



**ANPA**

Agenzia Nazionale per la  
Protezione dell'Ambiente

# **Il danno ambientale ex art. 18 L. 349/86**

---

**Aspetti teorici e operativi della valutazione  
economica del risarcimento dei danni**

### **Informazioni legali**

L'Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente o le persone che agiscono per conto dell'Agenzia stessa non sono responsabili per l'uso che può essere fatto delle informazioni contenute in questo rapporto.

### **Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente**

Via Vitaliano Brancati, 48 - 00144 Roma

Direzione

[www.anpa.it](http://www.anpa.it)

© ANPA, Manuali e linee guida 12/2002

ISBN 88-448-0062-4

Riproduzione autorizzata citando la fonte

### **Elaborazione grafica**

ANPA, Immagine

Grafica di copertina: Franco Iozzoli

Foto di copertina: Paolo Orlandi

### **Coordinamento tipografico**

ANPA, Dipartimento Strategie Integrate Promozione e Comunicazione

### **Impaginazione e stampa**

I.G.E.R. srl - Viale C. T. Odescalchi, 67/A - 00147 Roma

Stampato su carta TCF

Finito di stampare nel mese di settembre 2002

**Autori**

Dott.ssa Edi Defrancesco *Università di Padova  
Dipartimento Territorio e Sistemi Agroforestali*

Dott. Paolo Rosato *Università di Trieste  
Dipartimento di Ingegneria Civile*

Dott. Luca Rossetto *Università di Padova  
Dipartimento Territorio e Sistemi Agroforestali*

Prof. Giampaolo Schiesaro *Avvocatura dello Stato*

Dr. Simone Togni *Libero professionista*



# Indice

<b>INTRODUZIONE</b>	<b>1</b>
<b>1 L'AMBIENTE E IL SISTEMA ECONOMICO</b>	<b>3</b>
1.1 Ambiente ed economia	3
1.2 Il problema della valutazione del danno ambientale	10
<b>2 BENI AMBIENTALI E BENESSERE SOCIALE</b>	<b>13</b>
2.1 I beni pubblici	13
2.2 Le esternalità	20
2.3 Il bene ambientale come bene pubblico	27
2.4 Il valore economico totale di un bene ambientale	28
2.5 La misura monetaria del valore dei beni ambientali e la definizione di danno	32
<b>3 LA MISURA ECONOMICA DEL DANNO</b>	<b>41</b>
3.1 Danno e comportamento del consumatore	42
3.2 Danno e comportamento del produttore	50
3.2.1 Il danno subito dal produttore	50
3.2.2 Danno e profitto indebito	53
3.3 Danno e valore patrimoniale	57
<b>4 CRITERI DI VALUTAZIONE MONETARIA DEL RISARCIMENTO PER DANNO AMBIENTALE</b>	<b>61</b>
4.1 Approcci di stima economica del danno	61
4.2 I criteri di valutazione	62
4.2.1 Il valore di mercato (o di capitalizzazione)	65
4.2.2 Il valore di costo o di produzione	67
4.2.3 Il valore di surrogazione	69
4.2.4 Il valore di trasformazione	70
4.2.5 Il valore complementare	70
4.2.6 Il costo-opportunità come criterio di valutazione	71
4.3 I limiti dell'approccio estimativo alla valutazione del danno ambientale	72
4.4 Il metodo di stima	74
4.4.1 L'individuazione dell'aspetto economico	74
4.4.2 La procedura di stima	76
4.4.3 La raccolta e l'elaborazione dei dati	81
4.5 La valutazione diretta	81
4.6 Le operazioni di sconto nella stima	86
4.6.1 Alcuni accenni sul dibattito teorico in corso	87
4.6.2 Indicazioni operative sulla scelta del saggio	89
4.6.3 La scelta del momento cui riferire la stima	91
4.6.4 Cenni di matematica finanziaria	92
<b>5. PROCEDURE PER LA VALUTAZIONE DEL DANNO AMBIENTALE</b>	<b>95</b>
5.1 Premessa	95
5.2 Dall'effetto al danno	97
5.3 Danni diretti e indiretti	100
5.4 Danni reversibili e irreversibili	101

5.5	Procedimento di calcolo per la stima del danno	103
5.6	La stima dei danni diretti	104
5.6.1	Danni alle attività produttive	104
5.6.2	Danni al consumatore: interruzione di servizi pubblici	107
5.6.3	Danni al patrimonio	108
5.7	I danni indiretti	113
5.7.1	La valutazione dei danni diretti e indiretti: la tavola Input-Output	114
5.8	Gli effetti misurabili del danno ecologico	116
5.8.1	L'identificazione del danno all'ecosistema	119
5.8.2	Danno ambientale, ecosistema e attività umane	121
<b>6</b>	<b>LA VALUTAZIONE DEL RISARCIMENTO DEI DANNI AI SENSI DELL'ART. 18 L. 349/86: UNA SINTESI OPERATIVA</b>	<b>123</b>
6.1	Introduzione	123
6.2	Il processo di valutazione del danno ambientale	125
6.3	Stima del danno	128
6.3.1	I soggetti colpiti	129
6.3.2	Danni indiretti	130
6.3.3	Il problema del doppio conteggio	131
6.3.4	La scelta del saggio di sconto	132
	<b>BIBLIOGRAFIA</b>	<b>133</b>
	<b>ALLEGATO I</b>	<b>141</b>
	Il danno ambientale: spunti per una transizione dalla astratta ricostruzione teorica dell'istituto all'effettività del risarcimento ex art. 18 della legge 349/86 Prof. Giampaolo Schiesaro	
	<b>ALLEGATO II</b>	<b>163</b>
	Proposta di direttiva del Parlamento Europeo e del Consiglio sulla responsabilità ambientale in materia di prevenzione e riparazione del danno ambientale (com (2002) 17 def. del 23.01.2002) Dott. Simone Togni	

## Prefazione

Come rilevato dalle Istituzioni Comunitarie già nel V Programma d'Azione in materia ambientale del 1993, la disciplina della responsabilità civile per danno ambientale può fungere da strumento economico per l'attuazione delle politiche ambientali: se la responsabilità è di tipo oggettivo (fondata sul solo nesso di causalità, senza necessità di provare dolo o colpa), può avere l'effetto di innalzare la soglia di attenzione e cautela da parte di chi gestisce o esercita attività che presentano un rischio per l'ambiente, favorendo gli investimenti in misure di prevenzione e contenimento delle emissioni inquinanti.

A seguito del V Programma, l'evoluzione è stata lenta, ma univoca: dopo il Libro Verde (maggio 1993), la Convenzione di Lugano del Consiglio d'Europa (giugno 1993) ed il Libro Bianco del 9 febbraio 2000, la Commissione UE ha di recente proposto una direttiva *"sulla responsabilità ambientale in materia di prevenzione e riparazione del danno ambientale"* (COM (2002) 17 def.), confermando, come principio regolatore, il criterio della responsabilità oggettiva, quanto meno in riferimento all'esercizio di attività intrinsecamente pericolose per l'ambiente.

Il nuovo testo comunitario, che, una volta terminato l'iter di approvazione, dovrà essere recepito in tutti gli Stati membri dell'UE, è destinato a modificare radicalmente il quadro normativo e la prassi italiana in materia. Il nostro art. 18 della legge 349/86, infatti, è imperniato, per giurisprudenza e dottrina maggioritarie, sulla funzione punitiva parapenale espressa dai parametri equitativi (gravità della colpa, costo del ripristino e profitto tratto dal trasgressore): ciò implica e presuppone, al contrario di quanto previsto dalla responsabilità oggettiva di matrice comunitaria, il dolo o la colpa del comportamento che ha causato il pregiudizio all'ambiente.

La legge italiana, in realtà, prevede tre forme di risarcimento del danno ambientale: risarcimento in forma specifica (ripristino dello stato dei luoghi a spese del responsabile), risarcimento per equivalente (precisa quantificazione del danno in termini monetari), liquidazione in via equitativa, laddove *"non sia possibile una precisa quantificazione del danno"*.

L'accento posto dalla dottrina e dalla giurisprudenza sulla necessità di soddisfare sempre e comunque l'obiettivo punitivo dell'art. 18, anche insieme ad un possibile ed effettivo ripristino o alla riparazione per equivalente monetario, ha contribuito, nel tempo, a concentrare l'attenzione sul criterio equitativo più che sugli altri due: in qualche modo, quindi, ricerca ed elaborazione scientifica di metodologie di calcolo economico dei valori espressi dal bene ambiente sono "rimaste in ombra", o, quanto meno, lontane dalle aule giudiziarie, dove è senza dubbio più familiare valutare elementi come gravità della colpa, profitto tratto dal trasgressore e costo del ripristino (soprattutto se "assimilato" al parametro penale della "gravità del danno").

L'evoluzione comunitaria impone, invece, di recuperare la dimensione anche non colpevole della responsabilità ambientale e di concentrare l'attenzione anche sui criteri del ripristino e della riparazione compensativa per equivalente, già previsti dal nostro art. 18 in via prioritaria rispetto al criterio equitativo.

È sufficiente considerare come è definito il concetto di "riparazione" del danno nella proposta di direttiva più sopra citata: *"qualsiasi azione, o combinazione di azioni dirette a riparare, risanare, sostituire o acquisire l'equivalente delle risorse e dei servizi naturali danneggiati"* (art. 2, punto 16). Essa comprende il ripristino in senso stretto (*"riparazione primaria"* nel linguaggio comunitario) e la "creazione" di risorse/servizi naturali diversi in sostituzione o compensazione delle risorse/servizi danneggiati o, comunque, la compensazione economica della perdita temporanea di risorse/servizi in attesa del ripristino (*"riparazione compensativa"* nel linguaggio comunitario).

È di tutta evidenza, quindi, che le tecniche che consentono di attribuire un "valore" a risorse e servizi naturali sono e saranno gli strumenti fondamentali per dare attuazione formale e sostanziale alle norme comunitarie: misurare quanti *"beni, servizi, o denaro un individuo è disposto a cedere per ottenere un bene o un servizio specifico"* o misurare quanti *"beni, servizi o denaro un individuo è pronto ad accettare per rinunciare ad un bene o ad un servizio specifico"*, con-

siderando tanto il valore derivante dall'uso diretto della risorsa, quanto l'uso indiretto della stessa (art. 2, punto 19 della proposta di direttiva), diventa cruciale soprattutto per reagire a modificazioni negative dell'ambiente irreversibili o recuperabili solo nel lungo termine.

Da qui nasce il rilievo e l'interesse che questo testo riveste per ANPA, quale Autorità che supporta il Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio nella valutazione tecnico/economica del danno ambientale: questo testo segna con rigore scientifico il percorso metodologico per pervenire ad una valutazione monetaria del danno ambientale, indicando, così, che attribuire un valore economico alle risorse e ai servizi ambientali è possibile - anche con "margini di imprecisione" accettabili dalla norma italiana che richiede una "precisa quantificazione". Questo testo sottolinea come sia sempre più importante che tecnici e giuristi si avvicinino ai contributi della scienza economica, attraverso uno scambio ed una reciproca integrazione di competenze, conoscenze ed esperienze.

È strategico, quindi, per tutti i Soggetti istituzionali coinvolti (Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio, ANPA, Agenzie Regionali per l'Ambiente, Enti Territoriali ed Autorità Giudiziarie) che Studi come quello che segue siano realizzati, conosciuti, diffusi: obiettivo comune è "rafforzare" l'azione risarcitoria dell'art. 18 e preparare il terreno alle nuove norme che, a breve termine, determineranno in tutti gli Stati comunitari un regime di responsabilità ambientale imperniato, più che sulla punizione del soggetto che ha agito, sulla prevenzione del danno ed il mantenimento di quantità e qualità di risorse e servizi ambientali fruibili anche da parte delle generazioni future.

Prof. Paolo Togni  
Capo Gabinetto  
del Ministro per l'Ambiente  
e la Tutela del Territorio



## Introduzione

Questo libro raccoglie i risultati di un progetto di ricerca, concluso nel 2001 e commissionato dall'Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente al Dipartimento Territorio e Sistemi Agroforestali dell'Università di Padova e volto alla stesura di un manuale per la valutazione del risarcimento dei danni nella tutela risarcitoria per danno all'ambiente ai sensi dell'articolo 18 della legge n. 349/86. Il libro mira a fornire al personale tecnico degli enti pubblici ed ai professionisti impegnati nella valutazione del risarcimento una cornice teorica e metodologica per la definizione, l'identificazione e la misura dei danni all'ambiente e, pur non richiedendo particolari conoscenze di teoria economica e statistica, è dedicato a lettori in possesso dei principi fondamentali dell'economia e dell'estimo. Esso contiene, inoltre, alcuni approfondimenti teorici utili, ma non indispensabili, alla comprensione dei contenuti e riportati in carattere ridotto.

L'approccio adottato, simile a quello reperibile nella corrente letteratura sulla valutazione dei beni pubblici, si fonda sul riconoscimento che parte del valore economico totale dei beni ambientali sfugge al mercato e, quindi, è priva di un prezzo. La porzione di valore che non trova uno specifico riconoscimento nel prezzo può essere di varia natura e dimensione: di solito è riconducibile ad usi non governati, o governabili, dal mercato; talvolta può essere costituita anche da valori di non-uso.

Le procedure presentate si prefiggono, prioritariamente, la valutazione del valore d'uso e si ispirano al cosiddetto 'approccio duale' che mira a stimare il valore economico dei beni ambientali a partire dalle modificazioni indotte nella funzione di spesa dei consumatori da variazioni nella consistenza dei beni stessi. Tale approccio, pur parziale, ha il pregio di riferirsi a comportamenti 'reali' oggettivamente osservabili e, quindi, di condurre a valutazioni concretamente misurabili sul piano operativo. Tuttavia, poiché il danno ambientale può colpire beni caratterizzati da un apprezzabile valore intrinseco, è stato considerato anche il metodo adatto alla sua stima: la valutazione contingente. Tale metodo, solo accennato, dovrebbe comunque essere utilizzato con molta cautela e prioritariamente allo scopo di completare il quadro informativo utile alla formulazione di giudizi di tipo equitativo.

Le finalità del manuale sono, infatti, prettamente operative e, pur cercando sistematicamente di ricollegare i metodi di valutazione proposti ai principi teorici dell'economia dei beni pubblici, mira fornire indicazioni metodologiche concretamente utilizzabili.

Il libro è organizzato in sei capitoli. Il primo ed il secondo contengono una breve disamina del concetto di 'ambiente' e degli elementi fondamentali per la comprensione della natura economica del bene ambientale e delle modalità con cui esso si rapporta alle attività antropiche. Vengono, inoltre, illustrati i principi teorici fondamentali per la misura monetaria del valore economico dei beni ambientali e dei relativi danni. Il terzo capitolo è dedicato alla disamina delle relazioni esistenti fra i danni occorsi a seguito di danno ambientale ed il comportamento dei soggetti economici coinvolti. Tale esame è utile per individuare le implicazioni economiche del danno e, quindi, per identificare le più opportune procedure di stima del risarcimento. I principi estimativi per la valutazione dei danni sono illustrati nel capitolo 4. Esso contiene una dettagliata descrizione dei profili (aspetti economici) rispetto ai quali il risarcimento può essere valutato, nonché dei più comuni metodi utilizzabili. Un approfondimento particolare è stato dedicato alla scelta del tasso di sconto da utilizzare nell'attualizzazione dei danni futuri. Il capitolo 5 affronta gli aspetti operativi, presentando le principali questioni da prendere in considerazione nella procedura di valutazione e in particolare: l'identificazione dei danni e del loro profilo temporale, le procedure di calcolo utilizzabili, la valutazione dei danni diretti e indiretti. Il capitolo, inoltre, approfondisce la valutazione del danno all'ecosistema distinguendo i casi dove è possibile giungere ad una ragionevole misura monetaria indiretta del danno da quelli in cui esso può solo essere descritto.

Infine, nel capitolo 6 viene fornita una sintesi a fini operativi dei contenuti del volume. Tale sintesi contiene un riassunto del processo logico di valutazione del danno e fornisce, nel contempo, i riferimenti utili per l'approfondimento delle varie fasi presentate.

Gli autori dei sei capitoli che seguono desiderano ringraziare Luciana Sinisi per i suggerimenti forniti durante le numerose e vivaci discussioni, Monica Giarda per l'attenzione con cui ha esaminato lo scritto e per l'abilità dimostrata nello scovare imprecisioni ed errori, Valentina Zanatta per l'aiuto fornito nelle fasi conclusive del lavoro.

Edi Defrancesco - Paolo Rosato - Luca Rossetto

# 1. L'ambiente e il sistema economico

## 1.1 Ambiente ed economia

La trattazione degli aspetti economici della valutazione dei beni ambientali, presuppone la definizione del concetto di ambiente e, soprattutto, l'analisi dei rapporti tra quest'ultimo e il sistema economico. Manca, infatti a tutt'oggi, una definizione chiara e univoca del termine ambiente, a causa dei diversi approcci rintracciabili nella letteratura economica<sup>1</sup>.

In assenza di una 'definizione normativa nazionale', si può fare riferimento alla nozione di ambiente fornita da alcuni Autori. Denison<sup>2</sup> definisce l'ambiente come l'insieme di tutti gli aspetti umani, politici e fisici di una società, mentre per Juster<sup>3</sup>, l'ambiente assume una connotazione esclusivamente fisica e biologica. Queste definizioni, difficilmente confutabili, sono tuttavia di scarsa valenza pratica nel contesto della valutazione dei danni nell'azione risarcitoria ex art 18 Legge 349/86 per illecito ambientale.

Più utile sembra essere la definizione, richiamata nel 'Libro Verde'<sup>4</sup>, adottata dal Consiglio di Europa per cui **'l'ambiente comprende le risorse naturali abiotiche e biotiche, quali l'aria, l'acqua, il suolo, la fauna e la flora, l'interazione tra questi fattori, i beni che formano il patrimonio culturale e gli aspetti caratteristici del paesaggio'**.

Anche il recente 'Libro Bianco' dell'Unione Europea, non ha dato contributi significativi alla definizione di ambiente, limitandosi a riaffermare l'importanza degli effetti sulla biodiversità<sup>5</sup> nelle aree di particolare interesse naturalistico.

Ponendo l'attenzione sulle interazioni con l'uomo, si cita la definizione adottata dall'Organizzazione Mondiale della Sanità<sup>6</sup>, per cui **'l'ambiente è costituito da un insieme di processi e influenze fisiche, chimiche, biologiche e sociali che direttamente o indirettamente hanno un effetto significativo e distinguibile sulla salute e sul benessere dell'individuo o della comunità'**.

Da queste definizioni si evince che nell'ambiente si svolgono delle attività antropiche e che la capacità di queste ultime di generare benessere dipende dalla loro interrelazione con le risorse naturali.

Presso la giurisprudenza italiana il principio di unitarietà dell'ambiente, così inteso, si può rintracciare nella sentenza della Corte Costituzionale n. 641 del 30/12/1987: **'l'ambiente è un bene immateriale unitario, sebbene a varie componenti, ciascuna delle quali può anche costituire, isolatamente e separatamente, oggetto di cura e di tutela, pur essendo tutte, nell'insieme, riconducibili ad unità'**.

Pur essendoci una intensa osmosi fra attività antropiche e stato dell'ambiente, l'emergere della questione ambientale ha messo in evidenza che le regole che governano le prime tengono conto scarsamente dello stato del secondo. Per meglio affrontare queste questioni è stata, dunque, sviluppata un'apposita disciplina: l'economia dell'ambiente.

Le origini dello studio dei rapporti tra economia e ambiente risalgono agli economisti classici

1 A esempio, Colby segue un approccio che attribuisce una maggiore importanza agli aspetti ecologici facendo una distinzione tra economia di frontiera, salvaguardia ambientale, ecosviluppo ed ecologia pura. Colby M. *'Environmental management in development: the evolution of paradigms'*, World Bank, Washington D.C. 1990. Bresso, invece, fa una distinzione tra 'l'economia dell'ambiente' e 'l'economia ecologica': la prima rappresenta una specializzazione dell'economia classica, mentre la seconda si configura come una disciplina trasversale che attingendo da scienze diverse, affronta tutti gli aspetti relativi al problema ambientale. Bresso M., *'Per un'Economia Ecologica'*, Nuova Italia Scientifica, 1994.

2 Denison E.F., *'Accounting for Slower Economic Growth'*, Washington 1977.

3 Juster T.F., Courant P.N., Dow G.K., *'A Theoretical Framework for the Measurement of Well-Being'*, The Review of Income and Wealth, n.1, marzo, 1981.

4 Commissione delle Comunità Europee, *'Il libro verde sul risarcimento dei danni all'ambiente'*, Documenti CB-CO-93-147-IT-C, Bruxelles, 1993, pag.33.

5 Commissione Europea, *'Libro bianco sulla responsabilità per danni all'ambiente'*, COM(2000) 66, Bruxelles, 9 febbraio 2000.

6 Molesti R. *'Economia dell'ambiente'* Ipem edizioni, 1988.

che sottolineavano l'importanza del mercato nella crescita economica e nell'innovazione, ma erano piuttosto pessimisti sull'evoluzione del sistema economico perché prima o poi avrebbe condotto allo 'stato stazionario' di mera sussistenza. Gli economisti classici come Malthus, Ricardo e Marx avevano, infatti, prefigurato nella scarsità delle risorse naturali un primo potenziale limite allo sviluppo dell'attività economica, ignorando gli effetti positivi che il progresso tecnico avrebbe portato in seguito.

In particolare, Malthus (1798) poneva l'accento sul concetto di scarsità assoluta che si sarebbe determinata a seguito di uno sviluppo demografico superiore rispetto alla crescita dei mezzi di sussistenza. Ricardo, attenuando i toni di Malthus, introduceva il concetto di scarsità relativa in cui i limiti alla crescita economica venivano imposti dall'impiego di risorse (terra, giacimenti minerari) di qualità inferiore: in seguito all'aumento della popolazione le risorse di qualità migliore si esauriscono e devono essere sostituite da quelle di qualità inferiore, i cui rendimenti sono relativamente più bassi.

Marx (1867) evidenziò il concetto di 'limiti sociali'<sup>7</sup> in cui lo sviluppo economico sarebbe stato limitato da un crescente malcontento delle classi sociali meno abbienti. Il concetto di 'limiti sociali' venne ripreso un secolo più tardi quando la popolazione iniziò a dimostrare una crescente insoddisfazione nei riguardi della propria esistenza pur con un livello di reddito decisamente superiore al passato. Questo comportamento era sintomatico di una società, la cui qualità della vita dipendeva da un complesso di fattori, non solo economici, ma anche sociali e ambientali. Il concetto di 'limiti sociali' veniva così esteso anche alle motivazioni di carattere etico legate alle preoccupazioni sulla crescita economica e sugli impatti che questa poteva avere sull'ambiente naturale, sul benessere delle generazioni future, sul declino dei principi di moralità della società contemporanea.

Nel diciannovesimo secolo l'economista J.S. Mill (1857) affermava il concetto di 'stato stazionario', in cui prevedeva che lo sviluppo economico sarebbe sfociato, prima o poi, in una situazione di relativa stabilità demografica ed economica (stock costante), ritenuta socialmente desiderabile, perché in grado di assicurare agli individui il tempo necessario per apprezzare gli aspetti spirituali, artistici ed educativi della vita. A differenza di altri economisti classici, Mill valutava lo stato stazionario in modo ottimistico: *'La mente non è soddisfatta soltanto dal tracciare leggi di movimento; non può infatti fare a meno di porsi l'altra domanda: a quale fine?... Quando il progresso tecnico giunge al termine, in quali condizioni ci si deve attendere che lasci il genere umano? Gli economisti devono sempre aver visto... che al termine del cosiddetto stato progressivo vi è lo stato stazionario'* e ancora *'Non posso considerare lo stato stazionario del capitale e della ricchezza con palese avversione... Sono ritenuto a credere che, nel complesso, esso rappresenterebbe un considerevole miglioramento rispetto alle nostre condizioni attuali'*<sup>8</sup>.

Nella seconda metà del 1800, si sviluppa il pensiero neoclassico e l'approccio marginalista in cui il prezzo è considerato come una misura della scarsità del bene. Secondo l'approccio neoclassico, le attività economiche sono governate da individui razionali ed il miglioramento del benessere collettivo viene realizzato dal perseguimento della soddisfazione dei desideri, preferenze individuali. Accanto a questi, gli umanisti consideravano i bisogni come interdipendenti a causa dell'evoluzione culturale. Essi, introducendo il concetto di razionalità estesa, dove l'interesse del singolo veniva ampliato a quello altruistico, sostenevano l'intervento dello stato perché l'unico in grado di promuovere una distribuzione più equa del reddito. L'esperienza della guerra mondiale e i gravi problemi della disoccupazione portarono alla formulazione

della teoria economica keynesiana, in cui si auspicava l'intervento dello stato come strumento per stimolare l'economia. I primi anni del secondo dopoguerra e gli anni cinquanta furono caratterizzati da un'intensa fase di crescita economica in cui le continue innovazioni tecnologiche sembravano assicurare uno sviluppo senza limiti. In tutto questo periodo, dunque, passa in secondo piano l'analisi dei rapporti tra attività economiche e disponibilità di risorse naturali anche a causa dell'imponente sviluppo tecnologico.

#### APPROFONDIMENTO: Il capitale prodotto dall'uomo e il capitale naturale

Il **capitale prodotto dall'uomo** si distingue in capitale umano (abilità, know-how, esperienza) e patrimonio costruito e accumulato dall'uomo come le costruzioni (abitazioni, palazzi, fabbriche), le infrastrutture (strade, ponti, autostrade, ecc.), i monumenti storici ed il patrimonio culturale. In questo particolare ambito, di solito, si concentra l'attenzione tra la sostituibilità tra il patrimonio costruito e capitale naturale.

Il **capitale naturale** è composto dalle risorse non rinnovabili (petrolio, carbone, minerali), cioè le risorse estratte dagli ecosistemi; dalle risorse rinnovabili (flora, fauna, ecc.) che sono prodotte e mantenute nel tempo dai processi e dalle funzioni ecosistemiche; dai servizi ecologici (mantenimento dell'aria e acqua pulita, controllo del clima, paesaggio, ecc.)

A differenza del capitale prodotto dall'uomo, il capitale naturale possiede delle proprietà e peculiarità uniche:

- a) l'**irreversibilità** delle trasformazioni di alcune risorse naturali<sup>9</sup>, le cui caratteristiche di unicità e irriproducibilità impediscono ogni forma di sostituzione con il capitale umano (es. l'estinzione di una specie, la distruzione di paesaggi o di aree paludose o di barriere coralline);
- b) la **stabilità e resilienza** degli ecosistemi. La **stabilità** ecologica è la capacità del sistema di mantenere il suo equilibrio (composizione delle specie, biomassa e produttività) di fronte alle fluttuazioni e ai cicli dell'ambiente circostante. La **resilienza** è la capacità di un sistema di mantenere la propria struttura di fronte a stress esterni, ovvero la sua capacità di adattarsi al cambiamento. Per esempio, le emissioni organiche in un corpo idrico vengono disgregate dai processi naturali (microrganismi) nelle singole componenti inorganiche. L'ecosistema acquatico ha però una limitata capacità di assimilazione: aumentando il livello di input organico il processo di disgregazione consuma una maggior quantità di ossigeno a scapito di quello disponibile per la popolazione ittica. Vi possono essere, inoltre, dei composti che, disgregati, generano sostanze tossiche o pericolose, oppure sostanze che, non essendo disgregabili, generano dei processi di accumulazione.

Negli anni sessanta, l'emergere di alcuni gravi problemi di inquinamento in aree urbane ed industriali e lo sfruttamento, spesso incontrollato, di alcune risorse naturali aumentarono la preoccupazione verso i problemi ambientali, mitigando la visione finora ottimistica degli economisti e facendo nascere i primi movimenti ambientalisti, spesso critici nei confronti dei modelli di crescita economica in atto<sup>10</sup>.

Nel frattempo, la teoria economica continuava a proporre un modello basato sulla crescita economica perché ritenuta in grado di assicurare un miglioramento del tenore di vita. Questo

<sup>9</sup> Le risorse naturali vengono distinte in due tipologie: **non rinnovabili** e **rinnovabili**.

Le prime non sono in grado di autorigenerarsi (es. carbone, petrolio, minerali) e, pertanto, l'estrazione riduce la loro disponibilità complessiva mentre le seconde (pesca in mare, foreste, acqua di falda, ecc.) si rigenerano e, quindi, possono ricostituire gli stock utilizzati dall'uomo.

La gestione delle risorse naturali si propone la determinazione del tasso ottimale di estrazione. Il livello di estrazione è influenzato dal costo di estrazione corrente, dall'entità dello stock, dalla tecnologia, dal tasso di interesse, dal ritmo di estrazione tenuto in passato e dal cosiddetto costo d'uso della risorsa, della capacità di riprodursi, ecc.

Nel caso di **risorse non rinnovabili**, il tasso di estrazione, che riduce la disponibilità della risorsa, diventa ottimale quando il suo valore (o prezzo) aumenta nel tempo allo stesso ritmo del tasso di interesse. Hotelling H., 'The Economics of Exhaustible Resources', Journal of Political Economy, vol. 39, 1931, pp. 198-209.

Nel caso **risorse rinnovabili**, il tasso di sfruttamento ottimale è pari al tasso di rigenerazione della risorsa stessa. Tale equilibrio è influenzato sia da variabili biologiche, come il tasso di accrescimento intrinseco e la capacità portante del sistema, sia da variabili economiche come il costo di estrazione e il tasso di interesse. Gordon S.H., 'The Economic Theory of Common-Property Resource: The Fishery', The Journal of Political Economy, vol. 62, 1954, pp. 124-42.

<sup>10</sup> Sintomatica, fu, nel 1972, una pubblicazione del Club di Roma 'I Limiti dello Sviluppo' (Meadows D.H., 'I Limiti dello Sviluppo', 1972, Milano), dove si affermava che la crescita esponenziale di alcune grandezze, come la popolazione e la produzione industriale, si sarebbe scontrata contro ostacoli insormontabili, come la limitatezza delle risorse naturali, che avrebbero portato non solo ad un arresto dello sviluppo, ma anche ad una sua diminuzione.

modello di sviluppo confidava nel fatto che la riduzione degli stock di risorse naturali sarebbe stata compensata dall'innovazione tecnologica e dall'accresciuta sostituibilità tra capitale prodotto dall'uomo e capitale naturale.

Nello stesso periodo, iniziano a formarsi le prime correnti di pensiero ambientaliste, che si distinguevano rispetto alla posizione assunta nei confronti della crescita economica, dell'innovazione tecnologica e della conservazione dell'ambiente.

Nel contempo, tra numerosi studiosi delle discipline economiche nasce la consapevolezza dei limiti dell'analisi economica tradizionale, incapace di affrontare la complessità delle questioni di carattere ambientale. Emerge, quindi, la necessità di seguire un approccio interdisciplinare che coinvolga diverse aree scientifiche: dall'etica alla biologia, dall'ecologia all'ingegneria, comprese le scienze mediche e sanitarie, secondo un approccio sistemico<sup>11</sup>.

Questa posizione ha rappresentato un importante passo in avanti dell'economia nello studio dei problemi ambientali, che è coinciso, da un lato, con un parziale superamento delle visioni antropocentrica dell'ambiente (inteso come insieme di risorse naturali impiegabili nei processi di produzione) a favore del riconoscimento del suo valore intrinseco<sup>12</sup>, dall'altro, con l'introduzione di questioni di tipo etico legate all'equità intergenerazionale. Questo nuovo approccio ha recuperato, ampliandolo, il pensiero degli economisti classici, riprendendone i concetti di 'limiti sociali' dello sviluppo e dello stato stazionario.

Pur nella diversità di approccio teorico e, talora, ideologico, le diverse scuole di pensiero in materia di rapporti tra economia e ambiente, sviluppatesi in questi ultimi anni sia tra gli studiosi di economia che nel mondo ambientalista<sup>13</sup>, si può ritenere che vi siano alcuni elementi fondanti che le accomunano: la presa di coscienza degli stretti rapporti esistenti tra sistema economico ed ambiente e una visione più ampia del concetto di valore della risorsa ambientale.

L'inserimento della questione ambientale nel sistema economico deriva dal riconoscimento che tutte le attività, produttive e di consumo, interagiscono, direttamente o indirettamente, con le risorse ambientali e che tali interazioni sono circoscritte ad un sistema chiuso<sup>14</sup>. Una classica descrizione di queste relazioni è illustrata dal cosiddetto *modello di bilancio dei materiali*, dove il sistema economico tradizionale (produzione-consumo) viene allargato alla componente ambientale, ovvero alle sue relazioni da e verso l'ambiente (vedi Figura 1.1)<sup>15</sup>.

11 Secondo Knapp, le relazioni tra l'economia e l'ambiente vanno studiate seguendo un approccio che permetta di considerare le interrelazioni dinamiche tra il sistema economico e l'intera rete di sistemi fisici e sociali. Knapp W. 'Economia e Ambiente', Otium, 1991, Ancona.

12 Krutilla J., 'Conservation Reconsidered', *American Economic Review*, 57, 1967.

13 Una trattazione di questo tema, che esula dalle finalità di questo lavoro, può essere trovata, ad esempio, in Pearce D.W., Turner R.K., 'Economia delle risorse naturali e dell'ambiente', Il Mulino, Bologna, 2000.

14 Boulding K., 'The Economics of the Coming Spaceship Earth', in H. Jarret (ed.) *Environmental Quality in a Growing Economy*, J. Hopkins University Press, 1966, Baltimora.

15 Kneese V., Ayres R.U., D'Arge R.C., 'Economics and the Environment: A Materials Balance Approach', John Hopkins, Baltimora, 1970.



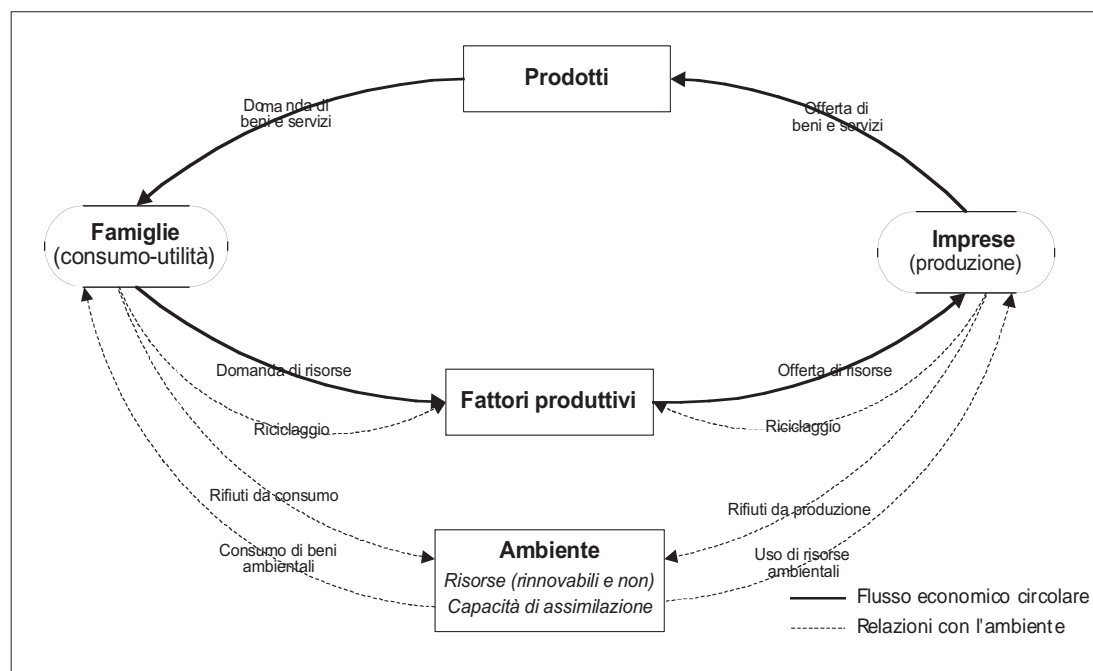


Figura 1.1: Il bilancio dei materiali (Fonte: Allen e al., 1970 modificato)

In questo schema, la parte superiore descrive il flusso materiale (linee continue) dell'economia di mercato, controbilanciato da un flusso opposto di tipo monetario, legato al pagamento dei beni scambiati. Nella parte inferiore, vengono evidenziati i rapporti con l'ambiente, qui inteso come fonte diretta di benessere, come fattore di produzione e come assimilatore di rifiuti da produzione e/o consumo. Le linee tratteggiate rappresentano i flussi di materiali che, sfuggendo al controllo del sistema economico in senso stretto, vengono attinti e/o riversati liberamente da e nell'ambiente.

Il diagramma di flusso evidenzia che i processi di produzione e consumo non creano e non distruggono beni, ma si limitano ad una attività di trasformazione, ovvero aggiungono e sottraggono utilità<sup>16</sup>. Quando l'interazione fra sistema economico in senso stretto e ambiente produce una diminuzione della capacità di quest'ultimo di generare utilità per i consumatori e per le imprese, si verifica un inquinamento ambientale<sup>17</sup>.

Il concetto di valore del bene ambientale è un argomento particolarmente discusso tra gli studiosi delle discipline economiche e ambientali. Secondo la teoria economica neoclassica, il valore scaturisce dall'interazione tra individui e bene e non dalla qualità intrinseca di quest'ultimo. Nell'economia dell'ambiente, invece, il valore deriva dalle preferenze individuali, dai bisogni collettivi e dalle funzioni fisiche dell'ecosistema.

Gli studi su questo argomento sono ormai concordi nel riconoscere all'ambiente una nozione di valore (totale) in cui confluisce sia il valore d'uso tradizionale, sia i valori di non-uso (opzione, esistenza, lascito), di cui si discuterà nel prossimo capitolo.

<sup>16</sup> Georgescu-Roegen N. *'The Entropy Law and the Economic Process'* Harvard-University Press, Cambridge (Mass.). Georgescu-Roegen N. *'Economia e degradazione della materia'*, *Economia e Ambiente*, n.4, 1985, pp. 5-29.

<sup>17</sup> Da quanto riportato a proposito del bilancio dei materiali si evince che i fondamenti dell'economia ambientale sono saldamente ancorati ai principi della termodinamica, che impongono un limite all'efficienza, sia delle trasformazioni produttive e/o di consumo, sia delle attività di riciclaggio. Ciò significa che l'inquinamento non può essere azzerato, ma solo attenuato.

**APPROFONDIMENTO: i principali approcci di politica ambientale**

**Approccio liberista**

I fondamenti di questo approccio sono contenuti nelle tesi elaborata da Coase<sup>18</sup>. Secondo questo Autore, la soluzione ai problemi ambientali si realizza mediante un processo di negoziazione tra le parti fino a raggiungere la soluzione ottima sociale, a patto che ci sia una corretta definizione dei diritti di proprietà sulle risorse. Nell'economia ambientale questo approccio viene esteso a tutti gli individui, compreso l'operatore pubblico.

Pertanto, in un sistema economico con diritti di proprietà ben definiti e trasferibili, i soggetti economici (individui, imprese, operatore pubblico) sono stimolati ad impiegare le risorse in modo efficiente<sup>19</sup>.

**Approccio 'accomodante'**

Tale approccio, basato sulla fiducia degli strumenti del mercato, introduce degli adattamenti per la gestione della variabile ambientale. Esso si basa sull'impiego dell'analisi costi-benefici, in cui le valutazioni devono tener conto della incertezza e della irreversibilità delle attività economiche, e sull'adozione di standard ambientali. Questi ultimi, fissati sugli usi delle risorse in relazione al livello di qualità ambientale, si traducono in vincoli alle attività economiche e in una ricerca di tecnologie sempre efficienti nei costi.

**Approccio ecologista**

L'approccio ecologista<sup>20</sup> sostiene che i sistemi – economici ed ecologici – interagiscono tra loro, condizionando sia l'ambiente sia la loro evoluzione. Tuttavia, i sistemi economici (l'uomo) a differenza di quelli ecologici, si evolvono occupando nicchie ecologiche sempre più ampie e, spesso, distruggendo in modo irreversibile l'ambiente circostante (crescente livello di sfruttamento, produzione di rifiuti, ecc.).

Questo approccio sostiene l'idea di uno stato stazionario e respinge le posizioni liberista e 'accomodante', accogliendo l'ideologia degli interessi collettivi e del valore intrinseco della natura.

	<b>Liberista</b>	<b>'Accomodante'</b>	<b>Ecologica</b>
<b>Oiettivo</b>	Max Prodotto interno lordo (PIL)	Max PIL modificato (indicatori ambientali)	Stato stazionario
<b>Presupposti economici</b>	I mercati liberi e innovazione tecnologica assicurano una sostituibilità infinita che mitiga gli effetti della scarsità	Rifiuto della sostituibilità infinita, applicazione della regola del capitale costante	I limiti fisici e sociali impongono un sistema di vincoli macroambientali preventivi alla crescita economica
<b>Implicazioni ambientali</b>	Crescita economica e sfruttamento delle risorse	Conservazione e gestione sostenibile delle risorse	Conservazione delle risorse
<b>Valore Economico Totale</b>	Valore strumentale (uso) e antropocentrico	Valore strumentale della natura	Valore strumentale e valore intrinseco della natura
<b>Sostenibilità</b>	Sostenibilità?	Sostenibilità debole	Sostenibilità forte
<b>Corrente etica</b>	Pensiero etico tradizionale che sostiene i diritti e gli interessi dell'uomo	L'etica è estesa alle questioni di equità inter e intragenerazionale (generazioni future e popolazioni povere)	Le riflessioni etiche sono estese agli interessi collettivi e la natura assume un valore intrinseco e assoluto

Fonte: ripreso e modificato da Pearce e Turner, 1996.

L'acquisizione di questi due punti fermi, implica che il modello di sviluppo tradizionale, basato sul mercato e sulla crescita quantitativa, non sia più in grado di assicurare nel lungo periodo il perseguimento di un livello crescente di qualità della vita. Allo sviluppo tradizionalmente inteso si è affiancato un nuovo modello di sviluppo, definito sostenibile. Esso ricerca l'equili-

18 Coase R. 'The Problem of Social Cost', *Journal of Law and Economics*, vol. 3, n. 1, 1960, pp. 1-15.

19 In pratica, l'applicabilità di approccio è fortemente limitata dagli elevati costi di transazione. Una possibilità di eliminare i costi di transazione è rappresentata dalla creazione di un unico organismo o 'superorganismo' che includendo sia il danneggiato che il danneggiante trasforma i costi di transazione in semplici decisioni amministrative. Ad esempio, la creazione dei parchi nazionali o l'acquisizione di zone di particolare interesse naturalistico da parte delle organizzazioni ambientaliste.

20 Norgaard R., 'Coevolutionary development potetial', *Land Economics*, 60 n. 2, 1984.



brio tra tasso di crescita economica, intesa come incremento quanti-qualitativo della produzione, e conservazione dell'ambiente, minacciato dall'inquinamento associato alle tecnologie di produzione e all'indiscriminato uso delle risorse naturali.

Il concetto di sostenibilità ha radici che risalgono agli anni sessanta, quando nacqero i primi gruppi ambientalisti<sup>21</sup>. Ai numerosi studi che evidenziavano i rischi connessi all'eccessivo sfruttamento delle risorse ambientali se ne contrapponevano altri che enfatizzavano l'importanza dello sviluppo economico, anche se si intravedeva una crescente preoccupazione verso impieghi poco razionali o inefficienti, verso una capacità di sostegno limitata rispetto alle esigenze della popolazione o verso una distribuzione del benessere troppo iniqua tra paesi ricchi e poveri.

Il termine di sostenibilità inizia a comparire solo negli anni ottanta, quando diventa sempre più evidente che lo sviluppo improntato sull'efficienza economica è indipendente dalla sostenibilità ecologica o ambientale. In altre parole, se le risorse possono essere impiegate secondo i criteri di efficienza economica non vi è alcuna garanzia che questa soluzione non abbia conseguenze negative sull'ambiente nel lungo periodo.

L'identificazione di tale equilibrio si rende necessario per stabilire il livello di sviluppo sostenibile. Esso è stato definito come **quello sviluppo che soddisfa le esigenze del presente senza compromettere la possibilità per le generazioni future di soddisfare i propri bisogni**<sup>22</sup>.

In pratica, nello sviluppo sostenibile il raggiungimento del massimo livello di benessere viene vincolato al mantenimento nel tempo dei servizi e della qualità delle risorse naturali e, quindi, tiene conto non solo dell'aumento del reddito reale pro-capite, ma anche di altri fattori che contribuiscono al benessere sociale.

A differenza del concetto di crescita economica che si riferisce esclusivamente ad un aumento del reddito reale, lo sviluppo sostenibile coinvolge l'utilità, ossia il benessere, di ogni singolo individuo. Nella versione più rigorosa, viene inteso come quel livello di sviluppo che produce nel tempo un progressivo incremento di una serie di indicatori che, a vario titolo, misurano la qualità della vita<sup>23</sup>. Infatti, pur esistendo punti di vista molto contrastanti sul significato di qualità della vita, vi è una convergenza di opinioni sull'importanza attribuita al capitale naturale, elemento irrinunciabile per la sopravvivenza dell'umanità. Quest'ultimo, si somma alla ricchezza prodotta dall'uomo per generare un capitale complessivo, la cui crescita assicura il benessere delle generazioni presenti e future<sup>24</sup>.

La sostenibilità<sup>25</sup>, quindi, rappresenta un obiettivo che assume una molteplicità di dimensioni, spesso sovranazionali, e che coinvolge orizzonti intergenerazionali.

Il concetto di sviluppo sostenibile implica, tuttavia, dei limiti, non tanto assoluti quanto relativi, allo stato dell'organizzazione tecnologica e sociale nell'uso delle risorse ambientali e alla capacità della biosfera di assorbire gli effetti delle attività umane<sup>26</sup>.

21 Le ideologie ambientaliste, inizialmente circoscritte alle sole nazioni industrializzate, ricevettero un primo riconoscimento nell'ambito della Conferenza di Stoccolma nel 1972, quando i paesi delle Nazioni Unite ratificarono il primo Programma per l'Ambiente.

22 Questa definizione di sostenibilità è stata formulata dalla Commissione mondiale per l'Ambiente e lo Sviluppo, detta 'Commissione Brundtland'; World Commission on the Environment and Development, 'Our Common Future' Oxford University Press, 1987, Oxford.

23 Il concetto di sostenibilità si basa sulla possibilità di sostituzione tra capitale naturale e capitale prodotto dall'uomo. Essa può essere intesa a diversi livelli da quello debole (che ammette una sostituzione del capitale naturale anche sostenuta) a quello forte (che non contempla alcuna sostituzione del capitale naturale), passando attraverso concezioni intermedie (Victor P.A., 'Indicators of Sustainable Development. Some Lessons from Capital Theory', Ecological Economics, vol.4, 1991, pp. 191-213).

24 Solow R. M., 'Sustainability: An Economist's Perspective', in Economics of the Environment - Selected Readings" (a cura di Dorfman R. & Dorfman N.), Terza edizione, New York London, W. W. Norton & Company, 1991, pp. 179-187.

25 In realtà, le definizioni di sostenibilità abbondano nella letteratura e, mentre si registra un sostanziale accordo sull'importanza di uno sviluppo sostenibile, permangono molte perplessità su come realizzarlo; Howarth R. B. ed., 'Defining Sustainability', Special Issue, Land Economics, 73, 4, 1997, pp. 445-622.

26 Il concetto di sostenibilità è diventato ormai l'obiettivo di numerosi progetti di sviluppo in cui compare un nuovo stru-

Un importante contributo allo studio dei rapporti tra economia e ambiente si deve a Pigou (1920) che per primo formalizzò la distinzione tra costi privati e costi sociali<sup>27</sup>. I primi sono sostenuti dall'attività di produzione o di consumo, mentre i secondi sono sopportati dalla collettività nel suo complesso. Egli intuì che l'inquinamento prodotto dall'attività di produzione o di consumo diventa spesso causa di costi esterni, cioè di costi non sostenuti dai privati bensì dalla collettività nel suo complesso. Pigou sostenne che tali costi devono essere posti a carico degli inquinatori, stabilendo il principio dell'inquinatore pagatore.

La nozione di inquinamento riveste un'importanza particolare, sia nella formulazione di politiche ambientali che nella valutazione del danno ai beni ambientali. Come è noto, l'inquinamento si riferisce alla emissione di materiali di natura chimica e fisica (radiazioni, emissioni acustiche) la cui natura, localizzazione o quantità produce effetti indesiderati su piante, animali, uomini o sull'intero ecosistema. Quindi, si parla di **inquinamento** quando la quantità dei prodotti antropici immessa nell'ambiente supera la capacità di assimilazione degli ecosistemi, oppure quando la loro natura è incompatibile con l'ambiente naturale. L'inquinamento diventa significativo sul piano economico solo quando danneggia il benessere di qualche individuo. Pertanto, la valutazione economica dipende sia da un effetto di inquinamento ambientale sia da una reazione umana a tale effetto. In tale ottica, e come evidenziato nei paragrafi successivi, **l'inquinamento economico, e quindi la sua valutazione, assumono una dimensione sostanzialmente antropocentrica**. Esso, infatti, è determinato da **una perdita, non compensata, di benessere da parte di uno o più individui e causata da eventi inquinanti**. Da ciò consegue, inoltre, che a parità di inquinamento fisico e chimico, il livello di inquinamento economico può variare nel tempo, con il mutare del contesto sociale, economico e tecnologico.

## 1.2 Il problema della valutazione del danno ambientale

Nel primo paragrafo sono stati presentati i principi fondanti il rapporto tra economia e ambiente, con l'obiettivo di fornire al lettore una sintesi introduttiva di questo complesso e discusso argomento.

In questo paragrafo vengono presentate le principali problematiche connesse con la valutazione del danno all'ambiente che saranno sviluppate nei successivi capitoli.

Nell'approccio economico il processo di valutazione si esprime mediante la misura delle preferenze umane rispetto ai cambiamenti – miglioramenti o peggioramenti – nello stato dell'ambiente. I problemi della valutazione economica dei danni all'ambiente sono spesso riconducibili alla scarsa attendibilità dei risultati ottenuti, specie se sono coinvolti aspetti della qualità della vita o la perdita irreversibile di risorse naturali.

In generale, i problemi di valutazione economica dei beni ambientali risiedono nel fatto che gli strumenti di valutazione comunemente utilizzati sono incapaci di cogliere pienamente taluni aspetti della qualità della vita, la dimensione intergenerazionale della valutazione ed il valore intrinseco delle risorse naturali.

In questa prospettiva, è chiaro che la valutazione economica tradizionale può rappresentare una sottostima del 'valore' complessivo dell'ambiente.

mento operativo, noto come sviluppo integrato. Esso, infatti, è definito come un processo dinamico, continuo e iterativo inteso a promuovere l'assetto sostenibile delle aree interessate dal progetto. Esso cerca, nel lungo periodo ed entro i limiti imposti dalle dinamiche naturali e dalla capacità recettiva delle aree in questione, di trovare un equilibrio tra i benefici connessi allo sviluppo economico, alla tutela, alla preservazione e al ripristino dell'ambiente; alla riduzione al minimo della perdita di vite umane e danni alle cose; all'accessibilità del pubblico e alla fruizione delle aree medesime (Lo sviluppo integrato fa riferimento al concetto di sostenibilità e al principio di integrazione definito dall'art. 130 del Trattato di Maastricht. 27 Pigou A. C. 'Economia del Benessere' Unione tipografica editrice torinese, 1948, Torino.

**APPROFONDIMENTO: Analisi economica e determinazione dell'ottimo livello di inquinamento**

Come, già accennato, l'inquinamento economico non corrisponde all'inquinamento fisico e chimico. A tale proposito, l'analisi economica fornisce delle indicazioni sul livello di inquinamento che non danneggia il benessere della collettività. In corrispondenza di tale soluzione, il livello di inquinamento fisico viene definito socialmente ottimale.

Nella fig. 1.2 viene illustrato l'esempio dei fumi emessi da un'impresa che inquinano l'aria pulita arrecando disagio e, oltre una certa concentrazione, danneggiando la salute dei cittadini<sup>28</sup>. In questo schema si assume che le emissioni aumentino proporzionalmente al livello dell'attività produttiva e che l'inquinamento sia neutralizzato da processi naturali, fisici o biologici e non si conservi o accumuli nell'ambiente. Inoltre, al di sotto del livello  $Q_A$  le emissioni vengono assimilate dall'ambiente.

La curva  $C_m$  indica il costo marginale esterno dell'inquinamento, ovvero il danno sofferto dalla collettività per ogni unità supplementare di produzione.

La curva  $B_m$  individua il beneficio marginale che l'impresa riceve dall'aumento di un'unità del proprio livello di attività e quindi anche da un proporzionale incremento delle emissioni. Se non ci fosse alcun danno, il livello di inquinamento fisico sarebbe pari al punto B. Viceversa, in presenza di una sofferenza della popolazione, vi sarebbe una riduzione del

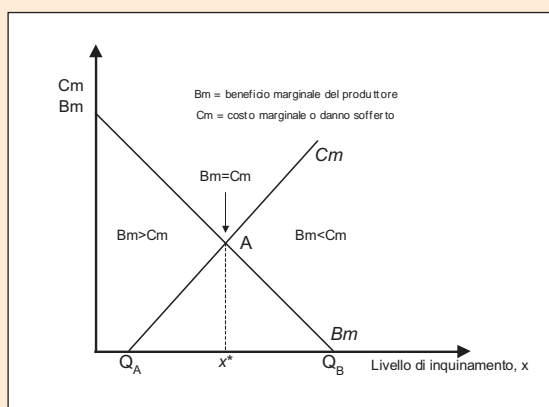


Figura 1.2: Livello ottimale di inquinamento (Fonte: Tuner e al., 1996.)

livello di inquinamento fino al punto  $x^*$  (ottimo sociale). Per livelli di inquinamento superiori a  $x^*$  il danno marginale sofferto dalla popolazione ( $C_m$ ), è superiore rispetto al corrispondente beneficio marginale ( $B_m$ ) conseguito dall'impresa. Quest'ultima deve, perciò, ridurre il livello di inquinamento. Per livelli di inquinamento inferiori a  $x^*$ , la perdita di benefici dell'impresa ( $B_m$ ) è superiore rispetto al benessere acquisito dalla collettività ( $C_m$ ).

Solo in corrispondenza dell'ottimo livello di inquinamento ( $x^*$ ), il beneficio marginale del produttore eguaglia il danno marginale sofferto dalla collettività. Il raggiungimento di questo equilibrio rappresenta l'obiettivo centrale della politica ambientale. Essa, infatti, si propone mediante strumenti come tasse, sussidi, fissazione di standard, permessi negoziabili, ma anche con l'impiego di tecnologie a basso impatto ambientale, di raggiungere la soluzione che più si avvicina a quella che assicura il massimo benessere sociale.

28 Hanley N., Shorgen J. F., White B., 'Environmental Economics in Theory and Practice', Macmillan Press Ltd, 1997.

Al fine di contemperare i limiti della valutazione economica tradizionale con le esigenze collettive è necessario essere consapevoli che si tratta di un problema complesso.

Gli effetti sull'ambiente di un evento avverso dovrebbero dunque essere esaminati sotto profili diversi<sup>29</sup>, tra loro complementari:

1. **profilo scientifico**, al fine di individuare l'alterazione dei sistemi fisici, biologici, vitali, sociali;
2. **profilo antropocentrico**, al fine di misurare il valore economico dei beni ambientali che interessano l'*homo economicus*;
3. **profilo politico e sociale**, che valuta le modificazioni del sistema sociale e tiene conto anche dei bisogni collettivi.

Ciò premesso, la valutazione del **danno ambientale, inteso come un peggioramento del flusso di benessere proveniente da un bene a fruizione collettiva**, deve tendere all'individuazione della somma con cui è possibile acquisire beni in grado di fornire un flusso di utilità equivalente a quello perduto. Tale somma corrisponde alla contrazione di benessere sofferta dai fruitori (in senso lato, presenti e futuri) del bene danneggiato.

29 Howe C., cit.

Questo principio, facilmente condivisibile sul piano teorico, pone però notevoli problemi in sede applicativa. Tali problemi sono dovuti al fatto che, da un lato, la risorsa ambientale spesso è a utilità multipla e, quindi, il danno ha molteplici componenti misurabili, dall'altro, molti benefici prodotti sfuggono al mercato e, dunque, non hanno un prezzo.

Vari sono gli approcci utilizzabili. Le procedure presentate si ispirano al cosiddetto 'approccio duale', che mira a stimare la variazione del valore economico del bene ambientale danneggiato a partire, prioritariamente, dalle modificazioni indotte nella funzione di spesa dei soggetti economici.

L'approccio, pur parziale, ha il pregio di riferirsi a comportamenti 'reali' oggettivamente osservabili e, quindi, di condurre a valutazioni 'robuste' sul piano operativo. Nel contempo, l'approccio duale può fornire una griglia operativa per la corretta e completa identificazione delle diverse componenti che caratterizzano gli effetti misurabili del danno ambientale.

La valutazione si articola essenzialmente in quattro fasi. La prima, **identifica i soggetti colpiti**, allo scopo di distinguere i danni a beni o attività private, da quelli a beni a fruizione pubblica. La seconda, **individua le più appropriate metodologie di stima** di ciascuna componente del danno, basandosi su metodi estimativi tradizionali o su metodi di tipo indiretto, quando siano osservabili degli adattamenti sul mercato dei soggetti colpiti e/o dei responsabili, e su metodi di tipo diretto o basati sul principio 'risorsa per risorsa' o 'servizio per servizio', nel caso in cui questi comportamenti non siano osservabili. La terza, è dedicata alla **individuazione del profilo temporale del danno** ed ha lo scopo di calibrare le stime, sulla base della reversibilità del danno e della ripristinabilità della risorsa. La quarta, infine **quantifica il danno** sulla base dei costi di ripristino (non limitati esclusivamente agli interventi di 'remediation'), dei mancati benefici transitori o permanenti, dei costi di surrogazione o, alternativamente, del profitto indebitamente percepito dal trasgressore.

Fin qui, l'approccio proposto coglie però prevalentemente il valore d'uso delle risorse danneggiate. Tuttavia, poiché il danno ambientale può colpire beni caratterizzati da un apprezzabile valore intrinseco, specie nel caso di danno irreversibile che interessi risorse sottoposte a particolare tutela da parte della collettività va considerata anche la valutazione contingente, che si fonda sulla possibilità di elicitare direttamente, almeno in alcuni casi, questo valore. La valutazione contingente dovrebbe comunque essere utilizzata con molta cautela in sede di definizione del risarcimento e, prioritariamente, allo scopo di completare il quadro informativo utile alla formulazione di valutazioni che sono essenzialmente di supporto ad un giudizio di tipo sanzionatorio-equitativo.

## 2. Beni ambientali e benessere sociale

### 2.1 I beni pubblici

In premessa è necessario soffermarsi sulle caratteristiche economiche dei beni ambientali e sulle ragioni per cui il problema della loro valutazione è ancora tanto discusso.

La particolarità dei beni ambientali si sostanzia essenzialmente nella natura pubblica delle utilità prodotte, ovvero, nel fatto che la fruizione avviene in modo libero e gratuito, senza dover affrontare il mercato. Infatti, i benefici prodotti da un fiume, da un parco, da un centro storico sono, spesso, goduti liberamente e, nella maggior parte dei casi, non esiste un corrispondente monetario espresso dal mercato (prezzo) che, preteso in cambio, in qualche modo ne misuri il valore. Ciò avviene, da un lato per le particolari modalità di fruizione del bene, dall'altro, per il fatto che le ragioni dell'apprezzamento sociale dei beni ambientali spesso ne travalicano il valore legato alla fruizione diretta, ed interessano significanze più ampie; queste ultime, infatti, per loro natura, non possono trovare nel mercato un'istituzione regolatrice.

**Un bene, quindi, è definito pubblico in ragione della natura pubblica (libera e gratuita), della sua fruizione, non già perché è prodotto dal settore pubblico, come sarà meglio chiarito più avanti.**

Ad esempio, una foresta è assimilabile ad un bene pubblico non solo per i benefici sull'economia locale attribuiti alle funzioni di controllo idrogeologico, di erosione del suolo o di riciclaggio dei nutrienti, ma anche per i benefici in termini di biodiversità, di ecosistema, di fissazione del carbonio, che vanno a vantaggio di comunità più ampie di quelle che vivono in sua prossimità. Analogamente, una zona umida si configura come un bene pubblico per i benefici sulla comunità locale associati al controllo idrologico (controllo delle maree, raccolta delle precipitazioni, ecc.), alla purificazione delle acque, ma anche per la produzione di benefici collettivi (biodiversità, habitat naturale, fissazione del carbonio, ecc.). In linea generale, tutti gli ecosistemi assumono i connotati di beni pubblici per la loro intrinseca capacità di proteggere l'ambiente entro cui vive l'uomo dagli shock dovuti alle attività di produzione o di consumo.

Per quanto riguarda le modalità di fruizione e, quindi, per cogliere le ragioni dell'assenza di un mercato per i beni ambientali, è utile fare riferimento al concetto di **non-rivalità** e di **non-escludibilità** nell'uso.

Il concetto di **rivalità** si fonda essenzialmente sugli effetti 'fisici' dell'uso del bene. Vi sono beni la cui fruizione comporta una loro distruzione totale o parziale: ad esempio, il carburante si distrugge totalmente con l'uso, il lubrificante, invece, si logora gradualmente. Al contrario, vi sono beni la cui fruizione, entro certi limiti, non ne compromette la consistenza, come certe aree naturali, i beni storico-architettonici e le opere d'arte in genere (beni non-rivali).

Dunque, in generale, si può affermare che la fruizione dei beni non-rivali da parte di un individuo è compatibile con quella di molti altri soggetti. In altre parole, la stessa unità di bene può essere goduta da più consumatori contemporaneamente, senza la riduzione della soddisfazione percepita da ciascun fruitore.

L'aria pulita in spazi aperti è un classico esempio di bene non-rivale. Essa, infatti, è disponibile in quantità tali che l'aggiungersi di un nuovo fruitore non diminuisce l'utilità degli altri. Per contro, in ambienti completamente chiusi, limitati e inquinati, l'aria potrebbe diventare un bene rivale. Allo stesso modo, un parco, un museo, un centro storico rappresentano dei beni non-rivali finché il numero dei fruitori è inferiore al limite della congestione<sup>30</sup>.

<sup>30</sup> La congestione si riferisce alla relazione esistente tra il numero di fruitori e il costo di utilizzazione. Infatti, alcuni beni si caratterizzano da una non-rivalità nel consumo finché il numero di utilizzatori è basso. Rientrano in questa categoria beni come strade, ponti, linee di comunicazione, ecc., i cui costi di utilizzazione diventano elevati quando viene superata la soglia della congestione, mentre sono generalmente più contenuti al di sotto di tale limite.

La fruizione di un bene rivale da parte di un soggetto è, invece, incompatibile con quella di altri. In altre parole, essa compete con il consumo da parte di altri individui<sup>31</sup>. Se si fornisce un'unità del bene ad un consumatore, tale unità non è più disponibile per potenziali altri. La quantità totale di bene consumato è, quindi, proporzionale al numero dei consumatori.

**APPROFONDIMENTO: Il concetto di rivalità nel consumo**

Formalmente, se  $Q$  è la quantità consumata di un bene o servizio e  $q_1, q_2, \dots, q_n$  sono le quantità consumate dai singoli individui, allora:

1) la fruizione è **non-rivale** quando:

$$Q = q_1 = q_2 = \dots = q_n$$

2) la fruizione assume caratteristiche di **rivalità** quando:

$$Q = q_1 + q_2 + \dots + q_n$$

La rivalità nel consumo ha importanti implicazioni anche nel valore economico dei beni. Infatti, un bene rivale, che si distrugge con l'uso, può essere venduto una volta soltanto. Quindi il suo valore sarà determinato dal prodotto fra il prezzo unitario e la quantità totale di bene scambiato.

$$V = P \cdot Q$$

Al contrario, un bene non-rivale può essere fruito un numero infinito di volte. Quindi, il suo valore sarà dato dalla somma dei valori  $V_i$  attribuiti dai singoli fruitori del bene.

$$V = \sum_i V_i$$

Il concetto di escludibilità esprime il diritto all'uso esclusivo del detentore del bene e/o le sue effettive possibilità di farlo rispettare.

Ad esempio, l'acquisto di una mela da parte di un individuo comporta il trasferimento del diritto di proprietà di questo bene all'acquirente e l'esclusione da tale diritto di tutti gli altri potenziali consumatori. Analogamente, l'ospite che alloggia in un hotel paga un prezzo e riceve una stanza, la cui fruizione è esclusiva in ragione di un diritto che esclude tutti gli altri potenziali fruitori. Viceversa, è praticamente impossibile escludere selettivamente solo alcuni podisti dalla fruizione di un percorso di jogging situato in un parco comunale.

I detentori di beni a consumo non-escludibile non possono selezionare, o non ne sono in grado, i fruitori dei benefici generati da tali beni. Tale impossibilità dipende da fattori di natura tecnica, economica, civile, istituzionale ed etica. Nel primo caso, l'esclusione è inattuabile per cause puramente pratiche: si pensi, ad esempio, al consumo di aria pura. Nel secondo caso, l'esclusione è tecnicamente realizzabile, ma non è economicamente conveniente. Nell'ultimo, è socialmente inaccettabile, come i benefici derivanti dal sistema di difesa nazionale, dal servizio di ordine pubblico, dal sistema giudiziario o dall'accesso a giardini cittadini ed a luoghi di culto<sup>32</sup>.

L'esclusione è legata, quindi, alla struttura istituzionale del sistema sociale ed alla possibilità concreta di far rispettare i diritti di proprietà. L'efficacia dell'esclusione dipende dalla tecnologia disponibile e dal beneficio conseguibile con l'applicazione di tale tecnologia.

31 G. Brosio, 'Economia e finanza pubblica', NIS, Roma, 1986.

32 G. Signorello, 'La valutazione economica dei beni ambientali', Genio Rurale, 9, 1986, pp. 21-35.



L'uso dei suoli, per esempio, è diventato privato mediante l'istituzione di un sistema di diritti di proprietà garantiti o garantibili dallo Stato. Nel caso della pesca, invece, le difficoltà tecniche di garantire l'esclusione ostacolano la definizione di credibili diritti di proprietà sulle risorse ittiche.

Rivalità ed escludibilità hanno anche importanti implicazioni dal lato dell'offerta. Infatti, la non-rivalità nel consumo, implica che il costo per la fornitura del bene o del servizio collettivo sia indipendente dal numero di consumatori: il costo dovuto ad ogni fruitore addizionale (costo marginale) è nullo e, quindi, è sufficiente che il bene sia presente perché la sua domanda possa essere soddisfatta.

Ad esempio, la domanda di verde pubblico può essere soddisfatta con la produzione *una tantum* di un parco. Fatta salva la sua manutenzione ordinaria, infatti, tale domanda può essere pienamente soddisfatta perché la fruizione ricreativa, al di sotto dei limiti di congestione, è non-rivale.

Al contrario, la domanda di un bene rivale può essere soddisfatta solo con un processo produttivo continuo, che riproduca il bene distrutto con il consumo.

Ad esempio, il carburante consumato da un'automobile potrà essere rimpiazzato solo da un nuovo processo di estrazione e raffinazione di petrolio.

La non-escludibilità, invece, pone gravi problemi al produttore per l'impossibilità di imporre un prezzo a coloro che traggono dei benefici da quel bene. Infatti, se il consumatore può usufruire liberamente del bene, egli non avrà alcun interesse a pagare un prezzo, che il produttore, d'altra parte, non potrà pretendere. Ne consegue che, non formandosi un prezzo, non ci sarà mercato del bene e, quindi, non vi sarà convenienza alla sua produzione da parte di un privato.

La non-escludibilità nel consumo fa sì che i beni pubblici si differenzino da quelli privati anche per alcune caratteristiche della domanda. Un individuo che desideri un bene privato è obbligato, infatti, a dichiararlo apertamente. Deve cioè rivelare la propria domanda.

Per un bene pubblico, invece, 'è troppo forte la tentazione di ciascuno di nascondere la propria domanda aspettando che altri chiedano e paghino il bene o servizio di cui il non pagante usufruirà comunque'<sup>33</sup>. Dal momento che tutti si comportano in questo modo, ovvero come dei 'free riders' (o passeggeri non paganti), il bene non verrà mai prodotto. Nessuno, infatti, è disposto a sopportarne il costo, anche se tutti valutano positivamente il bene e sono, quindi, desiderosi di averlo.

In conclusione, nessun individuo vorrà intraprendere, su base privata, la produzione di beni a fruizione pubblica, data l'impossibilità di ricavarne un vantaggio economico. La produzione di tali beni sarà quindi appannaggio del settore pubblico, che ne ripartirà il costo di produzione, ad esempio, mediante lo strumento fiscale.

Vi sono beni per i quali si verificano solo parzialmente i requisiti di escludibilità e di rivalità nel consumo e perciò essi non sono riconducibili alle categorie dei beni pubblici e dei beni privati puri. Questi beni sono detti **beni misti**. 'Il tipico bene misto è un bene che presenta una componente privata, nel senso che per una parte dei suoi servizi c'è rivalità ed escludibilità nel consumo, e una componente pubblica, nel senso che altri servizi che esso reca sono fruibili collettivamente. Il bene misto è, quindi, un bene privato con effetti esterni positivi'<sup>34</sup>. Beni

33 G. Brosio, op.cit.

34 M. Merlo, G. Muraro, 'L'economia del bosco come bene pubblico e privato. Finalità multiple ed ottima gestione forestale' in: Il bosco e l'ambiente, aspetti economici, giuridici ed estimativi, Atti XVII incontro CeSET, Firenze, 1988, p. 50.

**APPROFONDIMENTO: Il 'dilemma del prigioniero'<sup>37</sup> e uso delle risorse a fruizione pubblica**

Il comportamento del 'free rider' è riconducibile al ben noto Dilemma del prigioniero<sup>35</sup>, in cui l'assenza di cooperazione tra le parti non assicura il raggiungimento della soluzione ottimale.

A titolo esemplificativo, si ipotizzi che due pescatori, A e B, debbano decidere se concorrere o meno alla spesa per il ripopolamento dell'area di pesca. Ogni pescatore ha due alternative: pagare per il ripopolamento, oppure non pagare.

		<b>A</b>	
		con licenza (bassa intensità)	senza licenza (alta intensità)
<b>B</b>	con licenza (bassa intensità)	I 30 / 30	II 40 / 10
	senza licenza (alta intensità)	III 10 / 40	IV 15 / 15

**Figura 2.1: Il dilemma del prigioniero**  
Fonte: (da Brosio, 1996 (modificato)).

La Figura 2.1 rappresenta la matrice dei pagamenti (*payoff*) di A e B, ovvero la distribuzione dei vantaggi derivanti dalla pesca, in tutte le situazioni possibili a seconda della decisione di ciascun pescatore.

Se entrambi pagano e rispettano gli accordi (quadrante I), allora ciascuno ottiene un profitto pari a 30 unità monetarie, realizzando un profitto complessivo di 60. Se entrambi i pescatori non pagano, il danno provocato alla risorsa ittica è tale da ridurre il profitto a 15 unità per ciascuno (quadrante IV). Se solo uno dei due pescatori paga, l'uno otterrà un vantaggio di 40 e l'altro di 10 unità. Questo, perché colui che non paga otterrà un forte vantaggio nel breve periodo anche se, nel lungo, dovrà registrare una riduzione del pescato, mentre l'altro subirà il duplice svantaggio di pescare poco pesce anche se ha pagato per il ripopolamento.

La situazione ottimale si consegue quando entrambi i pescatori decido-

no di pagare e di rispettare i patti (quadrante I) poiché solo in questo caso riceveranno un profitto di 30 ciascuno. Tuttavia, se uno dei due opta per pagare, l'altro avrà un forte incentivo a non rispettare i patti, al fine di realizzare un profitto pari a 40. Infatti, se confrontiamo le due strategie per A e per B, possiamo osservare che 40 è maggiore di 30 e che 15 è maggiore di 10. Questo risultato prende il nome di equilibrio di Nash<sup>36</sup>.

Ogni pescatore avrà, quindi, l'incentivo a non pagare, poiché tale strategia produce, per ogni individuo, i migliori risultati, qualunque cosa faccia l'altro. Il non pagare è quindi la strategia dominante, che assicura ad ogni pescatore il migliore vantaggio indipendentemente dalla strategia adottata dall'altro.

La ragione di questo risultato sta nella non escludibilità della risorsa ittica: nessuno ha la capacità di condizionare il comportamento di altri soggetti. Se, invece, si assume l'escludibilità della risorsa e di attribuirne la proprietà al pescatore A, egli avrà interesse a pagarne il ripopolamento, assicurandosi così il vantaggio massimo di 60.

35 Il dilemma del prigioniero, discusso per la prima volta da Tucker A.W. negli anni quaranta, è un caso particolare di teoria dei giochi. Il termine 'prigioniero' deriva dall'esemplificazione utilizzata nella prima formulazione in cui la partita veniva giocata tra due individui che, sospettati di aver commesso un crimine, rischiavano di essere condannati ad un pena carceraria variabile da pochi mesi a qualche anno, in relazione alla confessione o meno di uno o di entrambi gli imputati.

36 Un equilibrio di Nash (1951) indica una situazione in cui nessun individuo, singolarmente, desidera modificare la strategia prescritta dall'equilibrio stesso. Zamagni S., Delbono F., 'Corso di Microeconomia: un'impostazione moderna', CLUEB, Bologna, 1995, pp. 324.



di questo tipo, caratterizzati dalla combinazione di aspetti pubblici e privati, vengono prodotti sia da privati, con fini di lucro, sia dal settore pubblico o da club (enti, associazioni) con finalità diverse<sup>37</sup>.

Il servizio di vaccinazione obbligatoria, è un esempio di bene misto, in cui la componente privata è rappresentata dall'immunità alle malattie acquisita dai soggetti vaccinati, mentre la componente pubblica consiste nella riduzione del rischio di epidemie.

La conservazione di zone umide in aziende faunistico-venatorie ha una componente privata, connessa all'incremento della selvaggina cacciabile a pagamento ed una componente pubblica, rappresentata da una riduzione del rischio di alluvioni, da un miglior controllo delle maree, da un aumento della biodiversità, dalla fissazione del carbonio, ecc.

Per quanto riguarda l'offerta, una vasta categoria beni misti vengono attualmente prodotti dallo Stato, per motivi di natura politica e sociale.

#### APPROFONDIMENTO: La produzione di beni misti da parte dello Stato

Di seguito vengono elencate alcune delle motivazioni che spingono il settore pubblico ad intervenire nella produzione di numerosi beni misti:

- 1) Istituzionali. Attività necessarie per garantire la difesa (esercito), l'ordine pubblico (polizia) e l'organizzazione dello Stato.
- 2) Eccessivi costi di transazione. Il passaggio sulle strade statali, provinciali non è subordinato al pagamento di pedaggio dal momento che la creazione di un sistema di riscossione potrebbe rivelarsi non conveniente.
- 3) Monopoli. La produzione di alcuni servizi viene assicurata da enti statali per evitare la formazione di monopoli privati e quindi garantire il servizio al maggior numero di utenti ad un costo inferiore.
- 4) Informazione. L'informazione è costosa e scarsa. Viene preferita la soluzione pubblica perché la produzione privata è spesso insufficiente.
- 5) Qualità del servizio. Solo una produzione pubblica assicura prodotti che rispondono alle caratteristiche di qualità richieste dagli utilizzatori (es. produzione di sangue o plasma).
- 6) Equità. I servizi pubblici come la sanità, l'edilizia abitativa, sono garantiti a tutti i cittadini e sono finanziati dalla spesa pubblica che produce, a sua volta, una redistribuzione dei redditi.

<sup>37</sup> G. Brosio, op. cit. I beni di club sono beni o servizi non-rivali, ma escludibili, prodotti da enti o associazioni private. Ad esempio, una piscina, una palestra, un campo di golf, uno stadio, una biblioteca, ecc. potrebbero essere forniti sia dal pubblico sia dal privato. In quest'ultimo caso, la fornitura, e quindi la fruizione del servizio, avviene mediante la partecipazione ad un club che limita il numero di fruitori per garantire un servizio qualitativamente migliore. Un altro caso che giustifica l'intervento pubblico è quello dei beni meritori, o ad 'offerta coatta' (Musgrave, 1982). Questi beni sono offerti alla collettività indipendentemente dalla domanda, perché ritenuti capaci di offrire delle utilità, nel presente o in futuro, in termini di accrescimento del patrimonio culturale ed ambientale della collettività. È questo il caso di 'attività culturali finanziate dallo stato o da gruppi di 'mecenati'.

**APPROFONDIMENTO: I beni in proprietà comune**

I problemi riguardanti i beni pubblici si presentano frequentemente anche nel caso dei beni in proprietà comune (es. un pascolo in comune tra più allevatori, un centro storico, ecc..)<sup>38</sup>. Questi beni si caratterizzano per una sostanziale assenza di escludibilità dal consumo, ovvero dall'impossibilità, tecnica o economica, di impedire agli aventi diritto la fruizione di tali beni. All'aumentare del numero dei consumatori la non-escludibilità si traduce in un conflitto tra le azioni personali ed il soddisfacimento delle preferenze individuali: i consumatori, nella ricerca del proprio interesse, interferiscono a tal punto che, collettivamente, potrebbero stare meglio solo se il loro comportamento venisse vincolato; ma nessuno, individualmente, ha interesse ad auto-vincolarsi<sup>39</sup>.

A questo proposito, è utile distinguere tra beni in proprietà comune o *res communis* e beni a libero accesso o *res nullius*. Nei primi, la proprietà, attribuita ad un gruppo di individui, si caratterizza da regole di accesso che, in genere, sono esclusive, esecutorie e, in un certo modo, anche trasferibili, per limitare lo sfruttamento delle risorse.

Nei secondi, non esistono regole di accesso, a causa delle difficoltà o dell'impossibilità di esclusione tecnica o di proibitivi costi di transazione. In tal caso, le ragioni del libero accesso risiedono nella natura della risorsa e non nel numero dei possibili fruitori.

Il problema della gestione dei beni in proprietà comune è stato affrontato da numerosi studiosi<sup>40</sup> con riferimento a risorse naturali come la pesca, i pascoli, i boschi, ecc.. Da un punto di vista economico, ogni soggetto si comporta senza tenere conto degli altri, ovvero spingendo il consumo fino ad uguagliare il costo marginale alla produttività media e non a quella marginale. Questi comportamenti inducono un ipersfruttamento della risorsa.

La soluzione ottimale potrebbe essere assicurata da comportamenti cooperativi tra coloro che gestiscono la risorsa, oppure attribuendo la proprietà ad un solo individuo.

Nel primo caso, la stabilità del risultato finale potrebbe, nel lungo periodo, essere minata dalla non escludibilità della risorsa, dal momento che nessuno ha la capacità e tanto meno il diritto, di inibire il comportamento di altri soggetti. Nel secondo caso, vengono stabiliti dei diritti di proprietà che aumentano i benefici della comunità, ma la distribuzione dei medesimi potrebbe diventare più iniqua.

38 Il termine di 'beni in proprietà comune' riguarda quei beni la cui proprietà afferisce esclusivamente ad un gruppo di individui o ad una comunità mentre il termine di 'libero accesso' implica una non perfetta definizione dei diritti di proprietà su tali beni nel senso che la proprietà è di tutti e di nessuno.

39 G. Hardin, 'The Tragedy of the Commons' Science, vol.162, 1968, pp. 1243-48.

40 S. H. Gordon, 'The Economic Theory of Common-Property Resource: The Fishery', The Journal of Political Economy, vol.62, 1964, pp. 124-42.

**APPROFONDIMENTO: Il contributo di Coase**

Al fine dalla comprensione dell'argomento, sembra utile richiamare la nozione di costo di transazione: in economia, essa definisce l'insieme dei costi di gestione burocratica, di controllo, ecc., necessari a garantire i diritti di proprietà ed a rendere effettive eventuali transazioni.

Nel suo teorema Coase afferma che, quando i diritti di proprietà sono perfettamente definiti e non ci sono costi di transazione, è possibile raggiungere un'allocazione efficiente delle risorse attraverso la negoziazione tra le parti, oppure mediante azioni legali atte a far rispettare i diritti di proprietà sulle risorse indipendentemente da quale sia la parte obbligata al risarcimento. Secondo Coase, i vantaggi derivanti dall'essere assegnatari di diritti di proprietà vanno di pari passo con l'obbligo di risarcire o compensare la collettività per eventuali danni da essa subiti: finché l'obbligo al risarcimento è univocamente specificato, allora l'azione legale, oppure la semplice negoziazione, diventano dei mezzi efficaci per un'allocazione delle risorse che assicuri il massimo benessere sociale. Ad esempio, il problema dell'inquinamento è attribuibile all'assenza o, comunque, ad un'imperfetta definizione di diritti sulle risorse inquinate (aria, acqua, suolo, ecc.): il risultato è un fallimento del mercato nell'allocazione di queste risorse.

Lo stesso Autore mette in evidenza anche i limiti concreti di applicazione del principio della negoziazione. In particolare, queste difficoltà sono riconducibili al soddisfacimento delle seguenti condizioni:

1. la negoziazione tra le parti oppure la citazione per far valere propri diritti, dovrebbe avvenire senza costi (costi di transazione nulli). Al contrario, se i costi legali sostenuti per far valere i propri diritti sono superiori al danno sofferto, viene meno la convenienza economica a far valere tali diritti, a meno che i costi possano essere, prima o dopo, recuperati. Il fallimento nella capacità e/o convenienza di far valere i propri diritti causa il fallimento del mercato;
2. la parte obbligata a risarcire il danno dovrebbe essere in grado di farlo. Se una delle due parti, ad esempio l'inquinatore, è in precarie condizioni finanziarie, allora i costi del disinquinamento associati al pagamento dei danni potrebbero causarne il fallimento economico. In questa situazione l'inquinatore potrebbe essere spinto ad inquinare e, nel caso di una denuncia, a dichiarare il fallimento e chiudere l'azienda, mentre il danno è ormai avvenuto e non sarà mai risarcito;
3. entrambe le parti, inquinato ed inquinatore, dovrebbero essere facilmente identificabili. L'inquinato potrebbe avere difficoltà nel dimostrare di aver subito un danno oppure nel provare che il danno è stato provocato da una specifica impresa. In questo caso, esiste solo una probabilità e non la certezza di essere risarciti: l'inquinato potrebbe ripetutamente citare l'inquinatore ma ottenere il risarcimento, ad esempio, solo nella metà dei casi. Pertanto, l'inquinatore paga un risarcimento pari alla metà di quello che l'inquinato dovrebbe ricevere.
4. Il numero dei soggetti coinvolti deve essere limitato. L'aumento del numero delle parti coinvolte potrebbe aggravare la complessità della contrattazione, nonché i costi di transazione, al punto da annullare i vantaggi della negoziazione stessa.

Non meno importanti sono gli effetti di reddito, dato che l'assegnazione dei diritti di proprietà a chi produce o subisce un danno, si traduce in una disponibilità ad accettare un risarcimento, che non equivale ad una disponibilità a pagare, a causa di una diversa distribuzione dei costi tra le parti. Si consideri, a titolo di esempio, il caso di un agricoltore che decide di prosciugare una zona umida in cui vivono delle specie di uccelli in via di estinzione. Questi uccelli non possono, ovviamente, esprimere la loro opinione in proposito, mentre l'agricoltore ha il diritto di bonificare l'area, disponendo della piena proprietà. Gli ambientalisti locali sono, d'altra parte, disposti a pagare per proteggere le specie in via di estinzione, ma le loro scarse disponibilità finanziarie non consentono di offrire un'adeguata compensazione. Se gli ambientalisti avessero il diritto di proteggere gli uccelli e l'agricoltore dovesse pagare per prosciugare la zona umida, allora la loro disponibilità ad accettare potrebbe essere diversa rispetto alla loro disponibilità a pagare. In questo contesto è molto difficile stabilire se il risultato finale sarà uguale all'ottimo sociale.

Pertanto, le regole del teorema di Coase seguite nella negoziazione o nel risarcimento dei danni sono efficaci in teoria, talvolta sono state utilizzate in pratica, ma non assicurano il raggiungimento dell'ottimo sociale.

Criticato di tautologia, il teorema di Coase è in realtà solo l'enunciazione di un principio la cui applicabilità concreta è stata messa in discussione dallo stesso Autore. Le difficoltà concrete sono riconducibili alla presenza dei costi di transazione, dovuti al fatto che: gli scambi sono sempre difficili; l'assegnazione dei diritti di proprietà è problematica e discriminante; non tutti i sistemi giuridico-istituzionali sono adatti alla negoziazione.

Altro problema si verifica quando l'inquinamento mette in pericolo la salute dell'intera popolazione (es. fughe radioattive da una centrale nucleare). In questo caso la negoziazione diventa una soluzione impraticabile e i costi di transazione sono elevatissimi. Allora è auspicabile un intervento diretto dello Stato, che diventa una sorta di 'superorganismo' che opera con costi di transazione ridotti.

In sintesi, in base all'escludibilità ed alla rivalità nel consumo i beni economici possono essere classificati in vario modo, rispetto sia al titolo di proprietà, sia ai soggetti deputati alla loro tutela e/o produzione.

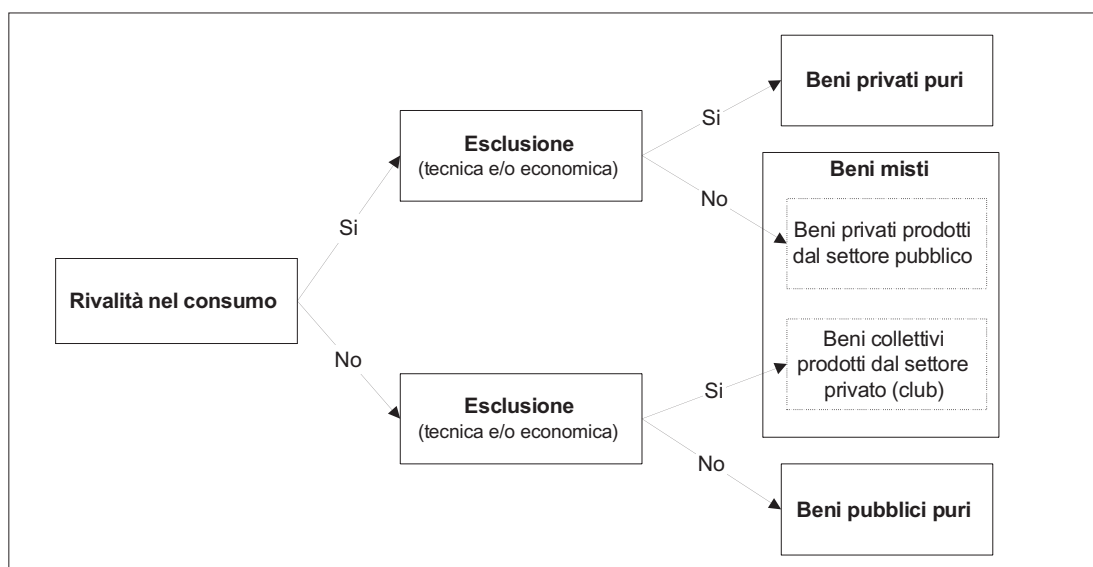


Figura 2.2: La classificazione dei beni economici rispetto alla rivalità e all'escludibilità  
Fonte: Brosio, 1996, op. cit. p. 59, modificata.

Il diagramma di flusso riportato in Figura 2.2 consente di individuare nell'ordine:

1. I beni privati puri
2. I beni privati prodotti dal settore pubblico
3. I beni collettivi prodotti dal settore privato
4. I beni pubblici puri.

Tale classificazione è molto utile per eseguire un primo screening per individuare, da un lato il tipo di fruizione, dall'altro il soggetto detentore del bene. In altre parole, consente di formulare un primo giudizio sul soggetto da risarcire e sul titolare del risarcimento.

## 2.2 Le esternalità

Spesso i beni pubblici (o collettivi) non sono configurabili come entità autonome, ma come effetti connessi con il consumo o con la produzione di altri beni. In questo caso essi assumono la connotazione di esternalità.

**Le esternalità si definiscono come gli effetti, vantaggiosi o svantaggiosi, '...provocati sull'attività di produzione e/o di consumo di un individuo dall'attività di produzione o di consumo di un altro individuo, che non si riflettono nei prezzi pagati o ricevuti'<sup>41</sup>.**

La loro presenza, sia positiva (economie esterne) che negativa (diseconomie esterne), rende inadeguato il meccanismo di mercato, nel senso che le scelte degli individui sono effettuate sulla base di prezzi e di costi che non riflettono il valore effettivo dei beni prodotti e consumati.

Esternalità positive sono, ad esempio, l'effetto esercitato dalle attività agricole tradizionali sulla qualità del paesaggio, il maggiore valore immobiliare indotto dalla presenza di risorse storico-architettoniche, lo sviluppo locale indotto dalla presenza di attività produttive. Esternalità negative sono invece le emissioni di fumi prodotti da attività industriali o dalle automobili, i danni ai beni ambientali dovuti ad un eccesso d'utenza, l'inquinamento idrico riconducibile all'uso in eccesso di fertilizzanti e pesticidi in agricoltura.

**In altre parole, si parla di esternalità quando gli effetti della produzione o del consumo di un individuo influenzano anche la produzione o il consumo di altri soggetti senza pagare (o ricevere) una compensazione almeno uguale, in valore, al costo (o beneficio) arrecato agli altri<sup>42</sup>.** In questo caso l'esternalità è strettamente collegata alla definizione esistente sui diritti di proprietà, cioè sui diritti e gli obblighi incombenti su coloro che esercitano l'attività economica (di produzione o di consumo). In altre parole, l'esternalità si verifica quando colui che l'ha generata (o colui che l'ha subita) non ha alcun obbligo di risarcire (o diritto di essere risarcito da) coloro che l'hanno subita.

Le esternalità possono essere classificate (Tabella 2.1) in base al tipo di effetto (tecnologico o pecuniario), alla fonte che le ha generate (produzione o consumo), alle modalità della fruizione (rivale o non-rivale).

Tabella 2.1: Criteri di classificazione delle esternalità negative e positive

Criteri	Tipo di effetto							
	Tecnologico				Pecuniario			
Tipo di fonte	Produzione		Consumo		Produzione		Consumo	
Tipo di fruizione	rivale	non rivale	Rivale	non rivale	rivale	non rivale	rivale	non rivale

**APPROFONDIMENTO: Esternalità negative e distorsione del mercato**

Le esternalità tecnologiche negative sono associate a costi esterni o sociali non internalizzati o non compensati dai soggetti che li producono. Ad esempio, si ipotizzi l'esistenza di un'impresa che scarica i rifiuti in un fiume provocando la morte dei pesci senza compensare i pescatori a valle delle perdite finanziarie e/o ricreative e senza predisporre alcun impianto di depurazione. Inoltre, si assuma che le emissioni di rifiuti siano proporzionali al livello di produzione.

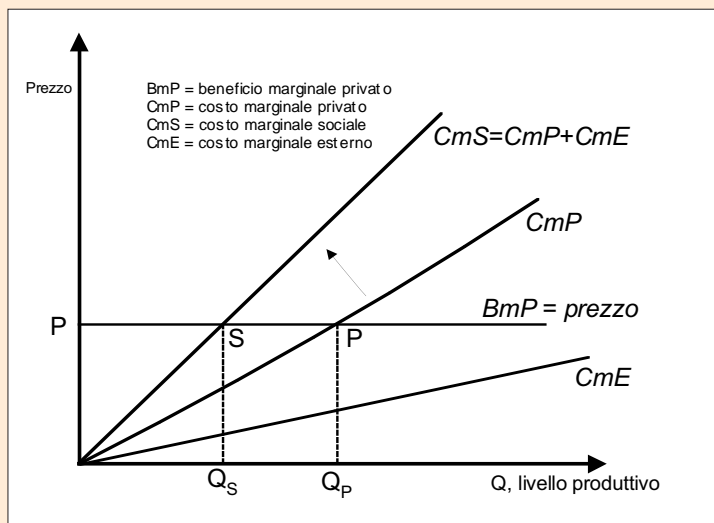
Il comportamento dell'impresa può essere analizzato graficamente con riferimento: a) al livello produttivo; b) al livello di impiego del fattore produttivo; c) all'equilibrio di mercato.

a) L'ottimo livello di produzione per l'impresa è più elevato dell'ottimo livello dal punto di vista della collettività, che tiene conto anche degli effetti dell'inquinamento. Questa divergenza viene esaminata con l'ausilio della Figura 2.3, in cui la curva  $BmP$  individua il ricavo marginale privato ricavato dall'impresa da ogni unità addizionale di produzione; la curva  $CmP$  rappresenta il corrispondente costo marginale privato per la produzione del bene; la curva  $CmS$  indica il costo marginale sociale pari a quello marginale privato più quello marginale esterno (costi di depurazione o compensazioni ai pescatori). Se le esternalità non vengono internalizzate e, quindi, l'impresa inquina senza pagare nulla, allora l'equilibrio si situa nel punto  $P$  in cui la produzione è pari a  $Q_p$ . Viceversa, se l'impresa deve internalizzare i costi dell'inquinamento, la curva dei costi marginali si sposta verso l'alto e verso sinistra, dal momento che il costo di ogni unità produttiva viene incrementato nella misura pari al relativo costo esterno ( $CmE$ ). In tal caso, si parla di costo marginale sociale ( $CmS=CmP+CmE$ ). Il nuovo equilibrio si localizza in corrispondenza del punto  $S$  in cui il livello produttivo si riduce a  $Q_s$ .

Pertanto, le esternalità tecnologiche negative generano una distorsione sul mercato. Le esternalità, infatti, sfuggono al meccanismo di mercato, con il risultato che l'impresa opera con costi inferiori a quelli che si verificano realmente consi-

42 J.M. Buchanan, W.C. Stubblebine, 'Externality', *Economica*, vol. 29, 1962, pp. 371-384. Ripreso da: D. Pearce, A. Markandya, E. Barbier, 'Progetto per un'economia verde', Il Mulino, Bologna, 1989.

segue



**Figura 2.3: Esternalità e livello ottimale di produzione**  
 Fonte: Pearce et al., 1990.3

quinamento da parte dell'impresa avrà delle ripercussioni sul relativo costo di produzione. In assenza di internalizzazione, infatti, l'equilibrio si situa nel punto P ( $Vmp=CmP$ ), in cui l'impiego del fattore produttivo è pari a  $X_p$ . Per converso, se l'impresa sostiene i costi del disinquinamento, l'equilibrio si sposta nel punto S (ottimo sociale), dal momento che al costo marginale di produzione privato si sommano i costi marginali esterni. Pertanto, l'impresa che agisce senza considerare i costi del disinquinamento, impiega una quantità di fattore produttivo superiore rispetto a quella desiderata dalla società ( $X_p > X_s$ ).

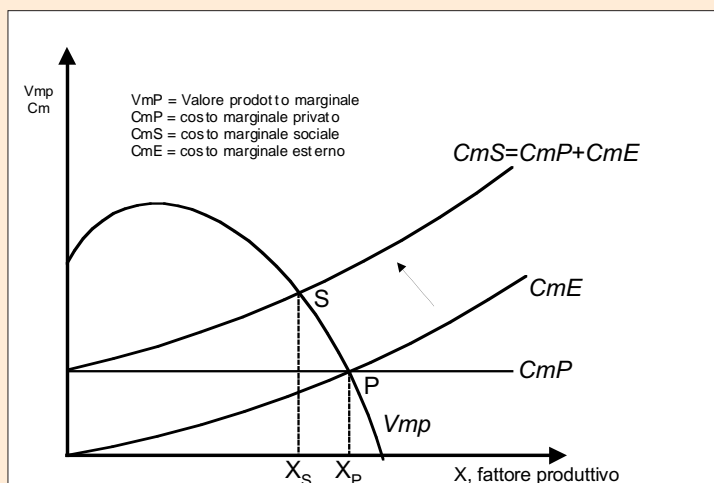
Dunque, l'analisi fin qui svolta mette in evidenza che la mancata internalizzazione

derando i costi esterni: quindi produce di più, inquina di più, sfruttando le risorse ambientali in modo eccessivo rispetto al livello ottimale per la collettività.

b) Esaminiamo l'equilibrio dal punto di vista del livello di impiego del fattore produttivo, nell'ipotesi che l'uso di tale fattore sia, in qualche modo, proporzionale alla produzione dei rifiuti scaricati nel fiume e che, per semplicità, la curva del costo marginale privato sia costante. Nella Figura 2.4 sono riportate le curve di costo marginale privato ( $CmP$ ), di costo marginale esterno ( $CmE$ ), ovvero il costo marginale dell'inquinamento, di costo marginale sociale ( $CmS$ ) e la curva del valore del prodotto marginale ( $Vmp$ ), ovvero il valore della produttività del fattore<sup>43</sup>. L'internalizzazione o meno del costo dell'in-

dei costi esterni implica una distorsione del mercato non solo dei prodotti ma anche del fattore produttivo legato alla produzione di inquinamento.

c) Infine, esaminiamo l'equilibrio dal punto di vista del mercato. La dimostrazione grafica è riportata nella Figura 2.5, in cui le curve di domanda e offerta, ovvero i benefici e i costi marginali privati, sono ottenute dall'aggregazione delle curve individuali di tutte le imprese che operano in quel mercato. Se i costi esterni (inquinamento) non sono internalizzati dalle imprese, l'equilibrio si situa nel punto P, in cui la quantità,  $Q_p$ , è venduta al prezzo  $P_p$ . D'altra parte, se le imprese sostengono anche i costi esterni, l'offerta si contrae (la curva dei costi marginali si sposta verso sinistra) e, a parità di domanda, l'e-



**Figura 2.4: Esternalità e impiego del fattore produttivo**

43 Il valore del prodotto marginale è ottenuto moltiplicando il prezzo del prodotto per la produttività marginale del fattore produttivo. Quest'ultima esprime la produzione associata ad ogni dose addizionale di fattore e ha un andamento che segue da vicino la legge della produttività decrescente.

segue

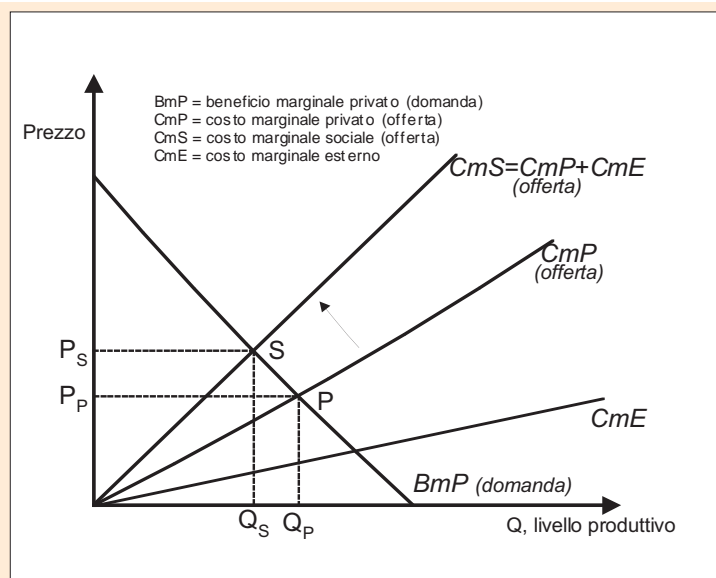


Figura 2.5: Esternalità e mercato

equilibrio si localizza nel punto S, in cui la minor quantità ( $Q_S$ ) viene venduta ad un prezzo maggiore ( $P_S$ ).

L'analisi del mercato evidenzia che esiste, quindi, una divergenza tra l'equilibrio senza o con internalizzazione dei costi esterni.

In sostanza, si può osservare che la presenza di esternalità negative si riflette in un conflitto tra equilibrio privato ed equilibrio sociale, riscontrabile sia a livello di impresa, in cui la produzione attivata è incompatibile con il livello di inquinamento ottimale, sia a livello di settore, dove un'offerta più elevata si traduce in consumi maggiori e in prezzi più bassi.

Tabella 2.2: Alcuni esempi di esternalità tecnologiche

effetto	Fonte		Tipo di fruizione	
		rivale		non-rivale
NEGATIVO	Produzione	Puntuali	inquinamento del suolo da emissioni di ciminiera (sofferita dal proprietario del suolo)	deturpazione del paesaggio da parte di traliccio (sofferita dai fruitori del paesaggio)
		Diffuse	inquinamento idrico da uso di pesticidi in agricoltura (sofferita dai fruitori dell'acqua)	deturpazione del paesaggio dovuto a semplificazione culturale (sofferita dai fruitori del paesaggio)
	Consumo	Puntuali	abbandono di rifiuti nei dintorni di un punto di ristoro (sofferita dall'azienda della nettezza urbana)	degrado estetico da rifiuti nei dintorni di un punto di ristoro (sofferita dai visitatori del luogo)
		Diffuse	abbandono di rifiuti da parte di visitatori di un centro storico (sofferita dall'azienda della nettezza urbana)	degrado estetico da rifiuti abbandonati dai visitatori di un centro storico (sofferita dai visitatori del luogo)
POSITIVO	Produzione	Puntuali	nutrienti contenuti nelle acque di scarico di un depuratore (frutti dagli agricoltori mediante la fertirrigazione)	miglioramento di un centro urbano con il mantenimento di un attività produttiva (goduta dai fruitori del luogo)
		Diffuse	controllo nella diffusione di insetti molesti dovuto a trattamenti insetticidi in agricoltura (goduto dagli abitanti di un centro urbano limitrofo)	miglioramento del paesaggio dovuto al mantenimento di coltivazioni tradizionali (goduta dai fruitori del paesaggio)
	Consumo	Puntuali	utilizzo ricreativo a numero chiuso di un parco privato conservato perché utilizzato dal proprietario (percepita dagli utilizzatori che rientrano nel numero massimo)	conservazione di un palazzo storico connesso con l'uso (percepito da chi pur non utilizzando l'edificio ha interesse che venga conservato)
		Diffuse	emissione di scarti riutilizzabili dovuta al consumo di beni privati (percepita dagli utilizzatori degli scarti)	miglioramento estetico di una città connesso con l'uso, e quindi con la manutenzione, degli immobili residenziali (goduta dai visitatori del luogo)



Il primo criterio stabilisce una distinzione tra esternalità tecnologiche ed esternalità pecuniarie. Le esternalità pecuniarie producono solo una redistribuzione dei profitti. Esse si manifestano mediante una variazione dei prezzi dei fattori produttivi o dei prodotti e non influenzano l'allocazione delle risorse, dal momento che non alterano la funzione di produzione o di consumo di nessun individuo.

Un tipico esempio di esternalità pecuniaria è la modificazione indotta nei prezzi dei suoli agricoli dall'andamento del mercato degli immobili ad uso civile: se si verifica un aumento della domanda di case aumenta anche la domanda di suolo per costruirle e quindi il suo prezzo. Questo effetto è assimilabile ad un'esternalità negativa per gli agricoltori che acquistano i suoli per usi agricoli. Vi è, in sostanza, un trasferimento di profitti dagli agricoltori che hanno pagato il terreno più caro ai venditori ed ai costruttori di case. Tuttavia, questi effetti sono legati ad una variazione del prezzo, che modifica il benessere dei soggetti coinvolti (agricoltori, venditori, costruttori di case) ma non altera le modalità di produzione e/o consumo. Un altro esempio è l'imposizione di vincoli sulla produzione di un determinato bene (quote di produzione), che possono indurre incrementi nel valore dei terreni per i detentori di quote o, qualora esse siano trasferibili, una rendita pari al valore venale delle quote possedute.

A differenza di quelle pecuniarie, le esternalità tecnologiche (Tabella 2.2) sono effetti esterni (positivi o negativi), che si ripercuotono in modo diretto sull'attività di produzione e/o di consumo di altri individui. Questi effetti vengono definiti diretti perché non si riflettono sul prezzo di mercato. Questo ultimo, infatti, non è in grado di fornire segnali adeguati ai consumatori o ai produttori, ossia non esprime correttamente i benefici o i costi associati al consumo o alla produzione; di conseguenza, la distribuzione finale dei beni non corrisponde a quella che massimizza il benessere della collettività.

Le emissioni nell'aria di una fabbrica sono un classico esempio di esternalità tecnologica negativa. La fabbrica, infatti, utilizza una tecnologia che produce, assieme ai beni finali, anche un sottoprodotto: il fumo. Quest'ultimo viene emesso, senza alcun costo, nell'aria e quindi respirato anche da coloro che vivono nell'area vicina alla fabbrica. L'esternalità può interessare anche il processo di produzione di un altro individuo. Ad esempio, i suoli coltivati adiacenti alla fabbrica, di proprietà di un agricoltore, vengono danneggiati dalle polveri che vi si depositano.

Un esempio di esternalità tecnologica positiva è quella dell'apicoltore che ha posto le sue arnie vicino ad un prato o ad un frutteto di proprietà altrui. Le sue api, infatti, si nutrono del polline dei fiori senza pagare alcun prezzo. Ancora, la coltivazione di prati polifiti in montagna, che migliora il valore estetico del paesaggio ed incrementa la biodiversità.

Nella classificazione, proposta in Tabella 2.2, le esternalità tecnologiche vengono distinte sia a seconda che esse siano generate da attività di produzione o di consumo, sia in base alla natura rivale o non-rivale della loro fruizione. Il primo criterio fornisce indicazioni utili all'individuazione del responsabile dell'esternalità e il secondo sulle caratteristiche economiche dell'esternalità prodotta.

Le esternalità a fruizione non-rivale sono quelle che non si esauriscono con l'uso: fruite se positive, sofferte se negative. Ad esempio, il livello di inquinamento atmosferico dovuto alla presenza di un'area industriale non si 'consuma' proporzionalmente al numero di persone che abitano in quell'area. Analogamente, il beneficio connesso con il paesaggio offerto da un parco urbano non dipende dal numero di fruitori. Le esternalità la cui fruizione non è rivale (a parte i casi di congestione), ovvero non esauribili, assumono la connotazione di veri e propri 'mali' o 'beni' pubblici puri.

Per converso, un'esternalità 'privata' (rivale) si esaurisce con l'uso. Ad esempio, il materiale di scarto (carta, vetro, plastica, vestiario, ecc.) delle attività di consumo e produzione che alimenta la cosiddetta 'economia informale', dedicata al riutilizzo ed al riciclaggio, è chiaramente un bene rivale, in quanto, se viene acquisito da un soggetto, non è più disponibile per gli altri<sup>44</sup>.

Ancora, durante la seconda guerra mondiale, vi era una grave carenza di combustibili in vaste aree dell'Europa e molte persone percorrevano la linea ferroviaria per raccogliere i pezzi di carbone caduti dal treno. Questo è un chiaro esempio di esternalità esauribile (privata) dal momento che ogni pezzo di carbone raccolto non è più disponibile per altri.

Ovviamente, per la compagnia ferroviaria era più conveniente lasciare cadere il carbone lungo i binari piuttosto che raccoglierlo e venderlo sul mercato. In linea di principio, se quest'ultima attività fosse stata redditizia, la compagnia ferroviaria avrebbe assunto delle persone per raccogliere il carbone caduto sui binari. D'altra parte il valore di questo materiale era troppo basso e comunque tale da non giustificare il costo per la sua raccolta. Pertanto, l'esternalità associata alla perdita di carbone era economicamente insignificante per la compagnia ferroviaria.

Il valore economico delle esternalità è commisurato alla loro non-rivalità<sup>45</sup>. La fabbrica, infatti, produce aria inquinata: un bene, o meglio, un 'male' pubblico, che viene respirata da tutti senza rivalità. Il giardino genera un paesaggio piacevole: un bene pubblico che viene fruito da tutti coloro che lo osservano senza rivalità<sup>46</sup>.

Viceversa, il valore delle esternalità esauribili viene limitato dall'elevato grado di rivalità nel consumo. Ad esempio, l'acqua di falda può essere estratta da tutti coloro che possiedono un pozzo. Tuttavia, l'acqua estratta non è più disponibile per altri potenziali utenti.

Le esternalità da produzione possono distinguersi ulteriormente in puntuali e diffuse, in relazione alle modalità di generazione. Le prime sono perfettamente identificabili per origine e causa (per es. uno scarico da una concerta), mentre le seconde sono dovute a comportamenti collettivi diffusi su aree vaste (per es. lo scarico di piombo ed idrocarburi da parcheggi e strade, l'inquinamento agricolo delle acque superficiali e di falda) e non è generalmente possibile stabilire con certezza un nesso causale diretto tra inquinante ed inquinamento prodotto<sup>47</sup>.

Le esternalità tecnologiche positive da produzione risultano abbastanza rare e nel momento in cui diventano evidenti si instaura un meccanismo di fusione e/o acquisizione che 'confonde' il produttore dell'esternalità con il percettore.

Ad esempio, la specializzazione verso alcune produzioni (es. informatica nella Silicon Valley) favorisce la diffusione di tecnologie e la circolazione di informazioni<sup>48</sup> che vanno a vantaggio di tutte le imprese di quel settore. Ancora, la presenza di particolari infrastrutture (es. vicinanza all'interporto, a vie di grande comunicazione) favorisce una riduzione del costo dei trasporti e, quindi, lo sviluppo delle attività produttive locali.

In agricoltura, il paesaggio rurale, consolidatosi nel corso degli anni (per es. i vigneti in alcune aree collinari, l'alternanza di siepi e campi coltivati in aree di pianura), sono un esempio di esternalità prodotta dall'attività produttiva combinata ad una crescente domanda di spazi aperti e aree ricreative. Un altro esempio è rappresentato dall'impollinazione operata dalle api su un frutteto. Essa, infatti, rappresenta un'esternalità positiva sia per l'apicoltore le cui api raccolgono il polline senza pagare, sia per il frutticoltore che si assicura l'impollinazione senza costo.

Le esternalità da consumo possono essere sia negative che positive. Le negative sono essen-

44 Per un approfondimento, si veda L. Perera e A. Amin, 'Accommodating the Informal Sector: A Strategy for Urban Environmental Management', *Journal of Environmental Management*, 46, 1996, pp. 3-15.

45 F.M.C. Bator. F. M. C., 'Anatomy of Market Failure', *Quarterly Journal of Economics*, vol. 72, 1962, pp. 351-379.

46 L'esclusione è, comunque, possibile anche quando il bene è inesauribile. Ad esempio, nel caso del giardino, la costruzione di una siepe perimetrale ne esclude tutti i potenziali fruitori.

47 Carlson G. A., Zilberman D., Miranowski J. A., 'Agricultural and Environmental Resource Economics', Oxford University Press, New York, 1993.

48 Questa esternalità è nota con il termine anglosassone di 'spillover effect' e fu studiata per la prima volta da Marshall. Esso sosteneva che quando l'industria si espande, ad esempio per l'entrata di una nuova impresa, qualsiasi riduzione che ne risulta nei costi medi di produzione va a beneficio di tutte le imprese di quell'industria. Marshall A., 'Principi di Economia Politica', Torino, 1959.

zialmente riconducibili a fenomeni di congestione, che producono rumore, ritardo, inquinamento ecc. (per es. intasamento delle strade nel periodo delle ferie)<sup>49</sup>. Le esternalità positive da consumo sono, invece, riconducibili alla presenza di parchi, giardini, palazzi storici (anche privati), la cui fruizione da parte degli utenti produce, in varia misura, benefici anche all'esterno (per es. la valorizzazione delle abitazioni circostanti). Le esternalità da consumo possono essere sia puntuali (parco, palazzo storico o area dismessa), sia diffuse (l'effetto paesaggistico di un'area residenziale con giardini ben curati o l'abbandono di rifiuti per strada). Da ultimo, è importante chiarire come la valutazione di alcune esternalità venga resa difficoltosa sia dalla loro inesauribilità sia dalla possibilità di trasferirle nel tempo o nello spazio. La caratteristica della trasferibilità è da attribuire non tanto ad effetti accidentali o residuali dell'attività di produzione o di consumo, bensì ad un comportamento intenzionale dell'operatore economico: egli, scaricando su altri il costo delle esternalità può arrivare a creare conflitti ed a indurre dei comportamenti strategici tra gli stessi operatori, le aziende o le nazioni. È da sottolineare, infatti, come la trasferibilità sia spesso strettamente associata alla presenza di risorse in proprietà comune o a beni pubblici<sup>50</sup>.

Oltre alle esternalità tecnologiche, che operano fuori mercato, e quelle pecuniarie che agiscono direttamente sul prezzo, esistono esternalità legate ad un'insufficiente informazione degli operatori (esternalità informative). Ad esempio, nel caso delle assicurazioni, i soggetti privati sottoscrivono una polizza per tutelarsi da un rischio (es. responsabilità civile per danno all'ambiente). Tuttavia, una volta stipulato il contratto, l'assicurato non deve farsi carico delle conseguenze delle proprie azioni. Egli non si preoccupa di evitare quelle situazioni negative per le quali è tutelato dall'assicurazione. La conseguenza è che l'evento negativo si ripresenterà più spesso e il premio assicurativo salirà a livelli non ottimali rispetto a quelli di piena informazione<sup>51</sup>. Questo comportamento opportunistico dei singoli, se diffuso, genera per la collettività un costo del tutto simile a quello di un'esternalità negativa. Le esternalità informative possono essere assai diffuse in campo ambientale, dove le conoscenze sull'entità e sulla natura dei danni sono ancora assai limitate.

### 2.3 Il bene ambientale come bene pubblico

Gli esempi riportati in precedenza in relazione ai concetti di bene pubblico, bene misto e di esternalità permettono ora di attribuire ai beni ambientali, almeno per quanto qui preso in considerazione, le valenze tipiche del pubblico. Inoltre, il bene ambientale risulta spesso caratterizzato da forti connotazioni di plurifunzionalità, in quanto è in grado di produrre utilità di tipo multiplo, sia pubbliche che private, in particolar modo quando il bene si identifica con risorse fondamentali, quali, ad esempio, l'acqua ed il suolo.

Per contro, le attività di produzione e/o consumo di beni e servizi possono produrre esternalità che influiscono sul livello quanti-qualitativo disponibile dei beni ambientali. Può peraltro accadere che una parte dei beni e servizi ambientali sia appropriabile e quindi vendibile, realiz-

49 A.C.Deserpa, 'Congestion, Pollution and Impure Public Goods', Public Finance, 1-2, 1978, pp. 68-83.

50 W.J. Baumol, W.E. Oates, 'The Theory of Environmental Policy', Cambridge University press, Cambridge, 1988. Un classico esempio di esternalità negativa trasferibile è quello dell'abbandono dei rifiuti. In questo caso, ogni individuo potrebbe rimuovere i rifiuti scaricandoli su proprietà altrui. In altre parole, ogni individuo evita gli effetti negativi dell'esternalità trasferendoli su altri. Un altro, è quello connesso con le attività delle cave, ove si trasferiscono alle generazioni future gli oneri del ripristino paesaggistico ambientale. Analogamente, nel caso dei depositi di sostanze radioattive, viene trasferito nel tempo il problema del loro smaltimento. Ancora, negli stati industriali nel Midwest degli Stati Uniti il livello di inquinamento dell'aria è stato abbassato grazie all'installazione di grandi ciminiere, le cui emissioni vengono trasportate per centinaia di chilometri fino a ricadere, in forma di piogge acide, in Canada.

51 Questo problema di informazione insufficiente, nota con il termine di 'moral hazard', sorge nel caso di contratti la cui efficacia dipende dalle azioni di un contraente. Queste ultime, tuttavia, vengono deliberatamente nascoste o non manifestate e, comunque, non sono perfettamente osservabili dall'altro. Zamagni S. Delbono F: op. cit. pp. 97.

zando, almeno parzialmente, l'esclusione dal consumo: è il caso della visita a pagamento di parchi e giardini recintati o di interni d'arte. Di conseguenza, non è sempre possibile includere tali beni e servizi nella categoria dei beni pubblici puri poiché essi presentano, in qualche misura, l'escludibilità e/o la rivalità nel consumo. Tale escludibilità si verifica sia per limiti fisici del bene (es. fenomeni di congestione), sia per motivi giuridici (es. servizi gestiti in concessione). Inoltre, l'intensificarsi della domanda di servizi ambientali, beni tradizionalmente ritenuti privati e monofunzionali - e come tali utilizzati e valutati - vengono ad acquisire valenze pubbliche tali da poter essere considerati, almeno per alcune componenti, patrimonio dell'intera collettività. Ciò fa sì che '...non manchino i contrasti tra gruppi sociali e sfere di interesse diversamente coinvolti nell'offerta e nella domanda di tali servizi. Da qui la necessità di fare attente valutazioni per procedere con maggior rigore alle scelte d'uso e gestione dell'ambiente'<sup>52</sup>. Il processo di sviluppo economico, quindi, accanto alla continua creazione di beni economici destinati al consumo umano, sembra anche conferire a quelli preesistenti nuove funzioni e valenze. L'agricoltura è un tipico esempio di attività con finalità multiple. Infatti, alla tradizionale produzione di derrate, essa affianca esternalità sia negative, come l'inquinamento idrico, la semplificazione del paesaggio, sia positive, come la manutenzione del territorio, la produzione di paesaggio ed il controllo idrogeologico. Un altro esempio è costituito dalla selvicoltura, che produce legname commerciabile ed altri prodotti a fruizione, talora libera e talvolta privata (funghi, piccoli frutti, ecc.), e servizi tipicamente pubblici, quali quelli paesaggistico-ricreativi e di protezione idrogeologica. Un altro esempio è dato dall'edilizia rurale tradizionale che, considerata, fino a qualche lustro fa, l'emblema della povertà delle popolazioni contadine, ora assurge a testimonianza di valori tradizionali<sup>53</sup>.

Ordinando i beni ambientali secondo un *continuum* che vede ai due estremi, rispettivamente, le risorse naturali irriproducibili (aria, acqua, ecc.) ed i beni ambientali 'costruiti' dall'uomo (beni architettonici, beni artistico-culturali, ecc.), si può affermare che più un bene è 'prossimo' alle prime, più è forte la sua connotazione plurifunzionale; questa ultima, tende, invece, progressivamente a ridursi nel caso di beni 'costruiti'. Si pensi ad esempio, alla forte plurifunzionalità di una risorsa come l'acqua, destinata ad usi privati plurimi civili ed industriali, ma anche a fruizioni di tipo pubblico (ricreativo, paesaggistico, ecc.) ed oggetto di tutela 'in sé' in quanto risorsa naturale limitata. Per contro, la multifunzionalità di un monumento storico è, invece, riconducibile a valenze di memoria storica e di fruizione turistica, dunque 'numericamente' più limitate.

**Se si può concludere che un bene ambientale ha connotazioni di plurifunzionalità, la valutazione di un danno arrecato ad esso deve tenere conto di questa molteplicità di funzioni.**

#### 2.4 Il valore economico totale di un bene ambientale

Dopo aver evidenziato che il bene ambientale può assumere connotati a forte valenza pubblica, è necessario definire:

- a) quale sia il valore economico attribuibile ad un bene ambientale, cioè quali aspetti possano essere teoricamente considerati nell'attribuzione di un valore monetario ad una risorsa;
- b) come tale valore sia definibile dalla teoria economica della domanda;
- c) una nozione economica di danno ambientale.

<sup>52</sup> P. Gatto, 'La Valutazione Economica del Paesaggio Forestale e del Verde Urbano', Monti e Boschi, vol. 1, 1988, pp. 21-34.

<sup>53</sup> La cura e conservazione del territorio e del paesaggio agricolo forestale viene indicato nella letteratura anglosassone con il termine di 'Countryside Stewardship'. Per un approfondimento si veda: M. Merlo, 'Dai Vincoli al Mercato: Strumenti Adottati nelle Politiche Agro-forestali-ambientali', Rivista di Politica Agraria, vol.6, 1995, pp. 1-13; P. Gatto, M. Merlo, 'La Remunerazione dei Beni e Servizi Ambientali - Ricreativi Offerti dalle Attività Agricolo-forestali: dall'intervento pubblico al mercato', Dipartimento Territorio e Sistemi Agroforestali, Università di Padova, 1995.

Il problema della valutazione economica dei beni ambientali ha subito, nel corso degli ultimi decenni, e soprattutto negli anni ottanta, una notevole rielaborazione teorica, parallelamente allo sviluppo dell'economia ambientale ed all'accrescersi del dibattito sulla scarsità delle risorse naturali.

In generale, la questione inerente al valore di un bene, cioè alla attribuzione ad esso di un corrispettivo monetario, è considerata una questione prettamente antropocentrica. In altre parole, si ritiene che l'attribuzione di un valore monetario ad una risorsa, nello specifico ad una risorsa ambientale, non attenga alla sfera della indagine scientifica (ad esempio, lo studio di un particolare ambiente naturale o sociale), quanto al fatto che il genere umano interagisca con tale risorsa e, dunque, attribuisca un valore monetario ad essa, dato che ne ricava una qualche utilità<sup>54</sup>.

Quando, per la definizione di tale valore, si ponga attenzione a tutte le possibili forme di interazione tra l'uomo e la risorsa ambientale, si può parlare di **Valore Economico totale (VET)**. Nel caso dei beni ambientali, tale concetto supera i limiti del valore di scambio, attingendo a nozioni di valore più ampie, che, almeno teoricamente, traggono origine dalle ragioni per le quali il bene stesso viene apprezzato e/o è fonte di utilità. La letteratura al riguardo è molto ampia<sup>55</sup>, e 'sebbene non vi sia ancora accordo sulla terminologia, l'economia ambientale ha compiuto notevoli progressi verso una tassonomia'<sup>56</sup> delle componenti del valore economico dell'ambiente.

Di seguito, sono sinteticamente richiamati i diversi aspetti che si ritiene compongano il valore economico totale di una risorsa ambientale. Va peraltro preliminarmente ricordato che:

- i) in letteratura c'è un sostanziale accordo sul fatto che tutte queste componenti possano influire, almeno in linea teorica, sul VET di una risorsa ambientale;
- ii) è diversa, e va esaminata caso per caso dal punto di vista teorico, l'importanza che ciascuna componente ha nella determinazione del valore economico totale. Questo aspetto è particolarmente rilevante nel caso della stima degli effetti misurabili del danno ambientale, poiché in molti casi consente una notevole semplificazione delle operazioni di stima, trascurando componenti economicamente o 'politicamente' poco rilevanti;
- iii) vi sono forti dubbi, da parte di molti Autori, sulla effettiva possibilità empirica di quantificazione economica di ciascuna componente, cioè in modo separato l'una dall'altra<sup>57</sup>.

**a) Il valore d'uso.** Il più importante motivo di apprezzamento economico delle risorse am-

54 C. Howe ed altri, 'Damage Handbook: a Uniform Framework and Measurement Guidelines for Damages from Natural and Related Man-made hazards', Draft report to the National Science Foundation, 1990, pp. 9-15. Va segnalato, peraltro, che alcune scuole di pensiero ritengono, in questi casi, inappropriate le sole misure di valore economico. 'Le ideologie ecocentriche, ad esempio, cercano di porre alla base della politica economica le norme sociali (preferenze collettive) che gli individui accettano in quanto membri di una comunità e che vengono rese operative attraverso la legislazione 'sociale'; la deep ecology, invece, pone l'enfasi soprattutto sulla distinzione tra valore strumentale (espresso attraverso i valori posseduti dagli individui) e valore intrinseco, ...che esisterebbe anche se gli uomini e le loro preferenze non esistessero'. La ricerca economica si trova oggi in uno stato di transizione, e cerca di ricondurre all'interno della teoria del valore alcune di queste accezioni. D. Pearce e K. Turner, 'Economia delle risorse naturali', Il Mulino, Bologna, 1991, pp. 34-35.

55 Un suo esame dettagliato esula dagli obiettivi di questo manuale; per un'ampia rassegna critica si rimanda a: R. Cummings e G. Harrison, 'Identifying and Measuring Non use Values for Natural and Environmental Resources: a critical Review of the State of the Art', Final Report to the American Petroleum Institute, 1992; R. Cummings e G. Harrison, 'The Measurement and Decomposition of Non use Values: a Critical Review', in Environmental and Resource Economics, 5, 1995, pp. 225-247.

56 Ripreso da: D. Pearce, A. Markandya, E. Barbier, 'Progetto per un'Economia Verde', Il Mulino, Bologna, 1989.

57 K. McConnell, 'Existence and Bequest Values', in R.D. Rowe e L. Chestnut (a cura di) Quality and Scenic Resources at National Parks and Wildlife Areas, Boulder, Westview Press, 1993. L'approccio alla stima separata delle differenti componenti si basa generalmente su metodologie proprie di indagini psicologiche, comportamentali e di mercato (panel test), che su metodologie applicabili su larga scala a fini operativi.



Le componenti del valore economico totale

VALORI D'USO	diretto indiretto
VALORI PASSIVI	opzione lascito esistenza o intrinseco

bientali è sicuramente l'uso. Il valore che da questo deriva è legato all'utilità percepita dai consumatori con la fruizione. Il valore d'uso di un parco, di un'opera d'arte o di un fiume si forma infatti durante una visita, oppure durante l'esercizio di un hobby quale la fotografia, la pesca, il nuoto, il canottaggio, ecc. Più precisamente, alcuni Autori distinguono tra valore d'uso diretto, che prevede la fruizione diretta della risorsa naturale: ad es. per pescatori, canoisti, gommonauti nel caso di un torrente, e valore d'uso indiretto quando la fruizione della risorsa ha questa connotazione: si pensi, ad esempio, a turisti che beneficiano degli effetti paesaggistici dello stesso torrente nel corso di un'escursione. Il valore d'uso nel caso dei beni ambientali esprime, dunque, un valore per una fruizione da parte di un utente.

Oltre al valore d'uso, vi sono altre valenze che possono essere considerate parte del VET di una risorsa ambientale. Gli individui possono, infatti, attribuire un valore ad una risorsa anche prescindendo dal suo utilizzo effettivo immediato. Tali valenze sono sinteticamente definibili valori passivi o di non uso. Le tipologie di valore riconducibili a tale categoria sono:

**b) il valore di opzione**<sup>58</sup>, legato al desiderio di assicurarsi la disponibilità del bene per poterne fruire in futuro<sup>59</sup>. Il valore di opzione assume rilevanza quando vi sono situazioni di incertezza sulla disponibilità futura della risorsa ambientale; riguarda, dunque, beni irriproducibili o beni la cui offerta non è in grado di adeguarsi alle variazioni della domanda, come i parchi e le opere d'arte.

Tale valore, concettualmente, corrisponde all'ammontare di un ipotetico premio assicurativo pagato per avere la garanzia della disponibilità futura del bene per un uso diretto o indiretto. I soggetti avversi al rischio saranno, infatti, disposti a pagare una somma di denaro per garantirsi tale disponibilità in futuro.

Considerare, pertanto, i soli benefici derivanti dall'uso di una data risorsa può comportare, in taluni casi, una sottostima del suo valore economico complessivo. È il caso di un'area naturale o di un bene storico-culturale se si fa esclusivo riferimento all'utilità percepita dai frequentatori. In tal modo, infatti, verrebbero trascurati i benefici di coloro che, pur non avendo ancora usufruito del bene, potrebbero farlo in futuro, qualora questo venisse conservato<sup>60</sup>.

**c) Il valore di lascito**, che ha come preciso riferimento la possibilità di usufruire di un determinato bene da parte delle generazioni future. Questo si identifica con l'utilità derivante dalla consapevolezza che, grazie al proprio interessamento, anche le generazioni future potranno godere di determinate risorse ambientali. Si tratta di un concetto, per certi versi, affine al valore di opzione, nel senso che come questo si riferisce a fruizioni differite nel tempo, ed in questo caso, estese ai propri figli, parenti, amici, ecc. Diverse sono le motivazioni che spiegano tale atteggiamento anche se, secondo Cummings<sup>61</sup>, l'altruismo e l'affetto verso parenti ed ami-

58 La prima definizione di valore di opzione è attribuibile a Burton Weisbrod e risale al 1964. Si veda: B. Weisbrod, 'Collective-Consumption Services of Individual Consumption Goods', in Quarterly Journal of Economics, 78, 1964, pp. 471-477.

59 Oltre al valore d'opzione alcuni autori identificano anche quello di quasi-opzione, individuandolo nel valore attribuito alla possibilità di preservare la risorsa per utilizzi futuri non ancora identificati e conseguenti al processo di sviluppo tecnologico. Si pensi, ad esempio, ad una specie vegetale dotata di importanti proprietà farmacologiche, oggi sconosciute.

60 D.S. Brookshire., L.S. Eubanks, A. Randall, 'Estimating Option Prices and Existence Values for Wildlife Resources', Land Economics, 59, 1983, pp. 2-15.

61 R.G. Cummings, D.S. Brookshire, W.D. Schulze, 'Valuing Environmental Goods: An Assessment of the Contingent Valuation Method', Rowman and Littlefield, Totowa, N.J., 1986, p. 145.

ci giocano un ruolo preponderante. Se infatti un soggetto gioisce per il solo fatto di sapere che un altro ha l'opportunità di fruire di una data risorsa, entrambi traggono beneficio dalla sua conservazione. Sul piano economico, tale valore è esprimibile come la disponibilità a pagare da parte di un soggetto per la conservazione di un certo bene, specie se raro o minacciato di distruzione, purché anche le generazioni future possano disporne. Concettualmente, il valore di lascito trae origine dalle stesse motivazioni che portano un individuo a stipulare un'assicurazione sulla propria vita a beneficio dei propri discendenti.

Sia valore di opzione che valore di lascito possono essere, dunque, correlati all'uso di una risorsa, ma sostanzialmente condizionati dall'incertezza sulla sua disponibilità futura.

**d) Il valore di esistenza o intrinseco<sup>62</sup>**, legato alla possibilità di preservare il bene da una possibile distruzione a prescindere da qualunque considerazione legata all'uso attuale o futuro di tale risorsa.

Il valore di esistenza si riferisce, infatti, all'utilità percepita dai soggetti per il solo fatto che le risorse continuino ad esistere, indipendentemente dalla possibilità di trarne un beneficio dall'uso. Tale valore, che viene misurato dalla disponibilità a pagare per l'esistenza o la salvaguardia di determinati beni, è quindi indipendente da qualsiasi uso presente o futuro: è, quindi, riconducibile a posizioni di tipo etico, morale o ideologico. Un'ulteriore motivazione è da ricercarsi nel sentimento di 'compassione' verso persone o animali per le condizioni ambientali in cui vivono; ne sono un esempio i diversi movimenti per i diritti degli animali. Una ragione, infine, può essere trovata nel legame ideale esistente tra i diversi beni. Un individuo, infatti, anche se non è coinvolto direttamente in fenomeni che si verificano in un certo luogo, può crearsi delle aspettative circa la possibilità che gli stessi si verifichino in ambienti da lui frequentati. Tale valore intrinseco di un bene si connota come un elemento di valore che non ha alcun rapporto con gli esseri umani<sup>63</sup>, né in termini di uso né in termini di opzione d'uso. Per questo, il suo inserimento tra le voci che compongono il valore economico totale è, per alcuni Autori, piuttosto controverso<sup>64</sup>. Giova comunque ricordare che il valore di esistenza tende ad assumere rilievo all'aumentare della rarità del bene ambientale e che la sua entità dipende anche dal livello delle informazioni possedute dal consumatore<sup>65</sup>.

Nella valutazione di una risorsa ambientale è, in ogni caso, importante verificare, prioritariamente alla fase di valutazione economica, l'effettiva rilevanza delle diverse componenti di valore in termini di contributo al valore economico totale.

**È quindi chiaro che l'applicazione di un principio di parsimonia e di efficienza nella stima del valore economico totale assume particolare rilevanza nel caso della stima degli effetti del danno ambientale. In questo contesto, infatti, è importante soffermarsi sugli aspetti economicamente più rilevanti, e, per questo, non trascurabili, e su quelli 'politicamente' rilevanti, cioè non trascurabili perché apprezzati in modo generalizzato dalla collettività nel momento in cui il danno emerge; in tale direzione, peraltro, sembra orientata anche la giurisprudenza nei Paesi Europei<sup>66</sup>.**

62 Il concetto, di valore di esistenza, così come quello di lascito, è stato postulato per la prima volta da J. Krutilla in: 'Conservation Reconsidered', in *American Economic Review*, 57, 1967, pp. 777-786.

63 Si veda Pearce ed altri, 1989, op. cit.

64 Vedasi Comings ed altri, cit., per un'ampia rassegna bibliografica.

65 AA.VV. 'Estimo ed economia ambientale: le nuove frontiere nel campo della valutazione. Studi in onore di Carlo Forte', Franco Angeli, Milano, 1993, pp. 464-467.

66 Si veda al riguardo C. Howe, op. cit.; ERM, Pearce D., 'Economic Aspects of Liability and Joint Compensation Systems for Remedying Environmental Damage: Valuation of Environmental Damage', European Commission, DG XI (3066), Bruxelles, 1996; e, per gli aspetti giuridici, L. Sinisi A. Guariniello 'Il Danno Ambientale nell'Ordinamento degli Stati europei e negli Atti Paneuropei', ANPA, Roma, 1999.

In termini teorici, la rilevanza delle componenti di non uso è funzione diretta:

- a) della irreversibilità del processo di degrado della risorsa ambientale,
- b) del grado di incertezza legato al possibile uso futuro della risorsa,
- c) della sua unicità<sup>67</sup>.

In altre parole, dipende da diversi fattori, quali la natura del bene oggetto di stima, la sua disponibilità attuale, il grado di informazione e di protezione, la domanda e l'opportunità di fruizione. È stato accertato, ad esempio, che il valore attribuito alla protezione delle aree naturali è composto in prevalenza da valori d'uso se il bene è comune o facilmente sostituibile. Se, viceversa, il bene è raro o non è sostituibile, sembrano diventare rilevanti anche i valori di non-uso. Questo sembra avvalorare l'ipotesi secondo la quale il valore dei beni storico-culturali o ambientali, con caratteristiche di 'unicità', è significativamente costituito anche da valori di non-uso.

In riferimento agli aspetti misurabili del danno ambientale volendo dare una chiave di discriminazione *in termini operativi* della rilevanza delle componenti di uso e di non uso nel determinare il VET, si può fare ricorso alle nozioni estimative di riproducibilità (possibilità di ricostituzione del bene ambientale nella forma originaria qualora sia danneggiato parzialmente o totalmente), surrogabilità (possibilità di sostituire il bene ambientale distrutto o compromesso con un altro bene in grado di surrogarne le funzioni) del bene stesso ed a motivazioni di tipo etico.

La tabella illustra sinteticamente quali componenti del valore economico totale vadano in generale considerate per ciascuna tipologia di bene:

Tipo di bene	Componenti del valore economico totale			
	Uso	Opzione	Esistenza	Lascito
Riproducibile	sì	no	*	no
Irriproducibile				
Surrogabile	sì	**	*/**	**
Non surrogabile	sì	sì	sì	sì

\* dipende da questioni di tipo etico  
 \*\* dipende dal livello di surrogabilità

### 2.5 La misura monetaria del valore dei beni ambientali e la definizione di danno

Nei paragrafi precedenti è stato illustrato come i beni ambientali, nella loro accezione di beni a consumo collettivo, sfuggano al mercato e quindi non siano associabili ad un prezzo. Si è anche argomentato sulla natura del valore dei beni ambientali, con particolare riferimento al fatto che, spesso, il loro valore trascende il mero valore d'uso.

Da quanto precedentemente esposto, ne consegue che la valutazione del bene ambientale pone problemi che sono sostanzialmente diversi da quelli posti dai tradizionali beni economici, poiché non sussiste un riferimento diretto al mercato.

Si potrebbe anche affermare che la loro valutazione è un esercizio puramente accademico giacché la loro fornitura e/o tutela è stata finora affidata al dibattito politico, più che alle analisi economiche. Tuttavia, l'affinarsi degli strumenti economici di gestione dell'ambiente, e l'evoluzione della legislazione che riconosce al bene ambientale un elevato grado di tutela, pongono con rinnovato vigore la questione della valutazione.

Prima di affrontare le metodologie di valutazione dei beni ambientali è necessario definire co-



sa significativi valutare un bene ambientale. In linea generale, la valutazione implica un'operazione di misurazione, mediante una qualche unità di misura convenzionale, della capacità del bene di essere utile e quindi di soddisfare dei bisogni. In un sistema economico basato sullo scambio, il valore di un bene è espresso in termini di quantità di un altro bene (baratto). Questa nozione di valore è talora ancora usata per le stime del valore di un bene pubblico<sup>68</sup>.

All'interno del sistema economico in cui è presente la moneta, il valore di tutte le merci può essere espresso rispetto a quest'ultima, in termini di prezzo. In prima approssimazione, quindi, la valutazione monetaria di un bene coincide con l'individuazione della somma con cui il bene stesso, in un dato momento e luogo, può essere scambiato<sup>69</sup>.

La definizione appena formulata si riferisce al cosiddetto valore di scambio, ma può essere facilmente estesa a tutti i beni economici, indipendentemente dal fatto che siano effettivamente scambiati sul mercato. Infatti, **in assenza di un mercato del bene ambientale, il suo valore economico può essere misurato dalla quantità di moneta capace di fornire un'utilità pari a quella prodotta dal bene stesso.**

Una misura di detta quantità di moneta può essere fornita dal cosiddetto surplus del consumatore che viene definito come la differenza tra la quantità di denaro che i consumatori sono disposti a pagare per un bene (valore lordo) e la quantità di denaro che effettivamente spendono per il bene stesso (valore finanziario). Si può quindi affermare che il valore monetario lordo riflette l'utilità totale di un bene, mentre il valore finanziario rappresenta il sacrificio, o la disutilità percepita, per ottenerlo. Sottraendo pertanto alla misura dell'utilità quella della disutilità, si ottiene un'indicazione dell'utilità netta ritraibile dal consumo del bene<sup>70</sup>.

Si assuma, ad esempio, un collezionista che partecipa ad un'asta dove viene battuto un quadro particolarmente ambito e che la cifra massima che egli è disposto a sborsare sia pari a centomila euro. In questo caso, possiamo affermare che il valore del quadro per il collezionista è pari a centomila euro, giacché continuerà a rilanciare sino a tale importo e rinuncerà se vi saranno offerte superiori. Se, invece, il battitore aggiudicherà al nostro collezionista il quadro per una cifra inferiore, allora egli avrà realizzato un risparmio rispetto alla cifra massima che si era proposto di spendere e per questo sarà evidentemente soddisfatto. Tale soddisfazione sarà tanto più grande quanto maggiore sarà il risparmio. In altre parole la cifra risparmiata è la misura monetaria della soddisfazione.

Ovviamente, se il bene è a fruizione pubblica (gratuito) il valore lordo coinciderà con il valore netto, dato che il valore finanziario è nullo.

Il concetto di surplus appena definito per beni scambiati sul mercato può agevolmente estendersi ai beni pubblici dove l'utilità percepita con la fruizione (lorda) viene confrontata con i sacrifici necessari per acquisirla. In questo caso il prezzo del bene viene ad essere espresso con la fatica, con la spesa indiretta e con il tempo perduto. Un esempio è dato dalla pesca e dalla caccia, oppure dalla raccolta di funghi o altri organismi spontanei: queste attività richiedono un dato impegno in termini di tempo e fatica ed una spesa indiretta per procurarsi l'attrezzatura necessaria.

Dalla definizione di surplus del consumatore (o fruitore) dei beni economici (ambientali) può essere ricavata la nozione di danno ambientale e la relativa misura monetaria:

**gli effetti del danno ambientale sono configurabili come una variazione negativa del flusso**

68 Ad esempio, se il benessere prodotto da un giardino pubblico è di entità pari a quello di 10 chilometri di pista ciclabile, allora il valore dei due beni pubblici è uguale e possono essere scambiati senza che ne soffra il benessere collettivo. Inoltre, analogamente a quanto affermato in precedenza, l'ipotetico prezzo del parco espresso in chilometri di pista ciclabile è pari a 10.

69 Questa definizione di valutazione si riferisce al valore di mercato. In realtà, come vedremo più avanti un dato bene può essere valutato rispetto a molti altri aspetti.

70 J. C. Bergstrom, 'Concepts and Measures of the Economic Value of Environmental Quality: A Review', *Journal of Environmental Management*, n. 2, 1990.

**di utilità proveniente da un bene a fruizione collettiva, e la sua misura monetaria è pari alla somma capace di fornire un flusso di utilità equivalente. Tale somma corrisponde alla contrazione di surplus sofferta dai fruitori del bene danneggiato.**

Naturalmente, in questo caso, il termine fruizione va inteso in senso ampio, in quanto, come evidenziato precedentemente, le utilità che derivano dal bene ambientale spesso travalicano il mero valore d'uso per interessare anche aspetti di non-uso. Il problema della valutazione economica del danno pubblico diventa quindi un problema di valutazione delle variazioni di surplus connesse con l'evento avverso.

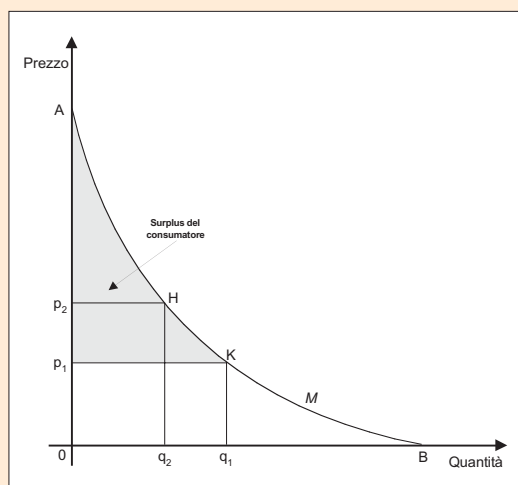
Un primo approccio teorico organico alla misura di tale surplus si deve a Marshall<sup>71</sup> che lo misura a livelli di reddito costante<sup>72</sup>. Tale quantificazione è ragionevole se l'effetto delle variazioni nella disponibilità di beni ambientali sul benessere della collettività è modesto.

**APPROFONDIMENTO: il surplus marshalliano**

Nella teoria neoclassica del consumatore (Figura 2.6) il valore totale lordo attribuito ad un dato bene (in funzione della quantità fruita) viene misurato dall'area sottostante la funzione ordinaria di domanda (M). La funzione M esprime la quantità domandata in funzione del prezzo o, viceversa, il prezzo che si formerebbe in funzione della quantità di bene offerto sul mercato.

Se M descrive il comportamento del consumatore rispetto al bene oggetto di valutazione, per un prezzo pari a  $p_1$  verrà consumata la quantità  $q_1$ . In tale situazione l'utilità lorda è pari alla superficie  $Oq_1KA$  (valore lordo) mentre il sacrificio pagato per procurarsi  $q_1$  sarà pari alla quantità di danaro pagata  $Oq_1Kp_1$  (valore finanziario). Il surplus, o utilità netta, percepita dal consumatore per il consumo di  $q_1$  sarà quindi pari all'area  $p_1AK$ , dove:

$$p_1AK = OAKq_1 - Op_1Kq_1$$



**Figura 2.6: Il surplus del consumatore**

Il surplus, ovviamente, diminuisce al crescere del prezzo o al diminuire della quantità disponibile. Se ad esempio il prezzo del bene passa da  $p_1$  a  $p_2$  il surplus si riduce a  $p_2HA$ , con una perdita netta di utilità pari a  $p_1p_2HK$ .

Il ragionamento è valido anche per beni gratuiti. In questo caso la curva M rappresenta l'andamento della somma che potrebbe essere scambiata con quantità via via crescenti di bene ambientale.

Per le risorse ambientali la cui fruizione è gratuita ed illimitata il surplus è pari all'area  $AOB$ , sottesa a tutta la funzione di domanda (M). Se invece la disponibilità di risorse è limitata, il surplus si riduce alla porzione di piano cartesiano sottesa dal tratto di funzione di domanda compreso tra 0 e la quantità effettivamente disponibile. Ad esempio, se la quantità disponibile è pari a  $q_1$  il surplus è pari a  $Oq_1KA$ ,

dato che non vi è esborso monetario per procurarsi il bene. Se la disponibilità cala a  $q_2$  il surplus si riduce a  $Oq_2HA$  con una perdita pari a  $q_2q_1KH$ .

Nel caso del bene pubblico, un danno ambientale che riduce la disponibilità del bene pubblico da  $q_1$  a  $q_2$  è misurabile in termini economici come differenza tra l'area  $Oq_1KA$  e l'area  $Oq_2HA$

La nozione di surplus del consumatore appena descritta, fa riferimento al cosiddetto surplus marshalliano (SM), che descrive la disponibilità a pagare per un bene in rapporto al reddito effettivamente disponibile e che eguaglia, in termini monetari, l'utilità che il consumatore trae dall'attività di fruizione del bene<sup>73</sup>.

73 Il surplus marshalliano è una misura attendibile quando la variazione del prezzo non modifica, in modo significativo, il potere di acquisto del consumatore (effetto reddito).

71 Marshall A. op. cit.

72 In realtà il concetto era stato formulato già nel 1844 da Dupuit nel suo 'De la mesure de l'utilité des travaux publics' (trad. ingl. in D.Mundy (ed.), 'Transport:Selected Readings', Harmondsworth, Penguin Book Ltd., 1968). Questo ingegnere francese, che discuteva le modalità di misurare il valore delle opere pubbliche realizzate dal suo ministero, coglieva nitidamente le caratteristiche che contraddistinguono i beni pubblici.

Un importante perfezionamento della nozione di surplus del consumatore si deve a Hicks, che ha incorporato nelle sue misure anche gli effetti di reddito dovuti ad una variazione nel prezzo e/o nella disponibilità dei beni economici.

Il suo approccio, infatti, tiene conto del fatto che un aumento del prezzo di un bene non riduce il benessere del consumatore solo per effetto del minor consumo, ma anche perché ne diminuisce il reddito, riducendo il potere d'acquisto nei confronti di altri beni. Analogamente, la diminuzione nella disponibilità di un bene ambientale pubblico non diminuisce il benessere del consumatore solo per il suo effetto diretto (minore disponibilità di quel bene ambientale), ma induce anche degli effetti di reddito. Ad esempio, la distruzione di un parco induce delle spese aggiuntive (effetto reddito) per surrogare il servizio ricreativo che esso offriva; oppure, l'inquinamento di un'area induce gli abitanti a sostenere delle spese difensive. Le misure hicksiane del surplus sono da preferire quando si prendono in considerazione fenomeni che influiscono significativamente sull'equilibrio economico (funzioni di domanda e di offerta dei beni) dell'ambito dove si è verificato il danno.

**APPROFONDIMENTO: Le misure hicksiane di surplus**

J. Hicks<sup>74</sup> ha proposto quattro misure del surplus del consumatore, calcolate a partire da curve di domanda, che tengono conto degli effetti indotti sul reddito reale da variazioni nei prezzi e nella disponibilità di beni pubblici. Tali variazioni inducono degli spostamenti nella funzione di domanda del bene e conseguentemente influiscono sulla misura del surplus. Ad esempio la drastica diminuzione nella disponibilità di un bene pubblico gratuito, che costituisce una parte rilevante dell'utilità di un individuo: a) diminuirà il suo reddito reale a causa delle spese difensive indotte, b) farà spostare la funzione di domanda del bene stesso verso il basso, inducendo contrazioni nella disponibilità a pagare per il bene, superiori a quelle attese sulla base della sola riduzione di disponibilità. Viceversa, per aumenti nelle quantità disponibili.

Tali misure sono<sup>75</sup>:

- le misure compensative, date dalla variazione compensativa (VC) e dal surplus compensativo (SC);
- le misure equivalenti, date dalla variazione equivalente (VE) e dal surplus equivalente (SE).

La variazione compensativa, la variazione equivalente, il surplus compensativo ed il surplus equivalente dipendono dal livello di reddito di riferimento (anteriore o posteriore alla variazione del prezzo o della quantità) e dal fatto che la variazione di surplus dipende da variazioni di prezzo o di quantità del bene oggetto di valutazione.

74 J. R. Hicks, 'The Four Consumer's Surpluses', *Review of Economics Studies*, vol. 11, 1943, pp. 31-41.

75 Questa classificazione si riferisce ai cosiddetti beni normali, ovvero a beni il cui consumo cresce con il reddito disponibile.

**Tabella 2.3: Le misure hicksiane del surplus del consumatore.**

Tipo di variazione	Reddito di riferimento	
	Iniziale	Finale
<b>Prezzo</b>	Variazione Compensativa	Variazione Equivalente
<b>Quantità</b>	Surplus Compensativo	Surplus Equivalente

Le misure di variazione compensativa ed equivalente devono essere usate quando il consumatore è libero di modificare la quantità del bene da consumare; esse infatti misurano i cambiamenti di benessere a partire da modificazioni nei consumi indotte da variazioni di prezzo. Le misure di surplus, invece, devono essere usate quando il consumatore è posto di fronte ad un'offerta strutturalmente rigida (come spesso avviene per i beni ambientali), ovvero quando non può scegliere la quantità da consumare ma essa è prefissata da fattori esterni<sup>76</sup>.

76 A. Randall, J.R. Stoll, 'Consumer's Surplus in Commodity Space', *The American Economic Review*, vol. 70(3), 1980, pp. 449-455.

segue

Si trascurino per brevità, gli effetti di eventuali variazioni di prezzo e si prenda in considerazione la fig. 2.7, dove è rappresentata la funzione di domanda  $H(U_1)$  di un bene ambientale pubblico, data una certa disponibilità iniziale  $q_1$ . Per una diminuzione della quantità disponibile da  $q_1$  a  $q_2$ , si verificherà una contrazione di benessere da  $U_1$  a  $U_2$  e, se esiste un effetto negativo di reddito, la funzione di domanda al nuovo livello di reddito sarà  $H(U_2)$ . Il Surplus Compensativo (SC) misura l'aumento di reddito necessario a mantenere il consumatore al livello iniziale di benessere, che determinava la funzione di domanda  $H(U_1)$ , e corrisponde graficamente all'area  $q_1q_2EC^{77}$ . Il surplus compensativo (SC) è, quindi, quella compensazione ricevuta che non modifica il livello iniziale di benessere anche se la disponibilità di bene pubblico è diminuita.

Se, invece, la diminuzione di disponibilità di un bene ambientale determina una diminuzione nel reddito reale degli individui, ad esempio per delle spese difensive sostenute per le quali non si ottiene una compensazione, allora la funzione di domanda di riferimento è la  $H(U_2)$ , traslata verso il basso per effetto della diminuzione del reddito. Il surplus equivalente (SE) fa riferimento al livello di reddito finale. Se, ad esempio, si ipotizza una diminuzione nella quantità di bene disponibile da  $q_1$  a  $q_2$  (Figura 2.7), il SE si calcola sulla funzione di domanda compensata finale  $H(U_2)$  ed è misurato, graficamente, dall'area  $q_1q_2AF$ . Invece, il surplus marshalliano (SM) viene calcolato sulla omonima funzione di domanda ( $M$ ), passante per A e C, ed è pari all'area  $q_1q_2AC$ . Per variazioni negative nella quantità di bene ambientale il SC è quindi maggiore del SE, e questo a sua volta è superiore al  $SE^{78}$ .

Queste disuguaglianze dipendono dall'elasticità della domanda rispetto al reddito<sup>79</sup>, ossia dal cosiddetto 'effetto di reddito'. Questo comporta una diminuzione del potere di acquisto del consumatore quando diminuisce la disponibilità di beni gratuiti, ovvero un aumento del suo reddito reale quando si ha un aumento nella loro disponibilità.

Quanto più elevata è l'elasticità della domanda del bene al reddito (come per i beni voluttuari) tanto maggiore è l'effetto di reddito e quindi la differenza fra le misure di surplus (SC e SE). Solo quando l'effetto di reddito è nullo (è il caso di beni a domanda infinitamente rigida rispetto

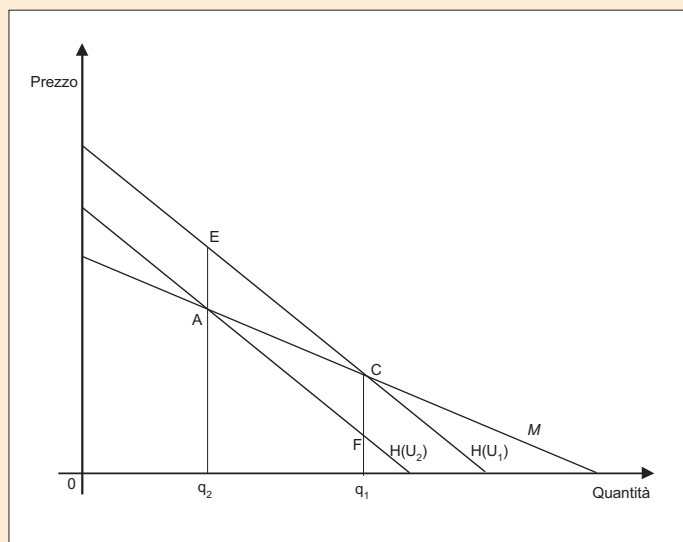


Figura 2.7: Esternalità e mercato

to al reddito) le due misure di surplus di Hicks coincidono tra loro e con il surplus di Marshall, dato che si annulla ogni diversità tra la curva di domanda ordinaria e le curve di domanda compensata. In caso contrario, il surplus marshalliano rappresenta una sottostima o una sovrastima del cambiamento reale di benessere di un soggetto, relativo ad una variazione nella disponibilità di un bene pubblico.

77 J.R. Hicks, op. cit.

78 Randall A., Stoll J.R., op. cit..

79 L'elasticità misura le reattività della domanda rispetto al reddito ed è un valore adimensionale (percentuale) che assume valori positivi, nel caso di beni normali, e negativi nel caso di beni inferiori. Se l'elasticità assume valori compresi tra 0 e 1, la domanda si definisce rigida (es. beni alimentari in cui l'aumento del reddito comporta un incremento meno che proporzionale del consumo). Se l'elasticità assume valori maggiori di 1, allora la domanda è elastica (es. beni voluttuari in cui l'aumento del reddito è accompagnato da un aumento più che proporzionale dei relativi consumi).

La corretta misura delle variazioni di surplus del consumatore dovute a riduzioni nella disponibilità di beni ambientali presuppone la definizione dei diritti dei consumatori, non solo nei riguardi dei beni stessi, ma anche del collegato livello di reddito; ciò per evitare di sottostimare il valore del danno.

Dal punto di vista formale, la misura monetaria delle variazioni di benessere prodotte da danni all'ambiente, può essere stimata mediante il seguente procedimento. Si assuma la seguente funzione di benessere generale:

$$U = f(\mathbf{p}^x; \mathbf{q}^k; M)$$

dove:

$\mathbf{p}^x$  = vettore dei prezzi dei beni di mercato;

$\mathbf{q}^k$  = vettore delle quantità di beni ambientali (pubblici) disponibili;

$M$  = reddito<sup>80</sup>;

$U$  = livello di utilità.

Ciò significa, semplicemente, che il livello di benessere della collettività è determinato dalla quantità di beni privati e pubblici che essa ha correntemente a disposizione.

Si assuma anche che la collettività abbia diritto a godere del livello corrente (attuale) di bene ambientale  $Z$ , pari a  $q^Z_1$ .

In questo caso i consumatori godono del livello iniziale di utilità  $U_1$ :

$$U_1 = f(\mathbf{p}_1^x; \mathbf{q}_1^k; M_1)$$

e quindi, esplicitando il reddito:

$$M_1 = g(\mathbf{p}_1^x; \mathbf{q}_1^k; U_1)$$

Se si verifica una contrazione della quantità del bene ambientale  $Z$  da  $q^Z_1$  a  $q^Z_2$  il benessere scenderà a  $U_2$ , dato che:

$$U_2 = f(\mathbf{p}_1^x; \mathbf{q}_1^k; q^Z_2; M_1)$$

Quindi, l'appropriata misura della perdita di benessere è data dal surplus compensativo (SC), ovvero dalla minima compensazione che il consumatore accetterebbe per sopportare un deterioramento dell'ambiente e mantenere costante la sua utilità al livello iniziale.

Infatti, fissato in  $M_2$  il reddito che ricostituisce l'utilità iniziale  $U_1$ , pur in presenza del danno ambientale, e cioè:

$$U_1 = f(\mathbf{p}_1^x; \mathbf{q}_1^k; q^Z_2; M_2)$$

e quindi:

$$M_2 = g(\mathbf{p}_1^x; \mathbf{q}_1^k; q^Z_2; U_1)$$

Il surplus compensativo è dato dalla seguente differenza:

$$SC = M_2 - M_1 \text{ con } M_2 > M_1$$

**Il Surplus Compensativo rappresenta quindi una disponibilità ad accettare una compensazione monetaria per il danno subito**, analogamente a quanto avviene comunemente nel ri-

80 Per reddito si intende qui, più propriamente, la parte di reddito destinata a spesa per consumi (G. Peterson, T. Brown, 'Economic Valuation by Method of Paired Comparison, with Emphasis on Evaluation on Evaluation of the Transitivity Axiom', Land Economics, 74 (2), 1998, pp. 240-261). Nel seguito sarà indicato, per brevità, come 'reddito' che è pari alla sommatoria dei valori ottenuti moltiplicando la quantità dei beni privati per il corrispondente prezzo,  $M = \sum q^x p^x$ .

sarcimento dei danni ai sensi dell'art. 2043 del Codice Civile. In quest'ultimo caso, il SC misura un incremento di reddito pari alla quantità di denaro che rende i fruitori indifferenti tra le due situazioni alternative, ovvero in grado di controbilanciare il peggioramento di benessere causato dalla diminuzione della quantità di bene ambientale. Tale nozione di valore di danno è piuttosto comune; si pensi, ad esempio, alle somme di denaro percepite dalle amministrazioni dei comuni nel cui territorio si svolgono attività di cava o di discarica e pagate dalle imprese che gestiscono tali attività in ragione del materiale scavato o stoccato.

Graficamente, la misura monetaria del valore del danno, è ricavabile dalla Figura 2.8 dove è rappresentato l'andamento dell'utilità rispetto al reddito ed alla disponibilità di beni ambientali pubblici<sup>81</sup>. Le funzioni di isoutilità,  $U$ , rappresentano le combinazioni reddito/ambiente che assicurano due diversi livelli di utilità del consumatore. Si supponga che un consumatore abbia a disposizione un reddito pari a  $M_1$  e che lo stato dell'ambiente sia  $q^z_1$ ; la sua situazione è individuata dal punto A e la sua utilità è quella rappresentata dalla funzione di isoutilità passante per A, cioè  $U_1$ .

Si ipotizzi, ora, un peggioramento della situazione del bene ambientale che si contrae a  $q^z_2$ . In tal caso, lasciando invariato il reddito, l'utilità totale scenderà a  $U_2$  (punto B). **Allora, il valore economico del 'danno subito' sarà pari all'incremento di reddito che riporterà il consumatore al livello iniziale  $U_1$  di utilità e cioè al punto C ( $SC = M_2 - M_1$ ).**

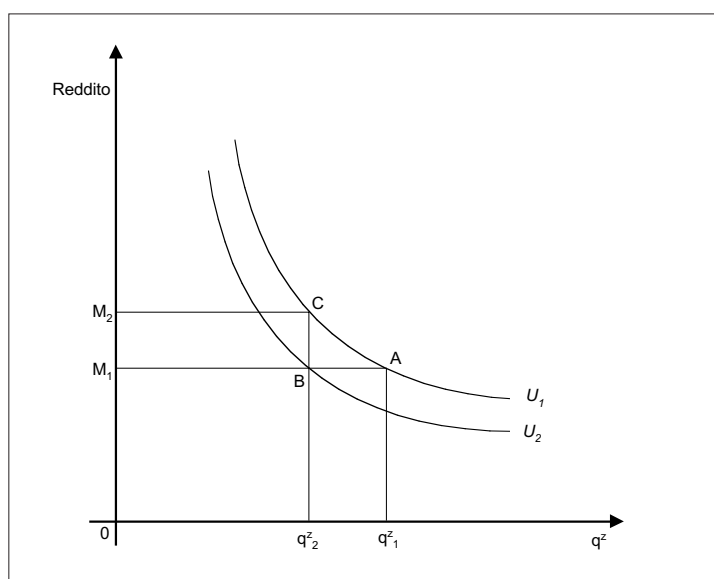


Figura 2.8: Misura monetaria del danno<sup>82</sup>

**Da quanto precedentemente illustrato, si evince che la corretta misura monetaria del danno conseguente alla contrazione nella disponibilità di un bene ambientale è fornita dal surplus compensativo.**

L'impostazione teorica adottata e, in particolare, la rappresentazione grafica, consentono un'analisi più ampia delle implicazioni economiche conseguenti al danno ambientale e dei possibili percorsi valutativi, che diventerà utile in sede di presentazione delle metodologie concrete di stima. In particolare, essa consente un confronto immediato con la normativa e la Giurisprudenza.

Se, come avviene in Italia in

virtù del dettato costituzionale e dell'art. 18 della legge n. 349/86, si assume che la collettività abbia diritto al livello di benessere antecedente l'evento dannoso<sup>83</sup>, allora qualsiasi valutazione avrà come riferimento il livello iniziale di utilità  $U_1$ . Stabilito questo, si pone problema di individuare come tale livello di benessere possa essere ricostituito e quindi si entra nella fa-

81 Ovviamente questo presuppone la sussistenza della possibilità di sostituire nel benessere collettivo reddito con ambiente e viceversa e cioè che il tasso marginale di sostituzione sia diverso da 0 e da  $\infty$ .

82 Come già richiamato, il termine 'reddito' riportato in ordinata, va inteso, più propriamente, come la parte di reddito destinata a spesa per consumi.

83 Questa assunzione è legittimata dall'uso del termine risarcimento nel primo comma del summenzionato art. 18.

se più prettamente estimativa, che consiste nella ricerca dell'aspetto economico appropriato alla misura del danno. Questo tema costituisce l'obiettivo centrale dei prossimi capitoli.

**In linea generale, comunque, già ora è possibile individuare alcune linee guida per la valutazione del danno: se il bene danneggiato è riproducibile, allora la valutazione del danno dovrà ispirarsi ai costi (diretti ed indiretti) necessari per ricostituire la situazione iniziale  $q^Z_1$  (punto A della Figura 2.8). Se, invece, il bene è irriproducibile ma surrogabile, allora la stima del danno potrà prendere in considerazione beni pubblici sostitutivi ( $q^{k \neq Z}_2$  con  $q^{k \neq Z}_2 > q^{k \neq Z}_1$ ). Se, infine, il bene è irriproducibile e non surrogabile la valutazione dovrà necessariamente fare riferimento alla somma di denaro in grado di compensarne la perdita (punto C).**





### 3. La misura economica del danno

Nel capitolo secondo è stata tracciata la cornice teorica di riferimento per una corretta valutazione del danno prodotto dalla contrazione nella disponibilità di beni a fruizione libera e gratuita (beni ambientali). Tale cornice, se è utile per inquadrare correttamente il problema valutativo, fornisce scarse indicazioni di tipo operativo. Anzi, essa è spesso invocata a supporto di critiche alle procedure di valutazione di volta in volta proposte<sup>84</sup>. Vi è dunque la necessità di individuare un nesso logico fra teoria e pratica che legittimi sul piano teorico le scelte operative<sup>85</sup>.

In questo capitolo vengono illustrati alcuni modelli interpretativi degli effetti del danno ambientale sulla realtà economica. Tali modelli, pur prendendo in considerazione aspetti particolari, sono in grado di tracciare un quadro esaustivo dei possibili effetti.

La valutazione del danno ambientale deve necessariamente fondarsi sulle relazioni che sussistono fra il bene ambientale e lo stato (definito dal comportamento e dal livello di soddisfazione) dei soggetti economici che a qualche titolo ne fruiscono.

Ovviamente l'intensità e la qualità di tali relazioni dipendono dall'estensione e gravità del danno e dal numero di soggetti coinvolti. A tale proposito, è necessario ricordare che in questo studio **vengono prioritariamente considerati episodi di danno ambientale non catastrofico che rimangono circoscritti a livello locale, e quindi affrontabili con i normali strumenti estimativi**. Le valutazioni di danni di vasta portata (catastrofi ambientali) richiedono, invece, delle metodologie più complesse sia nella identificazione di tutti i possibili effetti e di tutti i potenziali danneggiati sia nei procedimenti valutativi da adottare.

Ad esempio una discarica di rifiuti urbani influisce sul valore dei suoli circostanti contaminati da odori, ma non altera l'equilibrio del mercato fondiario in quanto la porzione di suolo danneggiata è trascurabile rispetto a quella presente sul mercato. Al contrario, una fuga di materiale tossico da un impianto industriale che contamina vasti terreni circostanti ha un effetto anche sul prezzo dei terreni non contaminati, perché si riduce l'offerta di suoli produttivi. Quindi, nel primo caso la valutazione del danno può fare riferimento ai prezzi correnti dei suoli mentre, nel secondo caso, si devono considerare le variazioni di surplus totale indotte dal mutato equilibrio del mercato dei suoli.

Sotto questo profilo è **operativamente utile distinguere il danno all'ambiente che determina un adattamento dei soggetti che lo subiscono, da quello in cui ciò non avviene**. Nel primo caso, il danno produce modificazioni osservabili nella spesa; in altre parole il soggetto passivo pone in atto una strategia che gli consente di ridurre al minimo la perdita di utilità conseguente il danno ambientale. Nel secondo, invece, il soggetto non pone in atto alcuna strategia di adattamento ed il danno ambientale si traduce direttamente ed univocamente in una perdita secca di utilità. L'adattamento, se possibile, consente di minimizzare gli effetti del danno e quindi di collocarsi ad un livello di utilità superiore a quello accessibile in assenza di comportamenti difensivi nei riguardi del danno. In realtà, sono molto rari i casi di danno ambientale di fronte al quale i soggetti economici risultano del tutto inermi e senza possibilità di difesa; diverso è il caso del disastro ambientale (es. fughe radioattive) dove lo sconvolgimento dell'assetto socio-economico può limitare le possibilità di reazione del sistema all'evento avverso. **Ora, è evidente che, se il sistema economico presenta degli adattamenti al danno ambientale sarà possibile stimare l'entità del danno a partire dagli aggiustamenti medesimi (stima indiretta) mentre, se ciò non avviene, la stima del danno potrà avvenire esclusivamente analizzando le variazioni di utilità dei soggetti (stima diretta).**

<sup>84</sup> A tale proposito si ricorda la critica di Cummings ed Harrison (1995, op. cit.) al metodo della valutazione contingente nella valutazione del valore di non-uso del bene ambientale.

<sup>85</sup> Tale preoccupazione ha pervaso la letteratura economico-estimativa italiana, generando un vivace dibattito sulla natura e sui fondamenti teorici dell'estimo.

Ora, si assuma che il danno ambientale produca degli adattamenti nel comportamento dei soggetti economici coinvolti: se si verifica una diminuzione nel flusso di servizi provenienti da risorse ambientali si verificherà una variazione nel comportamento dei consumatori e dei produttori e tale variazione potrà determinare un mutamento nell'assetto di mercato, individuato dalle quantità e dai prezzi dei beni scambiati<sup>86</sup>. Pertanto, qualsiasi evento, negativo o positivo, collegato, in qualche modo, alla qualità dell'ambiente può avere delle ripercussioni sul sistema economico e produttivo.

Tali ripercussioni possono essere riassunte nelle seguenti tipologie:

- a) modificazioni nel paniere dei beni acquistati dai consumatori;
- b) modificazioni nei processi produttivi;
- c) variazione del valore e della consistenza del capitale naturale e costruito<sup>87</sup>.

**Gli effetti del danno ambientale possono quindi riguardare una variazione nel flusso di reddito, profitto, utilità e/o nel valore dei capitale.**

**Da ciò consegue che il danno può avere natura molteplice: può cioè essere la risultante di diverse componenti, ciascuna delle quali va valutata separatamente, ponendo, successivamente, molta attenzione in sede di aggregazione per evitare i doppi conteggi.**

**La chiave per riconoscere, e quindi valutare il livello nel cambiamento prodotto o indotto da una diminuzione della qualità ambientale, è il confronto fra la situazione con il danno e quella che si sarebbe verificata in assenza del danno<sup>88</sup>.**

Tale valutazione implica:

1) l'identificazione e la valutazione dei benefici pubblici prodotti dalla risorsa ambientale in assenza di danno (situazione 'senza');

2) l'identificazione e valutazione dei benefici pubblici esistenti con il danno (situazione 'con').

Nei paragrafi seguenti viene approfondita la teoria ed il metodo per la valutazione delle componenti il danno rispetto al comportamento del consumatore e del produttore, e con riferimento al valore del capitale. In altre parole vengono analizzate le relazioni tra danno ambientale e comportamento dei soggetti economici coinvolti. Questa analisi costituisce la premessa indispensabile al successivo inquadramento e approfondimento degli strumenti operativi utilizzati per la stima del danno ambientale.

In questa parte, si fa generalmente riferimento ad **una stima del danno su base annua. La valutazione del danno complessivo comporta una sua estrapolazione all'orizzonte temporale interessato. Questo problema sarà affrontato in seguito** (paragrafo 4.6).

### 3.1 Danno e comportamento del consumatore

Per valutare l'effetto della variazione del bene ambientale sul comportamento del consumatore è utile effettuare una breve premessa sulle caratteristiche del processo decisionale del medesimo. In estrema sintesi, il consumatore è guidato nelle sue scelte da un set di preferenze, riassumibili in una funzione di utilità, ed assume le sue decisioni in merito a quali e quanti beni consumare in modo tale da massimizzare il proprio benessere.

<sup>86</sup> Da notare che l'adattamento può anche non influenzare l'assetto del mercato in quanto può concretizzarsi nella variazione della fruizione di altri beni ambientali.

<sup>87</sup> Sovente, questi eventi si manifestano contemporaneamente. Ad esempio, le emissioni di una discarica che inquinano l'area circostante possono indurre gli abitanti a dotarsi di impianti di deodorizzazione dell'aria, danneggiare la produzione agricola, abbassare il valore dei suoli limitrofi e, inquinando le acque, ridurre il valore ricreativo del fiume vicino.

<sup>88</sup> Spesso, con riferimento a situazioni in cui è necessario valutare una variazione si utilizzano i termini ante/post come sinonimi di con/senza, tuttavia si ritiene più corretto utilizzare la terminologia con/senza in quanto la valutazione deve essere effettuata rispetto al medesimo momento temporale e non prima e dopo l'evento dato che, nell'arco di tempo che intercorre fra prima e dopo, la situazione può mutare per cause indipendenti dall'evento che si sta valutando.

Le preferenze del consumatore e la sua utilità non sono grandezze misurabili, ma solo ordinabili<sup>89</sup>. Pertanto, l'utilità è una rappresentazione dell'ordine delle preferenze che un individuo manifesta nei confronti di beni e/o servizi (o combinazioni di essi) consumati. Il fatto che l'utilità non sia misurabile, implica l'impossibilità di eseguire dei confronti interpersonali: non esiste, infatti, una unità di misura ed un metodo per effettuare delle comparazioni. La variazione di utilità, anche se non direttamente quantificabile, può essere stimata mediante la variazione del surplus del consumatore, data dalla differenza fra quanto il consumatore sarebbe disposto a pagare per procurarsi una certa quantità di bene e quanto, in virtù del tipo di mercato dove il bene viene scambiato, effettivamente paga. I prezzi pagati dal consumatore per procurarsi i beni economici sono quindi vincolati verso l'alto dalla massima disponibilità a pagare ma, al di sotto di questa soglia, dipendono esclusivamente dalla forma di mercato. Tant'è che, se il bene è pubblico, il prezzo è pari a zero (vedi paragrafo 2.1).

Ogni individuo, quindi, ottimizza il proprio benessere combinando i beni economici (privati e pubblici) in un paniere che risulta al primo posto nella graduatoria delle utilità prodotte da tutti i possibili panieri che si può permettere.

L'utilità totale di un individuo dipende, quindi, dal consumo di beni e servizi; essa aumenta con le quantità di beni consumati - pur con incrementi decrescenti (utilità marginale decrescente) - ed è condizionata dal reddito disponibile e dai prezzi di mercato. Dati questi presupposti, il consumatore che intende raggiungere la massima utilità possibile può seguire due percorsi. Il primo, indicato nella letteratura economica con il termine di problema primale, si basa sulla massimizzazione della funzione di utilità soggetta al vincolo del reddito disponibile. Il secondo, noto come problema duale, cerca l'allocazione del reddito tra i diversi beni e servizi che consente di raggiungere un prefissato livello di utilità con la minima spesa. Il primo approccio, più intuitivo, presenta problemi applicativi, in quanto presuppone la conoscenza e la stima della funzione di utilità. L'approccio duale, invece, richiede la conoscenza di una funzione di spesa che, solitamente, è osservabile e misurabile. In altre parole, con l'approccio duale è possibile derivare le variazioni di utilità del consumatore osservando le variazioni della sua funzione di spesa.

Ritornando ora ai beni ambientali, si osserva che la maggior parte di essi è disponibile in quantità predeterminata, dal momento che la loro offerta non è subordinata al mercato, ma è o 'accidentale' (è il caso di risorse naturali disponibili in una quantità prefissata), o il frutto di scelte politiche collettive. Quindi, data una la funzione di utilità  $U(\mathbf{X}, \mathbf{Q})$ , dove  $\mathbf{Q}$  rappresenta il vettore dei beni e servizi ambientali gratuiti disponibili e  $\mathbf{X}$  è il vettore di tutti gli altri beni e servizi reperiti sul mercato, il benessere del consumatore sarà condizionato dal reddito disponibile ( $M$ ), dai prezzi dei beni e servizi offerti dal mercato ( $\mathbf{P}$ ) e dalla quantità di beni ambientali ( $\mathbf{Q}$ ).

Il problema di ottimizzazione primale del consumatore può essere rappresentato dalla seguente equazione<sup>90</sup>:

$$\text{Max}_x \left[ U(\mathbf{X}, \mathbf{Q}) \mid M \geq \sum_{i=1}^n p_i \cdot x_i; \overline{\mathbf{Q}} \right] \quad [1]$$

Il suo significato economico può essere così interpretato: il consumatore decide il paniere dei beni e servizi consumati, in modo da massimizzare la propria utilità ( $\text{Max} [U(\mathbf{X}, \mathbf{Q})]$ ) e sotto il vincolo di un reddito limitato ( $M \geq \sum_{j=1}^n p_j \cdot x_j$ ) e di una prefissata disponibilità di beni ambienta-

89 J.R. Hicks, 'Valore e Capitale', Oxford University Press, 1938, pp. 20.

90 Hanley N. e al., op. cit.

li gratuiti ( $\bar{Q}$ ). La risoluzione della [1] consiste nell'individuazione del vettore  $X$  delle quantità di ciascun bene  $j$  e dell'utilità  $U$  massima conseguibile. La funzione che descrive la composizione del paniere ottimo può essere così rappresentata:

$$X^* = X(P, M, \bar{Q}) \quad [2]$$

L'impostazione duale è, per certi versi speculare alla primale; si assuma ad esempio che il livello di utilità da raggiungere sia noto (ad esempio sia quello attuale), allora il problema non è tanto quello di massimizzare l'utilità, quanto quello di minimizzare la spesa per ottenerla. Il modello diventa allora il seguente:

$$\text{Min}_x \left[ \sum_{j=1}^n p_j \cdot x_j \mid U(X, Q) \geq \bar{U}; \bar{Q} \right] \quad [3]$$

Il significato economico della [3] è il seguente: il consumatore compone il suo paniere in modo da minimizzare la spesa totale ( $\text{Min}_x \left[ \sum_{j=1}^n p_j \cdot x_j \right]$ ) e sotto il vincolo di una utilità minima  $\bar{U}$ ,

un reddito compatibile con il conseguimento di  $U$  e di un prefissato livello di qualità ambientale ( $\bar{Q}$ ).

La funzione che rappresenta l'andamento della spesa che soddisfa la [3] è la seguente:

$$E^* = E^*(P, \bar{U}, \bar{Q}) \quad [4]$$

definita, appunto, funzione di spesa<sup>91</sup>.

Ovviamente, a parità di condizioni, e ponendo  $\bar{U} = \text{Max}(X, Q)$  la soluzione della [1] risulta la medesima della [3].

**I modelli [1] e [3] possono essere utilizzati per osservare gli effetti indotti nel comportamento del consumatore da vari fattori come variazioni di reddito, prezzi, preferenze. In questo contesto sono utili per valutare gli effetti indotti da variazioni nella disponibilità,  $Q$ , di beni ambientali.**

In particolare, **se si ipotizza che i consumatori possano in qualche modo reagire al danno ambientale allora vi sarà una modificazione della funzione di spesa e la sua analisi potrà fornire indicazioni utili alla valutazione della misura monetaria della componente il danno.** Infatti, seguendo l'approccio duale, le implicazioni economiche di una variazione negativa nella qualità dell'ambiente possono essere valutate evidenziando le modificazioni  $\Delta E$  indotte nella funzione di spesa<sup>92</sup>. A titolo esemplificativo si supponga che si verifichi una variazione negativa nella caratteristica ambientale,  $Q$ , da  $Q_s$  a  $Q_c$  ( $Q_s > Q_c$ ); questa causerà una modificazione delle modalità di allocazione del reddito (ad esempio a causa di spese difensive) ed una contemporanea contrazione di benessere ( $U_s > U_c$ ). La modificazione osservabile nella funzione di spesa sarà la seguente:

$$\Delta E = E(P_c, U_c, Q_c) - E(P_s, U_s, Q_s) \quad [5]$$

Ora, se se gli effetti del danno ambientale sono considerati come una variazione negativa di

93 Hanley e al., op. cit.; Nicholson W. 'Microeconomic Theory: basic principles and extensions', 6th edition, The Dryden press, 1995.

94 Nel caso di danni ambientali che non modificano l'equilibrio del sistema economico le variazioni nella funzione di spesa riguardano essenzialmente le quantità di beni consumati. Se, al contrario si verificano modificazioni significative del sistema economico (disastro ambientale) allora si modifica anche il sistema di prezzi e quindi sarà necessario misurare anche le variazioni di surplus prodotte dalla modificazione dell'equilibrio.

risorse a fruizione libera e gratuita che modifica la funzione di spesa del consumatore riducendone l'utilità, il risarcimento del danno ( $D$ ) subito può essere assimilato ad una compensazione che, modificando a sua volta la funzione di spesa, riporta il consumatore al livello di utilità iniziale. Ovvero:

$$D = E(\mathbf{P}_c, U_s, \mathbf{Q}_c) - E(\mathbf{P}_s, U_s, \mathbf{Q}_s) \quad [6]$$

Ovviamente, non è detto che la funzione di spesa in presenza del risarcimento debba coincidere con quella in assenza del danno. Essa coinciderà solo se verranno ristabilite le condizioni ambientali iniziali  $\mathbf{Q}_s$ . Per concludere, dunque, **a seguito di danno la componente sofferta dai consumatori può essere definita come il livello minimo di spesa che assicura il livello iniziale di utilità ( $U_s$ ) e quindi compensa pienamente la riduzione nel livello di qualità ambientale.**

Se, ad esempio si assume una funzione di spesa di tipo lineare ed additivo, il danno è commisurato alla maggiore spesa che compensa la riduzione nel livello di qualità ambientale. Ovvero:

$$D = \left[ \sum_{i=1}^n p_i^c \cdot X_i^c - \sum_{i=1}^m p_i^s \cdot X_i^s \right] \Big|_{U^s = U^c} \quad [7]$$

In tale scenario la spesa sostenuta in assenza di danno ( $\sum_{i=1}^n p_i^s \cdot X_i^s$ ) viene confrontata

con quella in presenza del danno  $\sum_{i=1}^m p_i^c \cdot X_i^c$  nell'ipotesi che quest'ultima assicuri un livello di utilità esattamente uguale a quello iniziale.

Questo maggiore esborso potrebbe essere attribuito a spese difensive (es. vetri antirumore per proteggersi dall'inquinamento acustico), ai costi di ripristino necessari per ristabilire un livello di qualità ambientale iniziale, ai costi di surrogazione sostenuti per ristabilire l'utilità originaria (es. nel caso di distruzione di beni ambientali irriproducibili).

**Va sottolineato che questa espressione implica, comunque, un certo grado di sostituibilità tra beni e servizi offerti dal mercato e beni e servizi ambientali. In questo caso, è possibile ottenere dal mercato informazioni utili per definire l'entità del danno; condizione necessaria all'applicazione dei tradizionali metodi estimativi.**

Premesso che le situazioni concrete possono essere le più varie, di seguito vengono illustrati due casi limite dell'impiego dell'approccio duale nella valutazione del danno patito dai consumatori per alterazione dell'ambiente:

1. il primo è riconducibile ai casi in cui è possibile il ripristino ambientale;
2. il secondo si riferisce, invece, alle situazioni in cui questa possibilità viene preclusa ed il risarcimento consente di ripristinare solo l'utilità iniziale del consumatore, ma non il bene ambientale.

Nella Figura 3.1.a viene illustrato il primo caso. Questa situazione presuppone che l'evento dannoso non abbia compromesso in modo irreversibile la qualità ambientale. Invero, **la qualità ambientale iniziale ( $\mathbf{Q}$ ) può essere ristabilita o ripristinata** attraverso un investimento il cui costo rappresenta anche una misura del danno subito. **Nell'estimo la valutazione di queste componenti il danno fa riferimento al cosiddetto costo di riproduzione o ricostruzione.**

Ad esempio, la qualità di un corso d'acqua inquinato dalle emissioni di una fabbrica può essere ripristinata da interventi di bonifica e dall'installazione di impianti di depurazione, purché il danno non abbia alterato in modo irreversibile le caratteristiche dell'ecosistema. E an-

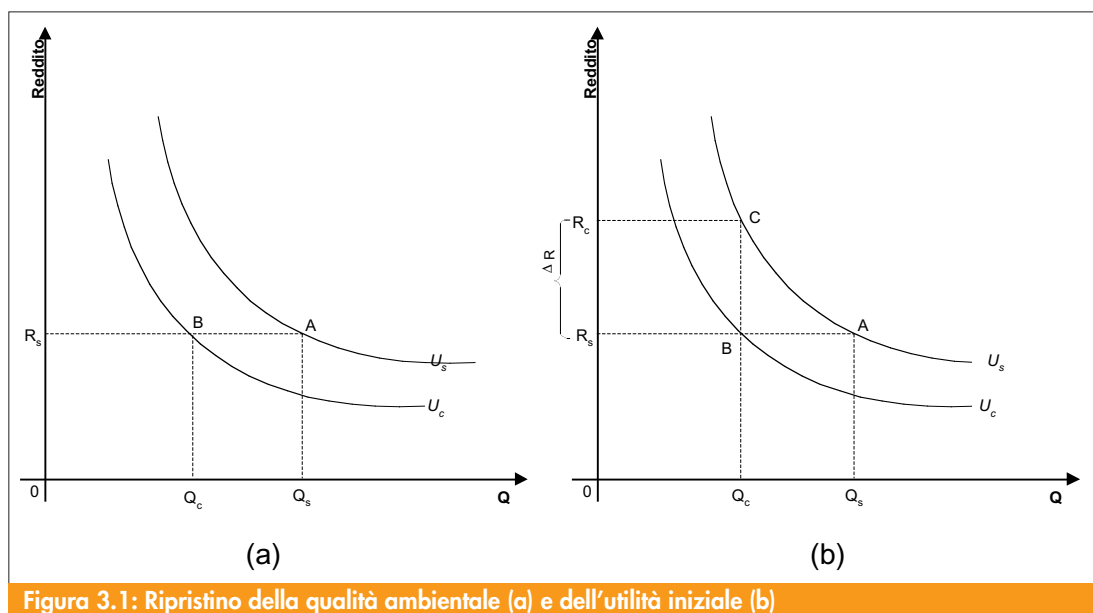


Figura 3.1: Ripristino della qualità ambientale (a) e dell'utilità iniziale (b)

cora, l'inquinamento acustico proveniente da un aeroporto o da un'autostrada potrebbe essere diminuito mediante l'installazione di barriere antirumore.

Nella Figura 3.1.b viene descritto il secondo caso, dove **il danno altera l'ambiente senza alcuna possibilità di ristabilire lo status iniziale**. In questa situazione il danneggiato subisce una diminuzione dell'utilità (da  $U_s$  a  $U_c$ ) mentre questa componente il danno corrisponde alla maggiore spesa ( $\Delta R$ , tratto BC) che riporta l'interessato sulla curva di utilità iniziale ( $U_s$ ). **Nel caso di danni irreversibili, l'estimo propone la stima del risarcimento mediante la valutazione del cosiddetto valore di surrogazione.**

A questo caso si possono ricondurre tutte quelle situazioni in cui l'ambiente è stato alterato in modo irreversibile. È il caso, ad esempio, di una cava di marmo la cui presenza ha alterato, in modo permanente, la bellezza del paesaggio e ha compromesso l'ecosistema originario distruggendo rare specie vegetali autoctone. Oppure, di una discarica di rifiuti solidi urbani che oltre ai danni diretti (emissioni di odori, reflui, ecc.), spesso riparabili, induce delle modificazioni permanenti, come la riduzione della fertilità dei terreni limitrofi.

Tuttavia, ogni situazione va valutata in relazione non solo alle caratteristiche del danno ma anche all'entità e alla numerosità dei soggetti coinvolti. Ad esempio, se nel caso di inquinamento acustico urbano, i cittadini si possono difendere mediante l'installazione di doppi vetri (spese difensive) che, isolando la propria abitazione dall'ambiente esterno ripristinano l'utilità iniziale, la qualità dell'ambiente esterno non subisce comunque alcun miglioramento. Analogamente, le spese difensive sostenute per surrogare l'acqua potabile con l'acqua minerale non modificano la qualità dell'ambiente, ma ristabiliscono l'utilità iniziale del particolare utilizzatore. È da notare che le **spese difensive presentano un duplice aspetto: da un lato possono essere considerate come spese di ripristino dell'utilità, dall'altro possono connotarsi come costi di surrogazione.**

**L'attendibilità della misurazione della componente del danno subita dai consumatori mediante la funzione di spesa rimane circoscritta ai danni la cui entità non influenza l'equilibrio di mercato.** In caso contrario, una modificazione dei prezzi di mercato implica una variazione del surplus a carico anche dei soggetti non direttamente interessati dal danno.



Sulla base di questa ipotesi, la funzione di spesa, ovvero la componente del danno, viene così modificata:

$$D = \left[ \sum_{i=1}^n p_i \cdot X_i^c - \sum_{i=1}^m p_i \cdot X_i^s \middle| U^c = U^s \right] \quad [8]$$

in cui i prezzi rimangono costanti.

**In sostanza, quindi, l'approccio della funzione di spesa consente una stima verosimile della componente del danno sofferta dai consumatori quando:**

1. l'entità del danno è limitata;
2. vi è sostituibilità tra beni e servizi ambientali e beni e servizi prodotti dal mercato;
3. è comunque possibile ripristinare il livello di utilità iniziale.

#### APPROFONDIMENTO: il metodo del costo di viaggio

L'utilizzo della funzione di spesa per il calcolo della rendita del consumatore e per la valutazione dei beni ambientali ha ispirato alcuni metodi per la stima monetaria dei beni pubblici. Fra tutti, uno dei più affermati è il Metodo del Costo di Viaggio (TCM, acronimo in lingua inglese), che è riconducibile alle metodologie di stima indiretta dei valori d'uso di un bene ambientale. Tale procedura, molto apprezzata per la stima dei siti ricreativi e, in certe condizioni, applicabile anche alla valutazione del danno patito dai consumatori, è stata messa a punto da Clawson a partire da alcune intuizioni di Hotelling<sup>93</sup>. Il TCM si basa sulla possibilità di derivare la funzione di domanda del bene ambientale pubblico a partire dal comportamento dei consumatori rispetto alle spese necessarie per la fruizione del bene stesso. Il TCM presuppone, ragionevolmente, che la domanda del consumatore rispetto ad un qualsiasi bene economico non dipenda solo dal prezzo del bene ma anche da tutte le disutilità che l'acquisizione dello stesso comporta: se tutte queste componenti si possono riassumere nel prezzo ( $p$ ), la funzione inversa di domanda sarà  $x = f(p)$ . Tuttavia, si può verosimilmente ammettere che accanto a tale prezzo, il consumatore sostenga alcuni costi aggiuntivi ( $c$ ): basti pensare alle spese sostenute per raggiungere fisicamente il luogo dove si può fruire o accedere all'acquisto del bene, ai costi in termini di perdita di tempo o allo stress cagionato dall'affrontare fenomeni di congestione o di competizione all'acquisto. In tal caso la funzione inversa di domanda può essere scritta come  $x = f(p, c)$ . Ciò premesso, l'equilibrio del consumatore, con riferimento a due beni, può essere individuato risolvendo la seguente equazione:

$$\begin{aligned} \max U &= u(x_1, x_2) \\ \text{con: } &(p_1 + c_1)x_1 + (p_2 + c_2)x_2 = M \end{aligned}$$

dove  $x_1$  e  $x_2$  sono due beni di prezzo  $p_1$  e  $p_2$  e costi di accesso  $c_1$  e  $c_2$ ;  $U$  è la funzione di utilità ed  $M$  è il reddito. Assumendo che  $x_1$  rappresenti i beni privati e che  $x_2$  sia il numero delle visite ad un sito ricreativo e ponendo:

1.  $p_1 > 0$  e  $c_1 = 0$ , ovvero prezzi di acquisto rilevanti e costi d'accesso trascurabili nell'acquisizione dei beni privati;
2.  $p_2 = 0$  e  $c_2 > 0$ , ovvero prezzi trascurabili e costi d'accesso rilevanti nella fruizione del sito ricreativo;

il modello precedente può essere riscritto nel modo seguente:

$$\begin{aligned} \max U &= u(x_1, x_2) \\ \text{con: } &p_1 x_1 + c_2 x_2 = M \end{aligned}$$

dal quale è possibile dedurre che l'equilibrio del consumatore è determinato dalle preferenze [ $u(x_1, x_2)$ ] dal reddito ( $M$ ), dal prezzo dei beni privati ( $p_1$ ) e dal costo per l'accesso alle risorse ricreative ( $c_2$ ).

Il metodo del costo di viaggio si basa sull'ipotesi che variazioni nel costo di accesso  $c_2$  alla risorsa inducano, nelle scelte del consumatore, gli stessi effetti che avrebbero le modificazioni degli eventuali prezzi, provocando una diminuzione delle visite all'aumentare del costo unitario. In questo caso, la funzione di domanda del sito ricreativo può essere scritta come  $x_2 = f(c_2)$  e può essere ricavata, a partire dall'analisi della relazione esistente tra numero delle visite ad un determinato sito e costo unitario della visita stessa, attribuendo eventualmente un valore al tempo impiegato per raggiungere il sito.

La relazione esistente fra visite e costo per visita (*travel generator function*) può essere ricavata osservando le visite per zona omogenea oppure prendendo in considerazione i singoli individui. L'approccio individuale<sup>94</sup>, per certi versi una gene-

93 Clawson M., 'Method for Measuring the Demand for, and Value of, Outdoor Recreation', Resources for the Future, Rep. n. 10, Washington D.C., 1959.

94 Brown W.G., Nawas F., 'Impact of Aggregation on the Estimation of Outdoor Recreation Demand Functions', American Journal of Agricultural Economics, 55, 1973, pp. 246-249.

segue

ralizzazione di quello zonale, deriva l'andamento del saggio di frequenza individuale comparando le spese per visita sostenute dai consumatori ed il numero di visite per fruitore nell'arco di un intervallo di tempo dato. Pertanto, dato un campione di individui omogeneo per reddito e preferenze, il numero di visite dipenderà solo dal costo per visita, ovvero:

$$x_2 = g(c_2)$$

dove  $x_2$  indica il numero di visite e  $c_2$  il costo unitario. Aggregando il numero di visite individuali è possibile ricavare il numero totale di visite per ciascun costo unitario. Il saggio individuale di visita decresce all'aumentare del costo per visita, come riportato nella figura seguente:

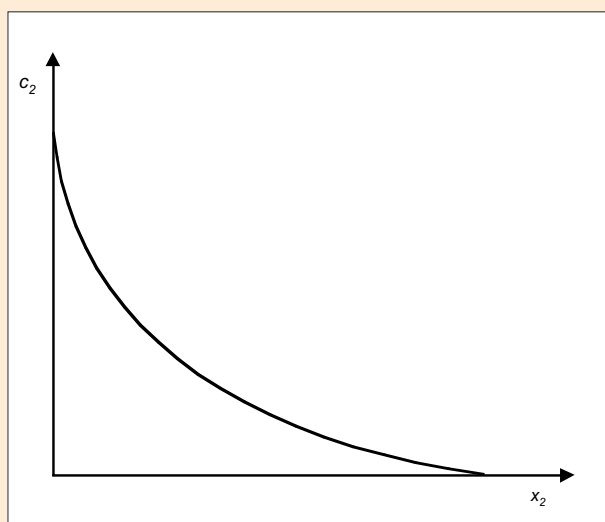


Figura 3.2: Relazione tra costo del viaggio e saggio individuale di visita

Ritornando ora al danno ambientale, è evidente che dalla modificazione della *travel generator function* indotta dal danno ambientale è possibile ricavare la modificazione della funzione di domanda del sito e quindi ottenere una misura monetaria del benessere (surplus) perduto.

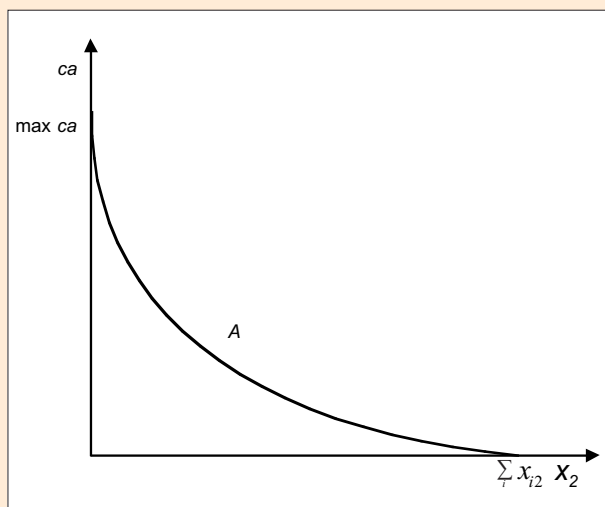


Figura 3.3: Funzione di domanda ricreativa

Ora, assumendo che tutti gli individui siano omogenei per reddito e preferenze, è evidente che il benessere del consumatore riconducibile alle visite è determinato dal numero di visite effettuate, le quali a loro volta dipendono dal costo per visita. In altre parole la funzione  $x_2 = g(c_2)$  rappresenta l'andamento delle visite di ciascun individuo rispetto al costo unitario e consente di derivare la funzione di domanda d'uso del sito in esame. Infatti, incrementando progressivamente  $c_2$ , è possibile determinare, per ciascun individuo, il numero di visite alle nuove condizioni e, quindi, tracciare per punti la funzione di domanda. Tale curva è individuata dall'aggregazione orizzontale delle domande individuali ai diversi costi aggiuntivi  $ca$ .

Tale curva, come evidenziato in figura, interseca l'asse delle ascisse nel punto  $\sum_i x_{i2}$  che rappresenta il numero a livello aggregato delle visite a costo aggiuntivo pari zero, situazione attuale, e l'asse delle ordinate a livello del costo proibitivo massimo riscontrato nell'ambito dei fruitori. Integrando tale funzione di domanda  $A$  si ottiene il valore monetario del surplus percepito dai fruitori del sito<sup>95</sup>.

**Esempio di applicazione del metodo del costo di viaggio individuale per la valutazione del danno.**

Si assuma che i fruitori di un sito ricreativo danneggiato siano A, B C e D e, inoltre, che le spese di viaggio e la frequenza al sito, con e senza il danno, siano quelle riportate nella tabella seguente.

Ora, assumendo per semplicità una forma lineare della *travel generator function*, interpolando costo per visita e visite annue, si ottiene, rispettivamente:

$$\begin{aligned} \text{VAS} &= 21,96 - 2,36\text{CPV} \\ \text{VAC} &= 15,733 - 1,73\text{CPV} \end{aligned}$$

Con:	
VAS	Visite annue senza il danno;
VAC	Visite annue con il danno;
CPV	Costo per visita.

<sup>95</sup> Per una trattazione dettagliata ed esaustiva di ogni aspetto del metodo del costo di viaggio si rimanda a Ward F.A., Beal D., 'Valuing Nature with Travel Cost Models. A Manual', New Horizons in Environmental Economics series, 1997.



segue

Individuo	Visite annue		
	Costo per visita (€)	Senza il danno	Con il danno
A	2	20	14
B	4	10	7
C	5	8	6
D	8	5	3
Totale		43	30

Le due equazioni precedenti rappresentano l'andamento osservato nel numero di visite rispetto al relativo costo. Ora, se si ipotizza che tale andamento sia valido anche per eventuali variazioni di costo, è possibile stimare il numero di visite totali ipotizzando costi aggiuntivi crescenti. Le tabelle seguenti riportano le visite individuali e totali a diversi costi aggiuntivi.

Viste "annue" senza il danno

Individuo	Costo aggiuntivo per visita (€)					
	0	2	4	6	7	8
A	20	13	8	3	1	0
B	10	8	3	0	0	0
C	8	5	1	0	0	0
D	5	0	0	0	0	0
Totale	43	26	12	3	1	0

Viste "annue" con il danno

Individuo	Costo aggiuntivo per visita (€)				
	0	2	4	6	7
A	14	9	5	2	0
B	7	5	2	0	0
C	6	4	0	0	0
D	3	0	0	0	0
Totale	30	18	7	2	0

A questo punto, interpolando costi aggiuntivi e visite totali annue è possibile stimare la funzione di domanda del sito senza e con danno ambientale. Tale funzione rappresenta la disponibilità a pagare aggiuntiva all'attuale per accedere al sito. Assumendo la consueta forma lineare si ottiene:

$$VAS = 38,5614 - 5,42CA$$

$$VAC = 27,689 - 4,29CA$$

Con:

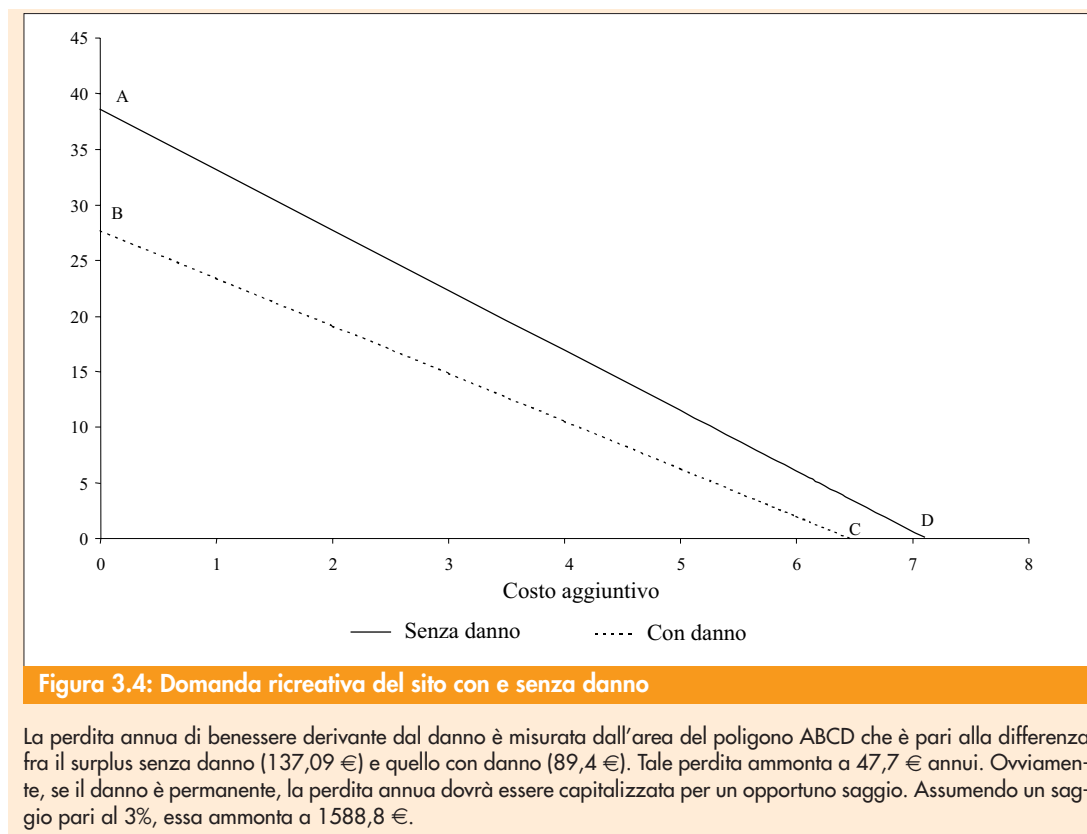
VAS Visite annue senza il danno;

VAC Visite annue con il danno;

CA Costo aggiuntivo per visita.

La figura seguente illustra l'andamento della funzione, inversa, di domanda del sito, con e senza danno, dalla quale si evince che l'evento avverso determina una evidente contrazione nella domanda.

segue



### 3.2 Danno e comportamento del produttore

Dal punto di vista dei produttori il danno ad una risorsa ambientale può essere valutato da due diversi punti di vista: quello di **un produttore che subisce il danno** (vedi par. 3.2.1) e quello di **un produttore che, arrecando un danno ambientale, trae un profitto indebito** (par. 3.2.2). A seconda dei casi, il danno può essere valutato nell'uno o nell'altro modo.

Analogamente al consumatore, anche il comportamento del produttore viene influenzato dalla qualità dell'ambiente. Egli, infatti, ottiene una parte dei fattori produttivi direttamente o indirettamente dall'ambiente, o sotto forma di materie prime (es. petrolio, minerali), o sotto forma di risorse naturali (es. acqua pulita, terra, ecc.). Una variazione nella quantità o nella qualità dei fattori produttivi si può tradurre in una modificazione del corrispondente livello produttivo e/o in un incremento dei costi di produzione.

#### 3.2.1 Il danno subito dal produttore

Formalmente, anche il comportamento del produttore può essere analizzato impiegando l'approccio primale o duale. Entrambi conducono alla medesima soluzione, ma quello duale offre i vantaggi di operare sulla funzione di costo che è direttamente misurabile, mentre il primale presuppone la conoscenza della funzione di produzione, ovvero una conoscenza della tecnologia produttiva.

In sintesi, seguendo l'approccio duale, il problema di scelta del produttore è quello di raggiungere un prefissato livello di produzione  $\bar{Y}$ , impiegando dei fattori di produzione  $X$  reperi-

ti sul mercato ed un fattore di tipo ambientale con determinate caratteristiche qualitative  $\bar{Q}$  (ad esempio, acqua di prefissati livelli qualitativi), in modo da minimizzare il costo di produzione. L'approccio duale permette di individuare la funzione di costo minimo:

$$C^* = C^*(\mathbf{w}, \bar{Y}, \bar{Q}) \quad [9]$$

dove  $\mathbf{w}$  è il vettore dei prezzi dei fattori di produzione acquistati,  $\bar{Y}$  è il livello produttivo e  $\bar{Q}$  esprime lo stato del fattore di produzione ambientale impiegato.

A seguito dell'evento dannoso c'è l'alterazione della quantità e/o qualità delle risorse ambientali impiegate nell'attività produttiva, che può riflettersi, talora in modo significativo, sulla produzione delle imprese coinvolte: **tali modificazioni sono evidenziate direttamente da variazioni nella funzione di costo [9].**

L'attendibilità di questa valutazione dipende dall'effettiva possibilità di sostituire le risorse ambientali con fattori produttivi di mercato nel processo di produzione e dagli effetti sui prezzi di tale operazione. **La sostituibilità tra risorse e fattori comporta infatti la possibilità di stabilire una qualche forma di compensazione del danno subito e permette una misura diretta di questo ultimo.**

Per esempio, si ipotizzi che gli scarichi di una fabbrica riducano la qualità dell'acqua irrigua utilizzata dagli agricoltori a valle del punto di emissione, portandola da un livello  $Q_s$  ad uno, inferiore,  $Q_c$ . Nell'ipotesi che gli agricoltori subiscano una riduzione della produzione impiegando, a parità di altre condizioni, il fattore ambientale  $Q_c$ , hanno due possibilità: a) raggiungimento del livello di produzione iniziale  $Y_s$ , sostenendo maggiori costi dovuti ad un impiego aggiuntivo di fattori  $\mathbf{X}$  per surrogazione, ripristino, spese difensive (es. utilizzo d'acqua di falda da pozzi, oppure depurazione delle acque); b) quando la perdita qualità ambientale non sia surrogabile da un maggiore impiego di fattori di produzione e/o il ripristino della qualità iniziale  $Q_s$  risulti troppo oneroso o, addirittura, impossibile, la perdita produttiva si traduce in una riduzione dei profitti. Sia nell'una che nell'altra ipotesi, il danno può essere misurato utilizzando la funzione di costo [9].

Più in generale, ed analogamente al caso del consumatore, anche per il produttore si possono distinguere le seguenti situazioni:

1. l'equilibrio produttivo può essere ripristinato (Figura 3.5.a). In tal caso viene sostenuto un costo aggiuntivo da parte delle imprese per ristabilire le condizioni di produzione esistenti prima del deterioramento del fattore ambientale  $Q$ ;
2. la produzione può essere ristabilita, ma con una diversa combinazione di fattori (Figura 3.5.b). In questo caso, alcune risorse ambientali devono essere surrogate da altri fattori produttivi;
3. il livello produttivo non può essere ristabilito a causa dell'impossibilità di ripristinare o di surrogare le risorse ambientali iniziali con altri fattori della produzione (Figura 3.6).

Nel primo caso, la componente di danno può essere misurato in termini di costi di ripristino del livello qualitativo  $Q_s$  del fattore ambientale. L'ammontare dei costi di ripristino,  $K$ , dipende dall'entità e dalla natura del danno:

$$K = f(\Delta Q) \quad [10]$$

Nel secondo caso, cioè nell'ipotesi che sia possibile raggiungere il livello produttivo iniziale  $Y_s$ , anche in presenza di una qualità del fattore ambientale  $Q_c$ , la componente di danno sofferto dal produttore ( $D$ ) può essere valutata dall'incremento del livello di costo minimo necessario per assicurare il livello iniziale di produzione ( $Y_s$ ): i maggiori costi di surrogazione e/o difensivi compensano, infatti, la riduzione nel livello quanti-qualitativo ambientale:

$$D = C(\mathbf{w}, Y_s, Q_c) - C(\mathbf{w}, Y_s, Q_s) \quad [11]$$

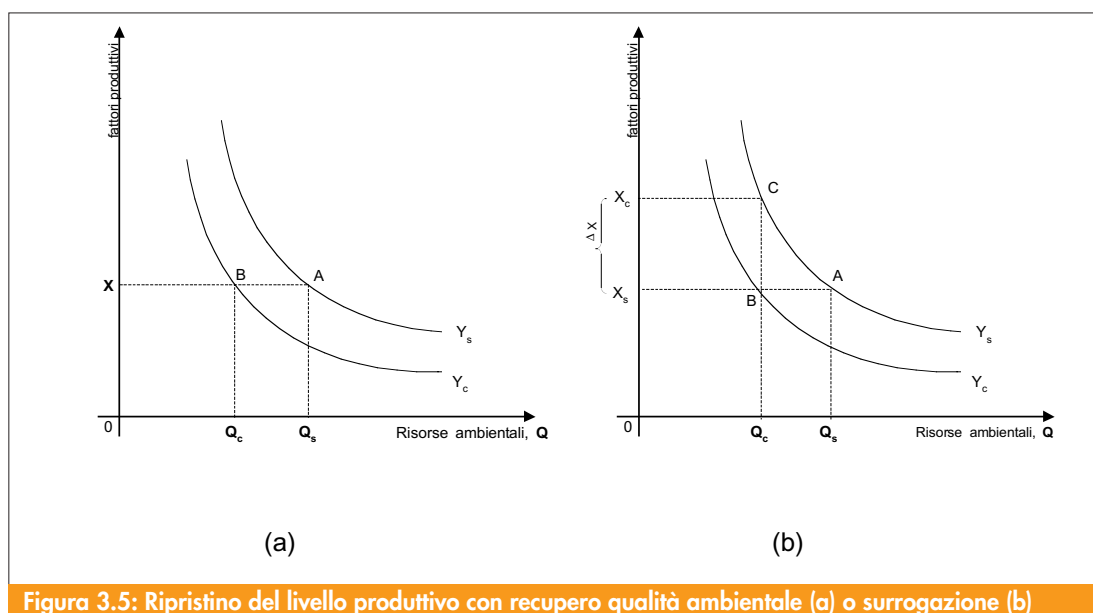


Figura 3.5: Ripristino del livello produttivo con recupero qualità ambientale (a) o surrogazione (b)

Nel terzo caso, il deterioramento della risorsa ambientale,  $Q$ , si ripercuote in una diminuzione permanente del livello produttivo iniziale. Tale situazione produttiva viene illustrata nella Figura 3.6, in cui ogni livello produttivo viene ottenuto solo con una prefissata combinazione di fattori produttivi e risorse ambientali<sup>96</sup>. Pertanto, un danno ambientale che riduce la disponibilità di risorse da  $Q_s$  a  $Q_c$ , si traduce in una diminuzione del livello produttivo da  $Y_s$  a  $Y_c$ . Le condizioni produttive iniziali non possono essere ristabilite e l'unica possibilità di compensazione di questa componente del danno è rappresentata da un risarcimento almeno pari alla perdita di reddito sofferta.

In questo caso, il danno è commisurato ai mancati ricavi, al netto dei relativi costi, cioè ai mancati redditi; solo con un indennizzo pari a tale valore il produttore, infatti, non subirà alcuna diminuzione dei propri profitti. In questo caso, la misura monetaria del danno sarà pari a:

$$D = (Y_s - Y_c)(P - CM) \quad [12]$$

dove  $P$  è il prezzo del prodotto e  $CM$  sono i costi medi di produzione<sup>97</sup>.

I tre casi sopra esaminati rappresentano situazioni estreme. Nella realtà il danno si configura spesso come una loro combinazione. Ad esempio, l'inquinamento idrico di un corso d'acqua danneggia gli agricoltori, che usano l'acqua per scopi irrigui, o i pescatori del fiume il cui pescato rappresenta una fonte di reddito o un surplus, se pescatori non professionali. Se esiste la reale possibilità di ristabilire la qualità dell'acqua, si fa riferimento alle spese di ripristino della qualità (es. depurazione) ed ai mancati redditi temporaneamente sofferti: se l'inquinamento è irreversibile, ma è comunque possibile ristabilire il livello di

<sup>96</sup> In questo caso si assume una funzione di produzione a coefficienti fissi o di Leontief (Nicholson, 1995, op. cit.)

<sup>97</sup> A fini esemplificativi, si assume che i costi medi siano proporzionali al livello di produzione, cioè il danno influenzi i soli costi variabili di produzione. Qualora vi sia un aumento anche dei costi fissi su base annua (ammortamento, investimenti, maggiore manodopera, ecc.) il danno andrà valutato tenendo conto anche di questi aspetti, facendo attenzione al problema dei 'doppi conteggi' nella loro aggregazione tra gli anni. Questo aspetto sarà approfondito nel capitolo 5.

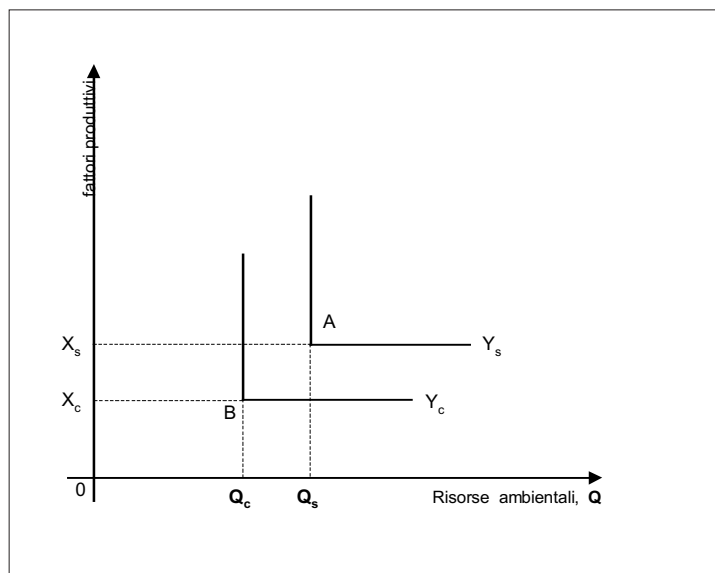


Figura 3.6: Non surrogabilità delle risorse ambientali

produzione agricola iniziale, il danno sofferto dagli agricoltori sarà valutato con riferimento alle spese necessarie per procurarsi l'acqua da fonti alternative (es. pozzi). Nel caso dei pescatori, invece, l'acqua inquinata significa la perdita, parziale o totale, della produzione e il loro danno è quindi rappresentato dai mancati redditi derivanti dalla pesca.

Come nel caso del consumatore, la valutazione del danno con i criteri sopra esposti, è agevole solo nei casi non catastrofici, cioè quando il danno insorto non è così rilevante da comportare una modificazio-

ne nei prezzi di mercato dei fattori e dei prodotti. Ad esempio, se l'acqua irrigua inquinata abbassa le produzioni in un'area molto vasta si potrebbe generare una contrazione dell'offerta, con una riduzione di surplus dei consumatori e un aumento di quello dei produttori non coinvolti. In questo caso, gli effetti finali vanno valutati nella loro complessità e, spesso, non sono facilmente prevedibili, soprattutto quando il danno si prolunga nel tempo.

**Pertanto l'approccio della funzione di costo consente una agevole stima del danno quando:**

1. l'entità del danno è limitata;
2. esiste sostituibilità tra fattori produttivi ambientali e di mercato;
3. è possibile ripristinare la perdita di reddito sofferta dal produttore.

Nel dominio di tali ipotesi, come si vedrà in dettaglio nel capitolo 4, questo approccio consente di affrontare la stima del danno sofferto dai produttori ispirandosi ai metodi estimativi del costo di produzione, di surrogazione o in termini di valore di trasformazione.

### 3.2.2 Danno e profitto indebito

La stima del profitto indebito è contemplata nell'art. 18 come uno dei parametri di riferimento per la valutazione equitativa nei casi in cui non sia possibile quantificare il danno ambientale (comma 6, art. 18).

In molti casi, il danno viene causato dal produttore che impiega delle risorse ambientali in modo indebito al fine di trarne un vantaggio o profitto economico. In questo caso, **l'attenzione viene focalizzata non tanto sul danneggiato quanto sul responsabile del danno**<sup>98</sup>.

Quando l'evento avverso interessa beni pubblici, si possono incontrare problemi nella monetizzazione del danno seguendo gli approcci proposti negli altri paragrafi, quindi, può essere utile, come del resto previsto (art. 18, L. 349/86), ai fini della valutazione equitativa stimare e valutare il valore del profitto indebitamente percepito dal responsabile.

Da un punto di vista economico, il profitto indebito è pari ai maggiori benefici netti percepiti dal produttore nell'ipotesi di sfruttamento indebito delle risorse ambientali. A fini esemplifica-

<sup>98</sup> Previsto anche dall'art. 2041 del Codice Civile.

tivi, si ipotizzi che il livello produttivo, con e senza sfruttamento del bene ambientale, sia pari rispettivamente a  $Y_c$  e  $Y_s$ , che il prezzo del prodotto sia pari a  $P$  e che i costi medi sostenuti dal produttore siano pari a  $CM$ . Nel calcolo del profitto indebito,  $\pi$ , si possono osservare i seguenti casi:

a) Il livello produttivo autorizzato  $Y_s$  non consente all'impresa, che dispone di una data tecnologia di produzione e una data capacità produttiva, di raggiungere il punto di equilibrio producendo  $Y_s$ . Questo avviene nel caso in cui l'impresa non internalizzi i costi sociali che, invece, sono valutati dalla collettività che fissa il livello produttivo autorizzato a  $Y_s$ . Operando in violazione di norme, il produttore aumenta il livello produttivo a  $Y_c$ , così da incrementare i ricavi in modo più che proporzionale rispetto ai costi e realizzare un profitto indebito pari a:

$$\pi = Y_c(P - CM_c) - Y_s(P - CM_s) \quad [13]$$

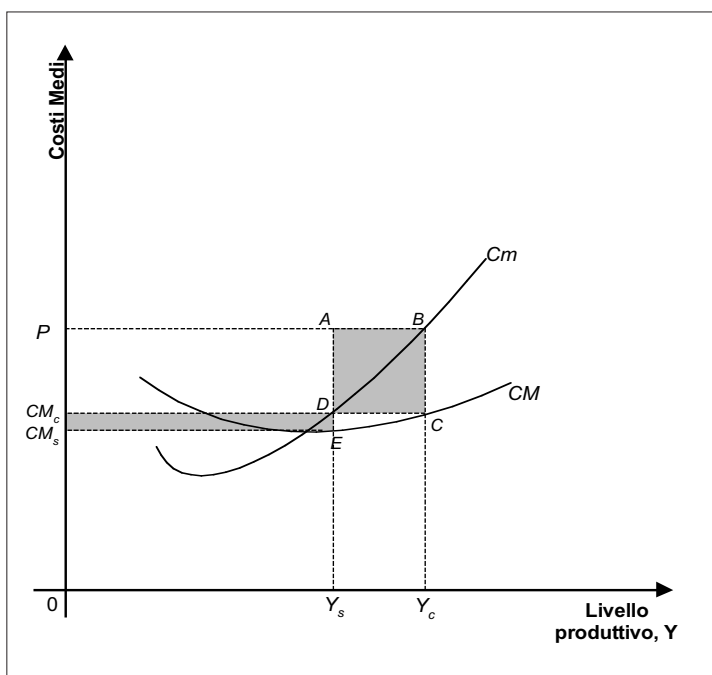


Figura 3.7: Profitto indebito e limiti sulla produzione

In questo caso l'impresa spinge la produzione fino al livello ( $Y_c$ ) in cui il prezzo eguaglia il costo marginale privato (efficienza economica privata). L'incremento nella produzione viene accompagnato da un aumento più che proporzionale dei ricavi rispetto ai costi. Graficamente (Figura 3.7), il profitto indebito risulta dalla differenza tra l'area ABCD e l'area  $CM_cDECM_s$ <sup>99</sup>.

Questo, ad esempio, è il caso di un'attività estrattiva (es. ghiaia, marmo) la cui dimensione efficiente rispetto al prezzo di mercato avviene in corrispondenza di un livello produttivo  $Y_c$ , superiore rispetto a quello autorizzato,  $Y_s$ , che tiene conto dei costi so-

ciali. Il raggiungimento dell'efficienza, e del maggiore profitto, sono quindi validi motivi che inducono l'impresa a comportamenti scorretti, con inevitabili conseguenze negative sull'ambiente.

b) Il pregiudizio ambientale è associato ad un aumento di produzione ma non ha alcun effetto sul livello dei costi medi di produzione,  $CM$ :

$$\pi = (Y_c - Y_s)(P - CM) \quad [14]$$

Questa situazione è esemplificata nella Figura 3.8, nell'ipotesi che il prezzo rimanga costan-

<sup>99</sup> Nella situazione senza danno, infatti, il profitto, misurato come ricavi ( $OY_sAP$ ) meno costi totali (calcolati sulla curva di costo medio,  $OY_sECM_s$ ), e pari a  $CM_sEAP$ ; in quella con danno, invece, il profitto è pari a  $CM_cCBP$ .

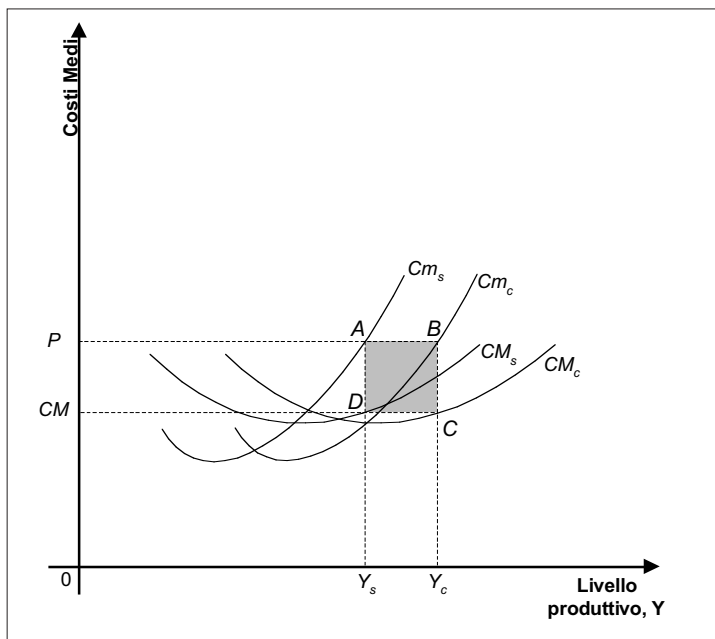


Figura 3.8: Profito indebito e livello produttivo

te (ipotesi di mercato concorrenziale) e che la struttura dei costi medi non sia modificata, ma solo traslata. A differenza del caso precedente, l'impresa adegua la propria capacità produttiva al maggiore livello produttivo replicando la dimensione di alcuni investimenti. In tal caso, il livello finale dei costi medi potrebbe restare inalterato mentre l'incremento di profitto, calcolato con la [14], è pari all'area *ABCD*.

Ad esempio, nello sfruttamento di una cava di ghiaia, oltre i limiti consentiti, il profitto indebito è rappresentato dal reddito per unità di prodotto ( $P - CM$ ) moltiplicato per la maggiore produzione realiz-

zata ( $Y_c - Y_s$ ). Tale incremento produttivo è ottenuto, ad esempio, aumentando il numero delle attrezzature impiegate nell'attività di estrazione e trasporto, a parità di tecnologia.

c) Il pregiudizio ambientale non modifica il livello produttivo, ma il non rispetto per le norme ambientali riduce i costi medi di produzione, poiché l'impresa non internalizza parte dei costi esterni legati all'inquinamento prodotto. Questo è il caso di un produttore che non adotta alcuna misura di protezione dall'inquinamento (es. depurazione, riciclaggio dei rifiuti). In questo caso l'indebito profitto è pari a:

$$\pi = Y(CM_s - CM_c) \quad [15]$$

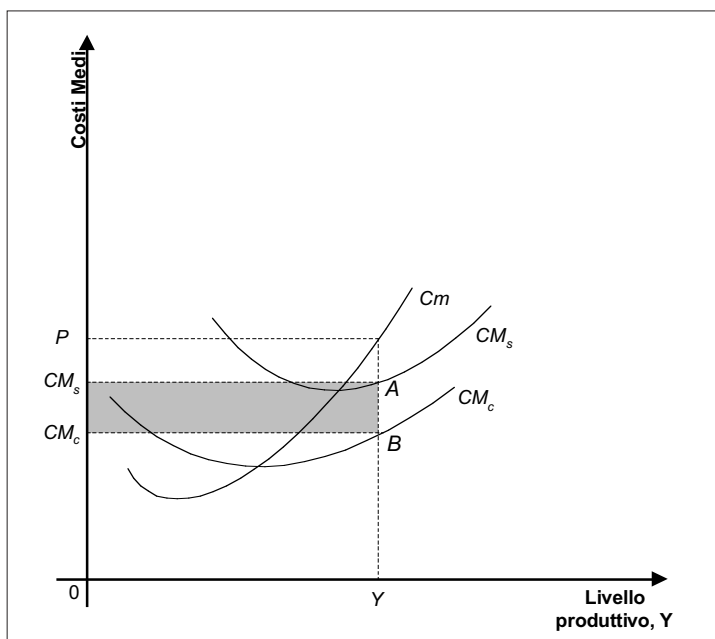


Figura 3.9: Profito indebito e costi medi di produzione

Il profitto indebito viene illustrato dall'area ombreggiata della Figura 3.9. Esso è una conseguenza della mancata internalizzazione di costi esterni che innalzano il livello dei costi medi da  $CM_c$  a  $CM_s$ . Il confronto tra la situazione senza e con danno evidenzia un incremento dei costi totali da  $CM_c \cdot Y$  a  $CM_s \cdot Y$  (area  $CM_c B A C M_s$ ).

Ad esempio, gli scarichi inquinanti di un allevamento zootecnico richiedono trattamenti di depurazione per decantazione. Il profitto indebi-

to, in questo caso, è pari ai minori costi medi di produzione (mancata installazione dell'impianto di depurazione, che genera soli costi fissi), moltiplicati per il livello produttivo  $Y$ .  
 d) Il pregiudizio ambientale è associato ad una modificazione sia nel livello produttivo sia nei costi medi di produzione. Questo è il caso più generale rispetto ai tre precedenti e il profitto indebito è dato dal valore della maggiore produzione al netto dei relativi costi medi:

$$\pi = Y_c(P - CM_c) - Y_s(P - CM_s) \quad [16]$$

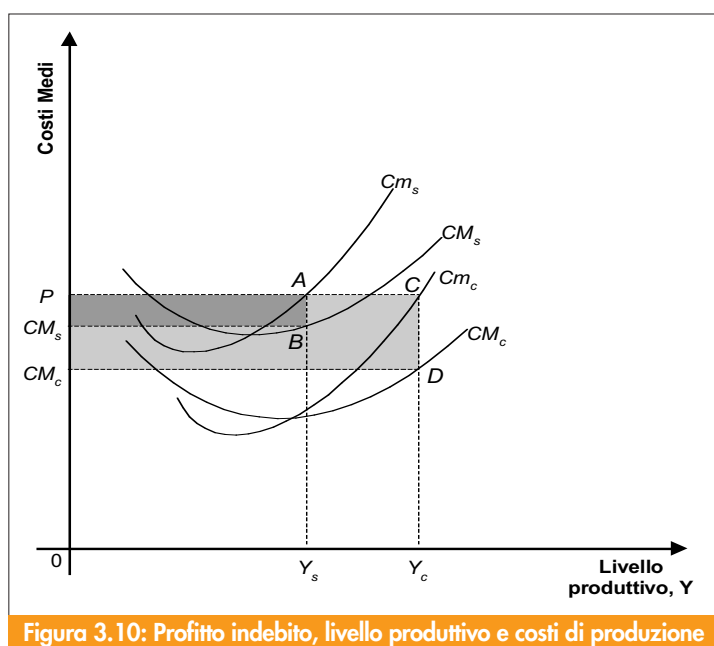


Figura 3.10: Profitto indebito, livello produttivo e costi di produzione

Nella Figura 3.10 viene illustrato il caso in cui l'attività che è causa di danno ambientale comporta la mancata internalizzazione di alcuni costi esterni (es. mancato disinquinamento) e lo sfruttamento di alcune risorse ambientali dovuto al fatto che l'attività produttiva viene spinta oltre il livello desiderato dalla collettività. Il confronto tra la situazione con e senza danno ambientale evidenzia un incremento di profitto (o profitto indebito) pari alla differenza tra l'area  $PCDCM_c$  (profitto con danno) e l'area  $PABCM_s$  (profitto senza danno).

È questo il caso di un'impresa manifatturiera che adotta una

tecnologia di trattamento dei propri inquinanti fuori norma, sostenendo quindi un costo medio di produzione ( $CM_c$ ) inferiore a quello che avrebbe depurando in modo efficace ( $CM_s$ ). Di conseguenza, l'impresa attiva un livello di produzione,  $Y_c$ , superiore a quello che dovrebbe attuare depurando ( $Y_s$ ); essa consegue un profitto indebito commisurato ai ricavi ottenuti dalla maggiore produzione ed ai minori costi di produzione sostenuti.

A differenza degli altri approcci presentati in questo capitolo, la valutazione del danno mediante profitto indebito può risultare inferiore al danno effettivamente provocato.

Si pensi ad esempio ad una cava il cui danno viene valutato con riferimento al solo valore di mercato della ghiaia prelevata dal letto di un torrente, senza includere altri eventuali danni ambientali. Per esempio, l'asportazione della ghiaia potrebbe aver alterato la capacità di invaso del torrente da cui è stata prelevata, o aver modificato in modo irreversibile l'ecosistema del torrente, o aver diminuito il valore paesaggistico dell'intera area.

Peraltro non si deve sottovalutare il fatto che questo metodo di valutazione, colpendo in modo diretto e efficace l'attività produttiva responsabile dell'inquinamento, è in linea con il 'principio di chi inquina paga' raccomandato da autorevoli organismi internazionali<sup>100</sup>. Questo strumento si propone, dunque, sia di scoraggiare le attività di altri potenziali inquinatori, sia di favorire un riorientamento di quelle già esistenti verso l'impiego di tecnologie a minor impatto ambientale.

100 OECD, 'Guiding Principles Concerning International Economic Aspects of Environmental Politics', Recommendation Adopted by the OECD Council on 27th may 1972, C(72)128, 1972. Commissione CE Libro Verde 1993.



### 3.3 Danno e valore patrimoniale

Le conseguenze del danno ambientale, influenzando il comportamento del consumatore e del produttore, possono avere un effetto rilevante sul valore dei beni economici in generale e, in particolare, su quelli che in qualche misura ne incorporano gli effetti. I beni economici infatti, spesso si connotano per un mix di caratteristiche che complessivamente e congiuntamente concorrono alla definizione del valore dei medesimi<sup>101</sup>, e che, non potendo essere vendute separatamente, non possiedono un valore individuale; i consumatori, tuttavia, attraverso i prezzi pagati, esprimono implicitamente le proprie preferenze su ciascuna di queste caratteristiche, tra le quali assume rilievo il livello di qualità ambientale. Nel mercato immobiliare, ad esempio, non si può acquistare un appartamento separatamente dalla sua ubicazione, dalla panoramicità, dalla qualità dell'aria o del paesaggio circostante.

Dal punto di vista teorico il problema può essere illustrato considerando un consumatore, con un certo livello di reddito  $M$  che ne impiega parte per acquistare un bene, definito da un vettore di caratteristiche  $\mathbf{z} = (z_1, z_2, \dots, z_n)$  e che incorpora gli effetti dei beni ambientali  $Q$ .

In questo caso il vettore dei beni ambientali fruito dal consumatore non è indipendente dalle sue scelte, ma dipende in parte dalle sue scelte di consumo: la fruizione (piena o parziale) del bene ambientale è, infatti, condizionata all'acquisto del bene privato. Si ipotizzi che  $\mathbf{x}_k$ , con  $k \in i$ , sia il vettore dei beni il cui valore è influenzato dalle caratteristiche ambientali  $Q$ .

Il problema da risolvere per il consumatore è la massimizzazione della seguente funzione di utilità:

$$\text{Max}_x \left[ U(\mathbf{x}, Q) \mid M \geq \sum_{i=1}^n p_i \cdot x_i; Q = g(\bar{Q}, x_k) \right] \quad [17]$$

In questo caso i prezzi  $p_k$  dei beni  $\mathbf{x}_k$  dipenderanno anche dallo stato dell'ambiente  $Q$ . Formalmente:

$$P_k = \phi(z, Q) \quad [18]$$

la [18] è definita anche funzione edonimetrica<sup>102</sup>. **La stima della funzione edonimetrica** può risultare di estremo interesse per la valutazione dei danni in quanto misura il deprezzamento dei beni economici (soprattutto immobili). La stima della funzione edonimetrica avviene inferendo le caratteristiche ambientali che si ritiene influenzino il valore con i prezzi osservati dei beni stessi e quindi si ricollega al concetto di **valore complementare**<sup>103</sup>.

Normalmente, la funzione edonimetrica riassume tutte le caratteristiche influenti sul valore. Nel nostro caso è utile riferirsi esclusivamente a quelle ambientali oggetto di valutazione in modo da focalizzare l'attenzione sulle perdite di valore riconducibili al danno ambientale. A tale scopo la [18] può essere trasformata nella seguente espressione:

$$P_k = \phi(z, Q_1, \bar{Q}) \quad [19]$$

dove  $Q_1$  è il bene ambientale oggetto di valutazione.

La figura seguente rappresenta l'andamento del valore del bene privato al variare della di-

101 Lancaster K.J., 'Consumer Demand: a New Approach', Columbia University Press, New York, 1971.

102 Le condizioni del primo ordine per la risoluzione del problema sono:

$$dp/dz = (dU/dz)/(dU/dx)dU/dQ = (dU/dQ)/(dU/dx)$$

Quindi il punto di ottimo per il consumatore si ha quando il saggio marginale di sostituzione tra ciascuna caratteristica del bene e gli altri beni è uguale al contributo al prezzo del bene della caratteristica stessa.

103 Merlo M., 'Sui criteri di stima delle esternalità', *Genio Rurale*, 7/8, 1990, pp. 82-89.

sponibilità del bene ambientale. Se, ad esempio la qualità dell'ambiente scende da  $Q^S_1$  a  $Q^C_1$ , il valore scenderà a  $p^C_k$ , e così via. Quindi, una possibile misura della componente del danno conseguente alla riduzione della qualità dell'ambiente sarà data da:

$$D = \phi(z, Q^S_1, \bar{Q}) - \phi(z, Q^C_1, \bar{Q}) = p^S_k - p^C_k \quad [20]$$

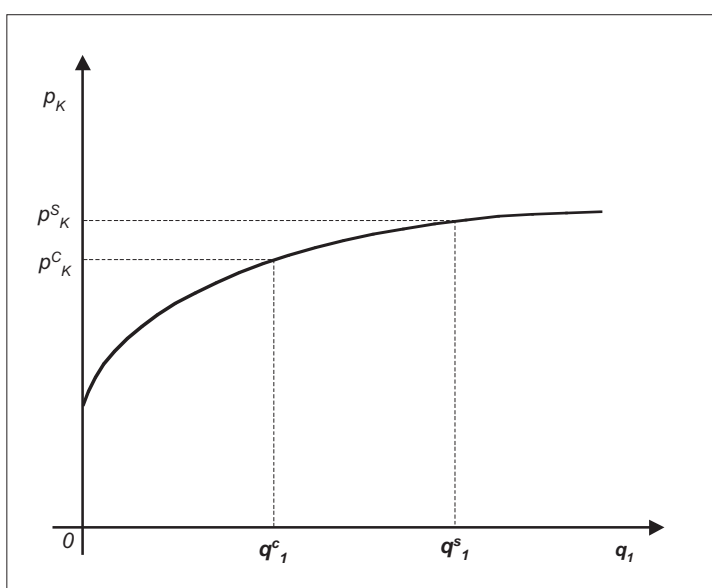


Figura 3.11: Prezzi e qualità dell'ambiente<sup>104</sup>

La possibilità che un bene ambientale influenzi il valore di un bene privato dipende dal tipo di relazione esistente tra il bene ambientale ed il bene privato. **Se, infatti, il bene ambientale ed il bene privato sono anche parzialmente complementari, l'utilità derivante dal primo influenza il valore per il secondo. Il valore del bene ambientale può essere allora ricavato dalla funzione di domanda del bene privato. Quando invece i beni sono sostituti, allora il valore del bene ambientale è misurato dal prezzo di mercato del bene che lo surroga.**

La possibilità di stabilire un legame non equivoco fra beni

ambientali e prezzi di mercato, e quindi di stimare la funzione edonometrica, dipende anche dal tipo di mercato dove i beni privati vengono scambiati.

Le condizioni sono state formulate in modo rigoroso da Rosen<sup>105</sup> e successivamente perfezionate, per quanto riguarda la valutazione dei beni ambientali, da Freeman<sup>106</sup>.

In estrema sintesi devono verificarsi i seguenti presupposti:

- Il mercato deve considerare un'ampia gamma di combinazioni fra bene privato e caratteristica ambientale.
- Il comportamento dei consumatori rispetto al bene ambientale deve seguire la legge dell'utilità marginale decrescente.
- I consumatori devono avere gli stessi costi di transazione.
- Il mercato deve essere trasparente.
- Non devono esserci ostacoli all'adeguamento dei prezzi alle variazioni della domanda.

Questi presupposti sono piuttosto restrittivi poiché individuano un mercato perfettamente trasparente dal lato dell'offerta e concorrenziale da quello della domanda.

Purtroppo, buona parte dei mercati dei beni influenzati dalla qualità dell'ambiente, come i

<sup>104</sup> Hanley N., Spash C.L., 'Cost-Benefit Analysis and the Environment' Edward Elgar Publishing Limited, Aldershot, modificata, 1993.

<sup>105</sup> Rosen S., 'Hedonic Prices and Implicit Market: Product Differentiation in Pure Competition', Journal of Political Economy, 82, 1974, pp. 34-55.

<sup>106</sup> Freeman A.M., 'The Benefits of Environmental Improvement. Theory and Practice', Resources for The Future, Washington D.C., 1979.

mercati immobiliari, sono diversi da quello appena descritto. Spesso, il mercato non è trasparente e non sempre è possibile evidenziare in modo preciso tutte le caratteristiche del bene alla compravendita. Si pensi, ad esempio, alla presenza di odori o di rumori che si manifestano in modo discontinuo, ma che concorrono in modo determinante a formare il valore degli immobili.

#### APPROFONDIMENTO: La funzione di domanda del bene ambientale

La funzione edonometrica sopra descritta può essere utilizzata anche per derivare la funzione di domanda del bene ambientale incorporata nella domanda del bene privato collegato. Tale funzione di domanda, utile per passare alla stima delle variazioni di benessere, può essere stimata derivando la funzione edonometrica rispetto alla caratteristica in esame.

$$\frac{dp_k}{dq_1} = \phi'(z, Q_1, \bar{Q})$$

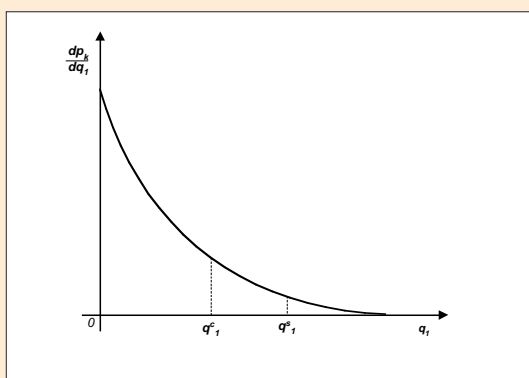


Figura 3.12: Prezzi marginali degli immobili e variazione della qualità dell'ambiente.

Tale espressione fornisce l'andamento della disponibilità a pagare marginale per il bene ambientale e presenta l'andamento riportato nella seguente figura.

In questo caso la componente di danno è stimabile integrando la funzione di domanda fra  $Q_1^c$  e  $Q_1^s$ .

L'uso della [20] per la stima del danno richiede però alcune cautele in quanto essa rappresenta la funzione di domanda solo se i consumatori presenti sul mercato hanno lo stesso reddito ed esprimono le stesse preferenze. In caso contrario, la funzione di domanda deve essere stimata derivando una funzione ottenuta inferendo i prezzi osservati anche rispetto alle variabili esplicative del reddito e delle preferenze dei consumatori.



## 4. Criteri di valutazione monetaria nel risarcimento per danno ambientale

### 4.1 Approcci di stima economica del danno

Nei capitoli precedenti è stato evidenziato come il danno ambientale, causando una contrazione nella disponibilità dei beni a fruizione libera e gratuita, determini una riduzione del benessere collettivo. La sua misura monetaria, dunque, è pari alla somma capace di fornire un flusso di utilità equivalente (paragrafo 2.5). Il danno ambientale può avere inoltre natura molteplice, potendo colpire numerosi soggetti (cap. 3). Questi ultimi possono reagire o meno all'evento dannoso, adattando il proprio comportamento in modo da minimizzare la perdita di benessere. **Nella Figura 4.1 sono riassunti i possibili percorsi da seguire nella valutazione delle componenti del danno, in base al comportamento dei soggetti danneggiati o di quello dei responsabili.**

a) Se **l'adattamento è concretamente osservabile e valutabile** (percorso 1), è possibile individuare l'entità delle componenti del danno a partire dalle modificazioni del comportamento (approccio duale). Questi adattamenti pur eterogenei nella loro natura – strumenti difensivi, surrogazione ('risorsa per risorsa' o 'servizio per servizio') del bene danneggiato, ripristino del bene alle condizioni iniziali – sono riconducibili ad una modificazione della funzione di spesa (capitolo 3).

b) Se **le strategie** di contenimento degli effetti negativi **non sono osservabili o possibili**, la valutazione di talune componenti del danno può essere effettuata solo con **l'ausilio di metodi diretti** (percorso 2). In altre parole, se per i danneggiati non è possibile mettere in atto nessuna forma di adattamento, come specificato nel punto a) né è possibile ripristinare il bene (es. distruzione di beni irriproducibili), la perdita di utilità rimane circoscritta alla percezione dei danneggiati. In questo caso l'approccio duale non è di alcun aiuto ed il danno dovrebbe essere valutato ricorrendo a tecniche di elicitazione diretta del valore<sup>107</sup> (paragrafo 4.5).

c) **Nei casi in cui questi metodi diretti non fossero praticabili o proponibili in sede di giudizio**, la definizione della sanzione da applicare come penalità diretta sui responsabili potrebbe essere quantificata ricorrendo al concetto di **profitto del trasgressore** (percorso 3). Infatti, come già discusso nel paragrafo 3.2.2, tale misura non è una forma di quantificazione economica del danno ambientale, ma concorre alla determinazione di una misura di tipo dissuasivo ai sensi dell' Art. 18 L.349/86, fornendo al giudicante parametri di riferimento per la valutazione equitativa.

**In definitiva, il processo di valutazione monetaria del danno prevede l'aggregazione del valore delle singole componenti, e/o laddove queste ultime siano insoddisfacenti, si può far ricorso, ai fini del giudizio equitativo, alla valutazione del profitto indebitamente percepito dal responsabile.**

**In questo caso, l'entità del risarcimento sarà stabilito dal confronto tra entità del danno e profitto indebito percepito.**

Nella prima parte di questo capitolo viene affrontato **il problema della valutazione monetaria degli effetti misurabili del danno ambientale qualora esso produca modificazioni apprezzabili nel comportamento dei danneggiati**. Il presupposto è, quindi, che vi sia un nesso causale fra disponibilità di beni ambientali ed allocazione del reddito, tecnologie produttive e valori patrimoniali. Se l'ipotesi è ragionevole, la valutazione dei danni può essere effettuata osservando il mercato dei beni privati collegati, in qualche modo, con l'evento avverso e **utilizzando i metodi dell'estimo (percorsi 1 e 3)**. A questo proposito, vengono richiamati i criteri ed i metodi di stima, contestualizzandoli nell'ambito delle valutazioni ambientali, e fornite alcune esemplificazioni.

<sup>107</sup> Tali tecniche, che verranno descritte nel paragrafo 4.5, si basano su dichiarazioni di equivalenza fra componente del danno e somme di denaro.

Nel paragrafo 4.5 sono invece sinteticamente illustrate le **metodologie di stima diretta del danno (percorso 2)**. Si può ritenere che esse debbano essere prioritariamente impiegate quando il bene colpito è irriproducibile e, in generale, siano prevalenti le componenti di non-uso, rispetto a quelle di uso, nel determinare il valore economico totale della risorsa danneggiata (si veda paragrafo 2.4).

Al riguardo, nel definire il campo di applicazione di un sistema di responsabilità per danni all'ambiente, il 'Libro Bianco' comunitario<sup>108</sup>, consapevole della delicatezza delle stime dei valori di non-uso, li considererebbe solo nella stima dei danni alla biodiversità che interessano le risorse naturali ricadenti nella rete 'Natura 2000'. Ad una visione più ampia del danno sembrerebbe ispirata, invece, la sentenza della Corte Costituzionale 30/12/1987 n. 641, che recita: '...Il danno può tuttavia essere risarcito indipendentemente sia dal costo della riduzione in pristino (tra l'altro non sempre possibile) sia dalla diminuzione delle risorse finanziarie dello Stato e degli enti minori...'. La legittimazione ad agire, attribuita allo Stato ed enti territoriali, non trova fondamento nel fatto che essi hanno affrontato una spesa per riparare il danno o sofferto una perdita economica ma nella loro funzione di tutela della collettività e delle singole comunità'.

Per quanto riguarda la risarcibilità del danno ai sensi dell'Art. 18 L. 349/86, la stessa sentenza ribadisce che '...la nuova disciplina non altera la normale tutela privatistica per il pregiudizio che il singolo soffre da un episodio di danno all'ambiente', in perfetta sintonia con la normativa statunitense che, più pragmaticamente, sostiene che il risarcimento reclamabile da un organismo pubblico è costituito da tutte le componenti il danno ambientale non risarcite a privati<sup>109</sup>.

## 4.2 I criteri di valutazione

La valutazione di ogni componente di danno implica l'individuazione dell'equivalenza fra la perdita di utilità ed una certa somma di denaro. L'approccio duale suggerisce gli ambiti e le modalità con cui tale equivalenza può essere ricostruita, osservando le relazioni tra ciascuna componente del danno e la variazione nella spesa o nei costi di produzione che coinvolgono beni o servizi di mercato (privati). In tali casi, **la valutazione degli effetti del danno può, quindi, essere ricondotta a valutazioni su beni privati<sup>110</sup>. Allora, è importante approfondire sotto quali aspetti un dato bene privato può essere valutato, per poi illustrare le modalità con cui tali valutazioni possono essere utilizzate per monetizzare gli effetti del danno<sup>111</sup>.**

Gli aspetti economici dei beni sono stati oggetto di una intensa riflessione teorica da parte dei maggiori studiosi di estimo (Serpieri, Medici, Di Cocco, Famularo, ecc.) dalla quale è emersa una classificazione, ormai generalmente accettata, nel cui ambito sono riconducibili le varie istanze valutative.

Tale classificazione prevede che **i beni possono essere valutati sotto i seguenti profili, o aspetti economici, in termini di valore più probabile<sup>112</sup>:**

<sup>108</sup> Commissione Europea, 'Libro bianco sulla responsabilità per danni all'ambiente', COM(2000) 66, Bruxelles, 9 febbraio 2000.

<sup>109</sup> U.S. Federal Register, 15 CFR part 990, 'Natural resource damage assessment, Final rule', Department of Commerce, 5 gennaio 1996.

<sup>110</sup> Simonotti M., 'Introduzione alla valutazione del danno da inquinanti all'agrosistema', Università degli Studi di Catania, Catania, pp. 115-117, 1982.

<sup>111</sup> Polelli M., 'La valutazione del danno ambientale: aspetti economico-estimativi', Atti del XIX Incontro di studio CeSET, Milano, pp. 41-58, 1989.

<sup>112</sup> Nella disciplina estimativa il valore è il giudizio di stima che dovrebbe essere formulato con maggior frequenza dagli estimatori. Ad esempio, nel caso di una compravendita, il prezzo è una realtà storica mentre in una stima il più probabile valore di mercato rappresenta la quantità di moneta che si potrebbe ricavare con maggior frequenza in una libera contrattazione di compravendita.

- 1) il valore di mercato (di capitalizzazione);
- 2) il costo di produzione/riproduzione;
- 3) il valore di surrogazione;
- 4) il valore di trasformazione;
- 5) il valore complementare;

#### APPROFONDIMENTO: Dibattito sugli aspetti economici

Le opinioni e i pareri sulla classificazione nei cinque aspetti economici, sopra proposta, appaiono diverse e spesso contrastanti.

Secondo Serpieri<sup>113</sup>, esistono tre criteri di valutazione 'fondamentali' – il valore di mercato, il valore di costo e il valore di capitalizzazione - e due criteri 'complementari o sussidiari' – il valore di trasformazione e il valore di surrogazione. Tale Autore, afferma che le categorie economiche fondamentali sono unite da stretti rapporti economici dal momento che, in certe condizioni e con determinate modalità, è possibile, per esempio, giungere al riconoscimento del valore di mercato (o di compravendita) di un bene economico attraverso la determinazione del costo di produzione e viceversa. Medici<sup>114</sup>, che ha ripreso e modificato la classificazione di Serpieri, ha identificato cinque aspetti economici: il valore di mercato (o di capitalizzazione), il valore di costo, il valore di trasformazione, il valore di surrogazione, il valore complementare. Secondo lo stesso Autore, tutti gli aspetti economici tendono a coincidere quantitativamente con il valore di mercato, purché sia garantito un regime economico di concorrenza perfetta, in un orizzonte temporale di lungo periodo<sup>115</sup>. Nella realtà, la struttura del mercato si allontana dalle condizioni di concorrenza perfetta ed il bene dovrà essere valutato sulla base dell'aspetto economico che meglio interpreta lo scopo pratico della stima.

Secondo Di Cocco<sup>116</sup>, l'aspetto economico più adatto alla valutazione del bene viene desunto '*...dall'esame dei fatti, delle cose e dall'interpretazione dei rapporti economici e giuridici esistenti tra dette cose, fatti e persone implicate*'. Egli distingue tra aspetti economici fondamentali, aventi un preciso e autonomo significato economico, come il valore di mercato, il costo di produzione, il valore complementare e gli aspetti economici derivati, perché ottenuti dai precedenti: come il valore di trasformazione, il valore di surrogazione e di capitalizzazione dei redditi. Lo stesso Autore introduce anche il concetto di valore convenzionale, il cui importo è determinato con riferimento non tanto a procedimenti economici, quanto a norme contrattuali, disposizioni legali, ecc.

<sup>113</sup> Arrigo Serpieri, uno dei fondatori della disciplina estimativa, non parlava ancora di aspetti economici bensì di criteri di valutazione. Serpieri A., 'La Stima dei Beni Fondiari', Edizioni Agricole, Bologna, 1950.

<sup>114</sup> Medici G., 'Principi di Estimo', Calderini, Bologna, 1972.

<sup>115</sup> Il mercato di concorrenza perfetta è caratterizzato da: 1) estrema frammentazione della domanda e dell'offerta; 2) prodotto omogeneo (non differenziato); 3) libera entrata e/o uscita; 4) trasparenza; 5) informazione perfetta. Il lungo periodo è, genericamente, considerato come l'orizzonte temporale in cui tutti i fattori produttivi possono essere modificati.

<sup>116</sup> Di Cocco E., 'La Valutazione dei Beni Economici', Calderini, Bologna, 1960.

Nella Tabella 4.1 sono riassunti i cinque aspetti economici assieme alle peculiarità e al contesto economico e applicativo che li distingue, con una particolare attenzione ai beni ambientali.

Per la verità, con riferimento ai beni ambientali, alcuni studiosi di estimo (Famularo, Forte, Fusco Girard) hanno in passato proposto nozioni di valore, aggettivate col termine 'sociale', più ampie di quelle riportate precedentemente. Famularo<sup>117</sup> per primo ha proposto l'adozione di un '**sesto aspetto economico**', noto come **valore d'uso sociale**. Tale aspetto economico è particolarmente indicato a rappresentare il valore di beni o servizi che sfuggono al mercato (beni pubblici, esternalità) e la cui valutazione deve comunque riflettere i bisogni e le preferenze della collettività. Forte<sup>118</sup> ha ripreso il concetto di valore d'uso sociale, come criterio per superare i limiti imposti dall'approccio di mercato e valutare anche l'insieme dei benefici collettivi derivanti dalla fruizione di beni immobiliari con carattere storico-culturale. Per tali beni, infatti, il riferimento ad un ipotetico valore di mercato si dimostra insufficiente in quanto limiterebbe la valutazione esclusivamente a coloro che accedono al mercato del bene e non valuterebbe le utilità percepite da tutti gli altri fruitori, comprese le generazioni future. Con l'introduzione del valore d'u-

<sup>117</sup> Famularo N., 'Della variabilità del valore con lo scopo della stima di un possibile sesto criterio di stima', Rivista del Catasto e dei Servizi Tecnici Erariali, n. 3, 1943.

<sup>118</sup> Forte C., 'Piano economico per il rinnovamento del centro antico di Napoli', in A.A.V.V., Il Centro Storico di Napoli, Napoli, 1970.



Tabella 4.1: Aspetti economici

Aspetto economico	Contestualizzazione	Riferimenti economici	Applicazioni alla stima del danno
Valore di mercato	Beni e/o servizi oggetto di compravendita	Prezzi di compravendita di beni simili	Danni che colpiscono beni o servizi scambiati attivamente sul mercato
Valore di capitalizzazione	Beni che producono un reddito nel tempo	Redditi	Danni a beni con mercato limitato o assente, il cui valore sia commisurato al reddito
Valore di costo o produzione	Beni riproducibili senza mercato	Costi o prezzi dei fattori produttivi	Danni a beni ripristinabili
Valore di surrogazione	Beni non riproducibili senza mercato e surrogabili	Prezzi o costi dei surroganti	Danni a beni surrogabili
Valore di trasformazione	Beni privi di mercato ma trasformabili in beni di mercato	Prezzi dei beni trasformati e costi di trasformazione	Danni a beni suscettibili di trasformazione
Valore complementare	Parte di un bene difficilmente reintegrabile	Valore di mercato del bene con e senza la parte	Danni patrimoniali provocati da esternalità ambientali negative

Fonte: ripreso e modificato al caso di danno ambientale, da Merlo M., 'Elementi di economia ed estimo forestale-ambientale', Patron, Bologna, 1991, ai fini della stima economica del danno ambientale

so sociale, l'estimo tenta, quindi, di superare i limiti dell'approccio mercantile alla stima dei danni e propone una riflessione sull'insieme dei benefici fruiti dalla collettività. Fusco Girard<sup>119</sup>, riprendendo tale concetto, suggerisce che, quando il danno coinvolge delle risorse ambientali e/o culturali, **i soggetti che devono essere compensati sono tutti quelli che accusano, direttamente o indirettamente, una diminuzione di utilità, comprese anche le generazioni future.** Egli, inoltre<sup>120</sup>, estendendo il concetto già espresso da Forte, propone **il valore sociale complesso** che riassume tutti i benefici di una risorsa: sia quelli degli utenti diretti e indiretti (valori d'uso), in genere misurabili dal percorso 1 alla stima del danno di Figura 4.1, sia quelli degli utenti potenziali e futuri (valori di uso e di non-uso), percorso 2 di Figura 4.1.

Questo filone di elaborazione teorica sembra coerente con la nozione di valore economico totale dei beni, presentata nel capitolo secondo e che riassume tutti i motivi di apprezzamento di un dato bene economico (privati e pubblici, attuali e futuri). Va altresì ricordato che in questo contesto lo scopo della valutazione è l'individuazione del valore economico totale (VET)<sup>121</sup> del bene ambientale perduto.

Usando il linguaggio estimativo, **l'approccio duale si propone di valutare il VET del bene ambientale perduto a partire da appropriati aspetti economici dei beni privati coinvolti. Solo in casi particolari, però, essi misurano tutto il VET; in generale, forniscono una loro misura per difetto, cogliendo spesso solo valori di uso. Tale approssimazione è accettabile se i valori di non-uso sono di entità trascurabile, il che può essere realistico nel caso di molti eventi non catastrofici e, in generale, quando il danno ecologico è facilmente ripristinabile.** In altre parole, con riferimento allo schema proposto nella Figura 4.1, nel caso di stima del danno ambientale l'approccio duale misura solo la componente del VET evidenziata dal percorso 1 e non quella del percorso 2. Infine, come evidenziato in precedenza, **la valutazione della perdita di utilità per danno al-**

119 Fusco Girard L., 'Estimo, Economia Ambientale e Sviluppo Sostenibile', in Le Nuove Frontiere nel Campo della Valutazione tra Conservazione e Qualità dello Sviluppo, Franco Angeli, Milano, 1993.

120 Fusco Girard L., op. cit. pp. 477.

121 Si veda paragrafo 2.4.

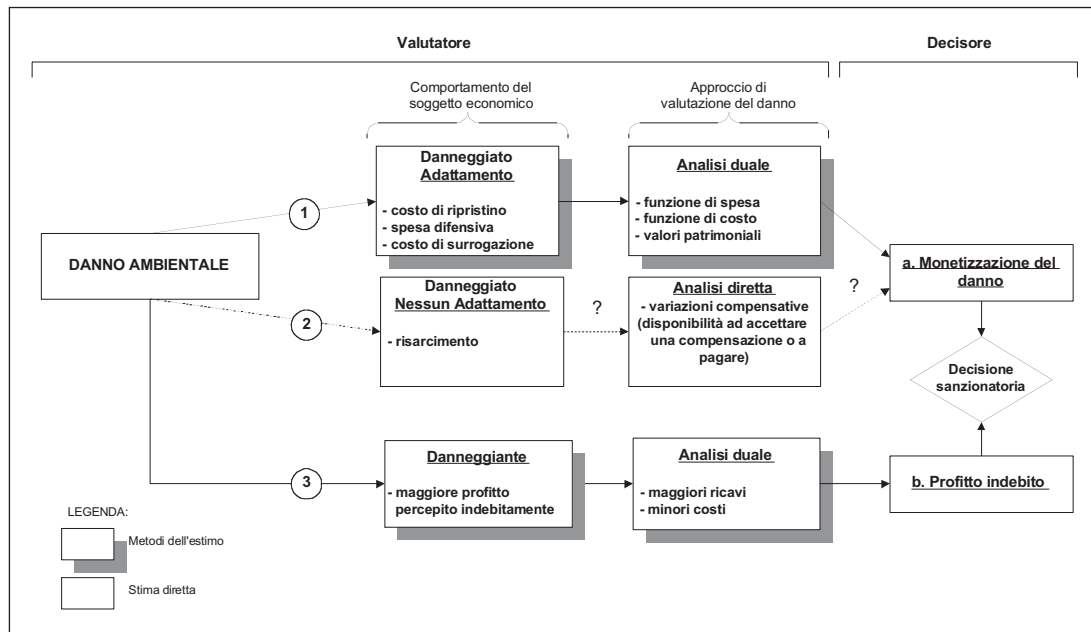


Figura 4.1: Approcci di valutazione monetaria del danno ambientale ai sensi dell'Art.18

**l'ambiente può richiedere la determinazione di vari aspetti economici, in quanto il danno spesso coinvolge contemporaneamente risorse utilizzate per scopi assai diversi (le diverse componenti del danno).**

A titolo esemplificativo, consideriamo il caso in cui un albero, di particolare interesse paesaggistico e protetto dalla legislazione vigente, sia abbattuto dal proprietario del fondo. Il responsabile dovrà ripristinare la situazione ex-ante ed il danno verrà valutato sulla base del costo di ripristino o di surrogazione a cui verranno sommati gli eventuali danni transitori<sup>122</sup> (percorso 1). Qualora l'albero possieda anche un valore di esistenza non trascurabile, ad esempio perché riveste un interesse storico-culturale per la collettività, l'approccio duale non è in grado di cogliere questa ultima componente, per la cui stima sarà necessario ricorrere a metodi di valutazione diretta (percorso 2) o a misure di compensazione per via equitativa.

#### 4.2.1 Il valore di mercato (o di capitalizzazione)

Il valore di mercato di un bene è la più probabile quantità di moneta che viene scambiata con esso in una libera compravendita. Un dato bene ha un valore di mercato quando esiste un venditore e un compratore che migliorano la loro utilità mediante lo scambio. Il valore di mercato è sicuramente l'aspetto economico più importante ed ha un ruolo centrale in qualsiasi processo valutativo<sup>123</sup>.

**Nella valutazione monetaria dei beni ambientali, l'applicazione di questo criterio, come tale, appare piuttosto limitata se non accidentale. Invero, il più probabile valore di mercato**

<sup>122</sup> Si parla di surrogazione dal momento che la sostituzione dell'albero con un altro che possieda le stesse caratteristiche è un'ipotesi alquanto improbabile nella realtà. Inoltre, dovranno trascorrere alcuni anni prima che l'albero trapiantato assuma le stesse dimensioni e sviluppo di quello tagliato.

<sup>123</sup> Peraltro, l'assenza di mercato, riscontrata per taluni beni e/o servizi ambientali non implica che tali valutazioni siano trascurate dalla disciplina estimativa. Invero, come si vedrà nel paragrafo 4.5, è possibile ricorrere a delle metodologie di valutazione che si basano sulla costruzione o simulazione di un mercato.

**rappresenta l'elemento costitutivo di base, cui riferirsi nella stima con gli altri criteri.** Da esso, infatti, possono essere derivati tutti gli altri aspetti economici<sup>124</sup>.

Il valore di mercato dipende, oltre che dall'apprezzamento del bene da parte di acquirenti e venditori, dalla forma di mercato dove il bene viene scambiato.

Nell'estimo il valore di mercato è rappresentato dal prezzo che ricorre negli scambi con maggiore frequenza<sup>125</sup>. Esso, quindi, viene inteso come il più probabile valore di un bene e/o servizio se fosse oggetto di compravendita in un determinato mercato<sup>126</sup>. Vale la pena sottolineare che l'attendibilità di questo valore è tanto più elevata quanto più attivo è il mercato di riferimento.

**Il criterio del valore di mercato trova immediata applicazione nel caso di danni ambientali che colpiscono beni attivamente scambiati sul mercato.**

Ad esempio, se il versamento di un scarico inquinante su un terreno agricolo ne abbassa o annulla la produzione, il danno è valutabile in termini del più probabile valore di mercato dei prodotti perduti.

Il valore di mercato diventa un **riferimento privilegiato anche nel caso di beni che non sono oggetto di scambio** (Figura 4.2), oppure di beni con caratteristiche che li rendono poco confrontabili o, che hanno una loro spiccata individualità (es. opere d'arte, beni ambientali irripetibili come alcuni paesaggi, ecc.). In questi casi, è necessario fare **riferimento o al reddito da essi generato, o a beni economici oggetto di compravendita**, legati in qualche modo a quello oggetto di stima. Nel primo caso, si impiega il metodo del valore di capitalizzazione; nel secondo si impiegano, come si vedrà nei paragrafi successivi, gli aspetti economici del valore di costo, di surrogazione, di trasformazione o il valore complementare<sup>127</sup>. **Va comunque ribadito che i valori di mercato, ottenuti mediante l'applicazione delle classiche metodologie estimative, sembrano attendibili almeno nei casi in cui il valore d'uso è prevalente e coincide con quello di mercato.**

Il più probabile **valore di capitalizzazione** di un bene è **la somma dei redditi futuri attualizzati**<sup>128</sup> prodotti dal bene medesimo. Nella manualistica estimativa il valore di capitalizzazione presenta un duplice aspetto: a) approssimazione del valore di mercato; aspetto economico autonomo. L'ipotesi della corrispondenza tra il valore di mercato e il valore di capitalizzazione è stata formulata da Medici<sup>129</sup>. Essa prevede che i flussi di utilità forniti dal bene e misurati dal reddito, corrispondano al prezzo di mercato diviso per un determinato saggio di capitalizzazione<sup>130</sup>. In questo studio, si riprende questa ipotesi ed il valore di capitalizzazione viene utilizzato come uno strumento per la stima del valore di mercato<sup>131</sup>. **Il caso di danni che colpiscono i beni ambientali questo metodo trova applicazione quando:**

124 In un mercato di libera concorrenza il prezzo di mercato tende a coincidere con il valore di costruzione o ricostruzione di un bene (profitto nullo). Analogamente, se due beni si equivalgono e, quindi, si possono surrogare l'uno con l'altro, nessun operatore sarà disposto a pagare un prezzo maggiore dell'altro o vendere ad un prezzo minore dell'altro. Questo ragionamento implica un'uguaglianza tra valore di surrogazione e prezzo di mercato, ma anche tra valore di trasformazione e quello di mercato, dal momento che nessuno intende pagare un bene più di quello che da esso ricava (Medici, G. op. cit. pag. 24).

125 In questo studio, il 'prezzo' di mercato è considerato come un fatto storico riferito ad uno scambio già avvenuto (Medici op. cit., pp. 4), mentre il 'valore' di mercato è riferito ad una previsione.

126 A differenza della teoria economica, nell'ambito delle discipline estimative la localizzazione geografica del mercato è rilevante ai fini della valutazione di un bene economico. Ad esempio, il valore dei beni immobiliari è condizionato dalla loro localizzazione geografica al punto che in assenza di tale riferimento il valore perderebbe il suo significato. Inoltre, ferma restando la destinazione economica, il prezzo di un bene cambia a seconda sia del luogo sia del momento in cui avviene la compravendita (es. prezzi all'ingrosso o al dettaglio).

127 Merlo M., 'Sui Criteri di Stima delle Esternalità', Genio Rurale, n. 7/8, 1990.

128 Gli aspetti relativi all'attualizzazione nel caso della stima di danno ambientale ai sensi dell'art. 18 L.349/86 sono affrontati nel paragrafo 4.6.

129 Medici G., op. cit.

130 Fra tutti i possibili saggi di capitalizzazione ci sarà sicuramente un valore che farà coincidere il valore di capitalizzazione con quello di mercato. Tendenzialmente, in condizioni di equilibrio economico e di mercato privo di distorsioni, si forma un saggio che assicura tale equivalenza.

131 In questo caso, il valore di capitalizzazione diventa un metodo per la determinazione del valore di mercato.

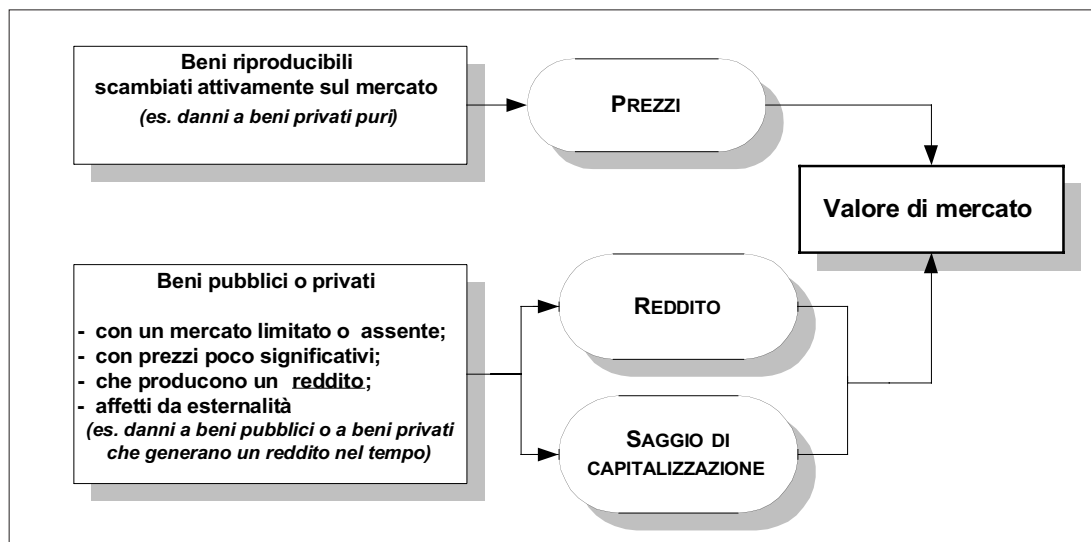


Figura 4.2: Valore di mercato e valutazione del danno ambientale

- il mercato del bene danneggiato è assente o molto limitato e, comunque, gli scambi conducono a valori poco rappresentativi o poco credibili;
- il bene produce un reddito continuo nel tempo commisurabile all'utilità da esso generata. L'aspetto economico del valore di capitalizzazione assume un significato autonomo quando l'attualizzazione dei redditi non conduce necessariamente alla determinazione del corrispondente valore di mercato. Nel mercato immobiliare si riscontra, spesso, una divergenza tra rendimento e valore di mercato, dal momento che i redditi non riescono a cogliere tutte le utilità fornite dal bene<sup>132</sup>. Ad esempio, nel caso di immobili il rendimento è spesso ancorato ad aspetti legali (es. equo canone di affitto), ma non coglie i fattori extra-reddituali (es. la domanda di immobili come bene rifugio).

**Nel caso di beni ambientali senza mercato, il criterio del valore di capitalizzazione può essere applicato come proxy per la stima del loro valore qualora essi producano beni e servizi o direttamente scambiati sul mercato o in grado di evitare danni monetari, riducendo l'entità delle spese difensive.**

Ad esempio, il valore di capitalizzazione di un parco pubblico può essere valutato capitalizzando i proventi derivanti dalla vendita dei prodotti e dei permessi di uso ricreativo, nonché il valore dei danni (inondazioni, frane, valanghe) che l'area interessata potrebbe subire in sua assenza<sup>133</sup>. Ancora, la riduzione di fertilità di un terreno agricolo inquinato può essere valutata attualizzando il valore della corrispondente diminuzione delle produzioni per ettaro.

#### 4.2.2 Il valore di costo o di produzione

**Il valore di costo si riferisce al più probabile costo di produzione o riproduzione di un bene. Esso si ottiene sommando tutte le voci di spesa sostenute per realizzare o riprodurre un dato bene<sup>134</sup>.**

<sup>132</sup> Nell'estimo, il valore di capitalizzazione viene utilizzato come criterio autonomo per valutare beni piuttosto particolari quali i diritti di usufrutto, i diritti su un vitalizio, le esenzioni fiscali, i danni o costi sofferti o sostenuti per un certo numero di anni, ecc.

<sup>133</sup> Merlo M., op. cit.

<sup>134</sup> Specificatamente, il costo di produzione è costituito dalle spese dirette, effettivamente sostenute, e dalle spese indirette, corrispondenti ai mancati redditi che si verificano nel periodo necessario alla produzione/riproduzione del bene.

**Nel caso di danni ambientali**, in cui si pone il problema di ristabilire le condizioni iniziali del bene, **tale aspetto economico è molto importante, in quanto il ripristino è espressamente richiesto dalla normativa vigente** (art. 18 L. 349/86). Per la valutazione del costo è necessario stabilire le modalità con cui deve essere effettuato il ripristino: mediante l'esatta riproduzione del bene originario o mediante il solo ripristino delle sue funzionalità ecologiche, produttive, sociali (Figura 4.3).

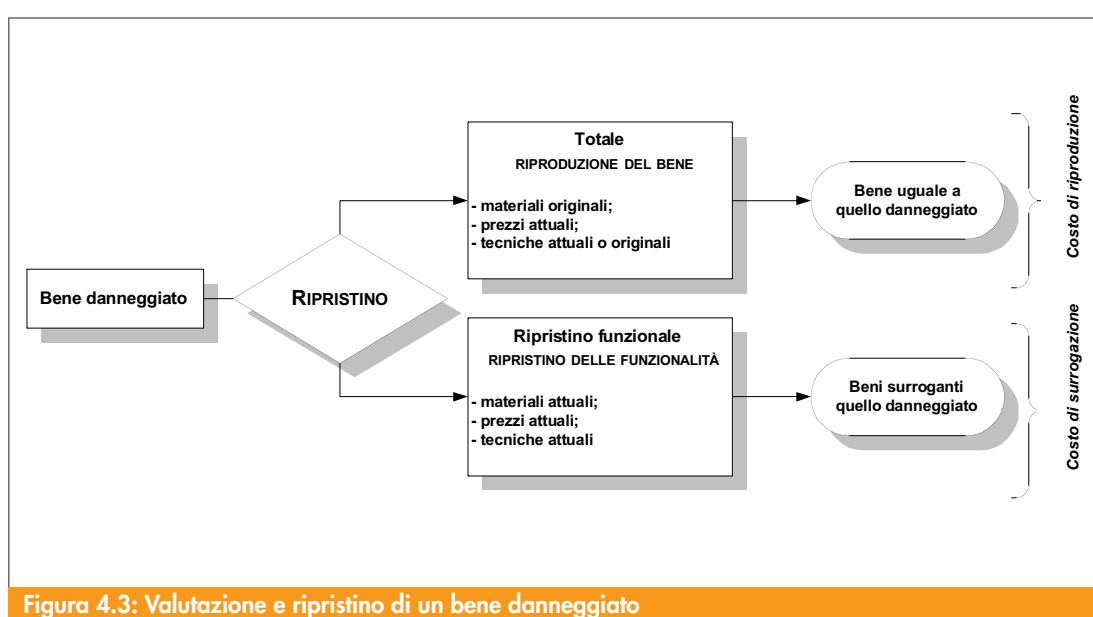


Figura 4.3: Valutazione e ripristino di un bene danneggiato

Nel primo caso, si deve far riferimento a materiali originali, utilizzando prezzi attuali e si parlerà di ripristino in senso stretto; nel secondo caso, la riproduzione riguarderà un bene, anche con caratteristiche diverse, purché in grado di assicurare le funzionalità del bene danneggiato. Questo ripristino parziale è assimilabile più ad una surrogazione che ad una riproduzione completa del bene originario.

In caso di impossibilità tecnica od economica (costi troppo elevati) del ripristino totale, la via del ripristino funzionale è auspicata dalla normativa statunitense sui danni ambientali, è esplicitamente richiamata nel 'Libro Verde' e nel più recente 'Libro Bianco' dell'Unione Europea, in materia di responsabilità per danno all'ambiente<sup>135</sup>.

Ad esempio, si supponga che un fabbricato rurale di fine ottocento, adibito a magazzino ma con rilevanti caratteristiche storiche e culturali, sia distrutto da un incendio doloso. In tal caso, il responsabile potrebbe essere condannato al ripristino del fabbricato esattamente nello stesso stato in cui si trovava prima del danno (costo di riproduzione in senso stretto) o al ripristino, solo funzionale, della destinazione produttiva (costo di surrogazione).

Supponiamo ancora, che un agricoltore attui la bonifica di un terreno soggetto a vincolo paesaggistico. Egli potrebbe essere condannato al ripristino dell'ambiente lacustre nello stato in cui si trovava prima del prosciugamento (costo di riproduzione in senso stretto) o alla crea-

<sup>135</sup> Si veda al riguardo: U.S Federal Register, 15 CFR Part 990 'Natural resource damage assessment, Final Rule' Department of Commerce, 5 gennaio 1996 e successive modifiche; Commissione UE, 'Il libro verde sul risarcimento dei danni all'ambiente', CB-CO-93-147-IT-C, Bruxelles, 1996; Commissione UE, 'Libro bianco sulla responsabilità per danni all'ambiente', COM (2000) 66, Bruxelles, 9 febbraio 2000.

zione di una zona umida ex-novo in un sito diverso per ristabilire un ambiente simile a quello originario (costo di surrogazione). E, infine, si potrebbe ipotizzare che una cava abusiva deturpi l'assetto paesaggistico di un'area, con riflessi negativi sui valori immobiliari. Il responsabile dovrebbe recuperare l'ambiente originario tal quale (costo di riproduzione) oppure, se questo non fosse praticabile, ripristinare un paesaggio che almeno nasconda la presenza della cava, limitandone gli effetti negativi.

**Questo aspetto economico diventa rilevante nel caso di danni a beni riproducibili senza mercato o il cui eventuale valore di mercato appaia inadeguato alle esigenze della valutazione pubblica.**

Tale approccio è stato largamente impiegato anche nella valutazione dei danni da inquinamento. Ad esempio, la valutazione di danni da inquinamento idrico quando lo scopo è il ripristino della potabilità delle acque avviene sulla base delle spese sostenute per la depurazione, a cui si aggiungono i costi temporanei per il rifornimento in una fonte alternativa di acqua. Il valore di costo può trovare un'applicazione anche nella valutazione dei danni ambientali in cui si richiede la ricostruzione di un intero ecosistema, qualora sia effettivamente ripristinabile.

**L'irriproducibilità o l'unicità di talune caratteristiche degli ecosistemi ecologici e paesaggistici può, comunque, portare a valutazioni per difetto del danno quando si usa il solo valore di riproduzione funzionale, come evidenziato in precedenza.**

#### 4.2.3 Il valore di surrogazione

L'aspetto economico del **più probabile valore di surrogazione fa riferimento al costo da sostenere (o al prezzo da pagare) per surrogare il bene da stimare con altri in grado di fornire la stessa utilità.** L'applicazione di questo criterio è subordinata alle seguenti condizioni:

- non esiste un mercato del bene oggetto di valutazione;
- questo bene può essere surrogato da altri beni (surroganti);
- i surroganti hanno un valore di mercato.

Questo criterio può essere **applicato nella valutazione di danni che colpiscono beni e/o servizi ambientali senza mercato, ma per i quali è ipotizzabile o plausibile una sostituzione con risorse private.** Ad esempio, alcune funzioni ambientali di un bosco – idrogeologica, protezione dalle valanghe – potrebbero essere valutate con riferimento a opere idrauliche e/o a interventi ambientali che surrogano le medesime funzioni.

Questo criterio sembra particolarmente adatto anche alla valutazione di alcune caratteristiche qualitative dell'ambiente. Ad esempio, la qualità dell'acqua può essere valutata sulla base delle funzioni svolte: l'uso irriguo potrebbe essere riferito al prezzo d'uso dell'acqua di falda; l'uso potabile al prezzo delle acque minerali; la balneazione al prezzo di accesso alle piscine, la pesca sportiva al costo sostenuto per recarsi su un altro fiume. Frequentemente, il valore di surrogazione viene impiegato per valutare siti ricreativi (parchi, giardini pubblici) distrutti o compromessi da un evento avverso. In tal caso si farà riferimento al costo sostenuto per recarsi in altri siti simili a quello danneggiato.

Il punto critico di applicazione di questo criterio **sta nei limiti della 'surrogabilità' o 'sostituibilità funzionale' tra certi beni ambientali e beni di mercato.** A tale proposito, è necessario valutare fino a che punto i surroganti sono in grado di sostituire tutte le funzioni, spesso molto complesse, svolte da taluni beni ambientali. **Talvolta, questo aspetto economico è comunque l'unico in grado di fornire una valutazione credibile dei beni ambientali irriproducibili, pur con tutti i limiti della sostituibilità. Tale aspetto è inoltre utile nel caso di beni riproducibili per valutare i danni transitori fino al ripristino.**



#### 4.2.4 Il valore di trasformazione

Il valore di trasformazione è definito **dal più probabile valore di mercato del prodotto trasformato al netto dei corrispondenti costi**. Operativamente, questo valore si ottiene da un bilancio in cui all'attivo compare il valore del prodotto trasformato, calcolato utilizzando il prezzo di mercato, e al passivo tutte le voci di costo sostenute per effettuare la trasformazione. L'aspetto economico del valore di trasformazione è strettamente collegato all'attitudine del bene a subire trasformazioni fisiche, spaziali o temporali.

Questo criterio viene utilizzato per **la valutazione di risorse o, in genere, di beni, il cui mercato è piuttosto limitato, se non assente**, e i relativi prezzi non appaiono significativi. Per converso, **con la trasformazione si ottengono dei prodotti che vengono attivamente scambiati e il cui valore trova effettivo riscontro nei prezzi di mercato**.

Nel caso di stima di **danno il valore di trasformazione potrebbe interessare i beni pubblici utilizzabili come fattori di produzione**.

Ad esempio, l'acqua di un torrente impiegata per usi agricoli e la cui qualità viene compromessa in modo irreversibile dall'inquinamento, potrebbe essere valutata in base al valore della produzione agricola perduta. La stessa acqua se destinata all'imbottigliamento potrebbe essere valutata con riferimento al valore di trasformazione dell'acqua minerale.

Nel caso di danni ambientali che colpiscono **beni immobili, il valore di trasformazione è collegato alla suscettività alla trasformazione**.

Ad esempio, un pendio erboso la cui potenziale, ma presunta, capacità edificatoria viene compromessa da un'attività estrattiva che degrada il paesaggio. Il danneggiato dovrà essere ricompensato della diminuita capacità edificatoria, ossia del valore di trasformazione del terreno, da agricolo a edificabile.

#### 4.2.5 Il valore complementare

L'aspetto economico del **più probabile valore complementare viene impiegato per valutare beni legati da stretti rapporti di complementarità**, tali che la separazione dei medesimi comporta una diminuzione (o annullamento, nei casi estremi) del loro valore.

Tale situazione si osserva quando un bene subisce la sottrazione o l'accorpamento di una porzione che, rispettivamente, ne diminuisce e ne migliora la funzionalità, produttiva o d'uso, con inevitabili riflessi sul valore finale, sia del bene originario che della parte tolta o aggiunta<sup>136</sup>.

Nel caso di **danno a beni ambientali, la porzione perduta è la risorsa danneggiata**. In particolare, questo aspetto economico è utilizzabile quando sono soddisfatte le seguenti condizioni:

- esiste complementarità tra il bene ambientale da valutare e l'ambito che lo ricomprende;
- l'ambito non è facilmente reintegrabile<sup>137</sup> nella sua interezza;
- l'ambito danneggiato possiede un proprio valore.

Il valore complementare si calcola per differenza tra il valore di mercato del bene, considerato nella sua interezza, ed il valore di mercato della parte residua. Esso misura la svalutazione del bene parzialmente danneggiato.

<sup>136</sup> Di Cocco distingue tra complementarità d'uso e complementarità produttiva. La prima si ha quando il consumo contemporaneo dei due beni produce un'utilità complessiva maggiore rispetto della somma delle utilità ritraibili da un uso autonomo degli stessi. La complementarità produttiva si osserva quando l'impiego congiunto di due fattori produttivi genera una produzione superiore rispetto all'uso disgiunto degli stessi. Di Cocco E., op. cit. p. 71.

<sup>137</sup> Quando il bene è reintegrabile in qualche modo, il suo valore complementare è simile, se non uguale, al costo necessario alla sua surrogazione o ricostruzione. Ad esempio, pneumatici e automobile sono beni complementari ma non si può determinare il valore di un pneumatico come differenza tra il valore dell'auto gommata e non. Il pneumatico, infatti, può essere sostituito ed il valore complementare corrisponde a quello di mercato.



**Il criterio del valore complementare trova applicazione in tutte le situazioni ove si pone il problema della valutazione di un bene legato ad un altro da rapporti di complementarità.** Questa situazione è piuttosto frequente sia nei tradizionali beni economici di mercato sia nei beni ambientali.

Pertanto, questo criterio diventa **utile per valutare le implicazioni patrimoniali del danno ambientale.** Ad esempio, la complementarità tra beni, che appartengono a proprietà diverse è, spesso, riconducibile all'esistenza di esternalità. Un immobile situato nelle vicinanze di un bosco, di un parco, o inserito in un gradevole contesto paesaggistico riceve dei vantaggi in termini di esternalità: aria pulita, qualità del paesaggio, tranquillità, ecc., che si riflettono positivamente sul valore di mercato<sup>138</sup>. Analogamente, relazioni di complementarità con esternalità negative, provocate da danni ambientali – presenza di aree industriali inquinate, ambienti e/o paesaggi degradati – abbassano il valore di un immobile e, più in generale, delle proprietà limitrofe.

Pertanto, **l'aspetto economico del valore complementare può essere utilizzato nella valutazione di danni da esternalità negative che, a loro volta, si riflettono sul valore patrimoniale dei beni immobili.**

Questo approccio **presuppone che il mercato sia effettivamente in grado di apprezzare le variazioni qualitative dell'ambiente.** Ad esempio, nel caso di beni immobili limitrofi ad un'industria le cui esalazioni inquinano l'aria circostante, il danno patrimoniale può essere stimato, come già ricordato, per differenza tra il valore di mercato dei beni prima dell'evento avverso e il valore di mercato dei beni inseriti nelle attuali condizioni ambientali.

Da un punto di vista operativo, **è possibile confrontare il valore dell'immobile con e senza l'esternalità ricorrendo al metodo edonimetrico** (vedi par. 3.3). Questo metodo, largamente diffuso nella pratica estimativa, parte dal presupposto che il valore di compravendita dell'immobile rappresenti l'espressione di un mercato che internalizza anche gli effetti positivi e/o negativi delle esternalità.

#### 4.2.6 Il costo-opportunità come criterio di valutazione

Un altro approccio, riferibile all'aspetto economico del valore di costo, è rappresentato dal costo-opportunità. Il costo-opportunità si fonda sul **valore che assumerebbe una risorsa se fosse stata utilizzata nel migliore impiego alternativo.** Il costo-opportunità trova largo impiego in economia nella gestione delle risorse naturali (rinnovabili e non). Esso, noto anche come prezzo ombra, rappresenta il costo da sostenere per aver perduto l'opportunità di utilizzare quella stessa risorsa in un tempo futuro<sup>139</sup>.

Recentemente, nella manualistica estimativa si trovano numerosi riferimenti al costo-opportunità il cui impiego viene giustificato in tutti quei casi in cui si pone il problema della valutazione di una risorsa suscettibile di impieghi alternativi, conflittuali o incompatibili. Tuttavia questo metodo non ha ancora trovato un largo consenso tra gli estimatori, dato che gli aspetti economici tradizionali sembrano già in grado di esprimere i valori alternativi<sup>140</sup>, soprattutto nel caso di beni privati.

138 Merlo M. op. cit., pp. 353.

139 Il costo opportunità è un indicatore della scarsità relativa della risorsa. Formalmente, se una risorsa è scarsa, il costo marginale è la somma del costo unitario di estrazione e del prezzo ombra.

140 Il costo di opportunità potrebbe essere considerato sotto l'aspetto economico del valore complementare, del valore di trasformazione o del valore di surrogazione. Ad esempio, la porzione di un immobile o un prodotto trasformato potrebbero essere valutati con riferimento anche al valore della rinuncia, rispettivamente, per aver venduto parte del bene o per non aver trasformato il prodotto iniziale. Il costo di opportunità è molto affine al valore di surrogazione, ma mentre il primo fa riferimento al valore di beni a cui si rinuncia, il secondo al valore dei possibili sostituti.

Nella **stima del danno a beni ambientali**, in linea teorica, questo criterio non sembra avere una larga applicazione come metodo di valutazione perché occorre soffermarsi non tanto sulle destinazioni alternative, quanto sul ripristino che, a sua volta, presuppone l'uso antecedente all'evento avverso. Tuttavia, questo criterio potrebbe **fornire indicazioni nella valutazione di risorse o di beni che non possono essere ripristinati**.

Ad esempio, la collina distrutta dall'attività estrattiva di un cementificio è difficilmente ripristinabile ed il danno potrebbe essere valutato attualizzando tutti i mancati benefici, di uso e non uso, attuali e potenziali, legati alla presenza di quella determinata collina. La valutazione di un tratto di litorale marino, la cui balneabilità viene compromessa irrimediabilmente dagli scarichi industriali, potrebbe far riferimento al costo opportunità rappresentato dalle rinunce alla balneazione<sup>141</sup>. Tuttavia, non tutti i benefici sono monetizzabili e, quindi, il costo-opportunità fornisce solo un valore minimo dell'utilità ritraibile dal bene.

**Nel caso di danno ambientale, la distruzione irreversibile di una risorsa o di un bene implica un cambiamento di destinazione d'uso il cui costo-opportunità dovrebbe includere il valore della rinuncia alla destinazione iniziale: la sommatoria dei benefici cui si è dovuto rinunciare, inclusi quelli delle generazioni future. In questo contesto valutativo, il costo opportunità sembra tener conto sia dei valori d'uso sia dei valori di non-uso.**

### 4.3 I limiti dell'approccio estimativo alla valutazione del danno ambientale

L'approccio illustrato nei paragrafi precedenti si fonda sulla possibilità di rintracciare sul mercato segnali utili alla valutazione della perdita di benessere. Per chiarire la questione è necessario approfondire le relazioni che sussistono fra benessere, prezzi e mercato con l'intento di comprenderne il significato con specifico riferimento al contesto ambientale.

Normalmente, il bene ambientale è in grado di soddisfare bisogni molto diversi, ai quali corrispondono altrettante funzioni di utilità e domanda. Teoricamente, queste funzioni non sono indipendenti, ma legate le une alle altre dai vincoli di reddito, dai prezzi (se presenti), dalla disponibilità del bene, ecc. Tuttavia, ai fini della valutazione del danno ai beni ambientali l'approccio dell'utilità multipla non sembra particolarmente rilevante e, anzi, potrebbe complicare ulteriormente l'indagine. Pertanto, in questo studio verrà seguito **il tradizionale approccio neoclassico dell'utilità semplice, secondo cui si ipotizza che ogni singolo bene produca un'utilità e, quindi, una domanda autonoma**.

Il **prezzo**, invece, è un rapporto tra due grandezze economiche e rappresenta l'equivalenza tra il bene considerato e la moneta. Il prezzo dovrebbe informare l'operatore (consumatore o produttore) sul costo effettivamente sostenuto per rendere disponibile quella determinata unità di bene. In pratica, il prezzo di mercato dovrebbe informare il produttore sul valore che la collettività è disposta a pagare per un'unità addizionale di quel bene<sup>142</sup>. In un'economia concorrenziale il mercato stimola la produzione fino al punto in cui il costo per produrre un'unità addizionale eguaglia il valore sociale, attribuito dalla collettività.

Tuttavia, i mercati della maggior parte dei beni o servizi non funzionano in questo modo. I mercati di taluni beni privati subiscono delle distorsioni<sup>143</sup> che alterano la significatività del prezzo creando una divergenza tra valore privato e sociale. Per taluni beni e servizi ambien-

141 Grillenzoni M., Grittani G., 'Estimo', Edagricole, Bologna, 1990.

142 Secondo Zamagni '...il prezzo rappresenta il comune valore di un rapporto di equivalenza psicologica (consumo) e di un rapporto di equivalenza tecnologica (produzione)'. Zamagni, 1995, op. cit.

143 Le distorsioni sono di varia natura: sociale, politica, economica. Ad esempio, le politiche di sostegno del prezzo, le politiche di protezione dei mercati interni, gli accordi sindacali sui salari, le collusioni nei mercati oligopolistici, i mercati di monopolio, ecc.

tali non esiste nemmeno il prezzo ed è possibile giungere ad una valutazione osservando i beni o servizi di mercato collegati ad essi. In alcuni casi, il mercato non esiste e non esiste alcun rapporto con beni e servizi privati (es. beni naturali irriproducibili).

Come già ricordato, **nel caso di danno ambientale possono essere interessati beni e/o servizi molto eterogenei con riferimento all'esistenza di un mercato, al tipo di mercato e quindi alla disponibilità e affidabilità dei metodi di valutazione.** In particolare, si possono riconoscere le seguenti situazioni:

- Il mercato funziona correttamente ed il prezzo riflette il valore attribuito dalla collettività;
- il mercato esiste ma il prezzo deve essere corretto per rappresentare il valore sociale;
- il mercato è assente, ma esistono metodi affidabili per stimare il valore sociale unitario;
- il mercato è assente e non esistono, in generale, dei metodi credibili per la stima del prezzo.

**Quando il mercato è assente e non esistono criteri estimativi affidabili è necessario ricorrere ai metodi di valutazione diretta.**

La Tabella 4.2 rappresenta un tentativo di collegare le differenti tipologie di beni danneggiati, con le caratteristiche del mercato e l'aspetto economico. La scelta dell'aspetto economico varia da caso a caso, in relazione alle caratteristiche del bene, alle modalità del danno, ecc.

Tabella 4.2: Beni danneggiati e metodo di valutazione delle componenti del danno

Beni o servizi danneggiati	Mercato	Aspetto economico	Riferimenti mercantili	Valori stimabili (a)
PRIVATI PURI	Presente: funziona correttamente	Valore di mercato	Prezzi di compravendita	Tutti <sup>(b)</sup>
MISTI	presente: - non funziona correttamente; - non è rappresentativo del valore sociale	Valore di mercato	Prezzi di compravendita corretti	Almeno il valore d'uso
		Valore di capitalizzazione	Redditi attualizzati	Valore d'uso
		Valore di costo	Prezzi dei fattori produttivi	Tutti <sup>(b)</sup>
		Valore di surrogazione Valore di trasformazione	Prezzi dei surroganti Prezzi dei beni trasformati e costi di trasformazione	Valore d'uso <sup>(c)</sup> Valore d'uso
		Valore complementare	Valore del bene originario e della parte residua	Valore d'uso
PUBBLICI PURI	Assente o limitato	Valore di capitalizzazione	Redditi attualizzati connessi con il servizio valutato	Valore d'uso
		Valore di costo	Prezzi dei fattori produttivi di mercato necessari al ripristino	Tutti <sup>(b)</sup>
		Valore di surrogazione	Prezzi dei surroganti di mercato	Valore d'uso <sup>(c)</sup>
		Valore di trasformazione	Prezzo di mercato del bene trasformato e costi di trasformazione	Valore d'uso
		Valore complementare	Valore del bene originario e della parte residua	Almeno il valore d'uso

(a) Stimabili perché ricompresi nella valutazione

(b) Valori d'uso e di non-uso

(c) Dipende dalla surrogabilità tra il bene danneggiato e il surrogante

Dall'esame della tabella si evince, come ovvio, che i beni privati non presentano dei problemi di valutazione, specialmente se riproducibili e/o in grado di fornire un reddito. Nel caso dei beni pubblici, o con una connotazione spiccatamente pubblica (beni misti), si incontrano problemi nel momento in cui si deve stabilire il rendimento, il grado di riproducibilità o di sostituibilità o la trasformabilità dei beni o servizi pubblici nei confronti di quelli privati.

#### 4.4 Il metodo di stima

L'estimo insegna che la valutazione dei beni economici va effettuata con riferimento alla ragione, o scopo pratico, della stima. A differenza del prezzo, che è un dato storico, il valore di stima si esprime attraverso l'attribuzione di una certa quantità di moneta al bene considerato. Tale attribuzione è un esercizio logico che si basa sui presupposti evidenziati nel prospetto che segue:

##### I fondamenti della stima dei beni economici

1. Oggettività. Il giudizio di valore non deve essere influenzato dalle parti coinvolte, né dalle opinioni di coloro che effettuano la stima;
2. Attualità. Le condizioni esistenti al momento della stima devono consentire di prevedere le situazioni future;
3. Generale validità. Il giudizio di stima deve coincidere con quello che la maggior parte degli estimatori avrebbero formulato<sup>144</sup>.
4. Dipendenza dallo scopo della stima. Il giudizio di valore è strettamente associato ai rapporti che si stabiliscono tra fatti, cose e persone che costituiscono la fisionomia, ovvero l'aspetto economico, del bene oggetto di valutazione.

<sup>144</sup> Questo concetto, originariamente definito da Medici con il termine di previsionalità, si esprime in una stima che prevede il valore più probabile, ovvero il più frequente, in un dato momento. Pertanto, se il prezzo di mercato è un dato storico e reale, il corrispondente valore di stima è rappresentato dal più probabile valore – di mercato, di costo, ecc. – ovvero da una previsione circa il prezzo che otterrebbe quel bene in un dato mercato o dal costo che si dovrebbe sostenere per la sua realizzazione.

Anche se tradizionalmente rivolto ai beni di mercato, **il metodo di valutazione proposto dall'estimo può essere esteso anche ai beni ambientali**, pur con gli opportuni adattamenti, nella stima di talune funzioni pubbliche e/o ambientali, la cui quantificazione monetaria sfugge a qualsiasi meccanismo di mercato. Infatti, come è stato ampiamente ricordato precedentemente, **è assai improbabile che il danno ambientale rimanga circoscritto alla percezione soggettiva del danneggiato, e quindi, normalmente, vi sarà la possibilità di associarvi uno o più aspetti economici** che, complessivamente, potranno fornire, con le dovute cautele ed eccezioni, una accettabile stima del danno<sup>145</sup>.

Il processo di stima si articola nelle seguenti fasi<sup>146</sup>:

1. individuazione del valore o aspetto economico del bene da stimare;
2. l'adozione di un opportuno procedimento estimativo;
3. la raccolta e l'elaborazione dei dati.

In questi paragrafi verranno illustrate le procedure utilizzabili per valutare gli aspetti economici che sostanziano il danno ambientale e/o che concorrono alla definizione del risarcimento.

##### 4.4.1 L'individuazione dell'aspetto economico

**L'individuazione dell'aspetto economico da valutare è il momento più importante del processo di stima in quanto da esso dipende la corretta interpretazione del quesito estimativo.**

Tale fase risulta particolarmente delicata nella stima del danno ambientale in quanto, come già ricordato, i rapporti che si instaurano fra l'evento dannoso ed i fatti di mercato risultano più labili e più elusivi di quanto normalmente avviene per i tradizionali beni oggetto di stima. Si pensi, al riguardo, alla necessità di stabilire un nesso di causa-effetto tra un evento ed i danni provocati all'ambiente, sia in caso di responsabilità oggettiva, che di responsabilità per colpa. Più precisamente, il 'Libro Bianco' dell'Unione Europea sulla responsabilità per danni all'ambiente richiama esplicitamente come essenziali per l'efficacia dell'azione la presenza di tre fattori,<sup>147</sup> come già stabilito dall'art. 18:

1. uno o più soggetti identificabili (chi inquina);
2. un nesso causale accertato tra danno e soggetto identificato come autore;
3. concretezza e quantificabilità del danno.

Per soddisfare questo ultimo requisito, è necessario interpretare la posizione economica (spesso dettata da norme e sentenze) dei soggetti nei confronti dei beni e servizi da valutare. Nel caso di un danno ambientale, l'obiettivo, sancito dall'articolo 18 L. 349/86, è il risarcimento allo Stato ed ai soggetti lesi del danno da parte del responsabile. Il risarcimento avverrà con riferimento all'entità del danno, al costo di ripristino ed al profitto conseguito dal trasgressore.

**L'individuazione degli aspetti economici che sostanziano il danno consiste quindi nell'individuare, tra i primi, quelli che meglio si prestano ad una valutazione economica di ciascuna componente del danno.** Nella tabella 4.3 sono illustrate alcune corrispondenze fra gli elementi di valutazione ed i vari aspetti economici che possono, di volta in volta, rappresentarli.

Tabella 4.3: Elementi di valutazione delle componenti del danno ed aspetti economici

Elemento di valutazione del danno ex art. L. n. 349/86	Possibili aspetti economici associabili
Entità del danno	Valore di mercato (capitalizzazione) Valore di trasformazione Valore complementare Valore di surrogazione Valori di non uso
Costo di ripristino	Costo di produzione Costo di riproduzione Costo di surrogazione
Profitto indebito	Valore di trasformazione Valore di capitalizzazione Valore complementare

**Dal prospetto si evince che nella stima del risarcimento possono essere coinvolti, contemporaneamente, vari aspetti economici a causa sia della varietà di profili sotto cui lo stesso può essere valutato, sia della molteplicità degli aspetti che lo sostanziano.** Come più volte richiamato, infatti, il danno ambientale può coinvolgere numerosi beni e servizi, eterogenei con riferimento alle modalità di fruizione (privata e pubblica), al grado di riproducibilità e surrogabilità, agli aspetti più prettamente ecologici e naturalistici. Alcuni beni e/o servizi possono essere privati, altri pubblici e, molto più spesso, misti in cui le componenti private e pubbliche si mescolano e si integrano vicendevolmente.

Dal prospetto si evince anche che i criteri di valutazioni estimativa trovano largo impiego nella valutazione dei vari aspetti del danno ambientale, fornendo le fondamenta economiche per la stima del costo di ripristino e del profitto indebito. Più delicata appare invece la valutazio-

<sup>147</sup> Si veda Commissione Europea, Libro Bianco, cit.

ne dell'entità del danno in quanto l'estimo sembra offrire un supporto valido per la valutazione dei valori d'uso, mentre per i valori di non-uso sono preferibili tecniche di valutazione dirette che saranno accennate più avanti.

Ad esempio, se i beni danneggiati non sono riproducibili, ma generano un servizio a cui corrisponde un reddito, è possibile giungere ad una stima utilizzando l'aspetto economico del valore di capitalizzazione. Parimenti, se la risorsa danneggiata è oggetto di trasformazione in un bene scambiabile sul mercato, il suo valore potrà essere stimato al più probabile valore di trasformazione. E, ancora, se l'evento avverso ha avuto dei riflessi negativi sui valori patrimoniali, è possibile stimarne l'entità mediante la nozione di valore complementare. Infine, se l'utilità prodotta dal bene danneggiato può essere surrogata da un altro bene allora il danno può essere commisurato al più probabile valore di surrogazione.

Al contrario, quando il bene danneggiato è irriproducibile e, quindi, vi è il fondato sospetto che esso presenti rilevanti valori di non-uso, è auspicabile l'integrazione dei tradizionali metodi stimativi con preliminari valutazioni di carattere prettamente tecnico, volte all'individuazione degli aspetti che sfuggono alla valutazione stimativa-indiretta. Tali componenti, se assumono rilevanza economica e non sono quantificabili in termini monetari con i metodi stimativi indiretti, andranno valutate con i metodi diretti.

#### 4.4.2 La procedura di stima

La procedura di stima è l'insieme delle operazioni necessarie per giungere al giudizio di valore. Se il metodo di stima è unico, perché basato su un confronto, i procedimenti applicativi possono essere diversi. In letteratura è reperibile una notevole varietà di definizioni e classificazioni, spesso discordanti.

Prima di analizzare i procedimenti stimativi è necessario soffermarsi sul principio di **comparazione**, su cui si fonda qualsiasi valutazione stimativa. Ogni giudizio di valore implica, infatti, un raffronto, più o meno diretto o indiretto, reale o simulato, tra il bene oggetto di stima e i beni simili. La comparazione si collega al principio di indifferenza, proposto da Jevons<sup>148</sup>, in cui si afferma che beni simili, compravenduti e/o realizzati in ambiti spaziali e temporali omogenei e in epoca più o meno recente, devono avere lo stesso valore. Teoricamente, la stima per raffronto viene svolta con: a) la raccolta di beni simili a quello da stimare; b) la formazione di una scala di valori riferiti all'aspetto economico che risolve il quesito di stima; c) la collocazione del bene da valutare su un gradino di questa scala.

Il principio comparativo, semplice sul piano concettuale, si complica a livello di indagine a causa delle difficoltà che si incontrano nel reperimento dei valori beni simili<sup>149</sup>. Nel caso di danno ambientale, queste difficoltà operative sono accresciute dal coinvolgimento di beni pubblici dove la mancanza dei presupposti di mercato riduce notevolmente le possibilità di confronto diretto. La difficoltà di eseguire un confronto diretto, tuttavia, non pregiudica la possibilità di eseguire un confronto indiretto, una volta definito l'aspetto economico che meglio rappresenta la misura della componente del danno ambientale. D'altra parte la scarsità di informazioni è, nei giudizi di stima, una 'costante' e sarà compito del valutatore cogliere il valore (di mercato, di costo, di surrogazione, ecc.) che ha la maggior probabilità di verificarsi nella realtà.

<sup>148</sup> La legge di indifferenza di Jevons afferma che '...quando una merce è di qualità uniforme e perfettamente omogenea, qualsiasi porzione può essere usata indifferentemente invece di un'altra porzione uguale; in un medesimo mercato ed in medesimo momento, tutte le porzioni debbono quindi essere scambiate secondo il medesimo rapporto'. Jevons H.A., 'Theory of Political Economy', Londra, 1871.

<sup>149</sup> Tali difficoltà sorgono nella delimitazione dell'ambito spaziale, in cui effettuare l'indagine, dell'arco temporale in cui ritenere omogenei i valori storici e della numerosità del campione di dati.



Nel procedimento di stima la comparazione comporta un insieme di operazioni, aritmetiche e finanziarie, che consentono di definire un particolare tipo di valore economico. Lo stesso valore economico può essere ottenuto con diversi procedimenti ed essi sono razionali se conducono ad un risultato attendibile, ovvero al risultato che ha la maggior probabilità di verificarsi.

**L'adozione del procedimento, quindi, non dipende necessariamente dalla natura tecnica o giuridica del bene da stimare, né dall'aspetto economico sotto il quale valutare il bene danneggiato, ma dalla capacità di condurre al più probabile valore.**

Se tutti i procedimenti estimativi sono riconducibili alla comparazione, varie sono le modalità con cui essa può concretamente avvenire. Infatti, il confronto può avvenire:

- in modo euristico:
  - stima a vista
- con l'ausilio di calcoli matematici:
  - stima storica;
  - stima per comparazione diretta monoparametrica;
  - stima per comparazione diretta pluriparametrica.

La stima a vista si concretizza in una comparazione immediata fra il bene e la memoria storica del perito che, senza l'aiuto di calcoli esprime un giudizio di valore fondato sull'esperienza. Essa richiede una profonda conoscenza del mercato del bene da valutare e la capacità di cogliere i principali aspetti che concorrono alla formazione del valore del bene da stimare. Questo tipo di stima è legittimato esclusivamente dalla professionalità del perito e, almeno per ora, non sembra applicabile al danno ambientale.

La stima storica è una valutazione basata sui valori di mercato del bene registrati nel passato. Essa presuppone la conoscenza di una funzione che descrive l'andamento del valore nel tempo. In particolare, si può ipotizzare un'espressione del tipo:

$$V_0 = k \cdot V_n \quad \text{con } k = g(x_i),$$

dove:

$V_0$  è il valore di stima ricercato;

$k$  è il fattore di attualizzazione del dato storico;

$x_i$  sono i fattori che influenzano il valore nel tempo (es. tasso di inflazione, imposizione fiscale, prodotto interno lordo, norme urbanistiche, ecc.);

$V_n$  è il valore verificatosi in passato.

Questa procedura di stima presuppone che il bene sia già stato oggetto di recenti valutazioni e soffre di alcuni inconvenienti operativi. Innanzitutto, è difficile poter contare su un numero sufficientemente elevato di valori e, comunque, tale da consentire l'individuazione del valore più probabile. In secondo luogo, la stima storica può essere applicata prevalentemente al valore di mercato.

La stima per comparazione diretta monoparametrica si avvale di un algoritmo che esprime il valore di stima rispetto ai valori di beni simili. Tale procedura presuppone l'individuazione di beni il più possibile simili a quello di stima e dei quali sia noto l'aspetto economico oggetto di valutazione (prezzo di mercato, costo di produzione, valore di trasformazione, ecc.). Successivamente, è necessario individuare un parametro di comparazione comune ai beni confrontati e fortemente correlato con il valore degli stessi. Tale parametro può essere di natura sia tecnica sia economica.

Dopo aver individuato i valori dei beni simili ed il parametro di confronto, la stima può avvenire mediante varie procedure di calcolo. La più semplice, individua il valore del bene da stimare  $V_x$ , di cui è noto il livello del parametro di confronto  $p_x$ , in termini proporzionali, assumendo a riferimento il valore medio di  $i$  beni simili e l'ammontare medio del loro parametro di confronto:



$$\sum_i V_i : \sum_i p_i = V_x : p_x$$

dove:

$V_i$  è il valore dei beni  $i$  presi a confronto;

$p_i$  è l'ammontare del parametro di confronto nei beni  $i$ ;

$V_x$  è il valore del bene da stimare e, quindi, l'incognita da valutare;

$p_x$  è l'ammontare del parametro di confronto nel bene da stimare.

Risolvendo rispetto a  $V_x$ :

$$V_x = \frac{\sum_i V_i}{\sum_i p_i} p_x$$

In altre parole, questa procedura di stima si basa sul confronto con valori e parametri medi di un campione di beni simili. L'attendibilità di questa procedura è condizionata dalla numerosità del campione impiegato per il confronto e dalla capacità del parametro scelto di spiegare, da sé solo, le variazioni di valore.

Un perfezionamento della procedura di calcolo appena descritta può essere facilmente ottenuto ricorrendo alla regressione semplice. La stima ottenuta con il metodo della regressione si differenzia da quella comparativa in quanto non assume a confronto una singola osservazione puntuale (media), ma si basa su di un modello che spiega il valore  $V_i$  di un bene sulla base di una relazione lineare con il livello del parametro di confronto  $p_i$ .

In pratica, sulla base di un campione di dati osservati ( $V_i$  e  $p_i$ ), vengono stimati, con opportune tecniche statistiche<sup>150</sup>, i parametri  $a$  e  $b$  di un modello lineare del tipo:

$$V_i = a + bp_i + \varepsilon_i$$

dove il valore osservato  $V_i$  del bene  $i$ , risulta spiegato dalla relazione lineare con il corrispondente livello del parametro  $p_i$  e da una componente residuale del tutto casuale (altri fattori, trascurabili, che influenzano il valore del bene in modo accidentale).

Determinati i parametri  $a$  e  $b$  del modello, e noto il parametro osservato  $p_x$  relativo al bene oggetto di stima, è possibile stimarne il suo valore  $V_x$  come segue:

$$V_x = a + bp_x$$

A differenza della tradizionale comparazione, che si basa su di un valore medio, la stima mediante regressione è più attendibile, perché tiene conto della variabilità dei valori osservati nella realtà, spiegata dal modello lineare e depurata da fattori di tipo accidentale ( $\varepsilon_i$ ). Inoltre, è possibile calcolare degli indicatori per valutare la significatività statistica del modello<sup>151</sup> e dei coefficienti stimati.

<sup>150</sup> Recentemente, è stato proposto di utilizzare per la stima dei parametri del modello lineare al posto del metodo dei minimi quadrati, comunemente utilizzato, la minimizzazione della somma degli scarti assoluti tra valori osservati ed interpolati. Tale aggiustamento consentirebbe di ridurre il peso dei casi anomali. Si veda al riguardo: Caples S.C., Hanna M.E., Premeaux S.R., 'Least squares Versus Least Absolute value in Real Estate Appraisals', The Appraisal Journal, n. 1, 1997, pp. 18-24.

<sup>151</sup> Tale valutazione può essere eseguita mediante vari indicatori. Tra questi il più usato è il coefficiente di determinazione  $R^2$ , che esprime la porzione della variabilità dei dati spiegata dalla regressione, rispetto alla variabilità totale. Tale indice è

La stima per comparazione diretta pluriparametrica avviene utilizzando algoritmi di calcolo capaci di impiegare più parametri contemporaneamente. Essa, quindi, può essere considerata un'evoluzione delle procedure di stima monoparametrica.

La forma più elementare di stima pluriparametrica è la cosiddetta stima per valori tipici o 'unitari' ed estende l'impiego della proporzione a beni costituiti da parti disomogenee fra loro. Essa si articola nelle seguenti fasi:

#### APPROFONDIMENTO: La stima per capitalizzazione dei redditi

Un caso particolare di stima per comparazione diretta monoparametrica è la stima per capitalizzazione dei redditi. Infatti, se si assume il reddito come criterio di comparazione, allora si ottiene la seguente uguaglianza:

$$V_x = \frac{\sum_i V_i}{\sum_i R_i} R_x$$

e quindi:

$$V_x = \frac{R_x}{\frac{\sum_i R_i}{\sum_i V_i}}$$

Allora, se il saggio di capitalizzazione può essere valutato dal rapporto fra redditi e valori:

$$r_c = \frac{\sum_i R_i}{\sum_i V_i}$$

l'espressione precedente può essere riscritta nel modo seguente:

$$V_x = \frac{R_x}{r_c}$$

Questa relazione è espressione del metodo di capitalizzazione del reddito.

La stima per capitalizzazione dei redditi, tradizionalmente indicata come metodo analitico, si basa sulle seguenti ipotesi: a) vi è una tendenziale coincidenza tra il valore del bene da stimare e la somma dei redditi da esso generati; b) vi è la capacità di prevedere sia redditi futuri sia il saggio di sconto. La stima di un bene per capitalizzazione dei redditi è piuttosto laboriosa ed è utile quando il mercato è poco attivo e le informazioni sono scarse.

- disaggregazione del bene complesso in tante parti omogenee;
- individuazione, per ciascuna parte omogenea, di transazioni recentemente avvenute sul mercato;
- individuazione, per ciascuna parte omogenea, di un opportuno parametro di comparazione;
- stima del valore di ciascuna parte;
- determinazione del valore totale del bene complesso.

In estrema sintesi la procedura di stima per valori tipici si concretizza nella risoluzione della equazione seguente, che riassume tutti i passaggi appena descritti:

$$V_x = \sum_j \frac{\sum_i V_{ij}}{\sum_i P_{ij}} P_{xj}$$

dove  $i$  sono i beni di mercato assunti a confronto e  $j$  le parti omogenee in cui il bene può essere suddiviso.

La stima per 'valori tipici', quindi è utile quando si deve valutare un bene talmente complesso ed eterogeneo da non avere omologhi da prendere a riferimento e presuppone che la somma dei valori delle singole componenti sia pari al valore dell'intero bene. Quest'ultimo aspetto, ha esposto questo metodo a numerose critiche poiché, spesso, il valore di un bene nella sua interezza è diverso dalla semplice somma dei valori delle sue componenti a causa delle sinergie che si stabiliscono tra le medesime. Quindi, **questa procedura dovrebbe essere usata con cautela nella valutazione di ambienti naturali poco resilienti che si reggono su delicati equilibri ecologici tra vegetali e animali e dove la distruzione anche di poche specie potrebbe compromettere la stabilità dell'intero ecosistema. La stima per valori tipici nella valutazione dei danni all'ambiente dovrebbe limitarsi a quei casi in cui i rapporti di complementarità siano di entità trascurabile**<sup>152</sup>.

Nell'ambito delle stime pluriparametriche, l'approccio mediante regressione multipla, rappresenta una generalizzazione della stima per valori tipici<sup>153</sup>. I presupposti dell'approccio per regressione multipla sono esattamente gli stessi della procedura comparativa, con la differenza che la stima si sposta da un piano monoparametrico ad un piano pluriparametrico. Quindi, dato un campione di dati osservati  $V_i$  e  $p_{ij}$  la regressione multipla consente di stimare la seguente equazione:

$$V_i = a + \sum_j b_j p_{ji} + \varepsilon_i$$

La stima dei parametri  $a$  e  $b_j$  avviene con procedure statistiche analoghe a quelle illustrate nel caso della regressione semplice. Con l'equazione precedente si afferma che il valore del bene dipende da una serie di fattori, o parametri,  $p_j$ , ciascuno dei quali concorre con una quota alla formazione del valore, individuata dal coefficiente  $b_j$ . Anche nel caso della regressione multipla, è possibile calcolare degli indicatori della bontà statistica del modello stimato.

La tecnica di regressione, pur essendo nata per studiare le relazioni fra variabili quantitative, prevede la possibilità di introdurre nell'analisi variabili qualitative, attraverso la definizione di variabili dicotomiche che assumono valore 'uno' in presenza di una specifica caratteristica e 'zero' in assenza della stessa. La possibilità di usare contemporaneamente variabili quantitative e qualitative rende la regressione multipla particolarmente adatta alla sua applicazione nella valutazione dei beni ambientali.

Il trattamento delle variabili dicotomiche deve essere effettuato con particolare cautela, uno dei principali aspetti da considerare è ad esempio il fenomeno di dipendenza lineare tra le variabili esplicative che può essere generato da una specificazione non corretta delle variabili dicotomiche<sup>154</sup>.

compreso tra zero e uno: assume valore massimo quando i valori osservati di tutti gli  $i$  beni sono determinati esattamente sulla base della relazione lineare con il parametro  $p_i$  e la componente accidentale  $\varepsilon_i$  è pari a zero, mentre è prossimo allo zero nel caso in cui la relazione lineare con il parametro  $p_i$  non sia in grado di spiegare adeguatamente il valore del bene, cioè quando la varianza spiegata dal modello è trascurabile e tutta la variabilità dei dati viene descritta dagli errori.

152 Questa stima, concepita originariamente per la determinazione del valore di mercato, potrebbe essere utile per la determinazione del valore di costo. Ad esempio, i danni da inquinamento di un corso d'acqua può essere scomposto in danno alla potabilità, un danno alla popolazione ittica, un danno all'ecosistema naturale. Il primo viene stimato sulla base dei costi della depurazione sostenuti in casi analoghi, il secondo con riferimento al costo di surrogazione della risorsa ittica, il terzo in base ai costi di ripristino sostenuti in ambienti simili.

153 DeFrancesco E., Merlo M., 'La regressione multipla strumento della stima per valori tipici', Genio Rurale, n. 7/8 1991.

154 Per informazioni più dettagliate sul fenomeno di dipendenza lineare tra le variabili esplicative generato da un utilizzo non corretto delle variabili dicotomiche, e per indicazioni su un corretto utilizzo, si veda il sesto capitolo di Johnston J., 'Econometrica', Franco Angeli, Milano, 1987.

Analogamente alla stima comparativa, anche il metodo della regressione, semplice o multipla, può essere applicato sia per la determinazione del valore di mercato che per quello di costo.

#### 4.4.3 La raccolta e l'elaborazione dei dati

La terza fase del processo valutativo consiste nell'individuazione dei dati elementari necessari a risolvere il procedimento estimativo. I dati elementari si distinguono, a loro volta, in *dati di fatto*, direttamente accertabili e misurabili perché relativi a fenomeni effettivamente avvenuti e *dati ipotetici*, stimabili sulla base di determinate ipotesi.

I dati di fatto sono relativi a fenomeni effettivamente avvenuti e la loro individuazione dovrà riferirsi all'entità concreta del danno specifico, ovvero verranno misurati. Diversamente, i dati ipotetici non sono direttamente misurabili e sono determinati con riferimento a fatti ricostruiti sulla base di particolari ipotesi. In genere, i dati elementari ipotetici vengono determinati ricorrendo ad una stima comparativa.

Ad esempio, nel caso di inquinamento idrico di un corso d'acqua, i danni per l'uso potabile vengono determinati sulla base delle spese effettivamente sostenute per l'installazione di depuratori, per rifornire temporaneamente l'acqua agli utenti (dati di fatto), mentre i danni all'ecosistema fluviale potrebbero essere determinati sulla base delle spese che si prevede di sostenere per il ripristino della qualità dell'acqua (dati ipotetici). Ovviamente, questa seconda categoria di dati potrebbe essere stimata con riferimento alle spese sostenute in analoghi casi di inquinamento, oppure stimando ex-novo i costi del disinquinamento.

Una volta individuati i dati elementari, sia di fatto che ipotetici, si passa alla loro utilizzazione attraverso i calcoli previsti dal procedimento estimativo assunto.

#### 4.5 La valutazione diretta

La valutazione degli effetti del danno ambientale è stata finora affrontata sulla base del presupposto che la diminuzione quantitativa o qualitativa delle risorse naturali a disposizione della collettività determini delle modificazioni nell'equilibrio della produzione e nel consumo dei beni e, quindi, che i soggetti economici esprimano con un adattamento il disagio sofferto a seguito del danno. Nel capitolo 3 e nei paragrafi precedenti è stato illustrato come lo studio di questi adattamenti, reali o potenziali, possa offrire utili spunti alla valutazione del danno ambientale.

**Tuttavia, quando il valore del bene ambientale danneggiato è prevalentemente costituito da aspetti di non-uso, l'adattamento dell'equilibrio economico fornisce segnali insufficienti per la valutazione di tutte le componenti del danno.**

In questi casi è utile, pur con notevoli cautele, ricorrere a tecniche di valutazione diretta del danno. Tali tecniche, anch'esse ispirate al principio di comparazione, tentano di **ricavare direttamente dagli interessati l'ammontare di bene economico (moneta o altro) in grado di surrogare l'utilità perduta con il danno ambientale**. Con molte cautele, queste tecniche sono state talora impiegate in Europa per la stima dei danni ambientali; usate soprattutto in Gran Bretagna e Danimarca, sono meno applicate, in concreto, nei paesi di lingua tedesca ed in Olanda, dove la stima del danno ambientale è più ancorata a valutazioni basate sugli adattamenti di mercato<sup>155</sup>.

<sup>155</sup> Commissione Europea, DG XI, 'Economics Aspects of Liability and Joint Compensation Systems for remedying Environmental damage', vol. II, Topic Papers (3066), Bruxelles, 1996. Per una rassegna dell'applicazione della valutazione contingente in Italia si rimanda a: Bishop R.C., Romano D. (a cura di) 'Environmental Resource valuation: application of contingent valuation method in Italy', Kluwer Academic Publisher, Boston, 1998.

Un'interessante esempio di valutazione diretta è la cosiddetta comparazione 'risorsa per risorsa', sviluppato nell'ambito della NOAA<sup>156</sup> al fine di valutare le alternative di ripristino di beni ambientali danneggiati da sversamenti di idrocarburi. Il metodo consiste essenzialmente nella **determinazione dell'appropriata quantità di risorsa da ripristinare per riportare il livello di utilità del consumatore al grado precedente al verificarsi del danno**. Se la risorsa ripristinabile diverge per tipologia e qualità da quella originaria, la comparazione potrà essere espressa rispetto all'unità di servizio reso ('servizio per servizio'). Da quanto enunciato si deduce facilmente che **la comparazione 'risorsa per risorsa' non è altro che la stima del costo di surrogazione del bene danneggiato, mentre la comparazione 'servizio per servizio' è una sua variante, più limitata, in cui si riescono a surrogare solo i valori d'uso del bene danneggiato**. In questi casi, dunque, la valutazione viene ricondotta nell'ambito del 'percorso 1' di Figura 4.4. Infatti, dato che la risorsa ambientale è irriproducibile, il ripristino è rivolto alla surrogazione dei benefici perduti a seguito del danno. Il grado di surrogazione ottenibile con l'implementazione dell'alternativa potrà essere successivamente valutato in vari modi, relativamente all'aspetto della risorsa verso cui si è maggiormente indirizzato il danno (fattore ricreativo o mantenimento della biodiversità)<sup>157</sup>. La figura seguente illustra l'equilibrio che si forma nella valutazione 'risorsa per risorsa'.

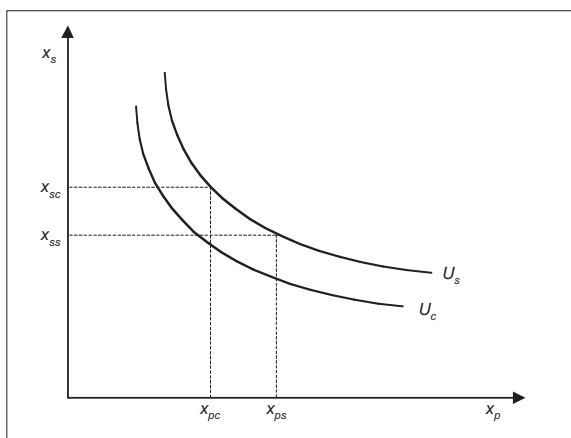


Figura 4.4: La compensazione 'risorsa per risorsa' nel caso di surrogabilità con un altro bene ambientale

Sia  $X_p$  la dotazione di bene ambientale, e si assuma che  $X_{ps}$  sia l'ammontare senza il danno e  $X_{pc}$  quello con il danno. Si assuma, inoltre che  $X_s$ , in ordinata, sia la dotazione di risorsa in grado di surrogare il bene  $X_p$ . Infine, sia  $U_s$  il livello di benessere senza il danno ambientale. Dall'esame della figura risulta evidente che, se il danno si concretizza in una contrazione di risorsa ambientale da  $X_{ps}$  a  $X_{pc}$ , la quantità di  $X_s$  in grado di compensare la perdita di utilità sarà pari  $X_{sc} - X_{ss}$ . La quantità di bene surrogante così definita mantiene quindi inalterata l'utilità del consumatore ed il suo valore quantifica il danno ambientale. **La compensazione 'risorsa per risorsa' presuppone che vi sia la possibilità di ricostituire la funzionalità di quella danneggiata.**

**Non sempre, però, è possibile identificare una risorsa surrogante in grado di riprodurre le utilità di quella perduta.** In questo caso, la surrogazione del bene ambientale perduto può realizzarsi mediante un incremento generalizzato nel consumo dei beni costituenti il paniere abituale dei consumatori. In altre parole, **la risorsa surrogante diventa la moneta. La comparazione fra la disponibilità di beni ambientali pubblici ed il reddito avviene usualmente mediante la valutazione contingente.**

La valutazione contingente giunge alla stima del danno mediante la rilevazione diretta della disponibilità della collettività ad accettare una compensazione in denaro<sup>158</sup>. Le preferenze vengono espresse direttamente nell'ambito di un mercato ipotetico dove viene simulata una con-

156 National Oceanic and Atmospheric Administration, agenzia amministrativa facente capo al Dipartimento del Commercio degli U.S.A.

157 Tale approccio è raccomandato anche nel recente 'Libro Bianco sulla responsabilità per danni all'ambiente', cit.

158 Per una trattazione esauriente si rimanda a Mitchell R. C. Carson R. I., 'Using surveys to value public good: the contingent valuation method', Resource for the Nature, Washington D. C., 1989.

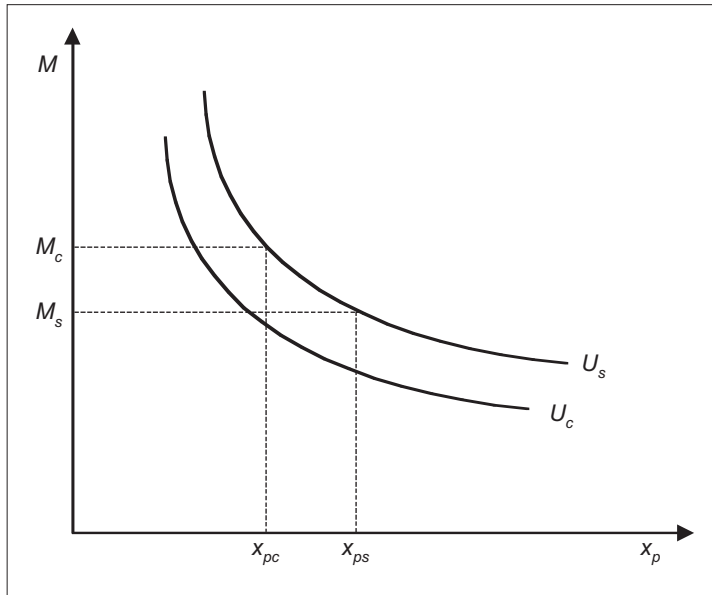


Figura 4.5: Compensazione 'risorsa con moneta' presupposto della Valutazione Contingente

trattazione che, una volta conclusa, fornisce il valore monetario (prezzo) del bene danneggiato. La figura seguente ne illustra il contesto ed i presupposti teorici.

Se in ascissa, come di consueto, si pone la dotazione di bene ambientale  $X_p$ , ed in ordinata il reddito  $M$ , è evidente che la somma di denaro in grado di compensare la perdita di utilità derivante dalla contrazione nella disponibilità di bene ambientale da  $X_{ps}$  a  $X_{pc}$  sarà pari a  $M_c - M_s$ .

La qualità del risultato ottenibile con la valutazione contingente dipende, in buona parte, sia dalla bontà statistica del piano di campionamento degli

intervistati, sia dall'accuratezza della simulazione del mercato. Infatti, la rilevazione delle preferenze è affidata a interviste e, quindi, l'attendibilità della valutazione risiede nel rapporto di franchezza e trasparenza stabilito con l'intervistato, nonché dalla capacità di questo ultimo di fornire una misura monetaria della sua variazione di benessere.

Il questionario da sottoporre agli intervistati si articola, generalmente, in tre parti:

- la descrizione del bene ambientale e del danno;
- la determinazione della disponibilità ad accettare la compensazione;
- la descrizione delle caratteristiche socio-economiche dell'intervistato.

La descrizione del bene danneggiato deve essere molto accurata. A tal fine, è necessario descrivere la sua condizione prima dell'evento avverso, la tipologia, l'estensione e la gravità del danno subito<sup>159</sup>. Anche le condizioni e la frequenza dell'uso influenzano notevolmente le risposte. La precisione con cui queste caratteristiche vengono espresse è indispensabile alla valutazione della variazione di benessere subita dal consumatore a seguito del danno. Analogamente, il mercato ipotetico in cui si verifica lo scambio deve essere definito attraverso regole specifiche che rendano chiara all'intervistato la distribuzione dei diritti relativi al bene in oggetto: in particolare, le regole stabilite devono essere percepite come corrette e leali, devono essere ritenute credibili e realistiche, in modo da rendere immediatamente intuibile la variazione di utilità in seguito al danno. Inoltre, anche la scelta delle forme attraverso le quali avviene la simulazione dell'erogazione in denaro della compensazione può influenzare i termini della contrattazione simulata.

Le modalità concretamente adottabili per l'elicitazione della disponibilità ad accettare la compensazione sono molteplici. Le più frequenti sono:

- il metodo della risposta aperta

<sup>159</sup> L'utilizzo di parametri tecnici aiuta a rendere oggettiva la descrizione specie se affiancati da dati - soglia per contestualizzare le informazioni. L'estensione del danno va descritta non solo in senso assoluto (es. numero di ettari di foresta danneggiati) ma anche in relazione alla consistenza totale della risorsa.

- il metodo della risposta chiusa
- il metodo del gioco iterativo
- il metodo della scheda di pagamento.

Attraverso il metodo della *risposta aperta* l'intervistato esprime direttamente la propria disponibilità ad accettare una compensazione senza che gli venga fornito un valore monetario iniziale di riferimento; proprio per tale motivo, tuttavia, il metodo fornisce un elevato numero di risposte nulle, azzardate o di protesta, oltre che un'elevata dispersione dei dati. Solitamente, quindi, si predispone una lista di beni e servizi normalmente acquistati dalle famiglie con i relativi prezzi, al fine di fornire una base orientativa per l'assegnazione di un valore più consapevole al bene ambientale in esame.

Alternativamente, si può sottoporre una serie chiusa di valori tra i quali gli intervistati possono selezionare la somma minima che sono disposti ad accettare come compensazione (*risposta chiusa*).

Diversamente, con il metodo della *scheda di pagamento* si sonda la disponibilità dell'intervistato a essere risarcito con una somma estratta casualmente da una serie crescente di importi predeterminati: ad ogni offerta viene semplicemente registrata una risposta positiva o negativa. Questo approccio è perfezionabile mediante iterazioni successive della offerta casuale, calibrate sulla scorta della prima risposta (*double bounded*).

Da una variante di tale metodo deriva la procedura del cosiddetto *gioco iterativo*: al soggetto intervistato viene prima sottoposto un certo valore, se tale somma viene accettata il valore viene progressivamente ridotto fino ad ottenere una risposta negativa. L'intervistatore innalza allora l'offerta fino ad ottenere nuovamente l'accettazione della somma offerta. Si può così quantificare la somma che il soggetto che subisce il danno ritiene accettabile come minima compensazione. Tuttavia, è necessario considerare l'influenza che la scelta del valore iniziale esercita sul soggetto intervistato: il rischio più concreto è quello di risposte strategiche, che provocano distorsioni nella stima della risorsa: è bene, dunque, che il valore dell'offerta iniziale vari casualmente da un intervistato all'altro.

La somministrazione del questionario può avvenire sia attraverso servizio postale o telefonico, che tramite intervista personale, ritenuta la più efficace perché sicuramente più adatta a stimolare comportamenti collaborativi. Infatti, se le interviste postali accusano il difetto di un basso tasso di risposta e della necessità di diversi solleciti, le interviste telefoniche, d'altro canto, possono facilmente provocare atteggiamenti di insofferenza o addirittura di protesta da parte del soggetto intervistato. In aggiunta a questo, affinché il soggetto intervistato recepisca pienamente lo scenario ipotizzato può essere necessario avvalersi di strumenti grafici e mezzi visivi che, inutilizzabili per interviste telefoniche, non possono essere commentati e spiegati dall'intervistatore nel caso di questionario somministrato a mezzo posta. Il campione, dunque, potrebbe risultare distorto, dal momento che le risposte potrebbero essere potenzialmente diverse a seconda del livello di istruzione dell'intervistato. Per questi stessi motivi, anche i suggerimenti operativi forniti dal NOAA consigliano di evitare il questionario postale o l'intervista telefonica.

Il fondamento teorico della Valutazione Contingente risiede, come già detto, nella possibilità di considerare il surplus del consumatore come misura del benessere dell'individuo: le interviste sono utilizzate proprio al fine di determinare la funzione che esprime la disponibilità ad accettare una compensazione in denaro per variazioni qualitative e quantitative conseguenti al danneggiamento del bene e, quindi, di calcolare il surplus sotteso dalla funzione stessa. Per operare in tal modo è necessario considerare che una variazione quali-quantitativa non evitabile della risorsa implica, una variazione di reddito per il consumatore e, quindi, una riduzione di utilità, che provoca una traslazione della funzione di domanda, da cui si deduce che la somma di denaro che compensa il peggioramento della risorsa sarà pari a quella che ripristinerà il livello iniziale di utilità.

Da quanto fin qui detto si può osservare che il metodo della Valutazione Contingente presen-



ta indubbi vantaggi per la relativa facilità grazie alla quale si perviene alla valutazione di danni a beni connotati da alte componenti di valore di non uso. Tuttavia, a causa della natura ipotetica del mercato, la struttura dell'intervista, i modi della compensazione e il livello di informazione posseduto dall'intervistato possono compromettere la bontà della stima. Inoltre, è possibile che la persuasione del consumatore di andare incontro ad un reale introito monetario lo spinga a esprimere risposte strategiche, ingigantendo il valore della compensazione e, quindi, la stima del danno. Il mezzo più semplice per ridurre tale eventualità rimane, comunque, quello di delineare quanto più chiaramente lo scenario ipotetico, presentando al soggetto intervistato descrizioni il più possibile realistiche e mettendo in evidenza che il risultato della stima non si tradurrà necessariamente in decisioni politiche o in variazioni reali nel reddito individuale. Altri tipi di comportamento strategico possono essere evidenziati da risposte di protesta: al fine di minimizzarle alcuni ricercatori suggeriscono di effettuare un primo test, propeudeutico ad evidenziare e correggere le parti del questionario che provocano la reazione. Sarebbe inoltre opportuno assegnare valore zero alle risposte dei soggetti ignari dell'accadimento del danno prima della somministrazione del questionario. In sintesi, è bene tener presente che un questionario redatto e proposto frettolosamente può anche arrivare ad eludere ciò che il soggetto intervistato realmente vuole, proponendo, magari involontariamente, alternative già configurate.

Un altro problema di cui occorre tenere conto è la difficoltà oggettiva che può riscontrare l'intervistato dovendo esprimere un giudizio valutativo in un ambito ipotetico, riguardo a beni e servizi che non sono comunemente oggetto di scambio, senza poter fare alcuna esperienza e senza rischiare di dover pagare di persona eventuali errori. Egli deve inoltre dichiarare la propria preferenza in un intervallo limitato di tempo, stimando contemporaneamente categorie d'uso e di non-uso come componenti di un valore complessivo. Anche se per superare quest'ultimo problema sono state proposte diverse strategie, resta comunque difficile per l'intervistato riuscire a distinguere in seno alla molteplicità di benefici aggregati di cui si compone il bene<sup>160</sup>.

**Pur essendo la disponibilità ad accettare una compensazione (variazione compensativa) la misura corretta per il danno ambientale, proprio per ridurre le distorsioni da risposte strategiche, può risultare conveniente utilizzare la nozione di disponibilità a pagare<sup>161</sup>. In tal caso la misura economica del danno è data dalla differenza tra disponibilità a pagare per la risorsa non danneggiata e la disponibilità a pagare per quella danneggiata<sup>162</sup>.**

Per concludere, si può ritenere che, fermi restando i motivi di riflessione critica espressi, il metodo della valutazione contingente può rappresentare una possibilità per la stima del danno ambientale nei casi di coinvolgimento di beni contraddistinti da elevati valori di non-uso, quando la perdita di utilità subita dal consumatore non trova comportamenti reali attraverso i quali manifestarsi sul mercato e quando non sia praticabile alcuna surrogazione del bene danneggiato. Tuttavia, per la piena valutazione dei danni che afferiscono soprattutto alle componenti di uso del valore del bene, la valutazione contingente può comunque essere supportata da altre metodologie basate su comportamenti reali del consumatore, come quelle già ampiamente descritte nei paragrafi precedenti.

<sup>160</sup> A questo proposito si veda: Cummings R. G., Harrison G. W., 'The measurement and decomposition of non use values: a critical review', in *Environmental and resource economics*, n° 5, 1995, pp. 225-247. Cummings R. G., Brookshire D. S., Walsh W. D., 'Valuing environmental goods. An assessment of the contingent valuation method', Rowman e Littlefield Publishers, Savage, Maryland, 1986.

<sup>161</sup> Stellan G., Rosato P., 'La valutazione economica dei beni ambientali', CittàStudi, Torino, pp. 47-48, 1998.

<sup>162</sup> Simonotti M., op. cit. pp. 109-110.

#### 4.6 Le operazioni di sconto nella stima

Come messo in evidenza in precedenza, le componenti del danno ambientale possono essere molteplici. Ciascuna componente, inoltre, si manifesta generalmente in un orizzonte temporale, più o meno lungo.

In tutti i processi di valutazione economica che implicano operazioni di aggregazione di valori riferiti a momenti diversi, ad esempio nell'analisi costi-benefici degli investimenti, si è soliti omogeneizzare tali valori riferendoli ad uno stesso momento prima di sommarli algebricamente. Quando i valori sono riportati tutti all'attualità, si parla di operazione di sconto o attualizzazione<sup>163</sup>.

Detto  $i$  un opportuno saggio di sconto, un valore  $V_t$  riferito ad un generico momento  $t$  futuro è riportato all'attualità (tempo 0) come segue:

$$PV = \frac{V_t}{(1+i)^t}$$

Il valore PV è detto Valore Attuale.

Più in generale, il valore attuale di una serie di valori che si manifestano nei momenti 0, 1, 2, 3, ...,  $t$ , ...,  $T$  è pari a:

$$PV = \sum_{t=0}^T \frac{V_t}{(1+i)^t}$$

Come noto, il valore attuale è fortemente condizionato dalla scelta del saggio  $i$ . In particolare, un elevato saggio di sconto tende a rendere molto basso l'ammontare attuale di un valore lontano nel tempo. Per contro, un saggio prossimo allo zero rende apprezzabili all'attualità valori anche riferiti a  $t$  elevati. Va osservato come un saggio pari a zero annulli completamente la dimensione temporale, portando a confrontare direttamente valori riferiti a momenti molto diversi.

Risulta dunque evidente come la scelta del saggio di sconto sia determinante in qualunque processo di valutazione e condizioni i risultati cui si perviene quanto più è lungo l'orizzonte temporale considerato.

Nell'economia delle scelte pubbliche, cui è riconducibile il processo di valutazione in esame, il saggio di sconto viene definito **saggio sociale di sconto**, e la letteratura è unanimemente concorde nel ritenere che esso debba essere più basso dei saggi di interesse finanziari utilizzati nei processi di valutazione di tipo privato. L'emergere in anni più recenti della questione ambientale e del concetto di 'sviluppo sostenibile'<sup>164</sup> ha sviluppato un acceso dibattito sulla definizione teorica del saggio sociale di sconto che, affiancato alle questioni di efficienza intertemporale ed a ragioni di etica intergenerazionale, ha messo talora in discussione la fondatezza dello stesso processo di attualizzazione<sup>165</sup>. L'obiezione più diffusa all'uso di saggi di sconto risiede nel fatto

<sup>163</sup> Come noto, l'operazione di sconto trova in generale giustificazione nell'esistenza dei tassi di interesse e/o di un saggio di preferenza intertemporale. Infatti per disporre dopo  $t$  periodi di un capitale  $V_t$ , se il tasso di interesse è  $r$ , è necessario investire oggi una somma PV:

$$PV (1+r)^t = V_t$$

<sup>164</sup> Si veda al riguardo, come richiamato nel primo capitolo, la prima definizione data nel cosiddetto 'rapporto Brundtland': 'soddisfare i bisogni della generazione attuale senza compromettere la possibilità per le generazioni future di soddisfare i propri', World Commission on Environment and Development (WCED), 'Our Common Future', Oxford university press, Oxford, 1987.

<sup>165</sup> La letteratura, anche recente al riguardo è molto ampia; uno dei primi lavori al riguardo è Page T., 'Conservation and Economic efficiency', Resources for the Future, John Hopkins University Press, Baltimora, 1977.

che utilizzare saggi positivi, e soprattutto elevati, tenderebbe a rendere conveniente, anche dal punto di vista collettivo, la realizzazione di investimenti che comportino la produzione di forti esternalità ambientali negative (ad es. accumulo di inquinanti con tempi di abbattimento secolari) o l'eccessivo sfruttamento di risorse non rinnovabili, dato che i costi sociali di lungo periodo assumerebbero un valore molto basso, in seguito al processo di attualizzazione. Tale posizione, che nelle sue forme più radicali imporrebbe saggi di sconto pari a zero o, addirittura negativi, è stata peraltro criticata da molte parti, dato che, tenderebbe a limitare gli investimenti (a parte quelli finalizzati ad interventi di protezione ambientale con effetti positivi solo nel lungo periodo), con conseguenze negative anche sulla crescita economica. Portata agli estremi, tale posizione comporterebbe di limitare lo sviluppo della generazione attuale a beneficio di quella futura. Ma, comportandosi anche quest'ultima con lo stesso criterio, si arriverebbe ad auspicare un collocamento di tutte le generazioni appena al di sopra dei limiti di sussistenza<sup>166</sup>. Illustrare in dettaglio il dibattito, tuttora in corso e spesso radicalizzato, su questi problemi, esula dagli obiettivi, squisitamente operativi, di questo manuale. Ci si è dunque limitati a dare conto per grandi linee delle posizioni, controverse e non risolutive, sul fondamento teorico del processo di sconto e a fornire alcune indicazioni operative sulla scelta del più opportuno saggio nella valutazione economica degli effetti misurabili del danno ambientale.

#### 4.6.1 Alcuni accenni sul dibattito teorico in corso

Dal punto di vista degli attuali consumatori, il saggio sociale di sconto, secondo la teoria economica, può essere assunto maggiore di zero, e definito '**saggio sociale di preferenza temporale**', in quanto l'investimento pubblico sottrae risorse diversamente destinabili ad attuali consumi. Gli individui, peraltro, hanno una preferenza al consumo attuale che dipende da due componenti, tra loro correlate e generalmente positive, che si possono sommare tra loro:

a) un tasso di preferenza temporale pura, definito anche 'tasso di impazienza' (di natura squisitamente soggettiva) che, quanto più alto, tanto più privilegia i consumi attuali alla possibilità di effettuarli in futuro<sup>167</sup>. Al riguardo l'obiezione posta da taluni ambientalisti all'attribuzione di un valore positivo a questa componente del saggio risiede nel fatto che non terrebbe adeguatamente conto di un principio di equità intergenerazionale, ma si baserebbe esclusivamente su una nozione di efficienza, sostanzialmente 'egoista'<sup>168</sup>. Si parlerebbe in questo caso di 'dittatura del presente' dovuta all'asimmetria intergenerazionale del potere decisionale. Per contro, altri ritengono che il tasso di impazienza tenga conto anche delle esigenze delle generazioni future, attraverso un meccanismo di preferenze individuali che coinvolge anche il benessere dei propri figli e nipoti (le cosiddette 'scelte dinastiche')<sup>169</sup>;

b) un saggio che dipende dall'elasticità dell'utilità marginale del consumo e dal tasso di crescita attesa del consumo pro capite. Più semplicemente, tale componente è maggiore di zero quando ci si aspetta che il reddito reale cresca nel tempo, ma che noi stessi o le generazioni future trarremo meno benessere dal consumare di più in futuro rispetto a farlo oggi, a causa della utilità marginale decrescente del consumo<sup>170</sup>. Quanti criticano i processi di sconto con tassi positivi, hanno al riguardo una visione del futuro molto più pessimistica, che delinea una ca-

166 Pearce D., Turner R.K., 'Economia delle risorse e dell'ambiente', Il Mulino, Bologna, 1991.

167 Markandya A., Pearce D., 'Natural environments and the social rate of discount', in: The economics of project appraisal and the environment, Edward Elgar, Aldershot, 1994.

168 Page T., 'On the problem of achieving efficiency and equity, intergenerationally', Land Economics, N. 4, 1997.

169 Arrow K. ed al., 'Is there a role for benefit-cost analysis in environmental health and safety regulations?', Science, 272, 1996 e le repliche ad un commento sullo stesso articolo, Science 276; Solow R., 'The economics of resources or the resources of economics', American economic review, n. 64, 1974.

170 Pennisi G. (a cura di), 'Tecniche di valutazione degli investimenti pubblici', Ministero del Bilancio e della Programmazione Economica, Roma, 1985.

duta del tasso di crescita nel lungo periodo a causa dell'esaurirsi delle risorse non rinnovabili anche per effetto dell'espansione demografica. Chi ha una visione meno pauperistica del futuro, legata sostanzialmente ad un maggiore ottimismo sulle potenzialità legate allo sviluppo del progresso tecnologico e, più in generale, delle capacità umane, 'scommette', invece, su tassi di crescita positivi nel lungo periodo, suffragato anche dall'osservare che nel mondo occidentale lunghi periodi di recessione si sono osservati in passato solo in concomitanza della caduta dell'impero romano e della grande peste nera del medioevo<sup>171</sup>.

Dal lato dell'investimento stesso, l'esistenza di un saggio di sconto è giustificata dal fatto che esso può essere posto pari alla **efficienza marginale del capitale**, ovvero alla sua capacità di produrre un livello di consumi futuri superiore a quelli a cui si rinuncia oggi, realizzandolo. In termini operativi, si parla in questo caso di 'costo opportunità del capitale'<sup>172</sup>.

In linea teorica, cioè in presenza di mercati dei capitali senza imperfezioni ed in assenza di tasse, i saggi di rendimento di tutti gli investimenti si eguaglierebbero, ed il costo opportunità del capitale sarebbe uguale al saggio sociale di preferenza temporale.

Poiché le economie reali sono imperfette, si possono però osservare delle divergenze tra tali saggi e ciò impone delle scelte, anche soggettive, sul saggio sociale più opportuno<sup>173</sup>. Va richiamato come tali imperfezioni mettano in discussione la utilizzabilità dei tassi di mercato come tasso sociale di preferenza temporale, non il procedimento di sconto in sé<sup>174</sup>.

In generale, il tasso sociale di preferenza temporale si colloca su valori più bassi rispetto ai tassi finanziari per ragioni che possono essere così riassunte:

- le scelte effettuate dall'operatore pubblico dovrebbero esprimere un minore tasso di impazienza rispetto al tasso di preferenza temporale individuale, da un lato, perché al primo è attribuita maggiore capacità di effettuare scelte razionali (le scelte individuali potrebbero non essere sempre compatibili con l'obiettivo di massimizzare il proprio benessere nell'arco dell'intera vita), dall'altro, perché l'orizzonte temporale in cui la collettività opera è più lungo di quello della vita di un singolo individuo (la 'società immortale' contrapposta alla mortalità dell'individuo);
- la 'super-responsabilità' attribuita alla collettività rispetto a quella individuale e che riguarda anche le generazioni future sarebbe ispirata da un comportamento cooperativo, simile a quello cui si ispira la stipula di assicurazioni, e che porta, quando generalizzato, a saggi di sconto più bassi.
- le scelte pubbliche sono, in generale, affette da un minor livello di rischio ed incertezza rispetto a quelle private, dato che valutano costi e benefici che travalicano il singolo individuo (incertezza sulla presenza in vita di un singolo individuo in un dato periodo futuro, incertezza sulla struttura delle proprie preferenze individuali su una scala intertemporale, incertezza sulla probabilità di manifestarsi in futuro di un costo o di un beneficio). In questo senso la collettività si troverebbe ad operare su una scala di rischio mediata dalla legge dei grandi numeri e, quindi, potrebbe scontare all'attualità costi e benefici ad un tasso più basso di quello finanziario medio riferito ad uno stesso orizzonte temporale. Al riguardo, viene suggerito un saggio di sconto 'puro', cioè 'depurato da qualsiasi fattore di rischio'. Del resto, molti studiosi mettono in dubbio che sia corretto trattare il rischio e l'incertezza attraverso un aggiustamento verso l'alto del saggio di sconto, piuttosto che in una appropriata quantificazione dei flussi di costi e benefici, poichè, per sua natura, il processo di attualizzazione implica un trattamento del rischio di tipo esponenziale rispetto al tempo<sup>175</sup>, non sempre realistico.

171 Hardin G., 'The tragedy of the commons', Science, 162, 1968.

172 Dorfman R., 'An introduction to benefit-cost analysis', in Dorfman R., Dorfman N. (a cura di), Economics of the environment, selected readings, Norton, New York, 1993.

173 Arrow K., (1993) Criteria for social investment, in Dorfman R. e Dorfman N. (a cura di), cit.

174 Pearce D. Turner R.K., 'Economia delle risorse e dell'ambiente', Il Mulino, Bologna, 1991.

175 la procedura di sconto, infatti, nel discreto assume la forma  $1/(1+i)^t$ , e nel continuo è di tipo esponenziale:  $e^{-it}$

Le critiche all'uso di saggi di sconto positivi basati sul costo-opportunità del capitale sono di duplice natura, anche se fortemente correlate: la prima, si richiama a questioni di tipo etico e di equità intergenerazionale, la seconda al diverso significato attribuito alla nozione di 'sostenibilità'. Sia pure in modo molto semplificato, si può distinguere tra:

a) 'sostenibilità debole'<sup>176</sup> ed 'approccio separato in due fasi'<sup>177</sup>: va assicurato alle generazioni future un complesso di risorse sia naturali che prodotte dall'uomo, in grado di assicurare loro uno standard di vita uguale o superiore al nostro. Ad eccezione delle risorse naturali con caratteristiche di 'unicità', è ammesso un processo di sostituzione, grazie al progresso tecnico, di risorse naturali divenute scarse, con altre, eventualmente prodotte dall'uomo. In tal senso le scelte di investimento vanno operate secondo una logica di efficienza nell'allocazione delle risorse ed al decisore pubblico viene demandata la responsabilità sull'equità delle scelte, anche nell'ottica del benessere delle generazioni future;

b) 'sostenibilità forte' ed 'approccio integrato': va garantito alle generazioni future un livello adeguato di risorse naturali non rinnovabili, che assicuri ad esse di soddisfare i propri bisogni. Non ammettendo la sostituibilità tra risorse, per tale approccio il problema dell'equità intergenerazionale diviene, ovviamente, più stringente.

Secondo la posizione di una 'sostenibilità debole', il problema della scelta del saggio sociale di sconto si traduce, nella pratica, in un aggiustamento verso il basso del saggio finanziario di sconto in modo da assicurare sia la convenienza degli investimenti pubblici rispetto a quelli privati, che gli interessi collettivi ed intergenerazionali. Il saggio di sconto, in ogni caso dovrebbe essere sempre positivo. Gli effetti sull'ambiente e sulle generazioni future, d'altra parte, andrebbero considerati più nella formazione dei valori da attualizzare, che attraverso aggiustamenti del saggio.

Più di recente, alcuni Autori hanno suggerito l'uso di saggi di sconto decrescenti nel tempo, quando sia coinvolto un orizzonte temporale molto lungo, o quando si tratti di risorse non rinnovabili, per temperare le aspettative di crescita del benessere con un principio di prudenza<sup>178</sup>.

Le posizioni riconducibili alla 'sostenibilità forte' rigettano, invece, il processo stesso di attualizzazione (saggio di sconto uguale a zero), in base ad un 'principio di precauzione' più forte, ponendo sullo stesso piano costi e benefici attuali e futuri e, dunque, le preferenze di tutte le generazioni. Le posizioni più radicali al riguardo, auspicano l'uso di saggi di sconto negativi, quando sia oggetto di valutazione l'uso di risorse non rinnovabili scarse o investimenti che comportino la produzione di esternalità ambientali negative di lungo periodo e non abbattibili con la tecnologia attuale.

#### 4.6.2 Indicazioni operative sulla scelta del saggio

Nonostante il dibattito sulla legittimità delle operazioni di sconto<sup>179</sup> e su quale sia l'eventuale ottimo livello del tasso sociale di sconto, non possa dirsi concluso, la letteratura sull'analisi costi-benefici sociale e sulla valutazione dei danni ai beni ambientali dà alcune importanti indicazioni per la scelta di tale saggio. Esse sembrano ispirate al principio che non sia tanto il contesto valutativo in sé a determinare il valore del saggio sociale di sconto, quanto piuttosto il ti-

176 Solow R., 'Sustainability: an Economist's perspective', in Dorfman R. e Dorfman N. (a cura di) *Economics of the environment, selected readings*, Norton, New York, 1993.

177 Page T., 1997, cit.

178 Si veda: Fisher A.C., Krutilla V., 'Resources conservation, environmental preservation and the rate of discount', *Quarterly Journal of Economics* LXXXVIII(2), 1974; Gollier C., 'Time horizon and the discount rate', mimeo, Université de Toulouse, 1999; Rochet J.C. ed al., 'Discounting an uncertain future', mimeo, Université de Toulouse, 1998.

179 Kula E., *Time Discounting and Future Generations: the Harmful Effects of an Untrue Economic Theory*, Westport, CT, Quorum Books, London, 1997.

po di risorsa danneggiata. Non va infine dimenticato, per ricondurre il problema all'oggetto di questo lavoro, che la scelta del saggio di sconto nel caso di stima di danni ambientali, soprattutto non catastrofici, è probabilmente meno controversa di quanto accada nel caso della valutazione degli investimenti pubblici di lungo periodo.

Da un lato, infatti, come sarà meglio evidenziato nel prossimo capitolo, molte componenti del danno all'ambiente hanno la caratteristica di riferirsi ad un orizzonte temporale circoscritto e limitato (costi di ripristino, danni transitori per interruzione di flussi di utilità, ecc.). Nel caso di danni transitori, dunque, la scelta di un determinato saggio di sconto rispetto ad un altro non ha effetti così marcati nella determinazione del valore attuale del danno, né coinvolge questioni di tipo etico riguardanti le generazioni future.

La scelta del saggio condiziona invece molto di più la quantificazione delle componenti permanenti di danno, determinando dei costi o delle disutilità che si perpetuano nel tempo. In questo caso, peraltro, la scelta di tassi di sconto prossimi allo zero o, addirittura negativi, ancorché giustificabili sul piano etico filosofico secondo alcuni studiosi, non troverebbe giustificazione pratica sul piano applicativo. La giurisprudenza e la normativa in materia di valutazione dei danni ambientali non consente, infatti, di imporre al responsabile il risarcimento di danni di entità per esso insostenibili<sup>180</sup>.

In termini operativi, la letteratura è concorde nel considerare a riferimento per la scelta del saggio di sconto sociale un **saggio 'a rischio zero' riferito ad un orizzonte temporale simile a quello considerato per la valutazione del danno. Tale saggio, andrebbe differenziato a seconda del tipo di risorsa danneggiata e dell'orizzonte temporale coinvolto**. In questo senso, si tratterebbe sempre di un saggio più basso rispetto a quello normalmente utilizzato nell'analisi costi benefici. Al riguardo, si possono citare:

- Rochet e Dorfman<sup>181</sup>, che sostengono la tesi di un saggio digressivo nel tempo. Più precisamente essi suggeriscono di riferirsi a: a) tassi finanziari di mercato per investimenti esenti da rischio (rendimenti di titoli pubblici), nel breve periodo; b) in mancanza di tassi finanziari di riferimento (generalmente non esistono emissioni di titoli pubblici superiori ai trenta anni), ad un saggio non superiore al 5% per periodi compresi tra 50 e 100 anni; c) a tassi digressivi per i periodi successivi, fino ad un livello intorno al 1.5% oltre i 200 anni.
- Per ciascuna componente del danno ambientale, NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration), suggerisce nella 'Natural Resource Damage Assessment Final Rule' per gli Stati Uniti<sup>182</sup>, di utilizzare un saggio di sconto esente da rischio. Al riguardo raccomanda di riferirsi ai rendimenti reali dei titoli emessi dal Tesoro e riferentesi ad orizzonti temporali analoghi a quelli della componente del danno che si va valutando nello specifico<sup>183</sup>. Questo vale per l'attualizzazione sia di costi di ripristino e/o di surrogazione, sia del valore dell'interruzione di servizi, che per riferire al momento attuale eventuali costi sostenuti da organismi pubblici per interventi di emergenza prima di reclamare il danno presso i responsabili; in questo ultimo caso, il tasso di riferimento per l'operazione di posticipazione è nominale e non reale. Nel caso di danni irreversibili alle risorse naturali, mancando riferimenti di mercato di così lunga durata, viene suggerito un tasso del 3%, come *proxy* del tasso sociale di preferenza temporale. Tale suggerimento non preclude la scelta di un tasso diverso, purché sia giustificato da chi effettua la stima. Come si può osservare, dunque, la normativa statunitense accetta,

180 ANPA (a cura di L. Sinisi e A. Guariniello), 'Il danno ambientale nell'ordinamento degli Stati europei e negli atti paneuropei', (mimeo), Roma, 1999.

181 1998, cit.

182 U.S. Federal Register, 15 CFR Part 990 'Natural resource damage assessment, Final Rule', Department of Commerce, 5 gennaio 1996 e successive modifiche.

183 Ove disponibili, gli organismi pubblici possono riferirsi a saggi di titoli emessi dallo specifico Stato o Tribù, purché di durata comparabile alla componente del danno.



nei fatti, un tasso che può essere variabile a seconda dell'orizzonte temporale considerato, in quanto agganciato al rendimento di titoli pubblici di durata analoga. Solo nel caso di stima del danno con la procedura semplificata di tipo A, adottabile esclusivamente nel caso di danni ambientali limitati o reclamati per una somma non superiore a 100 mila dollari, viene adottato un saggio di sconto fisso, pari al 3%<sup>184</sup>.

- Merita segnalare come nella fase di richiesta di osservazioni pubbliche preliminari all'emanazione della normativa statunitense, da numerosi parti sia stato suggerito di fissare normativamente il saggio di sconto, sottendendo una scelta politica di carattere squisitamente pubblico<sup>185</sup>. Al riguardo venivano proposti saggi tra il 3 ed il 7% nel caso di danni transitori (secondo la classificazione adottata in questo manuale) e inferiori al 3% per i danni permanenti.

Pur condividendo l'opinione che i tassi sociali di sconto per l'attualizzazione delle diverse componenti di danno all'ambiente andrebbero fissati in via normativa, anche se non si dovrebbe giungere ad una loro 'cristallizzazione', bensì andrebbero periodicamente ridefiniti con il procedere delle conoscenze ed in relazione agli andamenti economici, sembra opportuno, in assenza di tale normativa, di fornire alcune indicazioni di riferimento per il nostro Paese:

- a) il saggio di sconto andrebbe differenziato a seconda della componente del danno oggetto di stima utilizzando saggi progressivamente più bassi man mano che ci si riferisca ad orizzonti temporali più lunghi;
- b) per quanto possibile, sembra opportuno riferirsi a saggi finanziari di mercato 'esenti da rischio', quali i titoli pubblici, scegliendo di volta in volta a riferimento i rendimenti di titoli comparabili per orizzonte temporale alla componente del danno<sup>186</sup>. Da questo punto di vista, dopo l'adesione alla moneta unica, i riferimenti alle emissioni nazionali e, soprattutto comunitarie, dovrebbero essere molto più assimilabili a 'rendimenti a rischio zero', rispetto al recente passato, quando, soprattutto le emissioni a breve, scontavano un premio legato alla forte domanda di finanziamento corrente del debito pubblico.
- c) Per le componenti del danno di lungo periodo, in assenza di un riferimento sul mercato finanziario, può essere assunto a riferimento una stima del saggio di capitalizzazione dei suoli ad esclusiva destinazione agricola, stimabile in un tasso non superiore al 2-3%, su di un orizzonte trentennale, ed al 1-1,5%, nel più lungo periodo. Tali tassi, nella nostra realtà, risultano più contenuti di quelli riscontrabili in altri paesi in virtù della scarsità di suolo agrario per la produzione di beni primari; tale scarsità è assimilabile, per certi versi, a quella riscontrabile per certe risorse naturali a fruizione pubblica.

#### 4.6.3 La scelta del momento cui riferire la stima: il momento 'zero'

Per meglio comprendere quanto sarà esposto nel prossimo capitolo, sembra opportuno chiarire che cosa si intenda per momento 0 (zero), cioè il riferimento temporale per le operazioni di sconto delle componenti del danno stimate. Senza entrare nelle implicazioni di natura giuridica di questa scelta, la coerenza economica del processo di valutazione suggerisce di fissare il 'momento zero' in concomitanza con l'insorgere dell'evento dannoso. In tal modo è possibile attualizzare tutti i valori stimati con riferimento ad uno stesso momento, certo, coerente con la logica di stima 'con-senza' e non legato alla durata del procedimento giudiziale

184 U.S. Federal register, 43 CFR Part 11 Natural resources damage assessment: Type A procedures; Final Rule, Department of the Interior, 7 maggio 1996 e successive modifiche.

185 In questa direzione si muovono peraltro anche numerosi Organismi Internazionali (si veda World Bank-Fao, cit.)

186 A tale proposito si ricorda che i titoli pubblici di riferimento più diffusi nel nostro Paese sono, attualmente, i buoni ordinari del tesoro (BOT) per le componenti il danno a breve termine (meno di 1 anno), i certificati di credito del tesoro (CCT) per i danni a medio termine, ed i buoni del tesoro poliennali (BTP) per quelli di più lungo termine (fino a trent'anni).



che porta alla liquidazione del risarcimento. Qualora quest'ultimo abbia luogo, come prevedibile, con un certo ritardo temporale rispetto al 'momento zero' la stima del danno potrà essere riportata alla attualità con un'operazione di posticipazione ad un appropriato saggio (saggio legale, tasso finanziario nominale 'a rischio zero' di durata analoga al periodo di posticipazione). In questo modo si avrebbe una rivalutazione delle eventuali spese di emergenza già sostenute dalla collettività ad un costo di opportunità finanziario collettivo<sup>187</sup>.

#### 4.6.4 Cenni di matematica finanziaria

Nell'introduzione al paragrafo 4.6, è stato illustrato come ottenere il valore attuale (PV) di una serie di valori ( $V_t$ ) che si formano in diversi momenti futuri ( $t$ ). In particolare, se la scansione temporale è annuale, il valore attuale può essere ottenuto mediante la seguente formula:

$$PV = \sum_{t=0}^T \frac{V_t}{(1+i)^t}$$

Tale formula generale consente di affrontare tutte le situazioni teoricamente possibili ma, in certi casi, implica calcoli piuttosto pesanti, se non impossibili, da effettuare: ad esempio, quando i valori si ripetono un numero infinito di volte. Per agevolare il valutatore sono state messe a punto delle formule, tutte derivate da quella fondamentale sopra riportata, che in certi casi semplificano notevolmente i calcoli da eseguire. Tali formule sono applicabili quando le serie di valori da attualizzare assumono la connotazione di annualità o di periodicità costante. Una annualità costante è un valore fisso che si forma con cadenza annuale (ogni anno). Una periodicità costante è un valore fisso che si forma con cadenza periodica pluriennale (ogni  $n$  anni). Annualità e periodicità, inoltre, possono essere anticipate o posticipate, limitate o illimitate. Un'annualità (periodicità) è anticipata quando si verifica all'inizio dell'anno (periodo), mentre è posticipata se si realizza alla fine. L'annualità (periodicità) è limitata se si verifica un numero finito di volte, illimitata se si verifica un numero infinito di volte.

Nel prospetto seguente sono riassunte le formule utilizzabili per individuare il valore attuale (PV), detto anche accumulazione iniziale, di annualità ( $a$ ) e di periodicità ( $p$ ) costanti, anticipate e posticipate, limitate ed illimitate.

CADENZA DEL VALORE				
Orizzonte temporale	Annuale		Periodica	
	Anticipata	Posticipata	Anticipata	Posticipata
Limitato	$PV = a(1+i) \frac{(1+i)^n - 1}{i(1+i)^n}$	$PV = a \frac{(1+i)^n - 1}{i(1+i)^n}$	$PV = p(1+i)^n \frac{(1+i)^n - 1}{(1+i)^n - 1} \cdot \frac{1}{(1+i)^n}$	$PV = p \frac{(1+i)^n - 1}{(1+i)^n - 1} \cdot \frac{1}{(1+i)^n}$
Illimitato	$PV = a \frac{1+i}{i}$	$PV = \frac{a}{i}$	$PV = p \frac{(1+i)^n}{(1+i)^n - 1}$	$PV = \frac{p}{(1+i)^n - 1}$

187 Da questo punto di vista la normativa statunitense è diversa: essa fissa come momento zero quello in cui si accerta il danno e lo si reclama in sede giudiziale. I danni stimati successivamente a tale momento sono attualizzati ad un tasso reale finanziario a rischio zero, mentre gli eventuali costi sostenuti dall'ente pubblico, per interventi di emergenza, immediatamente dopo l'insorgere dell'evento dannoso ma prima del momento zero, sono posticipati allo zero con un tasso finanziario a 'rischio zero' nominale. Data la lunghezza dei procedimenti giudiziari nel nostro Paese, la scelta proposta sembra operativamente più semplice e più prudente.

$i$  = tasso di interesse espresso in decimali.  
 $PV$  = valore attuale  
 $a$  = annualità  
 $p$  = periodicità  
 $n$  = numero di annualità o numero di anni del periodo  
 $t$  = numero di periodicità.

Si illustrano ora alcuni esempi dell'uso delle formule accumulazione iniziale applicate alla stima del danno ambientale.

1. Uno sversamento inquinante determina la necessità di ripulire ogni anno, per i prossimi 12 anni, le rive di un fiume ed il costo annuo è pari a 2000 euro. La prima ripulitura avverrà fra un anno ed il tasso di sconto è pari al 5%.

La spesa per ripulitura è, quindi, una annualità costante (2000 €), posticipata (la prima spesa sarà fra un anno), limitata. Il valore attuale del flusso di spesa futura sarà pari a:

$$PV = 2000 \frac{(1 + 0,05)^{12} - 1}{0,05(1 + 0,05)^{12}} = 2000 \times 8,863251 = 17726,5$$

Se la prima ripulitura, invece, avviene immediatamente, la spesa diventa una annualità costante, anticipata e limitata. In questo caso, il valore attuale delle spese sarà pari a:

$$PV = 2000(1 + 0,05) \frac{(1 + 0,05)^{12} - 1}{0,05(1 + 0,05)^{12}} = 2000 \times 9,30641 = 18612,8$$

2. Il ripristino di un ecosistema compromesso da un incendio doloso prevede 4 interventi di manutenzione ai reimpianti arborei ed arbustivi. Il primo intervento si verificherà fra 10 anni, ed i successivi tre, ogni 5 anni a partire dal primo. Il costo di ciascun intervento è di 20000 € ed il saggio di interesse è pari al 3%. La spesa manutentiva si configura come una periodicità quinquennale, anticipata e limitata, che inizia fra dieci anni. L'ammontare del valore attuale è pari a:

$$PV = 20000(1 + 0,03)^5 \frac{(1 + 0,03)^{20} - 1}{(1 + 0,03)^5 - 1} \times \frac{1}{(1 + 0,03)^{20}} \times \frac{1}{(1 + 0,03)^{10}}$$

semplificando si ottiene:

$$PV = 20000 \frac{(1 + 0,03)^{20} - 1}{(1 + 0,03)^5 - 1} \times \frac{1}{(1 + 0,03)^{25}}$$

$$PV = 20000 \times 5,06 \times 0,4776 = 48333$$

Se la spesa di manutenzione, anziché verificarsi per sole quattro volte, fosse permanente, essa si configurerebbe come una periodicità quinquennale, anticipata e illimitata, che inizia fra dieci anni. In questo caso il valore attuale delle spese future ammonterebbe a:

$$PV = 20000(1 + 0,03)^5 \frac{1}{(1 + 0,03)^5 - 1} \times \frac{1}{(1 + 0,03)^{10}}$$

e quindi:

$$PV = 20000 \frac{1}{(1 + 0,03)^5 - 1} \times \frac{1}{(1 + 0,03)^5}$$

$$PV = 20000 \times 6,2785 \times 0,8626 = 108316,7$$

3. Un intervento abusivo di escavazione ha alterato in modo permanente il livello di una falda utilizzata dalla collettività per approvvigionamento idrico. Tale alterazione provoca un aumento, permanente, nei costi annui di approvvigionamento idrico pari a 50000 €. L'incremento di spesa si configura come una annualità costante, posticipata e illimitata. Dato un saggio del 2%, l'ammontare attuale delle spese future è pari a:

$$PV = \frac{50000}{0,02} = 2500000$$

## 5. Procedure per la valutazione del danno ambientale

### 5.1 Premessa

Come evidenziato nei capitoli precedenti, l'effetto ambientale di un evento avverso di natura antropica (inquinamento, abusivismo, sfruttamento delle risorse naturali, ecc.) è configurabile in qualsiasi modificazione della componente fisica, biologica, ecologica, o antropica indotta dall'evento medesimo.

#### Esempio: l'inquinamento idrico

*Di seguito vengono segnalati alcuni effetti dell'inquinamento idrico:*

- a) impedimento all'uso delle acque per scopi potabili;*
- b) difficoltà e/o problemi nel trattamento di potabilizzazione delle acque;*
- c) impedimento dell'uso irriguo dell'acqua per gli effetti legati alla fitotossicità;*
- d) effetti di bioaccumulo di sostanze tossiche nei pesci o nei vegetali irrigati con acqua inquinata e possibile propagazione di tali effetti lungo la catena alimentare fino a raggiungere l'uomo;*
- e) danni alle strutture e agli impianti industriali per effetto dell'aggressività, corrosività, durezza, incrostazioni, ecc.;*
- f) aumento dei costi di produzione delle aziende per effetto degli investimenti necessari per ottenere le acque adatte al processo produttivo;*
- g) effetti sulla navigazione, soprattutto di canali e dei laghi, dovuti a depositi di fango o abnormi crescite algali;*
- h) danni economici agli operatori turistici a causa dei mancati introiti per eventi legati all'inquinamento idrico;*
- i) danni economici alla pesca professionale;*
- j) effetti sull'uso ricreativo come la pesca sportiva, il nuoto, il canottaggio, ecc.;*
- k) danni alla biodiversità a causa della perdita irreversibile di specie animali e vegetali;*
- l) contaminazione dei sedimenti;*
- m) modificazioni irreversibili dell'equilibrio ecologico dell'ecosistema;*
- n) danni alle funzioni ecologiche svolte dall'ecosistema fluviale e/o lacustre (es. fitodepurazione);*

L'identificazione e valutazione di un effetto avviene seguendo il **principio con/senza evento**, descritto nell'introduzione al capitolo 3<sup>188</sup>. L'effetto viene identificato e misurato per differenza tra la situazione in presenza del danno e quella che si sarebbe verificata se esso non fosse avvenuto. L'approccio con/senza evento permette infatti di valutare il danno nella sua pienezza, cioè:

- a) tenendo conto anche dell'evoluzione del sistema in assenza del danno, evitando di considerare modificazioni che sarebbero comunque avvenute. Infatti, le modificazioni di alcuni fattori potrebbero essere già in atto nel momento in cui si verifica l'evento e, dunque, da esso indipendenti. In generale, questo può essere pienamente accertato solo in presenza di un sistema di monitoraggio ambientale continuo, prolungato nel tempo ed indipendente dall'evento<sup>189</sup>.
- b) Senza tenere conto degli adattamenti del sistema che potrebbero mitigare la sua entità o che, paradossalmente, potrebbero rappresentare delle opportunità per alcuni dei soggetti che hanno subito il danno medesimo. Tuttavia, questi vantaggi non vanno considerati nella valutazione del danno come elementi di mitigazione (il che accadrebbe seguendo un approccio 'ante/post'), perché non causati direttamente dalle azioni del danneggiante quanto dall'abilità di alcuni dei soggetti danneggiati nel cogliere le opportunità che esso crea.

<sup>188</sup> L'approccio 'con-senza' è quello cui si ispira la stessa analisi Benefici-Costi nella valutazione degli investimenti pubblici. Si veda, ad esempio, Pennisi, cit.

<sup>189</sup> Cochrane H., 'La valutazione dei danni dovuti a disastri naturali e procurati dall'uomo', in Fusco Girard L. (a cura di) *Estimo ed economia ambientale: le nuove frontiere nel campo della valutazione*. Studi in onore di Carlo Forte, Franco Angeli, Milano, 1993.

Nell'esempio dell'inquinamento idrico, l'impedimento dell'uso dell'acqua irrigua inquinata abbassa la produzione annuale di mais. Supponiamo che tale produzione, nel corso dell'anno precedente, fosse pari a 1000 ton. Nell'anno in cui accade l'evento avverso il mais non è irrigato e la produzione risulta di 600 ton. In questo caso la variazione, pari a 400, è imputabile tutta all'inquinamento?

In realtà, la perdita effettiva dovrebbe essere valutata nell'anno in cui si è verificato l'evento avverso ed espressa in termini di produzione attesa in funzione dell'andamento produttivo osservato nel lungo periodo, con e senza l'irrigazione. Se, in presenza di un trend negativo dovuto, per esempio, a fattori di mercato e/o a nuove norme prescrittive sull'uso di input chimici, la produzione attesa in irriguo fosse stimabile in 850 ton, la perdita effettivamente imputabile alla mancata irrigazione dovrebbe ammontare a sole 250 ton.

In linea generale, un'applicazione rigorosa del criterio con/senza evento consente di evidenziare, identificare e valutare anche degli effetti apparentemente trascurabili.

Nel caso di inquinamento idrico questi effetti potrebbero riguardare tutti gli effetti non direttamente osservabili, perché attenuati o annullati, dalla capacità di assorbimento o autodepurazione del sistema fluviale (es. ridotte quantità di inquinanti organici, fertilizzanti naturali, ecc. riassorbiti dagli organismi del fiume o degradati dall'acqua).

**L'effetto sull'ambiente di un evento avverso può essere esaminato sotto diversi profili, tra loro diversi, anche se collegati<sup>190</sup>:**

**1. profilo scientifico:** il cui obiettivo è lo studio dell'alterazione dei sistemi fisici, biologici, vitali, sociali;

**2. profilo antropocentrico,** il cui obiettivo, è la misurazione del valore economico dei beni ambientali che interessano l'*homo economicus*;

**3. profilo politico e sociale,** il cui obiettivo, che ricomprende i due sopra menzionati, è la gestione del sistema sociale e, spesso, implica un ordinamento di valori.

Questo studio affronta il problema della valutazione economica del danno all'ambiente che, al pari di qualsiasi approccio che implica l'attribuzione di valori monetari, soffre il limite dell'analisi sostanzialmente antropocentrica.

Pur ponendo l'attenzione soprattutto sul benessere degli individui, la crescente domanda di beni ambientali e la sempre maggiore sensibilizzazione dell'opinione pubblica verso i problemi dell'ambiente, impongono tuttavia una visione orientata verso obiettivi prevalentemente ecologici e naturalistici.

Sotto un profilo antropocentrico, un modo per contemperare queste due esigenze, è quello di fare riferimento, per quanto possibile, alla nozione di VET, valore economico totale (par. 2.4), valutando, quindi, non solo le componenti legate alla fruizione del bene ambientale mediate da varie forze di mercato, ma anche quelle di non-uso, quando esse siano rilevanti, per assicurare il livello di benessere atteso dalla collettività (figura 4.1). Come evidenziato nel paragrafo 4.2, peraltro, la stima monetaria delle componenti di non-uso (opzione, quasi-opzione, lascito, esistenza) è più controversa<sup>191</sup>, e richiede metodi di tipo diretto. Per questo, in molte fattispecie di danno ambientale, di natura non catastrofica, la valutazione può limitarsi alle sole componenti d'uso, stimabili in via indiretta, quando possano considerarsi trascurabili quelle di non-uso.

<sup>190</sup> Howe C., cit.

<sup>191</sup> Cummings R.G., Harrison G.W., 'Identifying and measuring Non-use values for natural environmental resources: a critical review', Mimeo, 1992; Cummings R.G., Harrison G.W., 'The measurement and decomposition of non-use values: a critical review', Environmental and resource economics, 5, pp. 225-247, 1995.

D'altra parte, la visione strettamente antropocentrica è criticata, soprattutto da quanti sostengono l'esigenza di una 'sostenibilità forte' dello sviluppo, in quanto non è in grado di valutare compiutamente componenti di esistenza (chiamate da taluni valori intrinseci), difficilmente apprezzabili dall'uomo, vuoi per limiti conoscitivi, vuoi per ragioni etiche, ecc.<sup>192</sup>.

**Si tratta, in ogni caso del limite degli usuali metodi estimativi di valutazione monetaria, che falliscono, tranne in alcuni casi (ripristinabilità e/o surrogabilità del bene ambientale danneggiato), nella valutazione di queste componenti del danno<sup>193</sup>.**

Esse sono dunque esprimibili solo in termini di indicatori fisici e la loro traduzione in termini monetari è possibile solo in via approssimata, come profitto indebito o in via equitativa (vedi paragrafo 5.8) come contemplato dall'articolo 18.

## 5.2 Dall'effetto al danno

Nella fase scientifica il primo passaggio è la misurazione degli effetti cioè la quantificazione tecnica del danno.

Gli studi scientifici, non debbono porsi, dunque, problemi di valutazione monetaria, ma si prefiggono l'obiettivo di stabilire l'entità degli effetti, misurati in termini fisici, sulla base delle relazioni esistenti tra le diverse componenti del sistema esaminato e correlati all'evento avverso considerato. Ciò nonostante, l'analisi scientifica fornisce informazioni, utili anche in sede di valutazione economica, sulla natura, sull'entità fisica del danno nonché sulle relazioni funzionali causa-effetto che possono coinvolgere varie componenti del sistema. Alcuni di questi effetti assumono un valore monetario perché coinvolgono, direttamente o indirettamente, dei beni di mercato.

**Gli effetti sono di natura complessa e molteplice:** effetti sui fattori biotici (specie animali e vegetali) e abiotici (radiazione, acqua, elementi minerali, ecc.), sugli ecosistemi ecologici, sull'assetto (idrogeologico, paesaggistico, ecc.) del territorio, sulle attività economiche (produttive e di consumo), sul patrimonio (capitale prodotto dall'uomo, storico-culturale, ecc.).

**L'individuazione e la valutazione di un evento avverso presuppone una distinzione tra il concetto di effetto e di danno, cioè il passaggio dal profilo scientifico (che individua dei parametri misurati in termini di grandezze fisiche) a quello economico (antropocentrico), ricordato in precedenza. Infatti, per effetto si intende una qualsiasi modificazione del sistema (fisico, biologico, economico, sociale, ecc.) conseguente all'evento avverso. Per danno misurabile, inteso in questa sede, si intendono le modificazioni indotte dall'evento che si riflettono in una diminuzione dell'utilità o benessere collettivo<sup>194</sup>.**

A questo punto, è necessario chiarire **fino a che punto si deve spingere la valutazione**. L'applicazione corretta del principio con/senza evento impone, infatti, una valutazione rigorosa di tutti gli effetti rilevabili in termini fisici e misurabili in valore.

A tale proposito, lo schema proposto nella Tabella 5.1 rappresenta un tentativo di analisi degli effetti sotto il profilo sociale, distinguibile in ecologico/ambientale ed economico. Sotto il **profilo sociale**, tutti gli effetti si possono considerare rilevanti perché comportano una modificazione delle condizioni esistenti prima dell'evento, ma la loro misurazione non è semplice e tanto meno la loro monetizzazione.

Questi effetti, sono distinguibili in due categorie: quelli **ecologici, in senso stretto<sup>195</sup>**, e quelli

192 Commissione Europea, DG XI, 1996, op. cit. pp. 1.3.

193 Questo limite, peraltro, è chiaramente richiamato anche nel 'Libro Bianco' comunitario, cit.

194 L'utilità o benessere collettivo fa riferimento a tutti gli aspetti, economici e non, che possono influenzare il comportamento o il livello di soddisfazione degli individui (vedi cap. 3).

195 Sono compresi in questa categoria, così indicata per brevità, tutti gli effetti esprimibili solo in termini di indicatori abiotici, biotici o sistemici.

**economici.** I maggiori problemi sorgono nella valutazione dei danni ai sistemi ecologici o naturali per le difficoltà di identificazione e, soprattutto, di misurazione che spesso può avvenire solo in termini di parametri fisici (indicatori biologici, fisici, ambientali, ecc.). La monetizzazione diretta di questi effetti resta limitata ai casi di eventuale ripristino delle condizioni iniziali e a tutti i casi in cui la collettività è in grado di percepire la gravità e le conseguenze di queste tipologie di danno.

Gli effetti economici non pongono particolari difficoltà di valutazione, né in base al criterio della gravità del danno, né in termini di costo di ripristino (se possibile), né come profitto indebito<sup>196</sup> (art. 18 L. 349/86). Essi, infatti, si sostanziano in componenti del danno che fanno riferimento diretto o indiretto a dei prezzi di mercato (cap. 4).

**Tabella 5.1: Criteri e metodi per la quantificazione e stima del danno**

EFFETTI		CRITERI DI STIMA DEL DANNO (ART. 18)		
		Entità del danno	Costo di ripristino	Profitto indebito
Sociali	Ecologici	<i>fisici</i>	<i>monetari</i>	<i>monetari</i>
	Economici	<i>monetari</i>	<i>monetari</i>	<i>monetari</i>

Ad esempio, il danno arrecato in seguito all'impossibilità di irrigare con acqua inquinata viene valutato dalla riduzione del potenziale produttivo sofferto a seguito della minore disponibilità idrica (ad esempio, 100 ton di cereali). Per stimare correttamente il danno effettivamente sofferto dal danneggiato, pari ai mancati ricavi al netto dei mancati costi di produzione, occorre quantificare il valore della produzione mancata al netto dei relativi costi evitati<sup>197</sup>.

Tornando ora agli effetti ecologici, il crescente interesse verso i beni e servizi ambientali ha stimolato la ricerca di nuovi metodi di analisi, con l'intento:

1. di definire indicatori sociali e ambientali in grado di monitorare fenomeni ambientali e sociali non direttamente monetizzabili;
2. di capire fino a che punto si può spingere la monetizzazione di beni ambientali senza un esplicito valore di mercato (es. attività ricreative su suolo pubblico, salute derivata dall'aria pulita, ecc.).

Allo stato attuale, gran parte degli effetti ecologici, peraltro, sono misurabili solo in termini di indicatori fisici, è misurabile cioè solo la loro entità.

La loro stima monetaria è perseguibile solo nei casi in cui si intraveda la possibilità di un recupero delle condizioni esistenti prima dell'evento (costi di ripristino) o quando si intenda procedere alla definizione di misure previste dalla norma (profitto del trasgressore).

Per facilitare l'identificazione e la valutazione degli effetti rilevanti da un punto di vista non solo economico, ma anche ecologico, ne si può tentare **una classificazione** che faccia riferimento (fig. 5.1): a) **alla natura dei beni colpiti** (danni alle attività economiche, al patrimonio, all'ecosistema, ai beni storico-culturali, danni diretti sull'uomo), b) **alle modalità di manifestazione** (danni diretti o indiretti), c) **alla reversibilità** degli effetti (danni reversibili e irreversibili), d) **all'orizzonte temporale di valutazione** (danni temporanei e permanenti).

<sup>196</sup> Come già ricordato, la valutazione dei danni, sia ecologici sia economici, mediante l'accertamento del profitto indebitamente percepito dal danneggiante non può essere considerata come un strumento di monetizzazione del danno, ma solo come una misura per la valutazione equitativa prevista dalla normativa vigente (vedi paragrafo 4.1).

<sup>197</sup> In Estimo tale concetto è espresso come 'frutto pendente'.



**Esempio: Valutazione del danno di inquinamento idrico****1. Entità del danno**

- a) impedimento all'uso delle acque per scopi potabili
  - ⇒ costo di surrogazione per la fornitura di acqua potabile alternativa;
- b) difficoltà e/o problemi nel trattamento di potabilizzazione delle acque
  - ⇒ costo per il potenziamento e/o adeguamento degli impianti di potabilizzazione;
- c) impedimento dell'uso irriguo dell'acqua per gli effetti legati alla fitotossicità;
  - ⇒ valore del reddito perduto;
- d) effetti di bioaccumulo di sostanze tossiche nei pesci o nei vegetali irrigati con acqua inquinata e possibile propagazione di tali effetti lungo la catena alimentare fino a raggiungere l'uomo
  - ⇒ indicatori ecotossicologici (cronici), maggiori rischi per la salute (maggiori spese mediche);
- e) impedimenti all'uso dell'acqua per scopi industriali (ad esempio nelle industrie alimentari)
  - ⇒ mancato reddito per la produzione perduta, costo per l'approvvigionamento di acqua da fonti alternative, eventuali costi di depurazione delle acque inquinate;
- f) danni alle strutture e agli impianti industriali per effetto dell'aggressività, corrosività, durezza, incrostazioni, ecc.
  - ⇒ costo per il riadeguamento degli impianti limitatamente al danno arrecato dalle acque;
- g) aumento dei costi di produzione delle aziende per effetto degli investimenti necessari per ottenere le acque adatte al processo produttivo
  - ⇒ maggiori costi di produzione o dei costi necessari alla sostituzione degli impianti danneggiati ma solo per la quota imputabile ai danni prodotti dalle acque inquinate;
- h) effetti sulla navigazione, soprattutto di canali e dei laghi, dovuti a depositi di fango o abnormi crescite algali
  - ⇒ maggiori costi di trasporto dovuti al rallentamento della navigazione, costo per l'impiego di mezzi di trasporto alternativi (es. su strada);
- i) effetti igienici sull'uomo dovuti alle acque maleodoranti che lambiscono strade o centri abitati
  - ⇒ diminuzione del valore degli immobili, rischi per la salute, misure difensive (es. installazione di impianti di condizionamento);
- j) danni economici agli operatori turistici a causa dei mancati introiti per eventi legati all'inquinamento idrico
  - ⇒ diminuzione del reddito sofferta dagli operatori turistici;
- k) danni economici alla pesca professionale
  - ⇒ diminuzione di reddito sofferta dai pescatori;
- l) effetti sull'uso ricreativo come la pesca sportiva, il nuoto, il canottaggio, ecc.
  - ⇒ costo per l'accesso a servizi alternativi (pesca, nuoto canottaggio, in altri corsi d'acqua);
- m) inquinamento delle falde idriche sotterranee
  - ⇒ costo di surrogazione delle acque in falda in relazione agli usi (irriguo, potabile, imbottigliamento);
- n) occlusione di ravvenimenti di falde o di terreno agrario a causa dei materiali in sospensione
  - ⇒ costo per accedere a fonti d'acqua alternative a causa della limitata disponibilità idrica;
- o) danni alla biodiversità a causa della perdita irreversibile di specie animali e vegetali (alterazioni dell'ecosistema)
  - ⇒ valutazioni basate su indici e indicatori di biodiversità;
- p) alterazioni nella composizione dei sedimenti (livello di inquinamento)
  - ⇒ valutazioni fisiche basate su indicatori di qualità dei sedimenti;
- q) danni alle funzioni ecologiche svolte dall'ecosistema fluviale e/o lacustre (es. fitodepurazione)
  - ⇒ valutazioni fisiche basate su indicatori funzionali dell'ecosistema;
- r) effetti sul paesaggio
  - ⇒ valutazioni fisiche basate su indicatori di qualità del paesaggio, valori immobiliari (metodo edonimetrico).

**2. Costo di ripristino**

Sommatoria di tutte le spese sostenute per il ripristino della qualità delle acque:

- ⇒ costo degli impianti per la depurazione delle acque superficiali;
- ⇒ costo delle operazioni di bonifica delle falde e dei sedimenti (scavi, riporto, ecc.);
- ⇒ costo delle operazioni di pulitura delle acque dalle alghe e/o depositi di sedimenti;
- ⇒ costo per il recupero dell'ecosistema acquatico.

**3. Profitto del trasgressore**

Sommatoria di tutti i benefici indebitamente percepiti dal danneggiante dall'inizio dell'evento avverso fino all'accertamento e alla sospensione coattiva di tale evento.

- a) Valutazione dei maggiori dei profitti;
- b) operativamente, valutazione dei minori costi di produzione e/o dei maggiori ricavi
  - ⇒ costi evitati (mancata installazione del depuratore, adozione di tecnologie pulite, ecc.);
  - ⇒ maggiori ricavi derivanti dalla maggior produzione ottenuta in virtù della mancata internalizzazione dei costi di inquinamento.

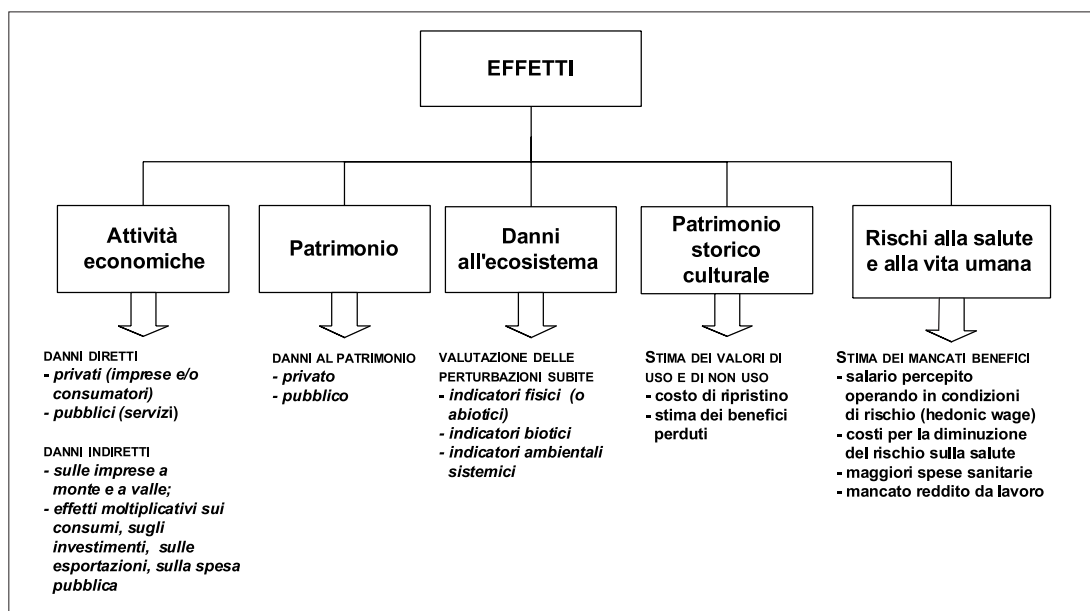


Figura 5.1: Schema di identificazione degli effetti a fini valutativi

Ovviamente, in una situazione a regime questo schema andrebbe definito secondo uno schema prescrittivo definito dall'autorità pubblica, come avviene, ad esempio, negli Stati Uniti<sup>198</sup>.

### 5.3 Danni diretti e indiretti

Un evento avverso può avere un effetto negativo su coloro (imprese e consumatori) che subiscono direttamente il danno, ma anche degli effetti indiretti a carico dei settori che operano a monte e valle rispetto all'attività direttamente colpita.

Ad esempio, si ipotizzi che i reflui inquinanti di una conceria siano stati accidentalmente scaricati in un canale, danneggiando la fertilità dei terreni circostanti e compromettendo le coltivazioni agricole in corso. A livello di aziende agricole, il danno diretto viene stimato dai mancati redditi lordi realizzabili dalla produzione: produzione lorda vendibile al netto dei costi colturali e di raccolta non ancora sostenuti. Se l'evento si fosse verificato in largo anticipo rispetto alla semina, l'agricoltore, probabilmente, non avrebbe acquistato i fattori produttivi (sementi, fertilizzanti, pesticidi, carburanti) né assunto salariati avventizi. I settori a monte che forniscono beni o servizi all'attività agricola avrebbero subito un danno indiretto, pari alla perdita di reddito o di salario per il mancato impiego di fattori produttivi. Analogamente, i settori a valle, che dipendono dai prodotti di quella specifica coltivazione, potrebbero soffrire un danno indiretto a causa della mancata disponibilità di output. I danni indiretti, sia a monte sia a valle, dovrebbero essere conteggiati nella valutazione dei danni complessivi.

Ed inoltre, si pensi ad esempio, al danno ad un bene pubblico quale un lago: oltre al danno diretto subito dai pescatori e da quanti fruiscono liberamente del lago a scopo ricreativo, costituiscono danni indiretti da valutare, se non già reclamati dagli interessati, quelli subito dalle attività economiche colpite di riflesso. È questo il caso, ad esempio, delle imprese turistiche e di tutto l'indotto colpito dal diminuito afflusso turistico conseguente all'inquinamento del lago.

Formalmente una stima corretta degli effetti deve includere tutti danni, **sia quelli diretti che gli indiretti, purché questi ultimi siano non trascurabili sul piano economico**. Come si vedrà in seguito, la stima dei danni indiretti è in genere più difficile rispetto a quella dei danni diretti, soprattutto quando l'effetto dell'evento avverso ha una ricaduta a cascata su molti comparti economici e su di un territorio ampio. In questo caso, la stima delle componenti indirette del danno richiede l'impiego di metodologie di analisi più complesse e, talora, di difficile applicabilità in concreto, soprattutto su scala sub-nazionale (vedi paragrafo 5.7.1). Quando la ricaduta dell'evento avverso è invece più limitata, sia nello spazio che quanto a comparti colpiti, la valutazione del danno indiretto è, in generale, più agevole.

In generale, **la necessità di procedere o meno alla stima delle componenti indirette del danno dovrebbe essere valutata caso per caso e considerata con una particolare attenzione già nella fase preliminare, in relazione alla rilevanza dell'evento avverso e deve sempre essere dimostrato il nesso causale con il danno ambientale occorso a seguito dell'illecito contestato**.

#### 5.4 Danni reversibili e irreversibili

La reversibilità del danno è sicuramente uno degli aspetti più importanti nella valutazione degli effetti sull'ambiente: essa si riferisce alla possibilità concreta di ristabilire, in modo stabile e definitivo, le condizioni esistenti prima dell'evento avverso.

La reversibilità è condizionata dagli effetti e dalla natura fisico-chimico-biologica dell'evento e degli effetti e dalle peculiarità dei beni colpiti. Un ripristino totale e definitivo delle attività economiche o del patrimonio costruito dall'uomo che è stato danneggiato (purché non rivesta particolare importanza dal punto di vista storico-culturale) è verosimile, perché coinvolge dei beni prodotti dall'uomo e, quindi, riproducibili.

Per contro, gli effetti sugli ecosistemi, sul patrimonio storico o sulla salute possono produrre dei danni irreversibili ed il ripristino delle condizioni iniziali appare difficoltoso, se non addirittura impossibile, come per esempio l'estinzione di una specie. Tuttavia, in questi casi, sono stati proposti dei metodi di valutazione basati non tanto sul ripristino, quanto sulla valutazione equitativa del danno.

In altri casi, la reversibilità è solo parziale ed interessa solo alcune componenti del danno, in particolare quelle legate al ripristino delle attività produttive o patrimoniali danneggiate, ma esclude quelle legate agli aspetti ecologici.

Indipendentemente dal grado di reversibilità/irreversibilità del danno, è utile, a fini valutativi, **individuare una fase transitoria e una permanente** come schematizzato in figura 6.3. Gli andamenti illustrati, sono puramente esemplificativi e non esaustivi di tutte le modalità con cui i danni si potrebbero manifestare, diffondere, mitigare o ripristinare nei casi concreti; del resto il loro andamento è così variabile da caso a caso da impedire qualsiasi standardizzazione. In tal senso, la schematizzazione va vista come la descrizione del percorso logico da seguire nell'analisi, che andrà adattata di volta in volta.

La fase transitoria tipica dei momenti immediatamente successivi all'evento avverso, è caratterizzata da una variazione nel tempo degli effetti e dei danni. Queste fluttuazioni possono essere dovute a vari motivi: il progressivo diffondersi degli effetti nell'ambiente, la resilienza o reattività dell'ecosistema alle perturbazioni causate dall'evento avverso, l'adozione di eventuali misure di mitigazione dei danni, l'implementazione e l'efficacia degli interventi di ripristino.

All'interno della fase transitoria si può distinguere un periodo iniziale, compreso tra l'inizio dell'evento e il momento di accertamento del danno e relativa sospensione dell'evento avverso, e un secondo periodo in cui si attuano le misure di ripristino e/o mitigazione del danno.

**La fase transitoria** ha inizio con l'insorgere dell'evento avverso (momento 'zero') e si conclude quando gli effetti del danno o scompaiono o si stabilizzano nel tempo. Più in particolare:

1. nella fase transitoria, fino all'accertamento dell'evento avverso (periodo  $0 \rightarrow m$ ), l'entità del danno tende ad aumentare con un andamento che dipende dall'intensità e modalità con cui si manifesta l'azione dannosa e dalle peculiarità del bene danneggiato. In questa fase, il danneggiante sfrutta l'ambiente e ne trae un vantaggio in termini di profitto indebito.

2. nella fase transitoria, dopo l'accertamento e sospensione della causa del danno ( $m \rightarrow n$ ), si mettono in atto le misure di ripristino e/o mitigazione che dovrebbero attenuare la gravità del danno fino al completo ristabilimento delle condizioni iniziali (danno reversibile). Spesso, gli sforzi per il ripristino consentono solo un recupero parziale (danni parzialmente reversibili). In altri casi, gli effetti producono danni che non possono essere né recuperati né mitigati (es. distruzione di un sito storico irriproducibile, estinzione di una specie). Nelle situazioni più gravi, gli effetti iniziali continuano a propagarsi nell'ambiente e ne peggiorano la qualità anche dopo la sospensione dell'evento avverso. In questi ultimi due casi si parla di danni completamente irreversibili.

I danni transitori possono essere valutati con riferimento o alla gravità e agli eventuali costi di ripristino o al profitto indebito. Il criterio di gravità, che si propone una quantificazione del danno comprensiva sia degli effetti ecologici che economici, interessa tutta la fase transitoria. Dopo l'accertamento e sospensione dell'azione dannosa, può iniziare la fase di ripristino, che attenua la gravità del danno fino al completo o parziale ristabilimento delle condizioni iniziali. In alcuni casi, il ripristino non è proponibile e, in altri, gli effetti negativi continuano a diffondersi, peggiorando la gravità del danno. Nei casi in cui si attua un ripristino, il danno comprende i relativi costi, sia diretti che indiretti (mancati redditi). Qualora il ripristino non sia praticabile, il danno viene quantificato secondo il criterio della gravità (valore dei mancati redditi integrati dagli indicatori di qualità ambientale). Alternativamente, la normativa prevede la possibilità di quantificare il danno attraverso la stima del profitto indebito, ovvero dei vantaggi economici acquisiti dal danneggiante.

La **fase permanente**, successiva a quella transitoria, è caratterizzata dal raggiungimento di una nuova situazione di equilibrio che si mantiene stabile nel tempo. Tale nuovo equilibrio può coincidere con quello precedente, se il danno è reversibile, oppure caratterizzarsi da uno stato o condizione del sistema (ecologico, economico, sociale, ecc.) diverso da quello iniziale. In questo ultimo caso, si osservano degli effetti o danni permanenti che vanno aggiunti a quelli transitori. Talvolta, gli interventi di ripristino non si esauriscono nella fase transitoria, ma devono essere prolungati nel tempo. In questo caso, si parla più propriamente, di costi di manutenzione permanente dell'ambiente generati dall'evento avverso.

La lunghezza della fase transitoria è variabile in funzione dei tempi di esposizione, manifestazione, accertamento, sospensione dell'azione dannosa e dei tempi necessari all'eventuale ripristino e/o all'adozione e all'efficacia delle misure di mitigazione del danno.

Ai fini dell'individuazione dei profili economici sotto i quali valutare il danno, può essere utile confrontare i concetti di reversibilità e ripristinabilità. Questo ultimo concetto si riferisce a tutte quelle azioni o attività messe in atto dall'uomo per ristabilire le condizioni esistenti prima dell'evento. La reversibilità è, invece, una capacità del sistema e, nella fattispecie del danno ambientale, dell'ecosistema danneggiato di attivare dei meccanismi di reazione fisici, chimici, biologici, ed ecologici che annullano gli effetti provocati dall'evento avverso. Combinando la ripristinabilità con la reversibilità si possono osservare almeno quattro distinti profili di valutazione del danno (Tabella 5.2). Tali profili rappresentano delle situazioni limite, utili a chiarire le varie modalità di approccio. Nelle fattispecie concrete di danno, ovviamente, la situazione è più sfocata.

1. Il danno è reversibile ed il recupero viene facilitato da interventi di ripristino. In questo caso il danno viene valutato come costi di ripristino a cui si sommano i mancati benefici del periodo transitorio.

Tabella 5.2: Valutazione del danno ambientale in funzione della ripristinabilità e reversibilità

Reversibile	Ripristinabile	
	SI	NO
SI	(1) MANCATI BENEFICI TRANSITORI COSTI DI RIPRISTINO	(2) MANCATI BENEFICI TRANSITORI
NO	(3) COSTI DI RIPRISTINO MANCATI BENEFICI TRANSITORI VALORI DI NON USO	(4) COSTI DI SURROGAZIONE MANCATI BENEFICI VALORI DI NON USO

2. Il danno è reversibile, ma non vengono eseguiti o non sono possibili gli interventi di ripristino. In questo secondo caso, il danno è commisurato ai mancati benefici sofferti nel periodo transitorio<sup>199</sup>.

3. Gli effetti non sono totalmente reversibili, ma vengono comunque attivate delle misure di mitigazione (surrogazione e/o ripristino) degli effetti negativi. Questa eventualità è frequente nel caso di effetti che colpiscono beni ambientali irriproducibili. Il danno è commisurato al costo di ripristino della componente reversibile, al costo di surrogazione di quella non reversibile a cui si sommano i mancati benefici e se, rilevanti, i valori di non-uso. A questo si devono aggiungere (vedi par. 5.8) le eventuali componenti di non-uso non apprezzate dagli individui quantificabili o in termini fisici o, eventualmente, in via equitativa.

4. Gli effetti sono non reversibili e non sono possibili interventi di ripristino, né di mitigazione degli effetti. Questa situazione si riscontra nel caso di beni ambientali unici, irriproducibili e solo parzialmente surrogabili (es. estinzione di una specie). Il danno è commisurato all'eventuale costo di surrogazione dei valori di uso (o, in alternativa, i mancati benefici d'uso) a cui si sommano, analogamente al caso precedente, i mancati benefici e, se rilevanti, i valori di non uso oltre alle eventuali componenti di non-uso non apprezzate dagli individui (vedi par. 5.8) e quantificate o in termini fisici o in via equitativa.

### 5.5 Procedimento di calcolo per la stima del danno

Nei paragrafi successivi, le componenti del danno sono valutate con riferimento alla classificazione proposta nella Figura 5.1. Dapprima vengono presi in considerazione gli effetti sulle attività produttive e sui capitali prodotti dall'uomo (eccetto il patrimonio storico-culturale) in cui il danno assume una connotazione spiccatamente economica e, successivamente, vengono affrontati gli altri aspetti. Lo schema seguito per la determinazione del danno farà riferimento, ove possibile, al procedimento analitico di attualizzazione dei mancati benefici e dei costi osservati nel periodo transitorio e permanente (Figura 5.2). In generale, dunque, il danno sarà pari a:

$$D = \sum_{i=1}^m B_i \frac{1}{q^i} + \sum_{i=m}^n (B_i + C_i) \frac{1}{q^i} + \sum_{i=n}^{\infty} \frac{(B_i + C_i)}{r} \frac{1}{q^n}$$

dove:  $B_i$  rappresentano i benefici perduti (mancati redditi),  $C_i$  i costi di ripristino,  $q=1+r$ ,  $r$  il tasso di interesse. Il periodo transitorio, pari a  $n$  anni (o mesi), viene suddiviso in una fase iniziale ( $0 \rightarrow m$ ) e una di ripristino ( $m \rightarrow n$ ).

<sup>199</sup> Quando il periodo transitorio è molto lungo, possono assumere rilevanza anche valori di non-uso (opzione).

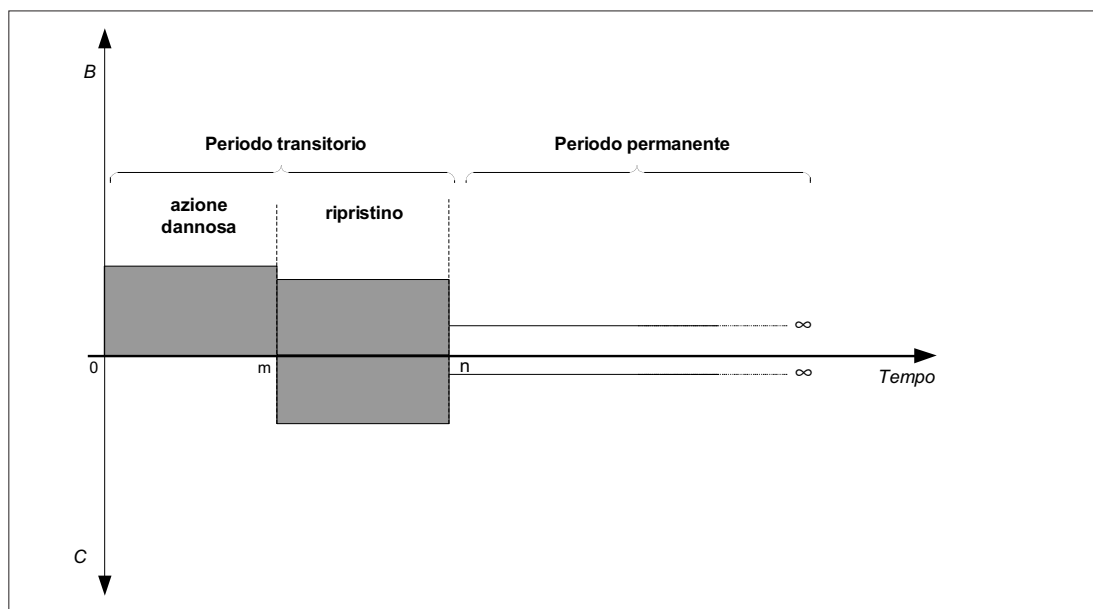


Figura 5.2: Schema del procedimento di stima del danno

## 5.6 La stima dei danni diretti

Le risorse produttive di una collettività sono costituite da capitale umano (abilità, know-how, energia), dal capitale naturale (suolo, minerali, foreste, acque, ecc.) e da capitale realizzato dall'uomo (costruzioni, infrastrutture, ecc.). Queste risorse vengono impiegate nel processo produttivo per ottenere dei prodotti e servizi destinabili a consumi, investimenti, fornitura di servizi pubblici, esportazioni verso altri Paesi.

Nella valutazione del danno diretto, va considerata innanzitutto la diminuzione (o l'arresto) del flusso dei beni e servizi prodotti; tale variazione è spesso misurabile, in una logica pubblica e a differenza del caso privato, in termini di variazione del valore aggiunto (VA)<sup>200</sup> di ogni singola attività colpita.

A questa componente vanno inoltre sommate quelle riferibili a:

- a) danni al capitale prodotto dall'uomo (compreso il patrimonio storico culturale);
- b) danni al capitale naturale.

### 5.6.1 Danni alle attività produttive

#### 5.6.1.1 Sospensione delle attività produttive private

La sussistenza di effetti da danno ambientale spesso conduce ad una sospensione di processi

<sup>200</sup> Come noto, il VA è la differenza tra il valore della produzione di beni e servizi conseguiti dalle singole branche produttive (o da una impresa) ed il valore dei beni e servizi intermedi impiegati (materie prime e ausiliarie impiegate e servizi forniti da altre imprese). Il VA corrisponde anche alla somma delle retribuzioni di tutti i fattori produttivi e degli ammortamenti. Può essere calcolato al costo dei fattori o ai prezzi di mercato (ISTAT). Da ciò consegue che le variazioni del valore aggiunto non possono essere stimate contemporaneamente da entrambi i punti di vista, per evitare 'doppi conteggi'. Come già richiamato nel paragrafo 4.3, inoltre, nella sua valutazione si può fare riferimento a prezzi effettivi di mercato o a 'prezzi ombra', quando i primi siano distorti, ad esempio, da situazioni monopolistiche o da particolari interventi di politica economica (Brosio, op. cit.). Per questi aspetti si rimanda all'ampia letteratura in materia di analisi costi benefici.

produttivi come la coltivazione, l'allevamento, l'attività manifatturiera, le attività commerciali, oltre alla fornitura di numerosi servizi (es. ricreativi, caccia, pesca, ecc.). Tale sospensione può essere circoscritta ad un periodo limitato, oppure estendersi su un orizzonte più ampio, fino a diventare permanente.

**Tabella 5.3: Schema di analisi delle interruzioni di attività produttive<sup>201</sup>**

<b>I.</b>	<p><b>Elenco dei processi produttivi frequentemente sospesi o interrotti da eventi avversi:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- produzione agricola e forestale;</li> <li>- pesca commerciale;</li> <li>- attività manifatturiere;</li> <li>- servizi pubblici e privati.</li> </ul>
<b>II.</b>	<p><b>Il danno è accertabile in termini contabili:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- SI. Danno =&gt; valore attuale dei mancati redditi dovuti alla sospensione della produzione (input o output);</li> <li>- NO. Danno =&gt; il valore attuale del valore aggiunto perduto, espresso al netto di quello eventualmente conseguito in attività alternative (ad esempio, i salari percepiti in altri impieghi da alcuni dei salariati avventizi agricoli non assunti dall'impresa che ha sospeso la produzione);</li> </ul>
<b>III.</b>	<p><b>Stima del danno:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- <u>Costo privato</u> dovuto alla sospensione o arresto della produzione =&gt; valore attuale dei profitti, salari, stipendi, interessi, benefici fondiari, e altri pagamenti di risorse naturali;</li> <li>- <u>Costo pubblico</u> sofferto dovuto alla sospensione o arresto della produzione =&gt; servizi amministrativi valutati al loro costo di produzione più il valore dei servizi direttamente offerti al pubblico (sanità, trasporti, infrastrutture, ecc.) stimati sulla base del maggior valore tra prezzi al consumo e costo di produzione.</li> </ul>

<sup>201</sup> Ripresa e modificata da Howe C., cit.

Il valore aggiunto di un'attività produttiva viene ottenuto seguendo queste due procedure alternative:

- a) calcolando la remunerazione di tutti i fattori (lavoro, fattore imprenditoriale, capitale, rendite, interessi sul capitale di terzi, ecc.) impiegati dall'attività produttiva;
- b) più semplicemente, sottraendo al valore della produzione quello relativo ai fattori produttivi acquistati.

A seguito dell'evento avverso, alcuni di questi flussi di reddito possono essere solo temporaneamente sospesi o differiti nel tempo, mentre altri possono definitivamente cessare.

La perdita di valore aggiunto è definitiva solo quando i fattori produttivi (lavoro, terra, capitali, ecc.) liberati dall'attività produttiva sospesa o interrotta definitivamente, non trovano alcun impiego alternativo. Viceversa, quando queste risorse sono assorbite da altri processi produttivi, la perdita sofferta si riduce alla differenza tra il compenso iniziale e quello realizzato nell'impiego alternativo.

La sospensione, definitiva o temporanea, del processo produttivo ha delle importanti ripercussioni sulla valutazione finale del danno.

Nel primo caso (sospensione temporanea), il valore aggiunto viene solamente differito nel tempo. Nel secondo caso (sospensione permanente), esso viene definitivamente perduto e il danno viene stimato dall'attualizzazione del valore aggiunto perduto.

Se la produzione è solo temporaneamente sospesa, ma non è definitivamente perduta, nella stima del danno si deve considerare solo il valore temporaneamente perduto.

Partendo dal presupposto che il danno non comporta una perdita di produzione ma solo un ritardo nella sua realizzazione, si può assumere che l'impresa posticipi tale produzione di  $n$  mesi (o anni) così da ottenere, dopo l'interruzione temporanea, una produzione, raddoppiata rispetto a quella iniziale, che si protrae per un periodo uguale a quello di sospensione<sup>202</sup>.

<sup>202</sup> Questo esempio comporta l'assunzione che il sistema abbia una capacità produttiva sufficiente per recuperare la pro-



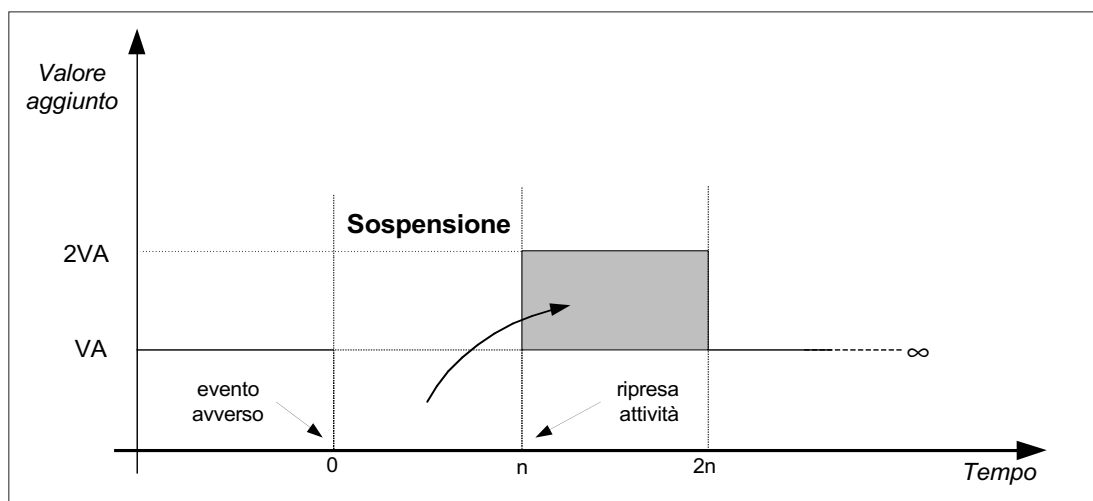


Figura 5.3: Schema di valutazione del danno dovuto ad una sospensione dell'attività produttiva

Il valore attuale della produzione differita, o danno, ( $\Delta PV$ ) è ottenuto per differenza tra il valore attuale della produzione senza ( $PV_1$ ) e con danno ( $PV_2$ ). Assumendo che  $n$  sia il numero di mesi in cui la produzione viene sospesa,  $r$  sia il tasso di interesse e quindi  $q=1+r$  il montante unitario,  $VA$  rappresenti il valore aggiunto, il danno può essere stimato utilizzando la seguente espressione:

$$PV_1 = \frac{VA}{q} + \frac{VA}{q^2} + \dots + \frac{VA}{q^{2n}} = VA \frac{q^{2n} - 1}{rq^{2n}}$$

$$PV_2 = \frac{2VA}{q^{n+1}} + \frac{2VA}{q^{n+2}} + \dots + \frac{2VA}{q^{2n}} = 2VA \frac{q^n - 1}{rq^{2n}}$$

Il danno dovuto al differimento dell'attività economica è pari a:

$$\Delta PV = PV_1 - PV_2 = \frac{VA}{r} \left[ 1 - \frac{2}{q^n} + \frac{1}{q^{2n}} \right]$$

Viceversa, quando il danno è permanente ( $PV_2=0$ ) è pari a:

$$\frac{VA}{r} \left( 1 - \frac{1}{q^n} \right)$$

duzione sospesa per un periodo  $n$ , nel corso del periodo immediatamente successivo (da  $n$  a  $2n$ ). Più realisticamente, questo recupero andrebbe ridimensionato in funzione della capacità produttiva dell'attività interessata o, comunque, distribuito su un orizzonte temporale commisurato all'effettiva possibilità di incremento della produzione.

### 5.6.2 Danni al consumatore: interruzione di servizi pubblici

Numerose categorie di servizi pubblici sono di vitale importanza per il regolare funzionamento dei sistemi sociali ed una loro sospensione, temporanea o definitiva, provocata da un evento avverso potrebbe avere delle gravi ripercussioni sul benessere degli individui e sull'ordinario funzionamento delle attività economiche.

I servizi pubblici sono sostanzialmente di due tipi: a) quelli di carattere generale come la pubblica amministrazione, l'ordine pubblico, la giustizia, la qualità dell'ambiente, ecc., e b) quelli particolari o specifici come l'istruzione, il servizio sanitario, la previdenza, l'assistenza sociale, la cultura (es. musei, biblioteche, ecc.), la ricreazione (es. parchi e giardini pubblici), ecc.

La valutazione dei danni diretti causati dall'interruzione di questi servizi, può, in linea teorica, essere affrontata, seguendo due approcci alternativi: a) in termini di costo di fornitura del servizio pubblico, b) come il valore del servizio erogato; questo ultimo approccio è spesso difficile, dato che il prezzo di mercato o non esiste del tutto (es. biblioteche, istruzione, ricreazione, ecc.) o, se esiste, non riflette il corrispondente costo marginale. Anche se il valore di questi servizi è, talvolta, espresso dalla contabilità dell'ente pubblico che li eroga e, più in generale, dalla contabilità nazionale, in termini di costo di erogazione, tale costo non può essere efficacemente assunto come indicatore per la stima del danno. Il costo di erogazione da parte del settore pubblico, giustificato dall'obiettivo di assicurare un servizio all'intera collettività e non dalla ricerca del profitto, non è infatti spesso commisurabile al benessere percepito dai fruitori. **La perdita di servizi pubblici può essere dunque meglio valutata, rispetto ai valori contabili, sotto vari aspetti economici, definiti sulla base dello specifico servizio interrotto (Tabella 5.4).**

Tabella 5.4: Stima di servizi pubblici sospesi da un evento avverso

Aspetto economico	Presupposti per la stima	Metodo di Stima
Valore di surrogazione	Sostituibilità tra il servizio sospeso e altri servizi pubblici (surroganti)	Costo per la surrogazione del servizio pubblico
Valore di mercato	Sostituibilità tra servizio pubblico sospeso e servizi o beni privati	Prezzo dei servizi privati in grado di sostituire il servizio pubblico
Valore complementare	Recenti valori di compravendita dei beni influenzati dal servizio sospeso	Differenza tra il valore dei beni senza e con l'interruzione del servizio
Valore di produzione	Il servizio è sospeso in modo temporaneo o definitivo	Costi di erogazione del servizio sospeso

Il valore del servizio interrotto può essere valutato adottando il criterio del: a) costo di surrogazione, se il servizio è sostituibile, b) valore di mercato se la sostituzione avviene con servizi o beni privati, c) valore complementare dei beni il cui valore viene significativamente influenzato dall'erogazione o meno del servizio medesimo. Il fatto che nella contabilità pubblica il valore dei servizi sia misurato dai costi sostenuti per produrli implica che, seppur indirettamente e approssimativamente, tali costi rappresentino anche una misura, minima, dell'apprezzamento sociale dei servizi medesimi. Quindi, se il danno ambientale ha come effetto misurabile la riduzione dei costi di erogazione dei servizi, talora questa riduzione può misurare l'entità del danno (costi evitati). In realtà, tale metodo risulta poco applicabile, in quanto la spesa pubblica è poco reattiva all'adattamento da danno ambientale.

In alternativa, il valore dei servizi sospesi può essere valutato impiegando i metodi che si propongono una stima del surplus del consumatore come il metodo della valutazione contingente (diretto).

Un aspetto particolare da tenere presente sono le eventuali perdite di fonti di entrata (imposte), conseguenti alla contrazione del reddito delle imprese e/o dei valori immobiliari. Tali perdite di imposta non devono essere incluse nella stima del danno perché già comprese nella diminuzione di valore aggiunto o dei valori patrimoniali.

Oltre al valore dei servizi sospesi, vanno considerati nella valutazione dei danni tutti i costi sostenuti per affrontare l'emergenza, mitigare gli effetti dell'evento avverso e, ove possibile, ripristinare il bene ambientale danneggiato. Tutte queste voci sono, invece, contabilizzate come voci di spesa dall'ente pubblico che le sostiene.

Nel caso di versamento di scarichi inquinanti altamente tossici in un corso d'acqua, l'ente pubblico potrebbe intervenire con delle misure di contenimento prima ancora dell'accertamento e sospensione dell'azione dannosa, al fine di evitare dei danni irreversibili sia all'uomo sia all'ecosistema naturale. Oppure, nel caso di versamenti di petrolio in mare, ad esempio da petroliere affondate o danneggiate, vengono attuati degli interventi di emergenza proprio per contenere al minimo i danni all'ambiente marino e costiero (spese di salvataggio).

### 5.6.3 *Danni al patrimonio*

I danni al patrimonio sono quelli che colpiscono i capitali realizzati dall'uomo (costruzioni, infrastrutture, impianti, macchine, ecc.). Ai fini della valutazione del danno, può essere utile classificare il patrimonio secondo il seguente schema:

- patrimonio immobiliare produttivo, privato e pubblico;
- patrimonio immobiliare residenziale, privato e pubblico, non produttivo;
- altre immobilizzazioni<sup>203</sup> (impianti, macchine, attrezzature, ecc.);
- patrimoni finanziari;
- patrimonio storico, architettonico, culturale.

Il patrimonio storico-architettonico e culturale assume delle connotazioni del tutto particolari e la valutazione di eventuali danni richiede considerazioni e metodologie altrettanto specifiche, diverse da quelle adottate nella stima dei danni al tradizionale patrimonio produttivo e residenziale.

I valori finanziari, pur essendo un elemento del patrimonio a tutti gli effetti, sono omessi dalla valutazione del danno. Infatti, i valori finanziari dipendono, nel lungo periodo, dalla redditività dell'impresa (si pensi, ad esempio, alla variazione delle quotazioni azionarie di un'impresa che ha 'subito' un danno ambientale). Sommando però tali variazioni finanziarie a quelle di reddito si realizza un doppio conteggio<sup>204</sup>.

I capitali di lunga durata (o immobilizzazioni) posseggono un valore normalmente contabilizzato in bilancio come differenza tra valore storico e di acquisto o costruzione (periodicamente rivalutato) e parte già ammortizzata (fondo ammortamento)<sup>205</sup>. Questo almeno nel caso delle immobilizzazioni produttive private. Al contrario, sotto questo profilo la contabilità pubblica è, fino ad oggi, piuttosto carente: i valori infatti non sono né rivalutati né deprezzati con gli ammortamenti. Tali valori sono dunque poco adatti agli scopi pratici della stima del danno.

203 Il termine immobilizzazioni si riferisce ai beni la cui utilità si distribuisce su un orizzonte temporale che supera la durata dell'esercizio contabile (es. l'anno solare)

204 D'altra parte, nel breve-medio periodo, le variazioni nei valori finanziari (si pensi ai valori azionari) non sono sempre correlabili a modifiche nella redditività dell'impresa.

205 L'ammortamento o deprezzamento del capitale rappresenta la perdita di valore, calcolata al costo corrente di sostituzione, subita dai capitali fissi (macchinari, impianti, mezzi di trasporto, ecc.) nel corso dell'anno a causa dell'usura fisica, dell'obsolescenza (perdita di valore economico dei beni capitali per il progresso tecnico incorporato nei nuovi beni) e dei danni accidentali assicurati (incendio, incidente, naufragio, ecc.). Il concetto di ammortamento economico differisce da quello fiscale o finanziario in senso lato. Per convenzione non sono soggette ad ammortamento le categorie di opere pubbliche (opere stradali, idrauliche, igienico-sanitarie e varie) di utilità generale, aventi una durata praticamente illimitata.

Per contro, il patrimonio produttivo privato viene regolarmente contabilizzato e, anno per anno, i valori delle immobilizzazioni vengono aggiornati per il deprezzamento, considerato come una voce di costo nel conto economico.

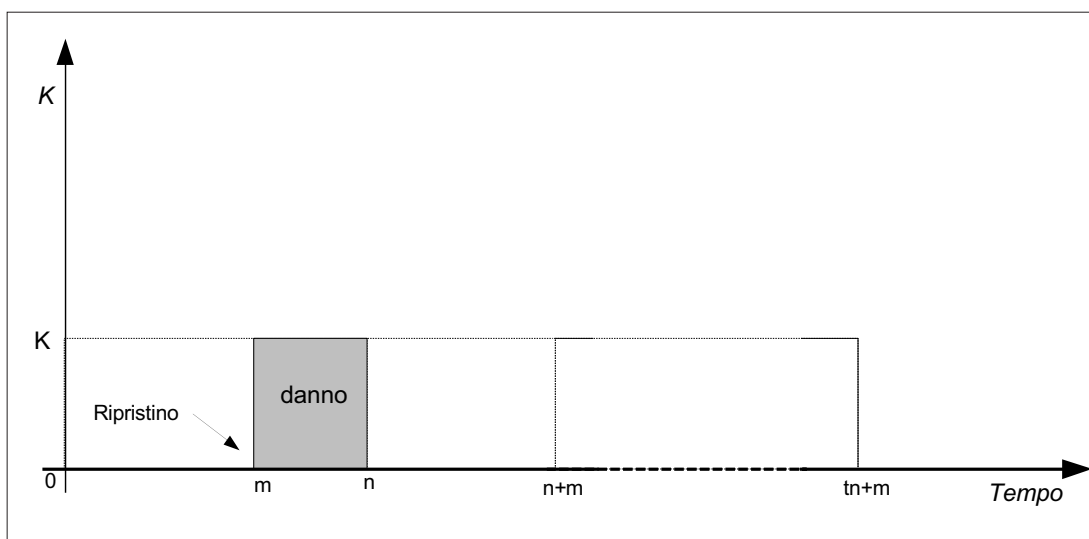
Tuttavia, anche i dati della contabilità privata sono spesso poco attendibili perché non tengono conto del tendenziale incremento nel livello dei prezzi (es. inflazione, costi di produzione, innovazione tecnologica, ecc.), se non periodicamente.

Va inoltre considerato che i valori più utili sono reperibili nella contabilità redatta ai fini interni piuttosto che nei bilanci fiscali. Questi ultimi infatti utilizzano piani di ammortamento standard meno legati all'obsolescenza tecnico-economica effettiva.

In questo senso, il valore da considerare ai fini della stima del danno non è il costo di reinvestimento necessario per la sostituzione del patrimonio danneggiato, ma il suo valore nello stato in cui si trovava prima dell'evento avverso; esso è misurabile anche al cosiddetto costo deprezzato, dato dalla differenza tra il prezzo di mercato a nuovo e le quote di ammortamento accantonate dal momento di acquisto a quello in cui si è verificato il danno. Nella Tabella 5.5 sono riportati alcuni percorsi di valutazione dei danni al patrimonio<sup>206</sup>.

**Tabella 5.5: Schema di analisi dei danni al patrimonio**

- A. Valori di riferimento per la stima del patrimonio:
- valori contabili (spesso non rilevanti);
  - valore di ripristino al costo deprezzato;
  - valore di mercato di capitali simili;
- B. Distruzione totale del capitale di lunga durata. Il capitale può essere ripristinato?
1. SI. Danno => modificazione del valore attuale degli esborsi sostenuti dall'azienda per l'investimento di ripristino al costo deprezzato o al valore di mercato di beni simili;
  2. NO. Danno => valore attuale del reddito perduto, calcolato su un orizzonte temporale pari alla probabile durata operativa dell'investimento.
- C. Distruzione parziale del capitale di lunga durata. Il capitale può essere ripristinato?
1. SI. Danno => modificazione, in termini di valore attuale, degli esborsi per l'investimento;
  2. NO. Danno => valore attuale della diminuzione del reddito conseguente alla parziale distruzione del capitale.



**Figura 5.4: Schema di valutazione del danno per il ripristino di un capitale.**

206 Modificato da Cochrane H., cit.

Quando un capitale viene danneggiato è, innanzitutto, necessario accertare le effettive possibilità di ripristino. In caso affermativo, si dovrebbe tentare di stabilire il livello o grado di ripristino o, comunque, verificare che il capitale danneggiato possa essere o meno ripristinato da uno di pari obsolescenza.

Formalmente, la misura corretta del danno potrebbe essere quantificata dal costo dovuto all'anticipo dell'investimento di rinnovo. Infatti, in caso di danno, si assume che il capitale, con un deprezzamento più o meno avanzato, venga sostituito da uno nuovo anticipandone così la sostituzione.

Se il valore a nuovo del capitale danneggiato è pari a  $K$ , la durata residua del capitale è pari a  $n-m$  anni,  $r$  è il tasso di interesse ( $q=1+r$  il montante unitario), si ipotizza che il capitale, ora ripristinato, abbia anticipato la durata residua di  $m-n$  anni. Pertanto, il valore attuale del costo dell'investimento, senza e con il danno, sarà dato dalla seguente espressione:

$$PV_1 = \frac{K}{q^{n-m}} + \frac{K}{q^{2n-m}} + \frac{K}{q^{3m-n}} \dots = K \frac{q^m}{q^n - 1}$$

$$PV_2 = K + \frac{K}{q^n} + \frac{K}{q^{2n}} + \dots = K \frac{q^n}{q^n - 1}$$

Il danno è, dunque, misurato dalla seguente differenza:

$$\Delta PV = PV_2 - PV_1 = \frac{K}{q^n - 1} [q^n - q^m]$$

Questa differenza tende ad annullarsi quando la durata residua del capitale distrutto ( $n-m$ ) si avvicina a zero.

Tabella 5.6: Danno patrimoniale per Euro di costo di ripristino in funzione della durata del capitale danneggiato e ripristinato ( $r=5\%$ ).

Durata residua del capitale danneggiato ( $n-m$ , anni)	Durata normale del capitale ripristinato ( $n$ , anni)			
	5	10	15	20
0	0,00	0,00	0,00	0,00
1	0,22	0,12	0,09	0,08
2	0,43	0,24	0,18	0,15
3	0,63	0,35	0,26	0,22
4	0,82	0,46	0,34	0,28
5	1,00	0,56	0,42	0,35
10	-	1,00	0,74	0,62
15	-	-	1,00	0,83

Ad esempio, un capitale, di valore pari a 1 milione di € e con una durata residua di altri 5 anni, viene danneggiato e subito ripristinato da un nuovo investimento la cui durata è pari a 15 anni, allora il danno ammonta a 420.000 € (tasso di interesse del 5%).

Tuttavia nella valutazione del danno patrimoniale sorgono delle difficoltà riguardo alla determinazione del costo del nuovo investimento per effetto delle lievitazioni di prezzo indotte dall'innovazione tecnologica.

Ad esempio lo scarico accidentale di sostanze corrosive su un ponte autostradale potrebbe richiederne la sostituzione che, tuttavia, non può avvenire con tecniche analoghe a quelle utilizzate per la sua costruzione perché obsolete o non adeguate ai nuovi standard di costruzione. Se il costo di realizzazione del ponte, ora danneggiato, era di 1 milione di € ma le nuove norme tecniche di costruzione comportano un suo raddoppio, allora tale incremento non dovrebbe essere considerato nella valutazione del danno.

Infatti, i costi per l'adeguamento tecnologico non sono imputabili all'evento avverso e quindi non dovrebbero essere conteggiati nella stima del danno. Da un punto di vista economico, è corretto conteggiare solo i costi necessari al ripristino delle condizioni iniziali.

Nel caso di distruzione parziale di un capitale, è necessario verificare l'effettiva possibilità di ripristino. Se l'obiettivo è ripristinare il capitale danneggiato in termini sia di produttività sia di durata residua, allora il costo di tale ripristino a prezzi attuali è una misura corretta del danno subito. Tuttavia, se il ripristino del capitale parzialmente danneggiato non è conveniente o non è possibile e l'unica alternativa praticabile è quella di mantenere tale capitale operativo, allora il danno sarà rappresentato dalla diminuzione del valore attuale dei mancati benefici imputabili alla diminuita produttività o alla minor durata del capitale danneggiato.

A tale proposito, è necessario evitare il doppio conteggio della riduzione di reddito e della diminuzione del valore finanziario subita dal capitale danneggiato.

Per esempio, si ipotizzi che i valori di affitto di un immobile siano pari ad 500 €, ma dopo un evento avverso, come l'immissione nell'atmosfera di sostanze maleodoranti, lo stesso valore scenda a 250€. Il danno è stimato dal valore attuale della differenza dei benefici senza e con il danno. Tuttavia, se esiste un mercato attivo di tali immobili, l'effetto dell'inquinamento verrà percepito anche dagli operatori del mercato e, molto probabilmente, si rifletterà in una diminuzione dei valori immobiliari. I due effetti, diminuzione degli affitti e dei valori immobiliari, non possono essere sommati, altrimenti il danno viene erroneamente sovrastimato.

Il capitale 'terra' merita un particolare approfondimento. Bisogna, infatti, porre particolare attenzione se includere o meno il valore della terra. Esso dovrebbe essere escluso dalla stima del danno quando non viene compromessa l'integrità del sito. In questa valutazione, infatti, è necessario fare una distinzione tra i danni che colpiscono gli insediamenti (fabbricati civili, industriali, commerciali, ecc.) dalla diminuzione del valore subita dai siti in cui le stesse strutture sono localizzate.

Nelle aree urbane, per esempio, il valore di talune proprietà immobiliari è condizionato quasi esclusivamente dalla localizzazione geografica e non dalle caratteristiche intrinseche dell'immobile. Se, per esempio, un evento avverso danneggia un immobile residenziale, il suo valore di mercato non è un riferimento significativo per la quantificazione del danno subito, perché incorpora anche il valore dell'area su cui insiste e non le sole caratteristiche del fabbricato danneggiato. In certe condizioni, tra l'altro, il valore dell'immobile è condizionato più dal valore dell'area che del fabbricato di per sé. Si pensi, ad esempio, ai grandi centri urbani o alle località turistiche.

Quando i valori immobiliari rimangono elevati, indipendentemente dalla struttura dell'immobile o dall'affitto percepito (es. regimi di equo canone), i proprietari hanno scarso interesse a ristrutturare i fabbricati (es. adeguare i fabbricati alle normali condizioni di sicurezza). In questi casi il valore di mercato è una misura poco attendibile e, quindi, il danno dovrebbe essere

valutato solo con riferimento all'effettivo costo di ricostruzione dell'immobile danneggiato, tenendo conto dello stato in cui si trovava e della sua durata residua.

Un altro aspetto da considerare nella valutazione di un'azione dannosa sugli immobili riguarda gli adattamenti o le misure di contenimento messe in atto dai proprietari fino all'accertamento e sospensione dell'evento avverso.

Rientrano in questa tipologia, ad esempio, le spese difensive sostenute dai possessori di immobili residenziali per attenuare gli effetti dell'inquinamento: i costi per l'installazione dei doppi vetri per attenuare l'inquinamento acustico, o di un impianto di condizionamento per filtrare l'aria inquinata o di un sistema di depurazione per migliorare la qualità dell'acqua utilizzata per usi domestici.

Questi costi si riflettono sul valore dell'immobile, determinando una mitigazione seppur contenuta del deprezzamento. In molti casi, la gravità del danno viene attenuata grazie agli interventi o spese di salvataggio.

Ad esempio, in caso di inquinamento idrico, gli utilizzatori consapevoli di tale evento, possono contenere o limitare i danni evitando di utilizzare l'acqua inquinata: gli agricoltori limitano così i danni agli impianti di irrigazione o da inquinamenti dei terreni; le industrie limitano i danni agli impianti e/o inquinamenti degli alimenti; i pescatori evitano di pescare dei pesci inquinati; i visitatori non si recano al fiume; ecc.

Analogamente alle spese di mitigazione anche quelle di salvataggio<sup>207</sup> rappresentano una componente del danno arrecato al patrimonio. Pertanto, il danno dunque dovrà considerare le spese di salvataggio, le eventuali spese difensive e l'eventuale deprezzamento subito dall'immobile, al netto di quanto già mitigato dalla spesa difensiva per evitare i doppi conteggi. Quando non esistono prezzi di mercato o tali prezzi non appaiono significativi, il danno può essere stimato osservando le modificazioni del mercato delle abitazioni o della suolo indotte dal danno ambientale.

La misura indiretta del danno avviene mediante tecniche edonimetriche. Il prezzo edonico stimato è influenzato da tre fattori:

- i) dalle perdite già subite a seguito di altri eventi avversi verificatisi nel passato;
- ii) dall'intensità e dalla continuità dell'evento avverso;
- iii) da qualsiasi compensazione che potrebbe indurre i soggetti interessati ad assumersi il rischio di un danno.

La valutazione del danno, quindi, deve concentrarsi sugli ultimi due fattori, cogliendo il differenziale di valore indotto dallo specifico evento considerato e/o il costo delle eventuali misure di compensazione. Ad esempio, in assenza di riferimenti di mercato, per stabilire la misura in cui i prezzi degli immobili sono influenzati dal fatto di essere localizzati in prossimità di una discarica, o in un'area inquinata, ecc., si possono adottare dei metodi basati sulla disponibilità a pagare per migliorare la sicurezza di quei luoghi<sup>208</sup>.

<sup>207</sup> Questo in analogia a quanto avviene nei contratti di assicurazione contro i danni (art. 1914 C.C.), l'assicurato deve fare quanto gli è possibile per limitare o circoscrivere il danno. Le corrispondenti spese di salvataggio sono a carico dell'assicuratore anche se non hanno prodotto alcun effetto in termini di attenuazione del danno o se il loro ammontare è superiore rispetto al valore del bene danneggiato, salvo che le spese stesse siano state fatte in modo sconsiderato.

<sup>208</sup> McLean D.G., Mundy B., 'The addition of contingent valuation and Conjoint analysis to the required body of knowledge for the estimation of Environmental damages to real property', *Journal of real estate practice and education*, Vol. 1, n. 1, 1998.



### 5.7 I danni indiretti

I danni diretti causati da un evento dannoso possono influenzare, indirettamente, anche le attività a monte e a valle rispetto al settore colpito. I danni indiretti comprendono tutti gli effetti negativi sofferti dall'intera collettività causati da una sottrazione di risorse (produttive, naturali, ecc.) purché non già conteggiati in quelli diretti. La parola chiave per comprendere questa tipologia di danno sta proprio nel termine 'indiretto': esso indica tutti i danni che non sono direttamente collegati all'attività produttiva (agricola, industriale, commerciale) direttamente colpita dall'evento avverso; essi sono tanto più rilevanti quanto più forte è il grado di integrazione del sistema economico colpito<sup>209</sup>.

L'entità e l'importanza economica e sociale, di questi effetti dipende da diversi aspetti: la disponibilità di mercati alternativi in grado di assorbire gli input liberati e/o fornire gli output prodotti dal settore danneggiato, la lunghezza del ciclo produttivo, le possibilità di riprendere la produzione temporaneamente interrotta.

Gli effetti indiretti sono riconducibili a:

1) contrazione dell'offerta di prodotti intermedi o finali, che si ripercuote sulla produzione delle attività a valle e/o sulle vendite commerciali, sia all'interno che all'esterno del ambito colpito (*colli di bottiglia nell'offerta*);

2) spostamenti della domanda di prodotti finali e/o di beni di investimento.

Entrambi questi fattori potrebbero generare effetti che si rendono evidenti soprattutto nel lungo periodo.

Analogamente a quanto affermato nell'analisi Benefici-Costi<sup>210</sup>, gli effetti secondari possono insorgere a seguito di una contrazione dell'offerta, subita dalle attività che ricevono il prodotto (danni indiretti a valle), o di una contrazione dell'offerta di fattori produttivi sofferta dai fornitori (danni indiretti a monte).

Gli effetti secondari si potrebbero verificare quando:

a) la perdita di attività produttive e/o di prodotti abbassa drasticamente l'offerta di beni utilizzati nei settori a valle, propagandosi fino al consumo finale e generando una diminuzione della rendita;

b) la perdita di attività produttive si traduce in una repentina contrazione nella domanda di input che, a sua volta, danneggia i settori a monte;

c) oppure, la contemporanea diminuzione di offerta di alcuni prodotti e della domanda di alcuni fattori si traduce in una riduzione degli investimenti e/o della domanda di esportazioni.

Ad esempio, l'inquinamento di una laguna potrebbe sospendere le attività legate alla produzione di molluschi, crostacei e pesci. I danni indiretti sono rappresentati dalla contrazione della produzione dell'industria a valle (es. mercati ittici, imprese di conservazione, lavorazione e commercializzazione del pesce, vendite al dettaglio, ecc.) e da un'eventuale diminuzione delle vendite dei fornitori di barche, attrezzature e materiali per la pesca. A questo si dovrebbero aggiungere anche gli eventuali danni irreversibili che potrebbero persistere anche dopo il ripristino, per effetto, ad esempio, di una diminuita immagine presso i consumatori del prodotto ittico di quella laguna, in termini di sicurezza sanitaria e rischio alimentare.

Alternativamente, i danni indiretti possono essere valutati a livello di consumatore finale, facendo riferimento alla variazione della rendita conseguente alla variazione nei prezzi e quantità di mercato. Tuttavia, è necessario ricordare che il danno verrà valutato o analizzando le

<sup>209</sup> La stima degli effetti indiretti è, peraltro, ampiamente discussa in tutta la letteratura sull'analisi Benefici-Costi, cui si rimanda.

<sup>210</sup> Brosio G., op. cit. pag. 253.

perdite subite a livello di attività economiche o quelle subite dai consumatori, al fine di evitare un doppio conteggio.

### 5.7.1 La valutazione dei danni diretti e indiretti: la tavola Input-Output

Come evidenziato nel paragrafo 5.3, la valutazione degli effetti indiretti che si esplicano su larga scala si dimostra un compito spesso complesso e difficoltoso. Tale stima può essere notevolmente agevolata mediante l'impiego di modelli input-output, anche se essi sono molto esigenti sia sotto il profilo metodologico che operativo.

Lo sviluppo e l'applicazione di questi modelli è avvenuto a livello prevalentemente macroeconomico (modelli input-output su scala nazionale), sia per la complessità dell'analisi, che per la quantità di informazioni necessarie. Tuttavia, l'applicazione di questi modelli si sta diffondendo anche su scala locale, anche se con qualche difficoltà.

D'altra parte il loro impiego sembra proponibile, come già ricordato, solo nel caso in cui gli effetti indiretti siano molto rilevanti come entità e diffusione nel sistema economico. Non è questo, in genere, il caso di danni ambientali circoscritti e non catastrofici.

Tuttavia, per motivi di completezza si ritiene opportuno descrivere brevemente l'approccio alla stima degli effetti indiretti con l'ausilio delle tavole delle interdipendenze strutturali o tavole Input-Output<sup>211</sup>.

Questa metodologia, partendo dagli aspetti legati ai colli di bottiglia dell'offerta, cerca di interpretare e stimare gli effetti moltiplicativi sulla domanda di consumi intermedi e finali.

La tavola input-output descrive il flusso di beni e servizi all'interno di una matrice di scambio settoriale (regionale o nazionale) che analizza il flusso di beni e servizi tra le diverse attività produttive e verso gli impieghi finali.

In questo flusso di scambi, per ogni attività economica viene indicata la frazione di output (offerta) assorbita (verso altre attività, famiglie, stato, esportazioni) e la frazione di input (domanda) richiesta (attività, famiglie, stato, importazioni). Il risultato è un insieme di coefficienti (tecnici e di attivazione) che segnalano le interconnessioni esistenti nel sistema economico, indicando in che misura un'attività viene influenzata da cambiamenti nella domanda di beni e servizi finali (es. beni di consumo, di investimento o di servizi pubblici). Le cause di questi cambiamenti, anche di lieve importanza, possono provenire da danni ambientali che colpiscono indirettamente i consumatori finali (famiglie), le attività economiche (imprese) e i servizi pubblici (Stato e amministrazioni).

I coefficienti della tavola input-output mettono in evidenza le transazioni (e quindi le interdipendenze) dei beni e servizi e dei fattori della produzione avvenute nel sistema tra i vari gruppi di operatori in un dato periodo (in genere l'anno).

Il modello Input-Output è statico in quanto riflette gli interscambi tra le attività economiche nel momento della rilevazione. Di conseguenza, questi modelli sono insensibili ai cambiamenti di prezzo, innovazioni tecnologiche e altri potenziali effetti di sostituzione degli input. Malgrado questi limiti, le tecniche di analisi input-output forniscono una stima attendibile degli effetti indiretti.

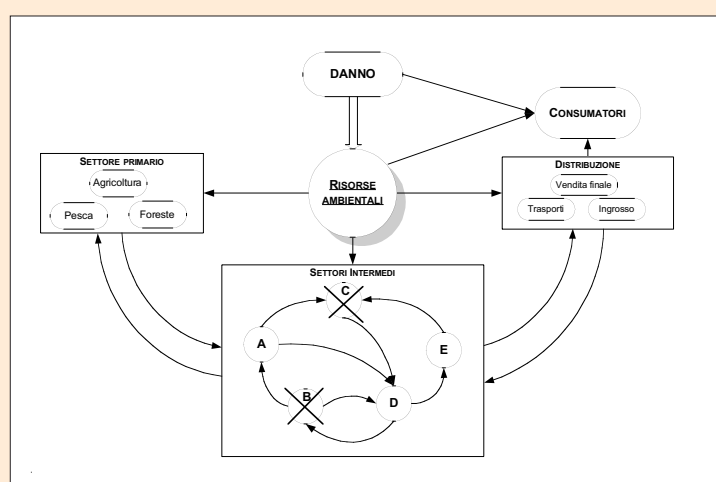
Nella tavola input-output l'insieme delle attività produttive è ripartito in branche di produzione omogenea, secondo un'articolazione classificatoria uniforme per tutti i Paesi dell'UE. La sua utilità è tanto più efficace quanto maggiore è la sua articolazione, e quindi quanto più rilevante è il numero delle branche produttive prese in esame.

211 Questo metodo è stato proposto per la prima volta da Leontief come strumento interpretativo delle modificazioni intervenute nella struttura produttiva americana durante il periodo antecedente alla Grande Depressione (1919-29) (Leontief W.W., 'Quantitative Input and Output Relations in the System of the United States', Review of Economics and Statistics, agosto 1936). Successivamente, la tavola Input-Output è stata impiegata come strumento previsionale di politica economica (Leontief W.W., 'Input Output Economics', New York, Oxford University Press, 1966).

**APPROFONDIMENTO: I colli di bottiglia dell'offerta**

I colli di bottiglia dell'offerta sono riconducibili ad una imprevista, ma consistente, carenza di alcuni essenziali fattori produttivi (acqua, energia elettrica, componenti specifici, ecc.) senza i quali il processo produttivo non può essere attivato. Questo effetto 'collo di bottiglia' è effettivamente osservato quando le imprese non sono in grado di affrontare la carenza di fattori essenziali.

La Figura 5.5 rappresenta un tentativo di schematizzare le interdipendenze tra risorse ambientali, attività produttive (primarie e intermedie) distribuzione e consumi finali al fine di evidenziare gli effetti indiretti che possono essere provocati da un danno ambientale.



**Figura 5.5: Interdipendenze tra settori economici e attività produttive**

Un evento avverso danneggia un bene ambientale, provocando degli effetti diretti (a carico di alcune attività economiche e dei consumatori finali) e indiretti, per effetto delle interdipendenze che legano le singole attività di produzione e/o di consumo.

A titolo esemplificativo, viene proposta un'analisi di tali interdipendenze nel settore secondario (industria e servizi). Le attività produttive, contraddistinte dalle lettere da A a E, sono, infatti, dipendenti le une dalle altre. Ad esempio, A ottiene i propri input da B, mentre C si affida alla produzione di A e a quella di E. D compra parte dei propri fattori produttivi da A, B e C, mentre E fa affidamento solo sulla produzione di D.

Le interdipendenze tra attività produttive sono l'effetto di legami consolidatisi nel tempo, ma potrebbero anche essere il risultato di una specifica integrazione produttiva a livello di filiera.

Ad esempio, B potrebbe essere situato geograficamente vicino ad A e quindi gode di un vantaggio comparato in termini di minori costi di trasporto, o magari possiede i diritti sulla produzione di un componente specifico ed essenziale alla realizzazione della produzione di A. Ancora, B è l'unico fornitore di A perché applica prezzi più competitivi rispetto a qualsiasi altro concorrente.

La presenza di effetti o danni indiretti è dovuta alla difficoltà di modificare queste interdipendenze.

Ad esempio, se A dipende esclusivamente dalla produzione di B, nel senso che non esistono fonti di approvvigionamento alternative, allora un danno che interrompe l'attività di B avrà un effetto indiretto (diminuzione degli approvvigionamenti) su A. In questo caso gli effetti indiretti si manifestano a valle. Analogamente, l'interruzione di B potrebbe dare origine a degli effetti indiretti a monte, ossia su coloro che riforniscono B. Ad esempio, i danni che colpiscono la produzione di energia o le telecomunicazioni hanno un'elevata probabilità di diffondersi nel sistema economico e influenzare negativamente numerosissime attività.

La tavola è costituita da una parte centrale, la matrice vera e propria, in cui le branche compaiono sia in riga che in colonna<sup>212</sup>:

a) in riga, si trovano le branche di origine, viste cioè come 'venditori', da cui si dipartono i flussi in uscita (output) dei beni e servizi prodotti verso se stessa (reimpieghi), verso le altre branche e verso gli impieghi finali (esportazioni e consumi);

b) in colonna, compaiono le branche di destinazione o di impiego, viste cioè come 'compra-

212 Si veda, ad esempio, Ferro O., 'Istituzioni di politica agraria', Ed agricole, Bologna, 1988.

**APPROFONDIMENTO: Effetti moltiplicativi sulla domanda**

Un danno ambientale potrebbe generare degli effetti indiretti quando la domanda di beni o servizi, al consumo o alla produzione, subisce una drastica e improvvisa contrazione. Se, per esempio, le attività produttive B e C sono interrotte da un danno, vi sarà un effetto diretto in termini di riduzione della produzione offerta dalle medesime.

Il danno che genera una contrazione del livello produttivo si ripercuote anche sull'ammontare dei redditi distribuiti (ad esempio sotto forma di salari), riflettendosi in una riduzione della domanda al consumo. Ad esempio, l'interruzione delle attività B e C (Figura 5.5) genera disoccupati che, in assenza di valide alternative occupazionali, dovranno ridurre il livello della spesa per consumi.

Se la domanda si riduce, una parte dei prodotti rimane invenduta con un conseguente aumento degli stock o diminuzione delle forniture. Tali effetti negativi, se di una certa entità, si potrebbero propagare nel sistema economico o, almeno in una parte di esso, investendo sia i venditori che i produttori. In sostanza, questi effetti potrebbero deprimere anche le attività economiche (agricoltura, industria, commercio) non direttamente coinvolte nel danno.

La perdita di benefici, corretta da qualsiasi temporaneo reimpiego di forze lavoro, rappresenta un altro elemento da considerare come danno indiretto.

Vale la pena sottolineare che questi danni indiretti sono possibili, ma non certi e, in genere, sono legati a eventi catastrofici. Infatti, anche in caso di disoccupazione o di diminuzione dei salari, i consumatori non riducono subito la domanda facendo affidamento sui propri risparmi, sui sussidi di disoccupazione o su altri aiuti finanziari percepiti nel periodo di mancato impiego. Tuttavia, è importante considerare che l'utilizzo dei risparmi o dei trasferimenti (aiuti) non è in grado di compensare gli effetti indiretti nel lungo periodo. Infatti, la persistente riduzione del reddito disponibile si rifletterà, prima o poi, su una diminuzione della spesa e, quindi, dei consumi delle famiglie.

Pertanto, gli effetti moltiplicativi e perdite indirette sono inevitabili anche se si manifestano in tempi più lunghi e si diffondono in aree diverse rispetto a quelle direttamente colpite.

tori', in cui gli stessi flussi assumono per le branche di impiego il significato input, cioè di beni e servizi, acquistati dalle altre branche o importati, per la trasformazione e utilizzati come consumi intermedi.

Nel caso di danno ambientale, la tavola input-output potrebbe stimare, mediante specifici procedimenti statistico-matematici, le ripercussioni sul livello di produzione e sui fabbisogni delle singole branche indotte da modificazioni della domanda finale (consumi, investimenti esportazioni).

Operativamente, i dati della tavola vengono impiegati per determinare dei coefficienti tecnici, e dei coefficienti di attivazione. I coefficienti tecnici, letti lungo le colonne, descrivono gli input assorbiti da un'unità di produzione effettiva del settore di impiego, e, letti lungo le righe, la domanda finale in funzione della produzione realizzata da una specifica branca<sup>213</sup>. I coefficienti di attivazione forniscono una stima dei fabbisogni diretti e indiretti di produzione intermedia necessari per soddisfare una unità di domanda finale.

## 5.8 Gli effetti misurabili del danno ecologico

La valutazione degli effetti monetizzabili del danno ambientale assume una connotazione particolare nel caso dei danni agli ecosistemi in quanto l'identificazione e, soprattutto, la stima delle modificazioni indotte nell'ecosistema da un evento avverso è un compito assai difficoltoso e complesso. Infatti, esso coinvolge aspetti di tipo biologico e naturalistico, di tipo tecnico e di tipo economico molto spesso sfuggenti e di incerto andamento.

In primo luogo, **l'alterazione dell'ecosistema naturale può non essere percepita dalla popolazione né in modo diretto né in modo indiretto**, specie se esso ha uno scarso valore d'uso. Ad esempio, la Exxon Valdez scaricò migliaia di tonnellate di petrolio in mare inquinando le coste dell'Alaska. In quel caso, le persone e le attività economiche colpite direttamente dal dan-

**APPROFONDIMENTO**

A fini esemplificativi viene proposto un esempio di tavola input-output limitata a tre settori produttivi (agricoltura, industria, servizi) relativa ad un'economia chiusa.

**Figura 5.6: Schema di tavola input-output limitata a tre settori**

SETTORI DI IMPIEGO SETTORI DI ORIGINE	1 agricoltura	2 industria	3 servizi	Domanda finale	Produzione effettiva
1 agricoltura	$a_{11}X_1$	$a_{12}X_1$	$a_{13}X_1$	$Y_1$	$X_1$
2 industria	$a_{21}X_1$	$a_{22}X_2$	$a_{23}X_1$	$Y_2$	$X_2$
3 servizi	$a_{31}X_1$	$a_{32}X_1$	$a_{33}X_1$	$Y_3$	$X_3$
Valore aggiunto	$V_1$	$V_2$	$V_3$		
Produzione effettiva	$X_1$	$X_2$	$X_3$		

Osservando la Figura 5.6 il coefficiente tecnico  $a_{ij} = \frac{A_{ij}}{X_j}$  è il rapporto tra la quantità prodotta dal settore  $i$  ed assorbita dal settore  $j$  e la produzione effettiva del settore  $j$ .

Dato che:

$$\begin{aligned} X_1 &= a_{11}X_1 + a_{12}X_2 + a_{13}X_3 + Y_1 \\ X_2 &= a_{21}X_1 + a_{22}X_2 + a_{23}X_3 + Y_2 \\ X_3 &= a_{31}X_1 + a_{32}X_2 + a_{33}X_3 + Y_3 \end{aligned}$$

Si può ricavare un sistema di equazioni in cui la domanda finale è espressa in funzione della produzione effettiva:

$$\begin{aligned} (1 - a_{11})X_1 - a_{12}X_2 - a_{13}X_3 &= Y_1 \\ -a_{21}X_1 + (1 - a_{22})X_2 - a_{23}X_3 &= Y_2 \\ -a_{31}X_1 - a_{32}X_2 + (1 - a_{33})X_3 &= Y_3 \end{aligned}$$

da cui si ricava la matrice dei coefficienti  $|A|$

$$|A| = \begin{vmatrix} 1 - a_{11} & a_{12} & a_{13} \\ a_{21} & 1 - a_{22} & a_{23} \\ a_{31} & a_{32} & 1 - a_{33} \end{vmatrix}$$

Invertendo la matrice  $A$ , si può ricavare un sistema di equazioni in cui la produzione effettiva è in funzione della domanda finale:

$$\begin{aligned} X_1 &= x_{11}Y_1 + x_{12}Y_2 + x_{13}Y_3 \\ X_2 &= x_{21}Y_1 + x_{22}Y_2 + x_{23}Y_3 \\ X_3 &= x_{31}Y_1 + x_{32}Y_2 + x_{33}Y_3 \end{aligned}$$

da cui si ottiene la matrice dei coefficienti di attivazione:  $|X|$

$$|X| = \begin{vmatrix} x_{11} & x_{12} & x_{13} \\ x_{21} & x_{22} & x_{23} \\ x_{31} & x_{32} & x_{33} \end{vmatrix}$$

segue

I singoli coefficienti di attivazione  $x_{ij}$  letti nel senso delle colonne, prendono il nome di coefficienti di attivazione impresa e lungo la riga di coefficienti di attivazione ricevuta. I primi indicano l'impulso che l'aumento di un'unità della domanda finale rivolta ad una specifica branca imprime all'intera economia, mentre i secondi indicano quanto aumenterebbe la produzione effettiva di un settore per l'incremento di una unità della domanda finale di ciascun settore.

**Esempio**

A titolo esemplificativo<sup>214</sup>, consideriamo una tavola input-output in cui compaiono due soli settori produttivi: il turismo balneare (T), sviluppato lungo una zona costiera di particolare interesse e l'industria edilizia (I) ad esso collegata. I coefficienti di attivazione e tecnici della tavola input output sono evidenziati nelle seguenti matrici:

$I$	$T$	$F$	$I$	$T$	$F$
$ A  =$	0,2	0,3	$ X  =$	2,12	1,20
	0,4	0,1		1,29	2,03
	0,2	0,4		1,04	1,17
	0,3	0,3		1,85	1,11

L'effetto della diminuzione del flusso turistico viene catturato dai coefficienti di attivazione (matrice X). Per esempio, ogni € perduto dal turismo si riflette in una perdita di 1,2 e 2,03 € a carico rispettivamente del settore industria delle costruzioni e turistico.

Si ipotizzi che un evento inquinante, ad esempio il versamento da una petroliera, comprometta il flusso turistico nell'area colpita con inevitabili conseguenze sui flussi turistici. In tal caso, le perdite dirette sono rappresentate dal patrimonio, riproducibile o irriproducibile, danneggiato dall'evento a cui vanno sommate le perdite di valore aggiunto riscontrate nel settore turistico. Si ipotizzi che per l'evento inquinante i turisti abbiano cancellato le prenotazioni, provocando una diminuzione della domanda di presenze da 95 a 50 milioni di €.

La diminuzione del reddito delle famiglie per ogni € perduto dal settore turistico è pari a 1,17 (coefficiente di attivazione di riga 3 e colonna 2).

Pertanto, la perdita totale (diretta, indiretta) causata dalla diminuzione del flusso turistico è pari alla diminuzione della domanda (famiglie) riscontrata nel settore turistico per il corrispondente coefficiente di attivazione:

$$1,17 \times 45 \text{ milioni di } \text{€} = 52,65 \text{ milioni di } \text{€}.$$

Quindi, mantenendo costanti tutte le altre condizioni, la perdita totale conseguente all'inquinamento risulta pari a 52,65 milioni di €.

La perdita diretta, a carico del settore turistico, viene quantificata dal coefficiente tecnico (A) relativo alla domanda delle famiglie e valore della produzione del settore turistico (coefficiente riga 3 e colonna 2 della matrice A), ovvero:

$$0,4 \times 45 \text{ milioni di } \text{€} = 18 \text{ milioni di } \text{€}$$

La perdita o danno indiretto viene ottenuta sottraendo la perdita diretta da quella totale:

$$52,65 - 18 \text{ milioni di } \text{€} = 34,65 \text{ milioni di } \text{€}.$$

214 Ripreso ed adattato da Howe C., op.cit.

no erano di scarsa entità, così come i corrispondenti valori di uso. Inoltre, anche i visitatori che si recavano in quell'area erano poco numerosi. Pertanto, la valutazione del danno doveva necessariamente riferirsi ai valori di non-uso (opzione, lascito, esistenza).

**E ancora ci possono essere dei casi in cui sia i valori d'uso sia di non-uso sono poco significativi, se non negativi, e quindi le tecniche di valutazione indiretta (duale) o diretta (valutazione contingente) non sono di alcun aiuto.**

Ad esempio, è indubbio che le zanzare, anche se moleste, sono delle componenti fondamentali degli ecosistemi umidi delle zone temperate. Ma se una particolare forma di inquinamento ne determina la scomparsa, è evidente che la valutazione economica appare poco significativa in termini di valore, sia d'uso sia di non-uso, e difficoltosa poiché la zanzara è da sempre considerata come un insetto molesto e talora dannoso per la salute dell'uomo. È altresì probabile, che la valutazione economica di tale evento evidenzi un vantaggio anziché una perdita.

Tali difficoltà mostrano come la valutazione degli effetti dannosi correlati al danno all'ecosistema non possa essere effettuata a livello di singolo componente, ma debba estendersi alle interazioni e sinergie che si creano a livello sistemico, evidenziandone lo stato senza e con danno. Sotto questo profilo, anche la valutazione economica dovrebbe essere facilitata in quanto, se è possibile che un singolo componente possa avere un valore economico trascurabile, è assai difficile che, collocato in un dato ecosistema, non evidenzi un ruolo economicamente apprezzabile. In questo contesto, quindi, **la componente dell'ecosistema danneggiata potrebbe assumere un valore complementare e/o di trasformazione in funzione del ruolo svolto nel sistema che la ospita.**

Dalle considerazioni svolte risulta evidente che gli ecosistemi assumono spesso un prevalente valore di non-uso (specie di opzione o quasi-opzione) e che le difficoltà illustrate precedentemente nella valutazione di valori di non-uso di beni economici privati o misti, assumono, nella valutazione degli ecosistemi, una dimensione del tutto particolare.

Talvolta, quindi, **può essere necessario superare l'approccio antropocentrico, legato esclusivamente al benessere o all'utilità dei singoli individui e tentare di giungere ad una valutazione intrinseca<sup>215</sup> dell'effetto ambientale.** Questo percorso valutativo rischia, comunque, di **arrestarsi a livello di quantificazione fisica o, addirittura, della sola identificazione del danno, senza fornire alcuna misura monetaria.**

Tali valutazioni possono comunque concorrere alla valutazione del danno ambientale, **for-  
nendo il quadro conoscitivo utile a valutazioni equitative.**

### 5.8.1 L'identificazione del danno all'ecosistema

L'identificazione del danno all'ecosistema presuppone la distinzione tra i cambiamenti dovuti a eventi naturali o alle dinamiche di fondo dello stesso e quelli, invece, indotti dall'evento avverso in esame.

Esistono eventi naturali che possono indurre delle modificazioni anche rilevanti all'ecosistema. Si tratta di catastrofi come i terremoti, le alluvioni, gli uragani, oppure di fattori riconducibili alla modificazione degli ecosistemi prodotta dal generale sfruttamento delle risorse naturali (effetto serra, disboscamenti, regimazione delle acque, ecc.).

Questi fattori producono degli effetti ecologici indipendentemente dagli eventi dannosi specifici, anche se questi ultimi possono modificare la frequenza e gli effetti degli eventi naturali, amplificandone le conseguenze negative.

Ad esempio, un disboscamento incontrollato di una collina può aumentare la franosità naturale; l'eccessiva urbanizzazione e cementificazione degli alvei abbassa i tempi di corrivazione delle acque aumentando il rischio di piene incontrollabili.

Il danno ambientale, quindi, può sia compromettere direttamente l'ecosistema modificandone le utilità prodotte, che indirettamente, alterando la sua stabilità e resilienza rispetto a eventi eccezionali o ad eventi avversi successivi.

La valutazione fisica ed economica del danno all'ecosistema dovrà fare riferimento a tutte le funzioni modificate, dirette e indirette, attuali e future, certe ed incerte. Talvolta, queste modificazioni non sono monetizzabili e tanto meno apprezzate o percepite dall'uomo, ma comunque rilevanti per comprenderne gli effetti sull'ecosistema e le possibili misure di mitigazione e, quando possibile, di ripristino.

La Figura 5.7 rappresenta un tentativo di scomporre il percorso valutativo negli aspetti che in-

215 Pearce D., 'Economic Aspects of Liability and Joint Compensation Systems for Remedying Environmental Damage: Valuation of Environmental Damage' Commissione Europea DG XI, op. cit., marzo 1996.



teressano la sfera delle attività economiche (visione antropocentrica) ed in quelli che coinvolgono le modificazioni degli ecosistemi. Le prime (paragrafi precedenti) fanno riferimento ad una monetizzazione degli effetti, mentre le seconde ad una quantificazione delle modificazioni dell'ecosistema.

Lo schema enfatizza ancora una volta la molteplicità della stima di un danno ambientale sottolineando, da un lato gli aspetti economici, dall'altro quelli ecologici e naturalistici.

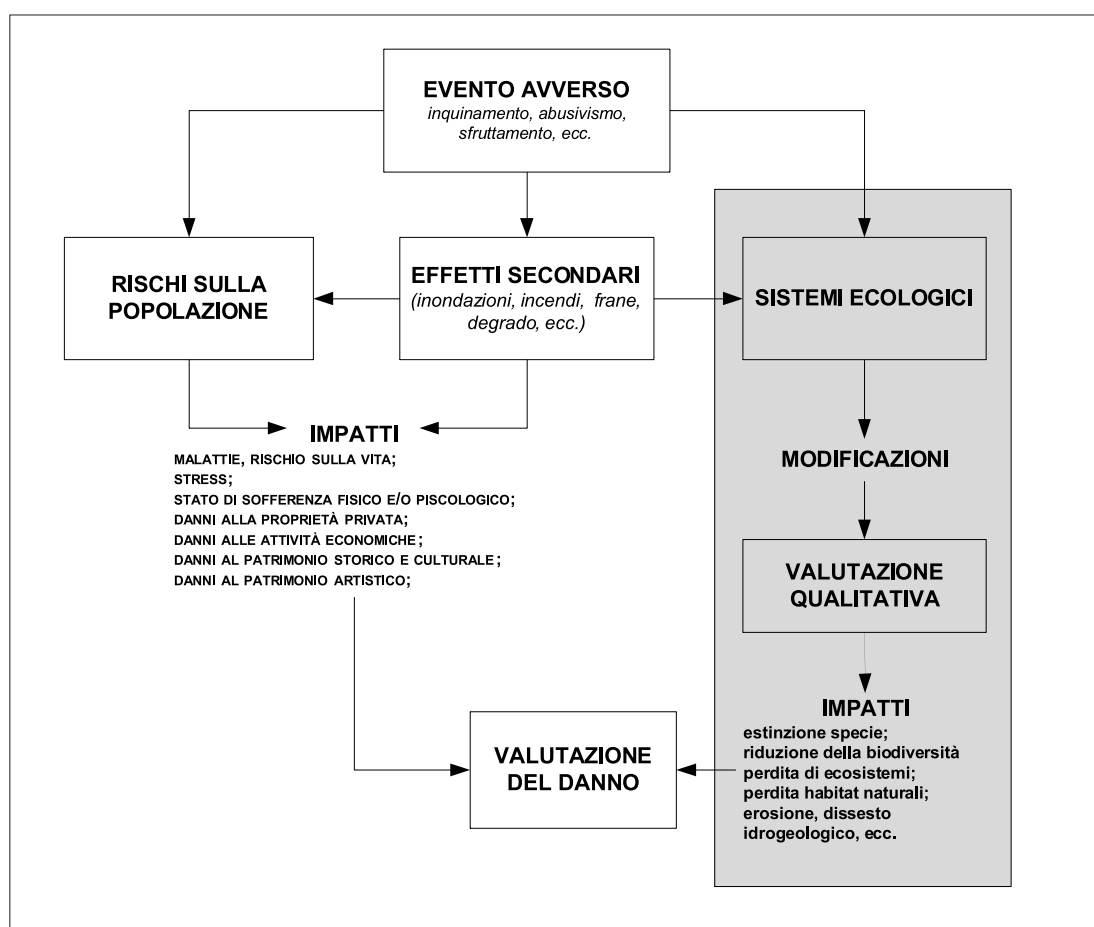


Figura 5.7: Percorsi di valutazione del danno all'ecosistema  
Fonte: Ripresa e modificata da: Cochrane H., cit.

Un evento avverso può, quindi, avere degli effetti negativi diretti e indiretti sul sistema economico, sulla popolazione e sugli ecosistemi. Gli effetti secondari, indotti da una modificazione della stabilità e della resilienza dell'ecosistema naturale ed antropico, si riflettono a loro volta sugli ecosistemi e ne alterano le caratteristiche originali.

Gli ecosistemi reagiscono a tali effetti diretti e secondari con delle modificazioni temporanee e/o permanenti, attivando dei complicati meccanismi di reazione che, a seconda della loro stabilità e resilienza, potrebbero ristabilire, dopo un periodo più o meno lungo, le condizioni iniziali, portare all'estinzione o, come si verifica nella maggior parte dei casi, spingere l'ecosistema verso un nuovo equilibrio.

Talvolta, gli effetti producono modificazioni nella stabilità o nella resilienza, nella composizione delle specie animali/vegetali oppure bioaccumulo di sostanze tossiche, ecc., che si osser-

vano solo nel lungo periodo. Le modificazioni dei sistemi ecologici rappresentano la sintesi dell'effetto causato dall'evento avverso e della capacità di adattamento dell'ecosistema stesso.

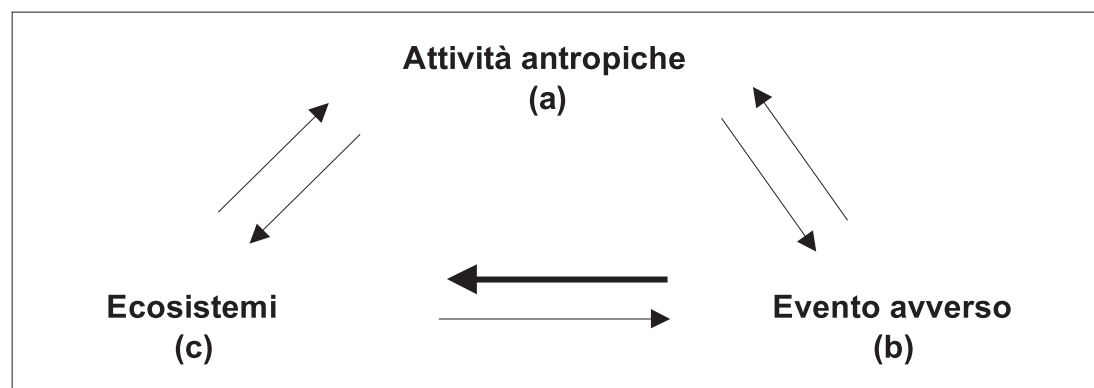
L'identificazione degli effetti e le relative modificazioni indotte nelle componenti di un ecosistema forniscono informazioni rilevanti ai fini dell'accertamento e quantificazione del danno. In alcuni casi (es. inquinamento), queste modificazioni sono inequivocabilmente individuate mediante il confronto di parametri o standard di qualità ambientale, i cui valori di riferimento (o limiti) sono stabiliti dalla normativa vigente.

### 5.8.2 Danno ambientale, ecosistema e attività umane

Fino ad un recente passato la valutazione dei danni si era concentrata essenzialmente, sugli effetti sulle attività antropiche, per esempio sulla perdita di vite umane, sui danni alla proprietà privata o sui danni ai mezzi per il sostentamento.

Alcuni di questi effetti, che includono danni valutabili a livello di ecosistema come la perdita di terreno coltivabile o della pesca commerciale, sono stimabili ricorrendo ai tradizionali metodi estimativi. Il riconoscimento di un valore intrinseco all'ecosistema presuppone l'allargamento dell'orizzonte di osservazione, includendo l'ecosistema come polo autonomo e non più come semplice cornice dell'asse danno-attività umane.

Le relazioni tra eventi avversi, ecosistemi e attività antropiche possono essere rappresentate dallo schema seguente:



Questo schema mette in evidenza come vi siano delle profonde interazioni tra tutte le componenti e fornisce un aiuto per capire l'insieme complesso di queste relazioni.

La parte inferiore dello schema evidenzia gli effetti di un evento avverso sull'ecosistema ( $b \rightarrow c$ ). Queste relazioni includono non solo gli effetti diretti, ma anche quelli secondari, cumulativi e che si manifestano nel lungo periodo.

Ritornando allo schema precedente, si può osservare che le attività antropiche possono alterare direttamente gli equilibri dell'ecosistema ( $a \rightarrow c$ ), intervenendo con azioni di ripristino e modificando l'effetto dell'evento avverso sugli ecosistemi ( $b \leftrightarrow c$ ), oppure modulando la natura e intensità dell'azione dannosa ( $a \rightarrow b$ ) e, quindi, il suo effetto sull'ecosistema ( $b \rightarrow c$ ). Queste attività ( $a \rightarrow b \rightarrow c$ ) possono essere accidentali, volontarie o involontarie e la scarsa conoscenza o comprensione degli effetti delle attività umane e dell'effetto ecologico delle perturbazioni può comportare stime poco attendibili o poco significative del danno ambientale.

Per comprendere le relazioni tra danni e modificazioni dell'ecosistema è necessario condurre uno studio specifico sul funzionamento dei sistemi naturali e su come essi reagiscono a modi-

ficazioni endogene ed esogene, operare cioè una quantificazione tecnica degli effetti dannosi all'ecosistema conseguenti all'evento.

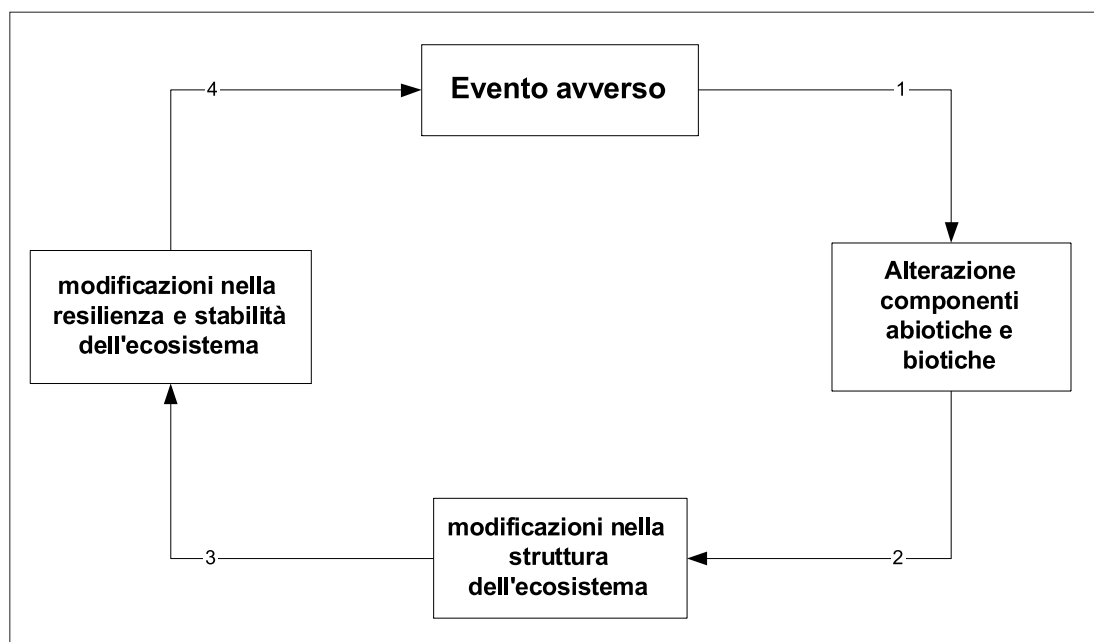


Figura 5.8: Relazioni tra evento avverso e modificazioni dell'ecosistema

Osservando la Figura 5.8 si può rilevare che:

- 1) L'evento avverso può indurre delle modificazioni dell'ecosistema in relazione alle modalità (entità e frequenza) con cui si manifesta, ma anche alle dimensioni spaziali (diffusione) dell'azione dannosa. La dimensione dell'area colpita dall'evento avverso assume un'importanza decisiva sulle possibilità e sulla velocità di ripristino.
- 2) Le alterazioni della componente abiotica e biotica inducono, a loro volta, delle modificazioni nella numerosità, distribuzione spaziale e temporale dell'ecosistema. L'entità di questi cambiamenti è influenzata dalla capacità di assimilazione delle specie oltre che dalle loro strategie di adattamento, crescita e riproduzione. Cambiamenti nelle componenti abiotiche prolungati e particolarmente rilevanti (composizione di aria, acqua, suolo, componenti minerali, ecc.) si riflettono nella composizione e nei rapporti tra le componenti biotiche (specie animali e vegetali).
- 3) Quando la perturbazione causata dall'evento avverso supera la resilienza e stabilità del sistema si innescano modificazioni, spesso irreversibili, che coinvolgono la struttura e la funzionalità dei processi ecosistemici.
- 4) Una delle modificazioni più frequenti degli ecosistemi è legata alla semplificazione della sua struttura ed, in particolare, alla riduzione del numero di specie e di individui, nota come perdita della biodiversità.

Vale la pena sottolineare che l'entità di questi cambiamenti è in relazione alla dimensione temporale e spaziale del fenomeno osservato.

Alcuni effetti avversi di larga portata (es. effetto serra) sono di scarsa entità se misurati a livello locale.

Tuttavia nel caso di eventi avversi non catastrofici e circoscritti ad un'area limitata, la dimensione spaziale sembra meno rilevante. Rimane comunque la componente temporale e quindi la necessità di definire l'intervallo di tempo in cui gli effetti siano accertabili e misurabili.

## 6. La valutazione del risarcimento dei danni ai sensi dell'art. 18 L. 349/86: una sintesi operativa

### 6.1 Introduzione

Il presente capitolo propone uno schema riassuntivo delle procedure di valutazione, al fine di fornire un quadro agile e di facile consultazione che ne chiarisca le principali questioni metodologiche ed operative.

La logica concettuale del lavoro si basa sulla valutazione del danno con riferimento alla nozione di Valore Economico Totale, come definito nella Tabella 6.1 (vedi par. 2.4).

Tabella 6.1: Valore Economico Totale

Componenti del valore economico totale	
Valori d'uso	diretto indiretto
Valori di non uso	valore di opzione valore di lascito valore di esistenza o intrinseco

Ai fini della stima del danno, non sempre tutti gli aspetti economici contemplati dal VET sono rilevanti; in sede di valutazione vanno considerati quegli aspetti economicamente non trascurabili e apprezzati in modo generalizzato dalla collettività nel momento in cui il danno emerge, secondo l'orientamento della norma di riferimento.

In termini teorici la rilevanza delle componenti di non-uso del VET è funzione diretta di: a) l'irreversibilità del processo di degrado del bene ambientale; b) il grado di incertezza sul possibile uso futuro del bene stesso; c) la sua unicità.

In termini operativi, la rilevanza delle componenti del VET può essere discriminata facendo ricorso alle nozioni estimative di riproducibilità e surrogabilità del bene ambientale danneggiato insieme a motivazioni di tipo etico (vedi par. 2.4), come illustrato nella Tabella 6.2.

Tabella 6.2: Componenti del VET e tipo di bene ambientale

Tipo di bene	Componenti del valore economico totale			
	Uso	Opzione	Esistenza	Lascito
Riproducibile	Si	No	*	no
Irriproducibile				
Surrogabile	Si	**	*/**	**
Non surrogabile	Si	Si	Si	si

\* dipende da questioni di tipo etico; \*\* dipende dal livello di surrogabilità

Nella valutazione del danno ambientale è necessario considerare che esso è di natura molteplice, ovvero formato da diverse componenti. La stima richiede la lettura degli effetti avversi e dei loro esiti secondo tale ottica, che ha quindi carattere sia sostanziale che funzionale, ponendo particolare attenzione al problema dei doppi conteggi (vedi par. 6.3.3). La valutazione deve, quindi, preliminarmente distinguere le varie implicazioni (effetti misurabili) del danno, al fine di distinguere le componenti patrimoniali, risarcibili ai sensi dell'articolo 2043 C.C., da quelle squisitamente ecologiche, ex art. 18.

Tali implicazioni, riconducibili agli aspetti economici del bene danneggiato e quindi valutabili attraverso i criteri di stima proposti, possono interessare:

- le attività economiche di consumo;

- le attività economiche di produzione;
- la salubrità dell'ambiente;
- la modificazione del capitale naturale ed antropico.

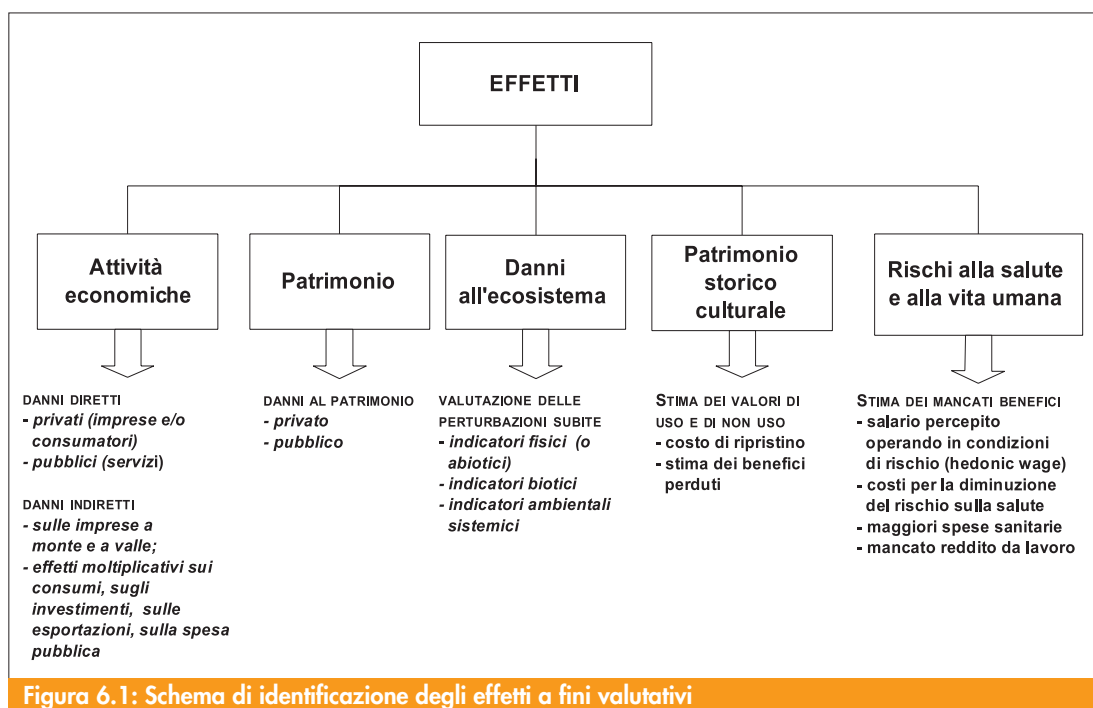


Figura 6.1: Schema di identificazione degli effetti a fini valutativi

L'approccio così configurato può essere schematizzato come segue:

I percorsi da seguire nella valutazione delle diverse componenti del danno si basano sull'esame del comportamento dei soggetti danneggiati o di quello dei responsabili (Figura 6.2) (vedi par. 4.1).

Nel dettaglio: se l'adattamento è concretamente osservabile e valutabile, le componenti del danno sono individuate e stimate a partire dalle modificazioni del comportamento dei soggetti danneggiati (costo di ripristino, spese difensive, costo di surrogazione di alcune funzioni), o di quello dei responsabili (profitto indebito).

a) Per quanto riguarda i danneggiati, se **l'adattamento è concretamente osservabile e valutabile** (percorso 1), è possibile individuare l'entità delle componenti del danno a partire dalle modificazioni del comportamento (approccio duale). Questi adattamenti pur eterogenei nella loro natura – strumenti difensivi, surrogazione del bene danneggiato, ripristino del bene alle condizioni iniziali – sono riconducibili ad una modificazione della funzione di spesa (capitolo 3).

b) Se **le strategie** di contenimento degli effetti negativi causati da un evento avverso **non sono osservabili o possibili**, la valutazione di talune componenti del danno può essere effettuata solo con **l'ausilio di metodi diretti** (percorso 2). In altre parole, se per i danneggiati non è possibile mettere in atto nessuna forma di adattamento, come specificato nel punto a) né è possibile ripristinare il bene (es. distruzione di beni irriproducibili), la perdita di utilità rimane circoscritta alla percezione dei danneggiati. In questo caso l'approccio duale non è di alcun aiuto ed il danno dovrebbe essere valutato, se possibile, ricorrendo a tecniche di elicitazione diretta del valore (paragrafo 4.5).

c) Nei casi in cui questi metodi diretti non fossero praticabili o proponibili in sede di giudi-

zio, la definizione della sanzione da applicare come penalità diretta sui responsabili potrebbe essere quantificata usando, indicativamente, il **profitto del trasgressore** (percorso 3). Infatti, come già discusso nel paragrafo 3.2.2, tale misura non è una forma di quantificazione economica del danno ambientale, ma concorre alla determinazione di una misura di tipo dissuasivo ai sensi dell'Art. 18 L. 349/86.

Va però ricordato che spesso le tecniche di elicitazione diretta del valore non forniscono stime adeguatamente robuste per essere prodotte in sede giudiziaria, soprattutto quando riguardano valori di non-uso. In questi casi, è preferibile ricondurre le stime al percorso 1, ricorrendo al concetto di surrogazione 'risorsa per risorsa' o 'servizio per servizio', ovvero rinviando ad un giudizio di tipo equitativo.

**Il processo di valutazione monetaria del danno si conclude con l'aggregazione del valore delle singole componenti, stimate seguendo il percorso 1 e 2. A queste valutazioni può essere utile affiancare la valutazione del profitto indebitamente percepito dal trasgressore.**

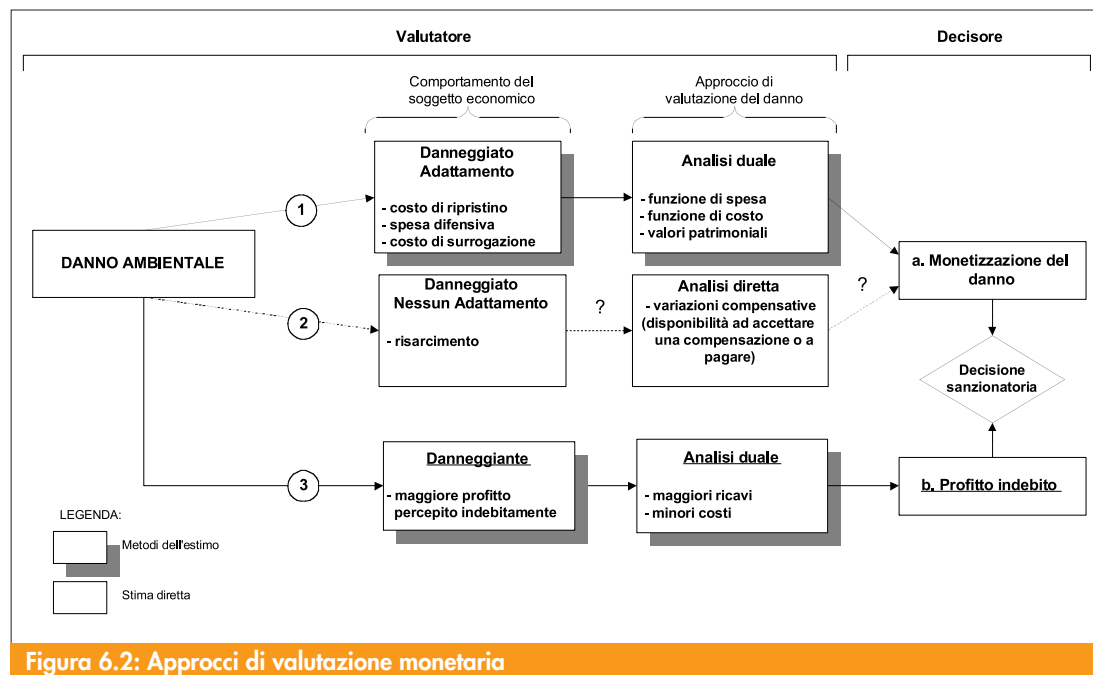


Figura 6.2: Approcci di valutazione monetaria

## 6.2 Il processo di valutazione degli effetti misurabili del danno ambientale

Il processo di valutazione può essere distinto nelle seguenti fasi:

- 1) pre-accertamento;
- 2) accertamento dell'evento avverso;
- 3) stima del danno.

### 1) PRE-ACCERTAMENTO

È la fase in cui si prende atto dell'evento avverso. Da un punto di vista tecnico ciò comporta: l'identificazione del bene ambientale colpito e la formulazione di un primo giudizio sull'opportunità di procedere o meno all'azione giudiziaria. Questo giudizio si fonda sul confronto della situazione 'con' e 'senza' l'evento avverso, e non su un'analisi 'ante' e 'post'. Solo il primo approccio, infatti, è metodologicamente corretto (vedi introduzione al cap. 3).

Il criterio con/senza può essere mutuato dal criterio ante/post quando l'orizzonte temporale di analisi dei fatti inerenti l'evento avverso è limitato e in assenza di rilevanti dinamiche biologiche e/o ecologiche in atto.

**2) ACCERTAMENTO DELL'EVENTO AVVERSO**

È la fase in cui si identificano, dal punto di vista qualitativo e quantitativo, le componenti del danno.

L'identificazione delle diverse **componenti del danno** prevede una prima analisi della natura ed entità dell'azione dannosa, dei beni ambientali colpiti, dei soggetti responsabili e dei danneggiati.

In particolare, si possono distinguere le seguenti fasi:

- a) definizione dell'azione dannosa;
- b) analisi della situazione 'senza' evento avverso;
- c) rilevazione della situazione della risorsa danneggiata 'con' danno;
- d) riconoscimento dei soggetti responsabili;
- e) identificazione dei soggetti colpiti;
- f) valutazione della reversibilità e ripristinabilità delle risorse danneggiate.

a) DEFINIZIONE DELL'AZIONE DANNOSA

È un momento sostanzialmente tecnico, che consente una prima identificazione e quantificazione degli effetti provocati dall'evento considerato, mediante:

- la determinazione della natura e diffusione dell'evento avverso;
- la quantificazione fisica dell'evento avverso;
- la durata, frequenza e intensità dello stesso.

La fase di rilevazione degli effetti può essere schematizzata nella Tabella 6.3.

**Tabella 6.3: Schema di identificazione dell'effetto**

Evento avverso	Descrizione
Agente (causa)	inquinamento idrico di un fiume, lago, falda, inquinamento dei suoli (discariche abusive), sfruttamento del suolo (cave, attività estrattive), ecc.
Area colpita e diffusione	Delimitare le dimensioni dell'area danneggiata. Definire la distribuzione delle popolazioni o comunità colpite (distribuzione geografica, caratteristiche ecologiche, ecc.)
Frequenza	Numero di azioni costituenti l'evento avverso.
Durata	Lunghezza del periodo dell'azione dannosa
Entità o intensità	Entità dell'evento per unità di superficie e di tempo (es. quantità di inquinanti rilasciati nel fiume per litro d'acqua o per ora)

**b) ANALISI DELLA SITUAZIONE 'SENZA' EVENTO AVVERSO**

Occorre fare riferimento alla consistenza attuale della risorsa colpita, al monitoraggio dei trend storici di dati continui sulla qualità ambientale o, in assenza di questi, alla letteratura esistente, al fine di poter effettuare un confronto con situazioni simili. Concretamente, tale analisi può configurarsi come:

- i) esame delle informazioni sullo stato della risorsa ambientale danneggiata relative ad un intervallo di tempo determinato e precedente al danno (possibile per risorse sempre monitorate);
- ii) analisi del trend storico relativo allo stato della risorsa e/o dei servizi da essa erogati;



iii) analisi dei dati relativi a risorse non colpite dall'evento avverso, ma simili a quella danneggiata, quando manchino le informazioni necessarie allo svolgimento dell'indagine secondo le prime due modalità.

C) RILEVAZIONE DELLA SITUAZIONE DELLA RISORSA DANNEGGIATA 'CON' DANNO

In questa fase è necessario definire le relazioni causa-effetto che legano l'evento avverso agli effetti sul bene ambientale danneggiato. Nel caso di danni che coinvolgono, direttamente o indirettamente, gli ecosistemi è necessario stabilire fino a che punto le sue modificazioni siano state provocate dall'evento avverso o siano imputabili a fatti di altra natura. Un volta che le relazioni di causa-effetto sono state identificate e dimostrate, l'indagine si sposta sulla quantificazione del peggioramento della qualità ambientale, mediante l'uso di appropriati indicatori economici, sociali ed ambientali. Successivamente, l'indagine si focalizza sull'identificazione e valutazione degli effetti rilevanti da un punto di vista economico, ecologico, e sociale (vedi par. 5.2).

D) RICONOSCIMENTO DEI SOGGETTI RESPONSABILI

È finalizzato alla:

- rilevazione del comportamento del responsabile in occasione del danno;
- osservazione delle relazioni esistenti fra danno ed attività economica del danneggiante.

E) IDENTIFICAZIONE DEI SOGGETTI COLPITI

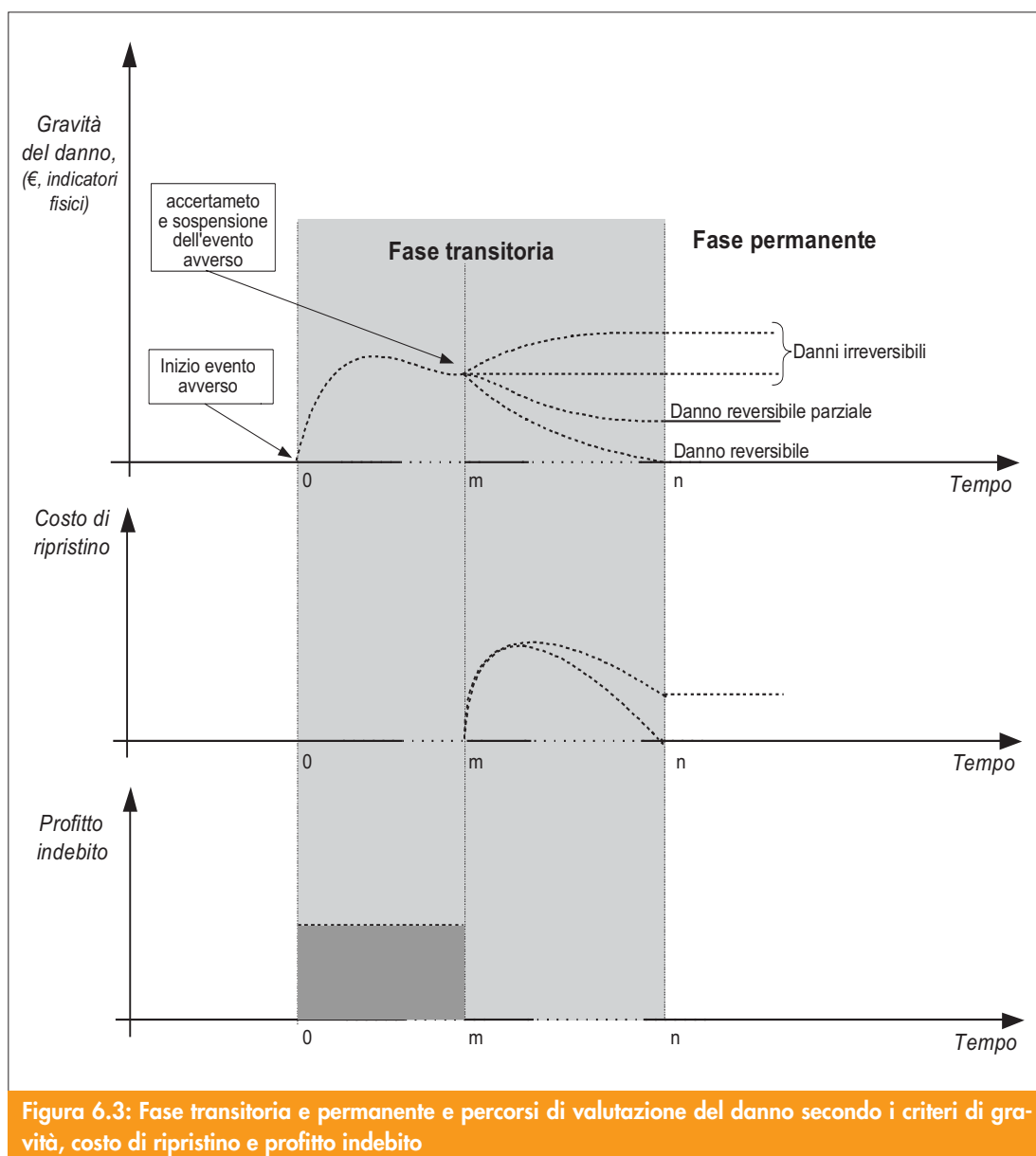
È finalizzata alla identificazione delle molteplici componenti del danno rilevanti sotto il profilo pubblico, mediante l'individuazione dei soggetti colpiti:

- consumatori, fruitori del bene o servizio ambientale danneggiato;
- produttori, titolari delle attività economiche danneggiate dall'evento avverso;
- capitale naturale ed antropico (risorse naturali, immobili, risorse storico-architettoniche, ecosistema).

F) INDIVIDUAZIONE DEL PROFILO TEMPORALE DEL DANNO

Lo studio del profilo temporale del danno permette di valutare la **reversibilità** e **ripristinabilità** del bene danneggiato. La reversibilità è la capacità del sistema ambientale (ecosistema) danneggiato di attivare dei meccanismi di reazione fisici, chimici, biologici, ed ecologici che annullano gli effetti provocati dall'evento avverso. La ripristinabilità del danno si riferisce, invece, alla possibilità, mediante opportuni interventi dell'uomo, di favorire il ristabilirsi delle condizioni esistenti prima dell'evento avverso. Reversibilità e ripristinabilità dipendono dall'intensità degli effetti dannosi oltre che dalle peculiarità dei beni colpiti.

Per valutare correttamente il risarcimento, è necessario individuare la fase transitoria e la fase permanente di ciascuna componente del danno stesso. La fase transitoria è caratterizzata da una variazione nel tempo degli effetti e dei danni, mentre la fase permanente è caratterizzata dalla eventuale permanenza degli stessi (vedi par. 5.4).



### 6.3 Stima del danno

Vista la natura molteplice degli effetti misurabili del danno ambientale e la diversa tipologia dei soggetti colpiti, le componenti del danno, possono essere identificate e stimate secondo l'orizzonte temporale coinvolto, ovvero rispetto alla loro reversibilità e/o ripristinabilità. La Tabella 6.4 fornisce alcune indicazioni di carattere generale sui metodi di valutazione del danno in relazione alla ripristinabilità o reversibilità del medesimo. Al riguardo, va ricordato che nei costi di ripristino vanno considerate tutte le attività poste in atto per accelerare il ritorno alle condizioni precedenti il danno e non solo gli interventi di prima *remediation*.

Tabella 6.4: Valutazione del danno ambientale in funzione della ripristinabilità e reversibilità

Reversibile	Ripristinabile	
	SI	NO
SI	mancati benefici transitori costi di ripristino	mancati benefici transitori
NO	mancati benefici transitori costi di ripristino valori di non-uso	costi di surrogazione mancati benefici valori di non-uso

### 6.3.1 I soggetti colpiti

#### 1. Consumatore – fruitore

Valutazione del danno a partire dagli aspetti economici che, sulla base del servizio interrotto, meglio catturano la perdita dei benefici dei servizi pubblici lesi (vedi par. 5.6.2). Tali aspetti economici possono essere stimati sia indirettamente che direttamente: nel primo caso, assunto che il danno ambientale modifichi l'equilibrio del consumatore, si valutano gli adattamenti di quest'ultimo al disagio sofferto e le modifiche della sua funzione di spesa. Le procedure di valutazione economica di tali adattamenti sono schematizzate nella Tabella 6.5.

In alternativa, alcune indicazioni possono essere ottenute mediante procedure di stima diretta, come la valutazione contingente (vedi par. 4.5).

Tabella 6.5: Stima di servizi pubblici sospesi da un evento avverso

Aspetto economico	Presupposti per la stima	Metodo di Stima
Valore di surrogazione	Sostituibilità tra il servizio sospeso e altri servizi pubblici (surroganti)	Costo per la surrogazione del servizio pubblico
Valore di mercato	Sostituibilità tra servizio pubblico sospeso e servizi o beni privati	Prezzo dei servizi privati in grado di sostituire il servizio pubblico
Valore complementare	Recenti valori di compravendita dei beni influenzati dal servizio sospeso	Differenza tra il valore dei beni senza e con l'interruzione del servizio
Valore di produzione	Il servizio è sospeso in modo temporaneo o definitivo	Costi di erogazione del servizio sospeso

#### 2. Attività produttive

Valutazione della componente del danno attualizzando la perdita di valore aggiunto per il periodo in cui il danno si esplica (vedi paragrafo 5.6.1). Qualora questa componente non sia risarcibile ex art. 2043 C.C., essa può talora rientrare nei danni ex art. 18.

Il profilo temporale della sospensione ha delle importanti ripercussioni: se la sospensione è solo temporanea, il danno si concretizza talvolta in un differimento nel tempo della formazione del valore aggiunto e talvolta in una sua perdita, anche se temporanea; se la sospensione è permanente il danno viene stimato dall'attualizzazione del valore aggiunto definitivamente perduto.

#### 3. Patrimonio immobiliare produttivo, residenziale e altre immobilizzazioni

Valutazione del danno a partire dal costo dovuto all'anticipo dell'investimento di rinnovo (vedi par. 5.6.3), se invocabile l'art. 18.

#### 4. Ecosistema

La valutazione del danno va riferita alla funzione che la componente colpita svolge nel sistema che la ospita. Gli aspetti economici da considerare riguardano prevalentemente i costi di ripristino ed i valori complementare, di surrogazione ('risorsa per risorsa' o 'servizio per servizio') e di non-uso.

**Tabella 6.6: Schema di analisi delle interruzioni di attività produttive**

**I. Elenco dei processi produttivi frequentemente sospesi o interrotti da eventi avversi:**

- produzione agricola e forestale;
- pesca commerciale;
- attività manifatturiere;
- servizi pubblici e privati.

**II. Il danno è accertabile in termini contabili:**

- SI. Danno => valore attuale dei mancati redditi dovuti alla sospensione della produzione (input o output);
- NO. Danno => il valore attuale del valore aggiunto perduto, espresso al netto di quello eventualmente conseguito in attività alternative (ad esempio, i salari percepiti in altri impieghi da alcuni dei salariati avventizi agricoli non assunti dall'impresa che ha sospeso la produzione);

**III. Stima del danno:**

- Costo privato dovuto alla sospensione o arresto della produzione => valore attuale dei profitti, salari, stipendi, interessi, benefici fondiari, e altri pagamenti di risorse naturali;
- Costo pubblico sofferto dovuto alla sospensione o arresto della produzione => servizi amministrativi valutati al loro costo di produzione più il valore dei servizi direttamente offerti al pubblico (sanità, trasporti, infrastrutture, ecc.) stimati sulla base del maggior valore tra prezzi al consumo e costo di produzione.

Con riferimento ai valori di non-uso, è necessario osservare che, in alcune particolari situazioni, essi potrebbero essere percepiti solo parzialmente dalla collettività in generale, perché, spesso, le variazioni dei valori di non-uso, considerati in senso antropocentrico, non sono percepiti chiaramente. In questi casi, dunque, sia le tecniche di valutazione indiretta, secondo l'approccio duale, che le tecniche dirette, come la valutazione contingente, sono di scarso aiuto, e la stima basata sull'utilità dell'individuo potrebbe non giungere, quindi, ad una valutazione del danno ambientale intrinseco. In questi casi, il percorso valutativo porterà solo alla quantificazione fisica o all'identificazione del semplice effetto, senza la determinazione di alcuna misura monetaria, fornendo, dunque, solo un quadro conoscitivo finalizzato a valutazioni di tipo equitativo (vedi par. 5.8).

I percorsi di valutazione del danno all'ecosistema sono esplicitati nella Figura 6.4.

### 6.3.2 Danni indiretti

Nella stima del danno occorre considerare non solo i danni diretti, ma anche quelli indiretti (vedi paragrafo 5.7). I danni indiretti comprendono tutti gli effetti sofferti dalla collettività a causa di una sottrazione di risorse, purché non già conteggiati in quelli diretti. Sono danni non direttamente collegati all'attività colpita e la loro gravità dipende in gran parte dal grado di integrazione del sistema economico.

**Tabella 6.7: Schema di analisi dei danni al patrimonio**

**I. Valori di riferimento per la stima del patrimonio:**

- valori contabili (spesso non rilevanti);
- valore di ripristino al costo deprezzato;
- valore di mercato di capitali simili;

**II. Distruzione totale del capitale di lunga durata. Il capitale può essere ripristinato?**

- SI. Danno => modificazione del valore attuale degli esborsi sostenuti dall'azienda per l'investimento di ripristino al costo deprezzato o al valore di mercato di beni simili;
- NO. Danno => valore attuale del reddito perduto, calcolato su un orizzonte temporale pari alla probabile durata operativa dell'investimento.

**III. Distruzione parziale del capitale di lunga durata. Il capitale può essere ripristinato?**

- SI. Danno => modificazione, in termini di valore attuale, degli esborsi per l'investimento;
- NO. Danno => valore attuale della diminuzione del reddito conseguente alla parziale distruzione del capitale.

Gli effetti indiretti si possono ricondurre a due tipologie principali:

- contrazione dell'offerta di prodotti intermedi o finali, anche al di fuori del settore colpito (colli di bottiglia nell'offerta);
- spostamenti della domanda dei prodotti finali e/o dei beni di investimento.

Se l'ambito dell'evento avverso è circoscritto, la valutazione avviene mediante:

- la identificazione dei soggetti economici coinvolti;
- la valutazione dei danni ricorrendo alle metodologie estimative già esaminate, nel caso dei danni diretti.

È importante considerare che la valutazione del danno deve tenere presente o le perdite subite dai consumatori o dai produttori, per evitare di incorrere in doppi conteggi.

Se l'ambito colpito dall'evento avverso è di larga scala e coinvolge significativamente il sistema economico, generando effetti indiretti molto rilevanti per entità e diffusione, si può ricorrere a modelli di tipo input-output (vedi par. 5.7.1).

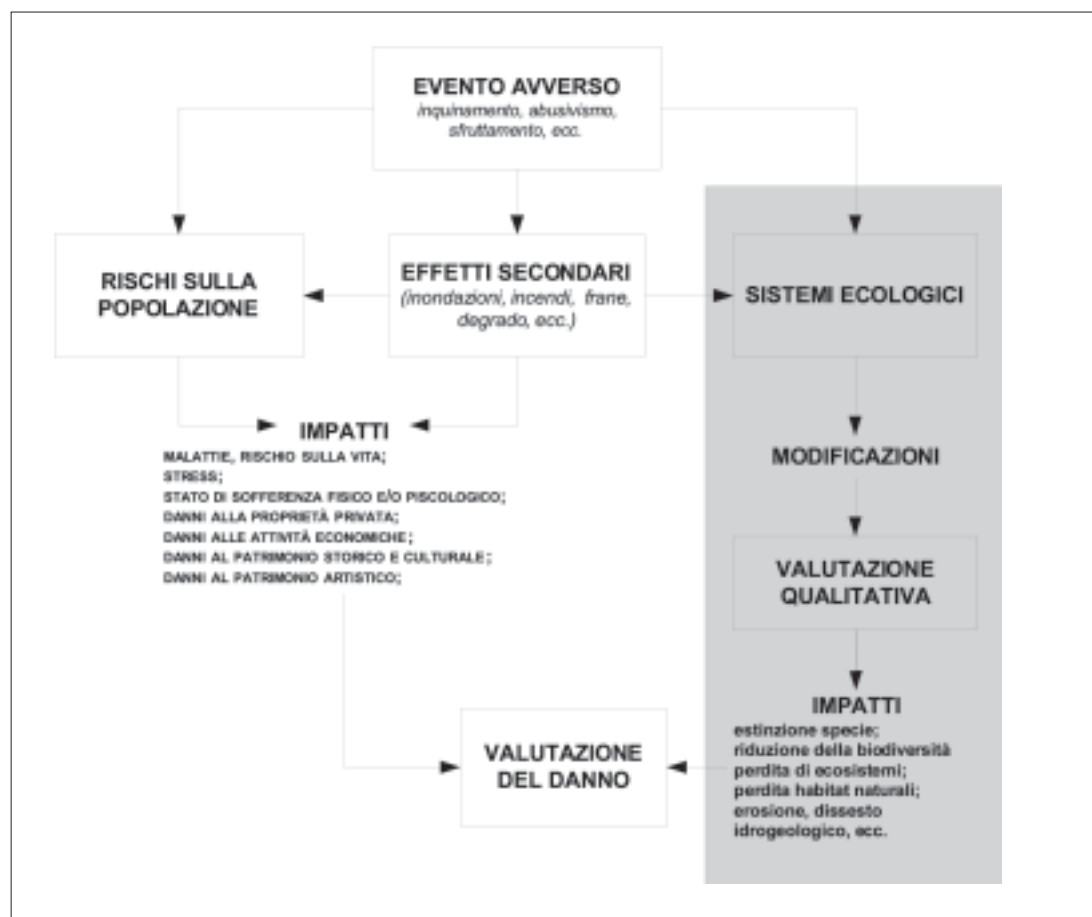


Figura 6.4: Percorsi di valutazione del danno all'ecosistema  
Fonte: Ripresa e modificata da: Cochrane H., cit.

### 6.3.3 Il problema del doppio conteggio

Nella valutazione si può correre il rischio dei cosiddetti 'doppi conteggi'. Infatti, data la natura molteplice del danno e dei percorsi valutativi, è facile che i metodi adottati giungano a del-

le valutazioni che, parzialmente, si sovrappongono, riguardando la medesima componente. Questo rischio va evitato con molta cura in sede di aggregazione di tali componenti.

Il caso più frequente di doppio conteggio riguarda i danni stimati a partire dai mutamenti di reddito e/o utilità unitamente alla perdita di valori patrimoniali. Lo stesso problema può insorgere qualora i danni diretti e indiretti vengano valutati come somma degli effetti prodotti sia sui produttori che sui consumatori.

In genere, il rischio di doppi conteggi è più elevato in caso di danni di notevole entità, o quando il bene ambientale danneggiato genera utilità multiple (par. 4.3).

#### 6.3.4 *La scelta del saggio di sconto*

Al fine di operare l'aggregazione di valori riferiti a periodi diversi, funzionale alla stima del danno, è necessario omogeneizzare tali valori riferendoli ad uno stesso momento. Tale operazione, nota come attualizzazione, richiede anche l'adozione di un opportuno saggio di sconto, la cui scelta, in termini teorici, è piuttosto controversa (vedi par. 4.6.1).

In termini operativi (vedi par.4.6.2):

- a. il saggio di sconto andrebbe differenziato a seconda della componente del danno oggetto di stima, utilizzando saggi progressivamente più bassi man mano che ci si riferisca ad orizzonti temporali più lunghi;
- b. per quanto possibile, è opportuno riferirsi a saggi finanziari di mercato 'esenti da rischio', quali i titoli pubblici, scegliendo di volta in volta i rendimenti di titoli comparabili per orizzonte temporale alla componente del danno;
- c. per le componenti del danno di lungo periodo, in assenza di un riferimento sul mercato finanziario, può essere assunta una stima del saggio di capitalizzazione dei suoli ad esclusiva destinazione agricola, valutabile intorno ad un tasso non superiore al 2-3%, su di un orizzonte temporale trentennale, ed all'1-1,5%, per durate più lunghe.

## Bibliografia

AAVV, 'Colloqui di Ecologia: la valutazione dell'impatto ambientale', *Informatore Botanico Italiano*, Vol. XXI, n 1-3, 1989.

Alibrandi T., Ferri P., 'I beni culturali e ambientali', Giuffrè, Milano, 1995.

Arrow K. ed al., 'Is There a Role for Benefit-cost Analysis in Environmental Health and Safety Regulations?', *Science*, 272 e 276, 1996.

Arrow K., 'Criteria for Social Investment', in Dorfman R. e Dorfman N. (a cura di), *Economics of the Environment, Selected Readings*, Norton, New York, 1993.

Bator F.M.C., 'Anatomy of Market Failure', *Quarterly Journal of Economics*, vol.72, 1962, pp. 351-379.

Baumol W.J., Oates W.E., 'The Theory of Environmental Policy', Cambridge University press, Cambridge, 1988.

Bergstrom J.C., 'Concepts and Measures of the Economic Value of Environmental Quality: A Review', *Journal of Environmental Management*, n. 2, 1990.

Bishop R.C., Romano D. (a cura di) 'Environmental Resource Valuation: Application of Contingent Valuation Method in Italy', Kluwer Academic Publisher, Boston, 1998.

Boulding K., 'The Economics of the Coming Spaceship Earth', in H. Jarret (ed.) *Environmental Quality in a Growing Economy*, J. Hopkins University Press, Baltimora, 1966.

Bresso M., 'Per un'Economia Ecologica', Nuova Italia Scientifica, 1994.

Brookshire D.S., Eubanks L.S., Randall A., 'Estimating Option Prices and Existence Values for Wildlife Resources', *Land Economics*, 59, 1983, pp. 2-15.

Brosio G., 'Economia e finanza pubblica', NIS, Roma, 1986.

Brown W.G., Nawas F., 'Impact of Aggregation on the Estimation of Outdoor Recreation Demand Functions', *American Journal of Agricultural Economics*, 55, 1973, pp. 246-249.

Buchanan M., Stubblebine W.C., 'Externality', *Economica*, vol.29, 1962, pp. 371-384.

Carlson G. A., Zilberman D., Miranowski J. A., 'Agricultural and Environmental Resource Economics', Oxford University Press, New York, 1993.

Chapman R.N. 'The Quantitative Analysis of Environmental Factors', *Ecology*, n.9, 1928.

Clawson M., 'Method for Measuring the Demand for, and Value of, Outdoor Recreation', *Resources for the Future*, Rep. n. 10, Washington D.C., 1959.

Coase R. 'The Problem of Social Cost', *Journal of Law and Economics*, vol.3, n.1, 1960, pp. 1-15.

Cochrane H., 'La valutazione dei danni dovuti a disastri naturali e procurati dall'uomo', in Fu-



sco Girard L. (a cura di) *Estimo ed economia ambientale: le nuove frontiere nel campo della valutazione*. Studi in onore di Carlo Forte, Franco Angeli, Milano, 1993.

Colby M. 'Environmental management in development : the evolution of paradigms', World Bank, Washington D.C. 1990.

Colombo A.G., Malcevschi S., '*Manuale Associazione Analisti Ambientali degli indicatori ambientali per la valutazione dell'impatto ambientale*', (vol. 1,2,3), Centro V.I.A. Italai e F.A.S.T. (Federazione delle Associazioni Scientifiche e Tecniche), Milano, 1996.

Commissione delle Comunità Europee, '*Il libro verde sul risarcimento dei danni all'ambiente*', Documenti CB-CO-93-147-IT-C, Bruxelles, 1993.

Commissione delle Comunità Europee, '*Libro Bianco: sulla responsabilità dei danni all'ambiente*', COM (2000) 66 Bruxelles, 9 febbraio 2000.

Commissione Europea, DG XI, '*Economics Aspects of Liability and Joint Compensation Systems for remedying Environmental damage*', vol. II, Topic Papers (3066), Bruxelles, 1996.

Culyer A.J., '*Merit Goods and the Welfare Economics of Coercion*', Public Finance, n.4, 1971.

Cummings R. G., Brookshire D. S., Walsh W. D., '*Valuing Environmental Goods. An Assessment of the Contingent Valuation Method*', Rowman e Littlefield Publishers, Savage, Maryland, 1986.

Cummings R., Harrison G., '*Identifying and Measuring Non use Values for Natural and Environmental Resources: a critical Review of the State of the Art*', Final Report to the American Petroleum Institute, mimeo, 1992.

Cummings R.G., Brookshire D.S., Schulze W.D., '*Valuing Environmental Goods: An Assessment of the Contingent Valuation Method*', Rowman and Allenheld, Totowa, N.J., 1986.

Cummings R.G., Harrison G.W., '*The Measurement and Decomposition of Non-use Values: a Critical Review*', Environmental and resource economics, 5, pp.225-247, 1995.

Defrancesco E., Merlo M., '*La regressione multipla strumento della stima per valori tipici*', Genio Rurale, n.7/8 1991.

Denison E.F., '*Accounting for Slower Economic Growth*', Washington 1977.

Deserpa A.C., '*Congestion, Pollution and Impure Public Goods*', Public Finance, 1-2, 1978, pp.68-83.

Di Cocco E. '*La Valutazione dei Beni Economici*', Calderini, Bologna, 1960.

Dorfman R., '*An Introduction to Benefit-cost Analysis*', in Dorfman R., Dorfman N.(a cura di), Economics of the Environment, Selected Readings, Norton, New York, 1993.

Dupuit J., '*On the Measurement of the Utility of Public Works*' Annales de Pontset Chausees, 2<sup>nd</sup> Series, Vol.8, 1844, reprinted in English in D.Mundy (ed.), Transport: Selected Readings, Harmondsworth, Penguin Book, Ltd, 1968.

Duzzin B., *'Corso di Ecologia Applicata'*, mimeo, Facoltà di Scienze Biologiche dell'Università di Padova.

ERM, Pearce D., *'Economic Aspects of Liability and Joint Compensation Systems for Remedying Environmental Damage: Valuation of Environmental Damage'*, European Commission, DG XI (3066), Bruxelles, 1996.

Famularo N., *'Della variabilità del valore con lo scopo della stima di un possibile sesto criterio di stima'*, Rivista del Catasto e dei Servizi Tecnici Erariali, n.3, 1943.

Famularo N., *'Prescrizioni urbanistiche e valore degli immobili urbani'*, Rivista del Catasto e dei Servizi Tecnici Erariali, n.4, 1960.

Ferro O., *'Istituzioni di politica agraria'*, Ed agricole, Bologna, 1988.

Fisher A.C., Krutilla V., *'Resources Conservation, Environmental Preservation and the Rate of Discount'*, Quarterly Journal of Economics LXXXVIII(2), 1974.

FORMEZ, *'Economia dei beni culturali. Programmazione e valutazione dell'intervento pubblico per progetti'*, Roma, 1993.

Forte C. *'Piano economico per il rinnovamento del centro antico di Napoli'*, in A.A.V.V., Il Centro Storico di Napoli, Napoli, 1970.

Freeman A.M., *'The Benefits of Environmental Improvement. Theory and Practice'*, Resources for The Future, Washington D.C., 1979.

Fusco Girard L. (a cura di), *'Estimo ed economia ambientale: le nuove frontiere nel campo della valutazione. Studi in onore di Carlo Forte'*, Franco Angeli, Milano, 1993.

Fusco Girard L., *'Estimo, Economia Ambientale e Sviluppo Sostenibile'*, in (Fusco Girard L. ed), Estimo ed economia ambientale: le nuove frontiere nel campo della valutazione. Studi in onore di Carlo Forte, Franco Angeli, Milano, 1993.

Fusco Girard L., *'Risorse architettoniche e culturali: valutazioni e strategie di conservazione'*, Milano, F. Angeli, 1987.

Gatto P., Merlo M., *'La Remunerazione dei Beni e Servizi Ambientali - Ricreativi Offerti dalle Attività Agricolo-forestali: dall'intervento pubblico al mercato'*, Dipartimento Territorio e Sistemi Agroforestali, Università di Padova, 1995.

Gatto P., *'La Valutazione Economica del Paesaggio Forestale e del Verde Urbano'*, Monti e Boschi, vol. 1, 1988, pp. 21-34.

Georgescu-Roegen N., *'Economia e degradazione della materia'*, Economia e Ambiente, n.4, 1985, pp. 5-29.

Georgescu-Roegen N., *'The Entropy Law and the Economic Process'*, Harvard-University Press, Cambridge (Mass.), 1971.

Ghetti P.F., *'I macroinvertebrati nella sorveglianza ecologica dei corsi d'acqua'* Consiglio Nazionale delle Ricerche, Roma, 1981.

Ghetti P.F., *'Indice Biologico Esteso (I.B.E.). I macroinvertebrati nel controllo della qualità degli ambienti di acque correnti'*, (manuale di applicazione). Provincia Autonoma di Trento, Agenzia provinciale per la protezione dell'ambiente, Trento, 1997.

Ghetti P.F., *'Manuale per la difesa dei fiumi'*, Edizioni della Fondazione Giovanni Agnelli, Torino, 1993.

Gisotti G, Bruschi S., *'Valutare l'ambiente'*, La Nuova Italia Scientifica, 1992.

Gollier C., *'Time Horizon and the Discount Rate'*, mimeo, Université de Toulouse, 1999.

Gordon S.H., *'The Economic Theory of Common-Property Resource: The Fishery'*, The Journal of Political Economy, vol.62, 1954, pp. 124-42.

Grillenzoni M., Grittani G., *'Estimo'*, Edagricole, Bologna, 1990.

Guariniello A., *'Il Danno Ambientale nell'Ordinamento degli Stati Europei e negli Atti Paneuropei'*, ANPA, Roma, 1999.

Hanley N., Shorgen J. F., White B., *'Environmental Economics in Theory and Practice'*, Macmillan Press Ltd, 1997.

Hanley N., Spash C.L., *'Cost-Benefit Analysis and the Environment'* Edward Elgar Publishing Limited, Aldershot, 1993.

Hardin G., *'The Tragedy of the Commons'* Science, vol.162, 1968, pp. 1243-48.

Head J.G., *'On Merit Goods'*, Finanzarchiv, n. 3, 1968.

Hicks J.R., *'The Four Consumer's Surpluses'*, Review of Economics Studies, vol. 11, 1943, pp. 31-41.

Hicks J.R., *'Valore e Capitale'*, Oxford University Press, 1938.

Hotelling H., *'The Economics of Exhaustible Resources'*, Journal of Political Economy, vol. 39, 1931, pp. 198-209.

Howarth R. B. (ed.), *'Defining Sustainability'*, Special Issue, Land Economics, 73, 4, 1997, pp.445-622.

Howe C. ed al., *'Damage Handbook: a Uniform Framework and Measurement Guidelines for Damages from Natural and Related Man-made Hazards'*, Draft report to the National Science Foundation, 1990.

Jevons H.A., *'Theory of Political Economy'*, Londra, 1871.

Johnston J., *'Econometrica'*, Franco Angeli, Milano, 1987.

Juster T.F., Courant P.N., Dow G.K., 'A Theoretical Framework for the Measurement of Well-Being', *The Review of Income and Wealth*, n.1, 1981.

Knapp W., 'Economia e Ambiente', Otium, Ancona, 1991.

Kneese V., Ayres R.U., D'Arge R.C., 'Economics and the Environment: A Materials Balance Approach', John Hopkins, Baltimora, 1970.

Krutilla J., 'Conservation Reconsidered', *American Economic Review*, 57, 1967, pp. 777-786.

Kula E., 'Time Discounting and Future Generations: the Harmful Effects of an Untrue Economic Theory', Westport, CT, Quorum Books, London, 1997.

Lancaster K.J., 'Consumer Demand: a New Approach', Columbia University Press, New York, 1971.

Leontieff W. W., 'Input Output Economics', New York, Oxford University Press, 1966.

Leontieff W.W., 'Quantitative Input and Output Relations in the System of the United States', *Review of Economics and Statistics*, agosto 1936.

Lorentz K., 'Evolution and Modification of Behaviour', Methuen, Londra, 1966.

Malcevschi S., 'Qualità ed impatto ambientale', Etaslibri, Milano, 1992.

Marchetti G. (a cura di) 'Ecologia Applicata', Città Studi, Milano, 1993.

Markandya A., Pearce D., 'Natural Environments and the Social Rate of Discount', *The Economics of Project Appraisal and the Environment*, Edward Elgar, Aldershot, 1994.

Marshall A., 'Principi di Economia Politica', UTET, Torino, 1959.

McConnell K., 'Existence and Bequest Values', in R.D.Rowe e L.Chestnut (a cura di) *Quality and Scenic Resources at National Parks and Wildlife Areas*, Boulder, Westview Press, 1993.

McLean D.G., Mundy B., 'The Addition of Contingent Valuation and Conjoint Analysis to the Required Body of Knowledge for the Estimation of Environmental Damages to Real Property', *Journal of Real Estate Practice and Education*, Vol.1, n.1, 1998.

Meadows D.H., 'I Limiti dello Sviluppo', Club di Roma, Milano, 1972.

Medici G., 'Principi di Estimo', Calderini, Bologna, 1972.

Merlo M., 'Dai Vincoli al Mercato: Strumenti Adottati nelle Politiche Agro-forestali-ambientali', *Rivista di Politica Agraria*, vol.6, 1995, pp. 1-13.

Merlo M., 'Sui criteri di stima delle esternalità', *Genio Rurale*, 7/8, 1990, pp. 82-89.

Merlo M., Muraro G., 'L'economia del bosco come bene pubblico e privato. Finalità multiple ed ottima gestione forestale' in: *Il bosco e l'ambiente, aspetti economici, giuridici ed estimativi*, Atti XVII incontro CeSET, Firenze, 1988.

Misseri S.C., 'Prefazione' a Simonotti M., Introduzione alla valutazione del danno da inquinanti all'agrosistema, Università degli Studi di Catania, Catania, pp.115-117, 1982.

Mitchell R. C. Carson R. I., 'Using surveys to value public good: the contingent valuation method', Resource for the Nature, Washington D. C., 1989.

Molesti R., 'Economia dell'ambiente' Ipem edizioni, Pisa, 1988.

Musgrave R.A., 'Public Finance in Theory and Practice', McGraw Hill, New York, 1982.

Nicholson W. 'Microeconomic Theory: basic principles and extensions', 6<sup>th</sup> edition, The Dryden press, New York, 1995.

Norgaard R., 'Coevolutionary development potetial', *Land Economics*, 60 n. 2, 1984.

Odum E.P., 'Basi di Ecologia', Piccin, Padova, 1983.

OECD, 'Guiding Principles Concerning International Economic Aspects of Environmental Politics', Recommendation Adopted by the OECD Council on 27<sup>th</sup> may 1972, C(72)128, 1972.

Page T., 'On the Problem of Achieving Efficiency and Equity, Intergenerationally', *Land Economics*, N. 4, 1997.

Page T., 'Conservation and Economic efficiency', Resources for the Future, John Hopkins University Press, Baltimora, 1977.

Pearce D., Turner R.K., 'Economia delle risorse e dell'ambiente', Il Mulino, Bologna, 1991.

Pearce D., Markandya A., Barbier E., 'Progetto per un'economia verde', Il Mulino, Bologna, 1989.

Pearce D., 'Economic Aspects of Liability and Joint Compensation Systems for Remedying Environmental Damage: Valuation of Environmental Damage' in Commissione Europea DG XI, DG XI, Economics Aspects of Liability and Joint Compensation Systems for remedying Environmental damage, vol. II, Topic Papers (3066), Bruxelles, 1996.

Pearce D.W., Turner R.K., 'Economia delle risorse naturali e dell'ambiente', Il Mulino, Bologna, 2000.

Pennisi G. (a cura di), 'Tecniche di valutazione degli investimenti pubblici', Ministero del Bilancio e della Programmazione Economica, Roma, 1985.

Perera L., Amin A., 'Accomodating the Informal Sector: A Strategy for Urban Environmental Management', *Journal of Environmental Management*, 46, 1996, pp. 3-15.

Peterson G., Brown T., 'Economic Valuation by Method of Paired Comparison, with Emphasis on Evaluation on Evaluation of the Transitivity Axiom', *Land Economics*, 74(2), 1998, pp. 240-261.

- Polelli M., *'La valutazione del danno ambientale: aspetti economico-estimativi'*, Atti del XIX Incontro di studio CeSET, Milano, pp.41-58, 1989.
- Raggi A., Barbiroli G., *'Gli indici di qualità delle risorse ambientali'* Franco Angeli, Milano, 1992.
- Randall A., Stoll J.R., *'Consumer's Surplus in Commodity Space'*, The American Economic Review, vol. 70(3), 1980, pp. 449-455.
- Rochet J.C. ed al., *'Discounting an Uncertain Future'*, mimeo, Université de Toulouse, 1998.
- Rosen S., *'Hedonic Prices and Implicit Market: Product Differentiation in Pure Competition'*, Journal of Political Economy, 82, 1974, pp. 34-55.
- Roskamp K.W., *'Public Goods, Merit goods, Pareto Optimum and Social Optimum'*, Public Finance, n. 30, 1975.
- Serpieri A., *'La Stima dei Beni Fondiari'*, Edizioni Agricole, Bologna, 1950.
- Signorello G., *'La valutazione economica dei beni ambientali'*, Genio Rurale, 9, 1986.
- Simonotti M., *'Introduzione alla valutazione del danno da inquinanti all'agrosistema'*, Università degli Studi di Catania, Catania, pp.115-117, 1982.
- Solow R.M., *'Sustainability: An Economist's Perspective'*, in (Dorfman R. e Dorfman N. eds.) Economics of the Environment - Selected Readings, Terza edizione, New York London, W. W. Norton & Company, 1991, pp. 179-187.
- Solow R., *'The economics of Resources or the Resources of Economics'*, American Economic Review, n. 64, 1974.
- Stellin G., Rosato P., *'La valutazione economica dei beni ambientali'*, Città Studi, Torino, 1998.
- Turner P.K., Pearce D.W., Bateman I. *'Economia Ambientale'* Il Mulino, Bologna, 1994.
- U.S. Federal Register, 15 CFR part 990, *'Natural Resource Damage Assessment, Final rule'*, Department of Commerce, 5 gennaio 1996.
- U.S. Federal register, 43 CFR Part 11 *'Natural resources damage assessment: Type A procedures; Final Rule'*, Department of the Interior, 7 maggio 1996.
- Victor P.A., *'Indicators of Sustainable Development. Some Lessons from Capital Theory'*, Ecological Economics, vol.4, 1991, pp. 191-213.
- Vismara R., *'Ecologia Applicata'*, Hoepli, Milano, 1992.
- Ward F.A., Beal D., *'Valuing Nature with Travel cost Models. A Manual'*, New Horizons in Environmental Economics series, 1997.
- Weisbrod B., *'Collective-Consumption Services of Individual Consumption Goods'*, in Quarterly Journal of Economics, 78, 1964, pp. 471-477.

World Bank-Fao, *'Economic Assessment of Forestry Project impact'*, Roma, 1992.

World Commission on the Environment and Development (WCED) ('Commissione Brundtland'), *'Our Common Future'* Oxford University Press, Oxford, 1987.

Zamagni S., Delbono F., *'Corso di Microeconomia: un'impostazione moderna'*, CLUEB, Bologna, 1995.



## Allegato I - Il danno ambientale: spunti per una transizione dalla astratta ricostruzione teorica dell'istituto all'effettività del risarcimento ex art. 18 della legge 349/86

### 1 Il risarcimento del danno ambientale come strumento finalizzato ad assicurare effettività al principio "chi inquina paga"

L'introduzione della categoria del "danno ambientale" nel nostro ordinamento (con le peculiarità che lo contraddistinguono) è stata operata dal legislatore, con l'art. 18 della legge 349/86, sulla base di una serie di motivazioni.

Prima tra tutte la necessità di creare uno strumento giuridico che consentisse l'effettività nell'ordinamento italiano di un vero e proprio principio fondamentale di diritto internazionale, quello tradizionalmente noto come "chi inquina paga".

Si tratta di una norma ormai divenuta consuetudinaria in quell'ordinamento (dopo essere stata oggetto di specifica previsione in ambito di convenzioni internazionali) e, in quanto tale, vigente con rango costituzionale anche nell'ordinamento italiano per effetto dell'obbligo di conformazione alle norme di diritto internazionale generalmente riconosciute dettato dal primo comma dell'art. 10 Cost.

La norma – ovviamente – non stabilisce affatto il criterio di "monetizzazione" del degrado ambientale perché non sancisce una generalizzata libertà di inquinare subordinata al pagamento di somme di denaro.

Essa, al contrario, tende a valorizzare le esigenze primarie di conservazione, di salvaguardia e di uso razionale delle risorse naturali la cui scarsità costituisce preoccupazione condivisa a livello di comunità internazionale unitamente alla consapevolezza del carattere non inesauribile delle stesse.

Con l'introduzione di tale principio, pertanto, gli Stati vengono obbligati a prevedere forme di tutela dell'ambiente (inteso nel senso ampio di cui si dirà tra poco) che per un verso introducano limiti al consumo dello stesso e, per altro, garanzie di effettività dei limiti imposti, in modo da disincentivare – anche sul piano economico – la spinta ad una fruizione ambientale eccedente la tollerabilità stabilita.

La tematica dello "sviluppo sostenibile", ben nota agli economisti, rappresenta la traduzione (dal punto di vista di chi si occupa delle regole che governano la produzione di beni e servizi) delle esigenze di tutela ambientale che il principio di diritto internazionale impone ormai alla comunità degli Stati.

La scelta operata dal legislatore italiano – dopo un lungo dibattito culturale al quale ha contribuito l'intera giurisprudenza – è stata quella di assegnare all'istituto della responsabilità civile la funzione di garanzia dell'effettività della norma consuetudinaria internazionale, scartando diverse soluzioni tecniche praticate in altri sistemi pur senza rinunciare alla forte caratterizzazione, in termini pubblicistici, della nuova forma di responsabilità civile (per certi versi del tutto atipica) che veniva introdotta nell'ordinamento.

Si consideri, a tale proposito, che non a caso prima dell'entrata in vigore dell'art. 18 della legge 349/86 era stata la Corte dei Conti a darsi maggiormente carico dell'esigenza di assicurare comunque una tutela al principio di diritto internazionale "chi inquina paga", attraverso la ricostruzione del danno all'ambiente in termini di danno pubblico erariale.

L'evoluzione normativa e giurisprudenziale che è seguita all'introduzione dell'art. 18 l. 349/86 se, per un verso, ha definitivamente spostato – in via esclusiva – sul versante della responsabilità civile la tematica del risarcimento del danno ambientale per altro non ha mai fatto venir meno le connotazioni pubblicistiche di tal genere di risarcimento che derivano non solo dalla condizione giuridica e dalle caratteristiche del bene protetto ma anche dall'obbligo internazionale, gravante sullo Stato, al cui preciso adempimento la norma interna deve essere diretta.

A ciò consegue che nella lettura della norma e della giurisprudenza che ad essa ha dato quel-

lo speciale significato di cui si dirà tra poco non può mai prescindere dal considerare quelle finalità – anche di ordine internazionale – che il legislatore si è prefisso all’atto di compiere le scelte in materia.

Ed è proprio quella stessa esigenza di effettività di valori internazionalmente e costituzionalmente tutelati in modo rinforzato che attribuisce alla domanda di riparazione civile del “danno ambientale”, formulata nel processo dallo Stato che rappresenta tutta la comunità nazionale, termini molto più pregnanti di quelli tradizionalmente attribuiti a qualsiasi altra domanda di risarcimento del danno, essendo essa espressione di una più generale domanda di tutela collettiva – attesa la complessità del bene ambiente – che comprende anche implicazioni in ordine all’attuazione del principio di uguaglianza di cui all’art. 3 Cost. e all’adempimento dei doveri di solidarietà di cui all’art. 2 Cost.; alla salvaguardia dei fondamentali diritti della persona (artt. 2, 32 Cost). e della stessa dignità del lavoro (artt. 4-41 cpv. Cost.).

La scelta, poi, che frequentemente la difesa dello Stato è chiamata ad operare, intervenendo quale parte civile nei processi penali in presenza di reati che comportino “danno ambientale”, è ispirata dalla necessità di affrontare davanti al giudice penale (chiamato a giudicare della colpa del trasgressore e a valutarne la condotta, ex art. 133 cp, anche in relazione alle conseguenze di danno o di pericolo derivanti dal reato) quei delicati problemi di determinazione equitativa del risarcimento del danno ambientale per la cui quantificazione l’art. 18 della legge 349/86 opera il rinvio ai noti criteri della gravità della colpa individuale, del costo necessario per il ripristino e del profitto conseguito dal trasgressore in conseguenza del suo comportamento lesivo dei beni ambientali.

La particolarità della valutazione operata dal giudice penale e la sua intima connessione con le problematiche della valutazione equitativa del danno ambientale sono tali da rendere inevitabile, almeno con riferimento alle vicende processuali relative agli episodi di più grave aggressione ambientale, l’esercizio dell’azione civile in sede penale, anche perché in detti casi una scelta diversa, che comportasse la rinuncia ad una domanda di tutela civile proposta sin dalla sede penale, rischierebbe di diminuire le possibilità di ottenere il risarcimento (si pensi soltanto alle diverse modalità di formazione della prova che contraddistinguono il processo civile rispetto a quelle proprie del processo penale) con conseguente rinuncia ad ottenere il riconoscimento di effettività del principio “chi inquina paga”.

Non, dunque, la ricerca dello “strepitus fori” ma il doveroso adempimento di un ruolo di garanzia nell’esercizio di una funzione che la legge assegna espressamente allo Stato-amministrazione quale ente esponenziale rappresentativo dello Stato-comunità.

Restano, peraltro, tutte da indagare le ragioni per cui, a più di 16 anni dall’approvazione della norma di legge, il danno ambientale continui ad essere l’araba fenice del nostro ordinamento giuridico. Nonostante il succedersi di innumerevoli fatti lesivi dell’ambiente scarsissimi sono i casi di significativa liquidazione del danno ambientale all’esito di un procedimento giudiziario.

Inoltre risulta apparentemente inspiegabile il motivo per cui a fronte di (scarse) liquidazioni giudiziali, tutte aventi carattere poco più che simbolico (prevalentemente nell’ordine di qualche milione di lire), il danno ambientale sia stato invece di gran lunga più incisivamente quantificato in occasione della definizione transattiva di alcuni contenziosi, sulla base di un accordo liberamente stipulato dalle parti in causa anche a prescindere dall’esito del giudizio che riguardava il fatto lesivo.

Si citano, per tutte, oltre alla transazione che ha posto fine alla quarantennale vertenza conseguente alla tragedia del Vajont (in cui lo Stato ha conseguito un risarcimento del danno di 100 miliardi di lire), le due transazioni che hanno definito l’ammontare del risarcimento del danno ambientale conseguente da un lato all’inquinamento del mare provocato dal naufragio della petroliera Haven (ancora 100 miliardi di risarcimento del danno) e, dall’altro, quello parziale derivante dall’inquinamento provocato nel corso degli anni dallo stabilimento del Petrochimico di Porto Marghera (in questo caso 550 miliardi di lire).

In entrambi i casi da ultimo menzionati, infatti, l'accordo transattivo è stato raggiunto a prescindere dall'esito del procedimento penale relativo al fatto asseritamente produttivo del danno. La ragione di tale "diffidenza" verso quella che dovrebbe essere l'auspicabile diffusione della liquidazione giudiziale del danno ambientale, può forse trovarsi nella ancora insufficiente elaborazione critica di tutte le implicazioni derivanti dalla scelta compiuta nel 1986 dal legislatore italiano. All'indispensabile approfondimento degli aspetti economici della valutazione, in generale, del danno ambientale (cui offrono un prezioso ed originale contributo gli Autori del presente volume) dovrebbe allora accompagnarsi una qualche riflessione giuridica sui contenuti, le caratteristiche e le implicazioni delle norme dettate dall'art. 18 della legge 349/86. Un'analisi se si vuole poco accademica ma di taglio pragmatico, forte di una consolidata esperienza derivante dal concreto, ripetuto esercizio – sia in sede civile che in ambito penale – dell'azione di risarcimento del danno ambientale promossa dallo Stato, pur con la consapevolezza dei mille problemi che la quotidiana frequentazione delle aule giudiziarie pone, spesso privi di una definitiva soluzione giurisprudenziale. In tal senso si propongono le considerazioni che seguono le quali vorrebbero sviluppare aspetti ed implicazioni della norma giuridica più frequentemente chiamati in causa dall'applicazione rigorosa della regola "chi inquina paga".

## 2 L'art. 18 della legge 349/86 e la nozione giuridica di ambiente

Il primo comma di tale norma di legge così testualmente dispone: "qualunque fatto doloso o colposo in violazione di disposizioni di legge o di provvedimenti adottati in base a legge che comprometta l'ambiente, ad esso arrecando danno, alterandolo, deteriorandolo o distruggendo in tutto o in parte, obbliga l'autore del fatto al risarcimento nei confronti dello Stato." Il terzo comma della norma in esame così ancora stabilisce: "L'azione di risarcimento del danno ambientale, anche se esercitata in sede penale, è promossa dallo Stato, nonché dagli enti territoriali sui quali incidano i beni oggetto del fatto lesivo".

La Corte Costituzionale, con sentenza n. 641 del 30 dicembre 1987, proprio esaminando l'art. 18 della L. n. 349, ha così affermato: "L'ambiente è stato considerato un bene immateriale unitario sebbene a varie componenti, ciascuna delle quali può anche costituire isolatamente e separatamente, oggetto di cura e di tutela: ma tutte, nell'insieme, sono riconducibili ad unità. Il fatto che l'ambiente, possa essere fruibile in varie forme e differenti modi, così come possa essere oggetto di varie norme che assicurano la tutela dei vari profili in cui si estrinseca, non fa venir meno e non intacca la sua natura e la sua sostanza di bene unitario che l'ordinamento prende in considerazione. L'ambiente è protetto come elemento determinativo della qualità della vita... L'ambiente è, quindi, un bene giuridico in quanto riconosciuto e tutelato da norme. Non è certamente possibile oggetto di una situazione soggettiva di tipo appropriativo: ma, appartenendo alla categoria dei c.d. beni liberi, è fruibile dalla collettività e dai singoli. Alle varie forme di godimento è accordata una tutela civilistica la quale, peraltro, trova ulteriore supporto nel precetto costituzionale che circoscrive l'iniziativa economica privata (art. 41 Cost.) ed in quello che riconosce il diritto di proprietà, ma con i limiti della utilità e della funzione sociale (art. 42). La definizione di ambiente operata dalla Corte ha il pregio di riassumere i vari indirizzi interpretativi su cui si era attestata la giurisprudenza sino a quel momento. Si può dire, poi, che abbia aperto la strada a quella che è stata ritenuta essere la più compiuta **definizione normativa** delle componenti e dei fattori ambientali tutelati ai sensi dell'art. 18 della legge 349/86. Si tratta della definizione che si ricava dal combinato disposto dell'art. 5 DPCM 27/12/1988 (norme tecniche per la redazione degli studi di impatto ambientale ai sensi dell'art. 6 della legge 349/86) e dell'allegato I al citato DPCM che, al punto 2, espressamente recita:

“Le componenti ed i fattori ambientali sono così intesi:  
 atmosfera: qualità dell’aria e caratterizzazione meteorologica;  
 ambiente idrico: acque sotterranee e superficiali (dolci, salmastre, marine) considerate come componenti, come ambienti e come risorse;  
 suolo e sottosuolo: intesi sotto il profilo geologico, geomorfologico e pedologico, nel quadro dell’ambiente in esame, ed anche come risorse non rinnovabili;  
 vegetazione, flora, fauna: formazioni vegetali ed associazioni animali, emergenze più significative, specie protette ed equilibri naturali;  
 ecosistemi, complessi di componenti e fattori fisici, chimici e biologici tra loro interagenti ed interdipendenti, che formano un sistema unitario e identificabile (quali un lago, un bosco, un fiume, il mare) per propria struttura, funzionamento ed evoluzione temporale;  
 salute pubblica: come individui e comunità;  
 rumore e vibrazioni: considerati in rapporto all’ambiente sia naturale che umano;  
 radiazioni ionizzanti e non ionizzanti: considerate in rapporto all’ambiente sia naturale che umano;  
 paesaggio: aspetti morfologici e culturali del paesaggio, identità delle comunità umane interessate e relativi beni culturali”.

### 3 La nozione normativa di danno ambientale

La legge 349/86, inoltre, specificamente definisce il “danno risarcibile” che il bene ambiente (come sopra a sua volta normativamente ricostruito) può subire.

Esso è individuato come una compromissione tipizzata dalla stessa norma di legge (e dunque solo con essa dobbiamo fare i conti e non invece con le tradizionali nozioni di danno aliunde importate dall’ordinamento civile) e consistente in 4 categorie:

**il danno** (cioè la perdita definitiva di una qualità posseduta dalla risorsa);

**l’alterazione** (questa è la differenza più significativa rispetto al danno tradizionalmente inteso in quanto, ai fini della configurazione del danno ambientale è sufficiente è una qualsiasi modificazione, non necessariamente peggiorativa né irreversibile, di una caratteristica qualitativa della risorsa, in qualunque stato essa si trovasse prima dell’aggressione: si pensi all’inquinamento termico dell’acqua che può provocare, indipendentemente dal preesistente eventuale suo inquinamento chimico, addirittura dei benefici alla vita del pesce, favorendo lo sviluppo delle dimensioni e del volume dei molluschi, pur comportando alterazione della risorsa idrica vietata dalla legge e, quindi, risarcibile);

**il deterioramento** (inteso come peggioramento qualitativo della risorsa, sia pure non necessariamente irreversibile);

**la distruzione** (cioè la perdita definitiva ed irrimediabile di tutta la componente ambientale interessata dall’aggressione).

Per essere risarcibile il danno deve, ovviamente, derivare da fatti commissivi o omissivi, dolosi o colposi, in violazione della legge o di provvedimenti adottati in base ad essa.

È sufficiente, perciò, che la condotta cagionante il “danno” (nel senso sopra normativamente sopra specificato) sia stata tenuta in contrasto con doveri o derivanti da una qualsiasi norma di legge o anche solo da un provvedimento amministrativo adottato in base alla legge.

Ciò risulta di fondamentale importanza allorché si tratti di considerare l’elemento del “profitto del trasgressore” quale parametro di quantificazione equitativa del danno.

Infatti non sempre si tiene nella dovuta considerazione che, proprio a causa del contenuto della disciplina normativa varata dal legislatore italiano in materia di danno ambientale e, in particolare, a causa della amplissima nozione normativa di ambiente e dell’altrettanto lata concezione normativa del “danno ambientale”, il risultato che è stato prodotto rende oggi possi-

bile "sanzionare" civilmente, ai sensi dell'art. 18 della legge 349/86, ogni condotta illegittima che abbia comportato un qualche consumo delle risorse ambientali come definite dal menzionato combinato disposto dell'art. 5 DPCM 27/12/1988 e dell'allegato I al citato DPCM. In altri termini possiamo affermare che se la collettività è disposta a tollerare quell'inevitabile consumo di ambiente che è conseguenza necessitata di qualsiasi attività dell'uomo (e specialmente dell'attività produttiva), i precetti contenuti nell'art. 18 della legge 349/86 consentono, però, di sanzionare civilmente ogni (illegittimo e dunque socialmente non tollerato) consumo di ambiente che sia conseguenza di attività svolta in contrasto con norme di legge o con provvedimenti adottati in base alla legge.

Il valore economico del danno ambientale, così come preso in considerazione dalla normativa italiana che si è richiamata, risulta allora equivalente al valore economico della ricchezza (o della utilità) che è stata prodotta attraverso quel consumo (illegittimo) di ambiente che il legislatore aveva vietato.

Dal punto di vista giuridico, pertanto, non è indispensabile accertare o dimostrare il concreto, analitico contenuto del "danno" all'ambiente, né pervenire ad una elaborata argomentazione economica per la sua quantificazione, essendo per un verso sufficiente la prova – spesso in re ipsa – del consumo di ambiente conseguente all'attività illegittimamente esercitata dal trasgressore e, per altro, potendo l'indicazione del valore della risorsa indebitamente sfruttata essere determinato, con sufficiente precisione, sulla base del valore della stessa attività economica (nel suo complesso) resa possibile proprio da quello (indebito) sfruttamento ambientale. La stessa Corte Costituzionale, del resto, di fronte alla complessità ed alla ricchezza dei profili in cui si articola l'ambiente, ha sentito il bisogno di chiarire che l'ambiente è un bene unitario, ma al contempo che esso risulta da varie componenti (quali l'uomo, la sua salute, l'aria, l'acqua, il mare, i fiumi, il paesaggio etc.).

In tal modo ha posto le premesse per un'importante distinzione giuridica.

Secondo la Corte, infatti, le forme di godimento delle varie componenti in cui si articola l'ambiente sono in primo luogo suscettibili di una tutela civilistica, la quale può essere azionata, secondo le regole tradizionali della responsabilità civile, dal soggetto, ente pubblico o privato, che risulti titolare dei relativi diritti o funzioni in base a norme eventualmente attributive di situazioni giuridiche specifiche in relazione alla singola componente di volta in volta lesa.

Tra i risarcimenti gli interessati possono richiedere, in detta ordinaria prospettiva risarcitoria fondata essenzialmente sulla violazione dell'art. 2043 cc., sono compresi:

quelli per i danni derivati al patrimonio privato o pubblico (demanio, patrimonio indisponibile) in conseguenza della compromissione del singolo bene ad esso appartenente;

quelli per i costi sopportati per la riparazione, se possibile, di detti beni;

quelli derivanti dal pregiudizio, sempre di natura patrimoniale, al nome o all'immagine del soggetto (si pensi ai danni patrimoniali derivanti dal pregiudizio all'immagine turistica di una località per effetto di un disastro ambientale).

Ciò, tuttavia, non riguarda ancora quella tutela dell'ambiente nella sua dimensione complessiva di cui parla la Corte Costituzionale con riferimento all'art. 18 della legge 349/86.

La tutela ordinaria civile, infatti, non va confusa con quella speciale esigenza di assicurare una tutela diversa da quella ordinaria all'ambiente, invece, considerato nella sua globalità (come bene unitario appartenente in modo indifferenziato all'intera collettività nazionale), indipendentemente, dunque, dalla esistenza in capo a questo o a quel soggetto di una situazione giuridica legittimante l'azione risarcitoria in relazione al singolo bene ed al singolo aspetto di pregiudizio patrimoniale subito con riferimento ad esso.

Proprio a tal fine è stata dettata dal legislatore (e in tali termini la norma è stata interpretata dalla Corte Costituzionale) la speciale azione di risarcimento del danno ambientale riservata allo Stato (e con una straordinaria estensione della legittimazione processuale ad agire anche agli enti territoriali) dall'art. 18 della legge n. 349/86



#### 4 I caratteri differenziali della tutela ex art. 18 legge 349/86 rispetto agli ordinari canoni della responsabilità civile

Con la distinzione innanzi esposta, la Corte Costituzionale per prima ha dunque evidenziato le peculiarità di una del tutto speciale categoria di danno risarcibile, quella di cui all'art. 18 sopra indicato, sottolineando le ragioni di sistema che hanno portato il legislatore a differenziarne la tutela rispetto alla ordinaria disciplina risarcitoria dettata dalle norme generali del codice civile ed in particolare dagli artt. 2043 e seguenti.

Si tratta di due tecniche di tutela diverse in quanto quella ex art. 18 della l. 349/86 contiene una serie di disposizioni particolari (aventi dunque carattere di specialità) che si distinguono notevolmente dalla disciplina del codice civile.

La distinzione tra tutela ambientale e tutela civilistica è stata anche riconosciuta dalla Corte di Cassazione, che nella sentenza della Sez. I civile n. 9211 del 1° settembre 1995 ha così affermato: "Con riguardo ad azione di risarcimento del danno ambientale, promossa da un comune a norma dell'art. 18 legge 349 del 1986 (nella specie, nei confronti di imprese che si assumono responsabili di produzione, circolazione e sversamento di rifiuti speciali industriali senza l'adozione di idonee cautele), nella prova dell'indicato danno bisogna distinguere tra danno ai singoli beni di proprietà pubblica o privata, o a posizioni soggettive individuali, che trovano tutela nelle regole ordinarie, e danno all'ambiente considerato in senso unitario, in cui il profilo sanzionatorio, nei confronti del fatto lesivo del bene ambientale, comporta un accertamento che non è quello del mero pregiudizio patrimoniale, bensì della compromissione dell'ambiente, vale a dire della lesione in sé del bene ambientale...".

Nello stesso senso il Supremo Collegio si era espresso con sentenza sez. I n. 4362 del 9/4/1992 la quale aveva ancor più esplicitamente chiarito la differenza concettuale del danno ambientale contemplato dall'art. 18 della legge 349/86 con la tradizionale nozione di danno risarcibile di cui all'art. 2043 cc.

In tal caso, infatti, la Corte aveva precisato:

"L'ambiente in senso giuridico costituisce un insieme che, pur comprendente beni o valori – quali la flora, la fauna il suolo, le acque ecc. – si distingue ontologicamente da questi e si identifica in una realtà priva di consistenza materiale ma espressiva di un autonomo valore collettivo costituente, come tale, specifico oggetto di tutela da parte dell'ordinamento con la legge 8/7/1986, n. 349, rispetto ad illeciti la cui idoneità lesiva va valutata con specifico riguardo a siffatto valore ed indipendentemente dalla particolare incidenza verificatasi su una o più delle dette singole componenti...".

Più di recente il concetto è stato nuovamente ribadito da Cass. Sez. III, sent. nr. 1087 del 3/2/1998, ric. Comune di Calosa (con cui si è così specificato: "Poiché dall'estrazione di materiale da una cava può derivare sia un danno prettamente patrimoniale ai singoli beni, pubblici o privati, sia un danno all'ambiente, bene di natura pubblicistica, unitario e immateriale, il risarcimento dell'uno o dell'altro, benché entrambi rientranti nella tutela aquiliana (art. 2043 cc.), costituiscono domande diverse").

Sulla base di tale importantissima premessa la Corte prosegue traendo l'inevitabile conseguenza: il danno ambientale va quantificato non già con riferimento alla diminuzione del patrimonio del soggetto titolare del diritto al risarcimento, cagionata dalla condotta aggressiva del bene e calcolata sulla base della differenza contabile tra saldo attivo e saldo passivo prima e dopo l'evento lesivo, quanto, piuttosto, con riferimento alla idoneità di tale evento "...alla stregua di una valutazione sociale tipica, a determinare, in concreto, una diminuzione dei valori e delle utilità economiche di cui il danneggiato può disporre, svincolata da una concezione aritmetico contabile" (Cfr. sentenza 4362/92 cit).

Le peculiarità del danno ambientale ex art. 18 legge 349/86 sono state individuate sotto molteplici profili dal Supremo Collegio e dalla loro conoscenza non si può, ovviamente, prescindere

dere ove si voglia cimentarsi nel difficile compito di individuare linee guida per la quantificazione del danno ambientale non solo coerenti con il sistema normativo italiano ma, soprattutto, utilizzabili in prospettiva di agevolare l'esercizio dell'azione risarcitoria avanti agli organi della giustizia ordinaria.

Sarà sufficiente, pertanto, richiamare - sia pur sommariamente - di seguito le principali caratteristiche che contraddistinguono tale speciale forma di responsabilità civile, sempre attenendoci rigorosamente soltanto alla giurisprudenza della Suprema Corte.

#### 4.1 Il profilo sanzionatorio del danno: contenuto, caratteri ed implicazioni

Il danno in questione presenta, a differenza dal tradizionale torto aquiliano, anche un inconfondibile profilo sanzionatorio che si aggiunge a quello meramente risarcitorio tipico del primo.

Vanno, in proposito, ricordate le importanti affermazioni operate sul punto da Cass. Sent. 9211 del 1/9/1995 cit. in cui si legge "Nella disciplina del danno ambientale, infatti, considerato in senso unitario, l'ordinamento ha voluto tener conto non solo del profilo risarcitorio ma anche di quello sanzionatorio, che pone in primo piano non solo e non tanto le conseguenze patrimoniali del danno arrecato (i cd. Danni conseguenza) ma anche e soprattutto la stessa produzione dell'evento, e cioè l'alterazione, il deterioramento, la distruzione in tutto o in parte dell'ambiente, e cioè la lesione in sé del bene ambientale." La Suprema Corte ha poi individuato gli aspetti più caratteristici della componente sanzionatoria del danno ex art. 18 legge 349/86 osservando: "Nel comma 6 si prevede, ove non sia possibile una precisa quantificazione del danno, una determinazione in via equitativa, rapportata non al solito criterio della Differenztheorie ma parametrato a criteri del tutto inusitati per il vecchio modello del danno risarcibile nella responsabilità civile, in quanto il bene ambiente è fuori commercio e come tale insuscettibile di una valutazione venale secondo i prezzi di mercato, dovendo essere considerato nel suo valore d'uso. Il giudice, infatti, deve tener comunque conto: a) della gravità della colpa individuale, b) del costo necessario per il ripristino dell'ambiente c) del profitto conseguito dal trasgressore in conseguenza del suo comportamento lesivo dei beni ambientali. Balza evidente "– sottolinea la Corte –" come sotto il riflettore dell'indagine giudiziaria non si trovi la situazione patrimoniale dello Stato o degli altri enti legittimati, come conseguenza del danno ambientale subito, bensì elementi chiaramente sanzionatori, a livello di pene civili, la gravità della colpa del trasgressore, il profitto conseguito dallo stesso ed il costo necessario al ripristino, al posto del pregiudizio patrimoniale subito".

Val la pena solo di aggiungere a tanta chiarezza interpretativa che non a caso tutti i parametri imposti per la valutazione equitativa del danno ex art. 18 legge 349/86 costituiscono tipici strumenti di giudizio normalmente utilizzati dal giudice penale per le valutazioni di sua esclusiva competenza.

Invero il giudizio sulla gravità della colpa (intesa come intensità dell'elemento soggettivo della violazione) contraddistingue la valutazione che deve necessariamente essere compiuta, ai sensi dell'art. 133, primo comma n. 3 cp. per graduare la sanzione penale applicabile al singolo imputato.

La valutazione del profitto conseguito del trasgressore, poi, è riconducibile al tipo di valutazione da compiersi ai sensi dell'art. 240 cp. in ordine all'applicazione della misura di sicurezza della confisca, misura che, come è noto, è in grado di colpire la cosa a condizione che la stessa non appartenga ad un soggetto diverso da colui che abbia commesso il reato ed esterno allo stesso crimine (cfr. art. 240 cpv. n. 2) cp.).

Di qui, tra l'altro, un argomento a favore della identificazione del profitto preso in considerazione dall'art. 18 l. 349/86 come profitto derivante dalla trasgressione sulla base delle concrete modalità di consumazione dell'illecito.



E se l'illecito è stato consumato – come frequentemente accade – nell'esercizio di un'attività di impresa costituita in forma societaria ad opera di dipendenti e/o di legali rappresentanti/direnti della stessa, è evidente che il profitto da considerare non potrà che essere quello conseguito, per effetto della condotta individuale, dalla persona giuridica rappresentata dall'agente, in considerazione del rapporto di garanzia solidale ex art. 2049 cc. che vincola la società con il suo dipendente/rappresentante in relazione all'obbligo di risarcire il danno ambientale cagionato dalla condotta di quest'ultimo.

Anche perché – si badi – quello cui fa riferimento l'art. 18 della legge 349/86 è qualcosa di più del semplice "profitto" preso in considerazione dall'art. 240 cp.

Mentre la norma penale ha per oggetto la cosa costituente "profitto" del reato (al fine dell'applicazione della misura di sicurezza della confisca nei confronti del reo), la norma sul danno ambientale si riferisce, più generalmente, "al profitto conseguito dal trasgressore in conseguenza del suo comportamento lesivo dei beni ambientali".

Trasgressore è colui che viola la norma il cui rispetto avrebbe reso legittimo il consumo di ambiente. Con la sua condotta, tenuta in violazione della legge o del provvedimento adottato in base alla legge, egli opera una modificazione/alterazione dell'ambiente illegittima, come tale fonte di danno risarcibile ex art. 18 della legge 349/86.

Ben può essere, dunque, che per la valutazione del "profitto" conseguito dal trasgressore il Giudice possa tenere in considerazione il vantaggio ricavato da un soggetto giuridicamente distinto da quello imputato nel procedimento penale, la cui condotta viene ad essere presa in considerazione dal giudice soltanto ai fini civili della quantificazione del danno ambientale derivante da reato, posto che si tratti di condotta comunque lesiva dei beni ambientali (che ha concorso, cioè, con quella del reo a determinare quel consumo illegittimo di ambiente che costituisce il danno da reato, ben distinto dalla lesione dell'interesse giuridico protetto dalla norma incriminatrice e talvolta persino dallo stesso elemento materiale del reato contestato).

Diversamente argomentando in casi del genere si giungerebbe al paradossale ed irragionevolmente discriminatorio risultato (con conseguente incostituzionalità della norma per violazione dell'art. 3 Cost.) di negare il profitto del trasgressore in situazioni nelle quali il danno ambientale fosse derivato da comportamenti individuali di dipendenti della società i quali avessero agito nel rispetto ed in attuazione di precise scelte aziendali senza, ovviamente, trarre alcuna utilità personale da tal genere di condotta.

Infine anche la valutazione dell'ammontare del costo di ripristino è riconducibile al giudizio sulla gravità del danno pur sempre richiesto dall'art. 133, primo comma n. 2 cp per la graduazione della sanzione penale.

Si avrà modo, poi, di evidenziare come anche la quota di "responsabilità individuale" che è prevista, in deroga alla solidarietà, quale criterio di ripartizione della responsabilità per danno ambientale in caso di concorso di persone nell'illecito, dal VII comma dell'art. 18 l. 349/86 non può che essere apprezzata dal giudice penale sulla scorta dei criteri di cui all'art. 133, primo comma n. 1) cp., attraverso la valutazione dell'azione individuale in tutte quelle sue componenti (natura, specie, mezzi, oggetto, tempo, luogo ed ogni sua altra modalità) che sono primariamente valutate ai fini della determinazione della pena.

In base a dette considerazioni, pertanto, si può concludere nel senso di ritenere che il giudice penale non possa sottrarsi all'applicazione sanzionatoria dei criteri equitativi di quantificazione del danno di cui all'art. 18 legge 349/86, ovviamente se richiestagli dalla parte civile, dal momento che essa costituisce non solo un'espressione della medesima potestà sanzionatoria che contraddistingue il giudizio penale (anche se con valenza di mera sanzione civile accessoria alla sanzione penale) ma anche perché – in detta materia – la mancanza di prova in ordine alla quantificazione del danno, che normalmente costituisce, per espressa disposizione dell'art. 539 cpp, il presupposto e la condizione per la sola condanna generica con rinvio al giudice civile per la sua liquidazione, assume una ben diversa valenza, diventando presupposto per una necessaria e non

differibile valutazione equitativa da parte dello stesso giudice che pronuncia in ordine alla responsabilità penale dell'imputato, valutazione da compiersi sulla base degli stessi criteri e parametri utilizzati per l'applicazione della pena e della misura di sicurezza patrimoniale (e sempre che – come nella fattispecie – siano stati forniti al giudice elementi per la stima del costo di ripristino dei beni ambientali compromessi e del profitto del trasgressore, giusta quanto espressamente ritenuto in motivazione da Cass. Sez. III, 10/11/1993, imp. Matiussi, di cui si dirà *infra*).

La soluzione proposta, d'altro canto, appare coerente con il sistema, se si considera che persino nel processo civile è onere del giudice procedere comunque alla valutazione equitativa del danno quando l'attore non abbia provato il suo ammontare e, ciò nonostante, abbia comunque chiesto la sua liquidazione. Un recentissimo pronunciamento del Supremo Collegio (si tratta di Sez. III civile, sent. nr. 5687 del 18/4/2001, ric. Ianniciello) ha, infatti, testualmente stabilito il seguente principio:

“Mentre è onere della parte che chiede il risarcimento del danno di dimostrarne la consistenza, spetta invece al giudice del merito il compito di liquidarne l'equivalente pecuniario ricorrendo, se del caso all'ausilio di un consulente tecnico oppure, qualora la determinazione del preciso ammontare non sia oggettivamente possibile o appaia molto difficile, il compito di provvedere ad una liquidazione di carattere equitativo, ai sensi dell'art. 1226 cc.”

Né si potrebbe dubitare della costituzionalità dell'art. 18 della legge 349/86 con riferimento ad una pretesa violazione dell'art. 3 Cost. non risultando irragionevole la descritta disciplina normativa del danno ambientale (per essere al tempo stesso caratterizzata sia da aspetti tradizionalmente risarcitori e riparatori che da elementi più propriamente sanzionatori), dal momento che la componente sanzionatoria del “risarcimento” previsto dall'art. 18 della legge 349/86 (dimensionata equitativamente, tra l'altro, sul profitto conseguito dal trasgressore e sul costo di ripristino) va a colpire qualsiasi fatto produttivo del danno ambientale, essendo stata prevista dal legislatore per poter consentire comunque la liquidazione del danno ricevuta dall'ambiente proprio per la parte, comunque ricorrente in ogni situazione, in cui sia impossibile una sua precisa quantificazione i termini economici.

Tale eventualità, a ben vedere, è ricorrente in ogni forma di danno ambientale, dal momento che qualsiasi tipo di aggressione all'ambiente ed alle sue risorse naturali comporta sempre, per definizione, anche un consumo illecito di ambiente non economicamente quantificabile (se non attraverso il ricorso ai criteri equitativi).

Si pensi, per averne una prova, al caso frequente in cui vengano incendiati alberi di una foresta demaniale.

In tale ipotesi, il costo delle piante – appartenenti al demanio – sarebbe, in quanto tale, elemento costitutivo del danno patrimoniale riportato dallo Stato (e, in quanto tale, soggetto ai tradizionali criteri risarcitori di cui all'art. 2043 cc.: cfr. la citata sentenza Cass. Sez. III sent. Nr. 1087 del 3/2/1998, ric. Comune di Canosa la quale ha qualificato come diverse le domande di risarcimento del danno ambientale e del danno patrimoniale pur se dipendenti dal medesimo fatto illecito).

Tale costo, tuttavia, ben può essere utilizzato dal giudice (in quanto costo di ripristino ambientale) per consentire il risarcimento di un altro danno, quello più propriamente ambientale ai sensi dell'art. 18 della legge 349/86, di quel danno – cioè – che l'intero eco-sistema montano (inteso come insieme di flora, fauna, componente umana, aspetto paesaggistico) ha patito per la perdita improvvisa di tali alberi.

Essendo, infatti, impossibile dare un valore

- alla minor quantità di ossigeno prodotto e di anidride carbonica filtrata conseguente alla diminuzione della funzione clorofilliana provocata dalla eliminazione di alberi in precedenza esistenti;

- alla minore protezione ed alla diminuite condizioni di vivibilità sia per la flora che per la fauna che su di essi viveva e che da essi traeva sostentamento;

- alla diminuita salubrità dell'aria per le popolazioni interessate;  
 - alla diminuita valenza paesaggistica dell'area oggetto dell'incendio;

è solo facendo ricorso ai criteri equitativi previsti dall'art. 18 della citata legge 349/86 che si rende possibile una qualche forma di "ristoro collettivo" per la perdita del bene ambientale, ovviamente ed inevitabilmente caratterizzato – in tale frangente – da una forte (ma non discriminante in quanto comune ad ogni tipo di illecito ambientale) componente sanzionatoria. Componente, peraltro, che non è di per sé ostativa all'applicazione della norma anche a condotte tenute prima della sua entrata in vigore, come in più occasioni ritenuto dal Supremo Collegio (cfr. Cass. 19/6/1996 in Riv. Giuridica dell'ambiente 1997, p. 679 nonché Cass. 3/2/1998, n. 1087 in Foro It. 1998, I, 1143, principio di recente ribadito ancora una volta da Cass. Sez. III, sent. n. 1783 del 7/6/2000 con cui si è affermata la retroattività delle norme tecniche ed amministrative in tema di bonifiche dei siti inquinati). Del resto il Supremo Collegio ha più volte avuto modo di chiarire le finalità del "risarcimento" del danno ex art. 18 legge 349/86.

Ed è proprio in tal senso che la giurisprudenza ha affermato, tra le sue peculiarità, anche le diverse regole in materia di prova, sino ad affermare l'esistenza, per l'attore, di un vero e proprio onere probatorio attenuato (specie quando si tratti di danno ambientale da reato, in cui la condotta dannosa è spesso tipizzata dalla stessa norma incriminatrice).

#### 4.2 Danno ambientale da reato e caratteri dell'onere probatorio

L'attenuazione dell'onere probatorio, quando si tratti di procedere al ristoro del danno ambientale ai sensi dell'art. 18 della citata legge 349/86, è stata costantemente affermata, soprattutto dalla giurisprudenza delle sezioni penali del Supremo Collegio. Si tratta di giurisprudenza sviluppata sul ben comprensibile presupposto che la violazione di speciali norme di protezione ambientale, penalmente sanzionate, comporta ex se una lesione dell'interesse protetto dall'art. 18 della legge 349/86, dal momento che in tali casi è la stessa norma giuridica a qualificare come illecita la condotta di alterazione ambientale (ed il conseguente danno da alterazione ex art. 18) che in essa è descritta.

Il caso più evidente (ma non unico) è quello che si verifica in presenza di scarico con parametri superiori a limiti di accettabilità fissati dalle tabelle allegato alle leggi in materia di inquinamento idrico. In tale ipotesi, infatti, è evidente che lo sversamento non consentito nell'ambiente di un reflujo comporta ex se alterazione illecita dell'ambiente medesimo (quali che siano le sue precedenti condizioni), proprio perché comunque concorre ad apportare al recipiente sostanze in quantità vietate dalla norma penale.

Infatti sin con sentenza sotto riportata in massima la Corte ha ben evidenziato numerose situazioni in cui il danno ambientale deve ritenersi sussistente in re ipsa, senza che, al riguardo, sia necessaria una specifica attività di prova.

Si confronti, in tal senso, quanto affermato da Sez. 3 Sent. 04261 del 15/04/1991 (UD.08/02/1991) RV. 187271 Pres. Lombardi M Rel. Postiglione Imp. Vandelli ed altri PM. (Conf) Guardascione. Secondo cui:

"Il reato di stoccaggio provvisorio di rifiuti tossici e nocivi senza autorizzazione regionale non costituisce reato solo omissivo formale, perché l'autorizzazione costituisce elemento costitutivo indispensabile per una attività che non rientra in alcuna facoltà giuridica propria. L'autorizzazione regionale costituisce qualcosa di molto diverso da una formalità burocratica, perché lo stoccaggio provvisorio non solo richiede l'autorizzazione, ma l'osservanza di specifiche prescrizioni (adeguate al tipo di rifiuti, al luogo, alle quantità, ecc.), tanto che il legislatore configura come reato perfino l'inosservanza delle prescrizioni dell'autorizzazione. È noto, peraltro, che i rifiuti pericolosi a contatto con il suolo (senza adeguate impermeabilizzazioni), con l'aria

e con eventuali piogge o neve, interagiscono con le componenti ambientali per il solo fatto di essere accumulati in un luogo senza precauzioni, sicché il danno ambientale è in "re ipsa")." È da rilevare che nel caso descritto il danno ambientale è ricondotto dalla legge alla violazione di un elemento meramente formale quale la mancanza di autorizzazione per l'esercizio di una discarica di rifiuti senza che venisse in alcun modo in rilievo la dimostrazione di un concreta compromissione della qualità delle risorse naturali venute a contatto con i rifiuti illegittimamente stoccati, dal momento che la circostanza è stata ritenuta sussistere "in re ipsa", secondo quanto normalmente avviene in caso di discariche eseguite in violazione delle norme che disciplinano il corretto stoccaggio del rifiuto.

In altri termini per il Supremo Collegio il consumo/alterazione delle risorse naturali che necessariamente consegue alla realizzazione di una discarica non autorizzata è illegittimo ed è fonte del diritto al risarcimento del danno ambientale, indipendentemente dalla modalità di realizzazione della discarica e dalla dimostrazione di una effettiva compromissione di questa o di quella componente naturale (aria, acqua, suolo, sottosuolo).

Analoga attenuazione dell'onere probatorio, svincolata cioè dalla necessità di una specifica dimostrazione degli effetti negativi provocati sulla risorsa naturale dalla condotta illecita del trasgressore, è stata affermata dalla ormai famosa (per le affermazioni che ivi si leggono sia in ordine al divieto di diluizione sia in relazione ai criteri di individuazione della responsabilità penale all'interno di imprese aventi carattere societario) Cass. Sez. III penale, sentenza del 10/9/1993, imp. Matussi.

In essa la Corte ha testualmente precisato (si trattava di inquinamento provocato dallo scarico proveniente da un insediamento di Montedipe spa): "...osserva la Corte che il mero sversamento di reflui stabellati (peraltro talora con elementi – mercurio ecc. – di elevata tossicità) importa come conseguenza ineluttabile, ex se un danno afferente l'ambiente il cui equilibrio viene ad essere turbato dal mancato rispetto delle prescrizioni normative tendenti alla compatibilità delle esigenze industriali con le contrapposte ambientali, avente per oggetto la qualità della vita. Invero ambiente è lo spazio di esercizio dei diritti e doveri di solidarietà politico-economica, sociale, quindi di riferimento della cultura di una collettività ivi operante; ma è anche l'insieme degli aspetti naturali e storici del paese, salubrità dello spazio che assicura il benessere psicofisico ai consociati..." E ancora:

"Il danno è insito nell'immissione di composti chimici influenti negativamente sulla funzione dei singoli beni, sulla qualità e salubrità della vita e non può ritenersene la insussistenza per l'obiettiva difficoltà di dimostrarne l'entità. Entità che potrà essere determinata anche equitativamente, dopo l'esame di tutti i parametri relativi".

La sentenza citata ha, dunque, un vero valore paradigmatico: il danno deriva dall'immissione nell'ambiente di acqua di scarico avente parametri diversi da quelli normativamente consentiti, senza che sia necessario – a tal fine – una dimostrazione di quali siano stati gli effetti in concreto provocati nel recettore da tale immissione.

Stante l'obiettiva difficoltà della sua quantificazione (non avendo l'acqua del recettore un valore di mercato) tale danno – certo dell'*an* – potrà essere risarcito sulla base di una valutazione equitativa, una volta che siano apprezzati dal giudice quegli speciali parametri previsti dall'art. 18 della legge 349/86 per la quantificazione equitativa del danno ambientale.

Tale principio, del resto, era già stato, in precedenza, affermato da Cass. Sez. III, 26/5/1994, Pinizzotto in cui espressamente si era ritenuto che non fosse necessario, per il titolare del diritto al risarcimento del danno ambientale, dare la prova dell'"*an debeatur*", bastando che il fatto illecito accertato fosse potenzialmente idoneo a produrre danno (si trattava di violazione dell'art. 21 della legge Merli per sversamento nelle acque del torrente Bormida di reflui di lavorazioni industriali contenenti semplicemente valori di PH superiori al consentito!)

Sotto altro profilo la Corte, in precedenza, aveva del resto avuto modo di affermare che il danno ambientale in materia di inquinamento idrico, per come era disciplinato dall'art. 18 della legge 349/86, non sempre consentiva una prova completa e minuziosa.

Infatti, con sentenza della Sez. III, nr. 10900 del 31/7/1990, imp. Salucci aveva testualmente ritenuto:

“In riferimento alla tutela delle acque dall’inquinamento l’art. 18 della legge 8/7/1986, n. 349 è diretto a preservare oltre al patrimonio visibile, materiale o immateriale, l’interesse della collettività alla difesa istituzionale del diritto all’ambiente, inteso come diritto fondamentale dell’uomo.

Ne deriva che una prova completa e minuziosa del danno può anche essere obiettivamente impossibile, perché alcuni effetti si evidenziano solo col trascorrere del tempo (es. infiltrazioni nelle falde acquifere).

In tal caso è possibile soltanto la liquidazione equitativa del danno medesimo”.

Le stesse conclusioni, pertanto, valgono anche per l’inquinamento dell’aria una volta che sia stata provata l’immissione in atmosfera di gas tossici e cancerogeni con modalità tali da comportare un pericolo per la pubblica incolumità rilevante ai sensi vuoi dell’art. 434 cp. vuoi degli artt. 439-440 – 452 cp. o, comunque, in violazione delle leggi di protezione di tale risorsa naturale.

Così come valgono in presenza di contaminazione del sottosuolo e delle acque di falda provocata – con modalità tali da determinare persino il pericolo per la pubblica incolumità – da rifiuti tossico nocivi abusivamente sotterrati o scaricati in violazione delle norme di cui al DPR 915/82 e successive modifiche.

Si badi che il problema di cui si discute in questa sede (e cioè l’attenuazione di un onere probatorio in ordine alla consistenza del danno) potrebbe astrattamente porsi soltanto per il danno apportato all’aria sia per quello riportato dall’acqua in cui siano confluiti gli scarichi provenienti da un insediamento produttivo.

Solo per tali due risorse naturali, infatti, non sarebbe possibile – né è giuridicamente richiesto per le ragioni illustrate dal supremo Collegio – dare la prova analitica delle conseguenze prodotte dalle condotte illecite contestate agli imputati, attesa l’instabilità e la relativa permanenza temporale dell’inquinamento sia dell’aria che dell’acqua.

Il fatto che le alterazioni ambientali non siano irreversibili nè producano effetti permanenti, tuttavia, non esclude l’esistenza del danno ambientale – sotto il profilo dell’alterazione illecita delle caratteristiche qualitative della risorsa naturale presa in considerazione – che, come si è ripetuto, si produce con la semplice introduzione nell’ambiente di sostanze in concentrazioni vietate dalla speciale norma di protezione ambientale o, comunque, sufficienti a determinare una lesione di un bene giuridico comunque protetto da altre norme incriminatrici (quale, ad esempio, quelle a presidio della pubblica incolumità).

### 4.3 Il ripristino ambientale: natura giuridica e conseguenze

Altra peculiarità del danno ex art. 18 l. 349/86 – derivante dalla sua complessa natura – è costituita dal fatto che esso cumula il risarcimento in forma specifica (avente finalità prettamente riparatrici) con il risarcimento per equivalente (avente carattere prevalentemente sanzionatorio).

A tali conclusioni si perviene analizzando il contenuto della norma dedicato al “ripristino”.

L’VIII comma dell’art. 18 l. 349/86 impone infatti al giudice, in caso di condanna, di disporre il ripristino dello stato dei luoghi a spese del responsabile, ove (tecnicamente) possibile.

La norma è chiarissima, specie se letta alla luce della matrice di diritto internazionale che ne costituisce la ratio, la premessa giuridica e che ne determina il contenuto, stante l’obbligo di conformazione ex art. 10 Cost.

Essa stabilisce che, allorquando vi sia condanna per il fatto illecito generatore del danno ambientale, il giudice imponga al responsabile della violazione – ponendo a carico del medesimo il relativo onere patrimoniale in ossequio al principio “chi inquina paga” – l’obbligo rimuovere le conseguenze dannose della condotta sulle risorse naturali dalla stessa indebita-



mente alterate o danneggiate, operando in tal modo un ripristino dei luoghi interessati dalla condotta medesima e dai suoi effetti pregiudizievoli.

Naturalmente l'ordine di ripristino in tanto può essere dato in quanto l'attività che impone sia tecnicamente eseguibile.

Ciò non è – ad esempio – allorché la condotta abbia provocato effetti irreparabili sulla risorsa naturale.

Si pensi, in tal senso, all'abbattimento di una porzione di montagna: in tal caso nessuno potrebbe mai ricostruire la montagna demolita o lo sperone di roccia fatto abusivamente saltare con l'esplosivo per la realizzazione di una pista da sci.

Oppure, e questa è l'altra eventualità, il ripristino non può essere ordinato quando la natura abbia già riparato, nel tempo trascorso per pervenire alla condanna, il danno ambientale, rimuovendo od eliminando gli effetti dannosi provocati dalla condotta alla singola risorsa naturale.

È il caso che si verifica frequentemente in occasione di un temporaneo e modesto inquinamento idrico di un corso d'acqua.

Infatti la sporadica immissione nel corpo idrico recettore – limitata ad un brevissimo arco temporale – di una sostanza inquinante oltre i limiti di accettabilità fissati dalle tabelle non determina, di regola, una modificazione permanente dell'acqua del recettore ma solo un'alterazione temporanea della stessa destinata a risolversi, a condizione della cessazione dell'immissione, per effetto dei naturali processi di autoriparazione di cui è capace il corpo recettore (ciò nondimeno il danno ambientale comunque sussiste per le ragioni sopra illustrate).

Naturalmente ben diversa è la situazione in cui la quantità della sostanza illecitamente immessa nell'ambiente, il tempo in cui si è protratta l'immissione e le caratteristiche tossico-nocive della stessa (oltre che di bioaccumulabilità e di persistenza) rendano stabile l'inquinamento dell'ambiente idrico recettore o portino alla contaminazione di altre risorse (il sedimento, il pesce, i molluschi) non facilmente autoriparabili per effetto dei normali processi biologici.

In tal caso il ripristino ben può essere ordinato e può persino comprendere, se necessario, l'inibitoria giudiziale della specifica condotta che ha cagionato il danno, specie se si sia in presenza di condotta ancora in corso o che il giudice ritenga probabile venga reiterata.

In ogni caso l'ordine di ripristino impartito dal Giudice costituisce, per il suo carattere necessitato in presenza di una possibilità tecnica, una vera e propria misura sanzionatoria diretta a costringere il trasgressore ad un facere riparatorio dell'ambiente danneggiato.

La natura sanzionatoria dell'ordine di ripristino ambientale è stata più volte affermata dal Supremo Collegio.

Si richiama, così, innanzitutto Cass. Sez. III penale, sent. 1969 del 18/3/1993, imp. Colpo secondo cui, in materia paesaggistica, "...l'ordine di rimessione in pristino dello stato originario dei luoghi, disciplinato dall'art. 1 sexies legge 8/8/1985, n. 431, ha natura di sanzione penale in quanto è applicato dal magistrato ordinario come conseguenza obbligata della sentenza di condanna ed è espressione di un potere non meramente surrogatorio ma primario, esclusivo, autonomo più ampio rispetto a quello della P.A. (che è invece limitato alla demolizione). Detto ordine quindi, pur non essendo inquadrabile negli schemi pregressi è pur sempre sanzione penale tipica..."

Da evidenziare, al riguardo, che il carattere sanzionatorio (addirittura penale) che la Corte attribuisce all'ordine di ripristino deriva dal fatto che esso costituisce – esattamente come nello schema dell'art. 18 l. 349/86 – "una conseguenza obbligata della sentenza di condanna ed è espressione di un potere non meramente surrogatorio ma primario, esclusivo, autonomo più ampio rispetto a quello della P.A." (che, come si dirà tra poco, persegue finalità di miglioramento ambientale in via amministrativa, coinvolgendo soggetti non necessariamente responsabili del danno ambientale).

Se poi si vuol esaminare una giurisprudenza più direttamente collegata con la normativa di prevenzione dell'inquinamento ambientale ed espressamente pronunciata in tema di comma

ottavo dell'art. 18 della legge 349/86, va allora ricordata la sentenza della Sez. III, n. 7567 del 27/6/1992, imp. Abortivi In essa si legge: **"In tema di smaltimento di rifiuti di cui al DPR 10/9/1982, n. 915, l'ordine di ripristino dello stato dei luoghi a spese del responsabile, a norma dell'art. 18, comma ottavo legge 8/7/1986, n. 349, discende dalla legge ed è perfettamente compatibile con la condanna al risarcimento del danno ambientale e a quello dei danni generici recati ai privati costituitisi parte civile, trattandosi di misure diverse, predisposte a tutela di beni diversi, che ben possono, quindi, essere congiuntamente applicate a carico di una stessa persona: la legge da ultimo citata non esclude ma integra i principi generali dell'ordinamento in materia di danni (artt. 2043 cod. civile e 185 cod. penale).**

L'importanza di tale sentenza è di palmare evidenza.

Essa, infatti, ribadisce la particolarità del risarcimento ex art. 18 della l. 349/86, norma le cui peculiarità rispetto ai tradizionali canoni di responsabilità civile vengono lette come coerenti integrazioni dei principi generali in materia di risarcimento del danno da reato.

In secondo luogo essa conferma che l'ordine di ripristino di cui al citato art. 18, comma VIII (tra l'altro tipico anche della normativa in tema di rifiuti: cfr. art. 30 del DPR 915/82) ha una natura diversa dal risarcimento del danno ambientale in senso stretto, pur essendo finalizzato ad assicurare quella restitutio ad integrum dell'ambiente, per quanto ancora possibile, che – sul piano meramente civile – costituirebbe risarcimento in forma specifica.

Prescrizione con carattere prevalentemente sanzionatorio, dunque, che consente il cumulo con la pretesa di risarcimento per equivalente (a sua volta non scevra di componente sanzionatoria, come illustrato supra), quantomeno in relazione al danno riportato dalle componenti ambientali comunque non più suscettibili di ripristino.

Se tale è il contesto interpretativo in cui ci si muove, diventa evidente che, per un verso, è priva di pregio la censura secondo cui una pretesa di ristoro patrimoniale del danno ambientale da parte dello Stato sarebbe incompatibile con la domanda di ripristino ambientale ai sensi dell'art. 18, comma VIII.

L'obiezione trascura infatti la natura di vera e propria sanzione insita nel carattere necessitato dell'ordine di ripristino e la sua riconosciuta cumulabilità, da parte del Supremo Collegio, con la domanda di risarcimento per equivalente del danno ambientale.

Trascura inoltre di considerare che il ripristino dello stato dei luoghi non può compensare né la perdita di ambiente eventualmente non ripristinabile né quella temporanea che si fosse comunque verificata prima dell'insorgere dei naturali processi di autoriparazione ambientale.

Altrettanto destituite di fondamento sono le obiezioni di coloro che vorrebbero tal genere di ripristino subordinato alla "sopportabilità economica" del costo, invocando a tal fine la normativa tecnica varata in materia di bonifiche in attuazione de D. Leg.vo 22/97.

Come si è anticipato, lo Stato persegue finalità di miglioramento della qualità dell'ambiente con una serie di azioni, in via amministrativa, che hanno una forte valenza promozionale.

Si ricordi –ad esempio – il cd. "Accordo di programma sulla chimica a Porto Marghera" siglato nell'ottobre del 1998 tra Stato, Enti territoriali, organizzazioni sindacali, imprese ed enti pubblici economici, quale espressione emblematica di un'azione amministrativa finalizzata al miglioramento della qualità dell'ambiente.

Esso, infatti, ha come obiettivo generale quello di "costituire e mantenere nel tempo a Porto Marghera condizioni ottimali di coesistenza tra tutela dell'ambiente, sviluppo e trasformazione produttiva nel settore chimico" ponendosi obiettivi intermedi di risanamento ambientale e di induzione di adeguati investimenti industriali per il miglioramento impiantistico.

Si tratta, all'evidenza, di un accordo liberamente contratto dai soggetti sottoscrittori, che prescinde – ed anzi espressamente esclude – ogni questione relativa alla responsabilità per gli inquinamenti pregressi.

Le obbligazioni assunte, pertanto, non si fondano affatto su di una volontà transattiva del risarcimento del danno cagionato da questo o da quel soggetto partecipante all'accordo, dal



momento che è stata espressamente fatta salva la possibilità, per lo Stato "...di ripetere quanto anticipato presso le aziende che risultassero, in sede giurisdizionale o transattiva, responsabili dell'inquinamento" (cfr. punto 3.1 lett. a).

L'accordo prevede inoltre specificamente oneri a carico degli attuali proprietari delle aree, al di fuori dei meccanismi previsti dal D. leg.vo 22/97: si tratta di soggetti che hanno assunto liberamente tali obblighi, senza alcun collegamento con il danno ambientale e fondati unicamente sulla titolarità del diritto di proprietà del sito (cfr. punto 3.1 lett. b).

È solo in tale contesto di scelte liberamente pattuite al di fuori di doveri giuridici derivanti dalla responsabilità per l'illecito che si comprende l'esigenza di assicurare che gli interventi di riqualificazione ambientale programmati vengano progettati non solo a costi economicamente sostenibili ma addirittura con il concorso diretto delle risorse statali.

Così come la stessa esigenza deve essere tenuta in considerazione allorché l'azione amministrativa che impone le bonifiche si indirizzi – ai sensi dell'art. 17 del citato D. Leg. Vo 22/97, anche a carico di soggetti che non sono necessariamente responsabili dell'illecito rispetto al quale la bonifica può costituire ripristino (cioè i proprietari dei siti da bonificare).

Altra cosa, è invece, discutere se il giudice possa omettere di ordinare il ripristino dello stato dei luoghi allorché lo stesso risulti eccessivamente oneroso per il trasgressore.

Tale eventualità sembra essere già stata espressamente esclusa, in dottrina, da alcuni autorevoli autori (ad esempio cfr. Dell'Anno, *Manuale di diritto Ambientale*, Padova, 2000, p. 170 ove si legge: "Con riferimento alla reintegrazione in forma specifica, si rileva come l'art. 18, VIII comma la imponga in ogni caso ove possibile, mentre l'art. 2058 cc. lascia al giudice la facoltà di disporre la reintegrazione per equivalente ove la prima fosse troppo onerosa").

Il dato offerto dalla norma di legge e la considerazione della sua peculiarità portano effettivamente ad escludere un tale limite per la pronuncia del giudice, anche se l'esigenza prospettata di un qualche limite di "sostenibilità economica" del risarcimento del danno ambientale potrebbe comunque pur sempre risultare salvaguardata nell'ambito di quella determinazione equitativa del danno cui il Giudice è chiamato ai sensi del citato articolo 18 della legge 349/86.

## **5 Il problema della responsabilità individuale nel caso di concorso (comma VII art. 18 l. 349/86)**

Il comma VII della norma in esame può porre un problema interpretativo allorché il Giudice penale sia chiamato ad accordare il risarcimento per danno ambientale derivante da reato nel quale abbiano concorso più persone.

In questo caso, infatti, la difficoltà deriverebbe dall'apparente conflitto tra la disposizione in esame e le norme generali vigenti in materia di responsabilità per danno da reato.

Stante, infatti, il carattere unitario del reato è impossibile scindere, nel giudizio penale di responsabilità, la quota individuale di attribuità dell'illecito a ciascuno dei coimputati.

Una volta raggiunta la prova del concorso, la responsabilità penale grava su ogni concorrente per l'intera violazione, quale che sia stata la sua condotta e quale sia stato il suo contributo causale al verificarsi del fatto tipico.

Uguualmente – anche fuori dall'ipotesi di concorso persone – ove il reato sia configurato come risultato di un concorso di cause, per il principio di equivalenza causale di cui all'art. 41 cp. il risultato non cambierebbe: ciascun soggetto cui sia attribuita una qualche causalità concorrente in relazione al fatto reato risponderebbe per intero della causazione dello stesso nei limiti previsti dall'art. 41, indipendentemente da qualsiasi considerazione in ordine alla rilevanza maggiore o minore del singolo apporto causale.

Deve, allora, concludersi che il danno ambientale non possa mai essere risarcito se derivi da reato, a causa della speciale disposizione contenuta nel comma VII dell'art. 18 l. 349/86?

Anche se questa sembrerebbe essere la conclusione cui alcuni pervengono, è evidente che vi sono una serie di argomenti per escludere tale irragionevole assunto e per dimostrare, alla fine, l'insussistenza di qualsiasi incompatibilità della norma sul danno ambientale con i principi dettati in materia di responsabilità penale.

Si deve, al riguardo, considerare che i richiamati principi in materia di concorso di persone e di concorso di cause non comportano affatto una assoluta ed indifferenziata ripartizione della responsabilità penale tra i soggetti condannati per lo stesso reato.

Infatti il giudice, utilizzando l'articolata valutazione degli elementi previsti dall'art. 133 cp., è sempre in grado di differenziare la responsabilità penale in ragione delle singole posizioni individuali dei colpevoli.

In particolare, proprio attraverso la valutazione dei fattori indicati sub art. 133, n. 1) cp. (natura, specie, mezzi, oggetto, tempo luogo ed ogni altra modalità) egli formula – tutte le volte ed in via assolutamente ordinaria – un giudizio sulla singola condotta del condannato, giudicando, quindi, di tutto ciò che consente di personalizzare il trattamento sanzionatorio e di adeguarlo, caso per caso, al concreto disvalore della condotta accertata.

Analoga valutazione egli compie con riferimento agli altri elementi sia di ordine oggettivo (la gravità del danno o del pericolo cagionato) che di ordine soggettivo (intensità del dolo e grado della colpa).

Dunque anche (ma dovremmo dire più correttamente soprattutto) nel diritto penale esiste un indicatore della "responsabilità individuale" del reo: si tratta della **pena** che è determinata dal giudice caso per caso, sulla base di quella articolata valutazione di tutti gli elementi oggettivi e soggettivi previsti dall'art. 133. Cp.

È allora comprensibile il motivo per cui la norma sul danno ambientale ha affermato il principio del limite della responsabilità individuale in caso di concorso di persone: trattandosi di norma dall'evidente e riconosciuto carattere sanzionatorio, la sua applicazione non potrebbe avvenire secondo i principi civilistici della solidarietà passiva, essendo invece indispensabile che la responsabilità per il danno ambientale venga graduata dal giudice penale – allo stesso modo con cui egli gradua la pena – sulla base dei parametri dettati dalla legge al fine di differenziare il trattamento sanzionatorio per ciascuna posizione.

Nulla di nuovo, pertanto, ma un'altra – l'ennesima – conferma del carattere atipico di una responsabilità solo formalmente riparatoria ma in realtà sostanzialmente (anche) sanzionatoria. Se, pertanto, la previsione contenuta al VII comma dell'art. 18 è coerente con la natura sanzionatoria della responsabilità per danno ambientale e non è affatto incompatibile con i principi generali in materia di illecito penale, si dovrà convenire sul fatto che solo al Giudice compete la quantificazione della quota di responsabilità individuale di ciascun imputato ai fini della sua condanna ai sensi dell'art. 18 l. 349/86, non potendo certo tale operazione dipendere da una qualsiasi richiesta della parte civile legittimata a chiedere il risarcimento del danno ambientale.

Si tratta, in sostanza, di una pronuncia che il giudice compie d'ufficio, una volta che ha valutato tutti gli stessi elementi di cui è in possesso per la differenziazione della sanzione penale. Si vuole, in altri termini, sostenere che i limiti della propria "responsabilità individuale" di cui parla l'art. 18 altro non sono che la proiezione – sul piano dell'applicazione della sanzione civile prevista da detta norma – degli stessi elementi in base ai quali il giudice determina, in concreto, i limiti della responsabilità penale individuale per il fatto contestato all'imputato, rapportando ad essi la pena da infliggere singolarmente.

Del resto, anche sul piano del calcolo matematico, non è particolarmente complesso convertire la sanzione penale in "quota percentuale" di responsabilità per il fatto.

Sommata, ad esempio, la pena inflitta per tutti gli imputati (e fatta la stessa pari a 100) è facile calcolare la quota di percentuale di pena comminata a ciascuno di essi, rapportata al totale della pena inflitta.

Si tratta di un calcolo sviluppato sulla pena finale, senza tener conto dei molteplici passaggi intermedi (in punto di aumenti o diminuzioni per effetto di aggravanti/attenuanti e della continuazione), che potrebbero – invece – consentire anche valutazioni differenziate e molto più puntuali rispetto a quelle ipotizzate in via generale secondo l'esempio, in piena aderenza, del resto, all'orientamento interpretativo secondo cui gli elementi indicati dall'art. 133 cp. costituiscono soltanto una guida al corretto esercizio del potere discrezionale, per cui il giudice ha facoltà di attribuire valore prevalente a taluno di essi mentre non è tenuto ad esaminarli tutti dettagliatamente (così Cass, sez. I, 13/1/84 in G. It. 1985, II, 440).

Tuttavia lo schema proposto ha per scopo unicamente quello di dimostrare la possibilità tecnica per il Giudice di individuare un preciso rapporto tra la responsabilità penale individuale per il fatto reato e la responsabilità individuale di ciascun imputato ex art. 18 l. 349/86 per il risarcimento del danno ambientale da esso derivante.

Un rapporto, dunque, che ben potrebbe giustificare l'iter logico del Giudice nel percorso diretto all'individuazione, in concreto, del limite di responsabilità individuale del singolo imputato in relazione al fatto-reato generatore del danno ambientale di cui è chiesto al medesimo il risarcimento.

Una volta definito, pertanto, in via equitativa l'ammontare complessivo del danno ambientale derivante dal singolo reato, è possibile individuare – sulla scorta degli elementi proposti e facendo applicazione dei principi giuridici sopra richiamati – anche attraverso un rapporto con la pena di volta in volta inflitta, il limite percentuale della responsabilità individuale per quel danno ambientale attribuita in concreto ad ogni singolo imputato, così da ripartire la responsabilità per il danno ambientale derivante da reato tra tutti i concorrenti secondo modalità rispettose del criterio dettato dal VII comma dell'art. 18 l. 349/86.

## **6 La titolarità del diritto al risarcimento del danno ambientale ex art. 18 legge 349/86**

Per quanto concerne la titolarità del diritto al risarcimento del danno ambientale (in senso stretto), come sopra individuato, è da dire che la giurisprudenza, pur con qualche incertezza dovuta all'attribuzione della legittimazione ad agire anche agli enti territoriali, ha finito per sancire che la stessa spetta allo Stato, in conformità, del resto, al chiaro tenore del primo comma dell'art. 18 l. 349/86 che individua soltanto nello Stato il soggetto titolare del diritto al risarcimento.

La stessa sentenza della Corte Costituzionale n. 641/1987 già menzionata è abbastanza chiara sul punto della titolarità del diritto al risarcimento, dal momento che individua la ragione della legittimazione ad agire dello Stato e degli Enti territoriali non tanto nel fatto che gli stessi abbiano sostenuto delle spese a fronte dell'offesa ambientale quanto, piuttosto, nella "... loro funzione a tutela della collettività e delle comunità nel proprio ambito territoriale e degli interessi all'equilibrio ecologico, biologico e sociologico del territorio che ad essi fanno capo". L'aver fondato la legittimazione ad agire non tanto sul rapporto con la res danneggiata quanto sulla funzione istituzionale di rappresentanza degli interessi generali della collettività sembra, infatti, costituire chiaro indice non solo della volontà legislativa di svincolare l'azione dal danno (per consentirla, evidentemente, anche a più soggetti ed indipendentemente dalla rispettiva titolarità del diritto al ristoro) ma anche dell'intenzione, in tal modo, di giustificare l'attribuzione unicamente allo Stato – apparato (in quanto massimo rappresentante della collettività nazionale) della pretesa di conseguire il risarcimento del danno derivante dal primo comma del citato art. 18 nei confronti del responsabile del danno stesso.

È da sottolineare come la stessa posizione sia stata ribadita anche dalla successiva ordinanza della Corte Costituzionale 4~4-1990 n. 195, che nel dichiarare manifestamente infondata la questione di costituzionalità dell'art. 18, 1° e 3° comma della L. n. 349, sollevata dal giudice

di merito in quanto la norma non attribuirebbe alla Regione il diritto al risarcimento del "danno ambientale di contenuto paesaggistico", ha esplicitamente affermato che il risarcimento del danno "(...) spetta allo Stato, ma (...) la relativa azione, anche se esercitata in sede penale, è promossa non solo dallo Stato ma anche dagli enti territoriali sui quali incidono i beni oggetto del fatto lesivo e, quindi, anche della regione per i beni siti in essa (...)".

Anche in tal caso, allora, la Corte ha tenuto ben distinte la titolarità del diritto al risarcimento del danno dalla legittimazione ad agire per farlo valere in giudizio, riconoscendo che l'attribuzione allo Stato, in via esclusiva, della prima – in forza del primo comma dell'art. 18 – si fonda pur sempre nell'accentramento, da parte dello Stato nella veste di massimo ente esponenziale della collettività nazionale, della pretesa risarcitoria derivante dalla lesione del bene giuridico ambiente avente carattere indifferenziato e non suscettibile di essere ricondotto e limitato entro alla sfera giuridica di un soggetto portatore di interessi particolari e non generali.

Del resto tale era stata la posizione autorevolmente espressa dal Supremo Collegio, a sezioni Unite del 25/1/1989, n. 440 esplicitamente sulla base della considerazione che lo Stato accentra in sé la titolarità di tale diritto in quanto massimo ente esponenziale della collettività nazionale.

Con identica motivazione la giurisprudenza di merito (cfr. Pretura di Torino, 11/2/1995, n. 1389, inedita, ha affermato il principio secondo cui "...titolare del diritto al risarcimento, può essere soltanto lo Stato e ...più precisamente il Ministero dell'Ambiente.")

Negli stessi sensi si è espressa la Corte di Cassazione – Sezione III penale nella sentenza 27-10/1-12-1994, nella cui motivazione, così si legge: "La norma in esame, al comma 1, stabilisce che il risarcimento del danno ambientale spetti allo Stato. Tale disposizione va letta ed interpretata unitamente al disposto del comma 3, il quale precisa che la relativa azione risarcitoria, anche se esercitata in sede penale, è promossa non solo dallo Stato, ma anche dagli Enti territoriali sui quali incidono i beni oggetto del fatto lesivo."

Coerentemente con tali posizioni si è espressa anche la dottrina.

Così C. Malinconico, in Beni Ambientali, (Cedam 1991, pag. 275 e segg.), secondo il quale, fermo restando il diritto degli enti locali al risarcimento del danno ex art. 2043 c.c., per i danni sopportati ai beni di loro proprietà e per il recupero delle spese anticipate per la protezione di detti beni, il diritto al risarcimento del danno ambientale ex lege n. 349/86 spetta solo allo Stato in quanto l'ambiente costituisce un bene unitario, la cui salvaguardia rientra nelle competenze esclusive dello Stato stesso. Alla tesi hanno aderito, con diverse sfumature, anche altri autorevoli autori: Albamonte (Danni all'ambiente e responsabilità civile, Padova, 1989, p. 75 e ss); Comporti (La responsabilità per danno ambientale, Foro it. 1987, III, 262); Giampietro (La responsabilità per danno all'ambiente, p. 341) Morbidelli (Il danno ambientale nell'art. 18 L. 349/86. Considerazioni introduttive in Riv. Crit. Dir. Priv. 1987, 612 e ss).

Nello senso vi sono anche pronunzie del giudice amministrativo. Si segnala, ad esempio, quella del Tar Veneto – Sezione II nella sentenza n. 30 del 25-1-1993 (in Riv. Giuridica dell'ambiente 1994, 931), nella cui motivazione così si legge: "Ed invero come è noto la legittimazione nell'azione di risarcimento per danno ambientale in senso stretto (inteso come conseguenza della lesione del bene immateriale ambiente) spetta solo allo Stato (ente esponenziale per eccellenza) in ragione dell'imputazione allo stesso della tutela dell'interesse pubblico alla salvaguardia dell'ambiente.

Agli altri enti territoriali può essere riconosciuta invece la sola azione di recupero delle spese sostenute in relazione alle effettive opere di riassetto territoriale concretamente realizzate; spese e opere che nella specie non risulti che il Comune di Verona abbia rispettivamente sostenuto e realizzato."

Peraltro l'attribuzione di una legittimazione processuale concorrente con quella dello Stato anche alle Regioni ed agli altri Enti territoriali ha fatto ritenere ad alcuno che una scelta del genere dovesse in qualche modo comportare una con-titolarità del diritto al risarcimento in capo agli Enti in questione.

Va, tuttavia, osservato che talvolta l'equivoco di ritenere l'ente territoriale titolare del diritto ex art. 18 l. 349/86 è stato alimentato da quegli orientamenti giurisprudenziali che hanno riconosciuto, in capo agli stessi, la titolarità del diritto di agire ex art. 18 l. 349/86 non già per ottenere il risarcimento del danno per equivalente ma per promuovere e sollecitare, piuttosto, quell'ordine di ripristino dell'ambiente che si è visto costituire un vero e proprio dovere del giudice in caso di condanna.

Ma ad escludere la fondatezza dell'opinione criticata vale anche un secondo decisivo rilievo. Non è affatto ignota al diritto la figura di chi agisce in nome proprio facendo valere, in realtà, un diritto altrui.

In tali casi l'esercizio dell'azione non comporta sostituzione nella posizione di titolarità sostanziale del diritto fatto valere giudizialmente., dal momento che in situazioni del genere l'attore persegue pur sempre un interesse proprio (e diverso da quello di cui è portatore il titolare del diritto).

Si pensi, ad esempio, all'azione surrogatoria disciplinata dall'art. 2900 del codice civile.

In tal caso il creditore è legittimato a far valere in giudizio diritti che spettano al proprio debitore nei confronti di terzi, perseguendo così il proprio interesse alla conservazione del patrimonio di quello. Egli agisce nomine proprio ma facendo valere in giudizio un diritto altrui e in tale veste assume una funzione di sostituto processuale del titolare del diritto che tuttavia non perde mai la piena disponibilità del proprio diritto sostanziale (cfr. Cass. Sent. n. 76 del 1976).

Il fenomeno, allora, non è nuovo, anche se riguarda la materia dei rapporti tra creditore e debitore mentre, in questo caso, si tratterebbe di ipotizzare un'azione surrogatoria da parte di un terzo (non creditore) che agisce per far valere i diritti del creditore nei confronti dell'unico debitore. L'anomalia, peraltro, non è così vistosa se si pensa che l'interesse di cui gli Enti territoriali sono comunque titolari (oltre al risarcimento del danno patrimoniale ex art. 2043 derivante per la lesione del proprio patrimonio) è, prevalentemente se non esclusivamente, l'interesse al ripristino ambientale del sito inquinato, interesse che, come si è detto, deve essere per effetto dell'ordine di ripristino che il giudice deve impartire, all'atto della condanna, nei casi in cui il ripristino sia ancora in tutto o in parte possibile. (art. 18 comma VIII legge 349/86).

In linea di principio, dunque, dal riconoscimento della titolarità del diritto al risarcimento soltanto in capo allo Stato non deriva l'impossibilità di riconoscere una legittimazione ad agire propria in capo agli Enti territoriali che titolari di quel diritto non sono.

Qualche autore ha, di recente, tentato di costruire una titolarità concorrente degli Enti locali in ordine al danno ambientale utilizzando il disposto dell'art. 4 della legge 3/8/1999.

In base a tale norma "Le associazioni di protezione ambientale di cui all'art. 13 della legge 8/7/1986, n. 349 possono proporre le azioni risarcitorie di competenza del giudice ordinario che spettino al comune e alla provincia, conseguenti al danno ambientale. L'eventuale risarcimento è liquidato in favore dell'ente sostituito e le spese processuali sono liquidate in favore o a carico dell'associazione".

Dal testo della norma si è tratta la convinzione che "tale richiamo all'istituto della sostituzione processuale muove dal presupposto della sussistenza in capo ai comuni e alle province di una vera e propria autonoma legittimazione all'azione di danno ambientale per il risarcimento dei danni subiti dall'ambiente sul proprio territorio e/o per la relativa riduzione in pristino".

Mentre, come si è detto, è pacifico l'interesse (che però non può assurgere a diritto soggettivo) degli enti territoriali a sollecitare l'adozione di un provvedimento vincolato da parte del giudice qual è l'ordine di ripristino ai sensi dell'VIII comma dell'art. 18 l. 349/86 (attraverso il quale, in definitiva, vengono comunque soddisfatte le aspettative ad una riparazione del bene ambiente oggetto del facere ripristinatorio ordinato dal Giudice), non è così scontato che la norma in questione attribuisca agli enti medesimi anche la titolarità del diritto al risarcimento (in senso stretto, cioè per equivalente) del danno ambientale così come definito dall'art. 18, primo comma della citata legge 349/86.



Invero essa consente soltanto la sostituzione nei diritti che già spettano al comune ed alla provincia e che conseguano al verificarsi di un danno ambientale. Ovviamente non può che trattarsi del diritto al risarcimento ex art. 2043 cc. comunque spettante a tali Enti in conseguenza di un'aggressione alle rispettive sfere patrimoniali, nei termini sopra abbondantemente illustrati. O, eventualmente, anche – nel caso di danno derivante da reato – del diritto al risarcimento di quello specifico profilo di danno (avente al tempo stesso caratteristiche sia patrimoniali che non patrimoniali) che ogni Ente titolare di potestà amministrativa può vantare allorché la condotta criminosa abbia inciso sulle concrete modalità di esercizio delle funzioni proprie, costrette a perseguire obiettivi diversi da quelli originariamente programmati e voluti dall'Ente, con conseguente distrazione di personale e di risorse finanziarie, revisione delle priorità di intervento e cambiamento della linea dell'azione amministrativa in conseguenza della necessità di fronteggiare la situazione di crisi ambientale determinata dal reato (si tratta del cd. danno da "sviamento di funzione").

Il risarcimento, in tal caso, spetta in base all'ordinaria normativa codicistica (artt. 2043 – 2059 cc. e 185 cp) e va a compensare il pregiudizio subito vuoi per la perdita di un bene appartenente al proprio patrimonio, vuoi all'immagine, vuoi per i costi dell'azione amministrativa straordinaria che l'ente sia stato costretto a sostenere in conseguenza dell'illecito ambientale, vuoi, infine, per le conseguenze del c.d. "sviamento di funzione".

Tutto ciò, come già illustrato, non ha tuttavia nulla a che vedere con lo speciale danno previsto dall'art. 18 legge 349/86 in relazione al quale – per l'immaterialità del bene giuridico protetto – il solo titolare del diritto al risarcimento non può che essere lo Stato, quale ente esponenziale massimo rappresentante la collettività nazionale.

Anche tale recente norma di legge, lungi dal consentire un'interpretazione del primo comma dell'art. 18 legge 349/86 diversa da quella che risulta inequivocabile dalla sua semplice lettura, finisce invece per confermare l'esclusiva titolarità dello Stato del diritto a tale speciale forma di risarcimento – sanzione.

Infine, se ancora ad alcuno fossero rimasti dubbi in proposito, il testo dell'art. 114 della legge 23/12/2000 n. 388 – Disposizioni per la formazione del bilancio annuale e poliennale dello Stato (legge finanziaria 2001), in G.U. 29/12/2000, sembra risolutore.

Con tale norma sono stati, significativamente, aggiunti i commi 9-bis e 9-ter all'art. 18 della legge 349/86, che dettano specifiche prescrizioni amministrativo-contabili per la gestione delle entrate conseguite in forza del citato art. 18.

In particolare il comma 9 bis istituisce uno speciale fondo di rotazione in cui vanno a confluire tutte le "somme derivanti dalla riscossione dei crediti in favore dello Stato per il risarcimento del danno di cui al comma 1..." per finanziare, anche in via di anticipazione:

- interventi urgenti di perimetrazione, caratterizzazione e messa in sicurezza dei siti inquinati, con priorità per le aree per le quali ha avuto luogo il risarcimento del danno ambientale;
- interventi di disinquinamento, bonifica e ripristino ambientale delle aree per le quali abbia avuto luogo il risarcimento del danno ambientale;

- interventi di bonifica e ripristino ambientale previsti nel programma nazionale di bonifica e ripristino ambientale dei siti inquinati di cui all'art. 1, comma 3, della legge 9/12/1998, n. 426. Il comma 9 ter prevede, poi, che sia il Ministro dell'Ambiente a disciplinare con proprio decreto, di concerto con il Ministro del Tesoro, le modalità di funzionamento e di accesso del fondo di rotazione.

È allora evidente che dalla nuova stesura dell'art. 18 legge 349/86, unitariamente considerata anche alla luce delle integrazioni apportate, risulta un ruolo assolutamente primario dello Stato (e del Ministero dell'Ambiente e della tutela del territorio) nella gestione dei proventi derivanti dal risarcimento del danno ambientale.

Inoltre, colmando una lacuna spesso denunciata dalla dottrina, la norma impone oggi allo Stato un vincolo di destinazione funzionale degli importi risarcitori, che debbono pertanto esse-

re impiegati con priorità, ed in taluni casi esclusivamente, a favore dei territori che hanno subito il danno per il quale è stato pagato il risarcimento.

Le considerazioni sopra rappresentate assumono, oggi, ancor più forza e valore alla luce della nuova lettera dell'art. 117 Cost. per effetto della legge costituzionale 18/10/2001 n. 3 che **attribuisce in via esclusiva allo Stato** la potestà legislativa in materia di tutela dell'ambiente e dell'ecosistema (cfr. art. 117 lett. f) Cost.).

Avendo la nuova norma costituzionale attribuito la titolarità esclusiva allo Stato della potestà legislativa in materia di tutela dell'ambiente (oltre che dell'ecosistema), con l'esclusione, dunque, persino della potestà legislativa concorrente delle Regioni, si deve conseguentemente ritenere che appartenga soltanto allo Stato quella pretesa risarcitoria del danno ambientale che, a norma dell'art. 18 della legge 349/86, costituisce lo strumento civile di tutela atto a garantire un'adeguata protezione di quella generalissima aspettativa – avente natura al tempo stesso individuale e collettiva, non essendo, proprio per questo, di certo riconducibile in via esclusiva alla sfera di questo o di quel soggetto giuridico – della protezione, della conservazione e del ripristino dell'ambiente naturale e delle sue risorse.

Anche una lettura costituzionalmente orientata delle disposizioni contenute nell'art. 18 della legge 349/86 non sembra, dunque, lasciare margini di dubbio in ordine al ruolo primario riservato allo Stato nelle scelte di fondo per la salvaguardia ambientale, essendo state attribuite dal successivo art. 118 Cost. alle Regioni ed agli altri Enti territoriali le mere funzioni amministrative, naturalmente esercitabili entro i limiti delle scelte legislative operate dallo Stato anche se, s'intende, autonomamente costituenti presupposto per la configurabilità di uno specifico profilo di danno da "sviamento di funzione" ex artt. 2043 – 259 cc. – 185 cp.

Si conferma così ancora una volta, coerentemente – del resto – con tutte le precedenti affermazioni normative – che la titolarità del diritto al risarcimento del danno all'ambiente (inteso come diritto a conseguire le somme corrisposte, a titolo di risarcimento per equivalente, a fronte di un qualsiasi consumo illegittimo di risorse naturali, diritto da tenere ben distinto dall'interesse ad ottenere il ripristino ambientale, se ancora possibile) non può che spettare allo Stato-apparato in quanto Ente esponenziale garante della tutela di un bene, vitale ed irrinunciabile, per l'intera collettività nazionale.

Tale conclusione, oltre a rendere possibile un'armonica interpretazione delle disposizioni che consentono l'esercizio dell'azione risarcitoria da parte di Enti diversi dallo Stato senza correre il rischio di una, altrimenti inevitabile, moltiplicazione ingiustificata del risarcimento quale effetto perverso del numero dei soggetti di volta in volta agenti in giudizio, valorizza nella giusta misura il carattere immateriale e collettivo del bene giuridico ambiente (insuscettibile, quindi, di appropriazione da parte di soggetti diversi da chi rappresenta la collettività nazionale) lasciando, tuttavia e al tempo stesso, aperta una strada per la tutela giudiziaria dei diritti degli Enti territoriali in dipendenza dei poteri amministrativi di gestione del bene ambientale ricompreso nel loro territorio.

Il concorso simultaneo di Stato e degli Enti territoriali nell'esercizio dell'azione risarcitoria in presenza di condotte lesive dell'ambiente è, dunque, fisiologico e deve potersi esplicare moltiplicando la forza dell'intervento pubblico in difesa dei valori ambientali, non certo sacrificando o comprimendo la tutela giudiziale spettante a ciascuno di detti soggetti.

Esso ben può, allora, essere pienamente armonizzato con la disciplina del risarcimento del danno ambientale offerta dall'art. 18 della legge 349/86 alla luce delle osservazioni sin qui sviluppate, senza pericolose fughe in avanti che – soprattutto nelle attuali ancora acerbe condizioni dell'elaborazione giurisprudenziale – potrebbero invece risultare foriere di denegata giustizia. per gli interessi ed i diritti di cui l'intera collettività nazionale è portatrice in relazione alla qualità dell'ambiente.





## Allegato II - Proposta di direttiva del Parlamento Europeo e del Consiglio sulla responsabilità ambientale in materia di prevenzione e riparazione del danno ambientale (com (2002) 17 def. del 23.01.2002)

### Premessa

L'elaborazione di norme comunitarie in materia di responsabilità ambientale ha preso avvio alla fine degli anni '80, quando la Comunità ha cominciato ad elaborare una direttiva sulla responsabilità legata alla sola gestione dei rifiuti. Con la fissazione dei principi guida della politica comunitaria ambientale (chi inquina paga, precauzione, correzione alla fonte, prevenzione) e l'elaborazione del V Programma di Azione in materia ambientale (1992), la Commissione ha assegnato alla responsabilità in campo ambientale il compito di affiancare gli strumenti regolamentativi (standard di inquinamento generali, controllo amministrativo a monte dell'esercizio o dell'avvio di attività inquinanti) ed economici (tasse ambientali, sussidi, ecc.) per la tutela dell'ambiente. Il regime di responsabilità è stato riconosciuto come fondamentale contributo nel rafforzare la prevenzione e incentivare l'adozione di sistemi di contenimento/abbattimento delle fonti inquinanti: nella visione comunitaria una responsabilità ambientale che prescinde dall'indagine sulla colpevolezza (responsabilità oggettiva) innalza la soglia di attenzione, induce comportamenti più ecocompatibili e dissuade da comportamenti incauti o colposi.

La Commissione ha elaborato un Libro Verde sulla responsabilità ambientale nel 1993, seguito poi da un *Working Paper* e, successivamente, dal Libro Bianco del 2000: nel Libro Bianco la Commissione afferma l'opportunità e la necessità di tradurre le norme sulla responsabilità ambientale in una direttiva, per creare un regime uniforme in tutto il territorio comunitario ed evitare fenomeni di concorrenza sleale tra operatori localizzati in Stati con differenti regimi di responsabilità o forme di *law shopping* nella scelta dello Stato in cui fissare sede legale o centri di responsabilità. La proposta di direttiva del gennaio 2002 scaturisce da questa lunga elaborazione e rappresenta, almeno teoricamente, una mediazione/compromesso tra sistemi e tradizioni giuridiche proprie degli ordinamenti nazionali: la proposta detta regole minime, cui possono aggiungersi norme e pratiche più rigorose nei singoli Stati membri. Sotto questo profilo, il meccanismo di responsabilità comunitario va messo in relazione con le norme italiane già esistenti in materia (art. 18 legge 349/86, art. 17 D. lgs 22/97 e art. 58 D. lgs 152/99), con l'auspicio che il recepimento della direttiva possa essere un'occasione per chiarire, a livello nazionale, i rapporti tra responsabilità colpevole e responsabilità oggettiva e gli obiettivi ambientali che, attraverso queste, il Legislatore italiano intende raggiungere.

### 1. La struttura della proposta comunitaria

Lo schema proposto è finalizzato ad imporre la **riparazione** di alcune forme di danno ambientale, consistenti nel **danno alla biodiversità, danno alle acque e danno al terreno**, frutto di **attività svolte successivamente** alla data entro la quale gli Stati membri sono obbligati al recepimento<sup>1</sup>. Principio cardine è quello dell'attribuzione della **responsabilità sulla base del solo nesso di causalità tra attività/comportamento e danno**, a prescindere dall'indagine sul-

<sup>1</sup> Per il momento la direttiva sulla responsabilità ambientale è solo a livello di proposta, ma il termine di recepimento è segnato per il 30 giugno 2005.

la colpa o il dolo del soggetto agente. La sfera della responsabilità oggettiva è, però, circoscritta all'ambito delle **attività intrinsecamente pericolose** per l'ambiente, oggetto, per questa ragione, di apposita disciplina comunitaria: la proposta di direttiva contiene un allegato in cui sono listate le **tipologie di attività cui è associata la responsabilità oggettiva per il danno ambientale**. A rafforzamento della protezione della **biodiversità**, la proposta di direttiva contempla la responsabilità anche a carico di **soggetti diversi** da quelli che gestiscono le attività elencate all'allegato I, sorretta, però, dall'elemento soggettivo del **dolo o della colpa**.

La proposta prevede che il responsabile anche potenziale del danno o della minaccia imminente di danno si attivi spontaneamente per **prevenirne** la verifica o per **ripararlo**; è previsto che le **Autorità competenti sollecitino** tali interventi e che, nel caso di inerzia o quando non si individuino i responsabili o in caso di insolvenza o in caso di non attribuibilità della responsabilità, **agiscano d'ufficio**: i costi sostenuti per la valutazione del danno (o della minaccia) ed i costi di riparazione dello stesso devono, comunque, essere recuperati dal responsabile entro un periodo di cinque anni; gravano sull'operatore anche i costi delle **misure di prevenzione** che avrebbero dovuto essere adottate per conformarsi alle norme che disciplinano l'attività.

A scalzare la responsabilità oggettiva, possono essere avanzate alcune **eccezioni**: di particolare rilevanza sono l'eccezione relativa ad **emissioni o eventi consentiti da leggi o regolamenti o permessi o autorizzazioni** e l'eccezione relativa ad **emissioni di attività non considerate nocive secondo le conoscenze scientifiche e tecniche al momento del rilascio dell'emissione o dell'esecuzione dell'attività**. Questo ambito non è "coperto" dalla proposta di direttiva (niente responsabilità oggettiva di tipo comunitario), a meno che non si sia in presenza di colpa dell'operatore (responsabilità soggettiva di tipo comunitario): gli Stati membri possono comunque disciplinare, a livello nazionale, anche questi casi. È escluso l'obbligo di sostenere costi di prevenzione e riparazione nel caso in cui il fatto derivi da **atto di terzi doloso o dall'osservanza di ingiunzioni, ordini o altre misure vincolanti ed obbligatorie disposte dalle pubbliche autorità**. La direttiva lascia agli Stati membri il compito di scegliere tra **responsabilità solidale o parziaria** nel caso in cui il danno derivi dal comportamento di più soggetti.

Le autorità competenti designate dagli Stati membri hanno il compito di individuare il responsabile del danno, valutare il danno ed indicare le misure di riparazione adeguate: le decisioni con cui viene imposta l'adozione delle misure devono essere motivate e devono poter essere impugnate dall'interessato. Oltre ad interventi d'ufficio, le Autorità competenti possono essere sollecitate ad intervenire dalle persone offese e dalle **"entità qualificate"** (**ONG, associazioni ambientaliste**), con obbligo di rispondere alla sollecitazione entro un massimo di quattro mesi.

La proposta invita gli Stati membri ad incoraggiare il ricorso **a forme di assicurazione** per le attività contemplate dalla direttiva: l'idea di fondo è che la copertura assicurativa sia resa obbligatoria, ma, attendendo lo sviluppo del relativo mercato, la direttiva si limita a sollecitare gli Stati Membri in tale direzione.

La proposta, infine, lascia impregiudicata la libertà degli Stati membri di conservare ed adottare norme più severe, anche estendendo il campo soggettivo di applicazione del regime: individuazione di attività ulteriori rispetto a quelle dell'allegato I soggette alla responsabilità oggettiva, individuazione di soggetti responsabili ulteriori rispetto al gestore/responsabile dell'attività (ad esempio, la banca finanziatrice).

## 2. Alcuni aspetti problematici della proposta: la definizione del danno ambientale

La proposta fornisce una serie di definizioni, non sempre tra loro coerenti o facilmente conciliabili, in relazione al danno, al danno ambientale e alla minaccia di danno ambientale. In prima istanza è definito il **"danno"** (art. 2, punto 5), per distinguerlo dalla **"minaccia imminente"** (art. 2, punto 6):

- il **danno** è qualificato come *“un mutamento negativo misurabile di una risorsa naturale o un deterioramento misurabile di un servizio naturale, che può prodursi direttamente o indirettamente e che è cagionato da un’attività prevista dalla presente direttiva”* (art. 2, punto 5);
- la **minaccia imminente** è definita come *“il rischio sufficientemente verosimile che si verifichi un danno ambientale in un futuro prossimo”* (art. 2, punto 6).

Il **“danno ambientale”**, però, è definito, in quanto tale, al successivo punto 18) dell’art. 2, nella forma del:

- **“danno alla biodiversità**, vale a dire qualsiasi danno che produce gravi effetti negativi sullo stato di conservazione della biodiversità” (lettera a),
- del **“danno alle acque**, vale a dire qualsiasi danno che incida negativamente sullo stato ecologico, il potenziale ecologico o lo stato chimico delle acque interessate in misura tale che tale stato si deteriori o possa deteriorarsi rispetto ad una delle categorie di cui alla direttiva 2000/60/CE, ad eccezione degli effetti negativi cui si applica l’articolo 4, paragrafo 7 della medesima” (lettera b),
- e del **“danno al terreno**, qualsiasi danno che rechi un grave pregiudizio potenziale o reale alla salute umana a seguito della contaminazione del suolo e sottosuolo” (lettera c).

Alla non facile interpretazione del requisito della *“misurabilità”* del mutamento negativo di una risorsa o del deterioramento di un servizio, si aggiunge la difficoltà di distinguere in senso stretto tra *“danno”* e *“danno ambientale”*: teoricamente si dovrebbe, in primo luogo, verificare un *“danno”* e successivamente vedere su quali matrici/sistemi esso incide e in che proporzioni. Letteralmente, cioè, solo il mutamento o il deterioramento che produca gravi effetti negativi sullo stato di conservazione della biodiversità o incida negativamente su stato ecologico/potenziale ecologico/stato chimico delle acque<sup>2</sup> è *“danno ambientale”*, in quanto tale disciplinato dalla proposta di direttiva.

Quanto al *“danno al terreno”*, invece, esso è *“danno ambientale”* quando il *“danno”* (mutamento negativo o deterioramento negativo di risorse o servizi) arreca un grave pregiudizio potenziale o reale alla salute umana *“a seguito della contaminazione del suolo e sottosuolo”*: sembra, quindi, che, in questo caso, il mutamento o deterioramento debba consistere in una *“contaminazione del suolo e sottosuolo”*; quando dalla contaminazione deriva un grave pregiudizio potenziale o reale per la salute umana, la contaminazione diventa *“danno al terreno”* e, in tal modo, *“danno ambientale”* coperto dalla proposta di direttiva.

La proposta di direttiva, però, non è chiara, perché definisce anche cosa sia la *“contaminazione del terreno o contaminazione del suolo e sottosuolo”* (art. 2, punto 11), ovvero la *“introduzione diretta o indiretta nel suolo e nel sottosuolo, a seguito dell’attività umana, di sostanze, preparati, organismi, microorganismi che possono essere nocivi alla salute umana o alle risorse naturali”*: letteralmente si dovrebbe verificare una contaminazione, alla quale segue un danno (mutamento o deterioramento della risorsa), dal quale deriva un pregiudizio reale o potenziale per la salute umana.

Restano, comunque, dubbi interpretativi al riguardo, perché la proposta aggiunge anche la definizione di *“risorse naturali”*, ovvero *“biodiversità, acqua e suolo, compreso il sottosuolo”*: sembra, quindi, incongruente la distinzione tra *“danno”* (mutamento negativo o deterioramento negativo di una risorsa naturale o di un servizio naturale) e *“danno ambientale”* (danno che incide negativamente sulle ...risorse naturali e sulla salute). Né aiuta a sciogliere le contraddizioni la considerazione che il *“danno ambientale”* possa essere una qualificazione del mero *“danno”*, come se quest’ultimo diventasse *“danno ambientale”* solo quando produce *“effetti gravi”* sullo stato di conservazione della biodiversità, *“grave pregiudizio per la salute”*: re-

2 ...in modo tale da deteriorare le acque rispetto alle categorie/classi di qualità di partenza.

sta da vedere, infatti, fino a che punto gli Stati membri possano/debbero colmare questi aspetti qualitativi, introducendo soglie minime o criteri di valutazione della gravità dei fenomeni di inquinamento assoggettati al regime comunitario.

#### *La nozione di danno ambientale in Italia*

Il “danno ambientale” è definito dall’art. 18 della legge 349/86 come un fatto che “comprometta l’ambiente, ad esso arrecando danno” e può manifestarsi/consistere in una semplice alterazione, in un deterioramento o in una distruzione totale o parziale dell’ambiente. Tradizionalmente si ha alterazione quando l’ambiente riesce a ripristinarsi da solo senza intervento umano, assorbendo il fenomeno inquinante; si ha deterioramento quando l’ambiente assorbe il fenomeno inquinante grazie all’intervento apposito dell’uomo; si ha distruzione quando la compromissione ha carattere di irreversibilità. Nel diritto italiano vigente una qualsiasi forma di compromissione, lieve o grave che sia, obbliga al risarcimento ed il danno può manifestarsi come compromissione di un bene (ambiente) più ricco e complesso – ancorchè non definito dalla legislazione italiana – della sola biodiversità, o delle acque o del terreno: il danno ambientale italiano contempla l’ambiente come bene unitario e complessivo, che comprende, ma non si esaurisce, nella singola matrice colpita direttamente e che si estende ad abbracciare anche il paesaggio naturale ed il paesaggio costruito.

Complessivamente il danno ex art. 18 è vicino alla definizione di “danno”, più che di “danno ambientale”, contenuta nella direttiva, perchè considera mutamenti negativi o deterioramenti negativi non specificamente qualificati (non necessariamente gravi); ha, comunque, una portata più ampia, perchè non richiede espressamente nemmeno una misurabilità delle alterazioni e perchè protegge l’ambiente come bene complesso e unitario, più ampio delle singole risorse naturali della proposta di direttiva (biodiversità, acqua, suolo e sottosuolo) ed anche del loro insieme.

Un approccio più vicino a quello comunitario caratterizza la disciplina del “danno al terreno italiano”: l’art. 17 del D. lgs 22/97 obbliga alla bonifica a partire da soglie di contaminazione del suolo predefinite per legge e che, in quanto definite dalla legge, sono presuntivamente gravi per la salute umana. In questo senso, il “danno al terreno italiano” (cioè lo stato di contaminazione) acquista rilevanza giuridica (sorge l’obbligo di bonifica o, comunque, di sostenerne i costi) solo se è “qualificato” a monte, ovvero se consiste nella presenza (o nel pericolo di presenza) di concentrazioni predefinite di determinate sostanze inquinanti nel terreno o nelle acque superficiali o sotterranee. In Italia, peraltro, il “danno al terreno” coincide e consiste nella contaminazione giuridicamente rilevante; nella proposta di direttiva, invece, il “danno al terreno” è un “danno” che colpisce la salute umana e che scaturisce da una “contaminazione”. In relazione al danno alle acque, infine, l’art. 58 del D. lgs 152/99 rinvia alle stesse procedure e agli stessi presupposti oggettivi dell’art. 17 del D. lgs 22/97: l’obbligo di bonifica sorge in presenza di un danno alle acque, suolo, sottosuolo, ecc., che dovrebbe configurarsi come “contaminazione” rilevante ai sensi dell’art. 17 del D. lgs 152/99 (rinvio alle soglie di contaminazione ivi previste). Da questo punto di vista, il “danno alle acque italiano” – pur non isolato dal resto delle matrici ambientali nell’art. 58 – comprende fenomeni decisamente più numerosi del solo passaggio di un corpo idrico da una classe di qualità ad un’altra.

Complessivamente, le norme italiane attuali sono, per il campo d’applicazione oggettivo, più severe di quelle proposte a livello comunitario, in quanto coprono fenomeni di compromissione ambientale maggiori e più ampi rispetto a quelli comunitari.

### 3. I criteri di imputazione soggettiva

La proposta di direttiva prevede l'applicazione di un sistema di **responsabilità oggettiva per i casi di danno ambientale** (alla biodiversità, alle acque e al terreno) generati nell'ambito delle **attività a rischio intrinseco elencate nell'allegato I**; per il danno alla **biodiversità** prevede anche la responsabilità di **soggetti diversi** rispetto a quelli di cui all'allegato I, sempre che per questi sia dimostrato o verificato anche **l'elemento soggettivo della colpa o del dolo**.

Partendo dal regime standard della responsabilità oggettiva, la proposta di direttiva prevede alcune **eccezioni** opponibili da parte di colui che viene ritenuto responsabile in via presuntiva (esercente attività intrinsecamente pericolose): grava su questo soggetto l'onere di dimostrare la propria irresponsabilità, appellandosi alle "difese" previste all'art. 9. Lo schema ricorda il modello tedesco, dove più espressamente si prevede una "presunzione di causalità", alla quale possono essere opposte delle difese in forma di eccezioni: anche la proposta si riferisce ad "eccezioni" che, in quanto tali, dovranno essere avanzate in sede di difesa. Come nel modello tedesco, la presunzione può cadere quando l'esercente dimostri che esiste o è esistita una causa alternativa che ha generato il danno oppure che la condotta ha una sua causa legittimante in una legge, un regolamento, un'autorizzazione o non era considerata nociva al momento della sua realizzazione.

In relazione alle cause alternative, la proposta di direttiva considera le ipotesi di danno cagionato da "un atto di conflitto armato, ostilità, guerra civile o insurrezione" (art. 9, 1° comma, lettera a), da "un fenomeno naturale di carattere eccezionale, inevitabile e imprevedibile" (art. 9, 1° comma, lettera b), da "un atto compiuto da un terzo con l'intento di causare il danno quando questo, o la sua minaccia imminente, si sia verificato nonostante l'esistenza di misure di sicurezza". Sono ipotesi che tradizionalmente interrompono o escludono il nesso di causalità, ovvero atti di guerra, caso fortuito ed atto doloso del terzo.

La proposta comunitaria, infine, prevede che l'emissione conforme a legge o autorizzazione ha l'effetto di escludere la sufficienza del mero nesso causale, richiedendo anche la dimostrazione della colpa. Lo stesso vale nel caso di emissione che risulta nociva solo dopo la sua verifica: anche qui, è esclusa la sufficienza del nesso causale ed è imposto il requisito della colpa. Spetta, comunque, all'operatore economico dimostrare la propria assenza di colpa, tanto in relazione a leggi, regolamenti o autorizzazioni, quanto in relazione a conoscenza o conoscibilità della nocività di determinate sostanze o attività.

#### *La disciplina italiana*

La disciplina italiana vigente (art. 18 legge 349/86) non è focalizzata su attività intrinsecamente pericolose, bensì comprende/colpisce "chiunque", ovvero un numero e una tipologia di soggetti molto più ampia di quelli proposti nella direttiva, quanto meno con riferimento al danno alle acque e al terreno: da questo punto di vista, pertanto, è più rigorosa e più protettiva. D'altro canto, però, le norme italiane sul danno ambientale richiedono sempre e comunque l'indagine sull'elemento soggettivo della colpa o del dolo, per qualsiasi tipo di danno e per qualsiasi tipologia di soggetto agente (industria pericolosa, privato cittadino, trasportatore, ecc.): da questo punto di vista, sono meno severe, o, meglio, richiedono valutazioni molto più complesse di quanto la proposta di direttiva preveda, almeno con riferimento alle attività intrinsecamente pericolose.

L'art. 18 della legge 349/86 non contempla la responsabilità oggettiva, né contempla alcuna forma di causalità presunta (né potrebbe, visto che colpisce il "chiunque indifferenziato"): il risarcimento del danno ambientale richiede sempre la dimostrazione volta per volta dell'elemento soggettivo e dell'elemento oggettivo, ovvero del nesso di causalità, tradizionalmente escluso dal caso fortuito o dall'intervento doloso di soggetti terzi.



Ai sensi dell'art. 18 della legge 349/86, la responsabilità sorge quando vi sia stata violazione di disposizioni di legge o di provvedimenti adottati in base a legge: l'emissione autorizzata non dovrebbe, pertanto, far sorgere alcuna forma di responsabilità, anche se non sempre è riconosciuta efficacia legittimante o scriminante al provvedimento amministrativo. Anche in Italia, comunque, la questione è risolta sul piano della colpevolezza: l'onere della prova, però, grava su colui che chiede il risarcimento, che dovrà dimostrare l'esistenza della colpa (o del dolo) nonostante l'autorizzazione e della colpa (o del dolo) nell'ambito dei doveri di conoscenza o previsione della nocività di determinate sostanze o attività.

Nell'ambito del "danno al terreno", invece, gli obblighi di bonifica sanciti dall'art. 17 del D. lgs 22/97 ricordano l'approccio comunitario: anche ai sensi dell'art. 17, cioè, la responsabilità della bonifica (o dei relativi costi) grava per il solo nesso causale tra comportamento e contaminazione (o pericolo di contaminazione) e sussiste anche nel caso di causazione accidentale del danno. In quest'ottica, l'attuale disciplina italiana del "danno al terreno" trova già corrispondenza con quanto previsto nella proposta di direttiva. Alla responsabilità oggettiva per la bonifica ex art. 17, non corrisponde, però, la stessa limitazione soggettiva associata all'esercizio di attività intrinsecamente pericolose: nel diritto italiano, ancora una volta, "chiunque" può trovarsi obbligato, anche solo per l'esistenza di un nesso di causalità ed in assenza di requisiti soggettivi di colpa o di dolo, alla bonifica, per il solo fatto di aver causato anche accidentalmente il superamento delle soglie di inquinamento accettate/bili.

La responsabilità oggettiva dell'art. 17 D. lgs 22/97 è astrattamente capace di comprendere il caso fortuito, in quanto imputa l'obbligo della bonifica anche in capo a colui che causa la contaminazione in maniera accidentale; lo stesso art. 17, tra l'altro, non contempla espressamente alcuna forma di esenzione o difesa. Non è, comunque, richiesta alcuna violazione di norme o autorizzazioni, né queste valgono o varrebbero ad escludere l'obbligo di bonifica/ripristino, in quanto è ininfluenza qualsiasi indagine e qualsiasi eccezione sul piano della colpa o del dolo.

Anche per il danno alle acque dell'art. 58 del D. lgs 152/99 non vi è alcuna limitazione soggettiva associata all'esercizio di attività intrinsecamente pericolose ed obbligato alla bonifica/ripristino può essere "chiunque"; è recuperato, però, l'elemento soggettivo, poiché l'obbligo di intervento sorge solo se la contaminazione giuridicamente rilevante è frutto di un comportamento omissivo o commissivo in violazione delle norme dello stesso D. lgs 152/99. È necessaria, dunque, l'indagine sul dolo o sulla colpa, con riferimento specifico alla violazione delle norme a tutela delle acque (responsabilità "autoreferenziale", con colpa specifica).

#### 4. Obiettivi della proposta di direttiva: prevenzione e riparazione

Prevenzione e riparazione del danno ambientale sono gli obiettivi della proposta di direttiva: le **misure di prevenzione** sono definite come "misure prese dopo un evento, atto od omissione che ha creato una minaccia imminente di danno ambientale, al fine di impedire o minimizzare tale danno" (art. 2, punto 12) e sono poste a carico dell'operatore ai sensi dell'art. 4. Di misure di prevenzione si occupa anche l'art. 10, anche se il rapporto con l'art. 4 può non essere così automatico e chiaro: l'art. 10 prevede che sempre e comunque siano a carico dell'operatore "i costi delle misure di prevenzione che (questi) erano tenuti ad adottare per conformarsi alle disposizioni legislative, regolamentari e amministrative che disciplinano le loro attività, comprese le condizioni di permessi od autorizzazioni": dovrebbe trattarsi di costi di conformità (law compliance) generali che l'operatore non ha sostenuto nell'esercizio dell'attività, ancorché non necessariamente connessi al danno causato o a misure specifiche che avrebbero impedito il manifestarsi del danno.

Quanto alla **riparazione**, la proposta di direttiva ne dà una definizione ampia, ovvero: "qualsiasi azione, o combinazione di azioni dirette a riparare, risanare, sostituire o acquisire l'e-



*quivalente delle risorse e dei servizi naturali danneggiati, comprensiva di quanto segue:*

*a) la riparazione primaria, ossia qualsiasi azione, compreso il ripristino naturale, che riporta le risorse e i servizi naturali danneggiati alla condizione originaria;*

*b) la riparazione compensativa, ossia qualsiasi azione di riparazione intrapresa in relazione a risorse e servizi naturali in un luogo diverso da quello dove dette risorse e servizi naturali sono stati danneggiati e qualsiasi azione intrapresa per compensare la perdita temporanea di risorse e di servizi naturali, dalla data del verificarsi del danno fino al ripristino [ritorno delle risorse e/o servizi naturali danneggiati alle condizioni originarie]"*

La proposta, poi, definisce il "**ripristino**" come "*il ritorno delle risorse e dei servizi naturali danneggiati alle condizioni originarie*" (art. 2, punto 15).

L'adozione delle misure di riparazione spetta, in primo luogo, all'operatore e, in caso di inerzia, all'Autorità competente, con recupero successivo dei relativi costi dall'operatore. L'indicazione delle misure riparatorie adeguate spetta all'Autorità competente, secondo le indicazioni/direttive contenute nell'allegato II: come scelta di fondo, la proposta tende a privilegiare il ripristino rispetto a quantificazioni monetarie, per ragioni che attengono sostanzialmente alla maggiore semplicità delle relative operazioni di stima. Pur con una certa confusione o ripetitività delle definizioni di riparazione e di ripristino, la proposta di direttiva complessivamente segue l'indirizzo per cui vanno scelte le misure di riparazione (primaria/ripristino o compensativa) che rappresentano la soluzione più efficiente, ovvero arrecano la stessa quantità e qualità di vantaggi ambientali al minimo costo: ciò significa che non si pretende sempre e comunque un ripristino delle condizioni originarie, a qualunque costo, bensì si sceglie la misura riparatoria che assicura il miglior risultato al minor costo.

#### *Gli obiettivi della disciplina italiana del danno ambientale*

L'art. 18 della legge 349/86 è fondato su presupposti diversi: le forme di risarcimento del danno ambientale comprendono sia l'aspetto ripristinatorio/restitutorio (come nella proposta di direttiva), sia l'aspetto più direttamente risarcitorio nella forma dell'equivalente monetario o della valutazione secondo equità. Nell'interpretazione corrente, le tre forme di risarcimento non sono alternative, bensì si cumulano: in tal modo è sempre recuperata anche la valutazione equitativa del danno, che, per come è strutturata, contiene elementi spiccatamente punitivi. L'azione, cioè, è stata usata in Italia più che come deterrente (funzione precipua assegnata alla responsabilità ambientale a livello comunitario), come strumento punitivo/repressivo, associato all'indagine sulla colpevolezza del soggetto agente.

L'art. 17 del D. lgs 22/97, invece, è, ancora una volta, più vicino all'approccio comunitario: prescinde dalla colpa, non ha pretese punitive ed ha l'obiettivo di eliminare forme di contaminazione pericolose per la salute e per l'ambiente. L'eventuale danno che non sia eliminabile o eliminato con la bonifica è suscettibile, però, di applicazione dell'art. 18 della legge 349/86, purchè ve ne siano le condizioni (colpa o dolo, violazione di legge o provvedimenti emanati in base a legge).

L'art. 58 del D. lgs 152/99, pur seguendo una procedura iniziale che ricalca l'art. 17 D. lgs 22/97 e pur prevedendo, come forma prioritaria, il risarcimento in forma specifica costituito dalla bonifica, recupera la dimensione punitiva/repressiva dell'art. 18 della legge 349/86. Ciò è confermato anche dai criteri speciali per la determinazione del danno residuale (non eliminabile o non eliminato con la bonifica), nel caso in cui esso non sia quantificabile monetariamente in modo preciso: l'art. 58 non rinvia genericamente a parametri parapenali come l'art. 18 legge 349/86, bensì presume ex lege (salvo prova contraria) che il danno ammonti esattamente alla sanzione (amministrativa o penale) comminata per l'illecito, con apposito meccanismo di conversione della pena detentiva in equivalente monetario.

## 5. Considerazioni a margine, tra obiettivi, procedure e soggetti coinvolti

Molte delle differenze sottolineate tra disciplina italiana attuale e regime comunitario sono dovute al fatto che la proposta di direttiva ha l'obiettivo primario di assicurare la riparazione dei danni ambientali, a prescindere dal fatto che sia l'operatore responsabile o la Pubblica Autorità ad eseguire materialmente e a pagare (o anticipare) le relative spese. La proposta, cioè, non ha obiettivi repressivi, bensì in primo luogo preventivi e restitutori: un regime di responsabilità oggettivo innalza la soglia di attenzione e cautela da parte dei soggetti che svolgono attività a rischio intrinseco; nel momento in cui il danno (o la minaccia imminente di danno) si verifica, diventa prioritario che avvenga comunque una riparazione, anche nel caso in cui un responsabile non venga individuato, per ricostituire il capitale ambientale danneggiato (o in forma primaria, o in forma di risorse naturali o servizi naturali analoghi ed equivalenti).

È ovvio, quindi, che l'impostazione comunitaria sia "distante" dall'azione civile di risarcimento prevista dall'art. 18 della legge 349/86 e sia "vicina" alla procedura di bonifica dell'art. 17 del D. lgs 22/97 e dell'art. 58 del D. lgs 152/99: la proposta comunitaria, infatti, si concentra sulla fase di imposizione e realizzazione della riparazione, e, pur prevedendo il recupero successivo dei costi eventualmente sostenuti dalla PA d'ufficio, non si occupa delle modalità con cui questi costi vengono recuperati (se non nei limiti temporali). L'art. 18 della legge 349/86, invece, tende a porsi a valle dell'accaduto (tipicamente quando è avviato il procedimento penale) ed ha, quanto meno nella prassi, la funzione di "recuperare delle somme di denaro" in aggiunta all'eventuale restituzione in integrum dell'ambiente danneggiato.

Visto in quest'ottica, l'attuazione della direttiva comunitaria tenderà a lasciare all'art. 18 della legge 349/86 un ruolo minore e temporalmente/logicamente successivo al meccanismo comunitario: già oggi la contaminazione rilevante ex art. 17 del D. lgs 22/97 ed ex art. 58 D. lgs 152/99 va, prima di tutto, eliminata con la bonifica, salva l'applicazione dell'art. 18 della legge 349/86 solo per il danno residuo; allo stesso modo, probabilmente, al nuovo regime di responsabilità oggettiva della direttiva dovrà corrispondere un ruolo meramente residuale dell'art. 18, solo per forme di danno giuridicamente rilevante non eliminabili o non eliminate con la bonifica.

Dott. Simone Togni



