



DEPARTMENT OF ECONOMICS
UNIVERSITY OF MILAN - BICOCCA

WORKING PAPER SERIES

**Utilizzo e diffusione della valutazione economica dei
beni ambientali: una prospettiva europea**

Marco Grasso

No. 42 - January 2002

Dipartimento di Economia Politica
Università degli Studi di Milano - Bicocca
<http://dipeco.economia.unimib.it>

Utilizzo e diffusione della valutazione economica dei beni ambientali: una prospettiva europea

Marco Grasso

Università degli Studi di Milano Bicocca – Facoltà di Sociologia

Abstract

La valutazione economica delle risorse naturali fornisce al decisore pubblico una base informativa ampia e condivisibile, in grado di orientarne efficacemente la decisione. Essa quindi può favorire il raggiungimento degli obiettivi di miglioramento e di integrazione ambientale che gli indirizzi dell'Unione Europea prevedono. L'articolo, dopo una sintetica lettura critica della valutazione economica dei beni ambientali e un inquadramento generale del suo utilizzo, intende definirne il ruolo in Europa. La sua rilevanza viene pertanto letta attraverso la verifica della diffusione presso la Direzione Ambiente della Commissione delle pratiche valutative, e mediante un riscontro quantitativo dell'attività scientifica. Infine, vengono offerti alcuni spunti di riflessione relativi al processo di valutazione e alle sue fortune in Europa.

JEL: D61, Q28, Q38

Introduzione

La questione ambientale riveste importanza primaria nell'agenda di tutti i paesi sviluppati. Per quanto riguarda l'Unione Europea, il Trattato di Maastricht (1992) e il Trattato di Amsterdam (1997) hanno sancito rispettivamente la centralità della tutela dell'ambiente in tutte le politiche dell'Unione e la nozione di sviluppo sostenibile. Ancora, il Trattato di Amsterdam (all'articolo 6) ha definito come prioritaria l'integrazione dei temi ambientali nella definizione e nella realizzazione di tutte le *policy*. Inoltre, successivi documenti della Commissione, ispirati dalle linee dettate dai Consigli Europei di Cardiff, Vienna, Colonia, Helsinki e Goteborg (1998–2001), sottolineano come l'integrazione ambientale vada attentamente tenuta sotto controllo e verificata.

Altro tuttavia è la realizzazione degli obiettivi di miglioramento e di integrazione ambientale che questi indirizzi auspicano. Per agevolarne la focalizzazione e il raggiungimento, nonché per verificare l'efficacia dei processi di integrazione, è utile il ricorso alle metodologie di valutazione economica dei beni ambientali. Esse, congiuntamente alla regolamentazione delle attività inquinanti, costituiscono i principali filoni di analisi dell'economia ambientale (*environmental economics*)¹.

Le metodologie di valutazione utilizzate dall'economia ambientale fanno riferimento alla teoria economica neoclassica che, per quanto fino alla "rivoluzione ambientale" dei tardi anni sessanta abbia colpevolmente trascurato l'ambiente naturale, disponeva da lungo tempo degli strumenti analitici necessari alla sua considerazione. La portata del concetto di esternalità e di fallimento di mercato hanno sempre rivestito, per esempio, un ruolo importante nell'analisi microeconomica; l'inquinamento stesso, derivante dall'assenza (o dalla non significatività) dei prezzi per determinate risorse ambientali scarse, né è un esempio. Certo, la teoria economica, soprattutto in campo ambientale, deve evitare di privilegiare l'eleganza a danno del realismo, non perdere di vista i problemi da risolvere e l'insieme delle possibili soluzioni. Ma, se opportunamente utilizzata, è in grado di fornire gli strumenti analitici necessari al processo di valutazione dei beni ambientali. Infatti, i modelli di ottimizzazione vincolata atti a descrivere il comportamento degli individui (di massimizzazione dell'utilità) e quello dei governi (di massimizzazione del benessere), pur nella loro necessaria schematicità, se opportunamente integrati sono sufficientemente robusti per affrontare le sfide in termini di diritti di proprietà, incompletezza dei mercati, esternalità che la questione ambientale implica.

Non si vuole però affermare che l'economia ambientale costituisca l'unico paradigma di riferimento per orientare le decisioni relative all'ambiente. Anzi, è necessario che essa sia affiancata dagli approcci multicriteriali propri dell'economia ecologica, e supportata dalla ampia e duttile prospettiva dei modelli di simulazione dinamica. Tuttavia, i contributi che essa può offrire sono preziosi nell'indirizzare gli interventi² pubblici in campo ambientale.

¹ Nel presente lavoro si distingue quindi l'economia ambientale (*environmental economics*) dall'economia delle risorse naturali (*natural resource economics*). La seconda, nell'impostazione di Cropper e Oates (1992), si occupa dell'allocazione intertemporale delle risorse rinnovabili e non rinnovabili.

² Si intendono per interventi sia le politiche pubbliche, che i programmi e i progetti di investimento.

Alla luce delle osservazioni e dei *caveat* sopra esposti, il presente lavoro, dopo una sintetica lettura critica della valutazione economica delle risorse naturali come delineata dalla *mainstream economics* (paragrafo 1), e un inquadramento generale del suo utilizzo e della sua diffusione (paragrafo 2), ne definisce il ruolo in Europa. La specifica rilevanza assunta dalla valutazione economica, nonché della questione ambientale stessa, nel nostro continente viene letta mediante la verifica della diffusione delle pratiche valutative (paragrafo 3) presso la Direzione Generale Ambiente della Commissione, nonché attraverso un riscontro quantitativo dell'attività scientifica in materia. Da ultimo, le considerazioni finali (paragrafo 4) offrono alcuni spunti di riflessione relativi al processo di valutazione economica e alle sue fortune in Europa.

1. La valutazione economica dei beni ambientali

L'economia consente di fare delle scelte e quindi di prendere delle decisioni. Le scelte relative ai beni ambientali sono più difficoltose di quelle che riguardano i beni privati. I primi, infatti, sono generalmente beni pubblici e pertanto il mercato non è in grado di determinarne un prezzo corretto, né, tanto meno, di pervenire a valori economici che ne riflettano la rilevanza sociale. Il fallimento del mercato, perciò, fa sorgere la necessità di individuare la opportuna dimensione economica dei beni ambientali in modo da poter orientare la scelta pubblica; l'economia ambientale costituisce il riferimento teorico³ per tale percorso.

1.1 Strumenti e ragioni della valutazione economica dei beni ambientali

È possibile individuare due categorie analitiche rilevanti per la scelta pubblica in campo ambientale. La prima promuove il miglioramento dello stato dell'ambiente e comprende meccanismi di incentivazione quali le tasse ambientali, i sussidi, i permessi di inquinamento negoziabili, gli schemi deposito-rimborso, in generale gli strumenti economici che sempre più spesso affiancano e sostituiscono i tradizionali approcci regolamentativi di tipo *command and control*. La seconda consiste in un gruppo di strumenti analitici – quali l'analisi costi benefici⁴ – il cui scopo è migliorare l'efficienza economica degli interventi ambientali attraverso la produzione di informazioni più complete.

La valutazione economica delle risorse naturali è il braccio operativo dell'analisi costi-benefici, attraverso cui quest'ultima recepisce le ricadute ambientali degli interventi in esame. Essa, partendo dall'assunto che l'ambiente possa essere oggetto di misurazione monetaria, fornisce informazioni relative al valore economico dei cambiamenti della qualità e quantità dello stato dell'ambiente e informa il *policy-maker* circa l'efficienza delle azioni da intraprendere: se i benefici eccedono i costi, l'opzione oggetto di analisi è *prima facie* praticabile.

La tutela dell'ambiente, come detto, è diventata una priorità largamente condivisa: tuttavia molti dei miglioramenti ambientali non si manifestano immediatamente sotto

³ Questa almeno è la speranza degli economisti ambientali che, come tutti gli accademici, desiderano ardentemente vedere le proprie idee tradotte in realtà.

⁴ Rientrano altresì in questa famiglia le analisi costi-efficacia e le analisi di rischio.

forma di benefici monetari o di aumento del Pil, quanto come aspetti di qualità della vita. Ma è sostanzialmente casuale che alcuni aumenti di benessere abbiano espressione monetaria⁵ e altri no. Le esternalità ambientali – l'inquinamento atmosferico e delle acque, il rumore – sono state lungamente ignorate sia per l'assenza di trasferimenti monetari fra inquinatore e inquinato, imputabile alla non-definizione dei sottostanti diritti di proprietà – all'aria e all'acqua pulita, alla quiete –, sia per la circostanza che, anche quando tali trasferimenti avvengono a causa, per esempio, di provvedimenti legali, non rientrano normalmente nella contabilità nazionale. Quindi, i benefici ambientali tendono a essere meno tangibili, più sfuggenti di quelli di mercato e dunque ad avere minore rilevanza.

Secondo il punto di vista della *mainstream economics* la valutazione economica ambientale fornisce gli elementi per indurre tutte le forze del dibattito politico a considerare più attentamente, in un mondo con risorse limitate, i guadagni e le perdite derivanti da un'azione (o dall'inazione). Quindi, la valutazione economica è uno strumento decisivo, quantunque non la sola determinante della scelta. Essa infatti consente di determinare il valore economico dei beni ambientali oggetto di analisi. Secondo il punto di vista della scienza economica i suoi più importanti punti di forza sono i seguenti:

- *trasparenza*: i risultati cui perviene sono giustificati da assunzioni teoriche esplicite e da metodologie e procedure consolidate;
- *oggettività*: i valori che determina sono, per quanto possibile, oggettivi; la loro unità di misura (la moneta) ne è ulteriore garanzia;
- *comparabilità*: la metrica monetaria permette di comparare interventi che condizionano diversamente aspetti differenti del benessere della società.

1.2 Il significato del valore economico dei beni ambientali

I beni ambientali, l'aria, l'acqua, la fauna, un panorama, sono, secondo la prospettiva economica, beni valutabili in quanto offrono un flusso di servizi agli individui. Le attività dello stato e delle altre istituzioni, quelle dei singoli cittadini e delle aziende, comportano dei cambiamenti nei flussi di tali servizi che provocano costi e benefici. Il processo di misurazione dei cambiamenti nel valore economico dei servizi forniti dalle risorse naturali è, pertanto, inquadrabile secondo logica economica in un approccio di tipo costi/benefici⁶.

Secondo tale impostazione si deve adottare un punto di vista ampio, che consenta di leggere nelle risorse naturali l'effettivo flusso di servizi forniti alla società e all'economia: innanzitutto come fonte di *input* (combustibili fossili, legname, minerali, etc.), secondariamente come elemento indispensabile per la vita umana (aria respirabile,

⁵ Infatti, una volta accettata sotto il profilo etico la circostanza di attribuire un valore monetario ai beni naturali, l'utilizzo del metro monetario è dettato esclusivamente da considerazioni di praticabilità e di convenienza.

⁶ Infatti, negli ultimi decenni, la natura dei problemi trattati e l'affinamento delle tecniche di misurazione ha permesso di estendere il campo di indagine sia relativamente agli effetti favorevoli (benefici) che a quelli sfavorevoli (costi): ciò che un tempo era considerato non quantificabile, e forse anche relativamente non importante, come la maggior disponibilità di spazi ricreazionali o il miglioramento della visibilità, è ora riconosciuto come fonte di valore significativo e suscettibile di misura economica.

situazione climatica che consente la vita, etc.), poi come fornitore di una serie di opportunità ricreative e paesaggistiche, e infine come sistema in grado di ricevere e disperdere i residui dell'attività dell'uomo. Il valore economico dell'ambiente può essere, pertanto, definito come la sommatoria dei valori netti scontati dei flussi derivanti da tutti i servizi che esso offre: i benefici di un intervento che incrementa il flusso di un qualsiasi servizio ambientale consistono nell'aumento del valore scontato del servizio stesso. Analogamente i danni dell'inquinamento coincidono con la riduzione nel flusso di servizi provocata.

Il concetto di valore utilizzato trova fondamento nell'economia del benessere: il benessere/utilità dell'individuo non dipende solo dai beni – pubblici e privati – consumati, ma anche dalla quantità e qualità dei flussi di beni e servizi non di mercato forniti dal sistema risorse naturali/ambiente (per esempio salute, opportunità ricreative all'aperto, servizi paesaggistici, etc). Ne consegue che il riferimento per la derivazione di misure del valore economico del cambiamento nel sistema risorse/ambiente è l'effetto sul benessere umano⁷.

Se la società desidera sfruttare nel modo più efficiente la dotazione di risorse naturali, si devono confrontare i valori dei flussi di beni/servizi derivanti dall'uso delle risorse stesse (cioè i benefici⁸) goduti da ciascuno dei suoi membri, con i valori cui essi rinunciano distogliendo i beni/servizi ambientali da altri impieghi (cioè, i costi). In questo senso, poiché i benefici e i costi sono valutati in termini di effetti sul benessere individuale, i concetti di “valore economico” e di “variazione di benessere” coincidono.

La teoria economica assume che gli individui abbiano preferenze definite fra panieri alternativi di beni/servizi – di mercato e non di mercato – e che le preferenze godano della proprietà della sostituibilità⁹ fra tali beni/servizi. La scelta di rinunciare a un dato ammontare di un bene a favore di una maggior quantità di un altro, fornisce preziose informazioni circa il valore che gli individui attribuiscono alla coppia di beni in questione. Infatti, il valore monetario di uno dei beni del paniere illustra un caso particolare di *trade-off*, in quanto la quantità di moneta cui si rinuncia per acquistare quel dato bene è una *proxy* del valore dell'altro bene del paniere, il cui consumo deve essere diminuito per permettere la transazione in questione. Le misure di valore basate

⁷ Il *focus* antropocentrico di tale tipo di valutazioni non implica, tuttavia, il disinteresse verso la sopravvivenza e il benessere delle altre specie: gli individui infatti sono interessati alle altre specie non solo per l'utilità che ne possono trarre, ma anche per motivi etici o altruistici (che rimandano al concetto di valore di non uso o di esistenza). L'antropocentrismo è comunque uno fra i temi controversi dell'approccio in questione.

⁸ I termini “benefici”, “danni”, “costi ambientali” sono spesso usati in modo intercambiabile, generando non poca confusione. In realtà, la distinzione nasce dalla scelta del riferimento utilizzato per misurare i cambiamenti ambientali. I benefici di un cambiamento ambientale sono misurati attraverso la comparazione dell'esistente dato livello di servizi ambientali, con alcune specifiche ipotesi alternative, nelle quali i servizi stessi sono aumentati. I benefici sono pertanto i guadagni associati a un miglioramento ambientale. I termini “danni” e “costi ambientali” sono spesso intesi come speculari ai benefici, cioè illustrano i servizi ambientali persi muovendo da un ipotetica situazione “pulita” all'esistente livello di inquinamento.

⁹ Vale a dire che, se la quantità di un elemento componente un paniere è diminuita, è possibile incrementare la quantità di qualche altro elemento, in modo da lasciare l'individuo indifferente rispetto al cambiamento. Tale proprietà rappresenta la base del concetto di valore in economia, in quanto permette di utilizzare *trade-off* fra coppie di beni rilevanti per gli individui.

sulla sostituibilità possono essere espresse sia in termini di disponibilità a pagare (*willingness to pay* - *WTP*) che di disponibilità ad accettare (*willingness to accept* - *WTA*). La *WTP/WTA* è definita in termini di ogni altro bene che l'individuo è disposto a sostituire in cambio del bene da valutare. La *WTP* è la massima somma di denaro che l'individuo è disposto a pagare piuttosto che rinunciare all'incremento nella quantità di un determinato bene, la qualità ambientale, per esempio. Tale somma rende l'individuo indifferente fra il pagamento per il miglioramento, e la rinuncia al miglioramento a fronte del mantenimento della disponibilità di spesa per altri beni. La *WTA* è la somma minima che l'individuo richiede per rinunciare volontariamente a un miglioramento che altrimenti interverrebbe. È, cioè, la somma che rende l'individuo indifferente fra il miglioramento e la rinuncia al miglioramento, compensata in termini monetari. Quindi, la *WTP* assume come riferimento (di benessere/utilità) l'assenza del miglioramento, mentre la *WTA* assume come riferimento la presenza del miglioramento.

Alcuni osservatori sono molto critici rispetto allo sforzo di estendere il processo di misurazione economica a elementi quali la salute e la sicurezza umana, gli attributi ambientali, le valenze paesaggistiche, e a sintetizzarne il valore in una misura monetaria. In sostanza, viene messo in discussione l'approccio economico all'ambiente, che ne presume la quantificazione delle valenze e ne dissolve la specificità nel metro omogeneo della moneta. Invero, un certo scetticismo circa la brama di misurazione degli economisti è senza dubbio salutare. Tuttavia, a nostro parere, tale atteggiamento non deve essere estremizzato: l'affermazione che la salute umana o le specie in pericolo non possono essere tradotte in valori monetari non sempre risponde a verità. Il mondo reale, spesso, produce delle situazioni in cui, per esempio, il *trade-off* fra gli *intangibles* e qualche altro elemento cui è attribuibile un valore economico non può essere ignorato. Gli interrogativi più pertinenti riguardano l'approccio da seguire nella individuazione e determinazione di tali *trade-off*, nonché la quantità e qualità delle informazioni di supporto alla scelta.

A titolo esplicativo, può essere considerato un caso estremamente semplificato di inquinamento atmosferico¹⁰. Si assuma che al presente livello di emissioni l'inquinamento atmosferico causi una mortalità in eccesso per la popolazione a rischio di 1000 unità per anno, e che una riduzione delle emissioni del 50%, che richiederebbe una spesa di 500.000\$, riduca la mortalità in eccesso a 500 unità per anno. Alternativamente, un azzeramento delle emissioni (controllo al 100%) ridurrebbe la mortalità in eccesso a zero, ma costerebbe 1,5 milioni \$. Qui, il problema chiaramente sta nei *trade-off* fra le vite salvate e il valore delle risorse utilizzate nel processo di controllo delle emissioni. Se il valore monetario delle vite salvate fosse conosciuto, la riduzione della mortalità in eccesso potrebbe essere convertita in una misura monetaria dei benefici e l'appropriata *ratio* benefici/costi potrebbe essere applicata per determinare il livello ottimale di controllo delle emissioni. Ma, in assenza di un riferimento condiviso, non può essere applicata alcuna regola decisionale. Tuttavia, la scelta effettuata presume, e quindi rivela, un valore per le vite salvate: nel precedente esempio, se il decisore sceglie un controllo dell'inquinamento pari al 50%, "compra" 500 vite a un costo di 500.000\$. Inoltre, la scelta rivela che il valore del salvataggio di una vita è minore di 2000\$, in quanto il decisore ha rifiutato l'opportunità di "acquistare" le restanti 500 vite salvabili mediante la spesa addizionale di 1 milione \$ in controllo delle

¹⁰ Il presente caso è esposto in Freeman (1993, pp. 10-11).

emissioni. Se fosse stato scelto il livello di controllo assoluto (100%), si sarebbe dichiarato un valore di almeno 2000\$ per ogni vita salvata¹¹.

In questo caso, è la scelta a determinare il valore, piuttosto che il valore a determinare la scelta. In una società democratica, quanto più i decisori pubblici sono sensibili ai problemi di scelta, tanto più necessitano di informazioni per migliorare il processo decisionale: le stime monetarie, sicuramente, ampliano la base di informazioni disponibili. La loro forza consiste nel fatto che si basano su metodologie comprensibili e regole condivise per ridurre complesse serie di effetti e di fenomeni in una grandezza unidimensionale, la moneta. Quindi, è prerogativa dell'approccio costi/benefici, piuttosto che limite, la capacità di organizzare e ridurre le informazioni in una grandezza misurabile e, per quanto possibile, univoca quale è la moneta.

1.3 Una necessaria specificazione

Si ritiene opportuno specificare quella che è, a nostro avviso, l'essenza del processo di valutazione economica dei beni ambientali. Abbiamo sostenuto che il loro valore economico è misurato dalla somma delle *WTP* che gli individui interessati dal cambiamento nei servizi forniti dal bene stesso manifestano. La *WTP* a sua volta riflette le preferenze individuali verso tali variazioni di servizi. Quindi la valutazione economica dei beni ambientali misura le preferenze degli individui verso (o contro) i flussi di servizi forniti da essi. E' pertanto un processo relativo esclusivamente alle preferenze degli individui, che sono espresse in termini monetari perché rivelate attraverso il mezzo della moneta – cioè domandando quanto gli individui sono disposti a pagare, o osservandolo su mercati surrogati.

Ciò che è valutato non è il bene ambientale in se stesso, ma sono le preferenze degli individui per i cambiamenti nella qualità e/o nella quantità del bene stesso, che provocano variazioni nel flusso dei servizi ambientali ricevuti¹². Tralasciando le implicazioni di carattere etico¹³, il problema sta nella coincidenza piena tra *WTP* e valore dello stato dell'ambiente. Molti osservatori infatti sono propensi a ritenere che i beni ambientali abbiano un valore "assoluto"¹⁴, non dipendente dal fatto che alcuni individui abbiano delle preferenze verso essi. Il valore economico, la *WTP*, sarebbe

¹¹ Nell'esempio in questione, sono riportati tre insiemi di dati di riferimento, per cui il valore implicito può essere determinato esclusivamente all'interno di intervalli piuttosto ampi. Se i costi di controllo e la mortalità (intesa come funzione del livello di controllo) possono essere rappresentati mediante una funzione continua, la scelta di un dato livello di controllo implica l'individuazione di un preciso valore della vita salvata. Se poi si assume che il livello di controllo sia stabilito in modo da eguagliare benefici e costi marginali, e se i costi marginali sono noti, si può determinare il valore dei benefici marginali.

¹² Sembra sufficientemente condivisibile che gli individui abbiano delle preferenze per i cambiamenti nello stato dell'ambiente, e che siano disposti a pagare per prevenirli o per favorirli.

¹³ Che rimangono comunque centrali rispetto alle problematiche ambientali. Occorre aggiungere che il rifiuto di attribuire un prezzo a beni che si ritiene siano al di fuori dell'arena monetaria, per la loro pregnanza morale, sociale o semplicemente distributiva, sembra ignorare il senso della valutazione economica come da noi inteso.

¹⁴ In questa accezione tale concetto di valore ha una portata più ampia rispetto a quella del valore di esistenza, una delle componenti del valore economico totale di un bene ambientale. Infatti, vorrebbe coincidere con il "vero" valore del bene ambientale.

quindi scarsamente significativo. Tuttavia è nostra convinzione che i due punti di vista non siano necessariamente conflittuali. Non c'è ragione per respingere tale concetto di valore "assoluto" a causa dell'adozione del processo di misurazione delle preferenze. Semplicemente, i due approcci lavorano su piani diversi: il secondo fornisce il valore (economico) delle preferenze degli individui per (o contro) un cambiamento ambientale; il primo si concentra sull'esistenza stessa dei beni ambientali, in termini di dotazione e di qualità. In definitiva, la valutazione economica individua la curva di domanda per i servizi forniti dalle risorse naturali. L'utilizzo del metro monetario è dettato da considerazioni di opportunità: la moneta è infatti una delle poche modalità attraverso le quali è possibile leggere le preferenze degli individui.

Accettata questa impostazione secondo cui esistono entrambe le dimensioni di valore, il nodo diventa la determinazione di quale debba informare e orientare la scelta pubblica. La risposta, secondo noi, è che sia l'una che l'altra sono rilevanti, in quanto ambedue plausibili. La scelta pubblica basata esclusivamente sul valore economico non può rispondere alle molteplici esigenze del decisore pubblico. Tuttavia, il valore economico ha un punto di forza: può, in linea di principio, essere misurato. Il valore "assoluto" no. Se il decisore pubblico non avverte l'esigenza di una qualche quantificazione dei guadagni e delle perdite che la propria scelta comporta, la mancata quantificazione non è rilevante. In caso contrario risulta problematico operare delle scelte fra interventi alternativi con impatti ambientali differenti. Il problema pratico del valore economico è di ottenerne stime credibili in situazioni dove i mercati non esistono o sono altamente imperfetti. Se a tale fine si derivano delle stime basate sulla espressione da parte degli individui che incorporino tutte le possibili accezioni di valore del bene ambientale, è possibile che la misura basata sulle preferenze individuali (il valore economico) catturi, almeno in parte, il vero valore del bene ambientale, cioè il valore "assoluto".

2. Utilizzo e diffusione delle metodologie di valutazione economica dei beni ambientali

La valutazione economica dei beni naturali fino agli anni sessanta e settanta era una pratica tipicamente statunitense; negli anni successivi e fino ai giorni nostri, essa ha assunto una crescente rilevanza nei paesi dell'Asia, dell'America Latina e dell'Africa¹⁵ e, in misura minore, anche in Europa. Può essere assunto a testimonianza di tale diffusione il proliferare di guide per la valutazione delle risorse naturali redatte dalle principali ONG internazionali (*OECD, UNEP, UNDP, World Bank, Asian Development Bank, WHO*), relative, soprattutto ai paesi in via di sviluppo e alla ampia manualistica

¹⁵ Nei paesi in via di sviluppo l'impulso è stato dato dalle pratiche introdotte dalle cosiddette *development banks* che la hanno utilizzata a supporto delle decisioni relative ai progetti da finanziare.

prodotta per gli Stati Uniti¹⁶. In Europa¹⁷, come accennato, lo sviluppo di tale prassi è stato meno vivace.

Per organizzare una lettura sistematica della diffusione delle pratiche valutative a livello istituzionale è utile distinguere fra differenti tipi di utilizzo. L'analisi economica dell'ambiente naturale ha infatti quattro principali possibilità di impiego, all'interno di processi di valutazione degli effetti ambientali di:

- opere pubbliche;
- politiche;
- danni alle risorse naturali;
- sistemi di contabilità ambientale.

Opere pubbliche

La valutazione dei beni non di mercato, quali sono quelli ambientali, nasce come parte del processo di valutazione delle opere pubbliche nella prima metà del novecento negli Stati Uniti, con lo scopo di incorporare in modo sistematico gli *intangibles* nelle analisi economiche. Non è quindi sorprendente che le tecniche di valutazione ambientale siano state prevalentemente utilizzate in questo ambito sia negli Usa che in alcuni paesi culturalmente vicini. Gli Stati Uniti hanno infatti una lunga tradizione nell'applicazione dell'analisi economica alla valutazione dei progetti pubblici in campo ambientale. Negli anni trenta un comitato per le risorse idriche fu incaricato dello sviluppo di un sistema di determinazione dei costi, privati e sociali, dei progetti idrici. Anche il *Flood Control Act* del 1936, redatto sulla scorta dei risultati raggiunti dal comitato, sottolineava la necessità di studiare il ruolo degli *intangibles*. Il momento focale nella definizione dei fondamenti dell'analisi economica è rappresentato dal *Green Book* del 1950, base teorica sistematica per la conduzione di analisi costi-benefici dei progetti idrici. L'attribuzione di valori monetari ai benefici derivanti dalla fruizione delle risorse naturali attraverso la definizione di metodologie di matrice economica, verificatasi a cavallo fra gli anni cinquanta e gli anni sessanta, rappresenta un ulteriore importante salto di qualità. Dagli anni sessanta, l'analisi economica è diventato l'usuale strumento a supporto dei progetti pubblici (da quelli idrici, ai trasporti, alla salute, all'istruzione/formazione). Gli anni seguenti sono stati caratterizzati dall'introduzione e dallo sviluppo della tecnica di valutazione contingente (*CV*), cui fu attribuito riconoscimento ufficiale nei *Principles and Standards* del *Water Resources Council* (1979) e dallo *U.S. Forest Service* (1980). Tale prassi si è ulteriormente consolidata negli anni successivi e oggi continua a essere fondamentale per la scelta pubblica.

In Europa, come detto, il riconoscimento delle potenzialità, sia teoriche che applicative dell'analisi economica è più recente rispetto a quanto avvenuto negli Usa e

¹⁶ Per quanto riguarda questo paese si fa riferimento principalmente al manuale per la valutazione dei progetti relativi alle risorse idriche (*Water Resources Council's Principle and Standards*), a quello per l'uso ricreativo delle zone forestali (*U.S. Forest Service's Resource Planning Assessment*), alle regolamentazioni proposte nell'*Oil Pollution Act* e nel *Comprehensive Environmental Response Compensation and Liability Act (CERCLA)*, relative alla valutazione dei danni arrecati alle risorse naturali (*Natural Resource Damage Assessment - NRDA*) e, più recentemente alla *Guidelines for preparing economic analyses* dalla *Environmental Protection Agency* e alla *Economic Analysis of Federal Regulations Under Executive Order 12866* dell'*Office of Management and Budget Usa*.

¹⁷ Esistono in alcuni paesi europei guide ufficiali per la conduzione di analisi costi-benefici, che comunque non contengono riferimenti alla valutazione delle risorse naturali.

lo sviluppo delle metodologie di valutazione dei beni ambientali è proceduto più lentamente. In alcuni paesi l'analisi economica è stata utilizzata come strumento di supporto alla scelta pubblica soprattutto per quanto riguarda la realizzazione di infrastrutture viarie: tuttavia, abitualmente, gli impatti ambientali non sono stati considerati¹⁸. Invero, le analisi economiche negli anni sessanta hanno trovato applicazione sistematica, per quanto riguarda i trasporti, nel Regno Unito, mentre negli ultimi anni la stima dei benefici si è diffusa ai settori ambientale, energetico e della salute.

Più di recente (1997), la Direzione Generale della Politica Regionale e Coesione dell'Unione Europea ha prodotto una Guida per l'analisi costi-benefici dei progetti maggiori, che delinea le modalità di conduzione di analisi socio-economiche dei costi e dei benefici per i principali progetti finanziati attraverso il ricorso ai fondi strutturali e ai fondi di coesione. Essa tuttavia nulla dice circa la valutazione delle risorse naturali

Politiche

Questo è uno degli ambiti di impiego più importanti e al tempo stesso più problematici della valutazione economica ambientale. Il valore aggiunto di tale pratica sta nell'informazione oggettiva che essa fornisce al decisore pubblico per orientarne la scelta. Una peculiarità di questo ambito di valutazione consiste nel fatto che il suo utilizzo cambia le regole delle attività di produzione e consumo private, facendo quindi dipendere il risultato dal rispetto delle regole stesse.

Negli Stati Uniti la politica ambientale, negli anni settanta e ottanta, si è indirizzata verso una maggiore attenzione agli aspetti economici degli interventi regolamentativi. Infatti, a partire dagli anni settanta l'analisi economica è diventata uno strumento di valutazione delle politiche pubbliche e dal 1981, con l'*Executive Order 12291*, è diventata obbligatoria per la valutazione economica delle più importanti regolamentazioni. Tale documento richiedeva la conduzione di una analisi economica formale per le politiche caratterizzate da impatti significativi in termini di costi e di benefici. La scelta doveva ricadere sugli interventi massimizzanti il beneficio netto per la collettività. I disposti in questione hanno avuto ampia diffusione per quanto riguarda gli interventi regolamentativi in campo ambientale, grazie soprattutto alla attenta risposta dell'EPA (*Environmental Protection Agency*), che ha il compito di interpretare, rendere operativi e monitorare i provvedimenti ambientali adottati dal Congresso. Nel 1993 la materia è stata rivista e ampliata nell'*Executive Order 12866* che individua linee-guida per la conduzione di analisi economiche per la pianificazione e revisione degli interventi regolamentativi, che prevedono espressamente la considerazione dei benefici ambientali. L'EPA stessa, nella definizione degli standard ambientali deve bilanciare i costi e i benefici: ciò è avvenuto anche nei casi in cui tali studi non erano vincolanti o esplicitamente richiesti¹⁹.

In Europa, viceversa, la quantificazione dei costi e benefici delle politiche ambientali ha avuto scarsa diffusione: si ricorda il progetto norvegese *Locally Adapted Regulatory*

¹⁸ Con l'eccezione dell'esperienza tedesca che ha visto utilizzare l'approccio dei costi di rimpiazzo per il rumore, l'inquinamento atmosferico e gli impatti del traffico stradale, e di quella norvegese che prevede l'utilizzo della valutazione contingente per la quantificazione degli impatti sull'ambiente e sulla salute dei progetti nel settore dei trasporti.

¹⁹ Si veda a titolo esemplificativo il rapporto preparato per il Congresso da U.S. *Environmental Protection Agency* – EPA "The Benefits and Costs of the Clean Air Act, 1970 to 1990" (1997).

Impact Analysis (LARIA), partito nel 1986 con lo scopo di fornire una graduatoria di priorità degli interventi regolamentativi nelle aree caratterizzate da rilevanti problemi di inquinamento dell'aria e dell'acqua. A tutti i possibili interventi regolamentativi, ai fini della gerarchizzazione, viene attribuito un indice benefici/costi: i benefici sono calcolati utilizzando un *set* di pesi costruito sulla base di studi relativi all'esperienza propria norvegese e a quella paradigmatica statunitense.

Un certo numero di stime dei danni, a livello nazionale o regionale, *ex-ante* ed *ex-post*, è stato condotto a fronte di nuove regolamentazioni in Germania e Olanda²⁰. Nel Regno Unito esiste uno schema di valutazione mediante analisi economica per i piani di investimento, ma la valutazione monetaria degli impatti ambientali è trascurata. Dal 1990 il governo britannico ha messo a punto un modello di analisi costi-benefici in grado di incorporare anche gli aspetti ambientali attraverso l'utilizzo delle metodologie di valutazione non di mercato, modello che tuttavia non sembra avere avuto grande seguito.

Come approfondito oltre, alcuni importanti passi nella direzione della diffusione delle tecniche di valutazione delle risorse naturali in tema di *policy* sono stati portati avanti dalla Direzione Ambiente dell'Unione Europea, che ha promosso numerosi e significativi studi di valorizzazione degli impatti ambientali con la finalità prioritaria di rendere più consapevole la scelta pubblica. Appare, invece, un'occasione mancata la non inclusione degli aspetti economici nei documenti relativi alla valutazione degli interventi dei fondi strutturali per il periodo di programmazione 2000-2006²¹, come già avveniva per il periodo di programmazione precedente (1994-1999).

Valutazione dei danni alle risorse naturali

La quantificazione delle esternalità ambientali ha evidente rilevanza ai fini della valutazione dei danni alle risorse naturali. A tale proposito, negli Stati Uniti la più profonda e controversa interrelazione fra valutazione ambientale e scelta pubblica ha avuto luogo allorché il Congresso, nel 1980, promulgò il *Comprehensive Environmental Response Compensation and Liability Act (CERCLA)*, che prevedeva la creazione di un *Superfund* per finanziare la bonifica delle esistenti discariche di rifiuti pericolosi e stabiliva la responsabilità delle parti coinvolte di indennizzare i danni arrecati alle risorse naturali dai siti in questione. Il governo federale e quelli statali, beneficiari di tali indennizzi, si fecero carico di provvedere alla valutazione dei danni. Il Dipartimento dell'Interno (*DoI*), responsabile della definizione dei criteri di valutazione, solo nel 1986-87 emanò degli standard inerenti la gerarchia degli strumenti di valutazione, che prevedevano l'utilizzo delle tecniche di valutazione economica solo ove né i prezzi di mercato, né le tecniche commerciali fossero applicabili. Tuttavia, dopo numerose controversie giudiziarie, la Corte d'Appello del *District of Columbia* ha stabilito che nelle valutazioni dei danni ambientali devono essere inclusi i valori di non-uso e che la valutazione contingente è il metodo più idoneo a tale scopo.

Nel 1989, a seguito dell'immane disastro ecologico provocato dalla petroliera *Exxon-Valdez* in Alaska e delle accese dispute che ne sono derivate, il *NOAA (National*

²⁰ Gli studi di valutazione olandesi, perlopiù, non si basano sui metodi di curva di domanda, quanto piuttosto sulle perdite di produttività e su altre metodologie non di matrice economica.

²¹ Nei vari documenti di lavoro della Direzione Politica Regionale e Coesione si fa esclusivamente riferimento alla valutazione della situazione ambientale in termini di punti di forza e di debolezza, e a una generica valutazione dell'impatto ambientale.

Oceanic and Atmospheric Administration) ha istituito un *panel* di esperti presieduto dai premi Nobel per l'economia Kenneth Arrow e Robert Solow che ha concluso che gli studi di valutazione contingente producono stime sufficientemente affidabili da rappresentare il riferimento nelle controversie giudiziarie inerenti il processo di valutazione dei danni, anche per quanto riguarda i valori di non-uso.

Nel 1996, sempre il NOAA, ha pubblicato una serie di *final regulations* concernenti la valutazione dei danni (*natural resource damage assessments – NRDAs*), da utilizzarsi a livello istituzionale negli Usa per determinare le azioni appropriate per il recupero delle risorse naturali o per calcolare i danni a esse inferti. Scopo delle regolamentazioni è quello di consentire alla risorsa danneggiata il ritorno alle condizioni precedenti all'evento dannoso e di compensare le parti coinvolte per ogni perdita dei servizi delle risorse naturali attraverso il recupero, la riabilitazione, il rimpiazzo o l'acquisizione di servizi equivalenti. Le regolamentazioni definiscono un processo di valutazione in tre fasi:

- pre-valutazione: per determinare come perseguire il recupero;
- pianificazione: per individuare le necessità e gli obiettivi delle attività di recupero;
- attuazione: per rendere operative le attività pianificate.

In Europa il concetto di responsabilità nei processi di valutazione dei danni alle risorse naturali condotti mediante metodologie di valutazione non di mercato, non ha, ad oggi, medesima dignità. Tuttavia il principio “chi inquina, paga” introdotto dal Trattato di Maastricht, fa supporre che tale pratica si possa radicare nei paesi europei. Inoltre, molto recentemente (maggio 2001) è stato prodotto per conto della Commissione Europea uno studio per la valutazione e il recupero dei danni alle risorse naturali ai fini della determinazione della responsabilità ambientale, di cui si parla diffusamente più avanti.

Sistemi di contabilità ambientale

E' convinzione comune che il trascurare i servizi resi dai beni ambientali sottostimi la misura aggregata dell'attività economica. Nonostante il dibattito scientifico sia in corso da parecchio tempo, non esiste alcuna disposizione legislativa, che renda obbligatoria negli Usa la considerazione delle risorse naturali nella misura della attività economica complessiva²², né esistono sperimentazioni dei modelli elaborati. In Europa solo recentemente si è evidenziato un maggior sforzo nell'integrazione del valore dei servizi offerti dalle risorse naturali all'interno della tradizionale contabilità pubblica, anche attraverso il ricorso alla monetizzazione di tali servizi effettuate mediante la valutazione economica. La Norvegia è stato il primo paese europeo – negli anni settanta – a costruire uno schema di contabilità ambientale che incorporava dati relativi alle fonti di energia, alla pesca, alle foreste, ai minerali. La contabilità ambientale è stata successivamente introdotta in diversi paesi europei: Olanda, Germania, Svezia, Danimarca. L'Unione Europea attraverso il suo ufficio statistico Eurostat sta sperimentando e affinando un modello generale di contabilità ambientale sulla base

²² All'inizio del primo mandato del presidente Clinton, il *Bureau of Economic Analysis* è stato incaricato dal governo centrale di sviluppare uno schema di contabilità verde. Gli sforzi tuttavia sono stati vanificati dal dibattito politico e soprattutto dall'opposizione del mondo industriale.

della *National Accounting Matrix including Environmental Accounts (NAMEA)* sviluppata dai Paesi Bassi²³.

3. Gli studi della Direzione Ambiente della Commissione Europea

Fino ai primi anni novanta la politica ambientale dell'Unione Europea non faceva riferimento alla valutazione economica per orientare la propria rotta, nonostante la Comunità, a partire dagli anni settanta, avesse introdotto atti legislativi in materia ambientale e avesse varato, sino dal 1973, quattro Programmi di Azione Ambientale²⁴.

Nel 1992 viene firmato a Maastricht il Trattato sull'Unione Europea che – all'articolo 130R(3) – stabilisce che si considerino espressamente i benefici e i costi potenziali delle politiche dell'Unione Europea in campo ambientale. Secondo i suoi disposti, la Commissione dovrebbe utilizzare gli strumenti dell'analisi economica sia nella formulazione delle *policy* (punto di vista *ex ante*), che nella loro valutazione (punto di vista *ex post*). Esso, inoltre, introduce nell'ordinamento comunitario l'obiettivo della «crescita sostenibile e non inflazionistica», e i principi di protezione ambientale, precauzione nell'uso delle risorse, integrazione dell'ambiente nelle politiche comunitarie, responsabilità dell'inquinatore («chi inquina paga – *polluter pays principle*») estesa all'attività di prevenzione e correzione alla fonte dei danni ambientali. Il Trattato sancisce altresì il principio di sussidiarietà, in virtù del quale le decisioni devono essere assunte al livello più vicino possibile ai cittadini.

Sempre del 1992 è il Quinto Programma politico e di azione ambientale dell'Unione Europea (Verso uno sviluppo sostenibile: COM(92)23). Il documento fa esplicitamente riferimento alla valutazione economica delle risorse naturali come necessaria base informativa della scelta pubblica:

«I meccanismi di valutazione e attribuzione del prezzo rivestono un ruolo fondamentale nel perseguimento dello sviluppo sostenibile. La valutazione economica aiuta gli agenti economici a considerare gli impatti ambientali», e richiede l'utilizzo di adeguati strumenti di analisi:

«...lo sviluppo di significative metodologie di analisi costi benefici e linee guida a supporto delle politiche e delle azioni rilevanti per l'ambiente e per le risorse naturali» (Commissione Europea, 1992).

Infine, è del gennaio 2001 la proposta di decisione relativa al Sesto Programma comunitario di azione ambientale 2001-2010 (Ambiente 2010: il nostro futuro, la nostra scelta: COM(2001)31). Esso sottolinea ancora una volta la necessità di basarsi sulle più recenti conoscenze scientifiche ed economiche per l'elaborazione, l'attuazione e la valutazione della politica ambientale:

«La Commissione intende mettere in atto un processo di valutazione sistematico per migliorare le strategie future e la loro attuazione e per poter

²³ L'Italia ha recepito il modello dell'UE in un disegno di legge-quadro in materia di contabilità ambientale (disegno di legge n. 3116 del 1998), focalizzato anch'esso sui tre strumenti statistico-contabili Eurostat che dovrebbero costituire la struttura del sistema dei conti ambientali per tutti i livelli istituzionali (stato, regioni, province e comuni)

²⁴ Cui sono seguiti il quinto Programma d'azione ambientale (1993-2000) e il sesto (2001-2010), come specificato oltre.

valutare i possibili sviluppi futuri.E' necessario svolgere ricerche e definire indicatori chiari e omogenei in grado di quantificare i progressi realizzati nel conseguire i traguardi definiti, compresi indicatori del valore monetario corrispondente all'impatto del degrado ambientale.»
(Commissione Europea, 2001)

Ulteriori conferme di tale orientamento si desumono dalla strategia delineata per le quattro linee di azione prioritarie del Sesto Programma di azione (cambiamento climatico, natura e biodiversità, ambiente e salute, uso sostenibile delle risorse naturali e gestione dei rifiuti): all'interno di ciascuna di esse è infatti sottolineata, pur con rilevanza differente, il ruolo cruciale della valutazione economica dei beni ambientali. Tale rinnovata attenzione si è tradotta in una crescente sensibilità al tema della valutazione economica dei beni ambientali da parte della Direzione Ambiente della Commissione, come testimoniano i recenti contributi riportati di seguito.

Occorre precisare che la scelta circa i lavori da includere è stata orientata da un duplice ordine di considerazioni. Innanzitutto vengono presentati quegli studi volti all'approfondimento teorico di particolari aspetti rilevanti delle metodologie in questione, poiché essi costituiscono un riferimento istituzionale per le future attività di valutazione. In secondo luogo si sono considerati gli studi con forti implicazioni di *policy* che pervengono alla definizione di un valore monetario delle caratteristiche ambientali.

3.1 Gli studi metodologici

Come accennato, i lavori appartenenti a questa categoria possono essere intesi come linee-guida per la valutazione economica dei beni ambientali e hanno la finalità di ampliarne la praticabilità e di diffonderne l'utilizzo. Essi contribuiscono in via prioritaria all'approfondimento delle tecniche di valutazione di matrice economica neo-classica, che cioè pervengono alla determinazione della curva di domanda del bene ambientale oggetto di indagine.

Economic evaluation of environmental policies and legislation (EEPL) – 1998

Tale rapporto analizza le modalità secondo cui l'analisi costi-benefici (*CBA*) e l'analisi costi-efficacia (*CEA*) sono state utilizzate nella definizione della legislazione e del *policy-making* in campo ambientale. Esso si articola in due parti: la prima è una indagine generale relativa ai 15 paesi UE più Australia, Canada, Giappone e Stati Uniti; la seconda approfondisce casi-studio relativi a tre paesi: Canada, Olanda, UK.

La verifica empirica della diffusione delle pratiche di *CBA* e di *CEA* in campo ambientale rileva come sia pratica diffusa utilizzare esercizi di valutazione parziali. Infatti, in Europa solo il Regno Unito si avvale di stime monetarie degli effetti delle attività legislative e di *policy-making* sull'ambiente e sulla salute umana. La maggioranza degli altri paesi si limita invece a determinare i costi per l'industria e per il governo, senza alcun tentativo di quantificazione monetaria degli *intangibles*.

Uno sviluppo di questa analisi è rappresentato dallo studio "*Induced and opportunity cost and benefit patterns in the context of cost-benefit analysis in the field of environment* (1999)", in cui un capitolo è dedicato all'approfondimento delle tecniche di valutazione degli impatti ambientali e di quelli sulla mortalità e morbilità umana.

A study on the economic valuation of environmental externalities from landfill disposal and incineration of waste (SELI) – 2000

Questo lavoro offre un percorso metodologico che delinea le potenzialità dell'utilizzo di un'analisi costi-benefici includente le esternalità ambientali che derivano da due differenti opzioni di trattamento dei rifiuti: discarica e incenerimento. Vengono coperte diverse questioni, fra le quali un approfondimento delle tipologie di esternalità insorgenti a seguito delle alternative di trattamento. Inoltre, viene condotta una *survey* delle principali tecniche di valutazione economica, basata sull'analisi della letteratura esistente.

Analysis of the fundamental concepts of resource management (ARM) – 2000

Questo rapporto, al punto 4.4, fornisce una chiara definizione del valore economico totale delle risorse naturali e una tassonomia dei metodi di valutazione, distinti fra diretti e indiretti. I primi, che indagano direttamente le preferenze degli individui per i beni ambientali, sono riconducibili alla tecnica di valutazione contingente. I secondi, che derivano le preferenze da informazioni di mercato, sono i seguenti: perdite di produttività, spese difensive, comportamenti mitigativi, costi di rimpiazzo, costi di rilocalizzazione, dose-risposta, analisi edoniche, costi di viaggio.

Technical report on methodology: cost-benefit analysis and policy responses (TRM) – 2000

Anche il documento in questione, che fa parte del *report* “*European environmental priorities: an integrated economic and environmental assessment*”, di cui rappresenta la sezione dedicata alla valutazione economica dei benefici e delle *policy*, è una sorta di *guideline* in materia. Tuttavia, a nostro parere, la sua ampiezza e la sua significatività rispetto ai temi qui trattati²⁵ sono inferiori a quelle di altri documenti affini.

Concerted Action on Environmental Valuation in Europe (EVE) – 1998-2000

Molto importanti sono i documenti che fanno parte delle *policy briefing series* prodotti dalla *Concerted Action on Environmental Valuation in Europe* (EVE), programma concertato e finanziato dalla Commissione Europea DG-XII e coordinato da *Cambridge Research for the Environment* (CRE), che, dal giugno del 1998 al novembre del 2000, ha visto coinvolti 14 gruppi di studio europei sulle tematiche relative alla valutazione ambientale. In estrema sintesi il lavoro, partendo dal presupposto che la valutazione economica dell'ambiente intende rendere gli agenti economici consapevoli dell'intero costo ambientale causato dalla loro attività (cioè, internalizzare le esternalità), si sofferma dapprima sulle diverse metodologie di monetizzazione degli *intangibles* da usarsi nell'analisi costi-benefici. Dettaglia, quindi, metodologie di valutazione non di matrice economica neo-classica, quali gli approcci multicriteriali, quelli di *adaptive management* e quelli partecipatori. Indaga, infine, le tipologie di valori e di informazioni veicolati dall'ambiente naturale, nonché gli aspetti etici delle problematiche ambientali. Una visione multidisciplinare, non esclusivamente volta alla disamina della valutazione economica ambientale, ma che attraverso linee di indagine varie e articolate, la inquadra in un contesto molto realistico e utile in vista di ulteriori sviluppi.

²⁵ Infatti esso dedica molto spazio alle problematiche di valutazione della vita statistica.

Study on valuation and restoration of biodiversity damage for the purpose of environmental liability (SVRB) – 2001

Probabilmente il documento metodologico più significativo a sostegno della valutazione economica ambientale in ambito UE è rappresentato dallo studio in questione, effettuato per conto dalla Direzione Ambiente della Commissione a complemento del Libro Bianco sulla responsabilità ambientale (febbraio 2000) con l'obiettivo di esplorare le diverse opzioni dei regimi di responsabilità per danni alla biodiversità e alle risorse naturali. Esso, a nostro avviso, è particolarmente rilevante in quanto, trascendendo dall'ambito precipuo per il quale è stato sviluppato, fornisce alla Commissione un quadro generale sul ruolo della valutazione economica e dell'analisi costi-benefici a supporto della scelta pubblica in campo ambientale.

In sostanza si focalizza su tre questioni principali:

- la definizione della significatività dei danni alle risorse naturali e l'individuazione dei livelli minimi di ripristino dei danni stessi;
- le potenzialità delle tecniche di valutazione economica²⁶ per la stima dei danni alle risorse naturali;
- la funzionalità dell'analisi costi-benefici per l'individuazione dell'opzione di recupero più efficiente.

Gli ultimi due punti, di portata più ampia, sostanziano la natura di *guideline* del documento. Esso, infatti, parte dall'analisi delle tecniche di valutazione economica (distinguendole fra tecniche che fanno riferimento alle preferenze espresse e tecniche che fanno riferimento alle preferenze rivelate e includendo l'approccio del "trasferimento dei benefici"). Quindi, illustra una serie di criteri che possono orientare la scelta di una specifica tecnica di valutazione economica. Infine, delinea la struttura dell'analisi costi-benefici e ne approfondisce le criticità principali.

La successiva tabella sintetizza gli aspetti salienti dei lavori analizzati.

²⁶ Intendendosi qui, precipuamente, le tecniche di valutazione monetaria che consentono la costruzione della curva di domanda.

Tabella 1 – Sintesi degli studi metodologici

<i>Studio</i>	<i>Oggetto della valutazione</i>	<i>Tecnica di valutazione (domanda – non- domanda)</i>	<i>Tipo di studio</i>
EEPL – 1998	Politiche ambientali; legislazione ambientale	Sia curva di domanda che non curva di domanda	<i>Survey</i>
SELI – 2000	Rifiuti	Sia curva di domanda che non curva di domanda	Tecnica – <i>Survey</i>
ARM – 2000	Risorse naturali	Sia curva di domanda che non curva di domanda	Tecnica
TRM – 2000	Politiche	Solo curva di domanda	Tecnica
EVE – 1998-2000	Risorse naturali	Sia curva di domanda che non curva di domanda	Tecnica
SVRB – 2001	Biodiversità	Solo curva di domanda	Tecnica

3.2 Gli studi applicativi

Vengono qui approfonditi gli studi che giungono a risultati che sono stati, o possono essere, utilizzati dalla Direzione Ambiente stessa: vale a dire studi di tipo istituzionale con elevate implicazioni per il *policy-making*.

Economic evaluation of air quality targets for tropospheric ozone (EEA) – 1998

Questo studio identifica e stima i costi e i benefici derivanti dal rispetto degli standard di qualità ambientale (differenti set di valori limite/obiettivo) per l'ozono troposferico nell'UE. Per l'analisi delle strategie di riduzione delle emissioni che danneggiano l'ozono troposferico è stato utilizzato il modello *RAINS (Regional Air Pollution Information and Simulation*, sviluppato dall'*International Institute for Applied System Analysis – IIASA*), che lavora su analisi di scenario, cioè seguendo il percorso delle emissioni dalla fonte all'impatto ambientale. La metodologia utilizzata per la quantificazione monetaria di tali impatti fa riferimento al progetto *ExternE* (Commissione Europea, Direzione Generale XII), basato su una progressione logica *stepwise* dalle emissioni, al cambiamento nell'esposizione, alla determinazione degli impatti mediante l'utilizzo delle funzioni dose-risposta, alla monetizzazione in termini di *WTP/WTA*. Sulla scorta delle assunzioni dello studio, le categorie di benefici più consistenti sono quelle che fanno riferimento alla salute umana e alla produttività agricola, mentre gli effetti sulla produttività forestale e sui materiali sono trascurabili, e quelli sugli ecosistemi non sono quantificati. In generale, viene messo in luce che, per il raggiungimento degli scenari prefigurati, i benefici totali stimati eccedono i costi. Questa informazione dovrebbe concorrere alla definizione del processo politico per la determinazione degli idonei livelli di concentrazione non dannosi per la salute umana né per l'ambiente.

Economic evaluation of a directive on national emission ceilings for certain atmospheric pollutants (EED) – 1999

Lo studio è una prosecuzione a livello dei singoli stati membri di *EEA – 1998*. Individua infatti quale insieme di limiti nazionali alle emissioni sarebbe più efficiente per il raggiungimento dei differenti possibili obiettivi di riduzione dell'ozono e

dell'acidificazione. Vengono definiti sei scenari e per ciascuno di essi calcolati i limiti alle emissioni che consentirebbero di raggiungere con i costi minori gli obiettivi definiti nei paesi UE. Il percorso seguito, ancora una volta, è quello prospettato in *ExternE*. Gli impatti più significativi sono quelli sulla salute umana e sulla produttività agricola, e l'evidenza mostra ancora una preminenza dei costi sui benefici nel perseguire gli obiettivi dei paesi UE.

Economic evaluation of air quality targets for CO and benzene (EECO) – 1999

Obiettivo di questo studio è quello di identificare e stimare i costi e i benefici derivanti dal rispetto degli standard di qualità ambientale per il monossido di carbonio e per il benzene sia in aree di elevata concentrazione (*hotspots*), sia in altre particolari aree (*urban background*) di tre città: Atene, Colonia e Londra. I costi e i benefici emergenti vengono comparati con i costi (rinuncia ai benefici) derivanti dalla non introduzione di alcuna normativa oltre a quella vigente. I costi sono determinati sulla base delle soluzioni più efficienti. La metodologia utilizzata, mutuata anche in questo caso dal *framework ExternE* (approccio dose-risposta), monetizza i benefici e i costi derivanti dal raggiungimento degli obiettivi. I risultati evidenziano la tendenza dei costi di eccedere in modo significativo i benefici, pur tenendo conto di tutte le incertezze delle stime, sia per il monossido di carbonio che per il benzene, su tutte le aree e per tutti gli scenari.

Economic evaluation of quantitative objectives for climate changes (EECC) – 1999

L'obiettivo generale è la valutazione economica delle conseguenze dei limiti alle emissioni imposti dal Protocollo di Kyoto per i paesi UE (diminuzione delle emissioni di gas climalteranti dell'8% nel 2008-2012, rispetto al livello del 1990). Più specificatamente, lo studio si propone di:

- identificare l'insieme meno costoso di interventi (politiche e altre misure) per raggiungere gli obiettivi prefissati;
- analizzare i costi e gli impatti di un sistema di *emission trading* per l'anidride carbonica.

Questo lavoro, molto articolato e ambizioso, analizza separatamente alcuni inquinanti (anidride carbonica, metano, monossido d'azoto) e le potenzialità di riduzione delle emissioni di determinati settori (produzione energia, industria, terziario domestico, trasporti, rifiuti, agricoltura). Per ogni settore le specifiche misure di emissione vengono definite in termini dei costi diretti (costi di investimento, costi operativi e gestionali), assunti uguali per tutti i paesi dell'Unione. Tali costi vengono quindi dettagliati per inquinante, in relazione alla riduzione delle emissioni espressa in milioni di tonnellate equivalenti di CO₂. In sostanza, quindi, lo studio esprime gli specifici costi determinati dalla riduzione delle emissioni, espressi in ECU per tonnellata equivalente di CO₂ evitata.

Economic evaluation of PVC waste management (EEPVC) – 2000

Vengono presentate le principali implicazioni economiche delle differenti alternative di gestione dei rifiuti in PVC. Per i tre scenari di analisi vengono stimati i costi finanziari sostenuti ed evitati, nonché quantificati i principali impatti ambientali. L'evidenza mostra che i maggiori benefici, calcolati attraverso una funzione dose-risposta nell'ambito di un approccio basato sul modello *ExternE*, si verificano nel caso in cui i rifiuti in PVC vengono riciclati e non vanno, quindi, all'incenerimento.

Socio-Economic Impacts of the Identification of Priority Hazardous Substances under the Water Framework Directive (SEPHS) – 2000

Nel contributo in questione si mette in luce un percorso metodologico per valutare gli impatti socio-economici delle cosiddette *priority hazardous substances* (PHSs), inquinanti particolarmente dannosi per l'ambiente acquatico, secondo la *Water Framework Directive*. Lo studio offre risultati qualitativi costruiti sulla base della letteratura esistente. Viene riportato in quanto rappresenta la base di un futuro dettagliato studio sui medesimi temi.

Study on the economic, legal, environmental and practical implications of a European Union system to reduce ship emissions of SO₂ and NO_x (SESN) – 2000

Finalità del lavoro è quella di esaminare, valutare e raccomandare differenti opzioni di *policy* per ridurre gli impatti ambientali negativi delle emissioni di SO₂ e NO_x effettuate dai natanti che operano in acque europee. Aspetto interessante è che vengono suggerite sia *policies* di tipo *command and control*, che approcci basati sugli incentivi e per entrambe vengono effettuate analisi dei rispettivi costi incrementali (associati agli investimenti per contenere le emissioni) e benefici incrementali (intesi come riduzione degli oneri portuali a vantaggio di natanti meno inquinanti).

Economic evaluation of air quality targets for PAHs (EPAH) – 2001

La Commissione, dopo aver normato le emissioni in atmosfera di sostanze inquinanti quali il biossido di zolfo, il piombo e il monossido di carbonio, intende regolamentare le emissioni degli idrocarburi poliaromatici (PAHs), ritenuti altamente cancerogeni. Pertanto, ha condotto uno studio che esamina, attraverso un approccio dose-risposta, i benefici per la salute umana del contenimento delle emissioni entro 5 possibili valori limite (0.01, 0.05, 0.5, 1.0, 5.0 ng/m³ di benzo[a]pirene), da raggiungersi entro il 2010, e illustra i costi che sarebbero necessari per raggiungere tali valori limiti.

I risultati sottolineano come, nonostante l'elevato livello di incertezza, secondo una prospettiva costi-benefici le azioni per ridurre le emissioni di PAHs dovrebbero focalizzarsi sulle limitazioni all'utilizzo per riscaldamento domestico di legna e di carbone. Le azioni indirizzate a specifici settori industriali e al traffico sembrano meno importanti e dovrebbero essere veicolate da altri provvedimenti legislativi in materia di qualità dell'aria.

Economic evaluation for air quality targets for heavy metals (EEHM) – 2001

Obiettivo primario di questo studio è quello di identificare e stimare i benefici e i costi del rispetto dei valori limite di qualità dell'aria nei paesi membri UE e nei 6 paesi candidati all'ammissione, per quanto riguarda i seguenti metalli pesanti: arsenico, cadmio, nickel e (in parte) mercurio. Per i 16 settori interessati dallo studio è stato utilizzato il seguente approccio:

- analisi del profilo del settore;
- analisi delle fonti di emissione;
- analisi dei dati sulla qualità dell'aria corrente;
- verifica delle tecniche di riduzione delle emissioni applicabili;
- stima del futuro livello di qualità dell'aria per uno scenario *business as usual* al 2010;
- comparazione del futuro livello di qualità dell'aria rispetto ai valori limite potenziali;

- verifica delle possibili tecniche addizionali di riduzione delle emissioni;
- identificazione della strategia a costo minore (mediante una dettagliata analisi dei costi);
- analisi dei benefici ambientali e per la salute umana.

Per ciascun metallo pesante sono stati quindi individuati i *compliance costs* per ogni settore, sotto diverse ipotesi di riduzione delle emissioni e applicando differenti tassi di sconto (2, 4 e 6 %). I benefici sono invece stati determinati sulla base di analisi di rischio: i valori ottenuti, caratterizzati da un ampio margine di incertezza, per quanto ritenuti significativamente sottostimati, appaiono rilevantemente inferiori rispetto ai costi.

Economic evaluation of sectoral emission reduction objectives for climate change (EESCC) – 2001

Obiettivi di questo studio sono la identificazione delle combinazioni più efficienti di emissioni dei diversi settori e dei diversi inquinanti per ridurre i gas serra come previsto dal Protocollo di Kyoto e la determinazione di un insieme di interventi (politiche e altre misure) per tutti i settori e per tutti gli inquinanti in grado di consentire il raggiungimento di quegli obiettivi.

Il lavoro combina e compara gli approcci metodologici di tipo “*top-down*” e “*bottom-up*”. Seguendo la prima strada tutte le opzioni sono analizzate contemporaneamente, in modo che i risultati siano pienamente consistenti con il modello. Nell’approccio “*bottom-up*” vengono identificate differenti opzioni tecnologiche per la riduzione delle emissioni dei gas-serra, ne vengono calcolati i costi diretti e viene determinato il costo per tonnellata equivalente di CO₂.

Il costo marginale di riduzione delle emissioni risulta essere 20 €₉₉ per tonnellata equivalente di CO₂. A livello UE15 i costi di raggiungimento degli obiettivi ammontano a 3,7 miliardi di €₉₉ per anno per il periodo 2008-2012 (0,6% del Pil UE nel 2010). Le sei più importanti linee di intervento identificate sono le seguenti: riduzione del ricorso al petrolio nel settore energetico, incremento dell’efficienza energetica, ulteriore riduzione del monossido d’azoto, riduzione delle emissioni di metano, minor utilizzo dei CFC, miglioramento dell’efficienza dei trasporti.

European environmental priorities: an integrated economic and environmental assessment (EEP) – 1997-2001

Nel 1997 la Direzione Generale Ambiente ha sentito l’esigenza di uno studio generale e multisettoriale per identificare le priorità ambientali che l’Europa avrebbe dovuto affrontare negli anni a venire, nonché per determinarne gli impatti economici. Più specificatamente, per tali aspetti ambientali si sono condotte analisi economiche dei costi e dei benefici, come si evince di seguito.

Acidification, eutrophication and tropospheric ozone (A)

Per quanto riguarda l’acidificazione e l’eutrofizzazione si perviene alla stima dei costi attraverso una funzione dose-risposta degli impatti di tali criticità sulla salute umana, sui materiali, sull’inquinamento atmosferico e sulla produttività agricola. Relativamente all’ozono troposferico i benefici sono intesi come danni evitati alla produttività agricola e alla salute umana grazie al controllo del *low level ozone* (cioè assegnando *unit damage costs* ai suoi precursori). Essi, per i diversi scenari di riferimento hanno dimensioni molto rilevanti.

Biodiversity loss (B)

In questo caso il rapporto giunge alla definizione del valore economico totale²⁷ dei benefici dei diversi aspetti – 9 – della biodiversità in termini di *WTP* individuale (€ per anno), come stimati da diversi studi europei, facenti ricorso soprattutto alla metodologia della valutazione contingente. Le dimensioni economiche delle *WTP* individuali riportate per le differenti declinazioni della biodiversità variano fra 1,8 e 120,9 € annui.

Chemicals, particulate matters, human health, air quality and noise (C)

Anche relativamente agli inquinanti chimici considerati (piombo, cadmio, diossine, pesticidi) si perviene alla stima dei benefici in termini di *WTP* sulla base della letteratura esistente in materia.

Inoltre, viene presentata l'analisi dei benefici derivanti dal controllo delle PM_{10} , che si attestano fra i 14 e i 24,2 milioni € e dei costi causati dal rumore (13,2 miliardi €) per l'intero territorio dell'UE.

Climate change (CC)

Questo rapporto si fonda sui modelli di danno provocati dai cambiamenti climatici per i principali gas a effetto serra (CO_2 , CH_4 , N_2O). Esso stima il danno marginale sulla base di un approccio dose-risposta: i benefici vengono quindi intesi come danni evitati da controlli sulle emissioni più stringenti. Il loro importo, per il 2010 e per tutta l'UE, viene stimato in un massimo di 33 miliardi €.

Soil degradation (S)

A causa della mancanza di dati vengono considerati esclusivamente i danni arrecati alle superfici coltivabili in termini di produttività agricola perduta. Le stime fornite indicano che tale dimensione si colloca per i paesi UE fra i 612 e i 2.873 milioni €, pari a un importo variabile fra lo 0,5% e il 2,2% del valore aggiunto del settore agricolo europeo nel 1990.

Ozone depletion (O)

Vengono qui valutati i benefici derivanti solo dalle esistenti misure di *policy* previste dal Protocollo di Montreal e dai successivi emendamenti. Essi coincidono con i danni evitati derivanti da cancro alla pelle e ammontano a 12 miliardi €. La metodologia cui si fa ricorso è del tipo dose-risposta.

Waste management (WM)

E' stato valutato in termini monetari l'impatto ambientale dei differenti metodi di gestione dei rifiuti (discarica, incenerimento senza *WTE*, incenerimento con *WTE*, compostaggio, riciclaggio). Le tecniche di valutazione utilizzate combinano l'approccio *life cycle analysis* con valori economici derivati da studi precedenti. Rispetto ai diversi scenari previsti, i benefici monetari al 2010 (in miliardi €) risultano in generale inferiori rispetto ai costi.

Water quality and quantity (W)

L'approccio seguito per stimare il valore economico dell'acqua, derivato dalla letteratura, è quello della massima *WTP* individuale per il miglioramento nella quantità e qualità di tale risorsa. I risultati raggiunti, organizzati per tipologia delle acque (di superficie, di profondità, costiere, fluviali) e per paese, presentano una variabilità estremamente elevata.

²⁷ Si intende per valore economico totale (TEV) la somma del valore d'uso diretto, del valore d'uso indiretto del valore d'opzione e del valore di non-uso.

La tabella di sintesi offre una lettura di insieme delle caratteristiche principali degli studi in questione. L'evidenza a nostro avviso più interessante è che quasi tutti questi lavori ricorrono a metodologie di valutazione non di curva di domanda, circostanza che sembra testimoniare la limitata fiducia da parte delle istituzioni nelle metodologie di valutazione economiche in senso stretto.

Tabella 2 – Sintesi degli studi applicativi

<i>Studio</i>	<i>Oggetto della valutazione</i>	<i>Inquinante/i</i>	<i>Tecnica di valutazione</i>
EEA – 1998	Qualità dell'aria (ozono troposferico)	SO ₂ , NO _x , VOC	Dose-risposta (<i>ExternE</i>)
EED – 1999	Qualità dell'aria (ozono troposferico acidificazione)	SO ₂ , NO _x , VOC -	Dose-risposta (<i>ExternE</i>)
EECO – 1999	Qualità dell'aria	CO, benzene	Dose-risposta (<i>ExternE</i>)
EECC – 1999	Qualità dell'aria (cambiamenti climatici)	CO ₂ , CH ₄ , N ₂ O	Analisi di costo
EEPVC – 2000	Gestione dei rifiuti	PVC	Dose-risposta
SEPHS – 2000	Qualità dell'acqua	PHSs	Multiple
SESN – 2000	Qualità dell'aria	SO ₂ , NO _x	Analisi di costo
EEPAAH – 2000	Qualità dell'aria	PAHs	Dose-risposta
EEHM – 2001	Qualità dell'aria	Arsenico, cadmio, nickel (mercurio)	Analisi di costo Analisi di rischio
EESCC – 2001	Qualità dell'aria (cambiamenti climatici)	Tutti I gas climalteranti	Analisi di costo
EEP – 1997-2000			
A	Acidificazione, eutrofizzazione, ozono troposferico	PM ₁₀ , O ₃ , SO ₂ , VOC, NO _x , NH ₃	Dose-risposta
B	Fauna, aree boschive, paludi, aree protette, corsi d'acqua, paesaggi agricoli, specie in pericolo	–	Valutazione contingente (da <i>survey</i>)
C	Salute umana, qualità dell'aria, rumore	Inquinanti chimici (piombo, diossine, atropine), cadmio, PM ₁₀	Prevalentemente metodi di curva di domanda (da <i>survey</i>)
CC	Qualità dell'aria (cambiamenti climatici)	CO ₂ , CH ₄ , N ₂ O	Dose-risposta
S	Superfici coltivabili	Erosione del suolo	Perdita di produttività
O	Qualità dell'aria (ozono)	SO ₂ , NO _x , COV	Morti evitate per cancro alla pelle
WM	Rifiuti	Incenerimento senza compostaggio, riciclaggio	Valutazione contingente (da <i>survey</i>) <i>life cycle analysis</i>
W	Acqua	NO ₃ , N, quantità	Valutazione contingente (da <i>survey</i>)

3.3 Attività scientifica

Un censimento completo dell'attività scientifica europea in materia di valutazione economica dei beni ambientali esula dalle finalità del presente lavoro. E' utile tuttavia osservare che secondo il report "*Assessment of Environmental Valuation Reference Inventory – EVRI – and the expansion of its coverage to the EU²⁸*" (Direzione Ambiente, 2000) gli studi europei che utilizzano tecniche economiche di valutazione ambientale (valutazione contingente, altri metodi a preferenze espresse – *conjoint analysis, choice experiment, contingent ranking, etc* – metodo dei costi di viaggio, metodo dei prezzi/salari edonici) ammontano almeno a 650, di cui ben 192 condotti nel solo Regno Unito.

Si può ritenere, inoltre, che il contributo che gli studiosi europei hanno dato a un importante database a supporto della pratica del trasferimento dei benefici quale è EVRI (*Environmental Valuation References Inventory*, messo a punto da *Environment Canada*, con il supporto, fra gli altri, dell'Unione Europea – Agenzia Ambientale Europea), rappresenti in modo sufficientemente significativo lo stato dell'arte in Europa. Secondo tale lettura, solo 56 studi europei erano inclusi in EVRI alla data di chiusura del *report* in questione (marzo 2000). Oggi (dicembre 2001), il loro numero in EVRI è salito a 81. Anche in questo caso il Regno Unito offre il contributo più sostanzioso (35 lavori). La tabella successiva illustra la numerosità delle diverse tecniche di valutazione economica utilizzate dagli studi europei.

Tabella 3 - Tecniche di valutazione degli studi EVRI

Tecniche di valutazione	Numerosità
Valutazione contingente e altri metodi a preferenze espresse	62
<i>Travel cost</i>	8
<i>Hedonic price/wage</i>	5
Altri	6

Fonte: interrogazione database EVRI

4. Considerazioni finali

La consapevolezza della rilevanza di alcuni problemi ambientali (il cambiamento climatico, il buco nell'ozono, l'eccessivo sfruttamento delle risorse, la perdita di biodiversità) impone, almeno ai paesi occidentali, l'obbligo morale di affrontarli. Dobbiamo quindi prendere delle decisioni importanti, per noi e per i nostri discendenti, e qualsiasi elemento che favorisce l'incremento della razionalità (e dell'efficacia) della scelta deve essere utilizzato: la valutazione economica ambientale, pur con le sue imperfezioni, è uno di questi. Il suo ruolo, inoltre, assume rilevanza sempre maggiore poiché le capacità richieste per risolvere i problemi ambientali aumentano man mano che si sono esperiti gli approcci più immediati. In altre parole il rendimento marginale

²⁸ Finalità di tale studio era la verifica dell'adattabilità di EVRI all'Europa: il giudizio finale è risultato largamente positivo

dell'abbattimento dell'inquinamento è decrescente²⁹, mentre il suo costo è crescente. In questo contesto, pertanto, è più che mai indispensabile avere una misura univoca dei costi e dei benefici relativi di misure alternative. La valutazione economica è in grado di fornirne un quadro dell'ampiezza³⁰. Nella realtà, essa sta infatti assumendo importanza crescente a supporto della scelta ambientale (ma anche nel campo della salute e della sicurezza). Tuttavia, né la politica ambientale, né segnatamente il processo decisionale ambientale si dimostrano più efficienti. Paradossale, questo, giustificabile, a nostro avviso, con gli aspetti di *political economy* dei processi decisionali ambientali. Oltre all'approccio normativo che partorisce ottime idee, che diventano buone teorie, fondamento di decisioni accettabili, sarebbe necessario approfondire anche l'approccio positivo, cioè cercare di comprendere come il processo politico influenza i risultati delle *policy*, per suggerire eventualmente i correttivi idonei e fattibili.

Contemporaneamente abbiamo osservato che in Europa la diffusione delle pratiche di valutazione economica dei beni ambientali è ancora insoddisfacente³¹. Si impone la necessità di evidenziare gli ostacoli che suscitano, a nostro avviso, maggiore diffidenza nel decisore pubblico europeo e che pertanto contribuiscono a limitarne l'utilizzo.

Occorre osservare in primo luogo che l'impiego della valutazione economica ambientale richiede un alto pedaggio sia in termini di risorse che di tempo³². Comporta infatti tempi che spesso le dissonanti pressioni politiche europee non concedono. Inoltre, il non trascurabile impegno finanziario necessario comporta un elevato grado di coinvolgimento e fiducia da parte del decisore pubblico. A sua volta questa circostanza presuppone una completa comprensione delle potenzialità della valutazione economica ambientale nel supportare la scelta pubblica, che non sempre sussiste. In sostanza, sembra permanere a livello istituzionale la convinzione che il raggiungimento di stime sufficientemente affidabili necessiti un lavoro tanto lungo e costoso, da consigliare il ricorso ad analisi parziali e qualitative.

Anche lo stesso processo di misurazione comporta per il decisore pubblico dubbi di ordine etico e perplessità più propriamente tecniche. Per quanto riguarda i secondi sembra che la criticità maggiore, in Europa, stia nella comprensione della rilevanza dei valori di non-uso, o meglio del ruolo che essi giocano nella determinazione di un valore economico che sia accettabile da tutti gli attori interessati dalla decisione pubblica. Inoltre, anche i problemi distributivi e di selezione del corretto saggio di sconto sociale propri delle tecniche di valutazione economica dei beni ambientali, non risolti sotto il profilo teorico, sembrano non garantire l'ottimalità sociale delle scelte pubbliche da esse informate e orientate.

²⁹ Si può anche affermare che mentre nelle prime fasi di attacco all'inquinamento si operava su un segmento basso e poco inclinato della curva dei costi marginali di abbattimento, ora, come molti studi concordemente dimostrano, affrontiamo la parte crescente e più ripida della curva stessa.

³⁰ Anche senza ricorrere alle sofisticate misure di determinazione esatta del *surplus* del consumatore, l'approssimazione dell'area rilevante sotto la curva di domanda fornisce informazioni preziose.

³¹ Soprattutto, come visto, nelle applicazioni empiriche. Come se le metodologie di valutazione economiche delle risorse naturali fossero esercizi accademici non utilizzabili quando ci si confronta con la realtà.

³² Come attesta la crescente attenzione alla pratica del *benefit transfer*.

Oltre ai rilievi precedenti, sicuramente rilevanti, è nostra opinione che la scarsa diffusione in Europa delle pratiche in questione abbia anche una motivazione più forte, per quanto più sottile. A nostro avviso, è infatti preoccupazione del decisore pubblico che la sistematicità dell'approccio utilizzato, combinato alla quantificazione monetaria di tutti gli effetti ambientali rilevanti di un intervento pubblico, dia un falso senso di precisione che irrigidirebbe eccessivamente la decisione stessa. In altre parole, nonostante la possibilità di considerare le stime monetarie come dati incerti, i decisori pubblici europei sembrano temere che il risultato della valutazione possa essere letto come coincidente con quello della scelta, e che tale circostanza non lasci spazio nel processo decisionale ad altri elementi – politici, economici, sociali, di ordine pratico – che in realtà complesse e controverse quali sono quelle europee, hanno un ruolo fondamentale.

Bibliografia

- Boadway, R.W., 1974, The Welfare Foundations of Cost-Benefit Analysis, *Economic Journal*, 84-336, pp. 926-939
- Boadway, R.W., Bruce, N., 1984, *Welfare Economics*, Oxford: Basil Blackwell
- Brent, R.J., 1996, *Applied Cost-Benefit Analysis*, Cheltenham: Edward Elgar.
- Chichilinsky, G., 1997, What is sustainable development?, *Land Economics* 73(4) pp. 467-91
- Commissione delle Comunità Europee, 1992, V Programma di azione ambientale, *Bruxelles: European Commission*
- Commissione delle Comunità Europee, 2001, Comunicazione sul VI Programma di azione per l'ambiente, *Bruxelles: European Commission*
- Cropper, M.L, Oates, W. E., 1992, *Environmental economics: a survey*, *Journal of Economic Literature*, Vol. XXX, pp. 675-740
- Dasgupta, P., Sen, A.K. e Marglin, S., 1972, *Guidelines for Project Evaluation*, New York: United Nations.
- de Zeeuw A, 2000, *Resource management : do we need public policy?* Bruxelles, Study for
- Directorate General Environment, 1998, *A handbook on environmental assessment of regional development plans and EU Structural Funds programmes*, Bruxelles, European Commission
- Directorate General Environment, 1998, *Economic evaluation of air quality targets for tropospheric ozone*, Bruxelles , European Commission
- Directorate General Environment, 1998, *Economic evaluation of environmental policies and legislation*, Bruxelles, European Commission
- Directorate General Environment, 1999, *Auto-oil II cost-effectiveness study*, Bruxelles, European Commission
- Directorate General Environment, 1999, *Economic evaluation of a directive on national emission ceilings for certain atmospheric pollutants*, Bruxelles, European Commission
- Directorate General Environment, 1999, *Economic evaluation of air quality targets for CO and benzene*, Bruxelles , European Commission
- Directorate General Environment, 1999, *Economic evaluation of quantitative objectives for climate changes*, Bruxelles, European Commission
- Directorate General Environment, 2000, *A possible EU wide charge on cadmium in phosphate fertilisers: Economic and environmental implications*, Bruxelles , European Commission
- Directorate General Environment, 2000, *A study on the economic valuation of environmental externalities from landfill disposal and incineration of waste*, Bruxelles , European Commission
- Directorate General Environment, 2000, *Analysis of the fundamental concepts of resource management*, Bruxelles, European Commission
- Directorate General Environment, 2000, *Assessment of Environmental Valuation Reference Inventory – EVRI – and the expansion of its coverage to the EU*, Bruxelles, European Commission

- Directorate General Environment, 2000, *Concerted Action on Environmental Valuation in Europe (EVE)*, Bruxelles, European Commission
- Directorate General Environment, 2000, *Economic evaluation of PVC waste management*, Bruxelles , European Commission
- Directorate General Environment, 2000, *Socio-Economic Impacts of the Identification of Priority Hazardous Substances under the Water Framework Directive*, Bruxelles , European Commission
- Directorate General Environment, 2000, *Study on the economic, legal, environmental and practical implications of a European Union system to reduce ship emissions of SO₂ and NO_x*, Bruxelles , European Commission
- Directorate General Environment, 2000, *Technical report on methodology: cost-benefit analysis and policy responses*, Bruxelles, European Commission
- Directorate General Environment, 2001, *Economic evaluation for air quality targets for heavy metals*, Bruxelles, European Commission
- Directorate General Environment, 2001, *Economic evaluation of air quality targets for PAHs*, Bruxelles , European Commission
- Directorate General Environment, 2001, *Economic evaluation of quantitative objectives for climate changes*, Bruxelles , European Commission
- Directorate General Environment, 2001, *Economic evaluation of sectoral emission reduction objectives for climate change*, Bruxelles , European Commission
- Directorate General Environment, 2001, *European environmental priorities: an integrated economic and environmental assessment*, Bruxelles, European Commission
- Directorate General Environment, 2001, *Study on the valuation and restoration of biodiversity damage for the purpose of environmental liability*, Bruxelles, European Commission
- Farrow, S., Toman, M., 1998, Using environmental cost-benefit analysis to improve government performance, Washington, *Resources for The Future, discussion paper 99-11*
- Feldstein, M.S., 1964, The Social Time Preference Rate, in Layard, R., 1972, *Cost Benefit Analysis*, London: Penguin Books.
- Feldstein, M.S., 1973, The Inadequacy of Weighted Discount Rates, in Layard, R., 1972, *Cost Benefit Analysis*, London: Penguin Books
- Freeman III, M., A., 1993, *The Measurement of Environmental and Resource Values - Theory and Methods*, Washington D.C.: Resources for the Future
- Guasch, J.L., Hahn, R. W., 1999, *The cost and benefits of regulation: implications for developing countries*, The World Bank Research Observer, vol. 14, n. 1, pp. 137-158
- Hahn, R. W., 1989, *Economic prescriptions for environmental problems: how the patient followed the doctor's orders*, Journal of Economic Perspectives, Vol. 3(2), pp. 95-114
- Hahn, R. W., 1999, *The impact of economics on environmental studies*, Washington, AEI-Brookings Joint Center for Regulatory Studies, Working Paper 99-4
- Hahn, R.W., 1998, *Government analysis of the benefits and costs of regulation*, Journal of Economic Perspectives, Vol. 12(4), pp. 201-210

- Hanley, N. e Spash C.L, 1993, *Cost-Benefit Analysis and the Environment*, Aldershot: Edwar Elgar
- Harberger, A.C., 1971, Three basic postulates for applied welfare economics: An interpretative essay, *Journal of Economic Literature*, 9
- Hecht, J: E., 1999, *Environmental accounting. Where we are now, where we are heading*, Resource, Issue 135
- Johansson, P.O., 1987, *The Economic Theory and Measurement of Environmental Benefits*, Cambridge: Cambridge University Press.
- Johansson, P.O., 1993, *Cost-Benefit Analysis of Environmental Change*, Cambridge: Cambridge University Press.
- Just R.E, Hueth D.L. e Schmitz A, 1983, *Applied Welfare Economics and Public Policy* Englewood Cliffs: Prentice-Hall.
- Kopp, R. J., Krupnick, A. J., Toman, M., 1997, Cost-benefit analysis and regulatory reform: an assessment of the science and the art, Washington, *Resources for The Future, discussion paper 97-19*
- Lutter, R.W., 1998, *An analysis of the use of EPA's benefit estimates in OMB's draft report on the costs and benefits of regulation*, Washington, AEI-Brookings Joint Center for Regulatory Studies, Working Paper 98-2
- McFarquhar, A., 2001, *Environment valuation, project appraisal and political consensus in the third world*, Planning and Markets, vol. 4 (<http://www-pam.usc.edu/>)
- Moore, J.L., 1995, *Cost-Benefit Analysis: Issues in Its Use in Regulation*, Washington: Committee for the National Institute for the Environment.
- O'Neill, J. Spash, C. L., 2000, *Conceptions of value in environmental decision-making*, Policy Research Brief n. 4, Environmental Valuation in Europe
- OECD, 1989, *Environmental Policy Benefits: Monetary Evaluation*, Parigi: OECD
- OECD, 1995, *The Economic Appraisal of Environmental Projects and Policies: a Practical Guide*, Parigi: OECD.
- Office of Management and Budget, 1996, Economic analysis of federal regulation under Executive Order 12866, Washington D.C.
- Pearce, D. W., 1998, *Environmental appraisal and environmental policy in the European Union*, Environmental and Resource Economics, 11(3-4), pp. 489-501
- Pearce, D.W. e Turner, R.K., 1990, *The Use of Benefit Estimates in Environmental Decision-Making*, Parigi: OECD.
- Pearce, D.W., 2000, *Public policy and natural resources management. A framework for integrating concepts and methodologies for policy evaluation*, Bruxelles, Study for Directorate General Environment – European Commission
- Portney, P. R., 2000, *Environmental problems and policy: 2000-2050*, Resources, Issue 138
- Portney, P.R., 1995, *Congressional Testimony on Risk assessment and Cost-Benefit Analysis*, Washington: Resources for the Future.
- Quinto Programma di azione ambientale dell'Unione Europea (Verso uno sviluppo sostenibile: COM(92)23), 1992
- Sagoff, M., 1993, Environmental economics: an epitaph, Resources, Issue 111

- Sen, A.K., 1967, The Social Time Preference Rate in Relation to the Market Rate of Interest, in Layard, R., 1972, *Cost Benefit Analysis*, London: Penguin Books.
- Sesto Programma di azione ambientale dell'Unione Europea (Ambiente 2010: il nostro futuro, la nostra scelta: COM(2001)31)
- Smith, V.K., 1993 Nonmarket Valuation of Environmental Resources: An Interpretative Appraisal, in Smith, K.V., 1996, *Estimating Economic Values for Nature. Methods for Non-Market Valuation*, Cheltenham: Edward Elgar.
- Smith, V.K., 1996, Resource Evaluation at a Crossroad, in Smith, K.V., 1996, *Estimating Economic Values for Nature. Methods for Non-Market Valuation*, Cheltenham: Edward Elgar.
- Spash, C. L., 2000, *The concerted action on environmental valuation in Europe (EVE): an introduction*, Policy Research Brief n. 1, Environmental Valuation in Europe
- Squire L., Van Der Tak G.H., 1975, *Economic Appraisal of Projects*, Baltimore: Johns Hopkins.
- Sugden, R. e Williams, A., 1978, *The principles of practical cost-benefit analysis*, Oxford: Oxford University Press.
- The White House, 1993, *Executive Order # 12866 - Regulatory Planning and Review*, Washington D.C.: The White House.
- U.S. Environmental Protection Agency – EPA, 1998, *The Benefits and Costs of the Clean Air Act, 1970 to 1990*, Washington D.C: EPA
- U.S. Environmental Protection Agency – EPA, 2000, *Guidelines for preparing economic analyses*, Washington D.C. : EPA
- Weitzman, M. L, 2001, Gamma discounting, *American Economic Review*, vol. 91 n. 1, pp. 260-271
- Zerbe Jr., R.O. e Dively, D.D., 1994, *Benefit-Cost Analysis. In Theory and Practice*, New York: Harper Collins.

Università degli Studi di Milano-Bicocca
Collana Working Papers del Dipartimento di Economia Politica

1. Andrea Ichino, Aldo Rustichini, Daniele Checchi
"Scuola e mobilità intergenerazionale: un'analisi comparata", Gennaio 1997
2. Agneta Kruse, Pier Luigi Porta, Pia Saraceno
"Pension system and reforms: a note on transition problems",
Febbraio 1997
3. Pier Luigi Porta, Roberto Scazzieri
"Towards an economic theory of international civil society", Aprile 1997
4. Daniele Checchi
"Povertà e istruzione: alcune riflessioni ed una proposta di indicatori",
Maggio 1997
5. Massimo Bordignon, Nicoletta Emiliani, Paolo Manasse, Guido Tabellini
"Come fare la perequazione regionale in Italia", Giugno 1997
6. M. Lossani, P. Natale, P. Tirelli
*"Fiscal Policy and imperfectly credible targets: should we appoint
expenditure-conservative central bankers"*, Luglio 1997
7. Emilio Colombo
"Introduzione alla teoria dei giochi", Luglio 1997
8. Luca Flabbi
"Investire in istruzione: meglio per lui o per lei?", Settembre 1997
9. Pier Luigi Porta, Roberto Scazzieri
*"Pietro Verri's contribution to the economic theory of the 18th century:
commercial society, civil society and governance of the economy"*,
Febbraio 1998
10. Emilio Colombo
"Restructuring as a signal: a simple formalization", Marzo 1998
11. Massimo Beccarello
*"Price Cap e recupero di produttività: suggerimenti dalla regolazione del
settore Gas"*, Marzo 1998
12. Michela Cimattoribus, Luigi Prosperetti
"Telecommunications Regulation in Europe", Marzo 1998

13. Luigi Prosperetti, Graziella Marzi
"Come funziona la liberalizzazione dei servizi pubblici: un'analisi di alcune esperienze internazionali", Aprile 1998
14. Laura Bottazzi, Paolo Manasse
"Bankers' versus Workers' Europe (I): Asymmetric Information in EMU", Giugno 1998
15. Laura Bottazzi, Paolo Manasse
"Bankers' versus Workers' Europe (II): Policy Externalities and Credibility in EMU", Giugno 1998
16. Marco Leopardi
"Regional Adjustment to Employment Shocks: Italy 1960 – 1994", Novembre 1998
17. Paolo Manasse, Alessandro Turrini
"Trade, Wages and "Superstars", Dicembre 1998
18. M. Lossani, P. Natale, P. Tirelli
"Do we really need to tame a conservative ECB? When the policy mix matters", Marzo 1999
19. Patrizio Tirelli
"Dynamic Seigniorage Models Revisited. Should Fiscal Flexibility and Conservative Central Bankers Go Together?", Marzo 1999
20. V. Anton Muscatelli, Patrizio Tirelli, Carmine Trecroci
"Institutional Change, Inflation Targeting and the Stability of Interest Rate Reaction Functions", Marzo 1999
21. Daniele Checchi
"Inequality in Incomes and Access to Education. A Cross-Country Analysis (1960-90)", Maggio 1999
22. Daniele Checchi
"Un posto a vita. Analisi di un concorso nazionale a professore universitario di seconda fascia.", Maggio 1999
23. Marco Catenaro
"A case for a fiscal policy co-ordination in Europe", Giugno 1999
24. Fabrizio Carmignani
"Political, Institutional and Economic Determinants of Coalition Cabinets Survival", Luglio 1999

25. Emilio Colombo, Ákos Valeniny
"Occupational Choice, Wealth Distribution and Development",
Settembre 1999
26. Pier Luigi Porta
"Sraffa's Ricardo after Fifty Years. A Preliminary Estimate", Agosto 2000
27. Ugo Arrigo, Massimo Beccatello
*"Una Stima dell'Onere Servizio Universale nei Servizi Postali Italiani in
Presenza di Costi Efficienti di Produzione"*, Novembre 2000
28. Fabrizio Carmignani
*"Political Bias in Fiscal Policy Formation: an Econometric Analysis of
Coalition Systems"*, Dicembre 2000
29. Marco Catenaro
"Time Inconsistency: an Upadated Survey of the Literature",
Dicembre 2000
30. Marco Catenaro, Patrizio Tirelli
*"Reconsidering The Pros and Cons of Fiscal Policy Co-ordination in a
Monetary Union: Should We Set Public Expenditure Targets?"*,
Dicembre 2000
31. Patrizio Tirelli
*"Revisiting Public Debt and Inflation: Fiscal Implications of an Independent
Central Banker"*, Gennaio 2001
32. M. Lossani, P. Natale, P. Tirelli
*"A Nominal Income Growth Target for a Conservative ECB? When the
policy mix matters"*, Gennaio 2001
33. Fabrizio Carmignani
"Theory and Evidence on the Political Economy of Growth", Gennaio 2001
34. Luca Matteo Stanca
"La teoria delle fluttuazioni economiche: una prospettiva storica",
Aprile 2001
35. Emilio Colombo, Luca Matteo Stanca
*"L'attività fieristica come indicatore congiunturale: evidenza empirica dalla
base dati Fiera Milano"*, Aprile 2001
36. Luigino Bruni (a cura di)
*Atti del Seminario di Studi: "Il settore nonprofit: una risorsa per il mercato e
per la società – Milano, 26/06/2001"*, Novembre 2001

37. Paolo Manasse, Luca Stanca, Alessandro Turrini
"Wage Premia and Skill Upgrading in Italy: Why didn't the Hound Bark",
Novembre 2001
38. Riccarda Longaretti
*"Wealth distribution, investment in human capital and occupational choice
when capital markets are imperfect"*, Novembre 2001
39. Lorenzo Rocco
"Nonatomic Games with Limited Anonymity", Novembre 2001
40. M. Lossani, P. Natale, P. Tirelli
"Rethinking Emu Institutions", Gennaio 2002
41. Marco Grasso
"Una misurazione del benessere nelle Regioni italiane", Gennaio 2002