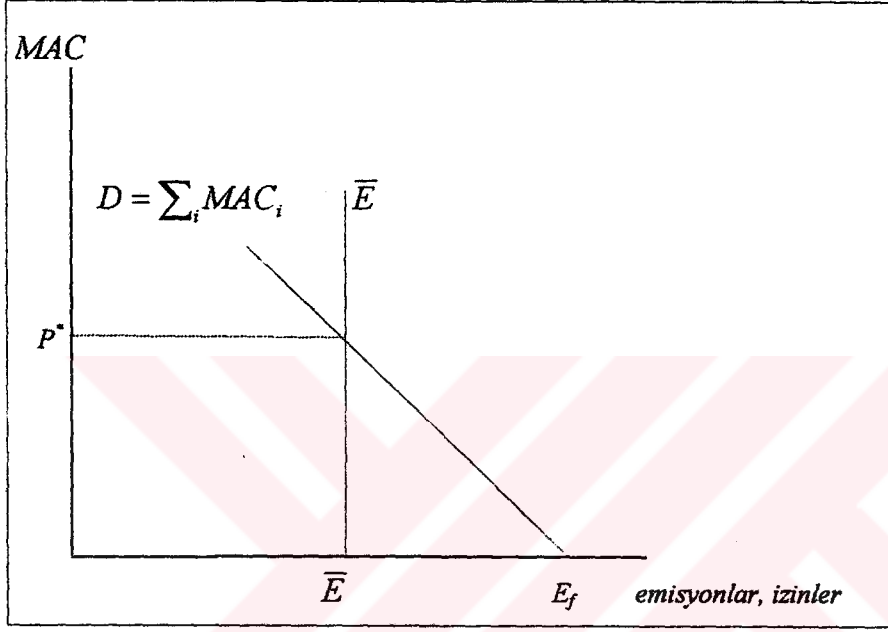


Şekil 3.18
Firmanın İzin Planına Olan Optimal Tepkisi

miktarının olduğu durumda MAC'nin izin fiyatından aşağıda kalacağı sürece, (izin satın almak emisyon düşürmekten daha ucuz olur) e^* miktarda izini elinde tutmayı seçer. Ama başlangıçta firma e^* dan daha fazlasını elinde tutmaktadır. (böylece daha fazla emisyon yayabilecektir) Firma izin fiyatı (p^*) iken marjinal maliyetini geçtiğinde

satış yapmayı seçerek elindeki izin sayısını azaltacaktır. Kirlilik kontrolü daha yüksek maliyetli bir firma ise p^* fiyatıyla daha fazla izni elinde tutmayı tercih edecektir. (Siebert vd., 1980, 146)

p^* şekil 3.19'da da gösterildiği gibi izin piyasasındaki denge fiyatıdır. Ajans belirlenmiş sayıda izin E (burada 100 000) dağıtır. Her bir firmanın ne kadar sayıda izni elinde tutacağına karar verebilmek için MAC eğrilerini izin fiyatıyla kıyaslarız.



Şekil 3.19
İzinler İçin Arz ve Talep

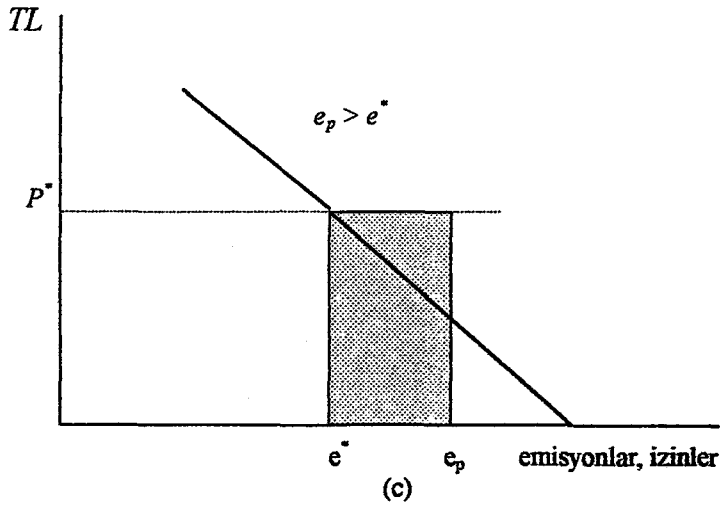
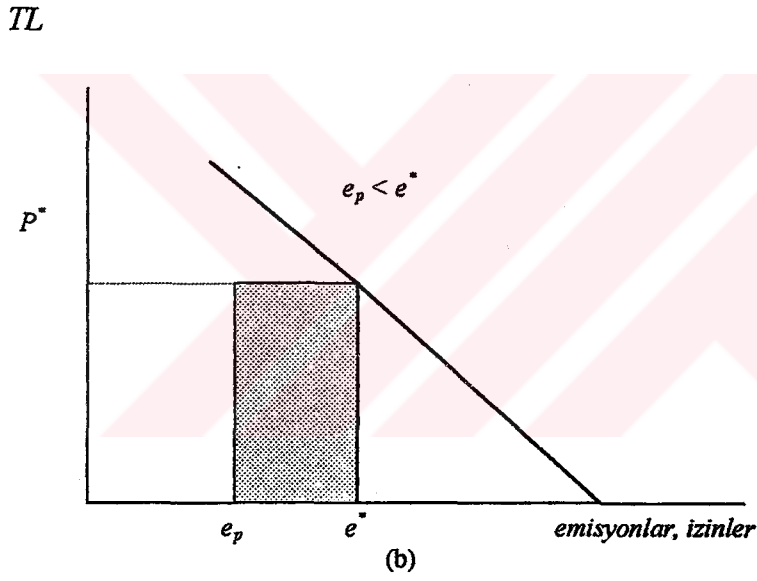
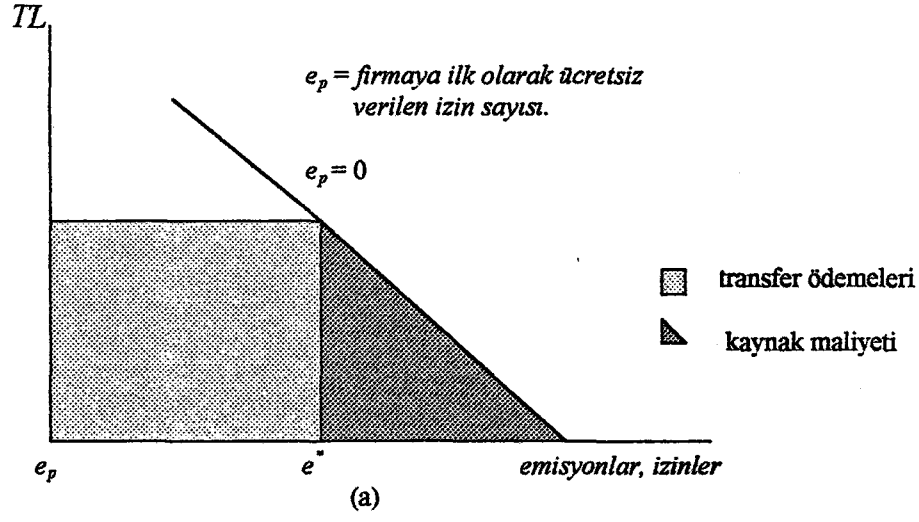
Fiyatlar düşerse, firma daha fazla izni elinde tutar ve daha az emisyonu kontrol eder. Bu nedenle bir firma için MAC eğrisi onun izin için olan talep eğrisidir. Kontrol bölgesindeki firmaların MAC eğrilerinin $i = 1, \dots, n$ iken toplamı ($\sum_i MAC_i$) izin için olan bölgesel taleptir. Yönetim izin tedarikini azaltır veya arttırırsa net piyasa fiyatı da buna göre yükselir veya düşer. (Sorrel, S. ve Skea, J., 1999, 201)

Şekil 3.18' de firma izin fiyatını MAC eğrisiyle eşitler. Böylece firma 1' de $MAC_1 = p^*$ olur. Aynı şekilde n sayıda firma, emisyon seviyelerini p^* yi dikkate alarak aynı ayarlamayı yapar. Böylece tekdüze (uniform.) olarak karışmış kirleticilerde:

$$MAC_1 = MAC_2 = \dots = MAC_n = p^* \quad \text{dır.}$$

Belirtilen koşul, toplam boşaltımlar için maliyeti minimuma indirmede gerekli olan durumdur. Firmaların bu tepkileri onları kendi maliyetlerini minimize ettikleri

pozisyonlara iter. Alternatif olarak TPP' leri verilen bir toplam harcamayla, emisyon düşüşünü maksimuma getirmenin bir yolu olarak da görebiliriz.



Şekil 3.20
İzin Gelirleri ve Giderleri

Aynı bir vergi projesindeki gibi herhangi bir firmaya olan toplam finansal yük, kaynak maliyetleri (*MAC* altındaki toplam) ve transfer ödemelerinden oluşur. Şekil 3.20' de belirli bir firma için olan finansal yük, olası üç senaryo için gösterilmiştir. (a)' da firma elinde tutmayı istediği bütün izinler için (müzayede yoluyla deklare edilen tek fiyat p^*) ödeme yapmak zorundadır. (b)' de firmaya maliyetini minimuma indirmesi için olandan daha az izin verilmiştir. Böylece diğerlerinden daha fazlasını satın alır. (c)' de ise firma başlangıçta ihtiyacı olandan daha fazla izin alır ve böylece bir kısmını satar. Bir firma için verilmiş olan transfer ödemelerinin, izin fiyatına ve onun net bir alıcı yada satıcı olmasına (üç durumda da, kaynak maliyetleri başka bir deyişle kontrol maliyetleri şekil 3.20a' da gösterilmiştir.) bağlı olduğu görülebilir. Endüstri için bir "büyükbaba-grandfathering" projesi altında net transferler, toplamda satış gelirleri izin masraflarını iptal ettiği sürece sıfırdır. Sonuç olarak göz önüne alınan bu durumda (uniform olarak karışmış bir kirletici için) izinlerin 1:1 oranıyla değiştirildiği aşıkardır. Örneğin; X , Y ve Z ye 100 izin satarsa, X emisyonlarını 100 birim düşürmek zorundadır ve bu durumda Y de kendininkileri 100 birim arttırabilir. Bu kontrol onların uzaysal lokasyonlarını değil, toplam emisyonları hedeflemesi yüzündendir. Tekdüze olmayan bir şekilde karışmış kirleticileri göz önüne aldığımızda ise durum böyle olmayacaktır.

Şimdi ana sonuçlarımızı daha ayrıntılı olarak inceleyelim. Esasen TPP' nin en az maliyet özelliğinin orjinal ispatı Montgomery' e (1972, 294) aittir.

A' nin kontrol bölgesinden yayılan karbondioksit (tekdüze olarak karışmış kirletici) seviyesini temsil ettiğini kabul edelim.

$$A = \alpha + \sum (e_f - x_i) \quad (3.14)$$

Burada α doğal kaynakları da içeren diğer kaynaklardan gelen emisyonlardır. e_{f_i} , $i = 1, \dots, n$ e kadar olan kirletici firmaların "kontrol edilmeyen" emisyonlarıdır. x_i ise emisyonlardaki düşüşlerdir. Firmalar yalnızca emisyon düşüş seviyesine bağlı olan C_i kontrol maliyetiyle yüzleşirler.

$$C_i = C_i(x_i) \quad (3.15)$$

$C_i(x_i)$ sürekli ve $C' > 0$, $C'' > 0$ ile çift türevlenebilir bir fonksiyondur. Kontrol ajansı, toplam emisyon seviyesini şimdiki toplam boşaltımın altında olan bir \bar{A} seviyesinde veya altında tutmak ister. Ajansın problemi böylece:

$$\text{Min}_{(x)} \sum_i C_i(x_i) \quad (3.16)$$

$$\infty + \sum (e_{\beta} - x_i) \leq \bar{A} \quad (3.17)$$

ve

$$x_i \geq 0 \quad \text{olur.} \quad (3.18)$$

3.17 kısıtlaması firma emisyonlarıyla arka plandaki emisyonların toplamının arzu edilen maksimum miktarından büyük olmaması gerektiğini gösterir. Bu problemin çözümü Kuhn-Tucker metodu* kullanılarak bulunabilir. Lagrange oluşturursak;

$$L = \sum C_i(x_i) + \lambda(\bar{A} - \infty - \sum (e_{\beta} - x_i)) = 0$$

x_i' ye göre diferansiyeli alınırsa aşağıdaki optimum için Kuhn-Tucker durumunu verir:

$$\delta C_i(x_i) / \delta x_i - \lambda \geq 0 \quad i = 1, \dots, n$$

veya, daha basit bir ifade kullanarak,

$$C_i'(x_i) - \lambda \geq 0 \quad (3.19a)$$

ve

$$x_i [C_i'(x_i) - \lambda] = 0 \quad i = 1, \dots, n \quad (3.19b)$$

$$\infty + \sum (e_{\beta} - x_i) \leq \bar{A} \quad (3.19c)$$

$$\lambda [\infty + \sum (e_{\beta} - x_i) - \bar{A}] = 0 \quad (3.19d)$$

$$x_i \geq 0; \lambda \geq 0 \quad i = 1, \dots, n \quad (3.19e)$$

* Seçim değişkenlerinin işaretleri üzerinde herhangi bir açık sınırlamanın ve kısıtlamalarda eşitsizliğin sözkonusu olmadığı klasik optimizasyon problemlerinde, görelî ya da yerel uç değer için birinci mertebe koşul amaç fonksiyonunun tüm seçim değişkenlerine ve Lagrange çarpanlarına göre birinci kısmî türevlerin sıfıra eşit olmasıdır.

λ ' nin yukarıdaki eşitsizliklerde kirlilik sınırlamasının gölge fiyatı olduğu görülebilir. Bütün firmaların *MAC*'leri ($C'_i(X_i)$ olarak verilen), bazı kaynaklar en düşük-maliyet çözümüne girmek için çok yüksek kontrol maliyetlerine sahip olabildikleri halde, bu değere eşit olmak zorundadırlar. (Kling, 1999, 301)

Bir izin piyasasında bu sonucu sağlamak için izin verilen emisyon seviyesi olan, $\bar{E} = \sum (e_{fi} - x_i)$ izin arzı dağıtılmalıdır. Daha sonra izinler firmalar arasında 1:1 oranında alınıp satılabilirler. Oluşturulan bu sistem bir emisyon izin sistemi (emissions permit system *EPS*) olarak bilinmektedir. (Tietenberg, 1996, 320) Başlangıçta her bir firmada e_i^o izin alındığını, $\sum e_i^o = \bar{E}$ olduğunu ve yine başlangıçta izinler için bir P fiyatının belirlendiğini kabul edelim. Bu durumda firmanın temsil edilen problemi şöyle olur:

$$\text{Min}_{x_i} C_i(x_i) + p(e_{fi} - x_i - e_i^o) \quad (3.20)$$

Bu problemin çözümü şunu ifade eder:

$$C'_i(x_i) - p \geq 0 \quad (3.21a)$$

$$x_i [C'_i(x_i) - p] = 0 \quad (3.21b)$$

$$x_i \geq 0 \quad (3.21c)$$

Bu denklemleri 3.19a ve 3.19e ile kıyaslırsak en düşük maliyet çözümünün fiyat p , λ ' e eşit olursa sağlanabileceğini görürüz. Bu ise ancak piyasa rekabetçiye olabilir. (Montgomery, 1972, 410)

3.3.3.2 Tekdüze Olmayan (Non –Uniform) Şekilde Karışmış Kirleticiler

Şimdiye kadar kirleticinin tekdüze (uniform) olarak karıştığını varsaymış olmamıza rağmen aslında bu durumun her zaman geçerli olmadığı da aşikardır. Örneğin havaya boşaltılan sülfürdioksit veya su kaynaklarına boşaltılan organik atıklardaki gibi birçok kirleticisi tekdüze olmayan bir şekilde karışmıştır. Bu durumda kontrol ajansı, bu iki kirleticinin etkisini veya gözlem noktalarındaki suyun kalitesini belirlemek için bir arada olduklarından kirleticilerin hem boşaltım miktarlarıyla hem de uzaysal dağılımlarıyla ilgilenir. Transfer katsayıları, bir i noktasındaki ilgili

boşaltımların başka bir j noktasındaki bölgesel hava/su kalitesiyle bağlantılı bir şekilde hesaplanır. Tekdüze olmayan bir şekilde karışmış kirlleticilere izin vermek, minimum maliyet probleminin doğasını kirlilik sınırını değiştirerek farklılaştırır. Herhangi bir j noktasındaki ortam (ambient) kirlilik konsantrasyonu şu şekildedir:

$$A_j = \alpha_j + \sum d_{ij}(e_{ij} - x_i) \quad (3.22)$$

Burada α_j , j noktasına başka kaynaklardan gelen kirliliktir, d_{ij} terimleri de transfer katsayılarıdır. O halde problem;

$$\text{Min} \sum C_i(x_i)$$

ve

$$\alpha_j + \sum d_{ij}(e_{ij} - x_i) \leq \bar{A}_j \quad \text{olur.}$$

\bar{A}_j , her bir j noktasındaki izin verilen maksimum kirlilik konsantrasyonlarıdır. Basitleştirmek için bütün kaynakların kontrol yaptığını kabul edersek Kuhn-Tucker şu hali alır,

$$C'_i(x_i) - \sum d_{ij}\lambda_j = 0 \quad (3.23)$$

Böylece her bir kaynağın *MAC*'leri hedefe ulaşmak için gerekli olan emisyon düşüşlerinin gölge maliyetlerinin ağırlıklı ortalamasına eşit olur. Bir başka açıdan ise, her bir gözlem noktasında bir gölge fiyat (λ_j) olduğunu söyleyebiliriz. Böylece tekdüze (uniform) karışım durumuna uygun olan "*MAC* leri eşitle" kuralını bırakabilir ve bu izin sistemini bölgesel izin sistemi olarak adlandırabiliriz. (Sorrell, 1999, 380)

3.3.3.3 Alınıp Satılabilen İzin Piyasalarındaki Problemler

Buradaki amaç araştırmacıların önceki bölümde belirtilen temel teoriyle birlikte tanımladıkları bazı problemlere dikkat çekmek ve bu problemlerin çözümleri için olası yaklaşımları öne sürmektir. Bu problemler genellikle piyasanın işleyişiyle ilgilidirler.

3.3.3.3.1 Ticaret Kuralları ve İzin Sistemlerinin Dizaynı

Birincisi emisyon izin sistemi (*EPS*) ve ikincisi bölgesel izin sistemi (*APS*) olmak üzere iki izin sistemi belirtilmişti. İzinler yayılan kirlilik birimleri altında belirtilirler. Firmalar arasında izin ticareti bire bir oranda yapılır. Bir başka deyişle *A* kaynağı bir izin satarsa emisyonunu izin tarafından karşılanan oranda azaltmak zorundadır. *B* kaynağı bu izini satın aldığı anda emisyonunu aynı miktarda arttırabilir. Bu nedenle toplam emisyon artmaz. *EPS* basit bir sistemdir ve tekdüze olarak karışmış bir kirlitici için düzgün çalışabilir. Bununla beraber tekdüze olmayan bir şekilde karışmış kirliticiler için bir *EPS* sisteminde ticaret, bölgesel nitelik hedeflerinde ihlallerle sonuçlanabilir.

Bu problemi aşmak için *APS* önerilmiştir. Aslında *APS* sistemi çok komplike bir piyasa oluşturma problemine sahiptir. İzinler alıcılardaki hasar birimleri olarak belirtilirler. Her bir alıcıda ayrı bölünmüş bir piyasa vardır ve firmalar, emisyonları bir çok alıcı etkilediğinden bir çok piyasada ticaret yapmak zorundadırlar. Örneğin sülfürdioksit gibi bir kirlitici için çok fazla sayıda piyasa olabilir. İşlem maliyetleri nispeten yüksek olurken her bir piyasadaki tüccar sayısı, eksik rekabette potansiyel problemlere neden olacak şekilde nispeten düşüktür. Dahası toplam emisyonlar ticaret sonunda artabilirler. *A* firması alıcı noktası z' de 1 mg/l çözülmüş oksijen düşüşü için bir izin satarsa ve *B'* nin emisyonu z noktasındaki çözülmüş oksijen üstünde nispeten düşük etkiye sahipse, *B* emisyonunu *A'* nin düşürdüğünden daha fazla arttırabilir. *APS* altındaki maliyet tassarurları kirlilik seviyesi zaten düşük olan bölgelerde de hedefe doğru bir yükseliş gerçekleşmesine neden olabilirler. (Atkinson ve Tietenberg, 1991, 18).

Ekonomistler hem *EPS* hem de *APS'* nin problemlerini aşmak için farklı ticaret kuralları sunmuşlardır. Temelde hepsi emisyon birimleri üzerine belirtilen izinler prensibiyle çalışırlar (her ton *BOD* için bir izin), ama yönetim kurallara bağlı kalarak bölgesel nitelik hedeflerinin aşılmasını engellemek için izin ticareti yapar. Burada kullanılan ticari sistemlerden en iyi bilinen üç tanesi şunlardır; kirlilik dengelemesi, dengenin bozulmaması ve modifiye edilmiş kirlilik dengesi. Kirlilik dengeleme sistemi (Siebert, 1998, 152) izin ticareti sırasında bölgesel kirlilik seviyesi hedeflerinin aşılmaması için, bir dizi kural empoze eder. Ama bu başlangıçta daha iyi olan bölgesel niteliği hedef seviyeye kadar kötüleştirmeyi ve toplam emisyonda bir

artışı içerir. Dengenin bozulmaması kuralı, toplam emisyonların bir ticaret sonunda artamayacağını belirten ilave bir sınırlama empoze etmektedir. Son olarak, modifiye edilmiş denge kuralı (Casson, 1993, 357) ticaret öncesi veya hedef seviyesinden hangisi en düşük ise o seviye aşılmayana kadar ticaret yapılmasına izin verir. Aynı Atkinson ve Tietenberg'in (1991, 18) belirttiği gibi bu sistemlerden hangisinin görelisi olarak daha maliyet etkin olduğunu kesin kanıtlayabilecek genel bir sonuç yoktur. Temelde kıyaslamalar vakadan vakaya yapılmak zorundadır. ABD' deki iki kentte (St Louis ve Cleveland) yapılan deneysel analiz sonucu, sülfüroksit kontrolü (Cleveland) ve belirli emisyonlar (St Louis) için bazı modeller bulunmuştur. Dengeleme sistemi her bir vakada sağlanabilen en düşük maliyetli çözümle (bu vakada *APS* nin mükemmel yürütülmesinin bir sonucu olacak) ve tekdüze tasarlanmış standartların yönetim-ve-kontrol alternatifleriyle (eyalet yürütme planı - State Implementation Plan, *SIP* ile belirtilmiştir) kıyaslanmıştır. Eyalet yönetim planı bütün ABD şehirleri tarafından Temiz Hava Hareketi için hazırlanmışlardır. Simülasyon sonuçları tablo 3.7' de gösterilmektedir.

Politika	Toplam kontrol maliyetleri Cleveland (TL/yıl)	Emisyon azaltımları Cleveland (g/sec)	Toplam kontrol maliyetleri St. Louis (TL/gün)	Emisyon azaltımları St.Louis (ton/gün)
En düşük maliyet	7,19.10 ⁶ milyon	1328	82.10 ⁶	13.49
<i>SIP</i>	11.18.10 ⁶ milyon	1391	2314.10 ⁶	23.50
Azaltma olmadan dengeleme	7.415.10 ⁶ milyon	1391	116.10 ⁶	23.50
Modifiye edilmiş kirlilik dengeleme	9.71.10 ⁶ milyon	1440	190.10 ⁶	22.24

Tablo 3.7

Farklı Dengeleme Kuralları Altındaki Emisyon Azaltımları ve İndirim Maliyetleri

Hanley, N., vd., (1996) *Environmental Economics: in theory and practice*, New York: Oxford University Press, p.141

3.3.3.3.2 Eksik Rekabet İzin Piyasaları

Daha önceki kısımlarda üzerinde çalışılan izin piyasalarının tam rekabetçi oldukları kabulünü yaptık. Piyasa fiyatı üstünde başlı başına hiç bir firmanın kontrolü yoktur. Bu çok sayıda benzer tüccarların işlem yaptığı bir piyasada makul bir kabul olarak gözükür. Bununla beraber sadece az sayıda firmalar olursa veya bu firmalardan birisi piyasa fiyatına kendi satın alma ve satma davranışları doğrultusunda etki edebilecek kadar büyükse *TPP*' nin en düşük maliyet özelliği geçersiz olur. Firmalar, toplam kontrol maliyetleri artı izin alımlarındaki net harcamalarını

düşürmek için piyasaya etki etmeye çalışırlar. Nispeten büyük miktarda izin stoku olan bir firmayı göz önüne alalım. Bu firma izin satarak gelir elde edebilir; izinleri satışa açarak ortaya çıkan maliyetler *MAC* ile belirtilir, firma her bir izin için olabildiği kadar yüksek bir fiyat almak ister; tekel piyasa gücü varsa piyasada satılan izin sayısını sınırlayarak fiyatı yukarı çekebilir. Firmanın sürdüreceği hareket açıkça izin talebinin elastik fiyatına ve *MAC* grafiğinin eğimine dayanır. Bu eğim satışa açılacak izinlerin fiyatını belirler. Firma satışa önerilen izin sayısı azalırken fiyatın yükseleceği seviyeyi belirler.

Alternatif olarak firma piyasadaki monopsonistik güçle beraber daha az sayıda izin satın alarak satın almak için ödemek zorunda olduğu fiyatı düşürebilir. Fiyat ayarlama davranışı yine eğiminin seviyeye etki ettiği *MAC* grafiği ile olacaktır.

Özetleyecek olursak, tekel piyasa gücü olan firmaların indirim için rekabetçi bir durumda yapacağından çok daha az harcama yaptıklarını söyleyebiliriz. Diğer firmalar indirim için çok fazla harcama yaparlar. Monoposon durumda firma rekabetçi durumdaki gibi indirime çok fazla harcama yapar ve çok az izin satın alır. Gerçek izin piyasalarında fiyat-ayarlama davranışının etkilerinin bu şekilde olacağına dair deneysel bir ispat yoktur. Yinede bazı çalışmalar bu tarz rekabetsiz sonuçların ortaya çıkma potansiyeline işaret ederler. Bununla beraber bazı simülasyon sonuçlarına ulaşılmıştır. Örneğin Yandle (1993, 240) kartellerin kurulması durumunda fiyat-ayarlama davranışını modellemiştir. Yandle'ın modeline göre tekel güç için toplam kontrol maliyetleri genelde (kaynakların yüzde 90'ının monopolistlere ait olmasıyla) rekabetçi ana çizgidekinin yüzde 41 üzerindedir. Fakat gerçekte toplam azaltım maliyetlerindeki en büyük yükseliş sadece yüzde 8'dir. Bununla beraber izin piyasası en tekel durumda bile hala yönetim-ve-kontrolle göre yüzde 66 tasarruf eder. Hahn (1984, 208) Los Angeles bölgesinde belirli sülfatlar için olan bir izin piyasasını göz önüne almıştır. Yazarın daha öncede bu piyasa üzerindeki çalışması göstermiştir ki, bir kaynak (bir güç istasyonu) 'kontrol edilebilir' emisyonların yüzde 50 fazlasından sorumlu olabilir. Piyasa izin fiyatı monopson, rekabetçi ve tam tekel duruma kadar büyük bir aralıkta değişir. Bir firma fiyat belirleyiciyken toplam azaltım maliyetlerinin yükseleceği büyüklük, piyasa gücü olan firmaya başlangıçtaki izin dağıtımına bağlıdır; başlangıç dağıtımının artmasıyla piyasa gücü olan firmanın daha fazla izni elinde tutmayı seçmesi, toplam kontrol maliyetlerini artırır. Bu tartışılanların ötesinde, rekabetçi olmayan davranış için başka bir motivasyon göz

önüne alınabilir. Firmalar endüstrideki diğer rakiplerinin yüzleşecekleri toplam maliyetleri arttırmak için izin fiyatını arttırmayı isteyebilirler. Bu gerçek ve potansiyel rakiplerin diğerlerini dışarıda bırakmayı isteyen firmayla aynı piyasada izin satın almak zorunda oldukları durumda meydana gelebilir. Bunun gibi bir dışarıda bırakma hareketi daha çok görel olarak düşük *MAC* li firmalar tarafından daha düşük *MAC* li potansiyel veya gerçek katılımcılar için yapılmaktadır. Firma için bu dışarıda bırakma hareketi hem kısa hem de uzun dönemde artabilmektedir. Bir düşünceye göre dışarıda bırakma hareketi maliyeti minimuma indirme manipülasyonunu önleyecektir. İkinci olarak belirttiğimiz düşünce bir firmanın çok az izin satın alarak monopson güç elde etmesini sağlayabilir; ancak dışarıda bırakma davranışı onun çok fazla izin satın almak istemesine neden olacaktır. Böylece iki etki iptal olacaktır. Bununla beraber bir tekeli için minimuma indirme manipülasyonu rekabetçi duruma göre daha az izin satmayı içerir, dışarıda bırakma manipülasyonunun etkisi çarpıklığı kötüleştirmektir. (Khon, 1998, 201)

İzin piyasasındaki firmalar fiyatı optimum olarak belirleyebilselerdi, piyasa gücünün maliyet-etkin bir sonuç doğurmak için araç olarak kullanılamayacağı düşünülebilir. Optimum fiyat belirlenmesi az satıcı ve alıcının olduğu yerlerde mümkündür. Satıcılar her bir potansiyel alıcıya maksimum isteklerini söyletebilirlerse, satıcı için izin arzını kısma eğilimi olmaz. Firmaların ticaret ve net işlem maliyetleriyle kar kaybettiklerini sezdikleri yerde izin ticaretini içeren kurumsal kuralları konu kapsayan anlaşmalara yönelirler. (Ortolano, 1997, 201)

3.3.3.3 Müzayede Satışları

TPP sisteminin kurulmasının yollarından birinin, ilk başta satılacak izinlerin müzayedeye açılması olduğu söylenmişti. Ekonomistler kaynak dağılımı ve farklı türlerdeki müzayedelerin gelir dağılımlarındaki etkileri üzerinde çalışmışlardır. Bir müzayedenin firmalara ilk başta izinleri için yaptıkları ödemeler adı altında ek bir finansal maliyet yüklediği bu bölümde zaten belirtilmişti. Transfer ödemeleri ise 'grandfadhering' den farklı olarak müzayedelerin politik çekiciliğini azaltarak endüstriyi çıkmazda bırakır. Bir göle yapılan nokta kaynak fosfat boşaltımlarının yalnız başına firmalara getirdiği toplam finansal yükün (azaltım maliyetleri artı izin satın alımları), azaltım maliyetlerinin toplamının yaklaşık üç katı olduğu hesaplanmıştır. (Tietenberg, 1999, 132) Tietenberg bir müzayede sistemi için iki

alternatifi kıyaslamıştır. Birincisi basit tasarımdır, bu firmaların izinler için tasdiklenmiş teklifler arz ettikleri tek fiyatlı müzayededir. Sonra izinler en yüksek teklif sahibine 'kabul edilen en düşük veya reddedilmiş en yüksek tekliften birini temsil edebilecek bir fiyat' ile satılır. Bu mekanizma teklif sahipleri kendininkilerinin marjinal teklif olduğuna inanırlarsa stratejik hareketi teşvik edici olarak bilinir ve teklif sahiplerine gerçek ödeme isteklerini (*WTP*) anlamaları açısından fayda sağlar. İkinci alternatif ise en yüksek teklif sahiplerinin izinleri kazandığı ama kirleticinin kendi teklifinin ödediği fiyatı asla etkilemediği bir teşvik-uyumlu 'Groves mekanizması' dır. Groves mekanizması ikinci fiyat müzayedesinin (en yüksek teklif sahibinin ikinci-en yüksek teklif edilen fiyatı ödediği) bir adaptasyonu olarak kullanılmıştır. Tietenberg teşvik-uyumlu bir müzayede altındaki toplam transfer ödemelerinin tek fiyat müzayedesinin yüzde 16 altında olduğunu bulmuştur. (Tietenberg, 1994, 183)

Daha yakın bir zamanda Casson (1993, 182) Çevresel Koruma Ajansı' nın Temiz Hava Hareketi' nde 1990 değişikle getirilen izin ticareti sistemi altında, güç istasyonlarından boşaltılan sülfürdioksit için olan izin müzayedelerinde kullandıkları kurallar üzerinde çalışmıştır. Bu 2000 yılı itibariyle, sülfür emisyonlarında 1980' lerdeki 25.5 milyon ton emisyon seviyesinden 10 milyon tona düşüşü hedeflemiştir. İzinler yılda bir ton SO₂ olarak ayarlanmışlardır ve tamamen bire bir oranda ticaridirler. Casson EPA müzayedesini kurallarının, firmaların izinler için olan maksimum ödeme isteklerini (*WTP*) anlamamalarına neden olacağını bulmuştur. Bu da etkin olmayan bir izin alımı seviyesiyle sonuçlanacaktır.

3.3.3.3.4 Birbirini İzleyen (Seri) Ticaretler

Bazı ekonomistler EPA' nın Emisyon Ticaret Sistemi' nin beklenenden daha az alışverişle sonuçlandığını belirtmişlerdir. (Tietenberg, 1998, 356) Olası bir açıklama, gerçek ticaretin meydana gelişinde ve simülasyon analizlerinde, ticaret sisteminin modellenme yolu arasında bir kıyaslamada yatmaktadır. Çoğu simülasyon çalışmasında ticaretin sürekli, çok taraflı ve tamamen bilinen tarzda gerçekleştiği varsayılmaktadır. (Sartzetakis, 2000, 385) Çünkü bu matematiksel bir programlama modelinden gelen, ticari olanındaki gibi bölgesel standartları ihlal etmeden sağlanan en düşük maliyetli sonucun bir temsilidir. Bununla beraber gerçek ticaret tek yönlü, eş zamanlı olur. Çoğu zaman ticaret, talep edilen minimum ücret (arz ücreti) ve

potansiyel tüccarların maksimum ödeme istekleri (*WTP*), onların (traders) tam olarak bilgileri dahilinde olmadan gerekleŒir. Atkinson ve Tietenberg (1991,28) iŒlem (ticaret) sayısını ve bu farkın maliyet tassaruf seviyesini için olan etkilerini göz önüne almıŒlardır. EPA kuralları altında seri ticarete, her bir iŒlem (a) bölgesel standartları ihlal etmeme ve (b) emisyonunda bir artıŒa neden olmama konularında sınırlandırılmıŒtır. Bu toplam ticaretin belirtilen Œartlara uymasından çok daha kısıtlayıcıdır.

Atkinson ve Tietenberg ABD' de belirli bir bölgeden gelen verileri kullanarak bazı ticaret senaryoları modellemiŒlerdir. Programları her bir vakada standart problemi ozmektedir.

$$\text{Min}_{x_j} TC = \sum_j \beta_j X_j^2$$

$$Ax \geq b$$

$$0 \leq x \leq x^*$$

TC bölgesel kontrol maliyetleridir. *X* ise $j = 1 \dots n$ kaynakları için olan kontrol edilmiŒ emisyonların ton olarak miktarıdır. *A* transfer katsayılarının bir matrisidir, *x* gerçek emisyon d Œ Œlerinin bir vektörü, *b* bölgesel nitelikte ihtiyaç duyulan iyileŒmeler ve x^* ise mümkün olan maksimum emisyon d Œ Œ  seviyelerinin bir vektörüdür. Ticaret iŒlemlerinde sınırlayıcı dört senaryo modellenmiŒtir:

1. EŒ zamanlı, tam bilgi: toplam emisyonlarda artıŒa izin verilmez.

2. Seri (ardıŒık), tam bilgi: ilk olarak her bir çift-bağlı ticari iŒlemden mümkün maliyet tassaruflarının bir *M* matrisi belirlenir. En büyük maliyet tassaruflu iŒleme izin verilir ve emisyon vektörü güncellenir. Sonra bu iki tüccar, *M* tekrar hesaplanmadan elimine edilerek sonraki çift seçilir. Bu iŒlem bütün maliyet tassaruf ticareti bitene kadar devam eder.

3. Kısmi bilgi (a). *M* matrisi bilinmez. En d Œ k maliyetli firma ilk satıcı olarak seçilir, sonra en iyi ticaret partneri belirlenir. Bu iki firma elimine edilir ve iŒlem tekrarlanır.

4. Kısmi bilgi (b). M matrisi bilinmez. Bir firma ilk satıcı olarak rastgele seçilir ve en iyi ticaret partneri belirlenir. Sonra eliminasyon işlemi (3)' deki gibi devam eder.

Hepsinde en düşük maliyet çözümüyle ilişkili maliyet tasarruf yüzdesi hesaplanmıştır. Sonuçlar iki hava niteliği standardı için Tablo 3.8' de gösterilmiştir (İkincil standart diğerine göre daha sıkı olduğu tutulmuştur.)

Senaryolar	Birincil standartlar altında en düşük maliyetli tasarrufların yüzdesi	İkincil standartlar altında en düşük maliyetli tasarrufların yüzdesi
Eş zamanlı ticaret, tam bilgi	91	66
Seri ticaret, tam bilgi	88	50
Kısmi bilgi (a)	13	39
Kısmi bilgi (b)	48	25

Tablo 3.8

Seri Ticaret Durumundaki Maliyet Tasarrufları

Atkinson, S. ve Tietenberg, T., (1991) "Market Failure in Incentive Based Regulation", *Journal of Environmental Economics*, Vol:21, p: 20.

Görülebileceği gibi, tam-bilgili ama seri ticaret, geniş bir maliyet yükü getirir. Tam bilgi altında ilk önce en iyi ticari işlemler (en çok kaynak tasarrufu yapanlar) çalışır; ama kısmi bilgi altında "erken olan alt-optimal ticari işlemler gelecek fırsatlarını (maliyet tasarrufları için) azaltırlar." (Atkinson ve Tietenberg, 1991). Kısmi bilgi sonuçları firmaların en iyi anlaşmaları bulma yeteneklerini görmezden gelerek belkide çok kötümser olurlar. Bunlar izin piyasasına akmakta olan bilgi artışına olan ihtiyacı belirtirler. Burada EPA' nın potansiyel tüccarların kullanabileceği bilgi miktarını arttırarak yardım etmesi mümkündür. Daha önemlisi seri senaryo, ticaretin gerçekten oluş şekliyle bütün maliyet tasarruflarının gerçekleşmeyeceğini göstermiştir.

Ticaretin seri bir şekilde gerçekleşmesi üzerine Hortsmann ve Markuson (1992, 109-113) tarafından da çalışılmıştır. Hortsmann ve Markuson (H&M) Avrupa' da sülfürdioksit için olan potansiyel bir piyasa modellemiştir. Tekdüze (uniform) olmayan karışık bir kirletici için standart bir problemin maliyeti minimuma indirme çözümü şu eşitliğe bağlanmıştır.

$$\frac{c_i}{c_s} = \frac{\sum a_{ij} \lambda_j}{\sum a_{sj} \lambda_j} = v$$

Burada $c_i(c_s)$, $i(s)$ kaynağı için marjinal indirim maliyetidir. a_{ij} terimleri j alıcısını etkileyen emisyonların geldiği i ve s kaynakları için olan transfer

katsayılarıdır. λ terimleri j ' ye bağılı etkilenen bütün alıcılar için olan gölge fiyatlarıdır. Bu belki sonra aynı piyasada ticaret yapacak iki kaynak arasındaki ticaret için bir ν 'değişim oranı' tanımlayacaktır. H&M bütün kaynaklar bu oranla ticaret yaparlarsa, tartışılan diğer sistemler içinde en pratik olanı olduğundan tavsiye ettikleri halde en düşük maliyet çözümüne ulaşamayacağını göstermişlerdir. Çünkü en düşük maliyet çözümü marjinal maliyetlerin oranına dayanmaktadır. Bu oranlar bütün olası ticaret partnerleri için başlangıçta kontrol ajansı tarafından deklare edilebilirler. Sonraki çalışmalarında H&M bu mekanizmanın çalışmasını rains* modelini kullanarak simüle etmişler. Ticaret birbirini izleyen, iki taraflı Atkinson ve Tietenberg' in (1991, 26) 'birbirini izleyen ticaretler, tam bilgi' senaryosuyla aynı üslupta tasarlanmıştır. Ama buradaki fark, ticaret işlemleri değişim oranları ν ile sınırlanmıştır ve toplam emisyonlarda bir sınırlama yoktur. H&M, değişim oranlarıyla olan ardışık ticaret en düşük maliyet sonucunu sağlamayacağını bulmuşlardır. Ama yinede tekdüze (uniform) emisyon azaltımının gerektirdiğinden yüzde 30 daha düşük maliyete sebep olur.

Tavsiye edilen diğer düşük seviye ticaretler için yapılan açıklamalar şunlardır; (Siebert., 1998, 256)

1. Asıl Vekil (Principal Agency) problemleri: büyük firmalardaki çevresel yöneticiler, büyük ölçekli atık yönetimi operasyonlarından, firmanın karını arttırdığı halde izin ticaretinden daha fazla kişisel olarak fayda sağlayabilirler.

2. İzin kullanım süresindeki belirsizlik: *A* firması sonraki seferde izin dağıtımlarının en sonuncu durumda ne kadar elinde tuttuğuna bağılı olduğuna inanırsa, izin satmak için daha az istekli olacaktır. Potansiyel bir *TPP* piyasasına dahil olan firmalar düşünüldüğünde "başlangıç turundan sonraki dağıtım turlarında dağıtımın, ticaret periyodu sonunda firmaların elindeki izinlere dayanılarak yapılan bir sistemde stok yapılması çok olasıdır" şeklinde bir sonuca ulaşmıştır;

3. Firmalar rekabet ürün pazarındaki firmalara izin satmak için isteksiz olabilirler. Bununla beraber, Siebert 1998'de yaptığı çalışmada inceleme yaptıkları bölgelerdeki firmalarda bu şekilde bir hareketi ispatlayacak bir bulguya rastlamamıştır; (Siebert, 1998, 258)

* Rains Modeli: 38 emisyon bölgesi ve 547 alıcı mahallini içeren Avrupa asit emisyon modeli.

izinlerin *CT* ye yatırım yapmak için performans standartlarına göre daha büyük bir teşvik yaratacağıdır. (Peter, 1998, 203)

3.3.3.5 Çok Yönlü Kirleticiler

Birden fazla sayıda kirletici belirli bir çevresel problemle ilişkili olduğu zaman ortaya ilginç bir çevresel ekonomi problemi çıkar. Örnekler SO_2 , NO_x , NH_3 ' ün neden olduğu asit tortuları ve birçok kirliliğin sebep olabileceği nehirlerdeki balık ölümlerini içerir. Kirleticiler lineer olarak etkileştikleri zaman şimdiye kadar teorilerde başlıca bir revizyon yapıldığı görülmemiştir. Örneğin *M* balık ölümlerinin bir göstergesi olsaydı, iki kirletici *A* ve *B* bundan birincil olarak sorumlu olurlardı. Bu durumda lineer etkileşim

$$M = \alpha_1 + \alpha_2 A + \alpha_3 B \quad \text{şeklinde ifade edilirdi.}$$

Burada $\alpha_1, \dots, \alpha_3$ sabitlerdir. Bununla beraber, kirleticiler arasında bir sinerji oluşursa bu tip bir lineer bağlantı olamaz. Sinerji *A* ve *B*' nin çevresel nitelik indikatörü üstündeki etkilerinin birlikteki hallerinden toplamalarının daha fazla olduğu durumda oluşur. Buna örnek olarak insan sağlığı üzerinde sülfürdioksitle partikül seviyelerinin birlikte arttığı zamanki etkileri veya balıklardaki siyanürle ağır metallerin beraber artışları verilebilir.

Yukarda bahsedildiği gibi lineer hasar fonksiyonlarında ve çok yönlü kirleticilerde izin ticareti, izinler firmaların çevresel nitelik göstergelerine etkileri oranında işlem gördüğü sürece *TPP* lerde en düşük maliyetli sonuca gidilebilir. (Kling, 1999, 210) Ayrıca kirleticilerin sinerjistik olarak reaksiyon göstermesi durumunda hasar fonksiyonunun lineer olmayacağı ve izin ticaretinin en düşük maliyet sonucunu sağlamayacağı açıktır. (Hanley, 1996, 301) Bu aynı zamanda bir en düşük maliyetli vergi sisteminin de gerçeğidir. Hasar (zarar) fonksiyonu ikinci dereceden olursa *TPP* piyasasının en düşük maliyet özelliği prensipte sisteme ek olarak firmalara özel vergiler getirilerek 'kurtarılabilir' bu vergiler her bir *TPP* projesinin yönetim maliyetlerini arttırdığı halde firmanın emisyon seviyesine ve diğerlerinin emisyonlarıyla etkileşimlerine bağlıdır. Bununla beraber diğer lineer olmayan formlar için vergi düzeltmesi işe yaramaz ve ne *TPP* pazarı ne de vergi sistemi en düşük maliyet sonucunu sağlar. Hanley (1996, 304) farklı şartları temsili

bir firma için maliyeti minimuma indirme problemini, izin fiyatının ve kirlilik sabitinin gölge fiyatına eşit olarak ayarlandığı durumlarda kıyaslayarak ispatlamıştır.

3.3.4 Sorumluluk (Liability) ve Tazmin

Merkezi olmayan bu düzenlemede temel düşünce; karşı tarafa verilen zararın tanzim edilmesidir. Çevreyi kirletenin ya da öyle bir risk altında bırakanın nasıl davranacağı burada önemlidir. Bu sistemin işleyişinde devletin bir yasaklama getirmesinden öte kendi önlemini alması söz konusudur.

Sorumluluk, üreticinin emirler, teknolojik şartlar veya kabul edilebilir davranışları takip etmesi için olan teşvikler şeklinde tanımlanabilir. Sorumluluk kuralları önceden belirlenebilir, böylece üretici üretimin belirli bir aşamasında bir senet öder ve herhangi bir zarar olmazsa bunu geri alabilir veya zarar oluşuktan sonra bir uyuşmazlık ücreti öder. Sorumluluk kuralları firmaların hatalı davranış maliyetlerini arttırarak çevresel kirlilik kontrolünün görevini yapmasını sağlamaya çalışırlar. Uyuşmazlık ücretleri, depozit ödemeler ve performans senetleri merkezi olmayan bu sistemin en önemli araçlarıdır. Sorumluluk kuralları içinde en önemli araç olan uyuşmazlık ücretleri, üreticinin hareketleri belirlenmiş bir standartı geçen seviyede kirliliğe neden olursa cezalandırılması şeklinde kendini gösterir. Ama bir çok kirlilik türüyle ortaklaşa olan bir ahlaki risk probleminde, bölgesel konsantrasyonlar mükemmel bir şekilde sorumlu üreticiye atfedilemediğinden, gerçek suçlunun belirlenmesi mümkün olmayabilir.

3.3.4.1. Uyuşmazlık Ücretleri

Politik bir cazibesi olan, teorik olarak makul bir teşvik projesi arz edilirken, ahlaki risk (moral hazard) olma ihtimali de kabul edilmiştir.(Desjardins, 1993, 211) Winfrey (1998), firma içindeki davranışsal teşvikler üzerindeki çalışmasını planlarken, kirleticilerin kirlilik kontrolünün hedef seviyesini desteklemeye ikna etmek için, bir teşvik mekanizması geliştirmiştir. Sübvansiyonlar ve rastgele cezaların bir kombinasyonuna güvenerek mekanizmanın şu şekilde çalıştığı söylenebilir: umumi bir yerde toplam bölgesel konsantrasyon hedef standartı aşmışsa, düzenleyici rastgele en az bir kirletici seçer ve cezalandırır. Daha sonra düzenleyici bu cezanın bir kısmını, topluma olan zararı uyuşmazlıktan çıkararak diğer üreticilere geri dağıtır. Rastgele ceza mekanizması beklenen yolsuzluk maliyetini arttırır ve doğru dizayn

edilmişse gerçekten de hiçbir üreticinin hareketlerini gözlemlemeden hedef kontrol seviyesine sevkeder. (Winfrey, 1998, 132)

Rastgele ceza mekanizması diğer emisyon sistemleri veya bölgesel vergilere kıyasla iki nedenden dolayı daha çekicidir. Birincisi mekanizmayı yürütmek için gerekli bilgi, vergiler veya sübvansiyonlar için olandan daha azdır. Rastgele ceza mekanizması sadece alıcı mahali gözlemleyerek, toplam bölgesel konsantrasyon bilgisine ihtiyaç duyar; her bir kirleticinin ayrı ayrı kirlilik kontrol seviyesini bilmesi gereksizdir. Tam tersi vergi yaklaşımları her bir ve bütün kirleticilerin gerçek kontrol çabaları hakkında bilgi gerektirir, bu da dikkate değer bir maliyetle ulaşılabilen bir bilgidir. İkincisi mekanizma bütçe dengeleyicidir ve azaltımın sağladığı refah kazancının ötesinde ek kaynak gerektirmez. Fakat bu düzenleme, sübvansiyon veya vergilerdeki gibi her bir üreticinin marjinal zararlar karşısında karşı karşıya kaldığı duruma ters düşmektedir. (Randall, 1999, 201)

Kling ve Herriges rastgele ceza planının ancak bütün üreticilerin riskten kaçındıkları taktirde çalışacağını göstermiştir. Bunun nedeni ise, dengeli bütçe gereksiniminin üreticiler arasında (bir üreticinin kaybı bir diğerinin kazancıdır) dayanışmayı oluşturmasıdır. (Kling, Herriges, 1999, 385) Bir üreticinin teşviki, potansiyel olarak cezasını bütçesini dengede tutmak için paylaşmayı kabul ettiğinden itibaren, hem kendi beklediği cezaya hem de diğer üreticilerin maruz kalmayı beklediği cezaya dayanır. Bundan dolayı düzenleyici, ceza miktarını artırılmasıyla yolsuzluğun hem maliyetini hem de faydasını arttırmış olur. Arttırılan cezayla beraber dengeli bütçe hazırlamak, basit olarak üreticinin yolsuzluktan kazancının değişkenliğini artırır. Üreticiler risk yansızlarsa artan değişkenlik, yolsuzluktan tam marjinal yarar sağladıkları ve sadece marjinal maliyetin bir kısmını ödedikleri sürece yolsuzluk yapma eğilimlerini etkilemez. Yolsuzluktan beklenen ödül halen uyuşmadan beklenenleri geçmektedir. Ama üreticiler riskten kaçınarlarsa, kar sağlamaya sevindiklerinden daha çok kaybetmekten korkarlar. Bu durum yolsuzluk yaparken yakalanmanın idrak edilen sonuçlarını büyütmede yardımcı olacaktır. Üreticiler yeterince riskten kaçınarlarsa marjinal maliyetlerini yolsuzluğun tam marjinal karını dengelemek için büyütürler. Netice olarak uyuşmadan beklenen ödül, yolsuzluktan beklenenleri geçer ve rastgele ceza planı amacına ulaşır ve böylece kişisel kararlar da sosyal amaçlarla uyuşmuş olur. (Teubner ve Former, 1994, 361)

Rastgele ceza projesinin nasıl çalıştığını daha iyi anlamak için; bir grup üreticimiz olduğunu $i = 1, 2, \dots, n$ ve seçmeleri gereken bir kirlilik kontrol seviyesi (x_i) olduğunu varsayalım. Düzenleyici her bir üreticinin toplumsal olarak optimal bir seviye kontrolü seçmesini ister (x_i^{**}) ama her bir üreticiyi takip etmenin olanaksızlığından dolayı rastgele ceza projesini kurar. $\bar{\varphi}$ kirleticinin bölgesel seviyesinin kritik eşiği olduğunda, gözlemlenen bölgesel konsantrasyon bu seviyeyi keserse $\varphi \leq \bar{\varphi}$, her bir üretici bir subvansiyon b_i alacak ve paylaşım formu ϕ_i olacaktır. Sosyal fayda ise $B(a(x))$, $x = (x_1, x_2, \dots, x_n)$ olur.

Gözlenen bölgesel seviye kesişmeyi geçerse $\varphi > \bar{\varphi}$, üretici iki sonuçla yüzleşecektir. Ya rastgele seçilir ve cezalandırılır, F_i (σ_j , olasılığıyla) ya da başka bir üretici seçilip cezalandırılır (σ_j , $j \neq i$ olasılığıyla) ve kalan üreticiler uyuşmazlık sonucu topluma olan zarar eksi cezanın bir kısım payı artı subvansiyonu alırlar. Böylece rastgele ceza projesi yolsuzluk maliyetini artırır.

$$S_i(x) = \begin{cases} b_i - \phi_i B(a(x)) & \varphi \leq \bar{\varphi} \\ -F_i & \varphi > \bar{\varphi} (\sigma_i \text{ ihtimaliyle}) \\ b_i + \phi_{ij} [b_j + F_j + \Gamma(a(x))] & \varphi > \bar{\varphi} (\sigma_i, j \neq i, \text{ ihtimaliyle}) \end{cases}$$

$\phi_{ij} \equiv \phi_i \sum_{k \neq j} \phi_k$ üretici j nin cezasının payını ifade eder ve üretici i ye tahsis edilmiştir, $\Gamma(a(x)) \equiv B(a(x)) - \bar{B}$ ise düzenleyici tarafından gösterilen hedef seviyeden gelen sosyal yarardaki değişimi temsil etmektedir. ($\varphi > \bar{\varphi}$).

Belirtilen teşvik projesine göre riskten kaçınan üretici kazancından beklediği yararı maksimuma çıkarmak için bir azaltım seviyesi seçmek zorundadır, $\pi_i = \pi_i^0 - c_i(x_i) + S_i(x_i)$, eşitlikteki π_i^0 ise verilen çıktıdan gelen sabit karı temsil eder. Üreticinin sosyal optimal kontrol seviyesine uyduğu için beklediği faydanın düzeyi (diğer bütün üreticilerin de uyumuyla sağlanan) aşağıdaki şekilde temsil edilir. (Hanley, 1996, 82-84)

$$EU(\pi_i(x_i^{**}, x_{-i}^{**})) = U_i^0 - c_i(x_i^{**}) + b_i$$

$$x_{-i}^{**} = (x_1^{**}, x_2^{**}, \dots, x_{i-1}^{**}, x_{i+1}^{**}, \dots, x_n^{**})$$

Üretici, yolsuzluk yapmaya karar verirse (x_i^*), diğer üreticilerin uyacağına inanır (x_{-i}^{**}) ve bu durumda azaltımda hile yapmaktan beklediği fayda şu olur;

$$EU(\pi_i(x_i^{**} - x_{-i}^{**})) = \sigma_i U(\pi_i^0 - c_i(x_i^*) - F_i) \\ + \sum_{i \neq j} \sigma_i U(\pi_j^0 - c_i(x_i^*) + b_i + \phi_{ij}[b_j + F_j + \Gamma(a(x))])$$

Sübvansiyonların teşvik sistemi ve rastgele cezalar, yolsuzluktan beklenen fayda optimal seviyeye uymaktan beklenenden az olduğunda başarılı sonuç verirler.

$$\Omega_i \equiv EU(\pi_i(x_i^* - x_{-i}^{**})) - EU(\pi_i(x_i^{**} - x_{-i}^{**})) < 0$$

Teubner ve Former (1994) simultane olarak bütün üreticiler için artan cezaların, yolsuzluktan beklenen karın değişkenliğini arttırdığını göstermişlerdir. Bundan dolayı bütün üreticiler risk kaçınan iseler yakalanmadan ve cezalandırma için olan beklenen yardım kaybı, sahtekarlıktan ve yakalanmamaktan sağlanan faydayı geçer, $\Omega_i < 0$. Bir grup risk yansız üreticiler yolsuzluktan bütün marjinal karı ele geçirdikleri ve marjinal maliyetin sadece bir parçasından zarar gördükleri sürece, arttırılan miktardan etkilenmezler. Ama risk kaçışıyla, bu marjinal maliyet parçası üreticilerin refah kaybı korkusuyla büyütülür ve yolsuzluğun net kazançları uyuma göre negatif olur. (Teubner ve Former, 1994, 365)

Yandle ve Meiners (1991) ise bölgesel harçların ihtiyacı olan bilgiyi ve de rastgele ceza projesinin politik potansiyel iticiliğini birleştiren bir alternatif teşvik projesi tanımlamış ve bu projeyi çevresel derece sıralı turnuva olarak adlandırmıştır. Çevresel turnuva üreticilerden oluşan bir sıralı derecelendirme oluşturmakta ve girdi olarak gönüllü şekilde hazır olan bilgiyi veya kirlilik kontrol çabasını kullanmaktadır. Turnuvanın avantajı, bir miktar gerçek kirlilik kontrolünün vekaletiyle üreticilerin sıralı derecelendirilmesi, bölgesel vergiler için gerekli olan önemli derecelendirmelerden daha az bir maliyetle bilgi sağlaması ve üreticileri rastgele ceza projesiyle bir suç atamasından ziyade, hareketlerine göre sıralamaya gayret etmesidir. Örneğin nitrat kirliliği konusunda, bir düzenleyici bütün bölgede yüzeysel su kirliliği için, üreticileri girdilerine veya kirlilik kontrollerine göre sıralayabilir. Daha sonra bölgedeki konsantrasyonlar standartta açıklanamı geçerse, en düşük sıradakilerden birini veya birkaçını cezalandırabilir. Alternatif olarak düzenleyici bölgesel konsantrasyon önceden açıklanan standarttan daha iyiyse, en üst sıradaki üreticileri ödüllendirebilir. Ödüller veya cezalar gerçek kirlilik emisyon düzeylerine değil üreticilerin görelî sıralamasına dayanır. Ayrıca çevresel turnuva havanın etkileri gibi

yaygın olan karmaşıklıklar üzerine bilgi gerektirmez. Emisyonları yöneten bir düzenleyici daha az veri gerektiren turnuva yapısını kullanarak maliyetleri düşürebilir. Sıralı derecelendirmede kullanılan veriler heterojen taşınım sisteminin bir sonucu olarak taraflıysa, turnuva kirleticilere yanlış sinyaller yollayacak ve yanlış kirleticiler cezalandırılacak veya ödüllendirileceklerdir. Bu da sistemin dezavantajlarından biridir. (Yandle ve Meiners, 1991, 256-258)

Düzenleyicinin iki kirletici ($i = 1, 2$) arasında bir çevresel derece-sıralı turnuva düzenlemek istediğini varsayalım. Bir üreticinin gerçek kirlilik kontrolü (x_i), düzenleyici tarafından mükemmel bir şekilde ölçülemez. Düzenleyici kirlilik kontrolü için daha çok, teknoloji seçimi gibi bir ya da birden fazla sayıda gözlenebilir harekete dayalı, yakın bir değişken (z_i) ölçülebilir. Gerçek kontrol, x_i ve yakın ölçüm arasındaki ilişkinin aşağıdaki formda olduğunu varsayarsak;

$$x_i = f(z_i) + \varepsilon_i \quad (3.24)$$

$f(z_i)$ kirlilik kontrolünde transformasyon katsayısını temsil etmektedir. $F(z_i) \equiv df/dz_i > 0$ dır. Eşitlikte belirtilen ε_i ise, hava olayları veya kirleticinin bilinmeyen karakteristiklerini içerebilecek tesadüfi bir faktördür.

Düzenleyici kazananın ödülünün R , kaybedenin ödülünün ise r olduğu sabit-ödül projeli bir turnuva $R > r$ başlatır. Düzenleyici iki üreticiyi gözlemlenebilen kirlilik kontrol ölçümlerine göre sıralar ve kazananla kaybedeni belirler. Üretici dengeli bir bütçe sağlamak için ödüllerin toplamını, kirlilik kontrolünün toplumsal optimal seviyesinin ekonomik değerine eşitler, $R + r = Vx^{**}$, burada V kontrolün bir birim sosyal karı ve $x_i^{**} = x_1^{**} + x_2^{**}$ de kontrolün optimal toplumsal düzeyini verir.

Sabit ödüllü turnuva sisteminde çalışırken risk yansız üretici i beklenen karını maksimuma çıkarmak için bir efor seviyesi z_i seçer ve bu eforun maliyetini ise $c_i(z_i)$ olarak belirtir.

$$E\pi_i = \pi_i^0 + \sigma_i(x_1, x_2)[R - c_i(z_i)] + (1 - \sigma_i(x_1, x_2))[r - c_i(z_i)] \quad i = 1, 2 \quad (3.25)$$

π_i^0 kirlilik kontrolünde herhangi bir masrafsız karı temsil etmekte, $\sigma_i(x_1, x_2)$ ise üretici i nin büyük ödül R yi kazanması için olan olasılığı göstermektedir.

$$\sigma_i(x_1, x_2) = \text{olasılık}(x_i > x_j)$$

Üretici i nin R yi kazanma ihtimalinin, gerçek azaltımının yükselmesiyle veya üretici j ' ninkinin düşmesiyle arttığını varsayacak

$$\partial\sigma_i / \partial x_i > 0 \text{ ve } \partial\sigma_i / \partial x_j < 0 \text{ olur.}$$

Eşitlik (3.24)' ü (3.25) den çıkarmak, üretici i 'nin karını maksimuma çıkarmak için olan kirlilik kontrol seviyesi problemini verir.

$$(R - r)(\partial\sigma_i / \partial x_i)(f'(z_i)) = c'_i(z_i) \quad (3.26)$$

Arttırılan kontrolün marjinal karı (3.26) eşitliğinin sol tarafında belirtilen $(R - r)$ büyük ve küçük ödül arasındaki dağılımdır, $(\partial\sigma_i / \partial x_i)$ büyük ödülü kazanmak için olan arttırılmış olasılıktır. $f'(z_i)$ ise gerçek kontrolde artan marjinal yükselişi, efor artışını vermektedir. Marjinal maliyetler denklem (3.26)' nın sağ tarafında gösterilmiştir, $c'_i(z_i) \equiv dc_i / dz_i > 0$

Düzenleyici ödüller arasındaki farkı, sosyal karın büyük ödülü kazanmak için olan marjinal olasılığa bölünmüş bir birimine eşitlese,

$$(R - r) = V / (\partial\sigma_i / \partial x_i) \quad (2.27)$$

üreticinin kirlilik kontrolünün sosyal optimal seviyesini seçmek için bir teşviki olur, z_i^{**} . Bunu görmek için eşitlik (3.27)' yi (3.26)' dan çıkarırsak;

$$Vf'(z_i^{**}) = c'_i(z_i^{**}) \quad i = 1, 2 \text{ olur.}$$

Üretici kişisel marjinal kirlilik kontrol maliyetini, marjinal sosyal faydaya eşitlemiştir. $(Vf'(z_i^{**}))$ Turnuva projesi, üreticileri kontrol çabalarını sosyal optimal seviyeye çıkarmaları için ödüllendirir.

3.3.4.2 Depozito Geri Ödeme Sistemleri

Depozito geri ödeme sisteminde potansiyel olarak kirletici ürünleri alan alıcılar, ürünü veya ambalajını bir geri dönüşüm merkezine geri getirdiklerinde, tekrar alacakları fazladan bir miktar öderler. Bu vasıta iyi bir çevresel hareket vaad eder. Depozito geri ödeme sistemleri dünya çapında içecek ambalajlarının elden çıkarılmasının kontrolünde kullanılmıştır. Hindistan, Süriye, Lübnan, Mısır, Kıbrıs, Avusturalya, Kanada, Fransa, Almanya, İsviçre ve ABD diğerleri arasında belirli tür içecek ambalajları için depozito geri dönüşüm sistemine sahiptirler. Bu sistemler aynı

zamanda, bataryaların elden çıkarılması sırasında, plastiklerin yakılmasında toksik maddelerin çevreye yayılmasını engellemeye yardım ederler. Danimarka, Finlandiya, Norveç ve İsveç ülkelerinde hepsinin yüksek miktarda civa ve kadmiyum içeren bataryalar gibi konularda bu çeşit çalışmaları vardır. Bunun gibi sistemler insanlara, atıkları tekrar ekonomiye kazandırmaları için fırsatlar aramaları için ödeme yaparlar. Bazı insanların kullanılan kutuyu atması diğer insanların onu bulup geri götürmeleri için teşvik yaratır. Depozito geri ödeme sistemleri ekonomik açıdan oldukça etkilidirler. Güzel çevresel hareketler için ekonomik kar sağlarlar ve kötü hareketler için maliyetlere etki ederler. Bu sistemler aynı zamanda yönetimin bakış açısından da etkilidirler, çünkü depozito bir kere ödendiğinde yönetim tarafından dikkate değer başka bir ilgi gerektirmeyecektir (Pearce, 1993, 114)

3.3.4.3 Performans Senetleri

Performans seneti üreticilere, sosyal olarak tatmin edici teşvikleri sevk etmek için ön görülen, doğrudan bir mekanizmadır. Bir performans senetiyle üretici, operasyonlar başlamadan önce bir senet postalar, hareketleri çevreye zarar verirse veya kabul edilebilir seviyelerden daha fazla kirletirse seneti ceza olarak kaybeder. Senet uygunsuzluğun maliyetini artırır ve böylece kötü hareket için olan teşviği azaltır. Performans senetleri uyuşmazlık cezalarına göre daha az yaygındır ve birincil olarak belirli çevresel zararlara (örneğin yüzey madenciliği gibi) uygulanır. Uyuşmazlık cezalarının yönetim etkinlikleri azdır çünkü davaların birçoğu mahkemelerde kararlaştırılmak zorundadır. (Proto, 1998, 323)

Senet uygunsuzluğa olan teşviği azaltabilir. Mükemmel bir izlemeyle, senetin değeri hasara eşit veya fazla olmalıdır. Mükemmel olmayan bir izlemeyle de senetin değeri, hem hasarları hem de bulma ihtimalini yansıtmalıdır. Belirleme ihtimalinin ve senetin büyüklüğünün herhangi bir kombinasyonu arzu edilen sonucu verecektir. Düzenleyici izleme için gerçek kaynaklar harcadığı halde senet toplarken harcamaz. Bu nedenle en etkili stratejisi belirleme ihtimalini olabilecek en az seviyeye çekip seneti en yükseğe çıkarmaktır. Bu yolsuzluğa karşı uygulanan klasik bir çözümdür. Üreticiden bir senet yollamasını gerektiren bir düzenleme aslında çevresel yolsuzluk için bir maliyet istemiş olur. Üretici yolsuzluk yapmaya veya yapmamaya karar verirken, tanımlanmış bir ihlalin senetin kaybıyla sonuçlanacağını hatırlayarak bu maliyeti hesaba katmak zorundadır. Üretici kendi payını sosyal refahta üstlenir ve

düzenleyicinin arzu ettiğinden daha fazla çaba sarfetmeye çalışır. Burada yolsuzluğa pozitif bir maliyet getirilerek, kirlilik kontrolünün optimum düzeyini sağlamada veya güvenlik tedbiri için arttırılmış bir teşvik vardır.

Çevresel senetlerin bazı faydalarını belirtmekte de önem vardır. Değer tescili kirleticilerin çevresel kaynaklara verebilecekleri potansiyel hasarların açık tanımlamasını gerektirir. Üreticilerden o senetleri istemekle, çevresel zararın maliyeti tescil edilmiş olur ve böylece durum kamusal tartışmaya ve araştırmaya açılmış olur. Değer tescili yeni oluşabilecek hareketler için çevresel maliyetlerin bir kıyaslaması olarak kullanılabilir. Üreticiyi bir senet yollamaya zorlamak onu toplumda tartışılan birşeyi ispat etmeye sevk edecektir. Üreticiyi mahkemeye verip zarardan sorumlu olduğunu ispat etmek yerine, üretici seneti kaybetmemek için çevresel bir etkinin olmadığını ispat etmek zorunda kalacaktır. (Perrings, 1995, 112)

Senetin değeri üreticinin hareketlerinin potansiyel çevresel etkisi tarafından belirlenir. Üretici bir aktivitenin çevresel zarar maliyetinin yolladığı senetten daha düşük olduğunu gösterirse, senetin değeri düşürülebilir. Bundan dolayı firma sosyal marjinal karları yansıtmayan bir piyasa değerine sahiptir. Üretici kirlilik kontrol seviyesini sıfıra getirerek daha büyük faydalar sağlayabileceği sürece, bu optimal seviyeye yatırım yapmak için bir dürtüye sahip olmaz. Prensipte, düzenleyici bir $t = MB = MC$ emisyon harcı getirerek üreticinin hareketlerini değiştirmeye çalışabilir. Şimdi üretici ya kirlilik kontrolüne yatırım yapabilir ya da her bir birim emisyon için t harcını ödeyebilir. Vergi marjinal kontrol maliyetlerini A noktasına kadar geçtiği sürece $t > MC$, üretici harcı ödemekten çok yatırım yapmayı daha karlı bulur. Bu harç, üreticinin kontrol seviyesini kendi optimal kontrol seviyesi, sosyal optimuma eşitlene kadar yükseltmesi için bir teşvik yaratır, $MC = MB$. Bu tip optimal vergiler de birinci bölümde görmüş olduğumuz Pigovian vergileri olarak bilinirler.

Günümüzde ekonomik teşviklerin çoğunluğu ABD, Avrupa ve Asya' da davranışı değiştirmek için kullanılmamış, bunun yerine genel bütçenin gelirlerini arttırmak için kullanılmışlardır. Teşvikler tipik olarak üreticileri, kirlilik kontrollerini optimum düzeye çıkarmalarına ikna etmek için çok düşük tutulmuşlardır. $t' < t$ olursa üretici optimal kontrol düzeyinin altına $x_a < x$ yatırım yapacaktır. OECD ülkelerinde davranışları değiştirmek yerine gelirleri arttırmak için yüzde yirmi üç veya daha fazla ekonomik teşvik kullanılmaktadır. (Hanley, 1996, 87)

Çevresel koruma için ekonomik teşviklerin teorik ve gerçek kullanımları arasındaki fark, çeşitli faktörlere bağlıdır. En önemlilerinden bir tanesi sosyal optimumu sağlayabilmek ve başarılı bir teşvik oluşturabilmek için gerekli olan veri eksikliğidir. Hem noktasal* hem de çok noktalı** kirlilik kaynaklarında, üreticinin kirlilik kontrol stratejisini değiştirmek için bir teşvik belirlenmesi çevresel taşıma sistemleri ve marjinal maliyetleri içeren dikkate değer miktarda bilgi gerektirir. Genellikle üretici kendi kirlilik kontrol maliyeti veya kontrol strateji seçimi bilgisine sahip olur ve düzenleyici haberdar edilmezse, üretici ek faydalar sağlamak için kendi asimetrik avantajını sağlar. (Dasi ve Tomosi, 1994, 98)

Ahlaki risk (moral hazard) veya tersi seçim (adverse selection) şeklinde olan asimetrik bilgi, ekonomik teşvik projesinin dizaynında ve başarısında önemli bir rol oynayacaktır. Ahlaki riskin, düzenleyici üreticinin hareketlerini takip edemediği zaman olduğunu; tersi seçimin ise, düzenleyicinin üreticinin maliyet yapısını tanımlayamaması olduğunu söyleyebiliriz. Çok noktalı kirlilik kaynağı, emisyonları gözlemlemenin ve toplumsal olarak kabul edilebilir kirlilik kontrol düzeyine zorlamanın neredeyse imkansız olduğu sayısız yayılmış emisyon kaynağını ifade ettiğinden; gözlemlemenin olanaksızlığı sonucu ahlaki risk baş gösterir, bu da üreticinin beklenen maliyetlerin düşük olduğu zaman kirlilik kontrolünde yolsuzluk için bir dürtüsü olduğunu ifade eder. Düzenleyeci bu asimetrik bilgi bariyerinin üstesinden gelemediği sürece sonuç; çok az bir kirlilik kontrolü ve çok fazla kirlilik olacaktır. (Crocker, 1998, 192)

*Noktasal kaynak: kirliliğin tek bir tanımlanabilir kaynaktan geldiği durum.

**Çok noktalı kaynak: tanımlamanın veya izlemenin çok yüksek maliyetlerle olduğu bir çok kaynak olduğu durum.

4. ÇEVRESEL DÜZENLEMELERİN MATEMATİKSEL ANALİZİ

4.1 Farklı Çevresel Düzenlemelerin Karşılaştırılmasıyla İlgili İki Firmalı Model

Özdeş iki firmaya ait maliyet (C_F) ve fayda fonksiyonları (B_F) aşağıdaki gibi tanımlanmış olsun;

$$C_{F_1} = Q_1^2 \quad (4.1)$$

$$C_{F_2} = Q_2^2 \quad (4.2)$$

$$B_{F_1} = aQ_1 \quad (4.3)$$

$$B_{F_2} = aQ_2 \quad (4.4)$$

Ayrıca herbir firmaya ait emisyonlarında;

$$E_1 = cQ_1 \quad (4.5)$$

$$E_2 = 2cQ_2 \quad (4.6)$$

olduğunu varsayalım.

Emisyon azaltımı için hiçbir düzenleyici mekanizmanın olmadığı bir durumda firmaların çıktı düzeylerini aşağıdaki kar fonksiyonlarına bağlı olarak

$$\pi_1 = NP_{B_1} = aQ_1 - Q_1^2 \quad (4.7)$$

$$\pi_2 = NP_{B_2} = aQ_2 - Q_2^2 \quad (4.8)$$

belirtebiliriz.

Buradan hareketle her iki firma için birinci derece koşullar uygulanarak;

$$\frac{\partial \pi_1}{\partial Q_1} = a - 2Q_1 = 0 \quad (4.9)$$

$$\frac{\partial \pi_2}{\partial Q_2} = a - 2Q_2 = 0 \quad (4.10)$$

$$Q_1 = \frac{a}{2} \quad (4.11)$$

$$Q_2 = \frac{a}{2} \quad (4.12)$$

çıktı düzeylerine ulaşılır.

Bulunan çıktı düzeyleri eşitlik (4.7) ve (4.8)' de yerlerine konularak her bir firmanın karı bulunur.

$$\pi_1 = \pi_2 = \frac{a^2}{4} \quad (4.13)$$

Bu durumda birinci firmanın yayacağı atık miktarı eşitlik (4.5)' den hareketle,

$$E_1 = \frac{ca}{2} \quad (4.14)$$

bulunur. Aynı şekilde ikinci firma içinde eşitlik (4.6) kullanılarak yayılacak emisyon miktarı hesaplandığında;

$$E_2 = ca \quad (4.15)$$

olur.

O halde, ortamdaki toplam emisyon miktarını hesaplarsak;

$$E_T = E_1 + E_2 \quad (4.16)$$

$$E_T = \frac{3ca}{2}$$

bulunur.

Öncelikle; modelin kurulmasında tüm firmaların tam rekabet şartları altında bulunduğunu ve firmalara ait emisyon indirim fonksiyonlarının (*MAC*) bilindiğini varsayalım. Bununla beraber izleme ve vergi toplama maliyetlerinin de olmadığını düşünelim.

4.1.1. Standartlar

Emisyonlara eşit orantılı bir standart düzenlemesi getirdiğimizi ve bu düzenleme gereği mevcut emisyon düzeyinin %50 düşürülmesi gerektiğini varsayalım.

Eşit orantılı standartla toplam emisyonda %50 düşüş sağlamak için, herbir firmanın emisyonunu aynı oranda düşürmesi gerekecektir. Bu durumda, her bir firmanın getirilen standartlar sonucunda yaymaları gereken emisyon miktarları;

$$E_1 = \frac{ca}{2} \cdot (1/2) = \frac{ca}{4} \quad (4.17)$$

$$E_2 = ca \cdot (1/2) = \frac{ca}{2} \quad (4.18)$$

olarak hesaplanır.

Buradan hareketle üretim düzeyleri de,

$$Q_1 = \frac{a}{4} \quad (4.19)$$

$$Q_2 = \frac{a}{4} \quad (4.20)$$

olur.

Emisyonların %50 düşürüldüğü durumda firmaların yeni çıktı düzeylerine göre, net özel faydalarını (*NPB*, net private benefit) ya da başka bir ifadeyle karlarını eşitlik (4.7) ve (4.8) yardımıyla hesaplırsak;

$$NPB_1^s = \pi_1^s = \frac{3a^2}{16} \quad (4.21)$$

$$NPB_2^s = \pi_2^s = \frac{3a^2}{16} \quad (4.22)$$

olarak bulunur.

Standart getirilmeden önceki firma karları ile düzenlemeden sonra meydana gelen firma karları arasındaki fark ($\Delta\pi^s$) bize her bir firmanın kar kayıplarını, dolayısıyla standartlarla hedeflenen emisyon düşüşünü sağlamanın firmalara yüklediği toplam maliyeti gösterir.

$$\Delta\pi_1^s = \pi_1 - \pi_1^s \quad (4.23)$$

$$\Delta\pi_2^s = \pi_2 - \pi_2^s \quad (4.24)$$

Her iki firma içinde aşağıdaki eşitlikleri kullanarak kar kayıplarını hesaplırsak;

$$\Delta\pi_1^s = \frac{a^2}{16} \quad (4.25)$$

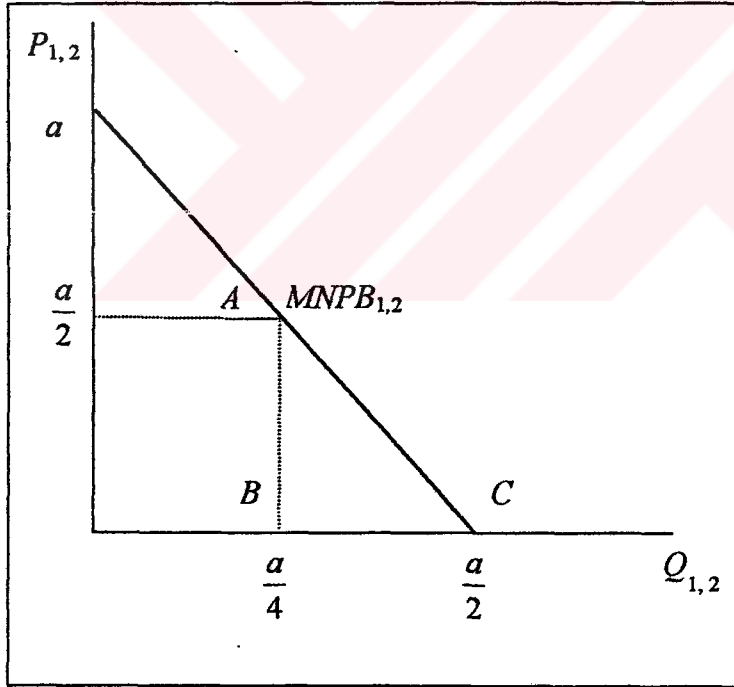
$$\Delta\pi_2^s = \frac{a^2}{16} \quad (4.26)$$

bulunur.

Bu durumda her iki firma için olan kar kayıplarının toplamı, bir başka ifadeyle standartların firmalara yüklediği toplam maliyet;

$$\Delta T_r^s = TC^s = \frac{a^2}{8} \quad (4.27)$$

şeklinde olur.



Şekil 4.1
Standartlar Altında Firmalara Yüklenen Maliyet

Aynı sonuca şekil (4.1) yardımıyla da $A(ABC)$ alanından hareketle de ulaşabiliriz. Modelimizde iki firma olduğundan $A(ABC)$ 'nin iki katını aldığımızda eşitlik (4.27)'de bulunan sonuca varılacağı görülür.

Sonuç olarak; toplum emisyon düzeyini $E_T = \frac{3ac}{4}$ düzeyinde tutmak için gerekli maliyetin $TC^s = \frac{a^2}{8}$ olduğu anlaşılmaktadır.

4.1.2. Tekdüze-Uniform Vergi

Toplam emisyon düzeyini standart düzenlemesindeki hedef emisyon düzeyi ile aynı tutmak için bir vergi sistemi getirdiğimiz düşünelim.

İlk olarak toplam emisyonu $E_T = \frac{3ac}{4}$ düzeyinde tutmak için gerekli olan vergi oranını saptayalım;

Her firmanın kar fonksiyonlarını emisyonlara bağlı olarak yazacak olursak;

$$\pi_1 = NPB_1 = aE_1/c - (E_1 / c)^2 \quad (4.28)$$

$$\pi_2 = NPB_2 = aE_2/2c - (E_2 / 2c)^2 \quad (4.29)$$

eşitlikleri elde edilir.

Vergi oranı t olduğunda kar fonksiyonları da;

$$NPBT_1 = \frac{aE_1}{c} - \frac{E_1^2}{c^2} - tE_1 \quad (4.30)$$

$$NPBT_2 = \frac{aE_2}{2c} - \frac{E_2^2}{4c^2} - tE_2 \quad (4.31)$$

şeklinde oluşur.

Eşitlik (4.30) ve (4.31) yeniden düzenlenecek olursa;

$$NPBT_1 = \left(\frac{a}{c} - t\right)E_1 - \frac{E_1^2}{c^2}$$

$$NPBT_2 = \left(\frac{a}{2c} - t\right)E_2 - \frac{E_2^2}{4c^2}$$

şeklini alır.

Birinci derece koşullarının uygulanması durumunda;

$$MNPBT_1 = \frac{\partial(NPBT_1)}{\partial E_1} = \left(\frac{a}{c} - t\right) - \frac{2E_1}{c^2} = 0 \quad (4.32)$$

$$MNPBT_2 = \frac{\partial(NPBT_2)}{\partial E_2} = \left(\frac{a}{2c} - t\right) - \frac{E_2}{2c^2} = 0 \quad (4.33)$$

elde edilir. Aynı zamanda,

$$E_1 + E_2 = \frac{3ca}{4} \quad (4.34)$$

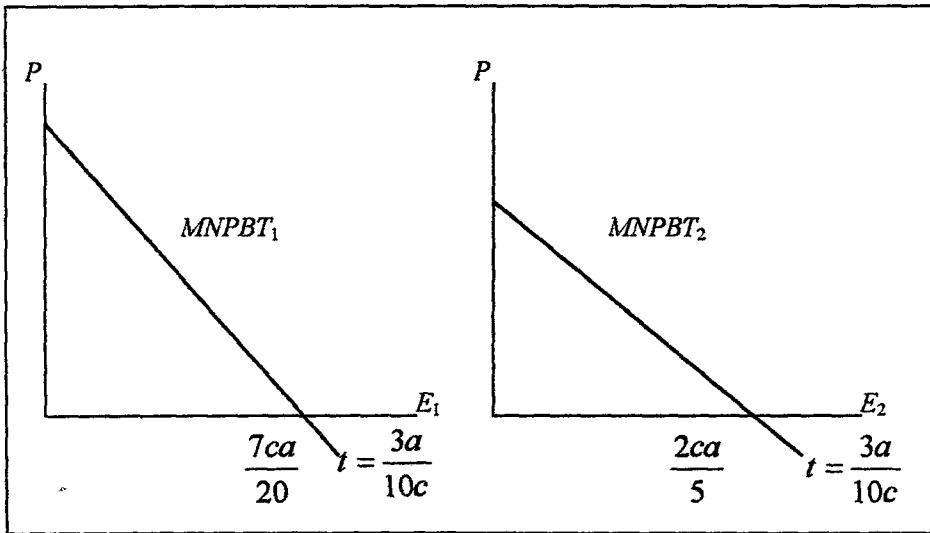
olduğundan eşitlik (4.32), (4.33) ve (4.34) eşanlı olarak çözüldüğünde;

$$E_1 = \frac{7ca}{20} \quad (4.35)$$

$$E_2 = \frac{2ca}{5} \quad (4.36)$$

$$t = \frac{3a}{10c} \quad (4.37)$$

sonuçlarına ulaşılır.



Şekil 4.2
Vergi Oranı ve Emisyon Düzeyleri

Elde edilen emisyon değerleri eşitlik (4.5) ve (4.6)' da yerlerine konulursa

$$Q_1 = \frac{7a}{20} \quad (4.38)$$

$$Q_2 = \frac{a}{5} \quad (4.39)$$

üretim miktarlarına ulaşılır.

Öncelikle firmaların vergi sistemi sonucu bu üretim düzeylerindeki kar miktarlarını eşitlik (4.7) ve (4.8) yardımıyla hesaplırsak,

$$\pi_1^V = \frac{91a^2}{400} \quad (4.40)$$

$$\pi_2^V = \frac{4a^2}{25} \quad (4.41)$$

bulunur. Vergi uygulanması durumunda kar kayıpları ise,

$$\Delta\pi^V = C^V = \pi - \pi^V \quad (4.42)$$

şeklinde ifade edilir. Bu durumda her iki firma için kar kayıplarının,

$$\Delta\pi_1^V = \frac{9a^2}{400} \quad (4.43)$$

$$\Delta\pi_2^V = \frac{9a^2}{100} \quad (4.44)$$

olduğu bulunur.

Böylece vergi sonrası firmaların yüklenmesi gereken toplam maliyet;

$$\Delta\pi_T^V = TC^V = \Delta\pi_1^V + \Delta\pi_2^V \quad (4.45)$$

$$\Delta\pi_T^V = TC^V = \frac{45a^2}{400}$$

bulunur.

Görüldüğü üzere yapılan varsayımlar altında emisyon miktarını istenilen düzeyde tutmak için uygulanan düzenlemelerden vergi sistemi, standartlara göre daha az maliyetlidir.

$$TC^V < TC^S$$

Aslında; her iki düzenlemede de istenilen %50 düşüş sağlanmış olmasına karşın maliyet etkinliği ancak vergi sisteminde gerçekleşmiştir. Standartlar, firmaların indirim maliyetleri tam eşitlenmediğinden maliyet etkinliği sağlayamamışlardır. Vergiler ise, firmaların indirim maliyetleri arasında bir eşitlik oluşturduğundan (Marjinal Eşitlik Prensibi) etkinliği sağlayabilmişlerdir.

4.1.2.1. Vergilerle Sağlanan Etkinlik ve Marjinal Eşitlik Prensibi

Öncelikle, her iki firma için istenen atık düzeyi olan E_1 ve E_2 düzeylerine inebilmek için gerekli kontrol maliyetlerini hesaplırsak;

$$CC_1 = \frac{a^2}{4} - \frac{aE_1}{c} + \frac{E_1^2}{c^2} \quad (4.46)$$

$$CC_2 = \frac{a^2}{4} - \frac{aE_2}{2c} + \frac{E_2^2}{4c^2} \quad (4.47)$$

elde edilir. Anlaşılabacağı üzere, hiçbir düzenleme olmadığı durumda yani ($Q_1=Q_2=a/2$) iken kontrol maliyetleri sıfır ($CC_1=CC_2=0$) olacaktır.

Eşitlik (4.46) ve (4.47)' de birinci derece koşulların uygulanması durumunda;

$$\frac{\partial C_1}{\partial E_1} = MCC_1 = -\frac{a}{c} + \frac{2E_1}{c^2} \quad (4.48)$$

$$\frac{\partial C_2}{\partial E_2} = MCC_2 = -\frac{a}{2c} + \frac{E_2}{2c^2} \quad (4.49)$$

elde edilir. Aynı zamanda,

$$E_1 + E_2 = \frac{3ca}{4} \quad (4.50)$$

olduğundan eşitlik (4.48), (4.49) ve (4.50) eşanlı olarak çözüldüğünde,

$$E_1 = \frac{7ca}{20}$$

$$E_2 = \frac{2ca}{5}$$

bulunur.

Emisyonların belirlenen bu değerlerinde $MCC_1 = MCC_2 = -\frac{3a}{10c}$ olduğu (marjinal eşitlik prensibi) ve bu değerler tekdüze vergi sisteminde bulunan vergi oranı ile eşitlendiği gözlenir.

Emisyon vergilerindeki marjinal eşitlik prensibinin ispatını daha farklı bir yoldan yapmak için, her iki firma için olan azaltım miktarlarından (A_1 , A_2) yola çıkarsak;

$$A_1 = \frac{ca}{2} - E_1 \quad (4.51)$$

$$A_2 = ca - E_2 \quad (4.52)$$

olur.

$\left(\frac{ca}{2}\right)$ ve (ca) : herhangi bir düzenleme olmadan önceki emisyon düzeyleri.

Eşitlik (4.51) ve (4.52) yeniden düzenlendiğinde ise;

$$E_1 = \frac{ca}{2} - A_1 \quad (4.53)$$

$$E_2 = ca - A_2 \quad (4.54)$$

olur.

Kontrol maliyetlerini eşitlik (4.46) yardımıyla azaltım miktarlarına bağlı olarak yazarsak;

$$CC_1 = \frac{a^2}{4} - \frac{a}{c} \left(\frac{ca}{2} - A_1 \right) + \frac{1}{c^2} \left(\frac{ca}{2} - A_1 \right)^2$$

$$CC_2 = \frac{a^2}{4} - \frac{a(ca - A_2)}{2c} + \frac{(ca - A_2)^2}{4c^2}$$

$$CC_1 = \frac{1}{c^2} A_1^2 \quad (4.55)$$

$$CC_2 = \frac{1}{4c^2} A_2^2 \quad (4.56)$$

CC_1 ve CC_2 'ye AC_1 ve AC_2 'de denilebilir.

Bu durumda birinci derece koşulları uygulanırsa;

$$\frac{\partial(AC_1)}{\partial A_1} = MAC_1 = \frac{2}{c^2} A_1 \quad (4.57)$$

$$\frac{\partial(AC_2)}{\partial A_2} = MAC_2 = \frac{1}{2c^2} A_2 \quad (4.58)$$

bulunur. Aynı zamanda,

$$A_1 + A_2 = \frac{3ac}{4} \quad (4.59)$$

olduğundan eşitlik (4.57), (4.58) ve (4.59) eşanlı olarak çözüldüğünde;

$$A_1 = \frac{3ca}{20}$$

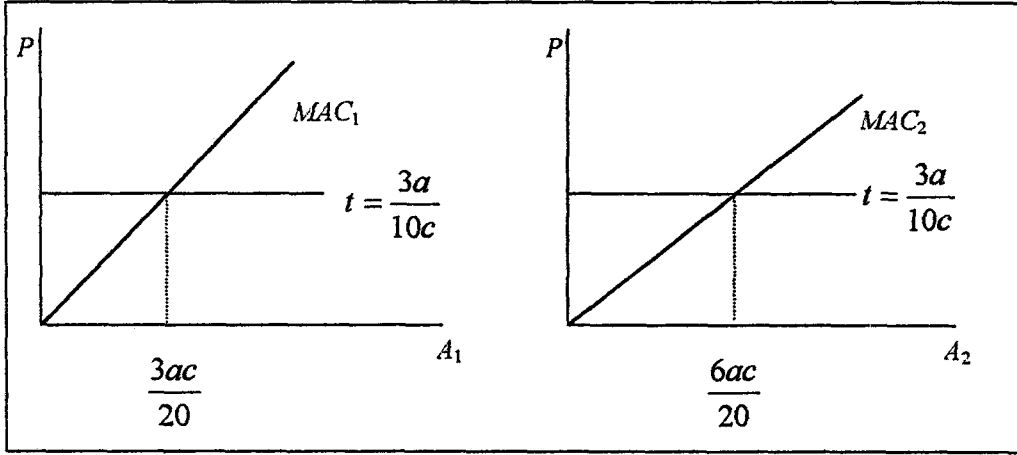
$$A_2 = \frac{6ca}{20}$$

elde edilir.

Dolayısıyla;

$$MAC_1 = MAC_2 = \frac{3a}{10c}$$

bulunur. (Marjinal Eşitlik Prensipleri)



Şekil 4.3
Marjinal Eşitlik Prensibi.

Görüldüğü gibi, gerek kontrol gerekse azaltım maliyetlerinden yola çıkıldığında her bir firmaya ait olan marjinal indirim maliyetlerinin birbirine eşitlendiği saptanır. Bu da bize emisyon vergi oranının saptanmasında firmaların indirim maliyetlerinin bilinmesi gerektiğini ve Marjinal Eşitlik Prensibi sonucu tüm firmaların indirim maliyetlerinin (MAC) eşitlenerek maliyet etkinlik sağlandığını aynı zamanda bu değer vergi oranına (t) eşit olduğunu ($MAC_1 = MAC_2 = t$) göstermektedir.

4.1.3. Alınıp Satılabilen Kirletme İzinleri

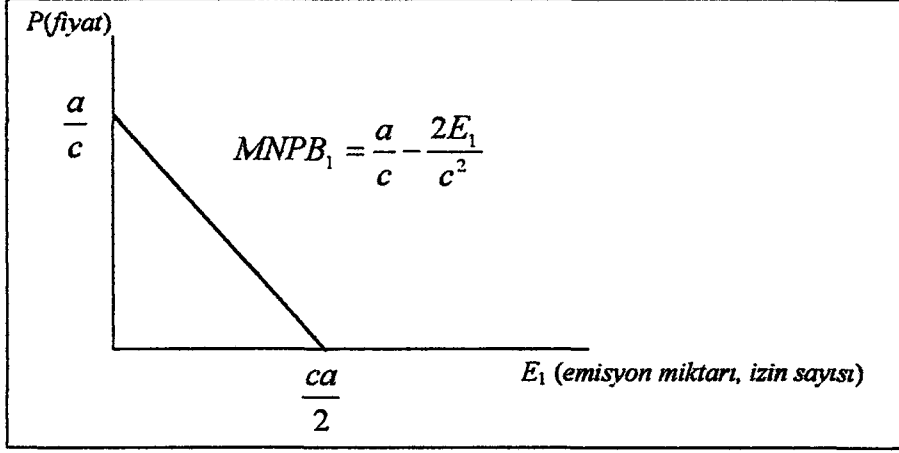
Bu düzenleme sistemiyle, firmaların azaltım maliyetleri dolayısıyla teknolojileri hakkında bilgimiz olmasa dahi, istenilen emisyon düşüşünü en düşük maliyetle sağlamak mümkündür.

Başlangıç izin dağıtımlarının nasıl olduğu piyasa izin fiyatının oluşmasında hiç önemli değildir. Her bir firmaya eşit miktarda izin dağıtılmış olabileceği gibi, başlangıçtaki atık oranlarına göre ya da müzayede yoluyla da dağıtılmış olabilirler.

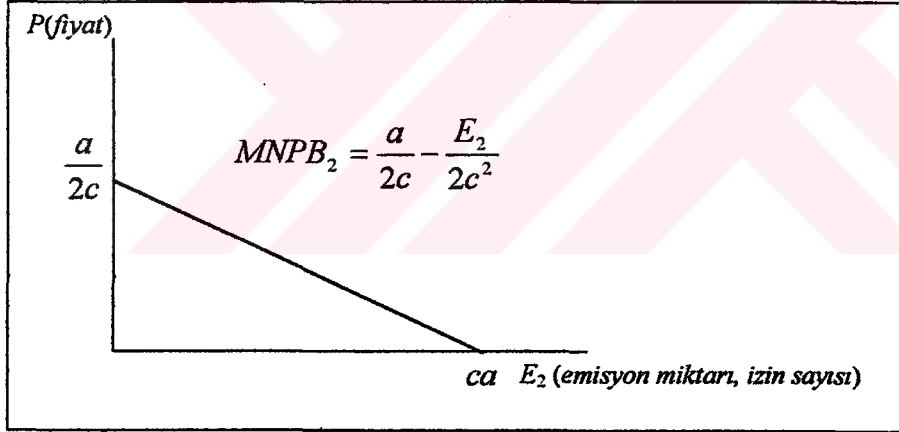
Hedeflenen emisyon düzeyinin daha önce belirtilen $E_T = 3ca/4$ düzeyde olduğunu ve izin sayısının (I_S) bir birim emisyonu denk geldiğini varsayalım.

$$I_S = E_T = 3ca/4$$

Firmalara ait olan $MNPB$ eğrilerini bir başka ifadeyle emisyon izin talep eğrileri olarak da adlandırabiliriz.

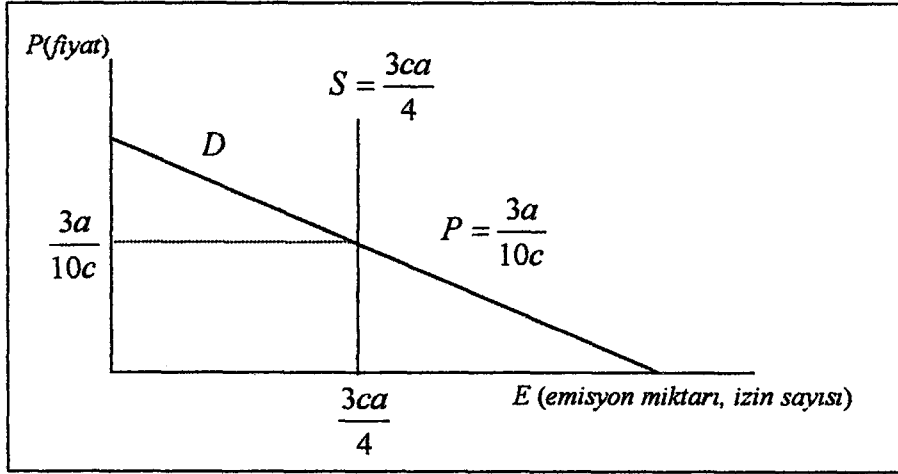


Şekil 4.4
Birinci Firmanın Emisyon İzin Talebi



Şekil 4.5
İkinci Firmanın Emisyon İzin Talebi

İki firmaya ait emisyon izin talep eğrilerinin toplamı piyasa izin talep eğrisini verecektir ve böylece piyasada izin arz ve talep dengesinin oluşması sonucu bir izin fiyatı belirlenecektir.



Şekil 4.6
Piyasa İzin Dengesi

Belirlenen $P = 3a/10c$ izin fiyatı bütün firmalar için aynı olacağından, her bir firma farklı indirim maliyetlerine (MAC) sahip olmalarına ve farklı miktarda izin alacak olmalarına rağmen; tüm firmaların marjinal maliyetlerinin eşit olduğu noktada (marjinal eşitlik prensibi) sistem çalışacaktır. Başlangıçta firmalara dağıtılan izinler eşit olarak paylaşılmasaydı bile izin fiyatı yine aynı olacak fakat; alınıp satılabilen yani ticarete konu olan izin sayısı değişecekti. İzin fiyatının $P = 3a/10c$ olduğu durumda düzenlemenin maliyeti; $TC^T = \frac{45a^2}{400}$ olacaktır. Bu da daha önce hesaplanmış olan emisyon vergileri durumundakiyle aynıdır.

Sonuç olarak bahsedilen üç düzenleme şekli yapılan varsayımlar altında değerlendirildiğinde; standart düzenlemesinin firmaların indirim maliyetleri tam eşitlenmediğinden diğerlerine göre daha maliyetli olduğunu, fakat istenilen % düşüşü sağladıkları için daha güvenilir olduklarını, emisyon vergileri ve alınıp satılabilen kirletme izinlerinin ise hem en düşük maliyet hem de istenilen % düşüşü sağladıklarından dolayı etkin ve güvenilir olduklarını söyleyebiliriz.

Firmaların indirim maliyetlerinin bilinmediği bir durumda ise; standart sisteminin etkin değil ama güvenilir olduğu, emisyon vergilerinin etkin fakat güvenilir olmadığı, alınıp satılabilen kirletme izinlerinin ise hem etkin hem de güvenilir olduğu sonuçlarına ulaşabiliriz.

5. SONUÇ

Ekonomik ve teknolojik gelişmeye koşut olarak çevresel değerlerin bozulması, yok edilmesi, toplumların tüm gelişmişliğine karşın kıtlık, açlık, sera etkisi gibi küresel sorunlara çözüm bulamamaları, tür olarak insanında geleceğinin güvencede olmaması, XX. yüzyılın özellikle ikinci yarısında giderek artan ölçüde dikkatleri çevreye çekmiştir.

Ekonomik faaliyetlerde kıt kaynaklar kullanılarak insan ihtiyaçları karşılanmaya çalışılırken, doğal kaynakların bozulmasına ve hızla azalmasına yol açarak yeni bir kıt kaynak oluşturulmaktadır. Bu da kaliteli çevredir. Çevre değerlerinin bol miktarda bulunduğu ve elde edilmelerinin zahmet gerektirmediği düşüncesi bunların birer serbest mal olarak kabul edilmesi anlayışını doğurmuştur. Ancak, bu anlayış çevreyi kıt, arzı talebinden az olan bir mal haline getirmiştir. Önceleri serbest mal olarak düşünülen çevrenin sınırlı olduğu anlaşıldıktan sonra ekonomik mekanizmaya entegre edilmesi gereği doğmuştur. Piyasa ekonomilerinde çevre kirlenmesinin denetlenmesinin en etkin yolu onu fiyatlar sistemine dahil etmektir. Böylece, çevrenin ve doğal kaynakların rasyonel maliyet dağılımı ile daha verimli kullanılması yoluna gidilmektedir.

Esasen; çevre kirlenmesi üretim ve tüketimden kaynaklanan tipik bir negatif dışalıktır. Kamu ve özel sektörün üretim ve tüketimi sırasında ortaya çıkan sıvı, katı ve gaz şeklindeki kirlilik ya da atıkların büyük bölümü sanayi kaynaklı atıklar geri kalanı ise evsel atıklardır. Atıklar ve çevre kirlenmesi sanayileşme, kentleşme ve nüfus artışı ile birlikte büyümekte ama çoğu zaman çevre kirlenmesi daha hızlı artmaktadır. Kirliliğin ortaya koyduğu zarar, kirliliğin türüne, miktarına ve kirliliğin ortaya çıktığı doğal çevrenin özelliklerine bağlı olarak değişmektedir.

Belirtilen tüm bu değerlerden dolayı; çevre kirlenmesinin giderilmesi için bazı düzenlemeler getirilmiştir. Çevresel düzenlemeleri yönetim ve kontrol sistemleri (standartlar) ve ekonomik teşvikler olarak iki ana başlık altında toplayabiliriz. Merkezi bir sistem olan yönetim ve kontrol sistemlerinde amaç; limitler ve standartlar konularak kirliliği belli bir seviyeye çekmektir. Teşvik bazlı düzenlemeler ise (1)

emisyon vergileri ve sübvansiyonlar, (2) alınıp satılabilir kirletme izinleri ve (3) sorumluluk şeklinde üç kısma ayrılmaktadırlar. Merkezi bir sistem olan emisyon vergileri ve sübvansiyonlar istenmeyen her birim emisyon için vergilendirme yada kaynağın geri döndüreceği para yardımlarıdır. Merkezi bir sistem olmayan alınıp satılabilen kirletme izinlerinde ise istenilen çevresel kaliteye ulaşmak için çevreye ne kadar kirlilik yayılacaksa bu kirlilik yayma haklarının başka bir ifadeyle izinlerinin bir şekilde ekonomik birimler arasında tahsis edilmesi ve oluşturulacak izin pazarında ticarete konu olması şeklinde kendini gösterecektir. Sorumluluk ve tazmindeki temel fikir ise birine verilen zararın tanzim edilmesidir. Burada önemli olan çevreyi kirletirken ya da öyle bir risk altında bırakırken nasıl dikkatle davranılacağıdır. Sistemin işleyişi devletin firmaya bir yasaklama getirmesinden öte kendi önlemini alarak bu riski azaltması şeklinde kendini gösterir.

Hangi çevresel düzenlemenin diğerlerinden tamamen üstün olduğunu açıkça belirtmek mümkün değildir. Çünkü herbirinin üstün veya eşit oldukları farklı durumlar vardır. Birçok ekonomist teşviklerin daha iyi yöntemler olduklarını düşünmelerine rağmen yönetim ve kontrol sistemi dünyada daha yaygındır. Aslında ekonomik teşviklerin yönetim ve kontrol sistemine göre birçok avantajı vardır. Bunlardan en önemlisi kirletici kaynaklar hakkında daha az bilgiye gereksinim duymalarıdır. Ayrıca ekonomik teşvikler kirleticiye kirlilik kontrolü için daha ucuz ve uygun yollar bulmalarını yani teknolojik yenilikler için yatırıma yönelmelerini sağlarlar. Bunun yanı sıra teşvik bazlı politiklar, kirlilik zararı kadar kirlilik kontrol maliyetinin de kirletici tarafından ödenmesini sağlarlar. Yani etik anlamda “Kirleten Öder” prensibi açısından da tatmin edicidirler. Yönetim ve kontrol sisteminde ise kirliliğe sebep olan firmalar sadece kirlilik kontrolü için bir ödemede bulunurlar ve sonrası ile ilgilenmezler. Özet olarak standartlar sadece kirlilik kontrolü ile ilgilenecek ve arta kala kirliliğin verdiği zarar maliyeti ya da ödemeleri ile ilgileneceklerdir. Çünkü firmalar sadece onlardan istenilen oranlarda emisyon indirimi yoluna giderler. Ekonomik teşvikler sisteminde ise firmalar emisyonlarını mümkün olduğunca azaltmaya ve bunun için gerekirse teknolojik yatırımlara yönelirler. Elbette dünyada bu kadar yaygın bir şekilde kullanılan yönetim ve kontrol sisteminin de avantajları mevcuttur. En önemlisi kompleks çevresel düzenlemelerde esnek bir yapıya sahip olması ve düzenlemeden sonra kalan kirliliğin ne kadar olacağı hakkında bir kesinlik sağlamasıdır. Bir diğer avantajı da kirleticilerin verilen

talimatlara uyuşup uyuşmadıklarının kontrol edilmesinin kolay olmasıdır. Çünkü firmalara belirli bir ekipman kullanmaları talimatı verildiğinde (teknoloji standartları) buna uyup uymadıklarını kontrol etmek emisyon ölçümlerinden çok daha kolay olacaktır.

Ekonomik teşviklerin yönetim ve kontrol sistemine kıyasla en önemli üstünlüğü marjinal eşitlik prensibinin otomatik olarak sağlanmış olmasıdır. Marjinal eşitlik prensibinin bu kadar önemli bir avantaj olmasının sebebi, sağlanamadığı takdirde düzenleme maliyetinin çok daha fazla olmasıdır. Uygulanan çevre politikasının maliyet etkin olup olmadığı bu kriterle belirlenmektedir. Yönetim ve kontrol düzenlemelerinde ise aynı kirliliği yaratan farklı kaynaklar arasında marjinal emisyon indirim maliyetlerinin (*MAC*) eşitlenmesi neredeyse imkansızdır.

Bununla beraber, ekonomik teşviklerin de dezavantajları mevcuttur. Bunlardan en önemlisi, ekonomik teşviklerin yürütülmesinde çevresel taşınımın karmaşıklığından kaynaklanan sorunlardır. Çevresel taşınımında kendini gösteren zaman ve yer problemi ekonomik teşviklerin uygulanmasını güçleştirmektedir.

Diğer önemli bir problemde politiktir. Çevresel problemlerin kontrolünde büyük bir belirsizlik vardır, buda ekonomik teşviklerin seviyesinin belirlenmesini (ücret seviyesi, tranfer edilebilir izin sayısı vs.) zorlaştırır. Firmalardan hükümete aktarılması öngörülen büyük miktardaki kaynağın ortaya çıkması hükümet için uygun görülebilir fakat bu şekildeki bir vergiyi uygulamak politik olarak çok zor olacaktır. Çünkü istenen bir düzenlemenin yürürlüğe girmesi bazen çok uzun zaman alabilmektedir.

Teşvik bazlı politikaları kendi içerisinde değerlendirdiğimizde ise, çevresel düzenlemelerde ekonomik yönden en önemli kriter olan maliyet etkinliğin alınıp satılabilen kirletme izinleri sisteminde en iyi sonuçlar verdiği görülmektedir. Çünkü; bu yöntemle beraber, şartlar ne olursa olsun firmalar arasında marjinal eşitlik prensibi sağlanmaktadır. Emisyon vergileri politikasında da marjinal eşitlik prensibi sağlanmakta, ancak bunun için firmalar hakkında tam bilgiye sahip olmak gerekmektedir. Binlerce firmanın bulunduğu bir ortamda ise tam bilgiye sahip olmak mümkün olmayacaktır. Çünkü çoğu zaman firmalar ekonomik ve teknolojik yapılarını paylaşmak istemezler. Bu nedenle genelde hedeflenen atık düzeyini sağlayamazlar. Yüksek vergi oranı elbette aynı oranda bir düşüş sağlayacak, fakat

firmalar üzerinde oluşturduğu ekonomik yük daha büyük zararlara yol açabilecektir. Düşük vergi oranı ise, hedeften çok uzaklaşılması anlamına gelir. Dolayısıyla ideal vergi oranının belirlenmesi pratik olarak mümkün olmayacaktır.

Sonuçta; alternatif çevresel düzenlemelerin değerlendirilmesi ve bu düzenlemeler karşısında firma davranışlarının incelenmesiyle, teşvik bazlı bir düzenleme olan alınıp satılabilen kirletme izinlerinin diğer çevresel düzenlemelere göre çalışmam boyunca değindiğim üzere birçok konuda daha üstün oldukları gözlemlenmiştir.



KAYNAKLAR

Aksoy, Ş., (1991), **Kamu Maliyesi**, Filiz Kitabevi, İstanbul

Atkinson, S. ve Tietenberg, T., (1991), "Market failure in incentive based regulation: the case of emmissions trading", **Journal of Environmental Economics**, Vol:21, p:17-31

Baumol, W. J. ve Blinder. A.S., (1991), **Microeconomics: Principles and Policy**, San Diego:Harcourt Brace Javonovich

Baumol, W. J. ve Qates, W.E., (1988) **Theory of Environmental Policy**, Second Edition, Cambridge. Cambridge Univarsty Press

Berkes, F. ve Kışlalıoğlu, M., (1993), **Ekoloji ve Çevre Bilimleri**, Remzi Kitabevi, İstanbul

Binger,B. ve Hoffman, E., (1998), **Micro Economics with Calculus**, Addison Wesley

Boman M., Brannlund, R. ve Kristörm B., (1999), **Topics in Environmental Economics**, Kluwer Academic Publishers

Bowers, J., (1996), **Suistaniability and Environmental Economics: An Alternative Text**, Addison Wesley Longman Limited

Boyce, J. K., (2002), **The Political Economy of the Environment**, Cheltenham, UK; Northampton,MA: Edward Elgar

Bromley, D.W., (2002), **Handbook of Environmental Economics**, Cheltenham, UK; Northampton, MA: Edward Elgar

Bunchanan, J.M. ve Stubblebine W.C., (1982) "Externality", **Economica**, Vol.29, p:i381-385

Canan, İ., (1995), **Çevre Ahlakı**, Yeni Asya Yayınları, İstanbul, Şubat 1995

Casson, T., (1993), "Seller incentive properties of the EPA's emissions trading auction", **Journal of Environmental Economics and Managment**, Vol.25, p:177-195

Clifford, S.R., Winston, H. ve William, J.W., (1986) **Enforcing Pollution Control Laws:Resources For the Future**, Washington DC

Coase, R.H., (1960), "Sosyal Maliyet Sorunu", **Devlet Rekabet Mülkiyet ve İktisat**, (Çeviren: Çağlayan, A., Derleyen: Demir, E.), Değişim Yayınları, Adapazarı, 2000

Common, M., (1996), **Environmental and Resource Economics: An Introduction** Second Edition, Addison Wesley Longman limited,

Crocker, D. A. ve Lindan, T., (1998), **Ethics of Consumption: The Good Life, Justice and Global Stewardship**, Rowman & Littlefield

Dales, J.H. (1968) **Pollution Property and Prices**, Toronto: University of Toronto Press

Dasi, C. ve Tomosi, T., (1994), **Nonpoint Source Pollution Regulation: Issues and Analysis**, Dordrecht; Boston: Kluwer Academic Publishers,

Desjardins, J.R., (1993), **Environmental Ethics: An Introduction to Environmental Philosophy**, Belmont, Calif: Wadsworth

Devlin, R.A. ve Grafton, Q.R., (1998), **Economic Rights and Environmental Wrongs: Property Rights for the Common Good**, Cheltenham, UK, Northampton, MA, USA: Edward Elgar

Field, B.C., (1997), **Environmental Economics: An Introduction**, New York: McGraw-Hill

Fisher, A. C., (1981), **Resource and Environmental Economics**, Cambridge; New York: Cambridge University Press

Freeman, A. M., (1998), **The Economic Approach to Environmental Policy: The Selected Essays of A. Myric Freeman**, Cheltenham, UK: Edward Elgar

Gökdayı, İ., (1997), **Çevrenin Geleceği Yaklaşımlar ve Politikalar**, TÇV Yayını, Şubat, 1997

Gunnar, E. ve Shatoganon, D., (1996), **Taxing Bads by Taxing Goods: Pollution Control with Presumptive Charges**, Washington, D.C: World Bank

Gürpınar, E., (1992), **Çevre Sorunları**, Der Yayınları, İstanbul

Hahn, R., (1989), "A New approach to the design of regulation in the presence of multiple objectives", **Journal of Environmental Economics and Management**, Vol:17, p: 195-211

Hanley, N., Shogren J.F., ve White B., (1996), **Environmental Economics: In Theory and Practice**, New York: Oxford University Press

Hodge, I., (1995), **Environmental Economics: Individual Incentives and Public Choices**, London:Mcmillan

Horstmann, J. ve Markusen J.R., (1992) "Emission trading in Europe with an exchange rate" **Journal of Environmental Economics**, Vol.32, p:109-129

Kaboğlu, İ., (1996), **Çevre Hakkı**, İmge Kitabevi, 3. Baskı, Ankara

Keleş,R.ve Hamamcı, C., (1997), **Çevrebilim**, İmge Kitabevi, 2. Baskı, Ocak 1997

Kenneth, J., Tietenberg, T. ve Nijkamp, B.P., (1999), **Environmental Instruments and Institutions**, Cheltenham, UK: Northampton, MA: Edward Elgar

Kışlalıolu, M.ve Berkes, F., (1993), **Çevre ve Ekoloji**, Remzi Kitabevi, İstanbul

Kling, C. ve Herriges, J.A., (1999), **Valuing Recreation and the Environment: Revealed Preference Methods in Theory and Practice**, Cheltenham, UK; Northampton, MA: Edward Elgar

Kohn, R.E., (1998), **Pollution and The Firm**, Cheltenham, UK; MA, USA, Edward Elgar

Kolluru, R.V., (1994), **Environmental Strategies Handbook**, New York: Mc Graw-Hill

Kolstad, C.D., (2000), **Environmental Economics**, Newyork: Oxford Universty Press

Lesser, J.A., Dodds D.E., ve Zerbe R.O., (1997), **Environmental Economics and Policy**, Reading Mass: Addison Wesley

Manisalı, E., (1971) **Dışsal Ekonomiler ve İktisadi Gelişme**, Sermet Matbaası, İstanbul

Mills, E.S., (1978), **The Economics of Environmental Quality**, New York: Norton

Montgomery, W., (1972) "Markets in Licences and Efficient Pollution Control Programs", **Journal of Economic Theory**, Vol:5, p:394-418

Munasinghe, M., (1993), **Environmental Economics and Natural Resource Management in Developing Countries**, Washington, DC: Committee of International Development Institutions on the Environment: World Bank

Nadaroğlu, H., (1996), **Kamu Maliyesi Teorisi**, Beta Basım Dağıtım, 9. Baskı, İstanbul

Ortolano, L., (1997), **Environmental Regulation and Impact Assessment**, NewYork, John Wiley&Sons

Panagariya, A., Portney, P.R. ve Schwab, R.M., (1999), **Environmental and Public Economics: Essay in Honour of Wellace E. Quates**, Northampton, Mass: Edward Elgar

Pearce, D.W., (1993), **World Without End: Economics, Environment and Sustainable Development**, Washington, DC: World Bank

Perings, C.A., (1995), **Biodiversity Conservation: Problems and Policy** Dordrecht: Boston; Kluwer Academic Publishers

Peter, M. ve Stahler, F., (1998), **Recent Policy Issues in Environmental Resource Economics**, Heidelberg; New York: Physica-Verlag

Pigou, A.C., (1999), **Economics of Welfare**, London: Macmillan

Proto, T., (1998), **Natural Resource and Environmental Economics**, Ames Iowa: Iowa University Press

Randall, A., (1999), **Making The Environmental Count: Selected Essays of Alan Randall**, Northampton, Mass: Edward Elgar

Sartzetakis E.S., Xepapadeas, A. ve Petrakis, E., (2000) **Environmental Regulation and Market Power: Competition Time Consistency International Trade**, Cheltenham, UK; Northampton, MA, USA: Edward Elgar

Siebert, H., (1998), **Economics of the Environment: Theory and Policy**, Berlin; New York: Springer

Siebert H., Eichberger, R.G. ve Pething, R., (1980) **Trade and Environment: Theoretical Enquiry**, Englawood Cliffs Press

Sorrell, S. ve Skea, Jim., (1999), **Pollution For Sale: Emmissions Trading and Joint Implementation**, Cheltenham, UK: Edward Elgar

Şener, Orhan., (1986) "Kamu Ekonomisi İlkeleri Yönünden Çevre Kirliliğinin Önlenmesi", **MÜ. İ.İ.B.F Dergisi**, Cilt:3, Sayı:3

Teubner, G. ve Former, L., (1994), **Environmental Law and Ecological Responsibility: The Concept and Practice of Ecological Self Organisation**, Chichester; New York: Wiley

Tietenberg, T., (1994), **Economics and Environmental Policy**, Aldershot Hants, England; Brookfield Vt: E. Elgar

Tietenber, T. ve Folmer, H., **The International Yearbook of Environmental and Resource Economics, 1998-1999: A Survey of Current Issues**

Tietenberg, T., (1996), **Environmental and Naturel Resource Economics**, New York, NY: Harper Collins Collage

Tisdell, C.A., (1993), **Environmental Economics: Policies for Environmental Management and Suistaniable Development**, Aldershot, Hants, England; Brookfield, Vt, USA: Edward Elgar

Turner, K.R., (1993), **Suistuniable Environmental Economics and Management: Principles and Practice**, London, New York: Belhowen Press

Victor, P.A., (1978), **İktisadi Açıdan Çevre Kirlenmesi**, Macmillan İktisat Serisi, Akbank Kültür Yayınları, (Çev: Ömer Faruk Batirel), İstanbul

Walter, N., (1978), **Micro Economic Theory: Basic Principles and Extensions Second Edition**, Dyrden Press

Winfrey, J.C., (1998), **Social Issues: The Ethics and Economics of Taxes and Public Programs**, New York: Oxford Universty Press

Yandle, B. ve Meiners, R.E., (1991), **The Economic Consequences of Liability Rules**, New York Quorum Books

Yandle, B., (1993) **Taking the Environment Seriously**, Lonham, MD: Rowman & Littlefield

Xepapadeas, A., (1997) **Advanced Principles in Environmental Policy**, Cheltenham, UK; Northampton, MA, Edward Elgar

ÖZGEÇMİŞ

Doğum Tarihi	08.11.1977	
Doğum Yeri	İstanbul	
Lise	1991 – 1994	Erenköy Kız Lisesi
Lisans	1994 – 1999	Yıldız Teknik Üniversitesi Mühendislik Fak. Çevre Mühendisliği Bölümü
Yüksek Lisans	1999 – 2003	Yıldız Teknik Üniversitesi Sosyal Bilimler Enstitüsü İktisat Anabilim Dalı, İktisat Programı

