

Un confronto fra metodologie alternative per la valutazione e la gestione delle risorse ambientali

J. Bernetti* - D. Romano**

1. Introduzione

La presente nota prende spunto dalle considerazioni contenute nelle relazioni del prof. Romero e del prof. Polelli, riguardo alla molteplicità di approcci esistenti per la valutazione e la gestione delle risorse ambientali ed alla necessità di approfondire la riflessione sui loro pregi e difetti.

Come sottolineato dallo stesso Romero, in letteratura è ormai abbastanza accettato che «esistono due approcci generali per analizzare i problemi connessi con la valutazione e/o la gestione delle risorse ambientali: l'analisi costi benefici e la teoria delle decisioni multicriteriali, intendendo ambedue in senso lato (cfr. VAN DEN BERG e NIJKAMP, 1991; CONWAY, 1991)» (ROMERO, 1992).

Come è noto, la comparsa e l'evoluzione di tali approcci non ha avuto uno sviluppo sequenziale, ma piuttosto un progredire caratterizzato da diverse fasi. Fino agli anni '30 la valutazione di piani e progetti avveniva prevalentemente con metodi strettamente collegati all'analisi c.d. finanziaria. Con il *Tennessee Valley Plan* si cercò per la prima volta di integrare la logica strettamente finanziaria con considerazioni sugli effetti di sviluppo regionale conseguenti alla realizzazione di un progetto pubblico di investimento.

Successivamente, ed in particolare dopo la seconda guerra mondiale, è stato compiuto da parte di molti Autori uno sforzo per collegare

* Dipartimento Economico Estimativo Agrario e Forestale, Università degli Studi di Firenze

** Dipartimento di Scienze Economiche ed Estimative, Università degli Studi della Tuscia, Viterbo

Il lavoro è nato dalla collaborazione dei due autori, tuttavia è possibile riconoscere il contributo specifico di ciascuno nel modo seguente: Iacopo Bernetti, par. 2; Donato Romano par. 3 e 4. Le parti restanti sono state scritte congiuntamente.

in modo sempre più completo questo approccio al *corpus* teorico dei principi dell'economia del benessere. Questi apporti metodologici hanno condotto alla individuazione di una procedura di valutazione, l'Analisi Costi Benefici (ACB), che resta attualmente il più diffuso strumento per la valutazione dei progetti pubblici.

Parallelamente all'ACB, si sono andate sviluppando metodologie che, dal punto di vista teorico, derivano dai recenti studi sulla cosiddetta "teoria delle decisioni", e dal punto di vista analitico, dai nuovi strumenti di programmazione matematica finalizzati alla ottimizzazione dei processi produttivi: Questa nuova categoria di metodi di valutazione è definita Analisi Multi-Criteriale (AMC), e costituisce attualmente uno dei più fecondi approcci nella pianificazione dell'uso del territorio.

Le due linee metodologiche citate, pur essendo entrambe teoricamente giustificate e ampiamente applicate, presentano caratteristiche che ne rendono complementare l'applicazione in campo ambientale. Infatti l'ACB è stata prevalentemente applicata alla valutazione di progetti finalizzati al miglioramento di un preciso servizio ambientale o alla conservazione di risorse naturali fortemente caratterizzate da un determinato uso¹. I metodi di AMC hanno trovato le principali linee operative nella Valutazione di Impatto Ambientale e nella pianificazione territoriale (cfr. NIJKAMP E VOOGD, 1989).

Data la notevole mole di esperienze accumulate negli ultimi anni, è nostra opinione che i tempi siano maturi per una riflessione sui presupposti teorici e sui giudizi di valore che sono alla base dell'ACB e dell'AMC, allo scopo di chiarire, attraverso un'analisi comparata di pregi e limiti di ciascun approccio, quali siano le loro possibilità applicative e le situazioni operative che meglio si prestano all'utilizzazione dell'uno o dell'altro.

La presente nota vuole essere un primo, e molto parziale, contributo in tal senso. L'analisi sarà condotta separando, per comodità espositiva, il caso in cui si operi in condizioni di certezza (par. 2) da quello in condizioni di incertezza (par. 3). Infine, nel par. 4 si effettueranno alcune considerazioni critiche, allo scopo di illustrare le implicazioni che l'analisi consente di evidenziare per le future linee di ricerca nel settore.

¹ In quest'ultimo caso rientrano p.e. le valutazioni economiche del servizio ricreativo dei boschi (cfr. Romano, 1989).

2. La valutazione delle risorse ambientali in condizioni di certezza

2.1. L'analisi costi-benefici nella valutazione e nella gestione delle risorse ambientali

L'Analisi Costi-Benefici costituisce il principale strumento applicativo dei principi dell'economia del benessere nella valutazione di investimenti che hanno rilevanza ambientale (MISHAN, 1974; DASGUPTA e PEARCE, 1972). Essa si basa sul principio dell'internalizzazione in un sistema di mercato degli effetti positivi e negativi sulle risorse ambientali derivanti dalla realizzazione di ciascuna delle alternative di piano considerate. Il ruolo del mercato, considerato come "perfetto allocatore di risorse" mediante il meccanismo dei prezzi (ombra) resta quindi il riferimento centrale dell'ACB così come lo era per i metodi di analisi finanziaria.

La validità di tale approccio nella gestione operativa delle risorse naturali dipende strettamente dai presupposti impliciti in tale riferimento teorico: l'analisi costi benefici opera trasformando tutti gli effetti di ciascuna alternativa progettuale in termini monetari, rendendo tali alternative unidimensionali e quindi comparabili. Ciò implica che l'analisi degli effetti delle alternative sul sistema ambientale di riferimento risulta essere un prerequisito essenziale dell'ACB, dove per analisi degli effetti si intende una sistematica individuazione di tutti gli impatti significativi (positivi o negativi) di tipo fisico, ecologico, sociale ed economico provocati da ciascuna alternativa di piano (incluso lo *status quo ante*, cioè l'alternativa "senza piano") nel sistema ambiente. Formalmente dati K diversi piani k ($k=1, \dots, K$) e I differenti impatti i ($i=1, \dots, I$) l'analisi può essere rappresentata in forma matriciale da:

$$Y = \{y_i^k\} \quad (1)$$

con y_i^k effetto i -esimo della k -esima alternativa progettuale.

Secondo i principi dell'ACB la molteplicità dimensionale della matrice Y può essere resa unidimensionale impiegando un comune denominatore monetario. Questo implica che gli effetti y_i^k siano moltiplicati per il relativo prezzo d'ombra sociale p_i (positivo o negativo a seconda del tipo di effetto).

I riferimenti teorici per la stima di tali prezzi ombra si ritrovano nelle misure della variazione di benessere proposte da HICKS (1939 e 1943): la variazione compensativa, Cv , quella equivalente, Ev , il *surplus*

compensativo, Cs , ed il *surplus* equivalente, Es^2 . Gli indicatori più frequentemente utilizzate sono la variazione compensativa e quella equivalente (CURRIE *et al.*, 1971: pag. 746): la variazione compensativa corrisponde all'ammontare della «compensazione, pagata o ricevuta, che lascia il consumatore nella sua *posizione di benessere iniziale*, se è libero di acquistare qualunque quantità di beni ai *nuovi prezzi*», mentre la variazione equivalente è pari all'ammontare della «compensazione, pagata o ricevuta, che lascia il consumatore nella sua *posizione di benessere finale*, se è libero di acquistare qualunque quantità di beni ai *vecchi prezzi*».

Analiticamente tali misure di variazione del benessere sono ottenute a partire dalle funzioni di spesa $e(p,u)$:

$$CV = R^2 - e(p^2, u^1) = R^1 - e(p^2, u^1) = e(p^1, u^1) - e(p^2, u^1) \quad (2)$$

$$EV = e(p^1, u^2) - R^1 = e(p^1, u^2) - R^2 = e(p^1, u^2) - e(p^2, u^2) , \quad (3)$$

da cui è possibile ricavare le relazioni per il calcolo di variazioni di benessere non marginali:

$$CV = \int_{p^2}^{p^1} \Sigma [\partial e(p, u^1) / \partial p_i] + \Delta R = - \int_{p^2}^{p^1} \Sigma h_i(p, u^1) dp_i + \Delta R , \quad (4)$$

$$EV = \int_{p^2}^{p^1} \Sigma [\partial e(p, u^2) / \partial p_i] + \Delta R = - \int_{p^2}^{p^1} \Sigma h_i(p, u^2) dp_i + \Delta R . \quad (5)$$

dove $h_i(p,u)$ rappresenta la funzione di domanda compensata rispetto al reddito (funzione di domanda hicksiana). Si evince che, se l'individuo migliora il proprio benessere, la CV e la EV sono positive e corrispondono, rispettivamente, alla massima disponibilità a pagare (*Willingness To Pay, WTP*) ed alla minima disponibilità ad accettare (*Willingness To Accept, WTA*) una compensazione monetaria per il cambiamento in esame³.

2 La differenza fra misure Hicksiane di variazione e di *surplus* consiste nel fatto che, nel secondo caso, il consumatore è vincolato all'acquisto nella situazione finale di un paniere di beni uguale a quello che egli avrebbe acquistato nella situazione iniziale, mentre nel primo caso tale vincolo non esiste.

3 Nel caso, invece, di un peggioramento del benessere individuale, le misure sono negative e corrispondono, rispettivamente, alla minima WTA per accettare ed alla massima WTP per evitare il cambiamento in esame.

Operativamente, il valore economico di una risorsa ambientale può essere ricavato per mezzo di metodi diretti ed indiretti (FREEMAN, 1979): i primi valutano la risorsa a partire dai comportamenti e dalle scelte reali effettuate dagli individui; i secondi, invece, si basano su comportamenti potenziali ed ipotetici, messi in evidenza attraverso interviste*.

Ai primi appartengono il metodo del costo di viaggio (*Travel Cost Method*, *TCM*, cfr. CLAWSON, 1959; CLAWSON e KNETSCH, 1966) e quello del prezzo edonimetrico (*Hedonic Price Method*, *HPM*, cfr. GRILICHES, 1971; ROSEN, 1974). Il campo di applicabilità di questi approcci è ristretto alle situazioni in cui variazioni quali-quantitative nel bene ambientale possono essere percepite dal consumatore. Deve esistere, perciò, quella che MÄLER (1974: pag. 183) ha definito condizione di «complementarietà debole» e che si manifesta ogniqualevolta la domanda per un bene ambientale è nulla se la domanda per il bene privato è anch'essa nulla. In presenza di tale condizione è possibile pervenire ad una stima della *WTP* secondo la seguente relazione (MÄLER, 1974: pag. 118; FREEMAN, 1979: pag. 75):

$$h^{-1}(p, u^{\circ}) = \frac{-\partial e(p, y_i, u^{\circ})}{\partial y_i} = -p_i \left[\frac{\partial u / \partial y_i}{\partial u / \partial y_i} \right] = -p_i \cdot MRS_{ii} \quad (6)$$

dove il primo membro della relazione rappresenta la funzione inversa di domanda compensata, in cui y_i è il bene ambientale, y , il bene privato u° sta ad indicare che il livello di utilità è mantenuto costante e MRS è il saggio marginale di sostituzione fra il bene ambientale e quello privato. Tradizionalmente nel caso del *TCM* la relazione di debole complementarietà si esplica tra un sito ricreativo ed il vettore dei beni privati necessari per l'effettuazione della visita presso quel sito (carburante, generi alimentari, attrezzature particolari, ecc.). Nel caso dell'*HPM*, invece, tale relazione esiste tra risorsa ambientale e beni immobili ad essa collegati⁴, in modo tale che variazioni quali-quantitative della prima si riflettano nel vettore dei prezzi dei secondi.

La classe dei metodi diretti è costituita da una serie di approcci che hanno come denominatore comune la simulazione di un mercato per il bene oggetto di stima (metodi di valutazione ipotetica), in modo da

4 O tra qualità ambientale del luogo di lavoro e saggio del salario, come avviene in altre applicazioni.

*Un approfondimento dei problemi teorici e metodologici dei diversi approcci può essere rinvenuta in ROMANO (1989).

costringere i consumatori a rivelare le proprie preferenze (*Contingent Valuation Method, CVM, cfr. DAVIS, 1966; BRADFORD, 1970*). Nella versione tradizionale (*WTP-surveys*), con i metodi di valutazione ipotetica si ottengono direttamente delle risposte che costituiscono un punto della curva di indifferenza individuale tra reddito e bene ambientale (*BROOKSHIRE et al., 1980*), la cui derivata rispetto alla disponibilità di bene ambientale corrisponde alla curva inversa di domanda compensata:

$$h^{-1}(p, u^0) = \frac{-\partial e(p, y_i, u^0)}{\partial y_i} \quad (7)$$

Operativamente i metodi CVM si articolano in diverse versioni: *open-ended* (*SELLER et al., 1985*), *iterative bidding game*, e *close-ended* (*BISHOP, et al., 1983; HANEMANN, 1984; CAMERON e JAMES, 1987*).

Operando secondo uno di tali approcci può essere costituita una matrice di valori monetari V tale che

$$V = YP \quad (8)$$

dove V è una matrice ($K \times I$) nella quale ciascun elemento v_i^k rappresenta il beneficio totale netto dell' i -esimo impatto del k -esimo progetto e dove P è una matrice diagonale ($I \times I$) con p_i come elemento della diagonale. Il beneficio sociale totale netto di una determinata alternativa k -esima è uguale a:

$$b^k = \sum_{i=1}^n v_i^k \quad (9)$$

L'ordinamento delle alternative di piano viene effettuato in base ai valori del vettore $b = [b^1, \dots, b^k]$. Formalmente, considerando il vettore t ($t=1, \dots, T$) dei periodi di tempo in cui si realizzano gli effetti dei progetti,

per un saggio di sconto sociale Sss , si ha:

$$\max \omega = \sum_{k=1}^m \delta^k \sum_{t=1}^T b_t^k (1+Sss)^{-t} \quad (10)$$

S.T.	Divisibilità dei progetti	
Escludibilità dei progetti	SI	NO
SI	$\sum_{k=1}^K \eta^k \delta^k \leq 1$ $\sum_{k=1}^K \eta^k = 1$ $\delta^k \leq 1$ $\eta^k = \{0, 1\}$ $\sum_{k=1}^K r_j^k \delta^k \leq R_j$	$\sum_{k=1}^K \delta^k = 1$ $\delta^k = \{0, 1\}$ $\sum_{k=1}^K r_j^k \delta^k \leq R_j$
NO	$\delta^k \leq 1$ $\sum_{k=1}^K r_j^k \delta^k \leq R_j$	$\sum_{k=1}^K \delta^k \geq 1$ $\delta^k = \{0, 1\}$ $\sum_{k=1}^K r_j^k \delta^k \leq R_j$

con x criterio del processo decisionale (beneficio totale netto), d^k frazione del progetto k -esimo attivata, r_j^k fabbisogno della risorsa j -esima da parte del progetto k -esimo, R_j disponibilità totale della risorsa j -esima⁵.

⁵ η^k variabile binaria riferita al progetto k -esimo, necessaria per la costruzione del modello.

2.2. L'Analisi Multicriteriale nella valutazione e gestione delle risorse ambientali

L'analisi multicriteriale nasce prima come insieme di metodologie di pianificazione e di mediazione dei conflitti in campo ambientale, che come metodo di analisi economica. Per tale motivo l'inquadramento teorico di tale approccio non risulta ancora univocamente definito: esso infatti eredita concetti e principi di base da molte fonti, quali l'economia ambientale, l'ecologia applicata, la teoria delle decisioni, le scienze sociali e psicometriche e le scienze territoriali. Tuttavia, un primo carattere comune ai diversi metodi di AMC è la considerazione esplicita del sistema ambiente nell'analisi delle diverse alternative di piano. Tale impostazione differisce perciò dalla ACB in cui il sistema ambiente veniva mediato attraverso una internalizzazione degli effetti di ciascuna alternativa nel mercato per mezzo dei prezzi ombra. Ciò porta come conseguenza all'abbandono del metro unico monetario, che viene sostituito da una molteplicità di misure fisiche, indici qualitativi e di prezzi⁶, rendendo così evidenti le diverse implicazioni di ciascuna alternativa progettuale.

L'adozione di tale criterio permette di abbandonare, dal punto di vista decisionale, il principio di compensazione tipico dell'ACB, impiegando una funzione di utilità definita in modo più generico. Formalmente le tecniche multicriteriali si possono considerare basate sul seguente modello di scelta:

$$\max \div \min \omega_1 = \lambda_1(\delta^1 y_1^1, \dots, \delta^m y_1^m) \quad (11)$$

·
·
·

$$\max \div \min \omega_n = \lambda_n(\delta^1 y_n^1, \dots, \delta^m y_n^m)$$

6 Impiegati solo per la valutazione di beni di mercato in senso stretto.

S. T.	Divisibilità dei progetti	
Escludibilità dei progetti	SI	NO
SI	$\sum_{k=1}^K \eta^k \delta^k \leq 1$ $\sum_{k=1}^K \eta^k = 1$ $\delta^k \leq 1$ $\eta^k = \{0, 1\}$ $\sum_{k=1}^K r_j^k \delta^k \leq R_j$	$\sum_{k=1}^K \delta^k = 1$ $\delta^k = \{0, 1\}$ $\sum_{k=1}^K r_j^k \delta^k \leq R_j$
NO	$\delta^k \leq 1$ $\sum_{k=1}^K r_j^k \delta^k \leq R_j$	$\sum_{k=1}^K \delta^k \geq 1$ $\delta^k = \{0, 1\}$ $\sum_{k=1}^K r_j^k \delta^k \leq R_j$

con x_1, \dots, x_n criteri del processo decisionale⁷ k_i peso attribuito all'impatto progettuale i -esimo.

Come evidenziato da Romero nella sua relazione, in questo contesto è possibile giungere ad una valutazione "economica" degli impatti di ciascun progetto, che, mantengono ciascuno la propria dimensione. «Così, ad esempio, invece di determinare il valore monetario della ricreazione in un bosco per mezzo della difficile mediazione della c.d. disponibilità a pagare, si determina il costo opportunità dell'aumento del numero di visite in termini di produzione di legname» (ROMERO, 1992).

⁷ Nella teoria delle decisioni (cfr. ZELENY, 1982) per criteri si intendono le regole che guidano il processo decisionale, cioè, nell'ambito in esame, gli effetti delle alternative di progetto da considerare ai fini della valutazione. Gli obiettivi rappresentano la "direzione" (massimizzare o minimizzare) desiderabile per ogni criterio (nel caso in esame massimizzazione degli effetti positivi e minimizzazione di quelli negativi). Infine, per attributo si intende il livello, quantitativo o qualitativo, raggiunto da una data alternativa per un dato criterio (nel caso in esame gli attributi sono rappresentati dagli effetti y_i^k delle alternative progettuali).

In termini operativi sono state proposte numerose tecniche per la soluzione del generico problema di scelta testè riportato con il minor numero possibile di assunzioni relativamente alla funzione di utilità o, più in generale, al principio di scelta. Tale pluralità, se rende meno strutturato l'inquadramento teorico dell'approccio, consente maggiore flessibilità ed adattamento alle condizioni tecniche e decisionali dei problemi applicativi⁸. La scelta del metodo dipende, naturalmente, dalle caratteristiche del problema in esame.

Un approccio che sembra essere tra i più fecondi come possibilità di sviluppo teorico e applicativo e che riesce a considerare in un unico ambito formale la maggior parte dei metodi è quello che si basa sulla "teoria decisionale dell'ideale"⁹ (ZELENY, 1982; YU, 1973). Il punto ideale¹⁰ viene definito come una alternativa, in realtà non raggiungibile date le risorse disponibili e fissati gli obbiettivi del decisore, rappresentabile con un vettore i cui elementi sono i valori massimi che ciascun attributo può raggiungere fra le varie alternative.

Tale necessità di ricorrere a tale concetto emerge dal comportamento degli agenti economici e decisionali in un ambito multiattributo¹¹, nel qual caso il reale comportamento dell'individuo può portare a ordinamenti non univoci a seconda delle modalità di confronto fra le alternative disponibili¹². Il problema è stato superato da ZELENY (1982) mediante il cosiddetto "assioma della scelta", secondo cui le alternative più prossime al punto ideale sono preferite a quelle che ne sono più lontane: la maggiore vicinanza a ciò che viene percepito come ideale rappresenta cioè il criterio in base al quale gli individui effettuano le proprie scelte.

8 Una classificazione dei principali metodi proposti in letteratura, basata su (i) la formulazione degli indici di valutazione, (ii) le caratteristiche delle alternative progettuali, (iii) i risultati del processo di scelta, (iv) le ipotesi formulate sulla funzione di utilità, e (v) la modalità di attribuzione di pesi, può essere ritrovata in BERNETTI (1992).

9 La teoria dell'ideale permette di considerare unitariamente metodi quantitativi, ad ordinamento completo, discreti e continui, con e senza considerazione esplicita della funzione di utilità, con e senza attribuzione esplicita di pesi.

10 Corrispondente al *bliss point* di ARROW (1967) nella tradizionale teoria dell'utilità.

11 Per una definizione del concetto di attributo nel contesto in esame si veda la nota (7).

12 Spesso cioè si osserva la violazione di uno degli assunti fondamentali della teoria dell'utilità: quello della transitività delle preferenze. Ciò sembra dipendere dal fatto che nel caso che il numero delle alternative e/o degli attributi sia elevato, aumenta la tendenza del decisore a fare dei confronti sequenziali a coppie (ADAMS E FACOT, 1959)

Operativamente il problema viene risolto facendo riferimento alla teoria degli "insiemi sfocati" o *fuzzy sets*¹³. Nel contesto dell'assioma della scelta, per ciascun attributo i ($i=1, \dots, I$), può essere individuato un'insieme sfocato i cui elementi sono rappresentati dai valori raggiunti da ciascuna alternativa k ($k=1, \dots, K$) per quel dato attributo e la "funzione di appartenenza" rappresenta il grado di vicinanza, espresso come distanza normalizzata, esistente fra tali valori e quello ideale per detto attributo. Dato perciò un insieme Y che rappresenta la relazione binaria fra effetti ed alternative progettuali $Y=\{y_i^k\}$ si può definire la seguente funzione generale di distanza:

$$d(y_i^k, y_i^*) = d_i^k \quad (12)$$

con

$$d_i^k = \frac{y_i^k - y_i^*}{y_i^* - y_i^*} \quad (13)$$

con y_i^* valore massimo e y_i^* valore minimo per l'attributo i -esimo; dalla (13) risulta che $d_i^k=1$ se $y_i^k=y_i^*$, altrimenti $0 \leq d_i^k < 1$.

In tal modo l'insieme di tutte le alternative ammissibili può essere trasportato, attraverso gli operatori d_i^k in uno spazio delle distanze. L'alternativa ideale viene così ad essere trasformata in un vettore unità $d^* = \{1, \dots, 1\}$ poiché se $y_i^k = y_i^*$, allora $d_i^k = d_i^* = 1$.

Per determinare il grado di vicinanza di una qualsiasi alternativa y^k a quella ideale y^* in termini di d^k e d^* , può essere definita una appropriata famiglia di funzioni di distanza:

$$L_p(\lambda, k) = [\sum_i \lambda_i (1 - d_i^k)^p]^{1/p} \quad (14)$$

dove $\lambda = \{\lambda_1, \dots, \lambda_I\}$ è un vettore dei pesi assegnati ai vari attributi e la potenza p rappresenta il parametro caratteristico della famiglia di funzioni di distanza $1 \leq p \leq \infty$. Così $L_p(\lambda, k)$ consente una stima della distanza tra l'alter-

13 Secondo tale teoria un insieme sfocato può essere definito come un insieme di elementi caratterizzati da una data funzione di appartenenza il cui campo di variazione, compreso fra 0 e 1, ne definisce il grado di appartenenza (ZELENY, 1982).

nativa ideale d^* ed il vettore dei gradi di vicinanza d^k , che caratterizza la k -esima alternativa.

Casi notevoli della (14) si hanno per particolari valori di p e per $\sum_i \lambda_i = 1$:

$$\text{per } p=1, \quad L_1(\lambda, k) = \sum_i \lambda_i (1 - d_i^k), \quad (15a)$$

$$\text{per } p=2, \quad L_2(\lambda, k) = [\sum_i \lambda_i^2 (1 - d_i^k)^2]^{1/2} \quad (15b)$$

$$\text{per } p=\infty \quad L_\infty(\lambda, k) = \max\{\lambda_i (1 - d_i^k)\}. \quad (15c)$$

Ciascun valore di p individua un particolare modo di calcolare la distanza fra l'alternativa in esame e l'alternativa esaminata: con $p=1$ essa è data dalla somma pesata delle distanze dei singoli attributi; con $p=2$ otteniamo la classica distanza Euclidea in ambito multidimensionale, mentre con $p=\infty$ essa è la massima distanza riscontrata fra gli attributi.

Numericamente l'impiego di una data "metrica" implica che le distanze $L_p(\lambda, k)$ tra y_i^k e y_i^* siano progressivamente decrescenti passando da $p=1$ a $p=\infty$. Inoltre l'effetto delle diverse metriche sulle distanze tra y_i^k ($\forall k=1, \dots, K$) e y_i^* è tale da "appiattire" progressivamente le differenze fra le varie $L_p(\lambda, k)$ passando da $p=1$ a $p=\infty$.

In base a tale famiglia di funzioni di distanza è possibile ordinare le alternative di pianificazione secondo la loro distanza dall'alternativa ideale (irrealizzabile): l'alternativa con la minima distanza dal punto ideale rappresenta così "il compromesso più soddisfacente" C_p per il decisore. In base alle formulazioni precedenti possiamo definire:

$$\text{per } p=1, \quad C_1 = \min_k (\sum_i \lambda_i (1 - d_i^k)), \quad (16a)$$

$$\text{per } p=2, \quad C_2 = \min_k [\sum_i \lambda_i^2 (1 - d_i^k)^2]^{1/2} \quad (16b)$$

$$\text{per } p=\infty \quad C_\infty = \min_k \{\max_i \{\lambda_i (1 - d_i^k)\}\}. \quad (16c)$$

Un modo alternativo di formulare il problema di scelta è quello di riferirsi al concetto complementare di "punto antiideale". Il punto antiideale è caratterizzato dai valori più bassi realizzabili per ciascun obiettivo nel sistema decisionale considerato. L'assioma complementare di scelta porta così a selezionare le alternative che sono più lontane dal punto antiideale. Formalmente, considerando sempre distanze normalizzate, il vettore antiideale è dato da $d_- = \{0, \dots, 0\}$. Analogamente la famiglia di distanze dal punto antiideale è data da:

$$L'_p(\lambda, k) = [\sum_i \lambda_i (d_i^k)^p]^{1/p} \quad (17)$$

Il criterio di scelta consente di individuare il seguente insieme di compromesso C'_p :

$$\text{per } p=1, \quad C'_1 = \max_k (\sum_i \lambda_i (d_i^k)), \quad (18a)$$

$$\text{per } p=2, \quad C'_2 = \max_k [\sum_i \lambda_i (d_i^k)^2]^{1/2} \quad (18b)$$

$$\text{per } p=\infty \quad C'_\infty = \max_k \{ \min_i \{ \lambda_i (d_i^k) \} \}. \quad (18c)$$

La scelta di una data metrica risulta, quindi, fondamentale ai fini della individuazione della decisione finale. Per poter comprendere meglio il senso del loro impiego è necessario ricordare anzitutto che il concetto di distanza è semplicemente un'approssimazione delle reali preferenze del decisore, per cui la sua corretta interpretazione, e quindi la scelta fra le possibili p , non può limitarsi al solo significato geometrico, ma deve essere inserita nell'ambito delle reali preferenze del decisore e delle relative implicazioni sul processo decisionale.

Per chiarire questo aspetto è però necessario introdurre il concetto di "soluzione di compromesso". Nel caso che la funzione di utilità del decisore sia caratterizzata da più obiettivi questi non possono essere soddisfatti contemporaneamente. Da qui la necessità di individuare una soluzione di compromesso fra i vari obiettivi, definita da quell'alternativa che minimizza la funzione di distanza dal punto ideale o che massimizza quella dall'antiideale:

$$\text{Min}_k L_p(\lambda, k) \quad (19)$$

$$\text{Max}_k L'_p(\lambda, k) \quad (20)$$

L'insieme delle soluzioni ottenute per p compreso fra 1 e ∞ definisce il cosiddetto insieme di compromesso (*compromise set*)¹⁴.

Operando in base ad una metriche basata sulla massima distanza dall'anti-ideale la scelta dipende dal livello raggiunto dai vari obiettivi rispetto all'alternativa antiideale, identificabile dal punto di vista operativo dall'alternativa senza progetto.

14 Può essere dimostrato (Yu, 1973), che le soluzioni appartenenti all'insieme di compromesso sono tutte non dominate, e che per $p=\infty$ almeno una delle soluzioni è non dominata.

Sotto questo punto di vista un incremento nel valore di un attributo conduce ad un aumento nella distanza dall'antiideale e quindi ad una maggiore "preferibilità" dell'alternativa. Il concetto di distanza dall'antiideale viene così a coincidere col concetto "classico" di funzione di utilità¹⁵. Secondo la teoria dell'utilità infatti una alternativa y^1 è preferita (in senso stretto) ad una alternativa y^2 se e solo se l'utilità della prima è maggiore dell'utilità della seconda, cioè se $u(y^1) > u(y^2)$. Analogamente, considerando la distanza dal punto anti-ideale, l'alternativa y^1 è preferita a y^2 se $L'_p(\lambda, 1) > L'_p(\lambda, 2)$.

Tale criterio di scelta è detto, dal punto di vista decisionale di **non competitività**, in quanto la valutazione di una data alternativa progettuale non viene esaminata in base al livello raggiunto da ciascun obiettivo, ma in base al livello complessivo raggiunto dalla funzione di utilità globale.

Esaminando le differenze fra i diversi tipi di metrica in condizioni di non competitività, si ha che il coefficiente p caratterizza la forma funzionale e quindi le caratteristiche di tale funzione.

Per $p=1$, si hanno funzioni di utilità lineari additive. Tale caso notevole è detto di **perfetta compensatorietà**, in quanto, con tale formulazione della funzione (di distanza o di utilità) un decremento nel valore di un obiettivo può essere perfettamente compensato da un incremento nel valore di un'altro obiettivo; è perciò consentito un *trade-off* completo fra obiettivi. A tale caso particolare di non competitività e perfetta compensatorietà è riconducibile il metodo dell'Analisi Costi Benefici, che, in definitiva opera, su distanze dal punto anti-ideale (alternativa senza progetto) pesate tramite i prezzi ombra¹⁶.

Al crescere di p si ha un progressivo decremento del grado di compensatorietà ammesso fra gli obiettivi, dovuto al fatto che la funzione di utilità non è più completamente separabile nelle sue componenti.

Nel caso notevole di $p = \infty$ non viene consentito nessun *trade-off* fra gli obiettivi; il caso è detto di **non compensatorietà** e ciò significa che cia-

15 Più precisamente, attraverso la distanza dal punto antiideale si hanno funzioni di utilità definite in base a curve di "isopreferenza" (cioè in base all'«insieme di tutte le alternative ugualmente desiderabili da parte del decisore», KEENEY e RAIFFA, 1976, pag. 236), piuttosto che sulle tradizionali curve di "indifferenza" (cioè l'insieme di punti che sono indifferenti al decisore in quanto si trovano allo stesso livello di utilità, indipendentemente dall'esistenza di un insieme di alternative). È dimostrabile che le funzioni di utilità costruite in base a curve di isopreferenza sono teoricamente corrette con le assunzioni relative alla teoria dell'utilità (cfr. KEENEY e RAIFFA, 1976 pagg. 236-238.)

16 A questo proposito cfr. BALLESTERO e ROMERO (1991).

scun obiettivo contribuisce *per se* al valore della funzione di utilità.

Nel caso in cui ci si riferisce a metriche basate sulla minima distanza dall'ideale, il concetto di funzione di utilità (così come intesa tradizionalmente, cioè continua e monotonicamente decrescente) viene sostituito dal riferimento decisionale (puntiforme) dell'ideale¹⁷. Il fatto di avere come riferimento un valore non raggiungibile dal sistema fisico (ambientale nel caso in esame) enfatizza la necessità di raggiungere un compromesso fra le diverse alternative realizzabili. Questo implica il presupposto che ciascun obiettivo "competa" con gli altri nella individuazione di tale compromesso, senza il ricorso alla mediazione da parte di una funzione di utilità. Per tale motivo tale situazione decisionale è detta di *competitività*. La famiglia di metodologie che si basa su tale presupposto (che sembra essere più appropriato per la soluzione di conflitti ambientali) è detta *compromise programming*.

Anche in questo caso il tipo di metrica utilizzato risulta avere un preciso significato decisionale. Seguendo YAGER (1978) si può osservare infatti che per $p=1$ la minimizzazione di $L_p(\lambda, k)$ riflette l'interesse da parte del decisore riguardo all'ammontare complessivo delle deviazioni di ciascun attributo rispetto al punto ideale (cioè la differenza fra la somma degli attributi della alternativa in esame e la somma degli attributi al punto ideale): ciò corrisponde al caso in cui esista una "compensazione assoluta" fra i diversi obiettivi (ZELENY, 1982: pag. 325 e ss.)¹⁸.

Viceversa per $p=\infty$ si cerca di minimizzare la massima fra le deviazioni individuali: tutti gli attributi sono perciò considerati di importanza comparabile, il che corrisponde al caso di completa assenza di compensatorietà tra gli obiettivi¹⁹.

17 Anche in questo caso è però possibile ricondursi alla teoria dell'utilità, ipotizzando l'esistenza di curve di indifferenza basate sul riferimento teorico del punto ideale.

18 Su tali ipotesi si basano i metodi di *goal programming* pesata o interattiva.

19 Su questo presupposto si basano p.e. i metodi di *minmax programming* e molti metodi interattivi come lo *step method* e il metodo di Zionst e Wallenius.

3. La valutazione delle risorse ambientali in condizioni di incertezza.

Quanto detto finora vale, naturalmente, in condizioni di conoscenza perfetta delle conseguenze che ciascuna azione potrà provocare sull'ambiente. In realtà, in molte situazioni concrete, tale determinismo non è realisticamente ipotizzabile: in tale situazione si vengono a configurare due situazioni, che solitamente vengono riportate in letteratura come condizioni di "rischio" e condizioni di "incertezza". Con tali sostantivi ci si riferisce, rispettivamente, a situazioni in cui si conoscono le possibili conseguenze di una data azione e le relative distribuzioni di probabilità (soggettive o oggettive), ed a situazioni in cui, pur conoscendosi tali conseguenze, non è invece possibile associare ad esse una qualsiasi probabilità.

Quest'ultimo caso è quello che si presenta più frequentemente nella valutazione economica di progetti che hanno rilevanza ambientale, dato che gli ambienti naturali "diventano" risorse naturali attraverso i cambiamenti dei gusti e delle preferenze umane, dei livelli di reddito e della popolazione, delle tecnologie, delle istituzioni sociali e delle politiche pubbliche» (BISHOP, 1978: pag. 11). Quindi si può dire che tale caratteristica di incertezza circa gli impatti di un dato progetto può essere, in linea di principio, connaturata a qualsiasi investimento ambientale. Naturalmente, la rilevanza di tale questione dipende dal tipo di investimento e dal tipo di risorse ambientali coinvolte: è ovvio che nel caso di impatti irreversibili, che coinvolgono risorse ambientali rare o, addirittura, uniche, le conseguenze saranno di maggiore portata, che non nel caso di impatti reversibili su risorse ambientali non rare.

Nel presente paragrafo si cercherà di arrivare a includere l'incertezza²⁰ nella trattazione effettuata nei precedenti paragrafi a proposito dell'ACB e dell'AMC. Ciascun approccio sarà trattato dapprima nella sua versione di incertezza rispetto alle probabilità associate ai diversi «stati di natura»²¹, e, successivamente, nella versione di incertezza totale, sia rispetto alle probabilità, che agli stati di natura.

20 Non saranno pertanto esaminati i casi di valutazione e decisione in condizioni di rischio, in cui la conoscenza delle probabilità e degli "stati di natura" possibili rende relativamente più semplice la trattazione (cfr. BOADWAY e BRUCE, 1984, cap. 10).

Inoltre, come nei precedenti paragrafi, non saranno trattati i problemi connessi con la scelta del saggio di sconto (particolarmente importanti nel caso si operi in condizioni di incertezza) e con l'individuazione di pesi distributivi.

21 Per «stato di natura» si intende una descrizione di una situazione (che si verifica in un dato momento storico), «così completa che, se vera e nota, essa permetterebbe di conoscere le conseguenze di qualsiasi azione» (ARROW, 1971: pag. 45).

Nel primo caso, il problema si configura come un classico caso di «game against nature»²². Allo scopo di incorporare le conoscenze degli stati di natura è possibile estendere la relazione (1) nel modo seguente:

$$S = \{Y_1, Y_2, \dots, Y_s\} \quad (20)$$

dove S è una matrice $[K \times (I \times S)]$, ottenuta per accostamento di S matrici Y_s , (dette anche "scenari", che hanno lo stesso significato delle Y della relazione (1), e descrivono ciascuna un diverso stato di natura ($s=1, 2, \dots, S$)).

In analogia con le relazioni (8) e (9), è possibile allora costruire, per accostamento dei vettori dei benefici totali netti delle diverse alternative progettuali nei vari stati di natura, $b_s = \{b_s^k\}$, la seguente matrice ($K \times S$):

$$B = \{b_1, b_2, \dots, b_s\} \quad (21)$$

Una delle strategie, proposte dalla teoria dei giochi (NEUMANN e MORGENSTERN, 1949; ZELENY, 1982), per risolvere questo tipo di problemi è quella di impiegare il principio max-min, che consente di seguire una strategia "conservativa" nel gioco con la natura. Nel caso di progetti non divisibili ed escludibili²³, tale principio può essere formalizzato nel modo seguente:

$$\max_k \{ \min_s \{ \delta^k b_s^k \} \} \quad (22)$$

con $\delta^k = \{0, 1\}$ e $\sum \delta^k = 1$. Più in generale, per progetti divisibili e non escludibili, tale problema può essere scritto come (ZELENY, 1982):

22 Questo caso è stato già affrontato da BISHOP (1978), che però lo ha trattato da un punto di vista di minimizzazione dei costi sociali connessi alla perdita di una specie in via di estinzione. La trattazione proposta nel presente lavoro è più generale: essa tratta, come tradizionalmente si fa negli studi di ACB, della massimizzazione dei benefici netti di un dato progetto e non si limita al caso di progetti indivisibili (come implicitamente ammesso da Bishop).

23 E' questo il caso analizzato da BISHOP (1978). Riferendosi però a delle possibili perdite, il principio seguito da tale Autore è un min-max:

$$\min_k \{ \max_s \{ \delta^k c_s^k \} \}$$

con c_s^k costo sociale della alternativa k -esima per lo stato di natura s -esimo.

$$\begin{aligned} \max \omega & & (23) \\ \text{s.t.} & \\ \sum_{k=1}^K \delta^k \sum_{t=1}^T b_{t,s}^k (1 + SSS)^{-t} \geq \omega & \end{aligned}$$

soggetto ai soliti vincoli riportati nel par. 2.1.

Non molto dissimile è l'analisi che può essere effettuata secondo l'approccio dell'AMC in condizioni di incertezza. A partire dalla matrice S , si ricava analogamente a quanto esposto nel par. 2.2., una serie di vettori di distanza di ciascuna alternativa dall'ideale, $d_s^k = \{d_{i,s}^k\}$, per ogni stato di natura:

$$D = \{d_1^k, d_2^k, \dots, d_s^k\} = \{D_1, D_2, \dots, D_s\} . \quad (24)$$

ZELNY (1982) ha proposto di risolvere il problema in questione attraverso una formulazione che si basa su una metrica L_1 , e prevede, quindi, perfetta compensatorietà sia fra gli stati di natura, che fra gli impatti, secondo un approccio di *goal programming pesata*:

$$\min_k \left\{ \sum_{s=1}^S \sum_{i=1}^I \lambda_i (1 - d_i^k) \right\} \quad (25)$$

Tuttavia, si ritiene più corretta la soluzione proposta da ROMERO e REHMAN (1989: pag. 152), che adottano una metrica ∞ per gli stati di natura (non compensatorietà), pur mantenendo una metrica L_1 fra gli impatti:

$$\min_k \left\{ \max_s \left\{ \sum_{i=1}^I \lambda_i (1 - d_i^k) \right\} \right\} \quad (26)$$

Anche in questo caso, come in quello dell'ACB si è giunti, quindi, ad una formulazione del problema coerente con il principio del max-min²⁴.

24 In quest'ultimo caso si tratta in realtà di un min-max e non di un max-min perchè in ambito AMC tradizionalmente l'obiettivo è la minimizzazione una distanza dall'ideale, mentre nel caso dell'ACB si tratta di massimizzare una distanza dall'antiideale (massimizzazione della funzione di benessere sociale).

A questo punto va sottolineato che la (23) e la (26) rappresentano la formalizzazione di quello che in letteratura è noto come "criterio di Wald" (ROMERO e REHMAN, 1989; pag. 147), cioè di una strategia che "massimizza il risultato che può essere raggiunto nel peggiore stato di natura". Questo criterio rappresenta, quindi, una strategia estremamente prudentiale, poichè consente solo la scelta della miglior combinazione lineare delle alternative disponibili, all'interno del peggiore (dal punto di vista dello sviluppo) stato di natura: ricordando che si sta parlando di incertezza rispetto al futuro di un progetto che potrebbe avere effetti negativi sull'ambiente, la scelta di una strategia "conservativa" (quella che garantisce minor sviluppo secondo le conoscenze attuali) dovrebbe assicurare impatti meno "pesanti" sulla risorsa ambientale interessata.

Veniamo ora al caso in cui, addirittura, non sia possibile conoscere quali possono essere gli stati di natura conseguenti ad una data strategia. Al riguardo, nell'ambito dell'ACB sono stati proposti una serie di nuovi valori, che andrebbero considerati insieme ai valori economici di cui solitamente si tiene conto²⁵, e che dovrebbero consentire di implementare l'incertezza rispetto al futuro connaturata a molti progetti di intervento che hanno rilevanza ambientale (KRUTILLA e FISHER, 1975).

Il primo di tali valori²⁶ è il cosiddetto "valore di opzione", che corrisponde alla differenza fra "prezzo d'opzione" e "surplus atteso" (SCHMALENSSEE, 1972; BISHOP, 1982):

$$OV = OP - E[S] . \quad (27)$$

25 Si tratta, rispettivamente, dei "benefici dello sviluppo" e di quelli "della preservazione" di KRUTILLA e FISHER (1975). Più recentemente, nella letteratura sulle valutazioni economiche in ambito di ACB è stata proposta una tassonomia dei valori ambientali che si rifà al paradigma del "valore economico totale". Tale paradigma sostiene che il valore economico di una data risorsa ambientale deriva dall'insieme di alcuni valori componenti, che si caratterizzano a seconda dell'incertezza e dell'irreversibilità della proposta di intervento ambientale e del tipo di interazione intercorrente tra individuo e ambiente (uso/non uso).
 26 Per completezza si ricorda che nell'ultimo decennio sono state proposte una serie di misure dei benefici in condizioni di incertezza: "expected consumer's surplus" (MENDELSON e STRANG, 1984), "option price" (BISHOP, 1986), "willingness to pay locus" (GRAHAM, 1981) e "expected fair bet value" (CORY e SALIBA, 1987). Ognuno di tali concetti è valido a seconda dello schema di compensazione previsto e della possibilità che un contratto di assicurazione possa essere stipulato (cfr. MEIER e RANDALL, 1991).

Il prezzo d'opzione, che può essere definito come la compensazione non stocastica (cioè *state-independent*) *ex-ante* che consente di risolvere l'incertezza dell'individuo rispetto al futuro, è una misura più appropriata del surplus atteso quale stima del cambiamento di benessere, visto che quest'ultimo è una compensazione reale *ex-post*, che non tiene quindi conto di quanto l'individuo è disposto a pagare pur di conservare un'opzione d'uso futuro sulla risorsa.

Quindi, il prezzo d'opzione soddisfa la seguente relazione:

$$E[v(p', R-OP)] = E[v(p^\circ, R)] , \quad (28)$$

dove p' e p° rappresentano, rispettivamente, il livello dei prezzi *ex-ante* ed *ex-post*.

Come dimostrato da diversi Autori, l'ammontare del prezzo di opzione dipende dal segno e dall'ammontare del valore di opzione. Benchè non esista accordo su quanto grande sia OV rispetto a $E[S]$, è ormai sufficientemente chiaro che nel caso l'individuo si confronti con una situazione di incertezza dal lato dell'offerta, OV sarà sempre maggiore di zero, mentre nel caso che l'incertezza emerga dal lato della domanda (cambiamenti nei prezzi di altri beni e/o nel reddito individuale e/o in qualsiasi altra determinante della domanda) il segno di OV potrà essere maggiore, minore o uguale a zero.

Un concetto collegato a quello di valore d'opzione, ma che assume rilevanza quando gli effetti di una determinata proposta di intervento sono irreversibili, è quello di "valore di quasi-opzione" (HENRY, 1974; ARROW e FISHER, 1974), che può essere interpretato come il valore atteso della perfetta informazione, condizionata al fatto che la strategia prescelta sia stata quella di preservare la risorsa ambientale. Questa scelta garantisce infatti la possibilità di "apprendere" maggiori informazioni circa gli impatti di una data azione sull'ambiente e, quindi, di risolvere l'incertezza rispetto agli stati di natura. Al riguardo va sottolineato che, diversamente da quanto visto per il valore di opzione, "il segno del valore di quasi opzione è, in generale, strettamente positivo" (JOHANSONN, 1987: pag. 196). Formalmente:

$$QOV = E[v_{oj}^*] - E[v_{oj}] \geq 0 , \quad (29)$$

dove $E[v^*o]$ rappresenta l'utilità complessiva (periodo attuale più periodi futuri) attesa nel caso che l'incertezza rispetto agli stati di natura sia stata risolta, mentre $E[v_o]$ rappresenta l'utilità complessiva attesa prima che tale incertezza sia stata risolta.

Tuttavia, la soluzione qui prospettata, di internalizzare i valori che emergono in condizioni di incertezza, rappresenta solo una prima approssimazione al trattamento dell'incertezza e dell'irreversibilità in campo ambientale, soprattutto nel caso in cui ci si trovi di fronte a risorse ambientali rare o, addirittura, uniche: come sostenuto da BISHOP (1978: pag. 16), in questi casi "sembra ragionevole sostenere che il problema, nel caso delle specie in pericolo, sia molto più complesso". In tal caso è opportuno essere più prudenti circa le virtù taumaturgiche del mercato quale allocare ottimale delle risorse ambientali in oggetto, attraverso la semplice internalizzazione dei valori d'uso in condizioni di incertezza. In situazioni in cui l'incertezza rispetto agli stati di natura è molto forte e dove l'irreversibilità delle azioni intraprese è elevata, sono state consigliate alcune strategie operative che meglio sembrano rispondere agli obiettivi di benessere sociale impliciti nell'ACB: l'approccio degli *standards* ambientali e quello dello sviluppo sostenibile.

Per una formalizzazione di tali approcci, si ridefinisca l'effetto *i*-esimo dell'alternativa progettuale *k*-esima, come differenza fra la situazione "con" e "senza" progetto nella disponibilità quali-quantitativa della risorsa ambientale a cui si riferisce l'effetto *i*-esimo secondo l'alternativa *k*-esima:

$$y_i^k \equiv \Delta r_i^k, \quad \Delta r_i^k = r_i^k - r_i^o \quad (30)$$

dove r_i^k rappresenta la disponibilità della risorsa nella situazione con progetto e r_i^o quella nella situazione senza progetto.

Il criterio degli *standards* può essere espresso nel modo seguente:

$$\sum_k \delta^k y_i^k + r_i^o \geq SMS_i \quad (31)$$

dove SMS_i rappresenta quello che nella letteratura economica sulle risorse naturali viene definito come «*safe minimum standard*» di conservazione della risorsa (CIRIACY-WANTRUP, 1968; BISHOP, 1978), corrispondente ad un livello di soglia qualitativo e/o quantitativo per l'attributo *i*-esimo di una data risorsa ambientale, che consente di

perpetuare nel tempo la caratteristica della risorsa descritta da tale attributo.

Dal punto di vista economico, la strategia del SMS sposta il problema da un'analisi costi benefici classica, alla cosiddetta analisi costi efficacia: l'aggiunta di uno o più vincoli del tipo (31) riduce la regione di ammissibilità Paretiana allo spazio delle possibilità produttive che soddisfano tale vincolo. In termini operativi ciò equivale a stabilire un ordinamento lessicografico fra l'obiettivo cui il vincolo si riferisce e gli altri obiettivi previsti dalla funzione di benessere sociale²⁷: solo dopo che il primo sarà stato soddisfatto potrà essere condotta a termine la massimizzazione (minimizzazione) della funzione obiettivo complessiva.

Come ben si comprende, una volta che il livello del SMS sia stato individuato, questa strategia dovrebbe garantire, più di quanto non faccia il classico approccio dell'ACB, la salvaguardia degli interessi ambientali e il guadagno in termini di risoluzione del problema dell'incertezza. Tuttavia, esistono problemi pratici nell'individuazione di un corretto valore del SMS, oltre che problemi connessi al fatto che tale approccio è sostanzialmente statico.

Proprio per tentare di risolvere questi problemi, è stato proposto un secondo criterio, quello dello «sviluppo sostenibile». Formalmente tale criterio può essere espresso nel modo seguente:

$$\sum_k \delta^k y_{i,t-1}^k \leq \sum_k \delta^k y_{i,t}^k \quad \forall t = 1, 2, \dots, T. \quad (32)$$

Come si vede, il criterio del «*sustained yield*», SY, è più rigido del SMS, in quanto impegna il rispetto delle condizione (32) per tutti i periodi t , almeno nella versione qui presentata²⁸: se si parte da condizioni non «critiche» il vincolo di SY minimizza i rischi, in quanto garantisce una dotazione costante o crescente di risorse ambientali di una data qualità. Tuttavia, se si parte da condizioni critiche (se ad esempio ci si trova al di sotto della soglia minima che garantisce la sopravvivenza di una specie), il criterio del SY potrebbe non essere sufficiente. Da qui la proposta di utilizzare i due criteri (SMS e SY) come strategie complementari²⁹ per il

27 O, in maniera alternativa, ciò equivale ad assegnare un prezzo ombra molto più elevato all'obiettivo in esame, rispetto agli altri obiettivi compresi nella funzione di benessere sociale.

28 La versione qui riportata può essere definita come "sostenibilità forte". Tuttavia sono state proposte anche versioni "deboli" di tale criterio, abbandonando, ad esempio, l'ipotesi che la disuguaglianza valga per tutti i periodi t , ipotizzando che valga solo come sommatoria (scontata all'attualità) dei benefici netti.

29 A meno che, naturalmente, non esista ridondanza tra i vincoli (31) e (32).

raggiungimento degli obiettivi ambientali, in condizioni di incertezza.

Il trattamento dell'incertezza in ambito di AMC segue abbastanza da vicino quanto detto a proposito dell'ACB. Le maggiori differenze, più formali che sostanziali in verità, si riscontrano nella parte iniziale della discussione, ove, ovviamente, non possono essere presenti i valori d'opzione e di quasi-opzione, dato che non esiste una monetizzazione degli impatti ambientali.

Comunque, come nel caso dell'AMC in condizioni di certezza, anche in condizioni di incertezza è possibile rintracciare un parallelismo con l'ACB: se in quest'ultima per tener conto dell'incertezza vengono proposti i valori d'opzione e di quasi-opzione, nell'AMC le "ragioni ambientali" sono sostenute dai pesi, che vengono attribuiti ai diversi criteri decisionali. Come suggerito da BRESSO *et al.* (1985), dell'incertezza si può tener conto attraverso un aumento del peso relativo degli obiettivi di conservazione rispetto a quelli dello sviluppo. L'effetto che si ottiene è lo stesso provocato dall'internalizzazione di Ov e Qov nell'ACB: la scelta, a parità di altre condizioni, si sposterà verso la conservazione dell'ambiente. Con tale approccio però, come nel caso della valutazione dei prezzi ombra, esistono problemi connessi con la quantificazione del "giusto" peso da attribuire ai vari criteri.

Dal punto di vista delle strategie del Sms e del Sy , non esistono praticamente differenze tra AMC e ACB: le relazioni (31) e (32) valgono anche per l'analisi multicriteriale, essendo espresse in termini di impatti non monetizzati³⁰.

4. Un confronto fra ACB e AMC nella valutazione e gestione delle risorse ambientali

I limiti teorici ed applicativi dell'impiego dell'ACB nella gestione delle risorse naturali e ambientali derivano dalla difficoltà operativa e/o dalle assunzioni del principio decisionale su cui si basa. I principali fattori critici sono:

- i) Impiego dei cosiddetti prezzi ombra che rappresentano una stima

31 In realtà la coincidenza fra i due approcci esiste solo per il Sms . Il Sy , invece, potrebbe essere espresso in termini di valore nel caso dell'ACB; come già detto, però, anche nel caso dell'AMC esiste un processo analogo alla monetizzazione, che è rappresentato dalla "pesatura" dei diversi criteri del processo decisionale, che equivale ad una pesatura degli impatti (*cfr.* la 11 e la 32).

del valore sociale di un dato bene. A tal proposito si deve considerare che la grande maggioranza dei costi e dei benefici ambientali appartiene alla categoria dei cosiddetti *intangibles*, cioè di beni che non sono solo extramercato, ma dotati di tali caratteristiche di rarità o unicità che rendono complicato e spesso poco affidabile operare una simulazione di mercato attraverso cui ricavare un prezzo³¹.

ii) Impiego del benessere sociale definito come sommatoria dei benefici netti dell'investimento, quale unico obiettivo da massimizzare e, di conseguenza, come parametro di scelta fra le diverse alternative progettuali. La scelta di tale parametro si basa sul principio di compensazione di Kaldor e Hicks (HICKS, 1939; KALDOR, 1939) secondo il quale un progetto pubblico è giustificabile qualora il maggiore benessere goduto da alcuni individui (destinatari dei benefici) permetta una compensazione monetaria potenziale del danno (derivante dai costi) patito da altri. Tale principio risulta difficilmente applicabile ai cosiddetti *intangibles*: molti beni ambientali unici o rari o difficilmente ricostruibili erogano infatti servizi sul piano estetico, culturale o storico e non sembra perciò plausibile che un eventuale uso distruttivo di tali beni possa essere implicitamente compensato dall'incremento di altri benefici dovuto a tale uso. Il principio di compensazione risulta in generale scarsamente verosimile anche nel caso di usi conflittuali di risorse ambientali (p.e. conflitti fra destinazioni produttive o conservative di risorse naturali territoriali). Tale problema deriva dal meccanismo decisionale su cui si basa l'ACB. Sotto tale aspetto l'ACB può essere definita come un metodo di massimizzazione di una funzione di utilità monocriteriale lineare additiva pesata con un metro monetario³². L'esperienza applicativa sembra dimostrare che questa formulazione della funzione di utilità non risulta sempre valida per molti problemi decisionali caratterizzati da obiettivi in forte contrasto fra loro³³.

31 Infatti in molte situazioni che coinvolgono beni pubblici rari o unici i metodi basati sulla simulazione di un mercato tendono a provocare una distorsione nella valutazione della esternalità ambientale (CUMMINGS *et al.* 1986; MITCHELL e CARSON, 1987). Tali errori sono principalmente da attribuirsi alla mancanza di informazione sulla utilità di tale bene, ma spesso giocano anche comportamenti strategici del tipo *free rider* (non manifestazione delle proprie preferenze), dovuti a motivi culturali o etici.

32 Secondo quest'ottica il benessere sociale rappresenta la funzione di utilità da massimizzare. Esso può essere scomposto in due insiemi di obiettivi: uno da massimizzare, costituito dai benefici sociali, l'altro da minimizzare, rappresentato dai costi, ambedue pesati con un metro monetario attualizzato.

33 I presupposti decisionali sottintesi da una formulazione della funzione di utilità lineare e additiva sono riportati nel par. 2.2.

iii) Impiego del saggio sociale di preferenza intertemporale nella valutazione della cadenza temporale degli effetti delle varie alternative di piano. L'applicazione di un saggio di sconto positivo ha, nella ACB, l'effetto di pesare diversamente le utilità presenti da quelle future, sottostimando queste ultime: ciò rappresenta un problema nel caso di usi distruttivi irreversibili di risorse ambientali. Infatti un danno ambientale ad una risorsa naturale non ricostruibile si ripercuoterà per molto tempo, al limite all'infinito nel tempo; applicando però un saggio di sconto positivo tale danno, teoricamente incommensurabile, tenderà a decrescere nel tempo. In generale perciò si ha una sottostima degli effetti progettuali futuri, che risulta poco appropriata nella gestione delle risorse naturali che implica lunghi orizzonti di pianificazione.

iv) Equità sociale del parametro di scelta. Tale fattore non è esplicitamente considerato dall'ACB. Per poter considerare anche questo aspetto viene impiegato nell'ACB il principio di redistribuzione del reddito. Secondo tale principio il decisore politico assegna dei "pesi" diversi alle perdite ed ai guadagni dei vari strati sociali della comunità. Gli approcci proposti per l'attribuzione di tali pesi sono due. Il primo si basa sui presupposti teorici dell'economia del benessere in base ai quali tali pesi dovrebbero risultare inversamente proporzionali all'utilità marginale (decrescente) del reddito. Il principale problema di tale approccio è la definizione di una forma funzionale rappresentativa della relazione. La seconda classe di metodi ha invece carattere più politico-empirico e individua i pesi in base a criteri di equità dedotti dai programmi politici, dalle aliquote fiscali o da precedenti progetti realizzati. Nessuna di tali soluzioni sembra essere però totalmente soddisfacente.

Dalle numerose applicazioni effettuate si può però dedurre che, nonostante i limiti teorici e applicativi fin qui evidenziati, l'ACB rappresenta sicuramente uno strumento valido di razionalizzazione di scelte pubbliche nel caso di progetti alternativi riferiti ad un determinato obiettivo di miglioramento ambientale. In tal caso infatti raramente si presenta la necessità di valutazione di beni cosiddetti *intangibles*. Inoltre dal momento che la finalità dell'intervento è definita a priori, generalmente non si riscontrano forti conflitti fra gli effetti delle diverse alternative progettuali e, quindi, il principio di HICKS E KALDOR risulta verosimile. Infine, anche le problematiche relative all'equità sociale risultano risolte in sede politica, nella decisione di promuovere la tipologia di intervento. I limiti teorici e pratici risultano invece evidenti nel caso di

valutazione di strategie di pianificazione dell'uso multiplo di risorse naturali territoriali.

Per quanto riguarda l'AMC, l'esplicitazione di tutte le componenti del sistema decisionale (pesi e obiettivi) permette di risolvere in maniera più corretta le problematiche di efficienza sociale. Infatti nell'AMC il procedimento di attribuzione dei pesi è reso palese attraverso un processo dialettico tra volontà del decisore politico, obiettivi di piano formalizzati, valutazioni di esperti, opinioni dei diretti interessati, movimenti di opinione e gruppi di pressione. I principi generalmente comuni ai metodi risolutivi di questa categoria di problemi multiobiettivo e multidimensionale sono i seguenti:

i) *public involvement*: coinvolgimento del pubblico nella fase istruttoria ed eventualmente nella fase decisionale del processo di pianificazione³⁴.

ii) *public inquiry*: secondo tale principio la ricerca di un compromesso fra le parti non esclude la necessità di esprimere un giudizio finale che può non soddisfare in eguale misura tutti i gruppi coinvolti.

Nell'analisi multicriteriale la partecipazione assume perciò il ruolo che nella ACB viene svolto dall'internalizzazione degli effetti esterni. L'efficienza sociale nell'AMC viene affrontata e valutata esplicitamente non attraverso il ricorso ad un mercato economico, reale o simulato (prezzi ombra e ridistribuzioni del reddito), ma attraverso la contrattazione politica fra le parti³⁵.

Da quanto finora esposto risulta evidente come l'analisi multicriteriale non abbia finora risolto tutti i problemi relativi alla gestione delle risorse naturali. Il principale vantaggio di tale approccio, rispetto all'ACB risulta essere la minor quantità di assunzioni e proposizioni assiomatiche nel processo di scelta e la maggiore quantità e trasparenza delle informazioni trasmesse a tutti i soggetti a qualsiasi titolo coinvolti nel processo di pianificazione. Da tale punto di vista l'AMC può risultare più appropriata per la valutazione di progetti di gestione che coinvolga obiettivi fortemente conflittuali, come nel caso della pianificazione

34 Tale principio è variamente recepito dalla legislazione ambientale nazionale e internazionale. Un primo esempio nel campo della gestione multicriteriale delle risorse naturali è dato dalla normativa relativa alla Valutazione Impatto Ambientale che prevede il coinvolgimento del pubblico nella fase istruttoria del processo di valutazione. Altro esempio è quello relativo ai diversi interventi legislativi regionali in tema di parchi naturali che prevedono nei diversi organi direttivi dei parchi rappresentanti delle associazioni locali e delle associazioni naturalistiche.

35 Resta il problema se il mercato politico sia un allocatore di risorse migliore o peggiore del mercato economico.

dell'uso multiplo delle risorse naturali. Ove, per una qualsiasi ragione, questa maggior trasparenza quali-quantitativa di informazioni non fosse raggiunta, l'AMC non presenterebbe vantaggi apprezzabili rispetto all'ACB tradizionale³⁶.

In tal senso si può interpretare l'intero cammino che muove dalla proposizione dell'ACB tradizionale fino agli approcci di *compromise programming*, che si ritiene rappresentino l'insieme di tecniche multicriteriali maggiormente adatte a trattare delle problematiche di valutazione e gestione ambientale, come un tentativo di rendere progressivamente più trasparente e controllabile il processo decisionale.

Ciò è reso evidente dalla Fig. 1, in cui i diversi approcci sono classificati secondo le due categorie della compensatorietà e della competitività fra gli obiettivi, ed in cui il percorso cui si è fatto riferimento parte dal quadrante sud-est, in cui è posizionata l'ACB tradizionale, per giungere a quello di nord-ovest, dove sono raggruppati i metodi di *compromise programming*: come si vede si passa da una situazione in cui tutte le ipotesi valutative sono implicite a causa del criterio di valutazione adottato (funzione obiettivo monocriteriale di tipo lineare additiva) ad una in cui tutto deve essere esplicitato (analisi multicriteriale con assenza di trade-offs fra gli obiettivi).

36 Ad esempio se la decisione dei pesi da assegnare a ciascun obiettivo non fosse attuata attraverso un reale processo partecipativo dei diversi attori coinvolti, essa presenterebbe le stesse controindicazioni tipiche delle valutazioni economiche dei prezzi ombra nell'analisi costi benefici.

COMPETITIVITA'		NO	<p>riferimento all'ANTI-IDEALE</p> <p>importante il livello complessivo del parametro obiettivo</p>	<p>ANALISI COSTI</p> <p>EFFICACIA:</p> <ul style="list-style-type: none"> - standards - sustained yield 	<p>ANALISI COSTI</p> <p>BENEFICI</p>
		SI	<p>riferimento all'IDEALE</p> <p>importante il livello di ciascun obiettivo</p>	<p>COMPROMISE PROGRAMMING</p> <ul style="list-style-type: none"> - minmax G.P. - step method - Zionts-Wallenius 	<p>GOAL PROGRAMMING</p>
COMPENSATORIETA'		NO	<p>metrica L_0</p> <p>assenza di trade-offs tra gli obiettivi</p>	<p>SI</p> <p>metrica L_1</p> <p>trade-offs tra gli obiettivi</p>	
		SI			

FIG. 1: INTERPRETAZIONE DEI VARI APPROCCI

Bibliografia citata

- ADAMS E.W. e FAGOT R. (1959). A Model of Riskless Choice. *Behavioral Science*, vol.4.
- ARROW K.J. (1967). Public and Private Values. In S. Hook (ed.) *Human Values and Economic Policy*. New York University Press, New York.
- ARROW, K.J. (1971). *Essays in the Theory of Risk Bearing*. North-Holland. Amsterdam.
- ARROW K.J. FISHER A.C. (1974). Environmental Preservation, Uncertainty and Irreversibility. *Quarterly Journal of Economics* 55.
- BALLESTERO E. ROMERO C. (1991). A Theorem Connecting Utility Function Optimization and Compromise Programming, *Operations Research Letters*, 10.
- BERNETTI I. (1992). *L'analisi multicriteriale nella pianificazione delle risorse forestali: una applicazione alla gestione di una azienda forestale pubblica*. Tesi di dottorato, Firenze.
- BISHOP, R.C. (1978). Endangered Species and Uncertainty: The Economics of a safe Minimum Standard. *American Journal of Agricultural Economics*, 2.
- BISHOP R.C. HEBERLEIN T.A. KEALY M.J. (1983). Contingent Valuation of Environmental Assets: Comparison with a Simulated Market. *Natural Resources Journal* 23.
- BOADWAY, R.W. e BRUCE, N. (1974). *Welfare Economics*. Basil Blackwell. Oxford.
- BRADFORD D.F. (1970). Benefit-Cost Analysis and Demand Curves for Public Goods. *Kyklos* 23
- BRESSO M. RUSSO R. ZEPPESELLA A. (1985). *Analisi dei progetti e valutazione di impatto ambientale. Aspetti economici e territoriali*. Studi Urbani e Regionali, Franco Angeli, Milano.
- BROOKSHIRE D.S. RANDALL A. STOLL J.R. (1980). Valuing Increments and Decrements in Natural Resource Service Flows. *American Journal of Agricultural Economics* 55.
- CAMERON T.A. JAMES M.D. (1987). Efficient Estimation Methods for Close-ended contingent Valuation Surveys. *Review of Economics and Statistics* 69.
- CIRIACY-WANTRUP S.V. (1968). The New Competition for Land and Some implications for Public Policy. *Natural Resources Journal* 4.
- CLAWSON M. KNETSCH J.L. (1966). *Economics of Outdoor Recreation*. The Johns Hopkins University Press. Baltimore.
- CLAWSON M. (1959). *Methods for Measuring the Demand and the Value of Outdoor Recreation*. Reprint n. 10 Resource for the Future, Inc. Washington.

- CORY, D. e SALIBA, B. (1987). Requiem for Option Value. *Land Economics* 63
- CUMMINGS R.G. BROOKSHIRE D.S. SHULZE W.D. (1986). *Valuing enviromental goods: an assesment of the contimgent valuation method.* Rowman & Allanheld.
- CURRIE J.M., MURPHY J.A. SCHMITZ A. (1971). The concept of Economic Surplus and its Use in Economic Analysis. *Economic Journal* 81.
- DASGUPTA, P. e PEARCE, (1972) *Cost-Benefit analysis: Teory and Practice.* McMillian, Londra.
- FREEMAN III A.M. (1979). *The Benefit of Enviromental Improvement.* The Johns Hopkins University Press. Baltimore.
- GRAHAM D.A. (1981). Cost-Benefit Analysis Under Uncertainty. *American Economic Review* 71.
- GRILICHES Z. (1971). *Price Indexes and Quality Changes.* Harward University Press, Cambridge.
- HANEMANN W.M. (1984). Welfare Evaluation in Contingrnt Valuation Experiments with Discrete Responses. *American Journal of Environmental Economics* 66
- HENRY C. (1974). Option Values in the Economics of Irreplaceable Resources. *Review of Economic Studies: Symposium on the Economics of Exhaustible Resources.*
- HICKS J.R. (1939). Foundations of Welfare Economics. *Economic Journal* 49.
- HICKS J.R. (1943). The Four Consumer's Surplus. *Review of Economics Studies* 11.
- KEENEY R.L. e RAIFFA H (1989). *Decision With Multiples Objectives: Preferences and Value Tradeoffs.* John Wiley & sons, New York.
- KALDOR, N. (1939). Welfare Propositions of Economics and Interpersonal Comparisons of Utility. *Economic Journal* 49: 549-52.
- KRUTILLA, J.V. e FISHER, A.C. (1975). *The Economics of Natural Environments. Studie in the Valuation of Commodity and Amenity Resources.* The Johns Hopkins University Press. Baltimore.
- MALER K.G. (1974). *Enviromental Economics: A Theoretical Inquiry.* The Johns Hopkins University Press. Baltimore.
- MARSHALL A. (1920). *Principles of Economics.* McMillan, Londra (8th eds.).
- MEIER C.E. e RANDALL A. (1991). Use Value under Uncertainty. *Land Economics*, 4.
- MENDELSON, R. e STRANG, W.J. (1984). Cost-Benefit Analysis under Uncertainty: Comment. *America Economic Review* 74: 1096-9.
- MISHAN E.J. (1971). The Postwar Literature on Externalities. *Journal of Economic Literature* 9.
- MITCHELL R.C. CARSON R.T. (1987). *Using surveys to value public goods: the contingen valuation method.* Resource for the future, Washigton D.C.

- NIJKAMPP. e VOOGDH. (1989). *Conservazione e sviluppo: la valutazione nella pianificazione fisica*. Studi Urbani e Regionali, Franco Angeli, Milano.
- ROMANO D. (1989). La valutazione economica dei servizi ambientali: il caso della ricreazione all'aperto. Tesi di Dottorato di ricerca (II ciclo). Università degli Studi di Firenze.
- ROMERO C. (1992). Valoracion Ambiental: Algunas Reflexiones Desde la Perspectiva del Analisis Multicriterio. in CESET, 1° *Simposio Italo-Spagnolo su: Prospettive della ricerca nel settore dell'estimo operativo*, Firenze.
- ROMERO C. e REHMAN T. (1989). *Multiple Criteria Analysis for Agricultural Decision*. Elsevier, Amsterdam.
- ROSEN S. (1974). Hedonic Prices and Implicit Market and Product Differentiation in Pure Competition. *Journal of Political Economy* 82.
- SCHMALENSEE, R. (1972). Option Demand and Consumer's Surplus: Valuing Price Changes under Uncertainty. *American Economic Review* 62: 813-24.
- SELLER C. STOLL J. R. CHAVAS J. P. (1985). Validation of Empiric Measures of Welfare Change: A Comparison of Nonmarket Techniques. *Land Economics* 61.
- VON NEUMANN J. MORGERNSTERN O. (1953). *Theory of games and economic behaviour*. 3 ed. Princeton Edition, New Jersey.
- YAGER R. (1978). *Competitiveness and Compensation in Decision Making: A Fuzzy Set Based Interpretation*, Iona College Tech. Rep. RRY 78-14, New Rochelle.
- YU P. L. (1973). A Class of Solutions For Group Decision Problems. *Management Science*, vol. 19, n. 8.
- ZELENY M. (1982) *Multiple Criteria Decision Making*. McGraw-Hill, New York.