

Ekosistem Hizmetlerinin Parasal Değerini Belirleme Yöntem ve Tartışmalarına İlişkin Bir İnceleme

Ferda UZUNYAYLA¹

01 Mart 2017’de alındı; 15 Eylül 2017’de kabul edildi.
22 Şubat 2018’den beri erişime açıktır.

Received 01 March 2017; accepted 15 September 2017.
Available online since 22 February 2018.

Araştırma Makalesi/Original Article

Özet

1980’lerde doğanın fonksiyonlarına işaret etmek amacıyla “ekosistem hizmeti” kavramı kullanılmaya başlamıştır. Ekosistem hizmetleri doğanın soyut hizmetleridir ve bunların katlığını yansıtan bir fiyatı yoktur. Ancak 1990’larda ekosistem hizmetleri parasal değerlendirme, el koyma, mübadele gibi iktisadi süreçlere dâhil edilmeye başlamıştır. Ekosistem hizmetlerinin iktisadi analizin kapsamına yoğun biçimde dâhil edilmesiyle fiyatlarının nasıl belirleneceğine ilişkin tartışmalar ortaya çıkmıştır. İktisadın yeni yaklaşımları olarak çevre iktisadı ve ekolojik iktisat bu tartışmaları yürütmüş ve çeşitli değerlendirme yöntemleri geliştirmiştir. Çalışmada geliştirilen bu yöntemler ile ekosistem hizmetlerinin parasal değerinin belirlenmesine ve bunun neden yapılması gerektiğine ilişkin tartışmalar incelenecektir.

Anahtar Kelimeler: Ekosistem Hizmetleri, Parasal Değerleme Yöntemleri, Talep Eğrisi Yaklaşımları, Koşullu Değerleme Yöntemi, Seyahat Maliyeti Yöntemi.

JEL Kodları: Q57.

© 2017 EYD tarafından yayımlanmıştır

¹ Abant İzzet Baysal Üniversitesi, Gölköy Kampüsü, İİBF, İktisat Bölümü BOLU
E-mail: ferdauzunyayla@gmail.com

Abstract

An Examination of the Methods and Discussions on Estimation of Monetary Value of Ecosystem Services.

In 1980s the concept of “ecosystem services” has been used to indicate the nature’s functions. Ecosystem services are intangible and they do not have a price which reflects their scarcity. However, in 1990s ecosystem services have been included in economic processes of monetary valuation, exchange and appropriation. Thus discussions have been started about how ecosystem services’ monetary value would be determined with intense incorporation of ecosystem services to the economic analysis since 1990s. Environmental economics and ecological economics which are the new approaches of economics have conducted these discussions and developed a variety of valuation methods. In this study, these valuation methods and the discussions regarding estimation of monetary values of the ecosystem services, reasons for the estimation studies have examined.

Keywords: Ecosystem Services, Monetary Valuation Methods, Demand Curve Approaches, Contingent Valuation Method, Travel Cost Method.

JEL Codes: Q17.

© 2017 Published by EYD



Bu makalenin adını ve doi numarasını içeren aşağıdaki metni kolayca kopyalamak için soldaki QR kodunu taratınız. Scan the QR code to the left to quickly copy the following text containing the title and doi number of this article.

An Examination of the Methods and Discussions on Estimation of Monetary Value of Ecosystem Services
<http://dx.doi.org/10.5455/ev.38101>

1. Giriş

Doğa sermayesi kavramıyla birlikte iktisadın doğayı yalnızca doğal kaynaklar (hammadde, toprak) olarak değil sunduğu soyut hizmetler (iklimlerin düzenlenmesini sağlamak, atıkları emmek, estetik ve ruhsal fayda sağlamak vb.) itibariyle de analiz kapsamına dâhil etmesi beraberinde ekosistem hizmetlerinin parasal değerinin nasıl belirleneceğine ilişkin tartışmalara yol açmıştır. Bu tartışmalarla birlikte çeşitli yöntemler geliştirilerek çevre iktisatçıları ve ekolojik iktisatçılar tarafından ekosistem hizmetlerinin parasal değerini hesaplama çabasına girilmiştir.

Ancak birçok ekosistem hizmetinin ne piyasası ne de kıtlığını yansıtacak bir fiyatı bulunmaktadır. Bu eksikliği gidermek amacıyla ekolojik hizmetlerin parasal değerinin belirlenmesine yönelik çalışmalara hız verilmiş ve fiyatlandırma çalışmaları ekolojik analizlere egemen olmaya başlamıştır. Doğaya ilişkin çalışmalarda fiyat analizlerinin egemenliği El Serafy tarafından şu şekilde vurgulanmıştır: “Elmas- su paradoksu 19.yy’ın sonlarına doğru, marjinalizmin ortaya çıkışı, toplam ve marjinal değerlerin birbirinden ayrılmasıyla çözümlenmiştir. Marjinal analizlerin ortaya çıkışıyla değer teorisine ayrılan çaba azalmış ve mikro iktisadi öğretilerde fiyat analizleri egemen olmuştur. Paul Samuelson, Oscar Wilde’ın sözlerini tersine çevirerek, *herşeyin değerinin bilinmekte fakat fiyatının bilinmemekte* olduğunu söylemiştir. İşte doğa çalışmaları bu yönde gitmekte ve Samuelson’u takdir etmektedir” (El Serafy, 1998: 27). Böylece iktisat biliminde bedava mal, serbest mal olarak nitelendirilen doğa, özellikle son kırk yılda parasal değer tartışmaları içine artık yalnızca hammadde olarak değil ekosistem hizmetlerini de kapsayacak biçimde iktisadi analize sokulmuştur.

Ekosistem hizmetlerinin modern tarihi 1970’lere dayanmaktadır. Kamunun ilgisini biyoçeşitliliğin korunmasına çekmek için faydalı ekosistem fonksiyonları hizmet olarak ifade edilmiştir. 1990’larda ekosistem hizmetleri ana akım bir çerçevede incelenmeye başlanmış ve ekonomik değerlerinin belirlenmesine yönelik yöntemler geliştirilmiştir. Son otuz yıldır hızla artan bir oranda ekosistem hizmeti olarak tanımlanmakta, parasal değeri belirlenmekte ve piyasaya sokulmaktadır. Ekosistem hizmeti kavramının ortaya çıkışında başlangıçta biyoçeşitliliğin korunmasına yönelik bir dikkat çekme amacı varken zamanla bu odak ekosistem hizmetlerinin fiyatlandırılarak piyasalarda dolaşıma sokulmasına doğru kaymıştır (Baggethun, Groot, Lomas & Montes, 2010: 1209).

“Ekosistem hizmeti” kavramının tanımına yönelik ciddi bir tartışma vardır. Kavram, 1981’de doğanın fonksiyonlarının toplumsal değerini yansıtmak amacıyla öne sürülmüş, bir ekolojik sistemdeki ekosistem süreçlerine referansla kullanılmış, dolayısıyla başlangıçta ağırlıklı olarak pedagojik bir mantıkla kullanılarak kavramla biyoçeşitliliğin ekosistem fonksiyonlarını nasıl etkilediği ve bu ekosistem

fonksiyonlarının insan refahını nasıl desteklediğini göstermek hedeflenmiştir (Baggethun, Groot, Lomas & Montes, 2010: 1213). Bu açıdan bazı iktisatçılara göre, ekosistem hizmeti bir dizi dışsallığı kapsayan faydalı, sezgisel bir kavramdır. Bu dışsallıklar, fiyatı olmayan doğal varlıkların insanlara sağladığı faydalardan oluşmaktadır. Ancak bazılarına göre bu kavram doğayı fayda-maliyet analizlerinin katı mantığına sokmaktadır. Bir başka görüşe göre ise ekosistem hizmetleri, gelişen yeni piyasalarda bir metadır (Dempsey & Robertson, 2012: 763-764).

Ekosistem hizmetlerinin tarihine bakıldığında bu üçüncü görüşün özellikle son dönemde bir düşünce olmaktan öte yeni gelişen ekosistem piyasalarında (karbon piyasası, biyoçeşitlilik piyasası vb.) gerçekleşmekte olduğu görülebilir. Nitekim Baggethun vd.'nin (2010: 1214), “ekosistem hizmetlerinin tarihi ekosistem fonksiyonlarının metalaştırılma tarihiyle paraleldir” ifadesi ve incelemeleri bu durumu açıklamaktadır. Araştırmacılar incelemelerinde ekosistem hizmetlerinin tarihini üç aşamaya ayırmaktadır: Birinci aşama, kavramın kökeni ve fikri aşaması (1970-1980’ler); ikinci aşama ana akımlaştırılması (1990’lar); üçüncü aşama piyasalarda ortaya çıkışı (1990-2000’ler) (Baggethun, Groot, Lomas & Montes, 2010: 1213). 1960 ve 90’lar arasındaki ilk aşamada ekolojik fonksiyonlar ekosistem hizmeti olarak faydacı bir çerçevede incelenmiştir. Ekosistem hizmetleri değerlendirme, el koyma, mübadele gibi iktisadi süreçlerden ayrı tutulmuştur. İkinci aşama 1960’larda başlamakla birlikte 1990’larda güçlenmiştir. Bu aşamada parasal değerlendirme teknikleri geliştirilmiştir. Bu değerlendirme çalışmalarında ekosistem hizmetlerinin ekonomik önemi gösterilmiş, bunların kaybından kaynaklanacak maliyetler sunulmuştur. 1970’lerde başlayan ancak 2000’lerde yükselen üçüncü aşamada ekosistem hizmetlerine el koyma ve mübadelesini gerçekleştirmenin kurumsal yapısı düzenlenmiş, ekosistem hizmetleri gerçek piyasalarda yer almıştır. Asırlardır doğaya el koyma varken, fiziksel olmayan (soyut) ekosistem hizmetlerine el koyma 1980’lerin sonunda başlamıştır (Baggethun, Groot, Lomas & Montes, 2010: 1215). Dolayısıyla ekosistem hizmetlerinin parasal değerini belirleme süreci, piyasalarının kurulması ve ekosistem hizmetlerine uygulanan mülkiyet sisteminin değişmesini de beraberinde getirmiştir.

Çalışmanın kapsamı, ekosistem hizmetlerinin parasal değerinin hesaplanabilirliği ve bunun gerekçelerine ilişkin tartışmalar ile hesaplama ile ilişkin geliştirilen yöntemlerin neler olduğunun incelenmesinden oluşmaktadır. Bu doğrultuda çalışmada öncelikle ekosistem hizmetlerinin parasal değerine, bunun neden hesaplanması gerektiğine ilişkin farklı iktisadi yaklaşımların tartışmalarına yer verilecek; ardından çevre literatüründe hangi tür değer hesaplamalarının yer aldığına değinilecek; inceleme ekosistem hizmetlerinin parasal değerini belirlemek için geliştirilen yöntemlerin (koşullu değerlendirme yöntemi, seyahat maliyeti yöntemi, hedonik fiyatlandırma yöntemi) ele alınmasıyla devam edecek ve sonuç bölümünde ekolojik varlıkların parasal değerine ilişkin gösterilen bu çabanın bir değerlendirmesi yapılacaktır.

2. Ekosistem Hizmetlerinin Parasal Değeri Üzerine Tartışmalar

Ekosistem hizmetlerine parasal değer biçme tartışmasının başlıca yürütücüleri iktisadın iki ayrı yaklaşımı olarak gelişen çevre iktisadı ve ekolojik iktisat olmuştur. Bu iki yaklaşım günümüzde giderek ağırlaşan ekolojik sorunlar karşısında, çevre ve ekonomi arasında tarihsel olarak üretim faaliyetinin başladığı andan itibaren ortaya çıkan ilişkiyi, yeni kavramlar ve yöntemler temelinde incelemelerine almış ve çözüm üretme çabasına girişmiştir. Bu çözümler çerçevesinde ekosistem hizmetlerinin parasal değerinin belirlenmesi tartışması gündeme oturmuş, bunun nasıl olacağı ve neden olması gerektiği hem ekolojistler hem de iktisatçılar arasında tartışma ve araştırmalara yol açmıştır. Çalışmanın bu kısmında bu tartışmaların çevre iktisadı ve ekolojik iktisat tarafından nasıl gerçekleştirildiği incelenecektir.

2.1. Çevre İktisadında Parasal Değerleme Tartışması

Kökeni 1950'lere, Washington'da bağımsız araştırma kuruluşu "Resources for the Future"ın ortaya çıkışına uzanan çevre iktisadının tam olarak ortaya çıkışı 1960'larda olmuştur (Pearce, 2002: 57-58). Çevre iktisadı, ekolojik sorunlar konusunda

iktisattan daha kapsamlı bir bakış açısına sahiptir. Ancak iktisat karşısında alternatif bir iktisadi anlayış değildir. Çevre iktisadı, ekonomi ve ekoloji arasında bağlantılar kurmak için ekonomik düşüncenin temel yapısını kullanmaktadır. Farklı bir iktisadi anlayış yerine ekonomik düşüncenin ufku genişletilmeye çalışılmaktadır (Pearce ve Turner, 1990: 30-31). Çevre iktisatçılarının, iktisat karşısında daha kapsamlı bakışa sahip olması, termodinamik yasalarını başlangıç noktası olarak almasından kaynaklanmaktadır. Çevre iktisatçılarına göre doğal sistemler çok fonksiyonlu varlıklardır ve çevre insanlara ekonomik olarak değerli birçok hizmet (doğal kaynak, manzara, atıkları emme kapasitesi, yaşam destek sistemleri vb.) sağlamaktadır (Turner, Pearce ve Bateman, 1994: 17).

Çevre iktisatçıları, yatırım projelerinin çevresel etkilerini değerlendirmek için fayda-maliyet analizi yapılması; fayda-maliyet analizleri parasal hesaplamalar gerektirdiğinden çevresel değişim ve zararların parasal değerini hesaplayacak teknikler (hedonik fiyatlama, seyahat maliyeti ve koşullu değerlendirme yöntemi) geliştirilmesi; çevre politikası araçlarının değerlendirilmesi, karşılaştırmasının yapılması, bu araçların etkinliğine (refah maksimizasyonu veya maliyet minimizasyonu) bakılması gibi konular üzerine çalışmıştır (Van den Bergh, 2007: 524). Çevre iktisatçılarına göre doğal sistemler çok fonksiyonlu varlıklardır ve çevre insanlara ekonomik olarak değerli birçok hizmet (doğal kaynak, manzara, atıkları emme kapasitesi, yaşam destek sistemleri vb.) sağlamaktadır (Turner, Pearce & Bateman, 1994: 17). Dolayısıyla çevresel hizmetlere parasal değer biçilmesi başlıca konularından biri olmuştur. Bu konuya önem vermelerinin nedeni ekonomik çalışmalarda bu hizmetlerin birçoğunun bedava ele alınmasını sorun olarak görmeleridir. Çevrenin sunduğu hizmetler piyasada bir değeri olan mal ve hizmetler gibi alınıp satılamamaktadır. Fiyatları yoktur. Fiyatı olmayan bir şeyin ise fiyatı olduğu duruma göre daha çok talep edileceği ve bunun sonucunda doğal çevrenin aşırı kullanılacağı öne sürülmektedir (Hayward, 1995: 99). Ekosistem hizmetlerinin parasal değerinin belirlenmesini, Hardin'in "ortak kullanılan varlıklar trajedisi"nde öne sürdüğü mantıktan hareketle savunmuş, ekonomik değer kavramını ekolojik değerlerle bağlantılı hale getirmeye çalışmışlardır. Nitekim

ekosistem hizmetlerine parasal değer biçilmesine ilişkin tartışmalarda meşrulaştırıcı söylem, ekosistem hizmetleri ve doğal kaynakların karşı karşıya olduğu kıtlık, kirlenme ve yok olma tehditlerinin, doğa sermayesine parasal değer biçilmesiyle aşılabacağına olan inanç çerçevesinde kurulmuştur.

Ekosistem hizmetlerine parasal değer biçilirken bunun neden yapılması gerektiğine ilişkin farklı gerekçeler sunulmuştur. Çevre iktisatçılarına göre, çevresel düzenleme yapabilmek amacıyla çevreye değer biçmek gerekmektedir. Çevre iktisatçıları Pearce ve Turner bu gerekçeyi şöyle açıklamaktadır: Optimum bir kirlenme düzeyi belirlemek ve bu düzeyi aşmamak için çevresel düzenleme yapılmaktadır. Bu durumda öncelikle optimum kirlenme düzeyi bulunmalı ve bu düzeyin aşılmaması için uygun araç saptanmalıdır. “Vergiler” ve “satılabilir ruhsatlar (marketable permits)” bu amaca yönelik araçlardır. Belirlenen kirlenme düzeyinin aşılmamasını engelleyecek biçimde standartlar oluşturulmalı, vergiler ayarlanmalıdır. Tüm bunların yapılabilmesi için kirlenmenin özel fayda fonksiyonu (MNPB, marginal net private benefit) bilinmelidir. Ancak önemli nokta şudur ki; MNPB eğrisi para birimiyle ölçülmektedir. Başka bir birimin kullanılması durumunda optimum belirlenemeyecektir (Pearce & Turner, 1990: 120). Çevre iktisatçıları kirliliğin optimal bir düzeye çekilmesi için fayda-maliyet analizi ve değer hesaplamasına başvurmuştur. Bu çerçevede kullandıkları anket ve hedonik fiyatlama gibi yöntemlerle temiz bir çevrenin değerini insanların ödemeye hazır olduğu miktar dolayısıyla insanlara sağladığı fayda üzerinden hesaplamaya çalışarak ekolojik döngülerin ve biyoçeşitliliğin içkin değerini göz ardı etmişlerdir. Doğayı kullanılacak bir kaynak ve atık deposu olarak görmüşlerdir (Aşıcı, 2012: 40). Çevresel düzenlemelerde optimum kirlenme düzeyinin belirlenebilmesi, çevresel hesaplamaların parasal birimle yapılmasını gerektirdiğinden hesaplamalarda, fayda ve maliyetleri karşılaştırmak açısından ortak ölçüt olarak parayı almışlardır. Çevre iktisadı, ekolojik sorunların ekonomik faaliyetlerden kaynaklı nedenlerini bulup, bunlara çözüm üretmek yerine çevreyi ekonomik yapının içine sokarak, ekonomik yöntemler yoluyla çevre korumasının nasıl sağlanacağına odaklanmıştır.

2.2. Ekolojik İktisatta Parasal Değerleme Tartışması:

Parasal değer biçme tartışmalarının diğer yürütücü tarafı ekolojik iktisatçılardır. Ekolojik iktisat, çevre iktisadının neoklasik iktisadın araçlarıyla çevre sorunlarına çözüm bulma çabası karşısında, neoklasik modelin dışına çıkmaya çalışan, ekonomi-ekosistem arasındaki karşılıklı ilişkiyi, termodinamik yasalarını² dikkate alan yeni bir yaklaşımdır (Sahu & Nayak, 1994: 9). Herman Daly'nin 1977'de, ekonominin sınırlı bir ekosistemin açık bir alt sistemi olduğuna dair düşüncesi ve bu konuda yürüttüğü tartışmalar ekolojik iktisadın kendinden önce kurulmuş çevre iktisadından ayrılmasına yol açmıştır (Anderson & Gonigle, 2012: 37). 1980'lerin sonunda modern ekolojik iktisat kurulmuştur. 1988 yılında ise ekolojik iktisatçıların önemli bir örgütü olan "Uluslararası Ekolojik İktisat Topluluğu (ISEE)" kurulmuş ve topluluğun ilk başkanı Robert Costanza olmuştur (Stern, 2012). Ekolojik iktisat, iktisadın ekolojiye olan bağımlılığı ve yarattığı ekolojik etkiler konusunda iktisadi alanın; ekonomik güçler, teşvikler ve kısıtlar konusunda da ekolojik alanın farkındalığını artırmaya uğraşan (Costanza, 1989) disiplinler arası bir çalışma alanı olarak doğmuştur.

Ekolojik iktisatçıların parasal değer biçme tartışmaları birbiriyle uyum taşımayan iki boyut içermektedir. Bir yandan dünya ekonomilerinin ekolojik sistemler

² Termodinamik yasaları madde ve enerji alışverişini inceleyen fizik kanunudur. Termodinamiğin birinci kanununa göre enerji yaratılamaz ve yok edilemez, yalnızca başka bir biçime dönüşebilir. Üretim sürecinde madde ve enerji bir durumdan başka bir duruma dönüşmekte, ekonomik faaliyet kaynakları atıklara dönüştürmektedir. Ekonomik sürece giren her birim kaynağa eşit miktarda atık ortaya çıkmaktadır (Jacobs, 1991, s.11). Ekonomi, ana akım iktisat anlayışında hane halkı ve firmalar arasında mal, hizmet ve para akışına dayalı olarak resmedilen bir çevrim ve kapalı bir sistem olarak ele alınırken; termodinamik modelde ekonomi çevrenin bir parçası olmaktadır ve çevrimsel akış şöyle gerçekleşmektedir: Çevreden ekonomiye enerji ve doğal kaynak akışı olur. Bunlar üretim ve tüketim sürecinde kullanılır ve tekrar çevreye atık olarak gönderilir (Jacobs, 1991: 14). İktisadi modelde, çevre ekonomik sistemin alt bir unsuru konumundayken, termodinamik modelde ekonomi çevrenin alt bir unsuru haline gelmektedir. İktisadi modeldeki gibi ekolojik sistemleri ekonomik sistemin bir alt sistemi olarak inceleyen yaklaşımlarda, ekolojik sistemler doğal kaynak olarak ele alınmakta ve bunların aşırı kullanımı ya da kütlaşması önemli bir problem olarak görülmemektedir. Çünkü tükenen doğal kaynakların daima diğer kaynaklarla ikame edilebileceği düşünülmektedir. Termodinamik modelde ekolojik sistemlerin doğal kaynaklara indirgenemeyeceği belirtilmekte ve ekonominin ekolojik sistemleri kapsadığına dair görüş gerçekçi bulunmamaktadır. İnsanlar yalnızca üretici ve tüketici olarak değil, ekolojik besin zincirlerinde pozisyonları olan biyolojik varlıklar olarak ele alınmaktadır. Bu insanların ekolojik olarak diğer birçok türe bağımlı olduğu anlamına gelmektedir (Fenech, Foster, Hamilton & Hansell, 2003: 5). Bu tip yaklaşımlarda, insanların besin zinciri ve atıklar açısından ekolojik sisteme bağımlı olduğu kabul edildiğinden ekolojik sistemler yalnızca doğal kaynaklara indirgenmemektedir.

olmaksızın durma noktasına gideceğini, bunun anlamının ise *ekosistem hizmetlerinin toplam değerinin ekonomiye katkısının sonsuz olduğunu* kabul etmeleri (Costanza, Arge, Groot, Farber vd., 1997: 253), diğer yandan sundukları farklı gerekçelerle iktisatçılarla ortak çalışarak doğaya parasal değer biçme yöntemleri geliştirmeye devam etmeleridir. Ekolojik iktisatçılar, dünyadaki ekosistem hizmetlerinin değerine ilişkin yaptıkları çalışmada şuna dikkat çekmiştir: “Doğa sermayesi insan refahı için temeldir. Sıfır düzeyde doğa sermayesi insanın refah düzeyinin de sıfır olması anlamına gelmektedir. Sabit ve beşeri sermayenin oluşumunda doğa sermayesine ihtiyaç duyulur. Bu nedenle doğa sermayesinin insan refahına olan katkısının toplam değerini ya da doğa sermayesinin belli biçimlerinin değerini sormak anlamlı değildir. Atmosferin insanlara olan yararının değeri ya da destek sistemleri olarak kayaların ve toprağın değeri nedir diye sormak saçmadır. Değerleri toplamda sonsuzdur” (Costanza, Arge, Groot, Farber vd., 1997: 255). Benzer bir açıklamayla, bir kaynağın çok temel ve ikamesinin olmaması durumunda (*kritik doğa sermayesi* olarak adlandırılır), bunun marjinal değerinin sonsuz olduğu vurgulanmıştır. Stoklar tehlikeli bir eşikteyse kaynakların marjinal değerinin yüksek olacağına ve arz edilen miktarındaki küçük değişimlerle, fiyatında anormal dalgalanmalar meydana geleceğine dikkat çekilmiştir (Farley & Gaddis, 2007: 23). Ekolojik iktisatçılar, toplam değer hesaplamasının doğa sermayesi ölçümlerinde ciddi problemler yaratacağını ve doğa sermayesinin toplam ve marjinal değerinin sonsuz olduğunu kabul etmektedir.

Bununla birlikte ekolojik iktisatçılar, doğa sermayesinin kalite ve miktarındaki değişimlerin insan refahının sürdürülmesinin fayda ve maliyetlerini değiştirdiğine dikkat çekmiştir. Toplumsal olarak ekosistem hizmetlerinin kalite ve miktarını etkileyen tercihlerde bulunduğumuzu ve ekolojik sistemlere dair yaptığımız tercih ve kararların değerlendirme konusundan ayrı tutulamayacağını belirtmişlerdir. Bu noktadan hareketle şu çıkarımı yapmışlardır: Ekosistem hizmetlerinin kalite ve miktarındaki değişimler, insan faaliyetleriyle ilişkili faydaları değiştirmektedir. Dolayısıyla ekosistem hizmetleri bir *değere sahiptir*. Fayda ve maliyetlerdeki değişimler kurulu piyasalar yoluyla ya da piyasa dışı faaliyetler yoluyla insan refahı üzerinde etkide

bulunmaktadır. Örneğin, ormanlardan kereste sağlanması kurulu piyasalar yoluyla olmaktadır. Ancak ormanların yaşam alanı, bir dinlenme alanı olarak değeri piyasalaşmamıştır. Ekosistem hizmetlerinin insan refahına olan etki zinciri son derece basitten, fazlasıyla karmaşık olana doğrudur. Ormanlar kereste sağlar, aynı zamanda toprakları tutar, nem sağlar, mikro iklimler yaratır. Tüm bunların insan refahına katkısı karmaşık ve piyasa dışı yollarla olmaktadır (Costanza, Arge, Groot, Farber vd., 1997: 255). Sonuçta ekosistem hizmetlerinin hem piyasa hem de piyasa dışı yollarla insan refahı üzerinde etki sağlaması, insani faaliyetlerle ilişkili maliyetleri değiştirmesi dolayısıyla parasal değere sahip olduğu çıkarımı yapılmıştır.

Ekolojik iktisadın kurucu isimlerinden Costanza'ya göre, *toplum olarak ekosistemler hakkında verilen her karar değer biçmek anlamına gelmektedir*. Değer biçmek karar alma sorunlarında çeşitli durumlara oransal olarak değer vermektir (Costanza, 2003: 23). İnsanların yaptığı tercihlerle, aslında değer biçtiğini öne sürmüştür. “İnsanlar ekosistem hizmetleriyle ilgili tercih yapmak zorundadır. Bu durum “değer biçmeyi” hem ima etmekte hem de gerektirmektedir. Çünkü farklı alternatifler arasında tercih yapılması, yapılan bu tercihin diğerlerinden daha değerli olduğu anlamını taşımaktadır” (Costanza, 2003: 19). Costanza'nın bu ifadesi, çevre iktisadının önde gelen isimlerinden Pearce ve Turner'ın “parasal değerlendirme kişisel tercihlerle ilişkilidir” ifadesiyle paralel bir niteliktedir (Pearce & Turner, 1990: 121). Costanza ve farklı alanlardan on iki ismin dünya ekosistem hizmetlerinin değerini hesaplamaya çalıştığı makalade³ de doğaya değer biçme çabalarının anlamsız görülmesine karşı çıkmıştır: “Bazılarına göre ekosistemlere değer biçilmesi hem imkânsız hem de akıldışıdır. İnsan yaşamı, çevre estetiği ya da uzun dönem ekolojik yararlar gibi somut olmayan şeylerin üzerine bir değer konamaz. Ancak bu günlük yaşamda her gün yapılmaktadır. Anayollar, köprüler vb. şeylere inşaat standartları koymakta ve böylece

³ Bu makalede 16 canlı topluluğu için 17 ekosistem hizmetinin ekonomik değeri hesaplanmıştır. Her yıl tüm biyosferinin değeri (bunların birçoğu piyasa dışındadır) 16-54 trilyon (10¹²) US doları aralığında, her yıl ortalama olarak 33 US trilyon doları olarak hesaplanmıştır. Doğadaki belirsizlikler nedeniyle, bu hesaplamanın minimum bir ölçüm olarak alınması gerektiğine dikkat çekilmiştir. Küresel GSMH'nin her yıl yaklaşık 18 trilyon dolar olduğu belirtilmiştir (Costanza, Arge, Groot, Farber vd., 1997: 253).

insan yaşamına değer biçilmektedir. Çünkü inşa üzerine daha çok para harcamak yaşamları koruyacaktır” (Costanza, Arge, Groot, Farber vd., 1997: 255). Buradaki mantık yürütmesine göre doğayı korumaya, çevre standartlarını yükseltmeye yönelik yapılan her harcama, bunlara dair tercih ve kararlar bir anlamda doğaya değer biçmektir.

Ekolojik varlıkların değer hesaplaması konusunda uzlaşmakla birlikte neoklasik iktisat, çevre iktisadı ve ekolojik iktisadın hesaplamalarda temel aldığı kriterlerde farklılıklar vardır. Neoklasik iktisatta marjinal değişimlere bağlı olarak analiz yapılmaktadır. Marjinal analizlerde değişim aşamalı ve süreklidir. Ekolojik iktisatçılar ise kesintili değişimleri ve toplam etkiyi dikkate almaktadır. Örneğin, bir türü ekosisteme eklemek ya da çıkarmak hem diğer türleri hem de sistemin genel bütünlüğünü tahmin edilemeyecek biçimde etkileyecektir. Ekolojik iktisatçılara göre yalnızca marjinal değişimler değil evrimsel bir süreçte tesadüfi, marjinal olmayan (aynı koşullarda hiçbir değişikliğin olmaması ya da ihmal edilebilir boyutta olması) şoklar da ekonomik ve biyolojik sistemi etkileyebilir (Godwy & Erickson, 2005: 214-215). Çevre iktisadına göre ise bir ekolojik varlık ekonomik işlemi yalnızca “görelî kıtlık” durumundaysa ve bireylere fayda yaratıyorsa hak etmektedir. Buna karşıt olarak ekolojik iktisat kaynağın ekonomik açıdan kıt olup olmadığına bakmaksızın hemen hemen tüm ekolojik varlıklara analizinde eşit derecede yer vermektedir. Ayrıca ekolojik iktisat bireysel faydadan bağımsız olarak ekolojik varlıkların kendi değeri gereği korunmasını savunmaktadır. Bu açıdan ekolojik iktisadın tercihe dayalı araçsal değer yerine içkin değere önem verdiği söylenebilir. Oysa çevre iktisadı yalnızca bireysel tercihlere dayalı ekonomik değerlendirme yöntemini kullanmaktadır (Venkatachalam, 2007: 552-553).

Neoklasik iktisat, çevre iktisadı ve ekolojik iktisadın ekolojik varlıklara değer biçmesi arasındaki farkı gösteren bir örnek şöyledir (Prugh, Costanza, Cumberland, Daly, Goodland & Norgaard, 1999: 95-96):

Örnekte ABD’de bulunan Chesapeake Körfezi’ndeki istiridyelerin parasal değeri ölçülmüştür. Neoklasik iktisadi yaklaşımda istiridyelerin değeri, tüketicilerin

istiridyeleri satın almak için yaptığı ödemeler üzerinden hesaplanmıştır. Bu tip bir hesaplamada 1992 yılında toplanan istiridyelerin değeri 2.5 milyon dolar olarak hesaplanmıştır.

Neoklasik iktisadın bir uzantısı olan çevre iktisadı, neoklasik iktisadın değer hesaplamasını piyasa değeri olmayan unsurları da dâhil ederek genişletmiştir. Örneğin, istiridyelerin dinlenme amacıyla toplanması ya da istiridye toplama ve yemese bile onların körfezde olmasını bilmekte olanların duyduğu memnuniyet, istiridyelerin bir sonraki nesile bırakılmasıyla insanlara sağlayacağı değerler dâhil edilmiştir. Bu tip bir hesaplama, piyasa dışında kalan ekolojik hizmetlerin değer hesaplamasını gerektirdiğinden neoklasik analizdeki hesaplama göre daha zordur.

Ekolojik iktisat ise, olaya daha geniş ölçüde yaklaşarak istiridyeleri geniş ve dinamik bir ekosistemin parçası olarak ele alarak ekosistemdeki rolünü incelemiştir. İstiridyelerin ekosistemde aldığı roller şöyledir: Körfezdeki suyu filtre etmek, aşırı besin maddesini (nutrient) ortadan kaldırmak, su kalitesini yükseltmek ve biyolojik çeşitliliği korumak. Ekolojik iktisat değer hesaplaması yaparken istiridyelerin sağladığı tüm bu hizmetleri incelemektedir. Örneğin, körfezdeki besin maddesinin artışı yosunların oluşmasına ve bölgesel balık ölümüne yol açar. Hükümet aşırı miktardaki besin maddesini temizlemek için milyar dolarlık programlar yapmanın, körfezdeki besin maddesi akışının kontrolü için bölgedeki tarımsal, ticari faaliyetlerin, konutlaşmanın kısıtlanmasının maliyetine katlanmak zorunda kalabilir. Ayrıca su altı bitkilerinin körfeze nüfuz etmesiyle balık ve balıkçılıkta azalma ve gelir kaybı meydana gelebilir. İşte ekolojik iktisat değer hesaplamasına tüm bu unsurları dahil etmektedir. Ekolojik iktisat istiridyelerin ekonomik değer hesaplamasını yaparken, dinlenme faaliyeti ve gelir kaynağı olarak balıkçılık açısından sağladığı gelip geçici fayda yerine, asıl olarak körfezdeki doğal rollerini incelemeye almaktadır.

Ekolojik iktisatçıların parasal değerlendirme çalışmaları yapmakla birlikte ekosistem hizmetlerini ekonomik hesaplamalara dâhil etme konusunda tutarlı bir literatüre sahip değildir. Bir kısmı yeşil milli muhasebe sistemi hesaplamasını benimserken bir kısmı

karşı çıkmaktadır. Benzer şekilde iskonto etmeye⁴ karşı tutumları da belirsizdir. Birçoğu yüksek iskonto oranının gelecek nesillerin aleyhine ve dolayısıyla sürdürülebilirliğe karşı bir durum yaratacağı endişesini taşımaktadır. Ancak iskonto oranının hangi düzeye kadar düşürülmesi gerektiğine dair net bir düşünce sunmamakta ve bu konuda eleştirilmektedirler. Örneğin iskonto oranı sıfır olarak belirlendiği takdirde gelecek nesiller yararına şimdiki refah düzeyinin çok düşük bir düzeye çekileceği ve nesiller arası refah dağılımında ciddi sonuçların oluşabileceği belirtilmektedir (Pearce, 2002: 76-77).

Ekolojik iktisatçıların, dergilerinde yayımlanan makalelerden hareketle, parasal değer biçme konusunda tutarlı bir duruş sergileyememelerinin incelendiği ayrıntılı bir çalışma yapılmıştır. Çalışmada, beş yıl içinde iklim değişikliği üzerine yayımlanan 147 makale incelenmiştir. Bunların 50'sinde iklim değişikliğinin teknik ve sosyal sonuçlarının analizi yapıldığından, incelemenin kapsamına geriye kalan 97 makale alınmıştır. Makalelerin 86'sında neoklasik iktisadın araçlarıyla, 11'inde eleştirel bir bakışla analiz yapılmıştır. Ana akım analizlerde iklim değişikliği sorunu fayda-maliyet

⁴ Fayda-maliyet analizlerinde fayda ve maliyetlerin hangi zaman diliminde gerçekleştiğinin bilinmesi gerekmektedir. Bireyler gelecekteki bir fayda ve maliyete bugünkünden daha az ağırlık verebilir. Bu nedenle farklı zamanlarda oluşan fayda ve maliyetler karşılaştırılmalıdır. Karşılaştırmanın yapılabilmesi ve fayda-maliyet analizlerinde net bugünkü değerin hesaplanabilmesi için iskonto (discounting) yapılmaktadır. Ancak iskonto yapılırken, iskonto oranının pozitif mi yoksa negatif mi olması gerektiği ekolojistler ve ekonomistler arasında tartışma yaratmıştır. Pozitif bir iskonto oranı uygulanması durumunda gelecekteki kayıp ve kazançların önemi azaltılmakta, bir birim fayda ya da maliyetin geleceğe kıyasla şimdi daha önemli olduğu varsayılmaktadır. Pozitif bir iskonto oranının iki nedenden kaynaklandığı belirtilmektedir: İlki, insanların faydaları geleceğe oranla şimdi tercih etmeleridir. Bu “zaman tercihi” olarak adlandırılmaktadır. İkincisi, sermayenin verimliliğidir. Bazı kaynakları tüketmek yerine yatırım yapılırsa, bu kaynakların gelecekte daha yüksek bir tüketim sağlayacağı belirtilmektedir (Pearce & Turner, 1990: 213). Çoğunlukla ana akım iktisatçılar pozitif bir iskonto oranını savunmaktadır. Çünkü teknolojinin belli bir kaynağın ikamesini geliştirebileceğini ve böylece o kaynağın gelecekte daha az değerli olabileceğini öne sürmektedirler. Bu düşünceler karşısında gelecekte kaynak kıtlığından dolayı kaynakların faydalarının daha yüksek olacağını düşünenler ise düşük ya da negatif bir iskonto oranı kullanılmasını savunmuştur. Teknoloji nedeniyle pozitif iskonto oranını savunanlara karşı öne sürdükleri argüman, tam da teknoloji nedeniyle kaynakların kullanım alanlarının genişlediği ve kıtlıklarının giderek arttığıdır. Bu nedenle zamanla kaynakların değerinin azalmasının aksine değerinin artmakta olduğunu ileri sürmüşlerdir (Rees, Farley, Vesely & Groot, 2007: 232). Zaman tercihi argümanını ise toplumsal açıdan eleştirmiş, pozitif bir iskonto oranı uygulanarak, toplumun gelecek nesillerden ziyade bugün yaşayanlar için faydayı tercih etmesinin sorunlu olduğunu belirtmişlerdir. Bireyler ölümlü olduğundan bugünü tercih etmektedir. Dolayısıyla bireysel kararlar toplumsal kararlardan farklılaşmaktadır (Lutzh & Munasinge, 1994, s. 40). Toplum bireylerden daha uzun bir yaşam süresine sahip olduğundan sosyal iskonto oranlarının özel iskonto oranlarından daha düşük olması gerektiğini savunmuşlardır ((Rees, Farley, Vesely & Groot, 2007; Lutzh & Munasinge, 1994).

analiziyle incelenirken, dikkat çekici biçimde, fayda-maliyet analizinin kullanılması dergideki makalelerde en ortak özellik olarak ortaya çıkmıştır. Makalelerde fayda-maliyet analizi yanında, emisyon ticareti sistemi, karbon vergileri, transfer ödemeleri, karbon dengeleme (carbon offsets) konuları da çalışılmıştır. Bunlar iklim değişikliği sorununda piyasa fiyatlamasının nasıl olacağına dair konulardır ve karbon fiyatlaması egemen ekonomik yaklaşımla tutarlıdır (Anderson & Gonigle, 2012: 39). Ekolojik iktisatçılar parasal değerlendirme çalışmaları yapmakla birlikte az sayıda olsa da bu konuda eleştirel çalışmalar da yapmıştır. Ekolojik İktisat Dergisi'nde çok sayıda ana akım parasal değerlendirme makalesi yayımlanması, çevre ve doğal kaynaklar iktisadı ile ekolojik iktisat arasında yakınsama olduğu şeklinde yorumlanmıştır (Stern, 2012). Nitekim ekolojik iktisadın önde gelen isimlerinden Costanza ve Daly'nin parasal değerlendirme konusundaki açıklamaları da bu yorumu desteklemektedir: Ekolojik iktisatçılar arasında parasal değerlerin belirlenmesinde kullanılacak yöntemin hangisi olması gerektiği konusunda bir uzlaşma yoktur. Ancak uzlaştıkları husus, daha iyi bir parasal değerlendirme yöntemi bulunmasının, ekolojik iktisadın önemli bir hedefi olmasıdır (Costanza, Daly & Bartholomew, 1991: 10).

Ekolojik iktisatçılar ekosistem hizmetlerinin parasal değerinin neden belirlenmesi gerektiğine ilişkin farklı açıklamalar yapmıştır. Ekolojik iktisatçılara göre doğa sermayesi hesaplamalarının önemli nedenlerinden biri ekonominin gidişatı hakkında doğru ölçümler yapmaktır. Ekolojik iktisatçılara göre ekonomik sistemdeki mal ve hizmetlerin önemli bir kısmı doğa sermayesi kullanılarak üretilmektedir. Eğer ulusal gelir ve refah ölçümlerinde, doğa sermayesinin kirlenme, tükenme hesapları dikkate alınmazsa, bu tür ölçümlerin gerçek değerine ulaşamayacaktır. Bununla ilişkili ABD'nin 1950-1986 yılları arasında GSMH ölçümüne dair bir örnek verilmektedir. Bu yıllar arasında ABD'nin GSMH'si yükseliş göstermesine rağmen, Daly ve Cobb'un geliştirdikleri ve içerisinde doğa sermayesinin tükenme, kirlenme etkileri ve gelir dağılımı etkilerini gösteren "Sürdürülebilir Ekonomik Refah Endeksi (ISEW)"yle bakıldığında, ekonomik büyüme oranının değişmediğinin tespit edildiğini belirtmişlerdir (Costanza & Daly, 1992: 40). Bu nedenle milli muhasebe sistemini

eksiklikler içermekle eleştirmiştirler. Fabrikalar ya da makineler aşındığında ya da bir kazada zarar gördüğünde, bunun sermaye tüketimi olarak tasnif edildiğini ve kaybın değerinin GSMH'den çıkarıldığını ancak doğa sermayesindeki örneğin toprak, hava ve sudaki bozulmanın GSMH'de gösterilmediğine dikkat çekmişlerdir. Ayrıca hesaplamalar, ne ekosistemlerin sağladığı atıkları hapsetme hizmetinin değerini ne de estetik güzellik, biyoçeşitliliğin sağladığı faydalar gibi piyasa değeri olmayan hizmetlerin değerini yansıtmamakla eleştirilmiştir. Bu eksiklikleri gidermek amacıyla iktisadî varlık kavramının tanımının genişletilmesini, ulusal varlıklara (national asset) hesaplanamayan doğal kaynakların da dâhil edilmesi gerektiğini, doğal kaynakların tüketim ve uğradığı zararların ve sağladığı estetik güzellik ve dinlenme değerinin ulusal gelire dâhil edilerek ulusal gelirin yeniden tanımlanması gerektiğini öne sürmüşlerdir. Ancak tüm bunların yapılabilmesi için doğa sermayesinin hesaplanması gerektiğini ve hesaplama için ise doğa sermayesinin fiyatlandırılması gerektiğini açıklamalarına eklemiştirler (Prugh, Costanza, Cumberland, Daly, Goodland & Norgaard, 1999: 85-88). Ekolojik iktisatçılara göre sürdürülebilirliği sağlamanın yolu ekosistem mal ve hizmetlerini ekonomik hesaplamalara dâhil etmekten geçmektedir (Costanza, Daly & Bartholomew, 1991: 9; Folke, Hammer, Costanza & Jansson, 1994: 13). Ancak ekolojik iktisatçıların bu konuda tutarlı bir literatür sundukları tartışmalıdır. Bir kısmı yeşil milli muhasebe sistemi hesaplamasını benimserken bir kısmı karşı çıkmaktadır. (Pearce, 2002: 76-77).

Ruggeri de çevresel hesaplama yapmanın temel amacının ulusal ölçekte çevresel refah ölçütleri geliştirmek olduğunu söylemiştir. Çevresel hesaplama çalışmalarında, milli muhasebe sistemi kullanılarak, ekolojik ve ekonomik ölçümler arasında bir köprü kurulmaya ve bir refah göstergesi olarak kullanılabilecek yeşil GSYİH (green GDP) ölçümü geliştirilmeye çalışıldığını belirtmiştir (Ruggeri, 2009: 1724). Ancak Ruggeri, bu çalışmalarda ekosistem hizmetlerinin toplumun kullandığı, tükettiği, eğlendiği, insanlara refah sağlayan doğanın unsurları olarak görüldüğüne, kısacası yalnızca bir tüketim unsuru olarak ele alındığına dikkat çekmiştir.

Harvey, doğaya parasal değer biçmenin neden gerekli olduğuna dair argümanları üç başlık altında toplamıştır: 1) Günlük pratiklerle doğaya değer biçme faaliyetine (farkında olarak ya da olmayarak) çekilmek 2) Farklı ekolojik projelerin karşılaştırılabilmesi için ortak bir ölçüte ihtiyaç olması ve bu ölçütü paranın sağlaması 3) Paranın toplumda sosyal gücün temelini oluşturması ve para diliyle konuşmanın çevresel konulara dikkat çekmeyi kolaylaştırması. Örneğin, ekolojik modernleşme (ecological modernisation) söylemi, ekolojik sorunların kârlı girişimler olarak yansıtılmasına çalışmaktadır. Çevre iktisadı, doğaya uyguladığı parasal değer biçme yöntemleri ile ekolojik konuların gündeme getirilmesini sağlamaktadır (Harvey, 1991). Bu argümanlar çevre ve ekonomi arasında köprü kurmaya çalışan yaklaşımların, ekolojik alanı ekonomik alanın belirleyenleri içine sokarken “doğaya farkındalık yaratma” ekseninde kullandığı temel argümanlar olmuştur.

Doğaya değer biçmenin neden gerekli olduğuna ilişkin ileri sürülen bu argümanlardan hareketle tüm bu değer biçme çabalarının amacına bakıldığında, öne çıkan amacın şu olduğu görülmektedir: “Çevrenin parasal olarak ölçülmesi girişimlerinde temel teşkil eden amaç, çevre yatırımlarının ekonomik rasyonalitesine bir ölçüt sağlamaktır. Bu tarz yatırımların maliyeti parayla ölçülmektedir” (Pearce & Turner, 1990: 125). Doğa sermayesine değer biçilmesi, yani parasallaştırılması fayda ve maliyetleri karşılaştırmak açısından ortak bir ölçüt sağlamaktadır ve bu karar alıcıların sonuca ulaşımını kolaylaştırmaktadır (Rees, Farley, Vesely & Groot, 2007: 228). Kısacası amaç olarak karşımıza doğa yatırımlarının “ekonomik rasyonalitesinin” yani fayda-maliyet analizleriyle kârlılığının ölçülmesi ve bunun gerçekleştirilmesi için ise doğanın parasal değer ölçümlerine tabi tutulması çıkmaktadır.

3. Çevre Literatüründeki Değer İlişkileri

Bir önceki bölümdeki tartışmalardan izleneceği üzere, çevre iktisatçılarına göre çevresel düzenleme yapabilmek, optimum kirletme düzeyini belirlemek ve ekolojik iktisatçılara göre ise çevresel hesaplama ya da doğa yatırımı yapabilmek, doğanın

unsurlarının parasal değer ölçümlerine tabi tutulması şekline bir ön şarta dayanmaktadır. Bu tartışmalar, doğanın taşıyabileceği diğer değer ilişkilerini (örneğin; bir birey ya da topluluğun bir ekosisteme güzelliği, doğayla olan tarihsel ilişkileri ya da gelecek nesiller açısından sahip olduğu önem dolayısıyla değer verebileceğini (Kosoy, Corbera, 2010: 1232) ekolojik unsurların farklı coğrafyalarda farklı biçimde değerlendirilebileceğini) göz ardı ederek, iktisatçılar arasında parasal değer tartışmalarını hâkim kılmıştır. Böylece çevre literatüründe, parasal değer alt bileşeni altında doğanın içkin değeri, kullanım değeri, seçenek değeri, miras değeri gibi farklı değer tanımlamaları açığa çıkmıştır.

İktisatçılar yukarıda da vurgulandığı üzere kişisel tüketici tercihleri yoluyla açıklanan parasal değerle ilgilenmiştir. Böyle bakıldığında değer özne ve nesne arasındaki etkileşimdir. Bu şekildeki bir bakış açısı, içkin değeri (intrinsic value) açıklamamaktadır (Pearce & Turner, 1990: 22). Bu bakış açısında değer yararlılığın bir işlevi haline gelmekte yani araçsal değer halini almaktadır. Örneğin doğal varlıkları “kaynak” olarak görmek, onlara araçsal değer yönünden bakmaktır. Bir nesne kendi içinde değerli olduğunda, kullanım biçimine göre değerlendirilmediğinde içkin değere sahip olur. Bu durumda değer verilmiş bir değerden ziyade tanınan bir değerdir (Jardins, 2006: 260-262). Ancak bu içkin değer de, çevre literatüründeki aşağıda açıklanan diğer değer formlarıyla birlikte ekonomik değer hesaplamalarının bir parçası haline getirilmiş ve böylece çevresel hesaplamaların kapsamı genişletilmiştir.

Çevresel varlıkların (environmental assets) toplam ekonomik değerini hesaplamak amacıyla bir sınıflandırma yapılmıştır. Bu sınıflandırma, kullanım değerinin (use value), içkin değerden (intrinsic value) ayrıştırılmasıyla başlamaktadır. Toplam kullanım değeri; fiili kullanım değeri ve seçenek değerinin toplamından oluşmaktadır. *Kullanım değeri*, çevrenin fiili kullanımından kaynaklanır. *Seçenek değeri (option value)* ise çevreyi gelecekte kullanmak için çevreyi korumaktır (Pearce & Turner, 1990: 129-131). Seçenek değeriyle ilişkili diğer bir değer formu ise “*miras değeri (bequest value)*”dir. Gelecek nesillerin çevreden faydalanabilmesi amacıyla çevrenin korunması için yapılan gönüllü ödemelerdir. Miras değeri, şimdiki zamandaki

kişi açısından bir kullanım değeri taşımasa da, gelecek nesiller açısından potansiyel bir kullanım ya da kullanım dışı değerdir. *İçkin değer*, doğal kaynaklar ve ekosistem hizmetlerinin fiili kullanımından bağımsız, kendi gerçek doğasından, “*varlık değeri (existence value)*”nden kaynaklanır. Bu değer biçimi insan olmayan varlıkların haklarına saygıyı yansıtmaktadır. Çevresel varlıkların toplam ekonomik değeri, kullanım değeri, seçenek değeri ve varlık değerinin toplamından oluşmaktadır (Turner, Pearce, Bateman, 1994: 112-113).

Toplam ekonomik değer, çevrenin ekonomik değerlemesinde sadece kısmi bir değeri yansıtmaktadır. Çünkü toplam ekonomik değer yalnızca ekosistemin bireysel fonksiyonları ve hizmetleriyle ilişkilidir ve “*ikincil değer (secondary value)*” olarak adlandırılmaktadır. İkincil değer, sistemin yaşamı destekleme fonksiyonları ve ekosistemi oluşturan unsurları bir arada tutan “*yapıştırıcı değer (glue value)*” den oluşan “*birincil değeri (primary value)*” kapsamamaktadır. Bu birincil değer hesaplanamamaktadır (Turner, Pearce & Bateman, 1994: 38). Dolayısıyla toplam ekonomik değer her zaman çevrenin gerçek değerinin altında bir değer hesaplamasıdır.

Parasal ölçümlerle ilişkili dikkat çekilen diğer bir husus, parasal değerlerin yalnızca değişim değeri tarafından belirlenmesiyle ilgili sorundur. Çevre iktisatçıları, değişim değeri hesaplamasında neoklasik iktisatçıları rehber alarak, marjinal analize dayalı tanımlamaları kabul etmektedir: İktisadi analizde kullanım değeri ve değişim değeri olmak üzere iki çeşit değer biçimi vardır. Kullanım değeri, bir şeyin toplam katkısını, varolan tüm birimlerin faydasını ölçerken, değişim değeri marjinal faydayı yani ek bir birim hizmetin değerini ölçmektedir⁵ (Farley & Gaddis, 2007: 23). İşte sorun marjinal hesaplama kısmında çıkmaktadır. Piyasada mübadelesi olan malların marjinal değerinin piyasada gördüğü işlemler sırasında belirlenmesi mümkünken, piyasada

⁵ Ayrıca belirtilmelidir ki; anaakım iktisatçılar kullanım değeri ve değişim değeri arasındaki ayrımın, “yaşam için temel önemde olan suyun elmadan neden daha az parasal değer sahip olduğunu” açıkladığını kabul etmektedir. Çünkü parasal ölçümlerin, yalnızca marjinal değişimleri ölçmek için oluşturulduğunu yani var olan tüm birimlerin yararını kapsayan kullanım değerini ölçmediğini ileri sürmüşlerdir (Farley & Gaddis, 2007: 22).

mübadelesi olmayan ekosistem hizmetlerinin fiyatını belirlemek için gerekli marjinal değer hesaplamasının nasıl olacağı sorun yaratmaktadır.

Bu zorluğu aşmak amacıyla aşağıda incelenecek çeşitli yöntemler, ekosistem hizmetlerine değer biçmenin mümkün olup olmadığı tartışmaları devam etmesine rağmen, ekolojistler ve iktisatçıların ortaklaşa yürüttüğü çalışmalarla geliştirilmiştir. Örneğin, iktisatçılar, sağlıklı bir sulak alanın sağladığı ek bir birim hizmete insanların ne kadar gönüllü ödeme yapacağını sorarak değer hesaplaması yapma; ya da sel felaketlerinin kontrolünü sağlayan sulak alan hizmetlerinin yerine getirilememesinin kaybindan kaynaklanan parasal bir zarar hesaplaması yaparak parasal değeri ölçme çabasına girmiştir (Farley & Gaddis, 2007: 22).

Çevre iktisatçıları ve ekolojik iktisatçılar tarafından ekoloji ve ekonomi arasında kurulan köprü geliştikçe ekolojik alanda parasal değerlendirme tartışması yoğunlaşmış, bu bölümde incelendiği üzere doğa birbirinden farklı değer tanımlamaları içinde ekonomik hesaplamalara dahil edilmiştir. Bunlar içinde kuşkusuz en dikkat çeken ekosistem hizmetlerinin fiili kullanımından değil yalnızca varolması itibarıyla sahip olduğu değer (varlık değeri) ekonomik alanın içine sokulmasıdır. Bu, doğanın soyut hizmetlerini yani ekosistem hizmetlerini parasal hesaplamalar içine sokan adımı oluşturmuştur. Ekosistem hizmetlerinin varlık değeri adı altında ekonomik bir değer sahip olduğu kabul edilmiş ve bu değer nasıl hesaplanabileceğine ilişkin çeşitli yöntemler geliştirilmiştir. Çalışmanın devamında bu yöntemler incelenecektir.

4. Ekosistem Hizmetlerinin Parasal Değerini Belirleme Yöntemleri

Piyasada mübadelesi olmayan dolayısıyla bir piyasa değeri taşımayan ekosistem hizmetlerinin parasal değerinin belirlenmesine yönelik geliştirilen yöntemler, iki yaklaşım altında toplanmaktadır. Bunlar; talep eğrisi yaklaşımları (demand curve approaches) ve talep eğrisi içermeyen yaklaşımlardır (non-demand curve approaches).

4.1. Talep Eğrisi Yaklaşımları

Talep eğrisi yaklaşımları, ekosistem hizmetlerinin talep eğrisinin ve piyasa fiyatının yokluğunda geliştirilmiştir. Bu yaklaşımlarda parasal değeri belirlemek için çeşitli veri toplama teknikleri kullanılmaktadır (Pearce & Turner, 1990: 22). Toplanan verilerle talep eğrisi oluşturulmaktadır. Talep eğrisinin bulunmasında kullanılan yöntemler ikiye ayrılır. İlki; bireylere çevresel mallara yönelik tercihlerinin sorulması yoluyla talebin belirlenmesidir (Expressed Preference Methods). Burada kullanılan yöntem, Koşullu Değerleme Yöntemi'dir (Contingent Valuation Method). İkincisi ise, bireylerin satın aldığı mallardan çevresel mallarla bağlantılı olanların incelenmesiyle talebin ortaya çıkarılmasıdır (Revealed Preference Methods). Burada kullanılan yöntemler ise, Seyahat Maliyeti Yöntemi (Travel Cost Method) ve Hedonik Fiyatlama Yöntemi'dir (Hedonic Pricing Method) (Turner, Pearce, Bateman, 1994: 116). Birinci yöntem (expressed preferenced methods), bazı mal ve hizmetler için gönüllü ödeme (willingness to pay) ölçümleriyle yapılan araştırmalara dayalıyken, ikinci yöntemde (revealed preference methods) kişisel davranışlar ve tüketim saiklerine dayalı veriler kullanılmaktadır (Voora & Venema, 2008: 65).

Koşullu değerlendirme yöntemi (Contingent valuation method)

Bu yöntemde insanlara bir çevresel değişiklik için (sulak alanların kaybı, kirlilik artışına maruz kalma gibi) ya da bir kaynağı var olan düzeyinde korumak için ne kadar parasal değer biçecekleri sorulmaktadır (Tietenberg, 2003: 39). Sorularla insanların bir faydayı elde etmek veya bir kaybı önlemek için ne kadar ödemeye gönüllü oldukları araştırılmaktadır. Araştırmada veriler elektronik yazışma, telefon veya yüz yüze yapılan görüşmeler yoluyla toplanmaktadır (Randall, 1987: 261). Daha sonra uzmanlar bu gönüllü ödemelerin ortalamasını hesaplayarak, söz konusu ekolojik varlığın insanlar açısından sahip olduğu toplam değeri ölçmektedir.

Örneğin, Carson ve Mitchell 1993 yılında Amerika'da, 61 örnek alma noktasında 813 katılımcıyla yaptıkları araştırmada, koşullu değerlendirme yöntemiyle tatlı suların korunmasının sağladığı faydaları ölçmüştür. Amerika'da hanehalkına

gelirlerinin ne kadarını su kirliliğinin kontrolüne harcayacakları sorulmuştur. Üç farklı su kalitesi (avlanmaya elverişli su- fishable water; yüzülebilir su; sandalla gezilebilir su-boatable water) için her katılımcıdan farklı miktarlar önermeleri istenmiştir. Katılımcıların çoğu bu sorular karşısında, böyle bir şeyi satın almaya alışkın olmadıkları için nasıl değer vereceğini bilememiş, bazıları ilk anda değer biçememiştir. Katılımcılardan mantıklı bir ölçü içinde cevap verenler de olmuştur. Katılımcıların ihtiyatlı oldukları varsayımına dayalı olarak onlara tekrar bir değer vermeleri istendiğinde, katılımcıların bir kısmı bu durumu, başlangıçta yeterince büyük bir değer vermedikleri, bu nedenle miktarı yükseltmeleri şeklinde yorumlamıştır (Carson & Mitchell, 1993: 2447-2448). Araştırmadan elde edilen sonuca göre; katılımcıların sandalla gezilebilir kalitedeki bir suyun korunabilmesi için yıllık ortalama 106 dolar ödemeye gönüllü olacağı, balık tutulabilir kalitede bir suya erişim için 80 dolar daha fazla vereceği, yüzülebilir kalitede bir suya geçiş için ise ek olarak 89 dolar daha vereceği bulunmuş ve sonuçta toplam değer 275 dolar olarak ölçülmüştür (Carson & Mitchell, 1993: 2459). Çalışmaya toplam faydalar açısından bakıldığında; sandalla gezilebilir olmayan bir su kalitesinden yüzülebilir bir su kalitesine geçişten sağlanan fayda yılda 29 milyar dolar olarak hesaplanmıştır (Carson & Mitchell, 1993: 2452).

Başka bir koşullu değerlendirme yöntemine dayalı çalışmada da, Brouwer vd. 1980 ve 90'lı yıllarda farklı ülkelerde (ABD, Kanada, İngiltere, Hollanda, İsveç Avusturya) yapılan koşullu değerlendirme çalışmalarından hareketle, sulak alanların sağladığı kullanım değeri olan ekosistem hizmetlerinin (su kalitesi, sel kontrolü) ve doğrudan kullanım değeri taşımayan (non-use values) ancak insan faaliyetlerini destekleyen ve koruyan ekosistem hizmetlerinin (biyoçeşitlilik) parasal değerini hesaplamıştır. Ödemeye gönüllük çerçevesinde sulak alanlara ilişkin yapılan farklı araştırmalarda sorulan sorular şunlardır; seli önlemek için ne kadar ödemeye razı olunacağı, sulak alanları korumak için ne kadar ödeneceği, doğal rezervleri sürdürmek için ne kadar ödemeye razı olunacağı, yaban yaşamı korumak için, sulak alanların kalitesi için, sulak alanları genişletmek için, nehirleri korumak için ne kadar ödemeye gönüllü olunacağıdır (Brouwer, Langford, Bateman, Crowards & Turner, 1999: 22-23). Ülkelerin farklı para

birimleri olmasından dolayı çalışmada ödemeye gönüllü olunan miktarlar, Uluslararası Para Fonu'nun (IMF) uluslararası ödeme aracı olarak kullandığı para birimi olan “özel çekme hakları (SDR)” üzerinden sunulmuştur (1995 yılında bir SDR yaklaşık 1,5 ABD dolarına eşdeğerdi) (Brouwer, Bateman & Turner, 1999: 42). 30 çalışmadan hareketle alınan 103 gözlem sonucunda ortalama ödemeye gönüllü olunan miktarlar, sulak alanların sunduğu mal ve hizmetler üzerinden sıralanmıştır. Örneğin sel kontrolü için her hane başına yılda ödemeye gönüllü olunan miktar 92.6 SDR, su kalitesine 52.5 SDR, biyoçeşitliliğe 76.1 SDR olarak hesaplanmıştır (Brouwer, Langford, Bateman, Crowards & Turner, 1999: 47).

Koşullu değerlendirme yöntemin avantajının, insanların kişisel olarak ziyaret etmediği ekolojik varlıklara bile bir değer biçmesi ve böylece bu varlıkların değerinin belirlenebilmesi olduğu öne sürülmüştür. Örneğin, insanlar Antartika'ya gitmek istemese bile, onu korumak için gönüllü ödeme yapmak isteyebilir. Yöntemin sunulan bu avantajı yanında karşı karşıya olduğu problemler ise şöyledir. Teorik olarak ödemeye dair sorulacak soruların iki türlü olabileceği belirtilmiştir: “Çevresel varlığı korumak için ne kadar ödemeye gönüllüsünüz?” ya da “Bu çevresel varlıktan vazgeçmek için size ne kadar tazminat ödenmesini kabul edersiniz?”⁶ Uzmanlar bu iki tip soru biçiminin karşılaştırıldığında, katılımcıların bir kaybın maliyeti konusunda ikinci soruya verdikleri yanıtlarda, birinci soruya (bir kazancın yararı) verdikleri yanıtlara nazaran daha az içten davrandığını belirtmektedir. Bu durumun yol açtığı sorun, gönüllü ödeme toplamalarının ekolojik varlıkların kaybının tazminini uygun bir şekilde yansıtmayacak olmasıdır. İkinci problem ise “parça-bütün durumu” olarak adlandırılmaktadır. Eğer öncelikle insanlara ekolojik varlığın sadece bir parçası için (örneğin tüm göl sistemleri içerisinde bir göl) ne kadar ödemeye gönüllü olduğu ve ardından da tüm varlığın değeri (örneğin tüm göl sistemi) için ne kadar ödemeye istekli olduğu sorulursa, her iki sorunun cevabına verilen miktarlar birbirine yakın çıkabilir. Bunun nedeni kişilerin çevre için ayırdığı bütçenin belli ve sınırlı olmasıdır. Bu durum

⁶ Bu tip soruların örneğin bir sulak alanın değerinin belirlenmesine ilişkin bir ankette aldığı biçimler şöyledir: “Bir sulak alanın korunmasına katkı amacıyla ne kadar ödeme yapmaya hazırsınız?” veya “Bir sulak alanın ortadan kaldırılmasını kabul etmek için size ne kadar ödeme yapılması gerektiğini düşünüyorsunuz?” (Burkett, 2008: 74).

yöntemin daha geniş ölçekli uygulamalarının önündeki kısıtı göstermektedir (Turner, Pearce & Bateman, 1994: 122-126).

Yöntemin gönüllü ödemeler üzerinden içerdiği problemlere bir örnek üzerinden de bakılabilir. Örneğin; Kuzey Amerika’da batısı Pasifik Okyanusu, doğusu Rocky Dağları’yla çevrili kuzeybatı eyaletlerinde bulunan ve yok olma tehlikesiyle karşı karşıya olan somon balıklarının değeri koşullu değerlendirme yöntemiyle belirlenmeye çalışılmıştır. Hidroelektrik tesislerinin düzenlenmesi somon balıklarına yumurtlama döneminde daha kolay geçiş olanağı sağlamakta ancak daha yüksek oranda elektrik tüketimini gerektirmektedir. Bu nedenle koşullu değerlendirme yönteminde, bu bölgede yaşayan insanlara somon balıklarını korumak amacıyla artan elektrik kullanımına ne kadar ödemeye gönüllü olduğu sorulmuştur. Araştırma sonuçları, Northwest’de yaşayanların kendi bölgelerindeki somon balıkları için daha çok ödemeye gönüllü olduğunu başka yerdeki somon balıklarının korunması açısından ise bu isteklerinin azaldığını göstermiştir. Bu durum, somon balıklarının değerinin bunların korunmasına yapılan harcamalar üzerinden belirlenmesi açısından yöntemin içerdiği bir problemi göstermektedir. Yönteme dair bir eleştiri ise bu çalışmaların insanların fiili olarak ne yaptığına değil de ne söylediğine bağlı olmasıdır. Bu durumu örnekleyen bir çalışma ise ABD’nin kuzey batısında bir eyalet olan Montana’da yapılmıştır. Montana’daki balıkçılara nehri korumak isteyip istemedikleri sorulmuş ve yanıt % 6.6 olarak evet çıkmıştır. Ancak bağış istendiğinde sadece %1.1’i para göndermiştir (Prugh, Costanza, Cumberland, Daly, Goodland & Norgaard, 1999: 94). Araştırmalarda katılımcıların konu hakkında kendi düşüncesini mi söylediği yoksa kamu yararı adına genel düşünceler mi söylediğini belirlemek bir zorluk olarak belirirken (Tietenberg, 2003: 40), hem soruların yapısı hem de ankete katılanların sosyal ve psikolojik koşulları sonuçlar üzerinde etkili olmaktadır (Stirling, 1993: 100).

Diğer taraftan başka bir sorun, çevrenin karmaşık ve birbiriyle ilişki içinde olan özelliklerinin yoğunlaştırılarak, koşullu değerlendirme yöntemi gibi yöntemlerle hipotetik değer biçilmesi durumunda çevreye ilişkin birçok bilginin yok olmasıdır. Değerleme, genellikle bilgilerin sıkıştırılarak tek bir ölçüye bağlanma süreci olarak alınmakta

dolayısıyla koşullu değerlendirme yöntemiyle değer minimum düzeyde açıklanmaktadır. Böylece sıkıştırılmış (compact) bilginin bu indirgenmiş biçimiyle donatılmış tüketicinin, fiyatı belirlenmiş bir nesneyi fark ederek ve “bilinçli, bilgili” bir tercih yaptığı kabul edilmektedir (Vatn & Bromley, 1994: 129-130). Birçok iktisatçı hipotetik değerlemenin etkin çevresel tercih yapmak için gerekli olduğunu savunmaktadır. Ancak eğer vurgulandığı üzere hipotetik fiyatlar tercihlere ait tam bilgiyi taşımıyorsa bu durumda etkinliğin nasıl sağlanacağı bir soru olarak açığa çıkmaktadır (Vatn & Bromley, 1994: 131). Ayrıca Pareto optimumun oluşabilmesi için neoklasik teorideki temel varsayıma göre, metalar hakkında mükemmel bilgiye ulaşımın mümkün olması gereklidir. Dolayısıyla koşullu değerlendirme yönteminde de kaynak hakkında insanların bilgili olması gerekir. Ancak örneğin yağmur ormanlarında uzmanlaşan biyologlar bile türlerin tamamını bilmemektedir (Godwy & Olsen, 1994: 170). Bu durumda tam bilgi sahibi olmadan yapılan anketlerle ekosistem hizmetlerinin parasal değerinin nasıl belirlenebileceği ve buradan hareketle çevresel politikaların nasıl oluşturulabileceği önemli sorunlar olarak kendini göstermektedir.

Yöntemin dayandığı fayda ve etkinlik kavramlarını tartışan Sagoff da yöntemin dayandığı düşünce yapısına karşı üç argüman öne sürmüştür. Yöntemin faydayla ilişkili teorik çerçevesi, ödemeye gönüllük ve kişisel fayda arasındaki ilişkiye dayalı olarak kurulmaktadır. Ödemeye gönüllülüğün kişisel faydayı ölçtüğü ileri sürülmektedir (Sagoff, 1988: 55-56). Sagoff, bu mantığa göre, eğer fayda bir şey için ödemeye gönüllü olunan miktar ile ölçülüyorsa, birinin bunun için ödemeye gönüllü olduğu miktarın ondan sağladığı “fayda” ile ilişkilendirildiğini belirtmiş ve bunun ödemeye gönüllülük ilkesine dayalı parasal değer ölçümünün temellendiği totolojik bir açıklama olduğunu savunmuştur (Sagoff, 2008: 242). Bu düşünce sistematğine ilişkin ilk karşı argümanı şöyledir: Ödemeye gönüllülük ve kişisel fayda arasındaki ilişki deneysel değil analitiktir. Ödemeye gönüllülük mutluluk, memnuniyet ya da kişisel faydayı ölçmez ya da yansıtmaz. İnsanların bir şeye ödediği miktar artıkça daha mutlu ya da daha memnun olduklarına dair bir kanıt yoktur. Refah iktisadında fayda, mutluluk gibi kavramlarla değil ölçülebilir miktarla ilişkilidir (Sagoff, 1988: 56-58). İkinci olarak, geleneksel

piyasalarda alıcı ve satıcılar fiyat üzerinde anlaşır. Ancak ödemeye gönüllülük yaklaşımı bir ihale (müzayede) gibi planlanmıştır. Kaynaklar en yüksek bedeli ödeyene gitmektedir. Dolayısıyla kaynakların dağılımı geleneksel piyasalardaki gibi olmamaktadır (Sagoff, 1988: 56). Bu nedenle koşullu değerlendirme yöntemini geleneksel piyasalara uygulamak keyfidir. Geleneksel piyasalarda mülkiyet hakları iyi tanımlanmıştır ve insanlar mülkiyetini en yüksek fiyatı verene satıp satmamakta serbesttir. Devretme işleminin olması için rıza gerekir. Koşullu değerlendirme yönteminin uygulandığı piyasalarda ise mülkiyet hakları tanımlanmamıştır ve bu tip bir piyasada mülkünüz zarar geldiğinde en yüksek fiyatı verene bütün mülkünüzü satarsınız (Sagoff, 1988: 59). Sagoff'un üçüncü argümanı koşullu değerlendirme yönteminin temsili demokrasi ve hukukla uyumamasıdır (Sagoff, 1988: 56). Bu yöntemde devlet, hak sahiplerinin rızasına bakmadan en yüksek teklifi verene kaynakları devredebilir (Sagoff, 1988: 59). Örneğin koşullu değerlendirme yönteminde katılımcılar belli bir düzeyde kirletilen parklarını yalnızca parasal açıdan değil, etik, kültürel ve estetik açıdan değerlendirebilir. Katılımcılar temsili bir demokraside kararın politik tartışmayla alınmasını talep edebilir ve kamusal çevresel kaynakların pazarlanmasını reddedebilir (Sagoff, 1988: 62). Sagoff'un argümanları çerçevesinde bakıldığında, bu tip piyasalarla geleneksel piyasalar arasındaki fark olduğu ve geleneksel piyasa mantığının ekosistemlere yöneltildiğinde bunun sorun yaratacağı görülebilir.

Gönüllü ödemeler üzerinden ekosistem hizmetleri ve doğal kaynaklara değer biçilmesine ilişkin sorunlar yalnızca buraya kadar anlatılanlarla sınırlı değildir. Örneğin somon balıklarını korumak amacıyla yapılmak istenen gönüllü ödemelerin miktarı, listeye ozon deliğinin tamir edilmesi, karbondioksit emisyonlarının azaltılması, erozyonun durdurulması ve bunun gibi çevre problemleri dâhil edildiğinde çok daha yüksek olabilir. Diğer bir sorun ise kişilerin gelir düzeyi farklılığından kaynaklanmaktadır. Gelir düzeyi farklı insanlar somon balıklarını korumak için duygusal olarak eşit derecede isteğe sahip olmasına rağmen, gelir düzeyi yüksek olanlar düşük olanlardan daha yüksek ödeme gücüne sahip olduğundan daha fazla ödemeyi kabul edebilir. Bu durumda, somon balıklarının değerinin anket yapılan kişinin

zenginliğine mi bağlı olduğu sorusu ortaya çıkmaktadır (Prugh, Costanza, Cumberland, Daly, Goodland & Norgaard, 1999: 94). Dolayısıyla bu yöntemde insanların ekolojik bir unsuru koruması için ne kadar para ödemeye gönüllü olacağı ya da kaybı karşısında ne kadar para isteyeceği gibi sorulara dayalı olarak ekosistem hizmetlerinin parasal değerinin hesaplanması bireysel bir boyut taşımakta, kamusal nitelik taşıyan bir meselenin kamusal çıkar yerine özel çıkara dayalı olarak belirlenmesine yol açmaktadır (Burkett, 2004: 121). Ekosistem hizmetlerinin değeri kişisel gelir, bireysel tercihler ekseninde hesaplandığı ölçüde, mesele kamusal bir nitelik taşımasına rağmen kamusal alanın belirleyenlerinin kapsamından çıkarılmaktadır.

Seyahat maliyeti yöntemi (Travel cost method)

Ekosistem hizmetlerinden yararlanabilmek için seyahat etmek gerekebilir. Bu yöntemde seyahat etmeye bağlı maliyetler, parasal değer yansıması olarak görülmektedir. Örneğin bir bölgede dinlenmenin değeri, insanların bu bölgeyi ziyaret etmek için harcadığı zaman ve paranın miktarıyla ölçülebilir (Rees, Farley, Vesely & Groot, 2007: 229).

Bu yöntem tüketici talebi teorisi üzerine temellenmektedir (Pearce & Turner, 1990: 153). Yöntem, dinlenme alanlarına olan talep eğrisinin bulunmasında kullanılmaktadır. Yöntemin dayandığı varsayım şudur: Bir yere seyahat etmek için katlanılan maliyet, bu bölgenin dinlenme değerini (recreational value) yansıtır. Ziyaretçilere nereden geldiği sorularak seyahat maliyetleri hesaplanır ve bu her yılın ziyaretçi sayısı ile ilişkilendirilir. Bu ilişki genelde, ziyaretlerin maliyeti ve yapılan ziyaret sayısı arasındaki bağlantıyı gösteren aşağıya doğru eğimli bir talep eğrisini ortaya çıkarmaktadır. Örneğin, dinlenme alanına önemli ölçüde uzakta olanlar (yüksek seyahat maliyetine katlanmak zorunda olanlar) yılda birkaç ziyaret yaparken, yakında yaşayanlar (daha düşük seyahat maliyetine katlananlar) daha sık ziyaret gerçekleştirme eğilimi göstermektedir. İlişkide seyahat maliyeti dışında etkili olan başka faktörler de vardır: Aynı uzaklıkta yaşayan insanların gelir düzeyindeki farklılıklar, ziyaretçilerin ulaşabileceği alternatif dinlenme alanlarının mevcudiyeti, dinlenme alanındaki kişisel

ilgilerin farklılığı gibi faktörler seyahat etme sayısını etkileyebilir. Ancak yine de araştırmacılar ziyaretin fiyatı ile ziyaret sayısı arasında kurulan ilişkiyle, dinlenme alanı için bir talep eğrisi oluşturabilmektedir (Turner, Pearce & Bateman, 1994: 116-117).

Örneğin, Chen vd. Çin'in Xiamen Adası'nın doğu kıyılarının dinlenme değerini ölçmek amacıyla seyahat maliyeti yöntemi kullanmıştır. Araştırma 1999 yılının yaz aylarında gerçekleştirilmiştir. Ziyaretçilere geldikleri yerden seyahat maliyetleri, seyahatin süresi, eğitim bilgileri, aldıkları ücret ve ada hakkındaki düşünceleri sorulmuştur. Böylece seyahate ve sosyoekonomik düzeye ilişkin bilgi toplanmıştır. Bu yöntemle dayalı olarak kıyının ve kıyıya bağlı diğer unsurların dinlenme değeri 1999 yılında 53 milyon ABD doları olarak ölçülmüştür (Chen, Hong, Liu, Zhang, Hou & Raymond, 2004: 399-400). Bir ekosistem hizmeti olarak dinlenme değerinin, ekonomik değerinin ölçülmesiyle politik karar alıcıların bu bilgiyi kullanabileceği ve kıyının korumasının daha etkin olabileceğini öne sürmüş ve bu doğrultuda hesaplamalarını bir adım daha ileri götürerek koruma faaliyetlerinin etkinliği için giriş ücreti önermişlerdir. Örneğin plajdan sağlanan faydanın %5'inin bir giriş ücretinin konulmasıyla elde edilmesi durumunda, yıllık 2,765 milyon dolardan fazla gelir elde edileceğini belirtmiş; bu önerinin ziyaretçiler için kişi başına maliyetinin 0,84 dolar olacağını, bunun cüzi bir miktar olması nedeniyle önerinin oldukça uygulanabilir olduğunu öne sürmüşlerdir (Chen, Hong, Liu, Zhang, Hou & Raymond, 2004: 405).

Fleming ve Cook ise Avustralya'nın Fraser Adası'nda bulunan McKenzie Gölü'nün dünya mirası listesine girmesi sonucu ziyaretçi akınına uğramasıyla (yılıda 300.000), bu ziyaretçi düzeyinin yarattığı çevresel tehlikeler (erozyon tehlikesi, temiz su kaynaklarının kirlenmesi, yaban yaşamının zarar görmesi vb.) karşısında adanın korunması için öne sürülen alternatifler arasında seçim yapabilmek amacıyla gölün dinlenme değerini seyahat maliyeti yöntemiyle hesaplamıştır. Nisan 2006'da 800 anketi, Ağustos 2006'da ise 560 anketi kapsayan bir araştırma kapsamında, seyahat maliyetleri ile sosyoekonomik değişkenlerin bir fonksiyonu oluşturularak gölün dinlenme değeri hesaplanmıştır. Gölün dinlenme değeri yıllık 13.7 milyon dolardan

31.8 milyon dolara, kişi başına her ziyaretin değeri 104.30 dolardan 242.80 dolara uzanan bir aralıkta hesaplanmıştır (Fleming & Cook, 2007).

Ekosistem hizmetlerinden dinlenme değerinin ölçümünde kullanılan bu yöntem aynı zamanda eleştiriler de almaktadır: a) Zaman maliyeti: Bu yöntemde sadece petrol harcamalarına ilişkin seyahat maliyeti dikkate alınmaktadır. Ancak insanlar için zaman yani seyahatlerinin süresi de (bu seyahat süresince başka bir şey yapamamaları nedeniyle) değerlidir. Dolayısıyla zamanın da bir değeri, maliyeti vardır. Bu maliyet de seyahat maliyetine eklenmelidir. Bununla birlikte zamanın değeri nedir? Bir arabada harcanan zamana bir fiyat konulabilir mi? Zamanın maliyetini hesaplamaya dair çeşitli yöntemler geliştirilmiş olmakla birlikte bunlar üzerinde bir anlaşmaya varılamamıştır. b) Ev alma kararı: Bazı insanlar dinlenme alanının yakınında ev almak isteyebilir. Böylece bu kişiler ulaşım açısından çok düşük bir seyahat maliyetine katlanacaktır. Değer hesaplamasında ev satın alma yerine seyahat maliyetinin dikkate alınması, dinlenme alanının değerini olduğundan düşük gösterebilir. c) Para ödemeyen ziyaretçilerin varlığı: Bu yöntemde, seyahat maliyetine katlanmadan yürüyerek alana ulaşan ziyaretçiler dikkate alınmamaktadır. Ancak bu insanlar dinlenme alanına çok yüksek bir değer biçiyor olabilir (Turner, Pearce & Bateman, 1994: 117-119). Dolayısıyla yöntemin içerdiği temel sıkıntı parasal değer belirleyeni olarak yalnızca seyahat etmek için katlanılan maliyetin dikkate alınması, bunun dışında maliyeti ya da seyahati etkileyen diğer faktörlerin hesaplamaya dahil edilememesidir.

Hedonik fiyatlama yöntemi (Hedonic pricing method)

Doğa sermayesinin niteliksel özelliklerinin değerini bulmak için kullanılan bir yöntemdir (Voora & Venema, 2008, s.66). Yöntem, daha sağlıklı bir çevresel ortamda bulunan malın, ortam dolayısıyla değişen fiyatının ölçümüne dayanmaktadır (Goodstein, 1999: 140). Bu yöntemde; a) Bir mülkiyetin çevresel bir farklılıktan dolayı değişen değeri tespit edilir. b) İnsanların, çevresel bir kalite artışına ne kadar ödemeye gönüllü olduğundan bir sonuç çıkarılır (Pearce & Turner, 1990: 143). Kısacası hedonik fiyatlama bir mülke, araziye değer katan özelliklerin analizine dayanmaktadır. Örneğin

iki evin tüm özelliklerinin benzer olduğu sadece hava kirliliği bakımından bir farklılık içerdiği varsayılın. Temiz ve kirli hava ortamında bulunan evlerin ortalama fiyatları karşılaştırılır. Bu türdeki çalışmalara göre hava kirliliğindeki %1 yükselme mülklerin fiyatını %0.5 kadar aşağı çekebilir (Prugh, Costanza, Cumberland, Daly, Goodland & Norgaard, 1999: 93).

Örneğin Tyrvainen, hedonik fiyatlama yöntemiyle kentsel ormanların sağladığı temiz hava, huzur, sessizlik, dinlenme gibi ekosistem hizmetlerinin nasıl emlak fiyatlarında sermayeleştirildiğini, Finlandiya'nın doğusunda bulunan North Carelia'da 48.000 yerleşikten oluşan Joensuu kasabasındaki daire satış verilerinden (1006 daire) hareketle hesaplamıştır. Çalışmada iki varsayım yapılmıştır: 1) Tüm kentsel alan tek bir piyasa gibi kabul edilmeli 2) Konut piyasasının dengede olduğu kabul edilmeli (Tyrvainen, 1996: 215). Kentsel ormanların faydasını tanımlayan üç değişken kullanılmıştır: 1) En yakın ağaçlık dinlenme alanına olan mesafe. Bu alanlar koşu, yürüme, kayak yapma açısından kullanılmaktadır. Bu uzaklık sokaklar, bisiklet yolları üzerinden ölçülmektedir. 2) En yakın ormanlık alana doğrudan mesafe. Bu alanlar manzara, kirlilik kontrolü ve gürültüden kurtulma gibi psikolojik etkiler açısından önem taşımaktadır. 3) Konut bölgesindeki ormanlık alanların göreceli miktarı. Alanda inşaatın yoğunluğu ve görsel manzaranın boyutu açısından önemlidir (Tyrvainen, 1996: 216). Bu kriterler dikkate alınarak standart bir dairenin fiyat ölçümü yapılmıştır. Çalışmanın sonucunda kentsel ormanların faydalarını tanımlamada kullanılan değişkenlerin fiyatlar üzerinde pozitif bir etkiye neden olduğu tespit edilmiştir. Örneğin; akarsulara olan mesafede 100 metrelik bir artışın, dairenin fiyatını metrekare başına 154 Fin Mark (FIM) düşürdüğü; ağaçlık alana olan mesafedeki her 100 metrelik bir artış dairenin fiyatını metrekare başına 42 FIM düşürdüğü hesaplanmıştır (Tyrvainen, 1996: 218). Sonuçlar, kentsel ormanların çevresel özelliklerinin dikkate alındığını ve bu faydaların konut fiyatlarına yansıtıldığını göstermiştir.

Hedonik fiyatlama yöntemine dayalı yapılan benzer birçok çalışmada da, çevresel niteliklerin konut ya da arazi fiyatlarına yansıdığına yönelik sonuçlar bulunmuştur. Pearson, Tisdell ve Lisle, Avustralya'da bulunan Noosa Milli Parkı'nın

sunduğu estetik ve dinlenme değerinin ölçümünü yapmış, 29 Temmuz- 10 Ağustos 1999 arasında yaptıkları alan araştırmasına dayalı olarak kurdukları ekonometrik modelde şu sonuçlara varmışlardır: Diğer tüm unsurlar eşitken, okyanus manzarasına sahip bir arazinin manzaraya sahip olmayana göre % 76 daha yüksek bir fiyata sahip olduğu bulunmuştur. Benzer şekilde Noosa Milli Parkı'nı gören bir arazinin, bu manzaraya sahip olmayana göre % 6,6 daha değerli olduğu bulunmuştur (Pearson, Tisdell & Lisle, 2002: 166). Gibbons, Mourato ve Resende ise İngiltere'de yaptıkları çalışmada; arazi örtüsündeki tatlı su, sulak alan gibi unsurların varlığındaki yüzde birlik artışın % 0.36 ya da 694 Pound bir değer artışına yol açtığını, doğal yerlere olan uzaklığın fiyatları düşürdüğünü, nehirlerle her bir kilometrelik uzaklığın fiyatları % 0.93 ya da 1,811 Pound, en yakın milli parka uzaklıktaki her bir kilometrelik artışın fiyatları % 0.24 ya da 465 Pound düşürdüğünü tespit etmiş, dolayısıyla bu sonuçları ev satın alanların doğal alanlara erişebilmek için her yıl İngiltere'nin ortalama bir yerinde bulunan konuta göre ne kadar fazla ödemeye gönüllü olduğu miktarı gösterdiğini belirtmişlerdir (Gibbons, Mourato & Resende, 2011). Vanslebrouck vd. ise daha farklı bir çalışmayla tarımsal faaliyetlerle ilişkili arazi manzarasının (otlak, meyve bahçeleri, çayırlarda otlayan hayvanlar vb.) kırsal turizm ve turistlerin kırdaki konaklama faaliyetleri üzerinde yarattığı etkiyi, Belçika'nın kuzeyinde bulunan Flanders'de incelemiş, ampirik bulgular sonucunda, tarımsal faaliyetler ve bunların çevresel katkısının, turistlerin konaklama ücretine etki ettiğini, örneğin otlak alanların varlığı, bahçe tarımı gibi manzara güzelleştiren unsurların fiyatlar üzerinde pozitif bir etkiye neden olduğunu bulmuştur (Vanslebrouck, Huylenbroeck & Meensel, 2005: 28).

Hedonik fiyatlama yöntemiyle çevresel özelliklerin konut fiyatları üzerindeki etkisine ilişkin ilk çevresel çalışma Ridker ve Henning'in 1967 tarihindeki hava kirliliğinin konut fiyatları üzerindeki etkisine ilişkin çalışmayla başlamış ancak son kırk yılda, su kalitesi, korunan doğal alanlar, sulak alanlar, ormanlar, tarımsal faaliyetler, doğa manzarası gibi çevresel özelliklerin fiyata etkisini araştıran birçok çalışma yapılmıştır. Bu çalışmalarda yaygın olarak tek bir çevresel özellik (örneğin su kalitesindeki değişim, plajın kalitesi) dikkate alınmış, arazi örtüsünün diğer özellikleri

hesaba katılmamıştır (Gibbons, Mourato & Resende, 2011). Yöntemin içerdiği önemli sorun, bir önce incelenen seyahat maliyeti yöntemindeki gibi malın fiyat değişimlerini etkileyecek diğer faktörlerin kontrol edilememesidir (Goodstein, 1999: 140). Ancak hedonik fiyatlama yöntemi, koşullu değerlendirme yöntemiyle karşılaştırıldığında çevresel faydaların değerini borsa işlemleriyle ilişkili fiyat ve maliyetlerden hareketle ölçmekte ve bu yönüyle koşullu değerlendirme yönteminden farklı olarak satın alma fiyatı, tercih ve işlem verisine dayanmanın avantajına sahiptir. (Tyrvaenen, 1996: 212). Hedonik fiyatlama yöntemi, gözlemlenebilen tercihlere dayanmakta, daha geçerli bir değerlendirme yaklaşımı olarak kabul edilmektedir. Bununla birlikte bu yöntem yalnızca mekânla bağlantılı değerleri ölçebilmektedir. Yani kullanım değerlerini ölçebilirken, kültürel mirasın korunması gibi doğrudan kullanım değeri taşımayan değerleri ölçememektedir. Koşullu değerlendirme yöntemi ise hipotetik yanıtlara dayanmasına rağmen kullanım dışı değerleri ölçmesi açısından önemlidir (Ready, Berger & Blomquist, 1997: 440).

4.2. Talep Eğrisi İçermeyen Yaklaşımlar

Ekosistem hizmetlerinin parasal değerini, bir talep eğrisi oluşturulmadan da belirleyen yöntemler vardır. Talep eğrisi içermeyen yaklaşımlar, çevresel politikalar nedeniyle bir malın üretim koşullarında meydana gelen değişim üzerinden bir değer hesaplaması yapmaktadır. Çevresel değişim ile piyasada mal ve hizmetlerin üretim koşulları arasındaki ilişki nedeniyle, talep eğrisi içermeyen yaklaşımlar aynı zamanda üretim fonksiyonu temelli yaklaşımlar (production function-based approaches) olarak tanımlanmaktadır. Örneğin, bir sulak alanın büyüklüğündeki değişim su kalitesinde değişime yol açar ve tutulan balık sayısını azaltır. Bu değişime bağlı olarak çıktının değerindeki farklılık, kaybedilen sulak alana atfedilen bir değer ölçümü olarak alınır (Heide, 2005: 78). Talep eğrisi içermeyen yaklaşımlar hükümetler tarafından proje ve programların ön değerlendirmesinde bir araç olarak kullanılmaktadır. Bu yaklaşımlar şunlardır:

a) *Dozaj-Tepki Yöntemi (Dose-Response Method)*: Bir mal ve hizmet ile bu mal ve hizmete etki eden doğal bir faktör arasındaki fiziksel ilişkinin bilgisine dayalı bir değerlendirme yöntemidir. Bu yöntem piyasa değerlerine dayanmamakta, değeri çevresel olgu ile olgunun etkisi arasındaki ilişki üzerinden ölçmektedir. Bu ilişkide çevredeki değişim “dose” ortaya çıkan etki ise “response”dur (Corture, 2013). Bireysel tercihlere dayalı bir yöntem değildir.

Bu yöntemde kirlilik oluşumuna karşı insanların, bitkilerin ve hayvanların verdiği fizyolojik tepkiye ilişkin bilgiye ihtiyaç vardır. Kirlilik ve etkileri arasındaki “dozaj-tepki (dose-response)” ilişkisi hesaplanır. Örneğin, kirliliğin sağlık üzerinde, su ekosistemleri ve bitkiler üzerinde yarattığı etkilere bakılır (Pearce & Turner, 1990: 142. Dozaj-tepki ilişkisinin bilgisi yanında, niceliksel temsili için teknolojik, fiziksel ve biyolojik süreçleri açıklayan matematiksel bir fonksiyon da gereklidir. Yöntemin kısıtları ise; fiziksel sisteme ilişkin kısıtlayıcı varsayımlarının olması, veri yoğun olması, uygulamasının çoklu sistemlerde karmaşık olmasıdır (Corture, 2013).

b) *Yenileme maliyeti (Replacement Cost)*: Zarar görmüş bir ekolojik varlığın restore edilmesi ve yenilenmesinin maliyetleriyle ilgili bir tekniktir. Yenileme maliyetleri, restorasyonun faydasını belirleyen bir ölçüt olarak alınmaktadır. Örneğin, hava kirliliği nedeniyle kirlenen binaların temizlenme maliyeti bir yenileme maliyetidir (Turner, Pearce & Bateman, 1994: 115). Yöntemin dayandığı mantığa göre eğer bir ekosistem fonksiyonunun sağladığı hizmet teknik bir ikamesiyle gerçekleştirilebiliyorsa, bu ikamenin maliyeti bu ekosistem hizmetinin değeri olarak alınabilir (Dehnhardt, 2002). Yöntemde restorasyon ya da yenileme maliyeti gibi hipotetik maliyetler kullanılarak fayda ölçümü yapıldığından, yöntemin örtük varsayımı, faydanın da en az varolan maliyetler kadar geniş olduğudur (Brouwer, Langford, Bateman, Crowards & Turner, 1999: 18).

Diğer yöntemlerle karşılaştırıldığında anlaşılması kolaydır ve bu açıdan dolayı kullanım değerlerinin (indirect use values) toplumsal öneminin anlaşılmasına katkı sunabilir. Diğer taraftan yöntemin kısıtı, ekosistemin sağladığı tüm faydayı değil,

yalnızca tanımlanan faydayı ölçebilmekte ve bu açıdan ekosistem hizmetlerinin toplumsal değerini alt sınırdan sunmaktadır. (Dehnhardt, 2002).

Dehnhardt, yenileme maliyeti yöntemiyle taşkın havzalarının (flood plain) sağladığı su temizleme ekosistem hizmetinin değerini Almanya’da bulunan Elbe Nehri üzerinden incelemiştir. Elbe Nehri’nin etrafında bulunan taşkın havzalarının % 85’i 19. yüzyılın ortasından itibaren selden korunma önlemleri, nehir kıyılarının tarımsal kullanımı gibi nedenlerle yok olmuştur. Çalışmayı yapmaktaki amacı su havzası kayıplarının ekolojik değerlerde önemli bir kayıp olduğuna dikkat çekmek amacıyla su havzalarının sağladığı ekosistem mal ve hizmetlerinin parasal değerini belirlemektir. Dehnhardt, örnek uygulamasında taşkın havzalarının suyu temizleme hizmetini ele almıştır. Taşkın havzalarının besin tutma (nutrient retention) kapasitesi vardır ve bir besin filtresi gibi işlev görerek suyun kendi kendine temizlenmesini sağlar ve dolayısıyla su kalitesini artırır. Bu açıdan önemli bir ekosistem hizmeti sağlarlar. Yenileme maliyeti yöntemiyle taşkın havzalarının besin tutma fonksiyonlarının parasal değerini hesaplamak için gerekli adımlar; nitrojen azaltımının etkisinin belirlenmesi ve miktarsal ölçümünün yapılması, bu ekosistem hizmetinin ikamesini oluşturacak senaryoların ve bunların maliyetinin belirlenmesi ve son olarak bu adıma dayalı olarak ekonomik değerlemenin yapılmasıdır. Bu doğrultuda, öncelikle Elbe Nehri’nin etrafında belirlenen proje alanlarında (15000 hektar) yılda 3000 ton nitrojen azaltımının olacağı varsayılmıştır. Ardından “nitrojen azaltımını” sağlayan ekosistem hizmetinin ikamesini sağlayacak bir teknik ikame ve bu teknik ikamenin maliyeti belirlenmiştir. Eşdeğer hizmeti sağlayan teknik ikame olarak su arıtma tesisi belirlenmiştir. Bu adımdan sonra taşkın havzalarının restore edilmesinin maliyeti farklı senaryolar üzerinden hesaplanmıştır. a) Su arıtma tesisleriyle nitrojen azaltımının marjinal maliyeti her kilo nitrojen başına 5-8 Euro; b) tarımsal önlemlerle nitrojeni azaltmanın marjinal maliyeti kilo nitrojen başına 2,5 Euro’dur. 15.000 hektarlık taşkın havzası alanı için yenileme maliyeti birinci senaryoya göre 20.5 milyon Euro, ikinci senaryoya göre 6.9 milyon Euro’dur. Bu sonuçlar taşkın havzalarının sunduğu ekosistem hizmetlerinin parasal karşılığını ifadesi olarak alınmıştır (Dehnhardt, 2002).

c) *Fırsat Maliyeti Yaklaşımı (Opportunity Cost Approach)*: Ekolojik tahribata yol açan faaliyetin yararının ölçülmesine dayalıdır. Bu ölçümden sonra faaliyetin yol açtığı ekolojik zarar ve sağladığı yarar karşılaştırılarak, hangi çevresel faaliyetlerin kalkınma için olması gerektiği, hangilerinin uğraşmaya değmez olduğuna ilişkin bir kriter belirlenir. Bu bir değer belirleme tekniği olmamakla birlikte karar alıcıların kararlarına yardım etmektedir (Turner, Pearce & Bateman, 1994: 116).

5. Sonuç

Ekosistem hizmetlerinin parasal değerinin hangi yöntemler aracılığıyla belirlendiğine dayalı olan bu çalışma, doğrudan bir örnek uygulama içermemekle birlikte ekosistem piyasalarının kurulumunun ön adımlarından biri olan fiyatlama çalışmalarına odaklanarak ekosistem piyasalarının kurulumuna giden teorik sürecin kurulumuna dikkat çekmektedir. Bir mal ve hizmetin piyasada mübadele edilebilmesi için nasıl bir fiyatının olması gerekiyorsa ekosistem piyasalarının kurulumu için de ekosistem mal ve hizmetlerinin tanımlanması ve fiyatının belirlenmesi gereklidir. Bu nedenle çalışmada “ekosistem hizmetleri”nin tarihsel süreç içinde ne zaman bir tanım olarak çıktığı ve ardından hangi tartışma ve gerekçeler ekseninde, hangi yöntemler aracılığıyla fiyatlarının belirlendiği literatürden örnek uygulamalarla birlikte açıklanmıştır. Hem bu örnek uygulamalar hem de teorik açıklamalarda kesişen nokta, ekosistem hizmetlerinin fiyatlandırılmasına ilişkin söylemin bunların korunması ve değerine dikkat çekmek amacı etrafında şekillenmesidir. Ancak ekosistem hizmeti kavramının tarihsel sürecini anlatırken dikkat çekildiği üzere biyoçeşitliliğin korunması söylemiyle başlayan süreç zamanla fiyatlama çalışmalarıyla biyoçeşitliliğin piyasalarda mübadelesinin önünü açmış; ekosistem hizmetlerinin tanımlama ve sınıflandırılmasına ilişkin teorik tartışmalar, pratikte meta ilişkilerinin içine çekilmesiyle ilerlemiştir. Örneğin seyahat maliyeti yöntemine ilişkin örneklerde incelendiği üzere “dinlenmenin değeri”nin ölçülmesi beraberinde dinlenme alanlarına bir giriş ücreti tartışmasıyla yürümüş, hedonik fiyatlama ile ilgili örneklerde “manzara değeri”nin konut piyasalarında nasıl mübadele ilişkilerinin bir unsuru haline geldiği açık biçimde

sergilenmiş, koşullu değerlendirme yöntemiyle sulak alanların sunduğu ekosistem hizmetlerinin değeri ölçüldükçe piyasalarda sulak alan kredileri (wetland credit) alım-satımı ortaya çıkmıştır. Koruma amaçlı ya da kirliliği önleme amaçlı oluşturulan krediler (bir çevresel tahribat ya da kayıp oluştuğunda, bunun karşılığında başka yerdeki telafi edici çevresel faaliyetler sonucu oluşturulmuş ölçülebilir koruma ürünleridirler ve restore edilen ya da korunan bir birim doğal alanı temsil ederler), sulak alan kredisinden zararı hafifletme kredisine (mitigation credit), karbon kredilerinden biyoçeşitlilik kredilerine (biodiversity credits) uzanmakta, bunların ticaretinin yapılması birbirinden farklı ekosistem piyasalarının kurulumuna yol açmaktadır. Bu krediler “koruma bankaları (conservation banking)” aracılığıyla satılmakta, bir kalkınma projesi sonucunda oluşan çevresel tahribat, tahribatı yaratan neden ortadan kaldırılmak yerine bu kredilerin alınmasıyla tazmin edilerek kalkınma projesine devam edilmektedir (ten Kate vd., 2004). Örneğin bir ekosistem hizmeti olarak biyoçeşitliliğin değerinin ölçülmesi, biyoçeşitlilik kredilerinin oluşturulması ve biyoçeşitlilik piyasalarının kurulumu iç içe geçen bir süreçtir. Biyoçeşitliliğin değerine ve korunmasına yönelik söylemlerin peşinden üç çeşit biyoçeşitlilik piyasası; “bioprospecting faaliyetleri”, “biyoçeşitlilik ofsetlerinin alınıp satıldığı piyasalar”, “çevresel hizmet ödemeleri (payment for ecosystem services) ortaya çıkmıştır. Çalışmanın kapsamı içinde bu piyasaların detaylı incelemesine yer verilmese de bu piyasaların kurulumuyla ticari açıdan değerli biyolojik maddelerin alınıp satıldığı (bioprospecting faaliyetleri), çevresel hizmetten yararlananların para ödediği (çevresel hizmet ödemeleri), çevresel tahribatın ofset ve kredilerle telafi edilebildiği piyasalar ortaya çıkmıştır. Daha önce de vurgulandığı üzere bu piyasalarda biyoçeşitliliğin mübadelesi, ancak bir ekosistem hizmeti olarak parasal değerinin belirlenmesiyle mümkündür. Dolayısıyla 1970’li yıllarla birlikte ekosistem fonksiyonlarının “ekosistem hizmeti” kavramıyla tanımlanması, bunların fiyatını belirlemeye yönelik tartışmaların başlaması, parasal değerini hangi yöntemler aracılığıyla belirlendiği, bu yöntemlere yönelik eleştiri ve kısıtların anlaşılması günümüzde giderek yaygınlaşan

ekosistem piyasalarının kurulumuna götüren adımların teorik arka planını anlamak açısından önem taşımaktadır.

Ekosistem hizmetlerinin insan refahına etkisi üzerine yoğunlaşan incelemeler beraberinde bu hizmetlerin iktisadi hesaplamalara dâhil edilebilmesi amacıyla fiyatlandırılmasına ilişkin tartışma ve yöntemlerin gelişmesine yol açmıştır. Doğaya ilişkin fiyatlama analizleri artık yalnızca doğal kaynakları değil, kıtlığını yansıtacak bir fiyatı ve piyasası olmayan ekosistem hizmetlerini de kapsar hale gelmiştir. Ekosistem hizmetlerini fiyatlama yöntemleri; kamusal nitelik taşıyan ekosistem hizmetlerinin değerinin bireysel gelire, ankete katılanların sosyal ve psikolojik koşullarına bağlı biçimde belirlenmesine ilişkin sıkıntılar, yöntemlerin geleneksel piyasalara uygulanması yönündeki sorunlar, seyahat maliyeti dışında kalan faktörlerin ya da zaman maliyetinin hesaplama katılmasındaki zorluklar, malın fiyat değişimlerini etkileyecek diğer faktörlerin kontrol edilememesinden kaynaklı sorunlar nedeniyle önemli kısıtlar içermektedir. Yöntemler bu kısıtları içermekle birlikte daha önemlisi fiyatlama mantığının kendisi önemli sorunlar içermektedir. Fiyatlama mantığıyla ekosistemlerin karmaşık yapısı göz ardı edilip ekosistem hizmetlerine ilişkin bilgi sıkıştırılarak tek bir ölçüm aracına (paraya) indirgenmektedir. Kosoy ve Corbera'nın vurguladığı üzere, ekosistem hizmetlerinin metalaştırılma sürecinde ekosistemlerdeki karmaşıklık basitleştirilecek, değer ölçüsü olarak öncelik değişim değerine verilecek, ekosistem hizmetlerinin “üretim” ve “satım” sürecindeki sosyal ilişkiler maskelenecek, parasal değer biçme insan-doğa ilişkilerini görünmez kılması dolayısıyla meta fetişizmine yol açacaktır. Oysa ekosistem mal ve hizmetleri farklı coğrafyalarda farklı biçimde değerlendirilebilir ve bu değerler piyasa değeriyle aynı olmayabilir (Kosoy & Corbera, 2010: 1229-1232). Ancak insanın doğayla kurduğu parasal olmayan diğer değer verme biçimleri piyasa ilişkileri içinde yok sayılmaktadır. Fiyatlama mantığının içerdiği diğer bir sorun, fiyatlamanın ekosistem hizmetlerinin “ikincil değer” olarak adlandırılan çevrenin fiili kullanımı, gelecek nesiller açısından taşıdığı parasal değer ve ekosistemlerin bireysel fonksiyonlarına dayalı bir ekonomik değer hesaplamasına dayanması; ancak “birincil değer” olarak adlandırılan ekosistemlerin yaşamı

destekleme fonksiyonları ve ekosistemi oluşturan unsurları bir arada tutan değeri ise hesaplamasının mümkün olmamasıdır. Fiyatlama mantığıyla birincil değerin hesaplanması mümkün olmadığından, ekosistem hizmetlerine ilişkin parasal hesaplamalar toplam değerin altında bir değer hesaplamasına dayanmakta, bu ise ekolojik karar alma süreçlerinde, fayda-maliyet analizlerine dayalı parasal hesaplamalarla oluşturulan çevre politikalarının doğa açısından eksik bir analizle oluşumuna yol açabilmektedir.

Ekosistem hizmetlerinin parasal değerinin belirlenmesinin 1990 sonrası uluslararası ekonomik alandaki en önemli sonucu, ekosistem hizmetlerinin adeta bir meta gibi mübadele edilebileceği ekosistem piyasalarının gelişmesi olmuştur. Böylece ekosistem hizmetlerine farkındalık yaratmayla başlayan süreç sermaye açısından yeni birikim alanlarının oluşmasını sağlamıştır. Örneğin karbon piyasalarında ekosistemlerin havayı temizleme hizmetleri bir meta gibi mübadele ilişkilerine dâhil edilmiş, karbon sertifikası üretim ve ticareti şirketler açısından karlı bir faaliyet alanı haline gelmiştir. Benzer biçimde biyoçeşitliliğin korunması amacıyla gelişen biyoçeşitlilik piyasalarında “bioprospecting” faaliyetleri, biyoçeşitlilik kredileri/ofsetleri aracılığıyla kurulan mübadele ilişkileri yeni değerlendirme alanlarının ortaya çıkışını hazırlamıştır. Tüm bu gelişen piyasalarda ekosistem hizmetlerinin mübadele edilebilmesinin başat koşulu bunların parasal değerinin belirlenmesi olduğundan, parasal değerlemeye ilişkin tartışma ve yöntemler 1990 sonrası sürecin önemli güncel meselelerinden biri olmuştur. Bu sürecin en önemli sonucu ise doğanın unsurlarının artık daha geniş biçimde kullanım değeri ilişkilerinden değişim değeri ilişkilerinin hâkim olduğu alana taşınması olmuştur.

Kaynakça

- Anderson, B. & Gonigle M. (2012). Does ecological economics have a future? Contradiction and reinvention in the age of climate change, *Ecological Economics*, 84, 37-48.
- Aşıcı, A. (2012). İktisadi düşüncede çevrenin yeri ve yeşil ekonomi: Karşılaştırmalı bir analiz. İçinde A. Aşıcı ve Ü. Şahin (Eds.), *Yeşil Ekonomi*. İstanbul: Yeni İnsan Yayınevi.
- Baggethun E., Groot R., Lomas P. & Montes C. (2010). The history of ecosystem services in economic theory and practice: From early notions to markets and payment schemes, *Ecological Economics*, 69, 1209-1218.
- Brouwer R., Langford I., Bateman I., Crowards T. & Turner, K. (1999) A meta-analysis of wetland contingent valuation studies, CSERGE Working Paper.
- Burkett, P. (2004). *Marx ve doğa: Al-yeşil bir perspektif*. (E. Özkaya, Çev.). Ankara: Epos Yayınları.
- Burkett, P. (2008). *Marksizm ve ekolojik iktisat: Kızıl ve yeşil bir ekonomi politiğe doğru* (E. Günçiner, Çev.). İstanbul: Yordam Kitap.
- Carson, R. & Mitchell R (1993). The value of clean water: The public's willingness to pay for boatable, fishable, and swimmable quality water, *Water Resources Research*, 29, 2445-2454.
- Chen, W., H. Hong, Y. Liu, L. Zhang, X. Hou & M. Raymond (2004). Recreation demand and economic value: An application of travel cost method for Xiamen Island, *China Economic Review*, 15, 398-406.
- Costanza, R. (1989). What is ecological economics? *Ecological Economics*, 1, 1-7.
- Costanza, R., Daly, H. & Bartholomew, J. (1991). Goals, agenda and policy recommendations for ecological economics. İçinde R. Costanza (Ed.), *Ecological Economics: The Science and Management Of Sustainability*. New York: Columbia University Press.
- Costanza, R. & Daly, H. (1992). Natural capital and sustainable development, *Conservation Biology*, 6, 37-46.
- Costanza, R., Arge, R., Groot, R., Farber, S. vd. (1997). The value of world's ecosystem services and natural capital, *Nature*, 387, 253-260.
- Costanza, R. (2003). Social goals and the valuation of natural capital, *Environmental Monitoring and Assessment*, 86, 19-28.
- Dempsey, J. ve Robertson, M. (2012). Ecosystem services: Tensions, impurities and points of engagement within neoliberalism, *Progress in Human Geography*, 36, 758-779.

- Dehnhardt, A. (2002). The replacement value of flood plains as nutrient sinks: A case study of the River Elbe. Institute for Ecological Economy Research, Berlin.
- El Serafy, S. (1998). Pricing the invaluable: The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Ecological Economics*, 25, 25-27.
- Farley, J. & Brown Gaddis, E. (2007). Restoring natural capital: An ecological economics assesment. İçinde J. Aronson, S. Milton, J. Blignaut (Eds.) *Restoring Natural Capital*. Washington: Island Press.
- Fenech, A., Foster, J., Hamilton, K. & Hansell, R. (2003). Natural capital in ecology and economics: An overview, *Environmental Monitoring and Assessment*, 86, 3-17.
- Fleming, C. & Cook, A. (2007). The recreational value of Lake McKenzie: An applicaton of the travel cost method. Paper presented at the 51st Annual Conference of the Australian Agricultural and Resource Economics Society, New Zealand.
- Folke, C., Hammer, M., Costanza, R. & Jansson, A. (1994). Investing in natural capital-why, what and how? İçinde A. Jansson, M. Hammer, C. Folke, R. Costanza (eds.) *Investing in Natural Capital: The Ecological Economics Approach to Sustainability*. Washington: Island Press.
- Gibbons, S., Mourato S. & Resende, G. (2011). The amenity value of English nature: A hedonic pricing approach. Spatial Economics Research Center Discussion Papers, LSE, London.
- Godwy J. & Olsen P. (1994) Further problems with neoclassical environmental economics. *Environmental Ethics*, 16, 161-171.
- Godwy, J. & Erickson, J. (2005). The approach of ecological economics, *Cambridge Journal of Economics*, 29, 207-222.
- Goodstein, E. S. (1999) *Economics and the environment*. New Jersey: Prentice Hall.
- Harvey, D. (1991). *The nature of environment: The dialectics of social and environmental change*. The paper was presented in the University of Wisconsin.
- Hayward, T. (1995). *Ecological thought: An introduction*. Cambridge: Polity Press.
- Heide, C. M. (2005). An economic analysis of nature policy. Tinbergen Institute Research Series, Amsterdam.
- Jacobs, M. (1991). *The green economy: Environment, sustainable development and the politics of the future*. London: Pluto Press.
- Jardins, J. (2006). *Çevre etiği* (R. Keleş, Çev.). Ankara: İmge Kitabevi.

- Kosoy, N. & Corbera, E. (2010). Payments for ecosystem services as commodity fetishism, *Ecological Economics*, 69, 1228-1236.
- Lutz, E. & Munasinghe, M. (1994). Integration of environmental concerns into economic analyses of projects and policies in an operational context, *Ecological Economics*, 10, 37-46.
- Pearce, D. W. & Turner, R. K. (1990). *Economics of natural resources and the environment*. London: Harvester Wheatsheaf.
- Pearce, D. (2002). An intellectual history of environmental economics, *Annual Review of Energy and Environment*, 27, 57-81.
- Pearson, L., Tisdell C. & Lisle, A. (2002). The Impact of Noosa National Park on Surrounding Property Values: An application of the hedonic price method., *Economic Analysis & Policy*, 32, 155-171.
- Prugh, T., Costanza, R., Cumberland, J., Daly, H., Goodland, R. & Norgaard, R. (1999). *Natural capital and human economic survival*. New York: CRC Press.
- Randall, A. (1987). *Resource economics*. New York: John Wiley and Sons.
- Ready, R., Berger M. & Blomquist, G. (1997). Measuring amenity benefits from farmland: Hedonic pricing vs. contingent valuation, *Growth and Change*, 28, 438-458.
- Rees, W., Farley, J., Vesely, E. & Groot, R. (2007). Valuing natural capital and the costs and benefits of restoration. İçinde J. Aronson, S. Milton, J. Blignaut (eds.) *Restoring Natural Capital*. Washington: Island Press.
- Ruggeri, J. (2009). Government investment in natural capital, *Ecological Economics*, 68, 1723-1739.
- Sagoff M. (1988) Some problems with environmental economics, *Environmental Ethics*, 10, 55-74
- Sagoff, M. (2008). On the economic value of ecosystem services, *Environmental Values*, 17, 239-257.
- Sahu, S.C. & Nayak, B. (1994). Niche diversification in environmental/ecological economics, *Ecological Economics*, 11, 9-19.
- Stern, D. (2012). *Ecological economics*. Crawford School Research Paper, No. 17, May.
- Stirling, A. (1993). Environmental valuation: How much is the emperor wearing? *The Ecologist*, 23(3).
- Ten Kate, K. vd. (2004). Biodiversity offsets: Views, experience and the business case. IUCN and Insight Investment, Switzerland and UK.
- Tietenberg, T. (2003). *Environmental and natural resource economics*. London: Pearson Education.

- Turner, K. Pearce, D. & Bateman, I. (1994). *Environmental economics: An elementary introduction*. Harvester Wheatsheaf, New York.
- Tyrvaenen, L. (1997). The amenity value of the urban forest: An application of the hedonic pricing method, *Landscape and Urban Planning*, 37, 211-222.
- Van den Bergh, J.C. (2007). Evolutionary thinking in environmental economics, *Journal of Evolutionary Economics*, 17, 521-549.
- Vanslebrouck, I., Huylenbroeck G. & Meensel V. (2005). Impact of agriculture on rural tourism: A hedonic pricing approach, *Journal of Agricultural Economics*, 56, 17-30.
- Vatn A. & Bromley, D.V. (1994). Choices without prices without apologies. *Journal of Environmental Economics and Management*, 26, 129-148.
- Venkatachalam, L. (2007). Environmental economics and ecological economics: Where they can converge? *Ecological Economics*, 61, 550-558.
- Voora, V. A. & Venema, H. D. (2008). *The Natural Capital Approach: A Concept Paper*. International Institute for Sustainable Development.

Extensive Summary

An Examination of the Methods and Discussions on Estimation of Monetary Value of Ecosystem Services

Nature has been included in the scope of economic analysis not only as natural resources (raw material, land) but also as ecosystem services (water cycling, air quality regulation, erosion regulation, recreation and aesthetic experiences, etc.) with the development of the concept “natural capital”. However, ecosystem services are not quantified in monetary terms and remain outside the domain of the market. Therefore, discussions and studies related to monetary value estimation of ecosystem services have emerged to include them in economic analysis, and have been implemented by environmental economics and ecological economics which are the new sub-fields of economics.

According to environmental economics, nature provides many valuable ecosystem services either directly or indirectly to human but these services would be overused if they are unpriced. Also, they have stated that to evaluate the environmental effects and to conduct a cost-benefit analysis of investment projects are required to be known economic value of environmental damages. Thus, they have supported and been a part of valuation studies.

Ecological economics does not present a consistent literature about monetary value of ecosystem services. A large majority of them support the development of monetary valuation methods of ecosystem services while some of them criticize it. Ecological economist who is one the founder of ecological economics argue that to make choice concerning ecosystem services means valuation. Human's preferences gives relative weights to various ecosystem services. So monetary valuation of ecosystem services should be estimated to make better choice about ecosystems (Costanza, 2003, 23).

Varios methods are developed to measure the value of ecosystem services such as contingent valuation method, travel cost method, hedonic pricing method. Contingent valuation method is based on a survey in which people are asked to point out their willingness to pay for specific environmental services or for the amount of compensation to give up specific environmental services. Travel cost method is based on calculations of costs to reach a recreational site. Hedonic pricing method is based on determination the value of qualitative characteristics of natural capital that affect market prices.

These methods contain many problems such as the determination of value of ecosystem services which have public good characteristics through the participants' individual income, measurement the opportunity cost of time, implication that nature has value only for the enjoyment of human beings. Additionally, the basic problem related to valuation methods is to reduce ecosystems to a single measurement (monetary value) ignoring that ecosystems vary in diversity and interact in a complex system.

Valuation of ecosystem services leads to develop ecosystem markets in which ecosystem services are exchanged as a commodity in 1990s.