

L'ECONOMIA COME SISTEMA APERTO 2

AMBIENTE NATURALE E SOSTENIBILITÀ 2

LE RISORSE NATURALI 2

GLI STRUMENTI DELLA POLITICA AMBIENTALE 2

PERCHÈ INTERVENIRE IN CAMPO AMBIENTALE E

COME SCEGLIERE GLI OBIETTIVI 3

- 1.1 L'inquinamento ottimale: da Pigou a Coase 3
- 1.2 La valutazione monetaria dell'ambiente 8
 - 1.2.1 Valutare il comportamento: *household production* (spese difensive e costo del viaggio) 11
 - 1.2.2 Valutare le preferenze espresse: la valutazione contingente 15
 - 1.2.3 Metodi "oggettivi" di valutazione monetaria 18
 - 1.2.4 Il valore economico totale dei "beni" ambientali 21
 - 1.2.5 L'analisi costi benefici e il problema del tasso di sconto 23
- 1.3 Valutazione, decisioni e conflitti. (PNS, rischio, incertezza, debito ecologico, approccio tradiz...) 40
 - 1.3.1 Introduzione 40
 - 1.3.2 Rischio e incertezza 44
 - 1.3.3 Comparabilità, commensurabilità e valutazione monetaria 50
- 1.4 La valutazione a criteri multipli 56

L'ECONOMIA COME SISTEMA APERTO

AMBIENTE NATURALE E SOSTENIBILITÀ

LE RISORSE NATURALI

GLI STRUMENTI DELLA POLITICA AMBIENTALE

BOZZA RISERVATA NON DIFFONDERE

PARTE QUINTA: LA VALUTAZIONE E GLI OBIETTIVI

PERCHÈ INTERVENIRE IN CAMPO AMBIENTALE E COME SCEGLIERE GLI OBIETTIVI

1.1 L'inquinamento ottimale: da Pigou a Coase

1.2 La valutazione monetaria dell'ambiente

Nell'approccio alla Pigou, la politica ambientale deve fondarsi sulla preliminare determinazione dei livelli socialmente ottimali di inquinamento. Per questo motivo, è necessario stimare il valore economico delle esternalità. A tal fine gli economisti tentano di misurare le preferenze degli individui con il metro monetario e poi le aggregano in modo da poter valutare l'efficienza mediante il principio di compensazione ipotetica alla Kaldor-Hicks. Le diverse misure del benessere del consumatore derivano dalla domanda che questi esprime nei confronti di un certo bene. Tuttavia, quando si affronta la valutazione monetaria dei danni prodotti dalle esternalità o dei benefici ambientali, la stima diviene problematica in quanto non vi sono mercati nei quali i consumatori esprimono la propria domanda.

Per superare questa difficoltà l'economia dell'ambiente utilizza soprattutto due tipologie di approcci: uno usa indagini campionarie in cui si chiedono direttamente all'agente economico le proprie preferenze ponendolo di fronte a ipotetiche situazioni. Il più utilizzato dei metodi di valutazione diretta è quello della **valutazione contingente**. L'altro approccio ottiene indicazioni sulle preferenze dei consumatori in modo indiretto, osservandone il comportamento rispetto a beni di mercato in qualche modo collegati ai beni ambientali da valutare. I principali metodi che si basano sul comportamento dei consumatori, sono da un lato quelli che guardano ai **prezzi edonici**, dall'altro quelli che guardano alla c.d. *household production*, a loro volta distinti in metodo dei **costi di viaggio** e quello delle **spese difensive**. Il metodo dei prezzi edonici si fonda

sull'idea che i prezzi di alcuni beni o servizi sono influenzati dalle condizioni ambientali; quelli di *household production* sul fatto che i consumatori possono modificare gli effetti di beni o di mali ambientali usando beni di mercato attraverso cui producono, "in famiglia", un certo livello di qualità del loro ambiente. Il presente paragrafo mira a dare una rapida panoramica di questi metodi, rinviando il lettore interessato ad approfondire questi metodi ai numerosi manuali specifici in tema della valutazione monetaria.

Prima di proseguire occorre avvertire il lettore che tutti i metodi di valutazione monetaria presentano delle forti debolezze, epistemologiche e pratiche, al punto da farli apparire spesso ridicoli. Tuttavia, essi vanno giudicati per l'uso che di volta in volta ne viene fatto e dal contesto in cui si applicano. Ad esempio, di fronte a comportamenti rischiosi da parte di un'impresa, è importante che questa sia condannata a risarcire i danni qualora si manifestino. In questo caso, la stima del valore di una vita, ad esempio, non è un esercizio astratto e universale, ma ha soltanto una valenza concreta e particolare: mira sia a risarcire le vittime sia a fornire un futuro disincentivo a comportamenti rischiosi o di danno per l'ambiente.

Alla base dei metodi di valutazione monetaria vi sono tre indicatori del benessere del consumatore cui abbiamo accennato nel paragrafo precedente e che sono il surplus del consumatore, la variazione compensativa e la variazione equivalente. Questi indicatori vengono normalmente usati per misurare come varia il benessere del consumatore al variare del prezzo di un bene; quando si impiegano nella valutazione di beni non di mercato, anziché il prezzo si considera la variazione delle condizioni ambientali. Richiamiamo ora questi indicatori.

Il concetto più semplice è il surplus del consumatore. Come è noto, si ipotizza che la relazione tra prezzo e quantità domandata di un bene sia in genere decrescente. Il prezzo di domanda indica il prezzo massimo che il consumatore è disposto a pagare per una particolare unità di prodotto. Come si vede anche dalla Figura 5.6, dato un prezzo P , il consumatore acquisterà Q unità. Sull'ultima unità il prezzo sarà uguale alla sua massima disponibilità a pagare per quell'unità, mentre su tutte le unità precedenti la sua disponibilità a pagare sarebbe maggiore. Pertanto, è come se "guadagnasse" la differenza tra la sua massima disponibilità a pagare e il prezzo. La somma di tutte queste differenze, ovvero l'area compresa tra la curva di domanda e il prezzo, esprime il "*surplus del*

consumatore ovvero il “guadagno” che il consumatore trae dall’acquisto (vedi area tratteggiata della figura 5.7). Per misurare la variazione provocata da un cambiamento di prezzo si può prendere la variazione del surplus.

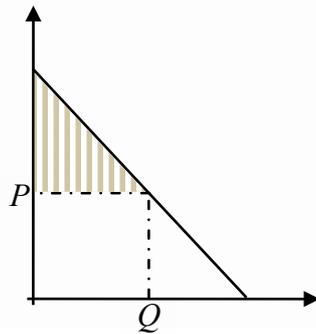


Figura 5.6

Si consideri tuttavia che ciò a cui siamo interessati è il benessere del consumatore che però varia lungo la curva di domanda. Di conseguenza è utile chiedersi quale sarebbe la domanda ipotetica che verrebbe espressa se il reddito venisse modificato (“compensato”) per mantenere il consumatore su un certo livello di utilità nonostante il cambiamento di un prezzo. La risposta a tale quesito conduce al concetto di **domanda compensata**.

Per comprendere perché e come vada modificato il reddito si osservi la figura 5.7 in cui è raffigurato il problema di scelta del consumatore tra due beni, x e y . Supponiamo che il prezzo p_x del bene x aumenti provocando un restringimento del vincolo di bilancio e uno spostamento del punto di ottimo, ad esempio da a a b . Si possono ora immaginare due diverse alternative, la prima in cui l’utilità del consumatore è la stessa di quella iniziale (quella che raggiunge con il paniere a) ma il livello dei prezzi è quello nuovo, la seconda in cui il livello dei prezzi è quello iniziale ma l’utilità del consumatore è quella finale (quella che raggiunge col paniere b). La prima situazione si ottiene incrementando il suo reddito in modo da spostare parallelamente verso l’alto il suo vincolo di bilancio finché questo non sia tangente alla curva di indifferenza iniziale: il consumatore sceglierà il paniere h . La variazione di reddito per far tornare il consumatore al livello di utilità iniziale è detta **variazione compensativa**, VC . In modo analogo si ottiene la seconda situazione: si individua la riduzione di reddito che, per il livello iniziale dei prezzi, rende ottimale

per il consumatore scegliere il paniere h' e dunque raggiungere l'utilità finale. La variazione di reddito in questo caso si chiama **variazione equivalente**, VE , ovvero il cambiamento di reddito che equivale, in termini di utilità, al cambiamento dei prezzi. Ovviamente, qualora il prezzo di un bene aumentasse, la variazione compensativa sarebbe negativa e quella equivalente positiva.

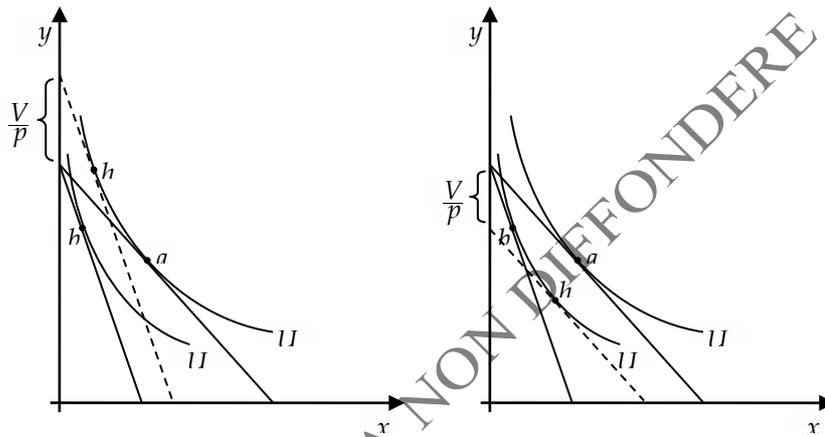


Figura 5.7

Facendo variare dunque il reddito per mantenere il consumatore a un certo livello di utilità, si ottengono le domande compensate $h_x(x, U_0, p_y)$ oppure $h_x(x, U_1, p_y)$. Vediamo ora come queste abbiano, per i beni normali¹, un'inclinazione maggiore della domanda ordinaria. Consideriamo $h_x(x, U_0, p_y)$ e osserviamo che il punto per il quale il reddito M consente di raggiungere l'utilità U_0 al livello di prezzo iniziale del bene x pari a p_0 appartiene sia alla domanda ordinaria che a quella compensata - il punto A della Figura 5.8. Per un prezzo più elevato, ad esempio pari a p_1 , la domanda ordinaria si ridurrà, ad esempio al livello x_B ; in quel punto il consumatore si troverà a godere di un'utilità minore e dovrà, per raggiungere l'utilità iniziale, ricevere una compensazione di reddito. Avendo ipotizzato che i beni siano normali, il maggior reddito condurrà a

¹ Un bene è normale quanto la relazione tra la sua domanda e il reddito del consumatore è positiva.

una maggior domanda del bene, ad esempio x_C . Di conseguenza il punto C appartiene alla domanda compensata. Ripetendo lo stesso ragionamento per tutti i livelli di prezzo otteniamo la domanda compensata $h_x(x, U_0, p_y)$ che dunque risulta aver pendenza maggiore della domanda ordinaria. La domanda compensata riferita al livello finale di utilità $h_x(x, U_1, p_y)$ si ottiene in modo analogo e passa, ad esempio, per i punti B e D della Figura 5.8

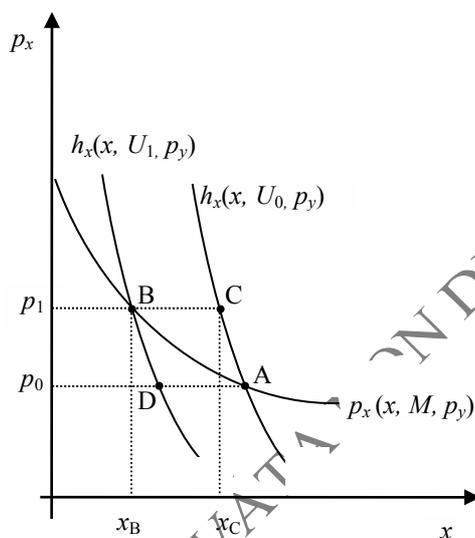


Figura 5.8

Ottenute le curve di domanda compensata, analogamente a quanto si fa per il surplus, la variazione del benessere provocata da un cambiamento dei prezzi è misurata dalla variazione dell'area sottesa alla domanda compensata. Se la domanda compensata è riferita all'utilità iniziale, otteniamo la c.d. variazione compensativa, se è riferita all'utilità finale otteniamo la c.d. variazione equivalente. Nella figura 5.8 si possono osservare le tre possibili misure della variazione di benessere associate a un peggioramento delle condizioni del consumatore, ovvero ad un aumento del prezzo di un bene, il bene x . La variazione equivalente è pari $p_0 p_1 BD$, il surplus del consumatore pari a $p_0 p_1 BA$, la variazione compensativa a $p_0 p_1 CA$.

Per adattare i concetti ora esposti all'analisi dei beni non di mercato, inclusi quelli ambientali, basta riesporre il ragionamento in termini di un ipotetico danno ambientale anziché di un aumento di prezzo.

Immaginiamo che l'utilità di un consumatore dipenda dal suo reddito, M , e da un certo livello iniziale di qualità del proprio ambiente, E_0 . Sia I un impatto negativo che riduce la qualità ambientale. Consideriamo due situazioni alternative, nella prima il consumatore deve pagare una certa cifra se vuole evitare l'impatto, nella seconda l'attività che produce l'impatto viene posta in essere solo se il consumatore dà il suo consenso.

Per stimare il valore economico per il consumatore dell'impatto ci chiediamo quale sia la massima somma che, trovandosi nella prima situazione, è disposto a pagare per evitare il cambiamento - la c.d. disponibilità a pagare, DAP, (*willingness to pay*, WTP). E' chiaro che gli converrà pagare una certa somma P se l'utilità derivante congiuntamente dal minor reddito e dalla migliore qualità dell'ambiente è superiore all'utilità in presenza dell'impatto; ovvero quando

$$U(M-P, E_0) > U(M, E_0-I)$$

La massima somma P che l'individuo è disposto a pagare è quella che eguaglia i due termini della precedente equazione. P è dunque l'analogo della variazione equivalente che, quando è riferita ai beni non di mercato, si chiama *surplus equivalente*, SE. Si tratta della variazione di reddito che mantiene il consumatore al livello di soddisfazione "finale", $U(M, E_0-I)$, - quello che avrebbe se avvenisse il cambiamento,

Nella seconda situazione, ci chiediamo quale sia la somma minima che l'individuo è disposto ad accettare per non opporsi al cambiamento la c.d. disponibilità ad accettare, DAA, (*willingness to accept*, WTA): il consumatore accetterebbe l'impatto se l'utilità derivante congiuntamente dal reddito M integrato dalla compensazione C e dalla peggiore qualità dell'ambiente, è superiore all'utilità iniziale, ovvero quando

$$U(M+C, E_0-I) > U(M, E_0)$$

La minima somma C che induce il consumatore ad accettare il cambiamento è quella che eguaglia i due termini. C è dunque l'analogo della variazione compensativa, detto *surplus compensativo*, SC. Si tratta della variazione di reddito che compensa il consumatore in modo da mantenerlo al livello di soddisfazione iniziale, $U(M, E_0)$.

In conclusione, quando si valuta un danno, la DAP misura il surplus equivalente e la DAA il surplus compensativo. Queste due diverse misure monetarie presuppongano una diversa assegnazione dei *diritti di proprietà*. La DAA esprime quanto un consumatore vorrebbe ricevere come compensazione per un certo danno, presupponendo che il bene (qualità ambientale) che il consumatore cede sia di sua proprietà. Se invece usiamo la DAP si presuppone al contrario che il consumatore non abbia la proprietà del bene.

Quando si valuta un beneficio, anziché un danno, la situazione è opposta: in questo caso infatti l'utilità iniziale, che è il riferimento per calcolare il surplus compensativo, è peggiore di quella finale e dunque il consumatore sarebbe disposto a pagare per ottenere dei miglioramenti. Pertanto, nella stima di un beneficio la DAP misura il surplus compensativo, mentre la DAA misura il surplus equivalente.

Valutare il comportamento: il metodo dei prezzi edonici

L'idea su cui poggia il metodo dei prezzi edonici è che il prezzo che un individuo è disposto a pagare per un bene dipende dall'insieme delle caratteristiche che questo possiede; il prezzo di un'abitazione sarà, ad esempio, influenzato non solo dal numero dei vani, ma anche dalla distanza dal centro, dalla silenziosità, dalla presenza di aree verdi, dal tipo di quartiere, ... Nella misura in cui le caratteristiche sono quantificabili in qualche modo, sarà possibile stimare una funzione di domanda che le metta in relazione con il prezzo, ottenendo la c.d. funzione di prezzo edonico. Si noti che lo stesso metodo può applicarsi alla remunerazione dei fattori produttivi, il lavoro, ad esempio.

In termini formali possiamo dire che il prezzo di mercato di un bene, per esempio di un'abitazione, x , è funzione dei valori che assumono una serie di variabili, q_i :

$$p_x = f(q_1, \dots, q_n)$$

Se superiamo gli enormi problemi pratici della selezione delle variabili adeguate (proprie del bene abitazione e delle caratteristiche della zona in cui si trova) e della migliore forma funzionale, otterremo una relazione funzionale del tipo $p = g(q_e)$, dove q_e rappresenta la variabile della "qualità ambientale" e dove si suppongono costanti tutte le altre variabili. E' bene sottolineare come ciò che si ottiene non è la curva di domanda individuale bensì quella di mercato, la cui pendenza, dp/dq_e rappresenta il *prezzo implicito* della variazione della caratteristica ambientale. Solo per semplicità nel grafico superiore della figura 5.10 abbiamo ipotizzato questa relazione come lineare, $p = 1.5q_e$. Nella parte inferiore della figura abbiamo disegnato il prezzo implicito della variazione e la disponibilità marginale a pagare per il singolo individuo; nel punto di ottimo individuale le due curve si intersecano, ad esempio per $q_e^* = 10$. Quando avviene un deterioramento ambientale il prezzo scenderà; se ad esempio la qualità ambientale scende a $q_e^* = 6$ il prezzo passerà da 15 a 9, variazione che è rappresentabile anche dall'area punteggiata della parte inferiore della figura 5.9 che è appunto pari a 6 unità monetarie. La variazione di prezzo area punteggiata, tuttavia, sottostima la vera perdita di benessere: se

l'individuo non ha la possibilità di spostarsi in un altro luogo², la sua perdita di benessere sarà misurata dall'area sotto la propria disponibilità marginale a pagare compresa tra i due livelli di q_e la somma dell'area punteggiata e quella a tratteggio verticale. Dato che gli individui differiscono, una corretta stima dovrebbe fare riferimento alle funzioni individuali relative alla disponibilità marginale a pagare, impresa impossibile su larga scala.

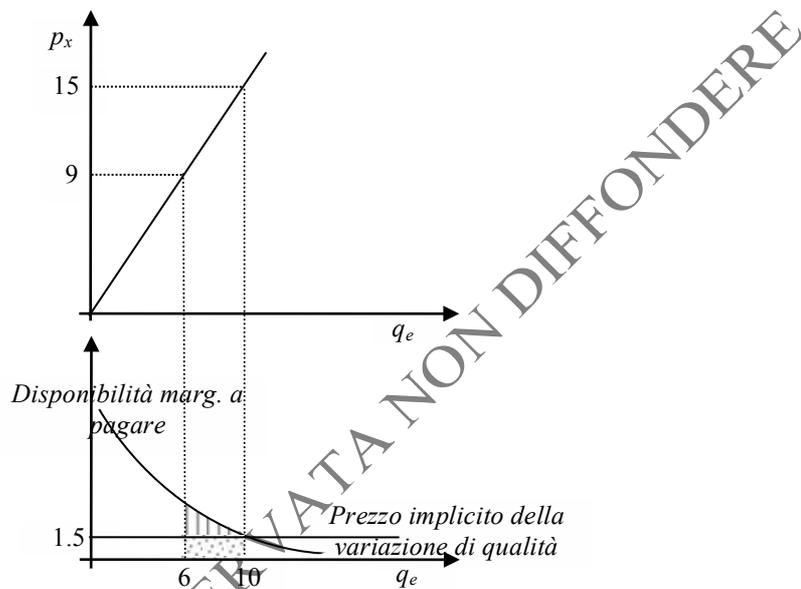


Figura 5.9

Nel passaggio dalla semplice idea che sta alla base del metodo alla sua realizzazione pratica si incontrano, oltre alla difficoltà sul campo dell'analisi, anche diversi problemi di natura concettuale tra cui il più importante riguarda il fatto che i soggetti da cui dipende la valutazione sono soltanto coloro che partecipano a quel mercato immobiliare: da un lato la reazione del mercato (e quindi la valutazione) sarà assai differente a seconda delle condizioni economico-sociali prevalenti nel quartiere, dall'altro non vengono considerate le preferenze di altri soggetti interessati

² Se invece l'individuo potesse, traslocando, trovare un'abitazione di qualità x_1 al prezzo p_1 , il danno sarebbe rappresentato da tutti i costi associati al cambio "forzato" di abitazione.

alla qualità ambientale del luogo, come coloro che lavorano o studiano nella zona o coloro che la visitano.

1.2.1 Valutare il comportamento: *household production* (spese difensive e costo del viaggio)

I consumatori possono impiegare beni di mercato per godere di beni ambientali o contrastare gli effetti di mali pubblici. Possono, ad esempio, affrontare delle spese di viaggio e impiegare del tempo per visitare un parco naturale ad accesso libero, come anche insonorizzare l'abitazione per contrastare l'inquinamento acustico. In termini formali si può pensare ad una funzione di utilità in cui fanno parte sia beni di mercato, x_i , che beni non di mercato, q_j , il cui ammontare è tuttavia determinato da beni di mercato che il consumatore può acquistare, $U(x_1, x_2, \dots, x_i, \dots, x_n; q_1(x_{n+1}), q_2(x_{n+1}), \dots)$. La quantità delle variabili q viene così ad essere "prodotto in casa".

Il caso delle *spese difensive*, almeno per un'esposizione introduttiva, è semplice. La valutazione si basa sul calcolo della spesa ipoteticamente necessaria per "neutralizzare" in qualche modo il danno prodotto da un peggioramento dello stato dell'ambiente. Per esempio, un aumentato traffico urbano può accelerare il deterioramento di un edificio, imponendo una manutenzione più frequente, oppure generare un inquinamento acustico che richiede l'installazione di vetri insonorizzanti. Il problema è tuttavia nel chiarire che cosa si intenda con il termine "neutralizzare". In teoria si dovrebbero stimare le spese necessarie a riportare l'individuo al livello di benessere precedente il cambiamento ambientale. Alcuni casi sono semplici in quanto si può ipoteticamente ripristinare la situazione oggettiva precedente (la pulizia della facciata di un edificio). Sono tuttavia situazioni abbastanza rare: una persona rinchiusa in un *bunker* non sentirà alcun rumore, ma la situazione sarà ben diversa dal poter vivere in una casa normale senza dovere sopportare rumori molesti. In ogni caso, i costi ipotetici da sostenere per risolvere determinati problemi non sono in relazione diretta con la perdita di benessere.

Si potrebbero inoltre rilevare non le spese difensive ipotetiche bensì quelle effettivamente sostenute. Si deve tuttavia osservare che le spese difensive effettive sottostimano il danno se consideriamo la perdita di benessere. Infatti, se prendiamo come punto di partenza il benessere in assenza del danno e si ricava il surplus compensativo è facile dimostrare che questa misura di benessere è superiore alle spese difensive effettive; il motivo intuitivo è che il consumatore non tornerà, a meno che abbia

preferenze molto particolari, allo stesso livello di “qualità” ambientale in quanto ciò implicherebbe una riduzione non ottimale (eccessiva) degli altri beni consumati.

Il cosiddetto “metodo del costo del viaggio” (*travel cost method*) viene utilizzato per stimare il valore monetario di spazi naturali aventi fini ricreativi. La conservazione di queste aree comporta costi monetari a carico delle autorità e costi opportunità derivanti dal fatto che si lascino questi spazi come riserva. L’origine del metodo risale al 1947 quando il Servizio Nazionale dei Parchi Nazionali degli Stati Uniti si rivolse a dieci esperti affinché proponessero delle misure per il valore dei parchi in gestione. L’idea suggerita da uno degli esperti, l’economista Harold Hotelling, si fonda sul fatto che per fruire di questi beni, il consumatore debba recarsi presso di essi (*outdoor recreation*). Anche quando l’ingresso al parco è gratuito esiste dunque una disponibilità a pagare rappresentata dal tempo (e dai relativi costi opportunità) e dalle risorse impiegate per il viaggio. La stima di tali costi può pertanto essere considerata una misura di parte del suo valore di uso sociale derivanti dalla conservazione dell’area.

Uno degli aspetti rilevanti nella stima è il fatto che i visitatori provengono da distanze molto diverse. I costi del viaggio sono determinati dal carburante e dall’ammortamento del veicolo o, se si usa un mezzo pubblico, dal prezzo del biglietto, dal costo opportunità del tempo del viaggio e dal biglietto, se presente. Calcolare il costo opportunità del viaggio non è banale in quanto richiederebbe la conoscenza del reddito cui il consumatore rinuncia a causa del viaggio. L’idea pertanto è di partire dal costo totale e dal numero delle visite per tutti i visitatori, in modo da ottenere una funzione di domanda. Il metodo migliore sarebbe quello di stimare delle funzioni di domanda individuali in base sia al costo di viaggio che ad altre variabili individuali rilevanti, quali il livello di reddito, l’esistenza o meno di spazi naturali simili vicino al luogo di residenza, l’età, l’appartenenza o meno ad associazioni ambientaliste, eccetera. Avere questi dati, tuttavia, è difficile, costoso e richiede un lungo tempo di indagine, anche perché necessita di un campione ampio di visitatori. Pertanto, spesso si preferisce svolgere un’analisi più semplice che si basa sulle zone di provenienza dei visitatori che devono sostenere costi medi diversi per raggiungere il parco. Questo approccio, che segue il suggerimento di Hotelling e è noto anche come il modello di Clawson-Knetsch dal nome degli studiosi che lo resero operativo negli anni ’50.

Il primo passo consiste nel rilevare la provenienza dei diversi visitatori del parco (ad esempio possiamo chiedere loro il codice di avviamento postale). Si deve poi conoscere, per ciascuna area di provenienza, la popolazione residente e il relativo costo di viaggio. Sulla base dei dati raccolti si può poi fare uno studio econometrico e stimare la relazione tra il numero di visite per abitante, v , e il costo del viaggio, c . Vediamo ora un esempio fittizio in cui, per semplicità, supponiamo che le zone siano soltanto cinque. I dati sono riportati nella tabella 5.1, incluso il numero di visite per abitante che, come si nota, è via via decrescente maggiore quanto più si abita lontano dal parco. Nel nostro esempio abbiamo costruito la domanda come una relazione lineare $v=3-0.3c$. Si immagini che la relazione stimata valga anche quando al costo di viaggio si sommi un eventuale biglietto di ingresso, b , ovvero $v=3-0.3(c+b)$, ipotizzando che la propensione a visitare il luogo dipenda solo dai diversi costi di viaggio (ovvero dalla distanza) e che gli abitanti delle diverse zone non differiscano per quanto riguarda la distribuzione di altre variabili rilevanti (come il livello di reddito o le preferenze). Questo implica che la domanda di visite per abitante di ciascuno dei cinque gruppi differisca solo per il costo di viaggio, che sia cioè pari a $v_i=3-0.3c_i-0.3b$. Per esprimere la relazione in termini di visite totali (espresse con la V maiuscola) dobbiamo moltiplicare v per le migliaia di abitanti del gruppo.

Tabella 5.1

| Zona di provenienza | Abitanti | N° di visite annuali | N° di visite per abitante | Costo del viaggio (€) | Stima del n. di visite per ab. |
|---------------------|----------|----------------------|---------------------------|-----------------------|--------------------------------|
| 1 | 10 000 | 26861 | 2,686 | 1 | 2,7 |
| 2 | 70 000 | 125312 | 1,790 | 4 | 1,8 |
| 3 | 10 000 | 12111 | 1,211 | 6 | 1,2 |
| 4 | 20 000 | 18005 | 0,900 | 7 | 0,9 |
| 5 | 120 000 | 72285 | 0,602 | 8 | 0,6 |

Per il gruppo 1, ad esempio, abbiamo

$$V_1=10000(3-0,3c_1-0,3b)=30000-3000-3000b,$$

che assume valori non negativi positivi solo quando $b \leq 9$; occorre pertanto imporre $V_1=0$ per $b > 9$. In modo analogo si procede per gli altri gruppi. Si ottengono dunque le seguenti funzioni di domanda per ciascun gruppo:

$$V_1 = 27000 - 3000 b \quad \forall b \leq 9$$

$$V_2 = 126000 - 21000 b \quad \forall b \leq 6$$

$$\begin{aligned}
 V_3 &= 12000 - 3000 b & \forall b \leq 4 \\
 V_4 &= 18000 - 6000 b & \forall b \leq 3 \\
 V_5 &= 72000 - 36000 b & \forall b \leq 2
 \end{aligned}$$

A questo punto si può ricavare la relazione tra domanda aggregata di visite, V , e l'ipotetico prezzo del biglietto di ingresso. Quando $b=9$ la domanda è zero, $V=0$. Quando $6 \leq b < 9$ esprimono una domanda solo i consumatori del gruppo 1 cosicché $V=V_1$. Quando $6 < b \leq 4$ si ha $V=V_1+V_2$, ovvero $V=153000-24000b$ e così via. Invertendo le relazioni, ovvero considerando b come variabile dipendente, si può disegnare (Figura 5.10) la relazione tra prezzo di ingresso e domanda di visite al parco. Il *surplus del consumatore* per un prezzo pari a zero, ovvero l'area al di sotto della curva di domanda, rappresenta la stima monetaria del valore del parco naturale che si ottiene con il metodo dei costi di viaggio.

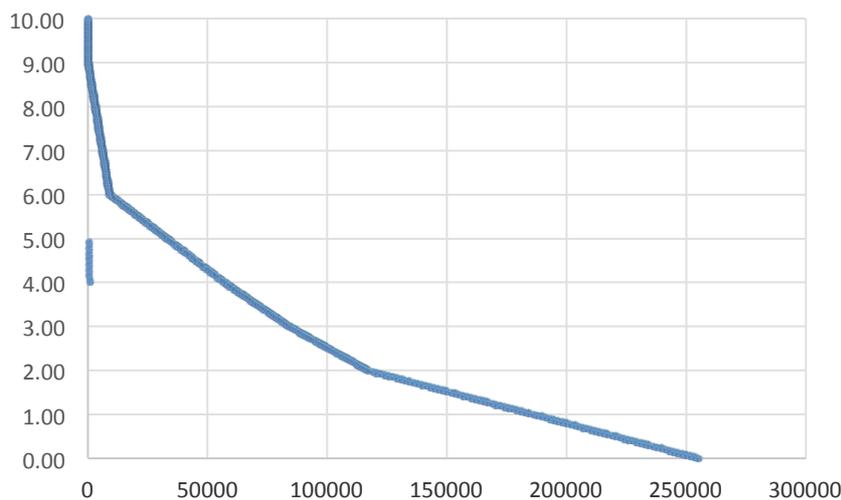


Figura 5.10: la relazione stimata tra prezzo del biglietto e domanda di visite al parco

Benché il metodo del costo del viaggio per valutare spazi naturali presenti diversi vantaggi (per esempio ha un carattere più oggettivo rispetto alla valutazione basata su domande circa la disponibilità a pagare), può dar luogo a risultati paradossali. Aree naturali ben conservate, ma situate in luoghi molto lontani, potrebbero avere pochi visitatori e dunque ricevere una valutazione inferiore rispetto a un parco che, per la sua

migliore accessibilità riceve moltissime visite. Inoltre, l'oggettività del metodo potrebbe essere solo apparente. Infatti, quando si voglia contabilizzare l'elemento fondamentale del costo – il tempo – ci si scontra con un tema molto dibattuto e sul quale i ricercatori danno risposte assai diverse. Dobbiamo contare il tempo dello spostamento o anche quello della visita? Inoltre, se un turista, per esempio, visita il parco nazionale di Timanfaya nell'isola di Lanzarote, qual è il tempo rilevante? Quello dello spostamento da luoghi forse molto lontani dall'isola? Quello di arrivare al parco una volta scesi sull'isola, quando forse non si sarebbe andati a visitarla senza sapere di questo parco? In altre parole, come trattare i viaggi che hanno scopi multipli?

1.2.2 Valutare le preferenze espresse: la valutazione contingente

I metodi che abbiamo visto finora valutano le preferenze in base al comportamento dei consumatori. Esaminiamo ora la cosiddetta valutazione contingente, una metodologia di valutazione monetaria che usa informazioni dichiarate direttamente dagli interessati per comprendere quale sarebbe la loro valutazione e il loro comportamento se il bene in esame esistesse sul mercato - ovvero condizionale all'esistenza del mercato, da cui il termine di *contingent valuation*. Il metodo, che ha un ampio campo di applicazione, include la valutazione monetaria che ciascun soggetto attribuisce a un certo bene: non misura pertanto solo il valore d'uso, ma qualsiasi attributo ritenuto da questi importante. In linea di principio, il metodo potrebbe essere applicato non solo ai problemi ambientali locali, ma anche a quelli globali, tuttavia, quanto più è localizzato il problema, tanto più vicini nel tempo gli effetti, e più circoscritto il campo delle alternative (quando si tratti di scelte), e tanto più affidabili ci si può attendere che siano le valutazioni espresse dagli intervistati.

La principale domanda che si rivolge al consumatore negli studi di valutazione contingente riguarda la loro disponibilità a pagare o ad accettare, la DAP o la DAA. Il punto di partenza è dunque la realizzazione di un questionario rivolto alla popolazione coinvolta. Per ovvi motivi di costi, viene svolta un'indagine campionaria, cioè su campione selezionato secondo adeguati metodi statistici; la situazione che si vuole correggere, o il bene ambientale che si vuole preservare, vengono descritti agli intervistati e poi si chiede, seguendo varie modalità alternative, la DAP o la DAA dopo aver specificato un "veicolo" concreto di pagamento (per esempio, un aumento della tariffa dell'acqua o una nuova imposta comunale).

Parte del successo del metodo della valutazione contingente proviene dal pronunciamento in favore della sua utilizzazione da parte di una commissione nominata dall'amministrazione statunitense nella causa contro la ExxonMobil per il disastro ambientale causato dall'incidente occorso alla petroliera Exxon-Valdez in Alaska nel 1989. Un altro esempio reale riguarda Barcellona, quando, prima dei Giochi Olimpici del 1992, si evidenziò la necessità di costruire un'autostrada periferica per facilitare il crescente traffico di automobili. Le possibili alternative erano quella di far correre queste autostrade in superficie in zone urbane molto popolate (relativamente poco costoso, ma rumoroso e fastidioso) oppure quella di costruirla, attraverso nuove gallerie, sottoterra (molto caro, in termini crematistici). Il Comune, senza condurre alcuno preliminare studio di analisi costi-benefici, pianificò alcune zone sotterranee (nei quartieri ricchi, come Padralbes) e altre a cielo aperto (come nel caso di Nou Barris, un quartiere operaio). Furono le proteste popolari che indussero l'amministrazione a modificare il progetto iniziale e costruire gallerie in tratti non previsti. Parallelamente, però, esisteva uno studio di valutazione contingente secondo il quale la diponibilità a pagare degli abitanti di Nou Barris affinché il passaggio fosse sotterraneo (e il progetto includesse una serie di miglioramenti per il quartiere) era di 44.000 pesetas (circa 265 €) a persona, per un valore totale di 3.650 milioni di pesetas (considerata una popolazione di 83.000 persone), valore superiore al costo aggiuntivo di 3.000 milioni che richiese la modifica del progetto.

La valutazione contingente presenta una serie di problemi, spesso noti come "distorsioni", (*bias*).

1. Vi sono innanzitutto distorsioni legate alla struttura dell'intervista.

La distorsione informativa riguarda il fatto che le risposte dipendono da che cosa e come si presenta il caso agli intervistati e dal modo con cui viene presentata (per esempio, se si presentano dati concreti sulle malattie attribuibili ad un problema ambientale).

La distorsione del punto di partenza è relativa alle forti differenze dei valori rilevati che derivano dal diverso modo con cui si chiede la disponibilità monetaria. Talvolta si chiede se l'individuo pagherebbe un certo valore, in altri casi si usa una sorta di meccanismo di asta: si inizia con un certo valore (pagherebbe più di un certo ammontare di euro?) che, se la risposta è positiva, viene progressivamente aumentato; lo stesso meccanismo può essere utilizzato al ribasso, partendo da un valore elevato che viene via via ridotto; in altri casi si chiede un valore senza dare punti di riferimento, o ancora si fa scegliere nell'ambito di intervalli monetari assegnati.

Le risposte sono molto sensibili anche al *mezzo di pagamento* scelto.

2. Una distorsione importante (almeno in linea di principio dato che nella pratica sembra modesta) è dovuta comportamenti “strategici”: per esempio, se gli intervistati sanno che in realtà non pagheranno, però pensano che la loro risposta influirà sulla decisione, possono manifestare una DAP maggiore di quella reale o, al contrario, se sanno che gli verrà fatta pagare la somma che indicano, possono fingere di mostrare indifferenza per agire come *free rider*³.

3. È poi molto evidente la distorsione relativa alla differenza tra una parte e il tutto (*part-whole bias*) noto anche come errore dell’inclusione (*embedding effect*) che è stato messo in luce da Kahneman e Knetsch a partire dai risultati empirici di uno studio di valutazione contingente⁴. In un’indagine per la valutazione del valore attribuito alla conservazione di un parco naturale, possiamo impostare l’analisi in diversi modi. Innanzitutto si potrebbe domandare direttamente la disposizione a pagare per quel parco (P), ottenendo la risposta P_A. Si potrebbe però usare anche

³ C’è la possibilità di elaborare domande e meccanismi di pagamento che incentivino a dire la verità (come l’imposta di Clarke-Groves. Uno dei problemi è che la sua formulazione è troppo complicata per essere utilizzata nei questionari nella pratica.

⁴ D. Kahneman y J. L. Knetsch, “Valuing public goods: The purchase of moral satisfaction”, *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 22, n.m. 1 (1992), pp. 57-70. Este artículo, uno de cuyos autores (Kahneman) recibió el premio Nobel de economía, fue publicado en una revista neoclásica de economía ambiental, aunque era particularmente inusual para esta tradición como revela la significativa actitud de la revista, según explica Clive Spash (C. Spash, “Social Ecological Economics: Understanding the Past to See the Future”, *American Journal of Economics and Sociology*, vol. 70, n.m. 2 (2011), pp. 340-375). Después del proceso de evaluación, el artículo apareció simultáneamente con una crítica encargada por el editor (V. K. Smith, “Arbitrary Values, Good Causes, and Premature Verdicts”, *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 22, n.m.1 (1992), pp. 71-89) junto a una réplica de los autores (D. Kahneman y J. L. Knetsch, “Contingent Valuation and the Value of Public-Goods: Reply”, *Journal of Environmental Economics and Management*, vol.22, n.m.1 (1992), pp. 90-94). Cuando la revista publicó una segunda crítica, el editor (Ron Cummings) rechazó dar a los autores la oportunidad de replicar para defender su trabajo. Spash comenta: “irónicamente, el artículo pronto se convirtió en el más citado de la revista y sigue siendo así desde entonces”.

un disegno sperimentale alternativo (B) e chiedere la DAP prima per tutti i parchi della nazione e poi per quel parco specifico, ottenendo le risposte T_B e P_B per le quali varrà ovviamente $T_B > P_B$ in quanto l'individuo è consapevole che il valore del parco in esame è solo una parte del valore di tutti i parchi della nazione. Un terzo disegno sperimentale (C) potrebbe domandare la DAP prima per la natura in generale (N) poi per i tutti parchi naturali della nazione (T) e infine per il parco specifico (P) ottenendo una sequenza decrescente $N_C > T_C > P_C$.

Per via dell'effetto *embedding* l'evidenza empirica mostra che i valori espressi nella prima risposta sono all'incirca gli stessi, ovvero che $P_{1A} = T_{1B} = N_{1C}$. Questo esito sembra suggerire che più esprimere le proprie preferenze concrete per un bene ambientale, gli interpellati rispondano con una generica DAP la conservazione della natura. Quello che interessa di più in questa sede è che la valutazione data per il parco cambia a seconda del disegno sperimentale, avendo in questo caso $P_A > P_B > P_C$. Come sottolineano gli autori dello studio, benché siano molte le possibili interpretazioni e le possibili correzioni, è chiaro che le analisi di valutazione contingente sono estremamente sensibili rispetto al modo concreto con cui sono costruite risultando così caratterizzate da alti gradi di arbitrarietà.

Infine, dobbiamo ricordare anche che le differenze che si riscontrano nella pratica tra DAP e la DAA (che corrispondono rispettivamente alla *variazione equivalente* e alla *variazione compensativa*) sono maggiori di quanto ci si aspetterebbe in teoria; in particolare le differenze molto grandi anche per quei beni che presentano una bassa elasticità rispetto al reddito.

1.2.3 Metodi "oggettivi" di valutazione monetaria

Fondare la valutazione solo sulle preferenze non solo non è una necessità logica, ma comporta anche ignorare il fatto che gli individui non possiedono né informazione perfetta né infinite capacità di elaborarla. Di molti impatti, ad esempio, non abbiamo piena consapevolezza: se i lavoratori e coloro che abitano vicino ad una fabbrica di amianto non sanno che questa minaccia la loro salute, non possono attribuire valore alla contaminazione! Per ovviare a questo problema, esistono metodi di valutazione "oggettivi" con i quali si cerca prima di stimare la relazione oggettiva tra l'impatto e i suoi effetti, e poi di valutare questi ultimi. Tra gli effetti oggettivi vengono incluse, da un lato, le attività economiche colpite e, dall'altro, la qualità della vita e gli effetti sulla salute.

Per quanto riguarda **le attività economiche**, si cercano di stimare i costi indotti dagli impatti ambientali e il punto di riferimento è in genere il prezzo dei beni e servizi colpiti: se la perdita di superficie forestale aumenta la probabilità di inondazioni, si valutano gli effetti in termini di perdite agricole o di infrastrutture; oppure, se il degrado ambientale di un'area diminuisce le entrate turistiche, si calcolano le perdite conseguenti. In una ricerca sugli effetti delle emissioni industriali di fluoro nelle Asturie (in particolare dell'industria di alluminio) si calcolarono perdite per 50 milioni di *peseta* all'anno⁵ dovute al fatto che le emissioni di fluoro inquinano i pascoli provocando nei bovini la malattia nota come fluorosi. Al tempo stesso, si possono stimare anche i benefici prodotti da una certa attività inquinante per comprendere quale sarebbe il costo opportunità della sua cessazione, individuando così quale ammontare minimo di benefici ambientali renderebbe non efficiente l'attività stessa.

Per quanto riguarda gli **effetti sulla qualità della vita** della popolazione, a volte il costo indotto si calcola mediante le spese "difensive" necessarie a ripristinare ipoteticamente la situazione originaria in senso oggettivo e non rispetto al benessere (ad esempio i doppi vetri in una abitazione per riportare il rumore al livello precedente). Due sono le ovvie criticità del metodo: innanzitutto i costi del ripristino non sono in relazione diretta con l'importanza del problema, in secondo luogo, spesso non è possibile ripristinare con delle somme monetarie la situazione iniziale in termini di benessere.

Ancor più problematico è stimare **l'influenza sulla salute umana** (morbilità e mortalità) di molti cambiamenti ambientali. La prima difficoltà consiste nel determinare, mediante studi epidemiologici, le relazioni causa-effetto tra una variabile ambientale e la salute umana che permettano di arrivare ad affermazioni del tipo: un aumento di $x\%$ di tale inquinante provocherà tante morti e tanti casi di malattia in più⁶. Questa difficoltà dipende dalla molteplicità dei fattori che incrementano il rischio di malattie cosicché diviene difficile separare il contributo di un inquinante specifico; inoltre, gli effetti si rendono spesso evidenti nel lungo periodo e non nel breve. Malgrado le difficoltà, studi di questo tipo sono un elemento imprescindibile per qualsiasi politica ambientale.

Tuttavia, i problemi concettuali diventano spesso insormontabili quando si vuole convertire queste informazioni in termini monetari. Come

⁵ Si veda D. Azqueta, *Valoracion Economica de la Calidad Ambiental*, Mc Graw Hill, 1994.

⁶ Si veda la discussione nel libro di Azqueta citato nella nota precedente.

si è soliti valutare la salute e la vita umana? Nel caso della morbidità si approssimano i costi mediante le spese sanitarie che essa genera - cosa che rappresenta una sottovalutazione del costo totale non tenendo conto della sofferenza delle persone. Talvolta si stima il numero di giorni di lavoro persi a causa dell'aumento delle malattie (e a volte, cosa ancora più difficile, si stima la perdita di produttività dovuta allo scarso rendimento quando non si sta bene) valutandoli in relazione al salario percepito; questo significa considerare le persone solo come "macchine produttrici" (tendenza che è confermata dall'uso del termine "capitale umano") e comporta attribuire un valore minore alle malattie che colpiscono i soggetti con salari più bassi. Come considerare poi i ritirati dal lavoro (pensionati)?

Per quanto riguarda la vita umana i due metodi proposti dagli economisti sono il metodo del capitale umano e quello del salario edonico. Il primo dà un valore alla "vita umana" calcolando il **capitale umano** che si perde, misurato come il valore attualizzato dei salari futuri della persona (che si suppone rappresentino la produttività marginale del lavoratore). In base a tale criterio, la vita umana ha un valore economico maggiore o minore a seconda del posto di lavoro e delle prospettive di carriera di ogni lavoratore; inoltre la vita di chi è inabile al lavoro o di chi si è ritirato dalla vita attiva non ha valore economico.

Il metodo dei **salari edonici** è un'applicazione del metodo dei prezzi edonici visto prima. L'idea è di capire quale valore assegni il mercato a un maggior rischio lavorativo. A tal fine si stima una funzione dei salari che dipenderà in generale da una serie di variabili (il sesso, l'età, il livello di istruzione, l'esperienza lavorativa, il grado di sindacalizzazione del settore economico) incluso il rischio lavorativo (misurato da qualche indicatore di incidenti sul lavoro). Un valore significativo e maggiore di zero del coefficiente stimato per il rischio lavorativo indica la misura in cui a un maggiore salario corrisponde un maggior rischio lavorativo. Se risulta, per esempio, che un aumento della probabilità di morire di uno su duemila durante un anno comporta un maggior salario annuale di 1200€, il valore della vita umana implicito (si dice a volte della "vita statistica") è pari a 2 400 000€. Infatti a fronte del maggior salario, morirà (in media) un operaio su duemila, cosicché per ottenere il valore statistico della vita occorre moltiplicare il premio per il rischio che riceve ciascuno per duemila. Occorre notare, tuttavia, che il metodo poggia su alcune ipotesi poco verosimili, tra cui il fatto che si suppone che i lavoratori possiedano informazioni sulle probabilità di rischio di ogni professione e che, a parità di età e di qualificazione, decidano liberamente tra differenti posti di

lavoro, di modo che tutti debbano essere ugualmente desiderabili. In realtà, benché esistano premi per il rischio in alcuni impegni, in generale i soggetti con peggiori possibilità di lavorare (quelli che stanno alla fine della “coda lavorativa”) devono accettare, allo stesso tempo, maggiori rischi sul lavoro e minori salari in quanto mancano loro altre opportunità. Inoltre, accettare un rischio maggiore – che sicuramente non si conosce – cambio di 1200€, non significa che un individuo accetti di morire per 2,4 milioni di euro.⁷

Nella pratica, un punto di riferimento frequente sono gli indennizzi che vengono pagati dalle compagnie di assicurazioni o fissati nei processi. Evidentemente la questione è con quali criteri i giudici o le compagnie di assicurazione stabiliscono tali indennizzi e per quali motivi il valore crematistico della vita umana sia così diverso a seconda del luogo in cui vivono coloro che sono morti o del luogo in cui si giudicano i fatti.

Un caso di valutazione della vita umana che ha suscitato scalpore è contenuto del terzo rapporto (1995) dell’IPCC (*Intergovernmental Panel on Climate Change*) che assegnava un valore della vita umana in un paese povero anche 15 volte inferiore rispetto a quella in un paese ricco. Questa stima suscitò l’indignata reazione dei governi di paesi come Cuba, Brasile, Cina e India⁸.

1.2.4 Il valore economico totale dei “beni” ambientali

Una delle critiche che spesso viene rivolta ai metodi di valutazione indiretti, cioè che analizzano il comportamento, è che possono cogliere al massimo il valore d’uso (o parte di esso) di alcuni beni ambientali. All’interno della discussione sul valore economico dei beni ambientali si è affermata l’idea che detto valore sia – almeno in molti casi – più complesso del semplice *valore d’uso diretto* (ad esempio per ricavare una materia prima) o *indiretto* (ad esempio per scopi ricreativi, o per l’assorbimento della CO₂).

Per sottolineare tale complessità si parla spesso di *valore economico totale*⁹: pur rimanendo l’idea di poter convertire in unità monetarie il valore dei beni ambientali, si riconosce tuttavia che questo è composto da

⁷ Si noti che i due metodi danno luogo a stime assai diverse. In un manuale di economia del lavoro (C.R. Mc Connell e S.L. Brue, 1997, *Contemporary Labor Economics*, 4^a ed., p. 247) si evidenzia come il metodo dei salari edonici dia in genere valori molto maggiori a quelli del metodo del capitale umano, oltre cinque volte superiori.

⁸ Si veda *Down to Earth*, 15 settembre 1995, Delhi, p. 14.

vari elementi. La terminologia che utilizzano i vari autori per riferirsi a questo concetto non è del tutto omogenea nella letteratura specializzata anche se lo sono i concetti cui si fa riferimento.

Al valore d'uso si aggiunge il c.d. *valore di opzione*, di particolare importanza per quei beni ambientali la cui perdita è irreversibile e posseggono caratteristiche uniche. In questi casi gli individui possono mostrare un interesse per il bene non solo per l'uso che ne fanno ma anche per lasciarsi intatta la possibilità di utilizzarlo nel futuro. Quando il valore di opzione è legato alle nuove conoscenze che si potrebbero acquisire nel futuro, a volte si parla di *valore di quasi-opzione*; si usa, per esempio per indicare l'interesse di evitare l'estinzione di una determinata specie che potrebbe avere un grande valore, oggi sconosciuto, per la ricerca scientifica.

Gli individui, a volte, si preoccupano inoltre dell'uso del bene ambientale che fanno altri nel presente (chiamato **valore altruistico**) o che faranno le generazioni future; in quest'ultimo caso, si parla di **valore di eredità (o legato) (bequest value)**.

Un'altra componente importante del valore di un bene deriva dal fatto che gli individui si preoccupano per l'esistenza di un determinato bene ambientale – per esempio, un ecosistema o una specie – indipendentemente dal fatto che si pensi che abbiano alcuna utilità attuale o futura per gli uomini; in questi casi si è soliti parlare di *valore di esistenza*.

Possiamo dunque schematizzare la composizione del valore economico totale come segue (Figura 5.11):

| Valore Economico Totale (VET) | | | | |
|-------------------------------|-----------|------------|-------------------|--------------|
| Valori d'uso | | | Valori di non uso | |
| diretto | Indiretto | di opzione | di eredità | di esistenza |
| | | | | |

Figura 5.11

La tassonomia è stata poi completata quando si è riconosciuto il fatto che gli ecosistemi naturali hanno la generica funzione di supporto per la vita, *life-support*, contribuendo, ad esempio, alla regolazione del clima, alla difesa del suolo, ... Il contributo del bene ambientale viene spesso considerato come categoria a sé stante da affiancare al VET, mentre talora viene inclusa nei valori di non uso mediante una ridefinizione dei valori di esistenza.

Per riassumere i metodi indiretti (come quello del costo del viaggio e del prezzo edonistico) possono misurare il valore d'uso attuale dei beni ambientali, quelli che si basano sulle preferenze espresse pretendono (anche se ci sono obiezioni tecniche e di principio al metodo) di misurare il “valore economico totale”, così come lo abbiamo definito e con la limitazione che le generazioni future e i bisogni delle altre specie animali possono essere rappresentate solo attraverso le preferenze degli individui presenti oggi.

Alcune correnti di pensiero – c.d. di “ecologia profonda” – pensano che certi beni naturali – come la conservazione della biodiversità o di certi ecosistemi – abbiano un “valore intrinseco”, indipendentemente dal fatto che gli uomini siano interessati o meno alla loro conservazione. Evidentemente questo ipotetico valore rimane fuori dell'analisi economica in quanto ha valore solo quello che lo ha per i singoli individui. Al tempo stesso, a nostro avviso, non possiamo tralasciare le necessità umane in nome di posizioni che, come nella tradizione conservazionista tipica degli Stati Uniti, si basano sull'idea di preservare “santuari della natura” senza la presenza dell'uomo. Si rischia infatti che la preoccupazione per limitare lo spazio delle attività umane e preservare la vita selvatica conduca alcuni ecologisti dei paesi ricchi a dare consigli sulla conservazione a spese della popolazione povera locale di paesi densamente popolati. Forse è più ragionevole vedere la protezione della natura selvaggia (diminuendo l'appropriazione umana della produzione primaria netta di biomassa) come uno degli obiettivi della gestione ambientale, in una prospettiva né “biocentrica”, né economicista, ma multicriteriale che comprenda sia la riduzione le disuguaglianze tra gli uomini sia il diritto di esistere delle altre specie.

1.2.5 L'analisi costi benefici e il problema del tasso di sconto

Per sommare (algebricamente) benefici e costi, bisogna utilizzare una stessa unità di misura, la moneta ad esempio, ma anche gli ettari, i joule, ecc. Se questo è evidente quando si voglia stimare l'inquinamento “ottimale”, lo è ancora di più quando si usa l'analisi costi-benefici (da ora in avanti abbreviata con ACB) come tecnica per prendere decisioni. L'idea alla base di questa tecnica è molto semplice: quando un soggetto, sia questo un Comune o la Banca Mondiale, si trova a dover prendere una decisione circa un progetto o confrontarne alcuni, può decidere di tradurre in termini monetari i relativi costi e benefici del progetto nel tempo. Esprimendoli in termini di valore corrente (“valore attuale”) può sommarli

al fine di stabilire se il progetto comporti un beneficio netto totale positivo, o scegliere il progetto con il beneficio netto maggiore.

Nonostante la sua semplicità, questa idea solleva problemi teorici e pratici enormi e irrisolvibili solo con una forte dose di arbitrarietà. Alcune delle grandezze di cui abbiamo bisogno derivano dai dati di mercato e, pertanto, sono espresse in unità monetarie; per esempio, il costo per costruire di una diga o la perdita di produzione agricola che questa comporta. Non si deve dimenticare, però, che posto che stiamo parlando di una tecnica che si utilizza con fini normativi (decidere se un progetto è o no socialmente valido o scegliere tra progetti alternativi), non dobbiamo per forza prendere per buoni i prezzi di mercato che dipendono dalla distribuzione del reddito, dal fatto che ci sia maggiore o minore concorrenza, e dal fatto che non includono le “esternalità”.

Ad ogni modo, il punto più problematico è valutare quei beni per i quali non esiste un mercato. È il caso, per esempio, e il caso ad esempio dei “beni ambientali”, come l’aria pulita, la conservazione di un certo paesaggio o la protezione di una specie. Abbiamo visto che esistono tecniche per monetizzare il valore di questi beni, e le grosse limitazioni. Ora volgiamo la nostra attenzione a a due questioni fondamentali. Le decisioni di politica ambientale si caratterizzano per il fatto che sono prese nel presente ma producono effetti (spesso irreversibili) nel futuro, che peraltro sono spesso assai incerti. I due problemi sono strettamente legati, ma in questa sede verranno trattati separatamente.

Ad ogni modo, l’introduzione di questi valori è in contraddizione con la metodologia generale dell’analisi costi-benefici, e si potrebbe affermare che, *nel contesto* di tale metodologia, detti valori, rappresentino una “doppia contabilità”¹⁰. In realtà, l’analisi costi-benefici deve incorporare direttamente i benefici che ottengono gli interessati e una stima dei benefici futuri che si otterranno. Il motivo per considerare, per esempio, le generazioni future non è che quelli che oggi vivono si preoccupano per il benessere di queste, ma il fatto che otterranno benefici e costi dalle azioni del presente.

In altre parole, se si ammette che i benefici futuri dei beni ambientali si possano racchiudere in una somma monetaria perfettamente sostituibile con un’altra equivalente, e se si accetta che lo sconto del futuro non discrimina le generazioni future, allora incorporare il valore di legato è, in principio, ridondante. Si giustifica solo per mitigare il risultato ottenuto

¹⁰

dallo sconto del beneficio monetario futuro, sia perché si pensa che i beni ambientali si debbano conservare a priori al di là del valore monetario che gli diano gli interessati nel futuro (si parla a tal proposito di altruismo “paternalistico”), o perché si ritiene che si “rivaluteranno” e non se ne è tenuto adeguatamente in conto, o perché si dubita del meccanismo dello sconto. Allora ciò che è in discussione è l’analisi costi-benefici stessa.

Il concetto di “sconto del futuro”

Scontare il futuro significa attribuire un valore minore ai costi e benefici futuri rispetto a quelli attuali. Nell’analisi costi-benefici si adotta il criterio dello sconto del futuro, di modo che se chiamiamo B_t e C_t i benefici e costi di un determinato progetto t , il *valore netto attualizzato* sarà:

$$B_0 - C_0 + (B_1 - C_1)/1 + r + (B_2 - C_2)/1 + r + \dots$$

o nel continuo $\int \dots$

dove r è il tasso di sconto.

Quando parliamo di progetti pubblici, il tasso di sconto può venire determinato socialmente e non essere, per forza, uguale a quello di mercato. Anche se di solito si tende ad identificare i due tassi, esiste un ampio dibattito sulle ragioni per cui il tasso di sconto sociale dovrebbe essere diverso da quello di mercato. Ad ogni modo, sulla necessità di applicare un tasso di sconto positivo vi è un accordo quasi unanime tra gli economisti → benché dalla prospettiva dell’economia ecologica sia molto discutibile.

Applicare un tasso di sconto fa sì che benefici e costi perdano importanza più sono lontani nel tempo. Per esempio, un costo pari a 1.000 euro che si produrrà da qui a 10 anni, equivale ad un costo attuale di 614 euro, impiegando un tasso di sconto del 5%; lo stesso costo da qui a 50 anni equivale ad un costo attuale di 87 euro. Il futuro lontano quasi non influisce affatto sulle decisioni presenti. Vediamo anche come la valutazione del futuro sia molto sensibile al tasso di sconto che decidiamo di applicare: i 614 euro dell’esempio precedente diventerebbero solo 386 se, anziché usare un tasso di sconto del 5%, ne applicassimo uno del 10%.

Un più alto tasso di sconto implica una maggiore sottovalutazione del futuro, una maggiore preoccupazione per il breve periodo rispetto al lungo periodo (si veda la tabella IV.1).

TABELLA IV.1

Per capire meglio cosa significhi scontare il futuro, basta osservare come le imprese e gli individui effettivamente si comportano quando effettuano calcoli finanziari. Immaginiamo un'impresa che valuti la convenienza di un investimento che comporta un esborso oggi di 1.000.000 euro ed un reddito sicuro di 1.000.000 tra 20 anni. Qualcuno potrebbe supporre che l'impresa dovrebbe essere indifferente (in assenza di inflazione) tra investire o meno, tuttavia è evidente che l'investimento in questione è sconsigliabile poiché il denaro ha un prezzo (il tasso di interesse). Se l'impresa si indebita per finanziare l'investimento, alla fine dei 20 anni dovrà restituire molto di più della somma presa in prestito, se invece finanzia l'investimento con capitale proprio, questo ha un "costo opportunità", poiché si immobilizzano risorse e si rinuncia a percepire i redditi derivanti da altre possibilità di investimento.

Se il reddito alla fine dei 20 anni fosse pari a 2.000.000, il progetto sarebbe conveniente? Dipende dal prezzo del denaro nei mercati monetari. Se fosse, per esempio, del 5% l'investimento non sarebbe conveniente, e questo può vedersi scontando i redditi:

$2.000.000 / (1 + 0,05)^{20} = 753.779$ che è inferiore a 1.000.000 di euro attuali

La giustificazione dello sconto dal punto di vista della redditività finanziaria privata è evidente: il denaro ha un prezzo e non si può considerare una risorsa gratuita. Tuttavia, le argomentazioni a favore dell'utilizzo di un tasso di sconto sociale nelle decisioni pubbliche o nel calcolo dei danni ambientali, sono molto discutibili.

L'importanza del tasso di sconto: l'esempio degli inquinanti cumulativi

Una delle applicazioni dell'analisi costi-benefici è il concetto di "inquinamento ottimo". L'idea è che per decidere quanto inquinamento tollerare è necessario confrontare i costi e benefici derivanti da questo. Rimane il problema della valutazione monetaria e anche la questione degli effetti distributivi. Se ignoriamo ciò, il criterio di efficienza pare chiaro. Se, ad esempio, la società vuole un minore inquinamento acustico, deve sopportare i costi per ridurlo, ogni generazione può decidere il livello di rumore che desidera, tenendo in conto i costi necessari per ridurlo. Nel caso del rumore si tratta di un impatto ambientale reversibile.

Ci sono, tuttavia, altri problemi ambientali che hanno effetti di lungo periodo e sono irreversibili. Ci sono sostanze, come i metalli pesanti o le scorie radioattive, che la natura non ha la capacità di assimilare – o ha una capacità insufficiente, data la quantità delle sostanze – che si accumulano causando danni – o causandoli a partire da un determinato livello di accumulazione – che, in ogni periodo, non dipendono solo dal *flusso* di inquinamento, ma anche dallo *stock* della sostanza accumulata. Pearce introdusse il termine *esternalità dinamiche* per questi casi e concluse: «L'analisi costi-benefici è un meccanismo per trasferire i costi dell'inquinamento alle generazioni future»¹¹.

Gli impatti dei vari tipi di inquinamento si muovono tra due estremi. Uno è il caso, come il rumore, nel quale il danno si ha solo nel periodo in cui si produce l'inquinamento. L'altro caso estremo è quello nel quale il danno ambientale in ogni periodo è funzione dello stock accumulato della sostanza inquinante, indipendentemente dal momento in cui si è prodotto l'inquinamento: questo è il caso delle scorie radioattive. La maggior parte dei casi sono intermedi e gli effetti si prolungano per anni o decenni (come i CFC), anche se con effetti decrescenti.

In termini formali, se definiamo F_i il flusso di inquinamento nel periodo i , e C_i i costi di inquinamento nel periodo i , avremo che:

$$C_i(F_i, F_{i-1}, F_{i-2}, F_{i-3}, \dots, F_1)$$

dove 1 è il periodo in cui si inizia a produrre l'inquinante in questione.

¹¹

I casi estremi visti sopra possono esprimersi in termini formali, rispettivamente:

$$C_i(F_i) \quad \text{e} \quad C_i(S_i)$$

dove $S_i = \text{somatoria}$, con n che va da 1 a i , F_n

Nel primo caso si può utilizzare l'analisi convenzionale riferita ad un periodo. Qui proponiamo un esempio basato sul secondo caso estremo per mettere in evidenza l'importanza del tasso di sconto¹².

Supponiamo che i danni causati dall'inquinamento che si produce in un periodo i si possano misurare monetariamente ed esprimere secondo la seguente funzione:

$$C_i(S_i) = 10S_i = 10(S_{i-1} + F_i)$$

da cui il costo marginale:

$$C_{\text{marg } i}(S_i) = C_{\text{marg } i}(F_i) = 10$$

Supponiamo anche che i costi per controllare l'inquinamento o benefici derivanti dall'inquinare siano:

$$B_i(F_i) = 280F_i - 3F_i^2/2$$

da cui il beneficio marginale dell'inquinamento è:

$$B_{\text{marg } i}(F_i) = 280 - 3F_i$$

Si osservi che per semplicità abbiamo assunto che il danno derivante dall'inquinamento aumenti allo stesso ritmo di quest'ultimo. Per quanto riguarda i benefici marginali di inquinare, sono rappresentati decrescenti, questo significa che i costi marginali di ridurre l'inquinamento sono più grandi quanto più piccola è l'emissione di inquinante.

¹²

Il criterio consueto di ottimalità, applicato non correttamente periodo per periodo, come se il futuro non fosse influenzato dalle decisioni del presente, porterà al seguente risultato:

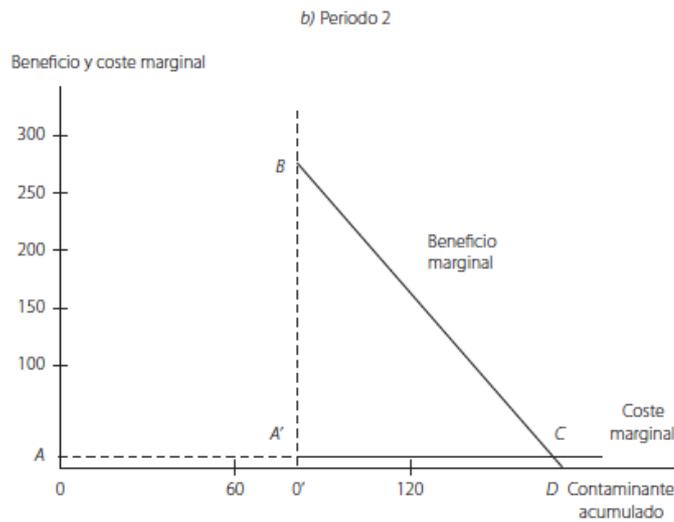
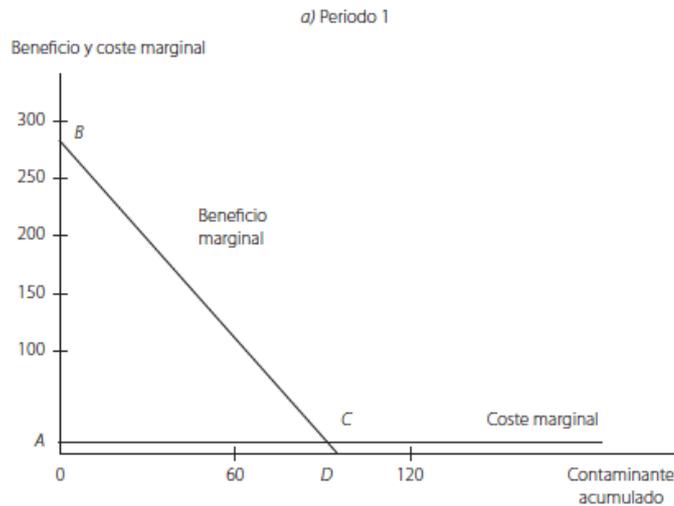
$$280 - 3F_i = 10 \quad \text{da cui} \quad F_i = 90$$

Dalla prospettiva miope di ogni periodo, è conveniente aumentare l'inquinamento di 90 unità¹³. Il problema è che questo inquinamento si accumula e rappresenta un'eredità pericolosa per il futuro.

Il grafico IV.1 rappresenta, per i primi due periodi, l'"inquinamento ottimo" quando si ignora il futuro. Immaginiamo che nel secondo periodo si parta dallo stock di inquinamento prodotto nel periodo precedente e che l'unica cosa che si può decidere è se si vogliono o no sostenere i costi *aggiuntivi* di aumentare l'inquinamento; non è possibile tornare indietro e cambiare le decisioni prese precedentemente (i costi delle decisioni anteriori sono costi "sunk").

GRAFICO IV.1

GRÁFICA IV.1. Efectos del daño ambiental acumulado



√

Nel primo periodo i costi per l'inquinamento prodotto sono dati dall'area 0ACD, mentre i benefici per inquinare corrispondono all'area 0BCD. Nel secondo periodo si deve distinguere tra i costi dello *stock* di

inquinante (l'area 0ACD) e i costi aggiuntivi di avere aumentato l'inquinamento (l'area 0'A'CD). Col trascorre del tempo, l'area 0ACD sarà sempre più grande e arriverà un momento in cui i benefici ottenuti dall'inquinamento saranno inferiori ai costi dello *stock* di inquinamento.

La tabella IV.2 presenta i risultati dell'esempio quando si decide senza tenere in conto il futuro. Costi e benefici sono sempre espressi dal punto di vista di ciascun periodo. A partire dal periodo 14 i costi *totali* che si sostengono a causa dell'inquinamento non sono compensati dai benefici che ne derivano, a tal punto che la situazione sarà peggiore che se mai si fosse prodotto l'inquinante in questione.

TABELLA IV.2

La conclusione precedente indica che l'analisi costi-benefici comporta una predominanza degli interessi attuali rispetto a quelli futuri. Tuttavia si può obiettare che le cifre dell'esempio non sono il risultato dell'analisi costi-benefici, ma di un uso non corretto della stessa, poiché andrebbero inclusi tutti i costi delle decisioni attuali e non solo quelli del periodo corrente.

Il problema, però, è come valutare i costi futuri rispetto ai benefici presenti. La proposta convenzionale consiste, come abbiamo visto, nell'uso del "tasso di sconto". Applicato all'esempio, i costi futuri attualizzati dell'inquinamento aggiuntivo F_i saranno:

$$10F_i / r \quad \text{dove } r \text{ è il tasso di sconto.}$$

Il valore totale dei costi sarà, quindi:

$$\text{Costi attuali} + \text{Costi futuri} = 10F_i + 10F_i / r = 10F_i(1 + 1/r)$$

Di modo che la nuova uguaglianza marginale sarà:

$$280 - 3F_i = 10(1 + 1/r) \quad \text{da cui} \quad F_i = 90 - 10/3r$$

Il risultato ottimo dipendente dal tasso di sconto sarà:

I costi futuri contano, ma valgono sempre meno più sono lontani nel tempo e quanto maggiore è il tasso di sconto. Un tasso di sconto nullo porterà alla raccomandazione tassativa di non generare alcun inquinante cumulativo. In termini più generali, la raccomandazione è quella di non provocare impatti negativi irreversibili (come, ad esempio, la distruzione di un paesaggio unico o la perdita di biodiversità), una raccomandazione che, certamente, l'analisi costi-benefici tradizionale – che sconta il futuro – e che chiaramente conduce a conclusioni radicali, non appoggerebbe. Nel nostro esempio basta un tasso di sconto del 3% perché la produzione dell'inquinante non si consideri giustificata.

Se il tasso di sconto è sufficientemente grande da far sì che si decida per un flusso positivo di inquinamento, allora a partire da un certo periodo i costi totali dell'inquinamento saranno superiori ai benefici che fornisce. Se il tasso di sconto è del 5% otterremo i risultati della tabella IV.3.

Come giustificare la sottovalutazione dei danni futuri? I paragrafi seguenti riesaminano gli argomenti proposti.

TABELLA IV.3

Argomenti in difesa di un tasso sociale di sconto e critiche

Gli economisti utilizzano vari argomenti per giustificare l'uso del tasso di sconto, una pratica che discrimina le generazioni future. Le tre giustificazioni principali sono le seguenti: le preferenze temporali pure, la crescente ricchezza e la produttività del capitale. Vediamoli uno ad uno.

Il primo argomento, quello della *preferenza temporale pura*, si richiama alle preferenze degli individui. Gli individui preferiscono, si dice, i consumi immediati rispetto a quelli futuri: sono cioè impazienti (*gli individui preferiscono i benefici immediati a quelli futuri*, Pearce p. 213). L'aggregazione delle preferenze all'interno dell'analisi costi-benefici deve

rispecchiare questa preferenza temporale. Questo argomento si presta a due tipi di obiezioni. La prima riguarda l'affermazione circa la razionalità delle preferenze temporali individuali; la seconda, più definitiva, ha a che fare con il passaggio dalle preferenze personali a quelle interpersonali.

Si sostiene che i consumatori preferiscano il presente al futuro utilizzando il seguente ragionamento. Supponiamo che il tasso di interesse al quale possano indebitarsi o collocare i propri risparmi sia del 5%. Quindi, spendere oggi un euro equivale a rinunciare ad una spesa di 1,05 euro nel futuro: è il costo opportunità del consumo attuale in termini di consumo futuro. Se facciamo le tipiche astrazioni e semplificazioni dei modelli microeconomici e supponiamo che non ci siano restrizioni all'indebitamento in acconto di redditi futuri e che il tasso di interesse attivo e passivo sia lo stesso, l'affermazione è incontestabile, anche se è discutibile che le decisioni dei consumatori sul risparmio siano tanto pianificate e sensibili al tasso di interesse come in genere si presume¹⁴. In ogni caso il ragionamento funziona solo per i consumi "marginali" e non ha troppo senso appellarsi ad una legge psicologica secondo la quale gli individui preferiscono sempre il presente al futuro, come risulta chiaro se si passa dal piano astratto ai consumi concreti. Come si comporterà un individuo indifferente tra consumare oggi o nel futuro? Se il tasso di interesse fosse nullo, sarebbe indifferente tra consumare oggi 300 kg di carne o consumarla fra 20 anni o ripartire il consumo lungo l'arco della sua vita?

Le persone presentano diverse attitudini nei confronti del risparmio e, benché il tasso di interesse influenzi le loro decisioni al riguardo, il comportamento prevalente consiste nel tentare di mantenere, o anche aumentare, il livello di consumo. Quando un individuo è poco prudente, è probabile che nel futuro si penta, per cui le sue decisioni rifletteranno una razionalità limitata, incapace di dare il giusto peso al futuro. Inoltre, molte volte si accumula denaro oltre le necessità future di consumo, e non solo per precauzione, ma anche per lasciare un'eredità ai figli – desiderando che i figli vivano meglio dei padri e mostrando, in tal modo, una "preferenza per il futuro" – o anche seguendo un impulso irrazionale ad accumulare denaro.

Possiamo dunque concludere che la ricerca di un consumo sostenibile (quando non crescente) per un soggetto e per i propri figli forse definisce meglio le aspirazioni della maggior parte degli individui, che non

¹⁴

l'affermazione generica secondo cui il presente importa di più che il futuro.

L'obiezione più rilevante è, tuttavia, un'altra. Se un individuo ha una preferenza temporale per il consumo immediato rispetto a quello futuro, questa preferenza influisce sulla sua soddisfazione futura, e benché ognuno sia libero di decidere per quello che riguarda solo se stesso, quando applichiamo un tasso sociale di sconto non è più così. Il problema non è la nostra soddisfazione futura, ma quella degli altri. È diverso dire che oggi sono disposto a pagare solo 8,72 euro per un albero che riceverò tra cinquant'anni (e per il quale sarei disposto a pagare 100 euro per averlo adesso), dal dire che il valore che quest'albero avrà per una persona che viva tra cinquant'anni è solo l'8,72% di quello che adesso ha per me. Però questo è quello che accade con il tasso di sconto. Ammettiamo anche che ci sia unanimità all'interno della generazione presente circa la preferenza temporale; ciononostante, le decisioni che si prendono andranno a soddisfare o ledere le preferenze di una popolazione diversa. Quindi, l'analisi costi-benefici non aggrega le preferenze di tutti coloro che sono interessati da questa decisione. Non c'è modo di difendere questo passaggio dalle preferenze personali a quelle interpersonali. In questo senso, Azar e Sterner propongono un paragone chiarificatore¹⁵: le persone mostrano generalmente maggior interesse per quello che accade vicino a loro, rispetto a quello che avviene molto lontano (si preoccupano di più per un disastro avvenuto a 100 km di distanza, che per un altro simile verificatosi a migliaia di km). Potremmo dire che "scontano in base alla distanza". Se, quando si prendono decisioni circa un problema che riguarda tutta l'umanità, si considera solo l'opinione di una parte della popolazione mondiale, la quale "sconta" quello che avviene lontano, la discriminazione risulta evidente. Lo stesso può succedere tra generazioni diverse, se si accetta che sia eticamente corretto applicare la pratica dello sconto a ciò che accade lontano nel tempo.

Kula, che condivide l'idea della preferenza soggettiva per il presente, ha argomentato che quando si tratta di progetti che riguardino non solo la generazione attuale ma soggetti non ancora nati, si dovrebbe applicare un "tasso di sconto modificato". Vediamo un esempio¹⁶. Immaginiamo una società nella quale vivano solo tre individui che muoiono alla fine di tre periodi di vita e che hanno età diverse, di modo che si abbiano "generazioni sovrapposte". (Ovviamente le cifre sono state scelte per

¹⁵

¹⁶

semplicità, non con pretese di realismo, e hanno come unico obiettivo quello di spiegare il ragionamento). Nel primo periodo convivono i soggetti A, B e C; nel secondo periodo, morto il soggetto A, convivono B, C e D, e così via.

Si tratta di valutare un progetto pubblico il cui costo durante il primo periodo è di 990 unità monetarie e i cui benefici sono pari a 300 in ciascuno dei quattro periodi successivi (supponiamo che costi e benefici si producano sempre alla fine del periodo). Preseindiamo dall'importante questione della distribuzione intragenerazionale, supponendo che costi e benefici si ripartiscano in modo uguale tra tutti quelli che sono vivi nello stesso momento. Applichiamo un tasso di sconto del 10% per ogni periodo.

L'operazione di sconto comune darà come risultato un valore netto attualizzato pari a:

$$-990/1,1 + 300/1,1^2 + \dots + 300/1,1^5 = -35,5$$

Lo sconto "modificato", invece, somma i costi e i benefici attualizzati di ogni individuo trattandoli in modo uguale:

$$\begin{aligned} \text{A: } & -330/1,1 = -300 \\ \text{B: } & -330/1,1 + 100/1,1^2 = -217,4 \\ \text{C: } & -330/1,1 + 100/1,1^2 + 100/1,1^3 = -142,2 \\ \text{D: } & 100/1,1 + 100/1,1^2 + 100/1,1^3 = 248,6 \\ \text{E: } & 100/1,1 + 100/1,1^2 + 100/1,1^3 = 248,6 \\ \text{F: } & 100/1,1^2 + 100/1,1^3 = 173,5 \\ \text{G: } & 100/1,1 = 90,9 \end{aligned}$$

da cui discende che il valore netto attualizzato sarà positivo e pari a 102.

Considerando la speranza di vita media della popolazione, Kula elaborò tabelle di sconto "modificato" per la Gran Bretagna; se utilizz

assimo un tasso annuale di sconto del 5%, per esempio, il fattore di sconto da applicare ai costi e benefici da qui a 50 anni sarà, col metodo convenzionale pari a 0,0872, mentre col metodo modificato pari a 0,2776.

Scontare l'«utilità» futura utilizzando come giustificazione la preferenza temporale è, pertanto, discutibile, soprattutto se le decisioni presenti influenzano le generazioni future. Questa era, di fatto la posizione di Frank Ramsey quando, nel 1928, scriveva: «non scontiamo i frutti che si producono più tardi rispetto a quelli che si producono prima; questa è una pratica eticamente indifendibile e che deriva meramente dalla debolezza dell'immaginazione»¹⁷; o quella di Harrod che nel 1948 osservava che «lo sconto è un'espressione educata per indicare rapacità e la sconfitta della ragione da parte della passione»¹⁸; e anche quella di Solow quando scriveva «nel prendere decisioni per la società non c'è motivo per trattare le generazioni in modo disuguale, e l'orizzonte di tempo è, o dovrebbe essere, molto ampio. Riuniti in un'assemblea solenne, per così dire, dobbiamo agire come se il tasso di preferenza temporale fosse nullo»¹⁹.

Tuttavia, per questi autori esisteva un'altra ragione per scontare costi e benefici futuri: la *crescente ricchezza* dovuta all'investimento presente. Se supponiamo che la ricchezza aumenti col tempo, l'utilità marginale (ovvero la soddisfazione aggiuntiva) dei benefici futuri sarà minore di quella dei benefici immediati. Da qui discende il fatto che si attribuisce un valore inferiore ai benefici futuri, allo stesso modo per cui i benefici per chi già è ricco hanno un valore minore che per i poveri.

Dalla prospettiva dell'economia ecologica, però, viene messo in dubbio il consueto assunto della teoria economia della crescita, in base al quale gli investimenti attuali fanno sì che le generazioni future saranno più ricche. Questo non trova una valida giustificazione. Forse infatti la crescente ricchezza è mal misurata, basandosi sulla distruzione delle risorse e servizi ambientali. Secondo l'economia ecologica la ricchezza media delle generazioni future sarà inferiore a quella delle generazioni attuali, a causa dell'esaurimento delle risorse naturali, i cambiamenti climatici globali e i limiti alla sostituibilità dei materiali; bisogna essere cauti sull'estrapolazione del futuro dal passato: non è detto che la crescita economica che si è registrata nella storia recente – e che comunque non è

17

18

19

stata ininterrotta, né si è verificata in tutte le parti del mondo (anzi, alcune zone si sono impoverite) – continui anche nel futuro.

Il “principio di precauzione”, al quale in seguito faremo riferimento, esige di tenere presente la possibilità che le generazioni future non saranno più ricche, bensì più povere. Inoltre, la cosa importante non è la disponibilità di denaro, ma il benessere. C'è evidentemente qualcosa di paradossale nell'applicare un tasso di sconto. Lo sconto del futuro mina la propria giustificazione, poiché se si scontasse il futuro, bisogna preferire il consumo presente a quello futuro; ma se le risorse e i servizi ambientali si esauriscono, si mette in pericolo il livello di vita futuro, il cui presunto aumento costituisce la giustificazione (per l'utilità marginale decrescente) del tasso di sconto.

Il ragionamento tradizionale è il seguente. Supponiamo che il consumo pro capite aumenti del 3% e che la “felicità” (utilità) marginale diminuisca con un'elasticità pari a 1 (in valore assoluto)²⁰, ovvero se il consumo aumenta dell'1%, l'utilità marginale diminuisce dell'1%; di conseguenza, con le cifre precedenti, un euro di oggi speso in consumi equivale (senza inflazione) approssimativamente a 1,03 euro di domani. Ma se non si crede nella crescita esponenziale, questa giustificazione dello sconto non è più pertinente. Vediamo quali sono le conseguenze, per lo sconto del futuro, se si sostituisce l'ipotesi di crescita esponenziale con l'ipotesi di crescita logistica²¹. In base alla prima ipotesi, l'economia cresce per un tempo indefinito al tasso del 3% annuo, mentre in base alla seconda ipotesi – in linea col Rapporto Bruntland – la crescita iniziale è del 3% e diminuisce in modo logistico fino a che il reddito mondiale raggiunge la formidabile cifra di 10 volte il livello attuale. Le conseguenze per lo sconto del futuro sono visibili, ma non spettacolari: mentre la prima ipotesi porta ad attualizzare i costi e benefici previsti da qui a 100 anni, moltiplicando per un fattore 0,052, la seconda ipotesi porta a moltiplicare per un fattore 0,147; in altre parole, in un caso ai costi e benefici che si produrranno da qui a 100 anni si attribuisce solo il 5% di importanza rispetto a quelli attuali, nell'altro il 15%.

Congiuntamente i due argomenti precedenti danno luogo ad un tasso di sconto pari a :

$$p + eg$$

²⁰

²¹

dove p è il tasso di preferenza temporale pura (per alcuni nullo), e l'elasticità (in valore assoluto) dell'utilità marginale rispetto al livello di consumo, e g è la crescita del consumo pro capite²².

Infine rimane da esaminare l'ultimo argomento a favore del tasso di sconto: il costo sociale di opportunità dei fondi di investimento o *produttività del capitale*, secondo il quale i benefici futuri di un progetto o politica devono confrontarsi con i benefici futuri potenziali che si otterrebbero se le risorse fossero investite al tasso di interesse attuale. Ovvero, i benefici e costi futuri devono essere scontati in base al tasso di interesse. A differenza delle giustificazioni considerate finora che propongono un tasso sociale di sconto, quella che richiama ai costi sociali di opportunità non deve intendersi come una sottovalutazione dei beni o danni delle generazioni future (sia perché ci importa di meno il loro benessere o perché le consideriamo più ricche). Immaginiamo un qualsiasi progetto: il capitale investito avrebbe potuto essere destinato ad un altro investimento che avrebbe reso il tasso di interesse attuale. Se il rendimento del progetto nell'anno t è minore di quello che otterremo col tasso di interesse attuale, questo progetto non dà il risultato migliore per le generazioni future. Così, per esempio, se il progetto consiste nel piantare alberi, e supponiamo che questi varranno x nell'anno t , mentre il rendimento della stessa somma collocata ad interesse composto è maggiore di x , allora tale investimento in denaro compensa la rinuncia al progetto e la non disponibilità degli alberi nel futuro. Allo stesso modo scontiamo i danni ambientali futuri, per esempio, dell'accumulazione di sostanze tossiche; l'idea è che se un progetto che oggi dà benefici per 1.000 e costi pari a 2.500 fra 20 anni, e il rendimento del capitale è del 5% annuo, allora il progetto è valido perché il beneficio di 1.000 può essere investito al tasso di interesse del 5%, che darà luogo ad un reddito futuro superiore a 2.500, e così potrà compensare i danneggiati.

Tale argomento, in teoria ragionevole e corretto, presenta due problemi. Il primo è che si lavora sul terreno della *compensazione potenziale*. Se i benefici attuali vengono destinati al consumo, i danneggiati del futuro non si vedranno compensati, e neanche lo saranno se l'investimento non si converte in miglioramenti per le persone concrete pregiudicate. Inoltre, utilizzare il tasso di interesse come tasso di sconto per confrontare progetti presuppone che tutti i beni siano commensurabili: ovvero, sia quella che sia la perdita di un qualsiasi bene, i perdenti saranno sempre disposti ad accettare un livello di compensazione, e questo non è

certo in un dato momento, e lo è ancora meno intertemporalmente. L'argomento della compensazione dipende dall'esistenza di beni alternativi che un soggetto possa comprare per sostituire quelli persi. Il denaro in se stesso non serve. Data la perdita di risorse naturali fondamentali, come il terreno agricolo, l'aria pulita, l'acqua pura, un'atmosfera che filtri i raggi dannosi, etc., non si capisce quali saranno i beni sostitutivi. È una sciocchezza dire che ci sarà una somma nominale disponibile per la compensazione, senza dire se realmente ci saranno beni sostitutivi.

Il secondo problema è che i tassi di interesse si considerano come dati, come se le banche fossero istituzioni che producono denaro solo per sé stesse, indipendentemente da quello che accade nell'economia. Sembra che, attraverso il tasso di interesse, possiamo generare denaro per compensare le generazioni future delle loro perdite, ma i tassi di interesse non sono questo, essi misurano il costo di assumere un prestito nell'economia in un dato momento. Ogni investitore che ha un credito si aspetta di conseguire un rendimento maggiore del tasso di interesse. In altre parole, usando il tasso di interesse come misura per lo sconto del futuro, paragoniamo il rendimento del progetto in questione con il possibile rendimento di altri progetti che concorrono per l'investimento di capitale. Ebbene, i rendimenti dell'investimento di capitale in progetti alternativi possono nascere da una reale crescita sostenibile dell'economia oppure dalla distruzione di risorse e servizi ambientali. Noi consumiamo energia e materiali non rinnovabili nel fare investimenti. Quando si considerano gli effetti di diversi progetti sulle generazioni future, la cosa importante non sono i tassi di guadagno ma le ripercussioni ambientali e le conseguenze dirette di questi progetti sul benessere di queste generazioni. Potrebbe essere che abbattere una foresta primaria e vendere il legname dia un maggior guadagno per unità di investimento che impiegare lo stesso capitale nel piantare alberi in una foresta secondaria, o nell'inventariare la biodiversità della foresta primaria. Così, nel mercato potrebbe risultare razionale chiedere un credito ad un certo tasso di interesse per il primo progetto, e non chiederlo per il secondo o terzo. Tuttavia, rispetto alla sostenibilità dell'economia per le generazioni future, il secondo o terzo progetto sarebbero sicuramente preferibili. I tassi di interesse non misurano in modo adeguato la "produttività reale" degli investimenti: se in un'economia agricola tradizionale si limita il consumo per aumentare il grano seminato, aumenterà la produzione futura; ma quando l'investimento consiste, come è spesso il caso, non in un incremento genuino della capacità produttiva ma in un misto di produzione e

distruzione, allora la giustificazione dello sconto basata sulla produttività del capitale è dubbiosa, poiché gli investimenti si realizzano solo se quelli che decidono si aspettano che siano redditizi dal punto di vista monetario.

Una pianificazione razionale del futuro non può basarsi sull'applicazione di tassi di sconto che governino tutte le attività, progetti e risorse. Mancano paragoni più concreti. Nella pratica, ad esempio, si usa applicare un tasso di sconto particolarmente basso per i progetti forestali. Questi aggiustamenti *ad hoc* non sono irrazionali. La migliore alternativa, dal punto di vista ambientale, non consiste neppure in una diminuzione generalizzata dei tassi di interesse di mercato. Tale diminuzione non necessariamente ridurrebbe i problemi ambientali: dal punto di vista macroeconomico e a breve periodo, un tasso di interesse più basso stimolerà l'attività economica e con questa la domanda di risorse naturali e la produzione di rifiuti, di modo che occorrerebbe un secondo filtro esplicitamente ambientale per gli investimenti. Dal punto di vista microeconomico, l'analisi costi-benefici con bassi tassi di sconto darà più importanza agli effetti di lungo periodo, ma lo farà anche rispetto ai risultati da qui ad un anno in confronto ai costi attuali di investimento, per cui a volte potrebbe verificarsi che passino il *test* di redditività progetti con impatti ambientali futuri negativi che non sarebbero passati con tassi di sconto più alti

1.3 Valutazione, decisioni e conflitti. (PNS, rischio, incertezza, debito ecologico, approccio tradiz...)

1.3.1 Introduzione

Come suggerito anche dal “teorema di impossibilità di Arrow”, di cui si è discusso all'inizio del capitolo (nei primi capitoli), è estremamente problematico aggregare le preferenze individuali in preferenze collettive, e dunque effettuare una valutazione sociale.

Con i metodi monetari visti fin qui si stima il valore di beni che non sono commerciati riconducendoli a scelte di mercato degli individui, scelte o connesse all'oggetto della valutazione o che emergono da esperimenti mentali e/o da simulazioni di un mercato. Questo approccio presenta due ordini di problemi: da un lato la dipendenza della stima dalla distribuzione del reddito e della ricchezza, dall'altro una visione troppo ristretta dell'agire umano. Il ruolo della distribuzione è evidente quando si pensa che la DAP o DAA, stimata o rilevata, dipendono dal reddito degli

individui e dunque si modificano al mutare della distribuzione del reddito: corrisponde alla nostra idea di democrazia fondare le politiche pubbliche su valutazioni fondate sulla distribuzione del reddito, ovvero su valutazioni in cui le preferenze e i giudizi di chi è più ricco hanno peso maggiore?

Come scrisse Peter Victor:

se per ridurre l'inquinamento dobbiamo scegliere tra due politiche di uguale costo, una che produrrà benefici sui ricchi e l'altra sui poveri, questa prospettiva favorirà sempre i ricchi la cui disposizione a pagare sarà probabilmente maggiore di quella dei poveri. Molte persone, noi compresi, non sono d'accordo con una valutazione tecnica che distorce una politica in una direzione particolare. I sostenitori di una maggiore uguaglianza nella distribuzione del reddito vedono proprio nella disponibilità di beni pubblici un modo per raggiungerla, dato che altre vie più dirette di ridistribuire il reddito e la ricchezza vanno incontro ad ostacoli insormontabili.

Altri economisti considerano poco rilevanti questi aspetti. Un esempio riguarda l'inquinamento nei paesi meno ricchi che può essere interpretato dalla teoria economica come subottimale. Questa è sembrata essere la tesi di Lawrence Summers (al tempo economista della Banca Mondiale) e di un suo collaboratore, contenuta in un discusso memorandum privato inviato ad alcuni colleghi e che filtrò al pubblico nel 1998. Indipendentemente da quale fosse il senso del memorandum (secondo Summers era una risposta sarcastica ad un documento di un'altra divisione della World Bank), tre sono gli argomenti che fondavano la tesi di Summers. Il primo è che un effetto economico delle malattie dovute all'inquinamento ed è misurabile dalla perdita di reddito da parte dei lavoratori pertanto è basso nei paesi nei quali il salario è basso; il secondo è che i danni dell'inquinamento aumentano più che proporzionalmente rispetto al suo aumentare, ovvero sono piccoli quando un paese è poco inquinato, il terzo è che la domanda di un ambiente pulito aumenta più che proporzionalmente rispetto al reddito, ed è dunque scarsa nei paesi poveri.

IL RAPPORTO DELL'IPCC E IL VALORE DELLA VITA UMANA

Provocò scandalo il fatto che in un volume dell'*International Panel of Climate Change* si stimò che il valore della vita umana "statistica" di un abitante di un paese povero è di dieci volte inferiore a quello di uno statunitense. Tuttavia, basta rivolgersi ad una compagnia di assicurazione per rendersi conto che tale stima è ragionevole. Se le decisioni sull'aumento dell'effetto serra devono venir prese basandosi su un'analisi costi-benefici, non c'è altra soluzione che considerare come valore rilevante della vita umana, il suo valore monetizzato. La vera questione riguarda dunque non tale stima bensì l'opportunità di fondare la decisione politica sull'analisi costi benefici piuttosto che su approcci più ampi che valuti la vita umana anche mediante altri criteri.

Il volume in questione, peraltro, considera l'analisi multicriteriale come un caso particolare dell'analisi costi-benefici, da usare solo quando risulta impossibile attribuire valori monetari. Come vedremo, è vero il contrario: è l'analisi costi benefici ad essere un caso particolare di analisi a criteri multipli ed è quest'ultima che dovrebbe essere usata normalmente.

L'INCOMMENSURABILITA' DEI VALORI: GLI U'WA

"Grazie, signori ministri per essere venuti nel nostro territorio. Quest'incontro non ha la finalità di discutere né di negoziare. Abbiamo chiesto che l'alto governo venisse fino a qui per conoscere la nostra legge. Perché la apprendesse dalla bocca di tutto il popolo u'wa, tutto il popolo intero... Questa è la parola della maggioranza, degli *werjayas*. Non diciamo cose nuove, perché il mondo continua ad essere il mondo, e per questo la legge continua ad essere la stessa.

Abbiamo voluto che venissero perché abbiamo visto che il governo non ha capito, perché antepone i propri interessi ai nostri principi e non si rende conto che la Madre Terra è viva. Non capisce che noi viviamo secondo la legge dei nostri antenati; ci guarda come dei selvaggi arretrati che si oppongono allo sviluppo. Noi insistiamo: con le cose sacre non si commercia; il petrolio è parte di qualcosa di molto sacro che noi u'was chiamiamo *Ruiria*, i fluidi della Terra. *Ruiria* è il sangue della Madre Terra; grazie a questo si mantiene la vita degli animali, uomini, piante e spirito.

Se si estrae *Ruiria* dal mondo, lo si contamina; ma se si estrae *Ruiria* dal cuore del mondo, questo non potrà andare avanti; gli *werjayas* non potranno conservare la vita né l'ordine, e così la vita non ha senso. Noi u'wa saremo raccolti dal padre eterno, da Sira. Se si sfrutta ciò che è sacro

si distruggono le basi del pensiero tradizionale, si perde il rispetto per i fratelli, per i padri e per gli antenati.

L'unica cosa che mantiene in equilibrio il popolo u'wa e il nostro territorio sono il pensiero e le pratiche tradizionali; se questo viene ferito, gli wrjayas non canteranno, né pregheranno. Né il popolo u'wa farà le danze e i riti tradizionali. Se si sfrutta Ruiria, le ragioni per le quali esiste il popolo u'wa finiranno, così moriranno tutti gli u'wa...Però se questo accade, morirà anche il mondo, perché niente manterrà più l'equilibrio. Ma non è solo la legge della Madre Terra quella che ci obbliga a difenderla. Anche la vostra legge. Qualcuno dice che gli interessi della nazione sono più importanti del popolo u'wa. Tuttavia, quello che affermiamo noi, e lo sostiene anche la Costituzione, è che gli interessi della nazione non si limitano solo allo sfruttamento del petrolio: costituiscono interesse della nazione anche la ricchezza culturale, il valore ecologico del territorio; e se un progetto petrolifero minaccia la diversità etnica e l'identità culturale di un popolo, allora questo progetto non si deve realizzare nel suo territorio.

Questo significa che il territorio u'wa deve restare fuori del cosiddetto Bloque Samore. Noi siamo armati solo della parola e della ragione che ci donò Sira. Per gli u'wa la violenza fisica e l'uso delle armi fanno parte della cultura dei bianchi. Non siamo d'accordo con queste politiche, e manteniamo una posizione autonoma sia nei confronti della guerriglia sia dell'esercito.

Se non si interrompe lo sfruttamento petrolifero nel nostro territorio, si distruggerà l'ambiente, si darà la morte fisica e spirituale al popolo, a si distruggerà la cultura, si arriverà alla nostra sparizione forzata. Si causerà un etnocidio. Si romperà l'armonia e l'equilibrio di queste montagne, dove viviamo noi u'wa e anche voi. Noi u'wa non siamo bambini, abbiamo una parola sola: preferiamo una morte dignitosa e unire i nostri spiriti al padre, piuttosto che morire per mano di chi ci sfrutta.”

Con queste parole Roberto Afanador Cobaría, presidente del Cabildo Mayor U'wa, nel luglio 1997 in Colombia ...

ROBERTO AFANADOR COBARIA
Presidente del Cabildo Mayor U'wa
Colombia, luglio 1997

Il secondo problema con la valutazione monetaria è che essa si basa sulla riduzione degli individui a meri agenti economici, dimenticando che

essi giocano anche altri ruoli, come osserva ad esempio Sagoff²³, mostrano preferenze diverse a seconda del contesto istituzionale. Ciò si riflette anche nell'ambito della valutazione contingente che si confronta con il problema delle c.d. risposte di protesta - ovvero con il fatto che molti di coloro che vengono intervistati circa la loro disponibilità a pagare si rifiutano di rispondere o indicano prezzi altissimi - e quello della differenza empirica molto elevata tra DAP e DAA, ben maggiore di quella che sarebbe giustificabile su un piano teorico.

In conclusione, una cosa è il potere d'acquisto, un'altra il potere di voto o quello dell'azione diretta. Come ha documentato Ramachandra Guha²⁴, in Karnataka, nel sud dell'India, negli anni '80 ci fu una forte lotta contro le piantagioni di eucalipto dell'impresa Birlas, posizionate su terre comuni grazie ad una concessione statale, il cui scopo era rifornire di materia prima una fabbrica di rayon della stessa impresa. Le famiglie contadine danneggiate persero l'accesso ai pascoli per il proprio bestiame e alle loro fonti di approvvigionamento per la legna. Se si fosse domandato loro la disponibilità a pagare o ad accettare una compensazione monetaria per questi beni ambientali, probabilmente non avrebbero voluto rispondere o comunque avrebbero dato, essendo poveri, valori monetari piccoli. Non si realizzò un esperimento di valutazione contingente né un'analisi costi-benefici che paragonasse i valori attualizzati delle entrate monetarie della Birlas e dei costi per i contadini. Contadini e contadine, per azione diretta più che per voto, agendo come cittadini e non come consumatori in un mercato reale o fittizio, organizzarono un *satyagraha*, estirpando gli eucalipti appena piantati e sostituendoli con altri alberi a loro più utili finché l'impresa Birlas non desistette dal suo progetto.

1.3.2 Rischio e incertezza

Nella realtà molti degli effetti di un progetto (o di un bene ambientale), e dunque dei suoi costi e benefici, sono incerti e spesso persino sconosciuti. La questione dell'incertezza è cruciale in campo ambientale e pone delle ulteriori difficoltà ai metodi di valutazione monetaria. Per comprenderne i motivi immaginiamo di aver condotto un'analisi costi-benefici per due progetti alternativi che abbia dato i seguenti risultati (v. anche la successiva tabella):

²³ M. Sagoff, 1988, *The Economy of the Earth*, Cambridge University Press.

²⁴

Progetto A: produrrà un beneficio netto attualizzato pari a 3 500 unità monetarie con una probabilità del 50% e pari a zero con la stessa probabilità.

Progetto B: produrrà un beneficio netto attualizzato pari a 10.000 unità monetarie con una probabilità del 70% e pari -17 500 con probabilità pari a 30%.

| | Stato del mondo | |
|------------|----------------------|-------------------------|
| | Favorevole (p_i) | Sfavorevole ($1-p_i$) |
| Progetto A | + 3 500 (50%) | 0 (50%) |
| Progetto B | + 10 000 (70%) | - 17 500 (30%) |

In questo esempio vi è un basso grado di ignoranza in quanto sono noti (a) tutti i possibili esiti, (b) le loro probabilità di realizzazione e (c) i guadagni (o le perdite) ad essi associati; situazioni del genere sono indicate nella teoria delle decisioni con il termine di ‘rischio’. La scelta dipenderà dall’attitudine individuale verso il rischio e non vi è una scelta ottimale definita in modo univoco. Rispetto al nostro esempio, la teoria convenzionale delle decisioni in situazioni di rischio definirà un soggetto che preferisca il progetto A come più ‘avverso al rischio’, rispetto a chi scelga il progetto B. I motivi di ciò sono evidenti se si considera che i due progetti hanno lo stesso valore atteso (pari a 1750)²⁵,

Peraltro occorre ricordare che i valori del beneficio netto attualizzato sono fortemente dipendenti dal tasso di sconto attualizzato: variazioni di quest’ultimo potrebbero influenzare in modo molto diverso i benefici netti nelle varie ipotesi.

Dunque, anche quando ci troviamo in una situazione molto favorevole da un punto di vista cognitivo, uno stato di semplice ‘rischio’, l’analisi costi benefici non risolve la questione dell’ignoranza del futuro.

Nella realtà, quando ci riferiamo alle problematiche ambientali, le situazioni in cui si conoscono le possibili conseguenze e le relative probabilità di accadimento sono quasi inesistenti. Quando si tira un dado si sa che la probabilità di ogni risultato è 1/6. Diverso è quando si gioca in borsa, alle corse dei cavalli o al totocalcio sulla base di “probabilità soggettive”, e, a sua volta, è diversa la situazione di chi deve decidere se assumersi o no il “rischio” di introdurre una nuova sostanza chimica i cui

²⁵ $EV(A)=0,5 \times 3\,500 + 0,5 \times 0 = 1\,750$, $EV(B) = 0,7 \times 10\,000 + 0,3 \times (-17\,500) = 1\,750$.

effetti sulla salute sono sconosciuti. Utilizzando le parole dell'economista Knight non parleremo di rischio probabilistico ma di *incertezza*. Quando si tratta della questione ambientale, abbiamo a che fare con situazioni che, generalmente, sono caratterizzate (specialmente quando consideriamo il futuro lontano) dal fatto che, non solo non sappiamo esattamente quale sarà l'impatto di una determinata politica, ma non sappiamo neanche la probabilità del verificarsi dei vari effetti o quali siano questi possibili risultati. Questo corrisponde alla classica distinzione tra *rischio* ed *incertezza*, distinzione molto importante ma trascurata oggi dalla maggior parte degli economisti neoclassici, per i quali l'unico fattore rilevante sono le aspettative soggettive (tipo puntata ai cavalli) che, per ipotesi, sempre si tradurranno in una distribuzione di probabilità di un insieme di possibili "stati del mondo".

Quando affrontiamo situazioni che non hanno precedenti storici, incontreremo sempre situazioni di incertezza, e questa diminuirà o scomparirà solo con l'esperienza. Molti mutamenti ambientali possono ritenersi degli esperimenti unici. Pensiamo all'effetto dei CFC sullo strato d'ozono o alle conseguenze dell'uso del DDT, che iniziarono a percepirsi solo molti anni dopo il loro impiego. O pensiamo alla polemica sugli effetti futuri, e sui relativi costi, dell'aumento della concentrazione di CO₂ nell'atmosfera; o della produzione di rifiuti nucleari come il plutonio, con una vita media di decine di migliaia di anni; o ai rischi delle nuove biotecnologie. Gli esempi sono tantissimi. Fra i fattori di incertezza sul futuro poniamo anche la nostra ignoranza su quali saranno le preferenze delle prossime generazioni (o anche della nostra nel futuro). Inoltre, quando i sistemi sono *complessi*, a volte l'analisi rivela che le incertezze sono maggiori di quello che sembrava. Il famoso libro di Ulrich Beck, *La Società del Rischio*, dovrebbe chiamarsi, quindi, "la società dell'incertezza", dato il suo contenuto, cosa che faciliterebbe l'integrazione dell'attuale sociologia ambientale con l'economia ecologica.

L'economia ecologica ha fissato il *principio di precauzione* come guida per le decisioni di fronte all'incertezza. Sia la strategia del *minimax*, che quella del *pentimento minimo* possono considerarsi come concretizzazioni di questo principio: porsi nella peggiore delle ipotesi per evitare rischi elevati. È importante evidenziare che il principio precauzionale non implica un atteggiamento pessimistico, ma solo credere nella possibilità della peggiore delle ipotesi. Un soggetto potrebbe ritenere molto poco probabile il risultato *disastroso*, e tuttavia agire in modo da

evitarlo ad ogni costo. Il principio contrario consiste nello scegliere l'alternativa che dà il risultato migliore: nel nostro esempio questa attitudine porterà a non fare niente finché non si dimostri la peggiore delle possibilità. La combinazione di un atteggiamento ottimista, che quasi nega la possibilità delle ipotesi pessimiste, unito ad una inclinazione etica del tipo “dopo di noi il diluvio”, portano ad un comportamento opposto al “principio di precauzione”.

Il “principio di precauzione” rappresenta una buona guida per agire, anche se non risolve tutti i problemi. È ovvio che si deve sempre accettare un certo livello di rischio, pur piccolo che sia, perché il non farlo porterebbe all'inattività. Il tipo di rischi che si intendono accettare è argomento del dibattito sociale nel quale scienziati e tecnici devono fornire il proprio contributo, però non solo loro che devono dire l'ultima parola.

Funtowicz e Ravets sottolineano la grande incertezza (e l'urgenza e rilevanza) che caratterizza le decisioni ambientali; per questo motivo esistono “comunità estese di valutatori” (per esempio, gruppi ecologisti) che intervengono in tali decisioni (si veda il riquadro)²⁶. Questo non significa che siano gli scienziati a decidere su questioni che riguardano tutti i cittadini.

IL PRINCIPIO DI PRECAUZIONE La formulazione del principio di precauzione risale agli anni '70 e trova prima applicazione nel 1974 in Germania con l'approvazione di una legge riguardante l'inquinamento atmosferico (COMEST 2005).

Divenne successivamente un principio cardine della politica ambientale dell'Unione Europea e venne richiamato anche nel Principio 15 della Dichiarazione di Rio (1992) secondo cui:

“Al fine di proteggere l'ambiente, gli Stati applicheranno largamente, secondo le loro capacità, il Principio di precauzione. In caso di rischio di danno grave o irreversibile, l'assenza di certezza scientifica assoluta non deve servire da pretesto per differire l'adozione di misure adeguate ed effettive, anche in rapporto ai costi, dirette a prevenire il degrado ambientale.”

Al giorno d'oggi trova applicazione in numerosi settori come sicurezza alimentare, OGM, telecomunicazioni, nanotecnologie, cambiamento climatico e temi generali di sicurezza e protezione (Stirling 2009). Esso assume valenza nei processi decisionali in cui vi è una mancanza di certezze scientifiche e vi è la probabilità di produrre un danno irreversibile, perciò spesso tende a favorire la

protezione dell'ambiente invece di interessi strategico-istituzionali (Stirling 2009).

Nonostante il suo riconosciuto valore a livello internazionale, notevoli sono le critiche a cui viene sottoposto.

La precauzione viene considerata spesso "anti-tecnologica", essa però non implica necessariamente un divieto al progresso. Al contrario mostra come l'evoluzione tecnica, al pari di quella biologica, non procede per un sentiero a senso unico bensì attraverso molteplici possibilità che si ramificano verso il futuro (Stirling 2013).

Il principio viene inoltre criticato per lo scarso fondamento scientifico, in opposizione alla tradizionale valutazione del rischio.

Tale convinzione non tiene però conto delle debolezze di quest'ultima. Essa infatti offre metodi validi solo sotto condizioni stringenti di rischio (in cui i due parametri, risultati e probabilità ad essi associate, vengono combinati nei possibili scenari risultanti) e che quindi non possono essere applicati in condizioni di incertezza, ambiguità e ignoranza (dove per incertezza si intende impossibilità di assegnare le probabilità, per ambiguità l'indeterminatezza dei risultati stessi, per ignoranza l'impossibilità di avere informazioni chiare su probabilità e possibili scenari futuri).

I detti punti critici sono proprio quelli in cui il principio precauzionale dovrebbe essere innestato, a livello di processo decisionale e policy making, in complementarietà e sinergia con il classico risk assessment piuttosto che in netta contrapposizione ad esso (Stirling 2007).

La precauzione infatti, andando oltre la sola constatazione del concetto di rischio, analizza anche le situazioni di incertezza senza aggregarle in una mera grandezza quantificabile. E' infatti impensabile ridurre a valori commensurabili delle condizioni caratterizzate da evidenze incomplete, complessità, valori non aggregabili, mancanza di conoscenze adeguate e di certezze scientifiche (Stirling 2013).

L'intento della precauzione dunque è quello di ampliare le possibili alternative di scelta nei processi decisionali laddove la valutazione del rischio non risulta completamente adeguata.

I casi come quelli di amianto, pesticidi, buco dell'ozono e pesca intensiva sono solo alcuni dei tanti in cui la mancata applicazione del principio di precauzione e l'infondata convinzione che non ci fossero alternative possibili si sono rivelate dannose ex-post per l'ambiente (Stirling 2013).

Le evidenze empiriche e la validità metodologica del principio di precauzione portano a supporre dunque che lo scetticismo e le opposizioni che ancora oggi incontra a livello politico-istituzionale dissimolino la manipolazione dei processi legislativi e deliberativi ad opera di gruppi di interesse economico (Stirling 2013).

LE STRATEGIE PER RISOLVERE I PROBLEMI SECONDO FUNTOWICZ E RAVETZ

Questi autori difendono l'idea che i problemi ambientali complessi richiedano un nuovo modo di prendere le decisioni, che hanno chiamato *scienza post-normale*. Secondo gli autori sono due le caratteristiche dei problemi che richiedono un meccanismo decisionale diverso da quello della scienza "normale" o della "consulenza professionale". Si tratta dell'importanza di quello che c'è in gioco e dell'elevata incertezza dei sistemi implicati.

In base alla figura, l'aumento dell'importanza del problema e della relativa incertezza, lo allontanerebbero dalla zona di decisione della "scienza normale", che cerca una soluzione unica al problema, per situarlo prima nella zona della "consulenza professionale", dove si riconosce che si possono avere più soluzioni allo stesso problema e una certa negoziazione col cliente, fino ad arrivare nella zona della "scienza post-normale", nella quale scienziati e professionisti hanno molto da dire, ma nella quale le decisioni richiedono il coinvolgimento di molti altri attori sociali.

FIGURA (da inserire)

TECNOLOGIE E SORPRESE

Molti disastri ecologici sono stati provocati da antiche civiltà. Per esempio, i sistemi di irrigazione hanno causato la salinizzazione del terreno in Mesopotamia. Il disastro ecologico dell'America dopo la conquista, in particolare la decimazione della popolazione umana a causa delle nuove malattie, ma anche l'espansione incontrollata e dannosa di specie come le pecore, si verificò prima dell'industrializzazione e fu ripetuto in seguito in Australia.

Oggi la popolazione umana è maggiore, i consumi di energia e materiali sono cresciuti molto e gli impatti ambientali sono globali (per esempio, l'aumento dell'effetto serra o l'erosione globale di biodiversità a causa delle attività umane). Oltre a questi fattori conosciuti, ci sono anche grandi sorprese, come l'allarme per gli effetti delle nuove tecnologie, visto

che il ritmo del cambio tecnologico è più veloce che mai. Non si tratta però solo degli incidenti nucleari o della paura di fronte a nuove biotecnologie e organismi geneticamente modificati. Si tratta anche, per esempio, della valutazione retrospettiva negativa di una tecnologia tanto di successo ed accettata come l'automobile, la quale è risultata essere un disastro a causa dei suoi effetti all'interno dell'urbanizzazione ed anche per i suoi effetti globali.

Così adesso ci ritroviamo ad apprezzare le virtù di tecnologie che sembrano arretrate, tra le quali l'agricoltura tradizionale che, effettivamente, mostra una maggiore efficienza energetica rispetto all'agricoltura moderna, che consiste nel trasformare petrolio in alimenti. Al contrario, l'agricoltura tradizionale funziona unicamente con l'energia solare. Inoltre, conserva la biodiversità; di fatto l'ha favorita: da lì derivano le centinaia di migliaia di varietà di piante coltivate che ora sono sul punto di sparire.

1.3.3 Comparabilità, commensurabilità e valutazione monetaria

Nell'analisi costi-benefici si deve valutare tutto in una unica unità di misura, per cui ciò che non si valuta in denaro non conta. In base a questa logica monocriteriale, se un progetto minaccia la salute delle persone o degli ecosistemi, è normale pensare che sia meglio una valutazione monetaria, pur criticabile che sia, che ignorare questi effetti. Tuttavia, è il modo stesso di impostare il problema che conduce a quello che si è chiamato la *fallacia di un numero è meglio che nessun numero*²⁷.

Quando si prendono decisioni pubbliche, si fanno paragoni tra elementi che sono valutabili per ragioni diverse e in base a standard di valutazione diversi. La tesi della non comparabilità implicherebbe l'impossibilità di prendere decisioni o di prenderle in modo totalmente arbitrario. Noi non ci opponiamo in assoluto all'idea della comparabilità ma all'idea, molto diversa, della commensurabilità²⁸. Per comparabilità significa semplicemente che un soggetto sceglie razionalmente tra varie opzioni, senza essere sempre capace di dare un ordine unico attenendosi ad un unico termine di confronto che permetta affermazioni del tipo "X vale più di Y". Il fatto che possiamo scegliere tra diverse situazioni e oggetti in modo sensato e razionale non implica che dobbiamo sostenere che una

²⁷

²⁸

situazione è più valida di un'altra. . Possiamo rifiutare un'affermazione come "X vale più di Y" e allo stesso tempo, scegliere X anziché Y. Il rifiuto non nasce da uno scrupolo morale, dal fatto che non vogliamo accettare pubblicamente di preferire, per esempio, di dedicare più risorse all'arte piuttosto che a salvare vite umane aumentando il bilancio della sanità pubblica, ma dalla inutilità del confronto, poiché esiste una *varietà di valori*. Dire che "X vale più di Y" invita alla domanda "rispetto a cosa?" ed esistendo una pluralità di valori, a volte non si sa dove ancorare questo paragone, anche se siamo d'accordo che la scelta debba basarsi su giudizi razionali circa i beni relativi in questione. Non c'è bisogno di appellarsi alla fede né ad alcun procedimento di decisione non razionale, come testa o croce.

"Ogni sciocco confonde il valore col prezzo", diceva Antonio Machado. Marx faceva notare, ne *L'ideologia germanica*, che la presunzione dell'utilitarismo classico che esista un solo valore (il piacere o l'utilità) al quale tutti gli altri sono riconducibili, guadagnava la propria plausibilità apparente dal fatto che indicava un'unica misura monetaria per tutti i beni: «L'apparente stupidaggine di ridurre tutte le relazioni tra le persone ad una relazione di utilità, questa astrazione apparentemente metafisica, nasce dal fatto che nella società borghese moderna tutte le relazioni sono subordinate, nella pratica, alla relazione monetario-commerciale astratta».

Si suppone che si debbano avere *misure monetarie* di diverse situazioni, poiché in mancanza non sarebbe possibile un paragone razionale. Questa ipotesi fu sottoposta a critiche all'interno del dibattito sul calcolo dei valori in un'economia socialista negli anni '20 e '30. Oggi si ricorda come lo scontro tra i critici austriaci del socialismo, Von Mises e Hayek, e i difensori di una forma di socialismo di mercato, Lange e Taylor, e si attribuisce la vittoria ora agli uni ora agli altri. Entrambe le parti di quel dibattito condividevano un assunto che stava alla base della difesa del capitalismo che Von Mises aveva presentato inizialmente e che fu criticato da Otto Neurath, filosofo analitico del "Circolo di Vienna".

L'argomento iniziale di Von Mises contro la pianificazione socialista si basava su un assunto circa la commensurabilità. Il punto centrale era che le decisioni economiche razionali richiedevano un'unica unità di misura grazie alla quale si poteva calcolare e comparare il valore di diverse alternative. Così scriveva in un suo libro, *Human Action*:

L'uomo pratico [...] deve sapere se quello che intende ottenere costituirà un miglioramento rispetto alla situazione attuale e ai benefici

che potrebbe conseguire realizzando altri progetti tecnicamente fattibili, che non si potranno sviluppare se il progetto che ha in mente assorbe tutte le risorse disponibili. Tali paragoni possono farsi solo mediante l'uso di prezzi in denaro.

Von Mises si era chiesto già nel 1919 come decidere nei casi in cui ci fossero costi e benefici non inclusi nei prezzi di mercato. Se, per esempio, nel costruire una diga idroelettrica si distrugge un bel paesaggio, allora si potrebbe includere nei costi la diminuzione del traffico turistico. Von Mises anticipò così il *travel cost method*:

La posizione di Von Mises – ovvero, la comparabilità esige prezzi in denaro – è stata respinta da Neurath, per il quale un'economia socialista considererebbe i valori d'uso e non di scambio, sarebbe un' "economia EN ESPECIE" nella quale sarebbe necessario disporre di statistiche sull'uso di energia, materiali, etc., ma non ci sarebbe bisogno di un'unica unità di confronto. Così nel 1919, in un rapporto al Consiglio Operaio di Monaco, scrisse riferendosi alla valutazione di progetti alternativi: «Non ci sono unità che possano essere usate come base per una decisione, né unità di denaro né ore di lavoro. Bisogna giudicare direttamente il desiderabile di ogni posizione». Questa comparazione fa appello a giudizi politici ed etici, inclusa la preoccupazione per le generazioni future. Se si presenta la questione di consumare meno carbone o, al contrario, far lavorare meno gli uomini, allora:

La risposta dipende, per esempio, se riteniamo che la forza idraulica verrà sufficientemente sviluppata o se il calore del sole verrà sfruttato meglio di adesso, etc. Se pensiamo questo, allora spenderemo più carbone e non sforzo umano, se c'è carbone disponibile. Tuttavia, se si teme che, poiché questa generazione usa troppo carbone, ce ne saranno altre nel futuro che patiranno il freddo, allora potremmo utilizzare adesso più energia umana e risparmiare carbone. La scelta di uno dei piani tecnicamente possibili sarà determinata da questioni non tecniche come queste...non vediamo nessuna possibilità di ridurre i piani di produzione ad alcun tipo di unità e confrontare, quindi, i vari piani in termini di questa unità²⁹.

²⁹ O. Neurath, 1925,

Già nel 1919 Neurath affermava, a ragione, che la comparabilità non presuppone la commensurabilità. Il giudizio pratico non tecnico ha necessariamente un ruolo nella scelta delle politiche. L'ipotesi di Von Mises circa la necessità di un unico standard di valore e il tipo di razionalità che tale ipotesi implica, sono ingredienti della teoria economica moderna, inclusa l'economia ambientale neoclassica.

Non crediamo che la valutazione monetaria sia un passaggio preliminare per risolvere i conflitti di valore. Sebbene, certamente, alcuni esercizi di valutazione monetaria aiutino nel prendere decisioni. Utilizzare il metodo della valutazione contingente o un altro di quelli commentati, non implica un'adesione incondizionata al principio dell'economia convenzionale in base al quale il valore delle cose – in mercati reali o fittizi – deve provenire esclusivamente dalle preferenze individuali della generazione attuale, prendendo inoltre come data l'attuale distribuzione del reddito e la ricchezza.

Forse gli economisti si trovano di fronte ad un vuoto quando si mette in discussione l'analisi costi-benefici, perché si domandano: allora, come è possibile decidere in modo razionale? Il fatto è che l'analisi costi-benefici molto raramente costituisce l'elemento centrale delle decisioni pubbliche (anche se molte volte serve per giustificare decisioni precedenti). Come Vatn e Bromley scrivono:

I fatti mostrano che la maggior parte delle scelte intelligenti in relazione all'ambiente sono state prese senza stabilire dei prezzi. Vengono alla mente i primi sforzi per controllare le malattie attraverso il risanamento dell'acqua nelle più importanti città dell'Europa e dell'America. Similmente, i programmi contro l'inquinamento atmosferico in queste stesse città non aspettarono di avere le prove che i cittadini erano disposti a pagare una somma aggregata superiore ai costi attesi imposti a coloro che dovevano modificare il proprio comportamento³⁰.

Che molte volte prevalgano gli interessi politici di breve periodo o le pressioni di gruppi economici è un fatto certo, però l'alternativa non è l'utopistica pretesa di mettere le decisioni nelle mani di esperti indipendenti che prescindano da giudizi di valore, bensì cercare procedimenti democratici ed informati per prendere decisioni in una

cornice multicriteriale (ovvero quando esistono diversi criteri di valutazione).

La nostra previsione è che i problemi teorici associati alla valutazione monetaria siano così tanti che il valore di questi esercizi sarà considerato dagli economisti stessi, ogni volta, sempre più relativo. Paradossalmente, tuttavia, la politica ambientale pratica avrebbe bisogno sempre di più di valutazioni monetarie per applicare le leggi ambientali e in particolare per quello che riguarda la “responsabilità civile” in materia ambientale. Tali valutazioni dovranno essere fatte, come del resto si stabiliscono indennizzi per incidenti sul lavoro e stradali, però è importante non perdere di vista il loro carattere fortemente convenzionale.

Alcuni studiosi non solo entrano nel terreno della valutazione di alcuni attivi ambientali, ma addirittura portano a termine esercizi tanto audaci come cercare di approssimare il valore monetario totale, su scala planetaria, dei servizi dei sistemi ecologici e del capitale naturale. Questo è quello che fanno Costanza e i suoi colleghi in un articolo pubblicato sulla rivista *Nature*³¹. Le cifre utilizzate in questo lavoro (alcune elaborate dagli autori e la maggior parte estrapolate da altri studi) portano ad un risultato compreso tra il 90% del PNL e tre volte detto PNL, con un valore medio di 33 bilioni (10^{12}) di dollari³². Non si può non trasalire quando gli stessi autori osservano che senza tali servizi la vita e l'economia non esisterebbero, e quindi che «in un certo senso il loro valore totale per l'economia è infinito» però, proseguono «può essere istruttivo stimare il valore “aggiuntivo” o “marginale” dei servizi degli ecosistemi».

Ci sfugge in che senso sia istruttivo, dal momento che gli stessi autori presentano la contraddizione di estrapolare le perdite delle variazioni marginali quando scomparissero i servizi degli ecosistemi, nei grafici IV.5a e IV.5b. La figura IV.5^o rappresenta le curve di domanda ed offerta di un “bene economico normale”³³. Il PNL misura la somma dei valori $Opbq$ (prezzo per quantità) per il complesso dei beni, mentre ciò che rileva per il benessere è, probabilmente, il surplus che il bene genera (surplus del consumatore più rendita netta, se esiste). La figura IV.5b rappresenta la domanda e l'offerta (rigida) di un servizio ambientale essenziale; ciò che è importante sottolineare è che, al diminuire della quantità q , il “surplus del consumatore” che si perde con ogni unità di servizio è sempre più grande, fino a diventare infinito, perché si tratta di

31

32

33

un servizio essenziale alla vita. Pertanto, la stessa forma che gli autori considerano tipica dei principali servizi ambientali invalida l'idea che gli autori dicono di applicare: calcolare la perdita marginale del passaggio da q a $q - 1$ per moltiplicarlo per il numero di unità q delle quali inizialmente si dispone.

GRAFICO IV.5 (da inserire)

LA MONETIZZAZIONE DELLA NATURA

Ci sono stati tentativi famosi di calcolare il valore monetario dei servizi che la natura fornisce all'economia umana – e, pertanto, di valutare allo stesso tempo la distruzione di questi servizi nel caso in cui questo avvenga (Costanza et al., 1997, *Nature*, vol. 387, p. 253-260).

Di fatto osserviamo che i risultati dipendono dalla scelta arbitraria dei metodi per valutare i vari servizi, la distribuzione dei diritti di proprietà e la pressione alla quale viene sottoposta la natura; tutto questo allontana i *ranking*, le graduatorie realizzate per queste valutazioni monetarie da ciò che otterremmo partendo da un'altra scala di valori, come la valutazione biologica o ecologica. Affinché si comprenda bene questo punto presentiamo le valutazioni monetarie che De Groot attribuisce annualmente (per ettaro) ai servizi naturali nelle Isole Galapagos e nel Mare di Wedden (un grande estuario interno in Olanda). Risulta che questo mare olandese (situato al centro di una regione sovrappopolata e produttrice di rifiuti) “vale” annualmente cinquanta volte di più per ettaro rispetto alle Galapagos. Come osserva Roldan Muradian, se dovessimo scegliere quale delle due zone conservare di fronte ad una minaccia extraterrestre, la logica della valutazione economica ci porterebbe a sacrificare le Galapagos.

Questo esempio è importante non solo perché De Groot è coautore ed ispiratore delle stime di Costanza *et al.*, ma anche perché queste ultime (uguali a quelli del lavoro di De Groot, e che riproponiamo nella tabella) attribuiscono il valore più alto al riciclaggio di nutrienti e di materia organica (la metà circa di 33 bilioni di dollari, che secondo i calcoli Costanza et al. costituisce il valore della natura). Viene invece assegnato uno scarso valore alla biodiversità (piuttosto scioccante nel caso delle

Galapagos), che è dovuto al metodo di valutazione. Inoltre, mentre la materia organica e i nutrienti si contano alternativamente in base al costo di produzione o di riciclaggio, non si applica la stessa metodologia del calcolo al costo di sostituzione, riproduzione o riciclaggio, ai minerali (come hanno segnalato Naredo e Valero, Ayres, Ruth e altri autori nel campo dell'ecologia industriale negli ultimi anni), e neanche alla biodiversità (il cui costo di "riproduzione" o sostituzione risulta assurda da tradurre in termini monetari). Le metodologie di valutazione economica usate sono, quindi, incongruenti.

TABELLA. Sintesi delle valutazioni monetarie ottenute da De Groot (1992) in \$EU per ettaro e anno

1.4 La valutazione a criteri multipli

L'analisi multicriteriale: metodo di decisione o paradigma dell'economia ecologica?

La logica "monocriteriale" dell'analisi costi-benefici consiste nel ridurre tutto in termini monetari mediante metodi "tecnici" i più oggettivi possibile, al fine di decidere in base ad un criterio massimizzante. Ma già a partire dal 1700 il matematico e fisico francese dimostrò le debolezze di tale metodologia all'interno dell'Accademia francese delle scienze. Egli infatti illustrò come il meccanismo di voto "monocriteriale" adottato nei processi deliberativi dell'istituzione scientifica rischiasse spesso di portare alla vittoria del candidato peggiore. Nonostante ciò tale sistema di analisi, il voto pluralistico tradizionale, ancora oggi viene ampiamente utilizzato in elezioni di importanti organi istituzionali quali Senato e Congresso americani. Solo negli ultimi decenni si è prestata attenzione ad un'altra prospettiva, legata alla critica alla commensurabilità e conosciuta come teoria della decisione multicriteriale. Il punto di partenza di questa teoria è che, quando si deve decidere tra varie alternative, la cosa più frequente è massimizzare o minimizzare vari criteri in conflitto tra loro, quindi ciò cui si deve pervenire è un *compromesso* tra questi obiettivi. Tale metodo

permette infatti da un lato di tenere conto contemporaneamente della molteplicità degli aspetti, qualitativi e quantitativi, che possono caratterizzare un problema e dall'altro permette di far emergere i punti di vista dei diversi attori coinvolti. Vediamo un semplice esempio.

Si consideri un'impresa pubblica che può realizzare carta a partire da tre tecniche. Ognuna è caratterizzata da un diverso costo monetario di produzione e da un diverso livello di rifiuti organici che misuriamo in unità di DBO (domanda biologica di ossigeno o quantità di ossigeno necessaria per degradare i rifiuti in un tempo e ad una temperatura determinati), riportati nella tabella seguente:

1 G. Munda, 1995,

2

Caratteristiche delle diverse tecniche disponibili per la produzione di una unità di prodotto

| <i>Tecnica</i> | <i>Costo per unità (unità monetarie)</i> | <i>Inquinamento per unità (DBO)</i> |
|----------------|--|---|
| I | 1.000 | 2 |
| II | 2.000 | 1,75 |
| III | 3.000 | 1 |

Se si trattasse di un'impresa privata, il criterio sarebbe quello di scegliere la tecnica più conveniente, ovvero, la tecnica I. Ebbene, come decidere qual è l'opzione migliore quando si prende in considerazione anche il problema dell'inquinamento?

Una possibile prospettiva potrebbe essere applicare una delle tecniche di valutazione monetaria disponibili, come la valutazione contingente. Benché questo studio fornisca alcune informazioni interessanti, i problemi che presenta sono enormi, come abbiamo visto in precedenza. Il conflitto che ci si presenta è che vogliamo minimizzare il costo di produzione e allo stesso tempo minimizzare le emissioni inquinanti. Avvicinarsi ad uno di questi obiettivi significa allontanarsi dall'altro. Non esiste un'unica

soluzione al problema; dipende dal peso relativo e dall'importanza che si assegna ad ognuno degli obiettivi.

Un'analisi grafica ci può aiutare nella decisione. Nel grafico IV.5 vengono rappresentate le combinazioni di costo monetario ed inquinamento corrispondenti ad ognuna delle tre tecniche. Se aggiungiamo l'ipotesi sulla possibilità di combinare le varie tecniche, allora il segmento che unisce la tecnica I e la III rappresenta le combinazioni fattibili di costi ed inquinamento. Dall'analisi grafica si evince dunque che la tecnica II è inefficiente. Questo è il primo passo da fare: rifiutare le alternative *dominate* da un'altra: ovvero, un'alternativa è migliore in base ad alcuni dei criteri e non è peggiore in base a nessuno. Tuttavia, nel nostro esempio esistono molte possibili combinazioni che non sono da scartare in modo così semplice: tutte quelle del segmento che va da I a III e che matematicamente sono caratterizzate da un costo di produzione x e da un livello di inquinamento y che sono:

$$x = 1.000b + 3.000(1 - b) = 3.000 - 2.000b$$

$$y = 2b + 1(1 - b) = b + 1$$

$$\text{dove } 0 \leq b \leq 1$$

In altre parole, il costo di riduzione dell'inquinamento di una unità equivale a 2.000 unità monetarie. Un modo possibile per impostare la soluzione potrebbe essere: se per ogni unità di riduzione dell'inquinamento siamo disposti a pagare più di 2.000 unità monetarie, la tecnica migliore sarà la III; se siamo disposti a pagare una somma minore, la cosa migliore sarà optare per la tecnica I. Però, certamente, non dobbiamo valutare sempre in modo uguale la diminuzione dell'inquinamento di una unità in più. Per esempio, potremmo ritenere che, data la produzione di carta prevista e le caratteristiche del mezzo ricettore dell'inquinamento, un livello di inquinamento di 1,25 per unità prodotta possa essere assunto con molti pochi costi ambientali. Questo ci porterà a decidere solo tra le alternative che implicano un inquinamento uguale o superiore a 1,25. Oppure, al contrario, potremmo introdurre una restrizione in senso opposto e considerare, per esempio, che in nessun caso l'inquinamento per unità prodotta debba superare il livello 1,5. Per l'economia ecologica la molteplicità di possibili soluzioni non costituisce un difetto del metodo, al contrario: tra economia ed ecologia i conflitti

sono frequenti e nessuna tecnica può sostituirsi al dibattito sociale sull'argomento.

L'esempio precedente considerava solo due criteri rilevanti ed entrambi erano facilmente quantificabili. Molto spesso, però, i criteri rilevanti sono molti ed alcune variabili sono qualitative. Supponiamo, per esempio, che ci siano tre progetti di strada per collegare due popolazioni³⁴ e che a noi interessino tre aspetti: il costo monetario, il tempo medio previsto di spostamento e l'impatto sul paesaggio (ovviamente anche la scelta dei criteri rilevanti suscita polemiche e deve sottostare al dibattito sociale). Il primo passo è organizzare l'informazione e per fare questo si può utilizzare una matrice di ordine $m \times n$ – matrice di valutazione – nella quale si riportino i risultati previsti degli n criteri considerati per le m alternative.

| | | | |
|--|--|--|--|
| | | | |
| | | | |
| | | | |
| | | | |

In base alle informazioni disponibili otteniamo il seguente ordinamento, del più o meno preferito, secondo i diversi criteri:

| | | | |
|--|--|--|--|
| | | | |
| | | | |
| | | | |
| | | | |

Si pone di nuovo il problema di come aggregare i differenti criteri. Un'alternativa è rappresentata dall'utilizzare la matrice solo come un modo per organizzare l'informazione rilevante per le decisioni e partendo da questa si deciderà "direttamente", applicando – per dirla così – il giudizio pratico. Si noti che, come ha osservato John O'Neil³⁵, richiamarsi al giudizio pratico non significa appellarsi ad una intuizione disinformata. Il giudizio circa il valore di diverse situazioni può essere informato o disinformato, competente o incompetente. Il buon giudizio non nasce dalla

³⁴
³⁵

semplice intuizione, ma si basa sulla capacità di percezione e di comprensione. Per esempio, per confrontare il valore di diversi sistemi ecologici bisogna essere informati ed essere capaci di distinguere i vari tratti che li caratterizzano.

Quando il numero delle alternative e di criteri è molto elevato, si può preparare un algoritmo matematico per *aiutare* a processare le informazioni. Ebbene, esistono tantissimi metodi di aggregazione, per cui impostare un metodo ideale applicabile universalmente ed automaticamente significherebbe cadere nello stesso errore dell'analisi costi-benefici.

Vediamo alcuni possibili metodi. In primo luogo dobbiamo distinguere tra gli ordinali e i cardinali. I primi considereranno unicamente la posizione relativa di ogni alternativa rispetto a ciascun criterio; il vantaggio è che non richiede informazioni quantitative precise, ma il grande limite è che non considera l'intensità delle differenze dei risultati rispetto ai criteri. La situazione normale sarà intermedia: non si possono quantificare con precisione i vari risultati (almeno per alcuni criteri), ma si sa molto di più in confronto ad un semplice ordinamento rispetto ai criteri: per esempio, se la differenza di valore come habitat tra due alternative è molto grande o molto piccola. Inoltre, se applichiamo il metodo della maggioranza semplice di criteri, paragonando le alternative a due a due, a volte arriveremo ad un risultato preciso (in questo caso l'alternativa B), ma possiamo anche imbatterci nel "paradosso di Arrow", che ci impedisce di classificare in maniera coerente le alternative³⁶.

Altri metodi di aggregazione richiedono che tutti i criteri siano quantificati. Questo è già un passo molto problematico, ma potremmo cercare di elaborare indici quantitativi di valutazione rispetto ad ogni criterio. Per evitare che il risultato dipenda dalle unità di misura scelte si possono normalizzare i valori tra 0 e 1. Nelle alternative considerate per ogni criterio uguagliamo ad 1 il valore migliore (quello ideale) e a 0 il peggiore (l'anti-ideale). Nel nostro esempio otterremo un risultato come questo:

| | | | |
|--|--|--|--|
| | | | |
| | | | |

36

| | | | |
|--|--|--|--|
| | | | |
| | | | |

Una volta quantificati i valori in base ai diversi criteri, niente impedisce di definire degli algoritmi matematici di aiuto alla decisione. Per esempio, si può massimizzare la somma ponderata del valore di ciascun criterio, ovvero:

$$\text{Max } W_1X_1 + W_2X_2 + \dots + W_nX_n$$

dove W_i rappresenta il peso di ogni criterio e X_i il valore. In questo caso, se i tre criteri hanno lo stesso peso risulterà che la migliore decisione è C; tuttavia, se si da un peso di 50% al primo criterio (il costo monetario) e di 25% agli altri due, allora dominerà l'alternativa B.

Si potrebbe argomentare che decidere circa il peso relativo dei criteri è come fissare “prezzi relativi” e che, pertanto, il metodo non è in realtà diverso dall'analisi costi-benefici. Si può, tuttavia, replicare che l'analisi multicriteriale può operare senza ponderare i criteri e in ogni caso i pesi sono espliciti e fanno parte del processo di decisione, per cui risulta evidente che priorità diverse condurranno a risultati diversi. Potremmo anche attribuire ad un criterio “potere di veto” – per esempio, la legge statunitense sulle “specie minacciate” o il carattere “sacro” che un territorio ha per un popolo.

Non si deve dimenticare che quando si parla di decisioni conflittuali queste non si riferiscono solo ai valori ma anche a conflitti tra gli interessi e le prospettive di differenti gruppi di persone. Le tecniche di analisi multicriteriale aiutano ad evidenziare i conflitti, però non indicano chi e come deve decidere. La decisione potrebbe risolversi in un referendum, benché questo metodo non sempre sia il più adeguato, non solo perché – come gli economisti sottolineano – non tiene in conto l'intensità delle preferenze, ma anche perché impone soluzioni che si possono ritenere ingiuste. Per esempio, installare pericolosi impianti di trattamento dei rifiuti lontano dai centri in cui si producono e vicino a località poco abitate (in questo caso un tema chiave è l'ambito geografico del referendum: la località più toccata? Tutto il paese?). Si potrebbe anche cercare di ragionare ed avanzare nella soluzione del conflitto attraverso il dialogo tra un gruppo di individui scelti a caso, che discutano sull'importanza dei diversi criteri e che tentino di arrivare a soluzioni consensuali o

chiaramente maggioritarie; a questo tipo di istituzioni di riferisce Jacobs quando parla di “democrazia deliberativa”³⁷.

BOZZA RISERVATA NON DIFFONDERE

Però, quando introduciamo una misura della perdita di benessere, la complessità aumenta poiché tutte le misure monetarie del surplus del consumatore sono mediate dalla distribuzione del reddito, di modo che l'unica cosa che conta sono le domande solvibili. D'altra parte, se consideriamo le preferenze come un fattore dinamico, gli interrogativi aumentano: se per ridurre un determinato impatto occorre cambiare le abitudini diffuse di spostamento per recarsi al lavoro, promuovendo il trasporto pubblico e disincentivando quello privato, possiamo misurare in denaro il sacrificio che questo comporterà per i cittadini? Non è possibile che il benessere aumenti e ciò che era percepito (forse anche a causa della propaganda dei soggetti economici danneggiati dal cambio) come un sacrificio venga vissuto come un beneficio?

In un esempio successivo ci riferiremo alle funzioni che legano i livelli di emissione o la riduzione delle emissioni con il costo necessario per raggiungere questi livelli. La forma di queste funzioni di costo dipenderà da caso a caso, tuttavia l'ipotesi comune è che se si riducono le emissioni di un inquinante, il costo aumenta più che proporzionalmente: diminuire di poco l'inquinamento non risulta molto caro, ma abbatterlo di molto sì.

Vediamo un esempio: immaginiamo un inquinante le cui emissioni in una determinata area siano pari ad e ed il cui livello iniziale sia pari a 100. Se la riduzione dell'inquinamento è r , allora avremo:

$$r = 100 - e$$

La funzione dei costi totali di abbattimento può essere, ad esempio:

$$C(r) = r^2$$

Oppure, espresso in termini di costi per mantenere un determinato livello di emissioni:

$$F(e) = C(100 - e) = (100 - e)^2$$

Le due funzioni forniscono la stessa informazione, anche se una è riferita alla riduzione dell'inquinamento e l'altra al livello finale di emissioni. In termini di costi marginali, possiamo ottenere due funzioni equivalenti:

$$C_{\text{marg}}(r) = 2r$$

Oppure

$$F_{\text{marg}}(e) = C_{\text{marg}}(100 - e) = -2(100 - e) = -200 + 2e$$

Nel grafico III.6 vengono rappresentate queste funzioni. La quarta rappresenta la funzione marginale in valore assoluto poiché il costo marginale positivo corrisponde ad un livello di inquinamento minore (e non maggiore).

GRAFICO III.6

BOZZA RISERVATA NON DIFFONDERE