

Le problematiche valutative delle risorse naturali e ambientali

Donato Romano*

Abstract

Il lavoro ha come obiettivo l'analisi dei modelli decisionali degli investimenti sul territorio, con particolare riferimento alla valutazione delle loro ripercussioni ambientali. L'analisi, che adotta il punto di vista del decisore pubblico, è di tipo teorico e privilegia i modelli di tipo normativo. Adottando la consueta distinzione tra modelli decisionali che si rifanno all'analisi costi-benefici ed all'analisi multi-criteriale, si dimostra che in termini di articolazione del processo valutativo non esistono differenze sostanziali tra i due approcci. Tuttavia, i secondi sembrano godere di un vantaggio comparato rispetto ai primi perché: a) richiedono una minore quantità di assunzioni a priori circa il criterio normativo adottato, e b) risultano più trasparenti in termini di informazioni trasmesse a tutti i soggetti coinvolti/interessati nel processo valutativo.

Parole chiave

Analisi costi-benefici, analisi multi-criteriale, risorse naturali, ambiente, territorio.

JEL: Q20, D61, D74, H43

* Professore ordinario di Agricoltura e sviluppo economico, Università degli Studi di Firenze. L'autore desidera ringraziare Iacopo Bernetti per avere letto e commentato una precedente versione del lavoro. La presenza di eventuali errori è, naturalmente, esclusiva responsabilità dell'autore.

1. Introduzione

Affrontare in maniera compiuta il tema delle problematiche valutative delle risorse ambientali è impresa ardua, a causa sia della complessità delle relazioni che intercorrono tra le attività socio-economiche e l'ambiente, sia per la notevole mole di metodi e tecniche valutative finora apparse in letteratura¹, sia, ancora, per la molteplicità delle possibili chiavi di analisi (teoria/applicazioni, tecniche/filosofie valutative, ecc.). È necessario quindi definire preliminarmente quali siano gli obiettivi ed il "taglio" dell'analisi che si intende proporre.

Per quanto riguarda il punto di vista analitico, il tema dell'Incontro indica chiaramente che l'interesse va focalizzato sugli aspetti valutativi dell'ambiente nel caso di investimenti che abbiano valenza territoriale. Ne consegue che l'obiettivo generale della presente relazione è l'analisi degli strumenti che aiutano a prendere decisioni in un ambito di pianificazione territoriale, con particolare riferimento alla fase di valutazione delle ripercussioni ambientali di tali investimenti.

Tale obiettivo risulta però ancora eccessivamente generale, per cui è necessario specificarlo ulteriormente, chiarendo quali sono le discriminanti preliminari adottate nel presente lavoro:

- a) anzitutto, il punto di vista che viene privilegiato è quello pubblico piuttosto che quello privato, data la valenza prevalentemente pubblica delle risorse ambientali e le importanti conseguenze dal punto di vista valutativo e gestionale che ciò comporta (fallimenti del mercato, interventi regolamentativi da parte dell'Ente Pubblico, ecc.). D'altra parte, ciò non sminuisce la validità generale della discussione, visto

¹ La letteratura su tali temi è estremamente ampia, sia a livello italiano, che internazionale. Per fermarsi ai soli contributi apparsi in ambito CESET nell'ultimo decennio, ad esempio, possono essere ricordati i convegni CESET sulla valutazione del danno ambientale (CESET, 1990), sullo sviluppo sostenibile del territorio (CESET, 1991), sulla gestione delle risorse naturali nei territori rurali e nelle aree protette (Bove e Gajo, 2002), i due simposi italo-spagnoli (CESET, 1992 e 1994), oltre ai numerosi articoli apparsi su *Aestimum*.

che gli strumenti di valutazione sono, appunto, degli strumenti e la loro “logica” operativa risponde ad una razionalità economica che è propria tanto dei decisori privati, quanto di quelli pubblici e possono, pertanto, essere applicati tanto dai primi, quanto dai secondi²;

- b) in secondo luogo, dato lo stato dell’arte della letteratura italiana sull’argomento (Romano, 2002), ormai ricca di applicazioni empiriche che hanno mostrato potenzialità e limiti delle diverse tecniche di valutazione delle risorse ambientali, è opportuno concentrarsi su alcuni aspetti teorici delle metodologie valutative. In particolare, si vuole qui affrontare il tema delle diverse “filosofie valutative”, sottolineando le implicazioni teoriche della scelta di un modello piuttosto che un altro, che normalmente restano in secondo piano nelle applicazioni empiriche e che invece rivestono un ruolo fondamentale nel definire la correttezza della valutazione stessa;
- c) infine, data la tradizionale distinzione tra modelli decisionali di tipo “elicitativo”, cioè caratterizzati da procedure «con cui i giudizi vengono ‘estratti’ dagli individui» (Nutti, 2001: 34), e modelli decisionali basati su procedure di tipo politico, che puntano a coinvolgere i diversi *stakeholders* nel processo stesso di individuazione delle alternative a confronto e che sono sempre più utilizzate nei processi di pianificazione territoriale, si è deciso di privilegiare i primi, dato che questi approcci sono quelli che maggiormente presentano un contenuto di carattere economico, anche se ciò ha delle implicazioni circa il campo d’applicazione delle metodologie proposte³;
- d) conseguenza importante di questa scelta è anche quella di analizzare modelli di scelta che abbiano carattere normativo.

Non saranno pertanto analizzati strumenti di analisi di tipo positivo, che pure si vanno diffondendo nella pianificazione ter-

² In altri termini, ciò che differenzia la valutazione degli investimenti in ambito pubblico, rispetto a quello privato, non sono tanto i metodi, ma i contenuti che danno sostanza all’applicazione empirica di tali metodi.

³ I metodi che si analizzano in questo contributo sono, infatti, maggiormente adatti all’analisi di investimenti puntuali o lineari, piuttosto che di investimenti diffusi sul territorio.

ritoriale e servono esclusivamente come supporto informativo in modo che gli *stakeholders* abbiano chiare le implicazioni di una decisione piuttosto che un'altra⁴. Di nuovo, adottare un punto di vista normativo significa che le implicazioni teoriche del modello decisionale (tipo di funzione di utilità, obiettivi, regole di aggregazione dei criteri, regola decisionale, ecc.) siano molto più stringenti che nel caso di strumenti di analisi positiva.

Pertanto, in questo lavoro, si manterrà la distinzione, ormai tradizionale, tra modelli di scelta che fanno genericamente riferimento alla famiglia dell'analisi costi benefici (Acb) e modelli riconducibili a quella dell'analisi multi-criteriale (Amc). Queste due linee metodologiche, pur essendo entrambe teoricamente giustificate e ampiamente applicate, presentano molte somiglianze, ma anche alcune sostanziali differenze, che è utile analizzare se si vuole dare una risposta ai due quesiti fondamentali su cui è imperniato il presente lavoro:

- a) esiste una superiorità di un approccio rispetto ad un altro?
- b) quali sono i contesti operativi in cui è preferibile un approccio piuttosto che l'altro?

Tenendo a mente questi obiettivi specifici, la relazione è stata quindi strutturata in maniera "classica", partendo da una sintetica presentazione dello stato dell'arte per quanto riguarda il contesto di valutazione (par. 2), gli approcci riconducibili all'Acb (par. 3) e quelli riferibili all'Amc (par. 4). Nel par. 5 si è cercato di tirare le somme dell'analisi precedente, effettuando un'analisi critica dei diversi approcci, con particolare riferimento alle relazioni esistenti tra ipotesi teoriche dei modelli e ambiti applicativi dei modelli stessi. Infine, nel par. 6 vengono presentate alcune considerazioni di sintesi, che tengono conto anche dei recenti sviluppi "non elicitativi" della pianificazione territoriale.

⁴ Secondo questi nuovi approcci (*cf.*, ad esempio, Conti, 1996; Oneto, 1997), addirittura, il concetto stesso di alternativa di progetto, quale opzione tecnica di investimento esogenamente data, viene messo in discussione e le alternative vengono evidenziate nel processo di partecipazione degli *stakeholders*.

2. Il valore economico dell'ambiente

Dal punto di vista economico e pianificatorio, l'ambiente può essere definito come un «sistema di interscambio fra attività umane e risorse in un ambito territoriale dato, definito dall'esistenza di soggetti economici e sociali, pubblici o privati, percorso da strategie riguardanti l'uso delle risorse, da conflitti originatisi dalla finitezza delle risorse stesse, strutturato da norme che regolano i rapporti intersoggettivi e caratterizzato da un certo livello di tecnologia» (Bresso *et al.*, 1985: 14-15).

Ciò che in questa definizione risulta rilevante ai nostri fini è:

- a) la complessità delle relazioni tra sistema socio-economico e sistema ecologico,
- b) l'esistenza di una molteplicità di obiettivi, derivante dai diversi soggetti coinvolti e dalla varietà di risorse naturali interessate, e
- c) la presenza di conflitti circa le strategie di utilizzazione delle risorse naturali, risultanti dalle caratteristiche evidenziate ai punti precedenti.

Da quanto detto, è evidente che il valore economico che viene assegnato all'ambiente è un'entità piuttosto complessa, che trova la sua origine nelle preferenze che gli agenti economici hanno nei confronti dell'ambiente e nelle conseguenti azioni che, sulla base di tale struttura di preferenze, vengono messe in atto e danno vita alle complesse interazioni tra sistema socio-economico e sistema ambientale.

Per poter chiarire l'origine del valore economico dell'ambiente, è opportuno fare riferimento al modello della funzione di produzione familiare (Becker, 1965; Lancaster, 1965), dove si immagina che il generico agente economico i -esimo punti alla massimizzazione della propria utilità, U_i , che ha per argomento un bene composito, z_i , soggetta ad un vincolo di bilancio e ad un vincolo tecnologico⁵. In tal caso il problema primale può essere scritto come

⁵ Il vincolo tecnologico indica che l'individuo riesce ad ottenere utilità "producendo" un bene composito, z_i , ottenuto secondo una funzione di

$$\begin{aligned}
& \max U_i = U_i(z_i) \\
& s.t. \\
& \mathbf{p}'\mathbf{x} \leq Y_i \\
& z_i = z_i[\mathbf{x}(t), \mathbf{q}(t), \dots, |T_i(t)]
\end{aligned}
\tag{1}$$

dove \mathbf{x} è il vettore beni e servizi di mercato (privati) ($j = 1, 2, \dots, J$), \mathbf{p} il vettore dei prezzi ditali beni, \mathbf{q} il vettore di beni e servizi non di mercato (ambientali⁶) ($k = 1, 2, \dots, K$), Y_i il reddito individuale e T_i la tecnologia produttiva individuale.

Il problema [1] può anche essere espresso nella sua versione duale, da cui è poi possibile derivate misure teoricamente esatte della variazione di benessere (cfr. Boadway e Bruce, 1989), nel modo seguente:

$$\begin{aligned}
& \min E_i = \mathbf{p}'\mathbf{x} \\
& s.t. \\
& U_i = U_i(z_i) \geq U_i^0 \\
& z_i = z_i[\mathbf{x}(t), \mathbf{q}(t), \dots, |T_i(t)].
\end{aligned}
\tag{2}$$

Data, infatti, la funzione di spesa individuale $E^0 = E^0(\mathbf{p}, \mathbf{q}, U_i^0)$, è possibile ottenere per il generico bene privato, x_j , sia la sua funzione di domanda compensata (hicksiana):

$$\frac{\partial E^0}{\partial p_j} = x_j^c = h_j,
\tag{3}$$

produzione caratterizzata da una specifica tecnologia individuale, T_i , che combina sia beni privati, \mathbf{x} , che beni non di mercato (ambientali), \mathbf{q} .

⁶ Benché normalmente la letteratura economica distingua tra “risorse ambientali” (beni di consumo, come l’aria pulita, il paesaggio, ecc.) e “risorse naturali” (beni utilizzati come input nei processi di produzione, come il suolo, i combustibili fossili, ecc.) in questo lavoro si useranno tali termini - ed altri simili come “bene ambientale” e “ambiente” *tout court* - come sinonimi.

che la funzione di inversa di domanda per x_j , cioè il suo prezzo di riserva:

$$\frac{\partial E^0}{\partial x_j} = p_j. \quad [4]$$

Lo stesso vale per il generico bene ambientale⁷, q_k , e, per quello che qui interessa, si può derivare la funzione inversa di domanda per q_k , cioè la disponibilità a pagare marginale per q_k :

$$\frac{\partial E^0}{\partial q_k} = -E_{q_k}^0(\cdot) = WTP. \quad [5]$$

Ora, tale misura rappresenta una valutazione espressa in termini marginali, per cui se volessimo conoscere il valore del bene ambientale in un generico momento t , bisogna calcolare l'integrale della [5], definito tra 0 ed il livello \bar{q}_k di riferimento:

$$V_i = - \int_0^{\bar{q}_k} E_{q_k}^0(\cdot) dq_k. \quad [6]$$

Infine, ricordando che il bene ambientale ha un valore economico non solo nell'istante t , ma nel corso del tempo, si può ottenere una misura del valore economico totale del bene ambientale calcolando il valore attualizzato della [6] per ciascun individuo e integrandolo su tutti gli individui che compongono la popolazione di riferimento:

$$TEV = \int \int_0^{\infty} V_i(t) e^{-rt} dt. \quad [7]$$

⁷ In questo contesto, q_k rappresenta un certo livello quali-quantitativo del bene ambientale k -esimo.

Per come è stato derivato, è evidente che il valore economico totale è un'entità composta in cui (Romano, 1989; Albani e Romano, 1998):

- a) il valore derivante dall'uso attuale del bene ambientale è solo una parte del *TEV*, essendo presenti altre componenti di valore come ad esempio il valore di opzione (Weisbrod, 1964; Schmalensee, 1972), il valore di quasi-opzione (Arrow e Fisher, 1974; Henry, 1974), ecc.;
- b) nessuna limitazione viene posta al tipo di "attività" che possono generare utilità e, quindi, esistono sia componenti di valore d'uso, generate cioè attraverso un processo del tipo $z_i = z_i[\mathbf{x}(t), \mathbf{q}(t), \dots, |T_i(t)]$, sia valori di non uso, che possono essere generate da un processo del tipo $z_i = z_i[\mathbf{0}, \mathbf{q}(t), \dots, |T_i(t)]$ ⁸.

Tutte queste motivazioni che generano le diverse componenti del valore economico totale sono ugualmente legittime dal punto di vista della teoria economica e quindi devono essere tenute presenti nella valutazione degli investimenti territoriali che hanno impatti sul sistema ambientale. Naturalmente, non tutte sono avvertite allo stesso modo dai diversi agenti, per cui è necessario tenere presente la (diversa) struttura di preferenze degli agenti economici coinvolti nel processo di valutazione e gli eventuali conflitti che ne possono derivare.

3. L'analisi costi-benefici e la policy analysis matrix

3.1. Analisi costi-benefici

L'analisi costi-benefici (Acb) è un complesso di regole operative, destinate a guidare le scelte pubbliche tra ipotesi alternative di intervento (cfr., ad esempio, Dasgupta e Pearce, 1972). Si tratta, quindi, di un metodo per valutare e decidere tra una plu-

⁸ In altre parole, i valori d'uso possono essere generati perseguendo la tradizionale logica economica di tipo utilitarista, mentre i valori di non uso emergono sulla base di considerazioni di tipo altruistico (Romano, 1989).

ralità di alternative progettuali (inclusa l'alternativa “senza” progetto), valutando vantaggi e svantaggi delle diverse alternative, in funzione di determinati obiettivi che riflettono le preferenze della società⁹.

L'AcB rappresenta la traduzione operativa dei principi dell'economia del benessere nella valutazione degli investimenti sul territorio: individuazione degli impatti rilevanti dal punto di vista sociale e loro valutazione a prezzi efficienti (prezzi ombra) ne sono i presupposti operativi. Una volta internalizzate tutte le esternalità positive e negative e corrette le eventuali distorsioni del mercato, l'allocazione delle risorse viene effettuata secondo la logica del mercato perfettamente concorrenziale, che continua a svolgere quindi un ruolo cruciale.

In pratica, l'AcB è un procedimento che può essere scomposto in più fasi: dapprima vengono individuati, nella propria unità di misura, tutti gli impatti rilevanti di ciascuna alternativa progettuale; quindi, gli effetti vengono trasformati in un'unica unità di misura utilizzando il reddito quale numerario, in modo che le diverse alternative siano comparabili; infine, si costruisce un *ranking* delle diverse alternative utilizzando degli appropriati indici di convenienza economica.

Formalmente, ciascuna alternativa k -esima ($k=1, \dots, m$) è completamente descritta dall'insieme degli n impatti ($i=1, \dots, n$) che essa provoca in ogni anno del periodo di vita dell'investimento. Se indichiamo con y_i^k l'impatto i -esimo della k -esima alternativa progettuale¹⁰, allora l'insieme di tutte le alternative progettuali da confrontare può essere rappresentata in forma matriciale nel modo seguente (Bernetti e Romano, 1992):

$$\mathbf{Y} = \{y_i^k\}. \quad [8]$$

Secondo i principi dell'AcB la molteplicità dimensionale della matrice \mathbf{Y} può essere ridotta ad uno impiegando il reddito

⁹ Quanto detto si riferisce, come è noto, alle cosiddette analisi economica e sociale, mentre nel caso dell'analisi finanziaria, la logica è quella del decisore privato.

¹⁰ Non considerando, per ora, la dimensione temporale.

monetario come numerario. Questo significa che gli impatti y_i^k sono moltiplicati per il relativo prezzo ombra p_i , positivo o negativo a seconda del tipo di effetto. In tal modo può essere derivata una matrice di valori monetari, \mathbf{V} , tale che

$$\mathbf{V}=\mathbf{Y}\mathbf{P} \quad [9]$$

dove \mathbf{V} è una matrice ($m \times n$) nella quale ciascun elemento v_i^k rappresenta il valore (positivo o negativo) del k -esimo impatto dell' i -esimo progetto e dove \mathbf{P} è una matrice diagonale ($n \times n$) i cui elementi sono rappresentati dal generico prezzo ombra i -esimo, p_i . Il beneficio netto della k -esima alternativa è allora uguale a:

$$v^k = \sum_{i=1}^n v_i^k . \quad [10]$$

L'ordinamento delle alternative progettuali¹¹ viene effettuato in base ai valori del vettore $\mathbf{v} = [v^1, v^2, \dots, v^m]$.

Considerando esplicitamente il vettore \mathbf{t} ($t=1, \dots, T$) dei periodi di tempo in cui si realizzano gli effetti dei progetti ed un opportuno saggio di sconto sociale, r , il modello decisionale diventa (Bernetti e Romano, 1992):

$$\max \omega = \sum_{k=1}^m \delta^k \sum_{t=1}^T v_t^k (1+r)^{-t} \quad [11]$$

soggetto ai seguenti vincoli:

¹¹ Naturalmente, se si utilizza il valore attuale netto come indicatore di convenienza. Nel caso invece si utilizzino altri indicatori di convenienza sarà necessario procedere a differenti trasformazioni della matrice \mathbf{V} .

		<i>Divisibilità dei progetti</i>	
Escludibilità dei progetti	SI	NO	
SI	$\sum_{k=1}^m \eta^k \delta^k \leq 1$ $\sum_{k=1}^m \eta^k = 1$ $\delta^k \leq 1$ $\eta^k = \{0,1\}$ $\sum_{k=1}^m s_j^k \delta^k \leq S_j$	$\sum_{k=1}^m \delta^k = 1$ $\delta^k = \{0,1\}$ $\sum_{k=1}^m s_j^k \delta^k \leq S_j$	
NO	$\delta^k \leq 1$ $\sum_{k=1}^m s_j^k \delta^k \leq S_j$	$\sum_{k=1}^m \delta^k \geq 1$ $\delta^k = \{0,1\}$ $\sum_{k=1}^m s_j^k \delta^k \leq S_j$	

con ω criterio del processo decisionale (benessere sociale netto), δ^k frazione del progetto k -esimo attivata, s_i^k fabbisogno della risorsa j -esima da parte del progetto k -esimo, S_j disponibilità totale della risorsa j -esima¹².

Dal punto di vista operativo, qualunque applicazione Acb presenta delle difficoltà applicative, che vengono però esaltate nel caso siano coinvolte risorse ambientali dalla particolare natura di tali risorse.

Ad esempio, l'individuazione del benessere sociale netto quale unico parametro obiettivo da massimizzare nella [11] implica che la funzione di utilità sottostante è di tipo lineare additivo: questa forma funzionale non risulta adatta per problemi decisionali caratterizzati da obiettivi fortemente conflittuali e, in particolare, quando l'impatto delle alternative ha effetti notevoli

¹² Con η^k variabile binaria (0/1) riferita al progetto k -esimo, necessaria per la costruzione del modello.

e/o irreversibili su risorse naturali che presentano caratteri di rarità o, addirittura, di unicità. Infatti, la perfetta compensatorietà implicita nella metrica unitaria di tale funzione di utilità (cfr. Ballestero e Romero 1991; Bernetti, 1992) implica che la diminuzione 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 obiettivi¹³ che mal si adatta al caso in cui l'investimento determina la distruzione di risorse naturali rare, anche se esso consente un incremento di benefici di altro tipo.

D'altra parte, la necessità di stimare gli effetti in termini monetari complica notevolmente l'esercizio di valutazione nel caso delle risorse ambientali, nonostante l'affinamento delle tecniche valutative degli ultimi anni (Romano, 2002). Infatti, la stima del prezzo ombra di una risorsa può essere alquanto incerto a causa della scarsa familiarità da parte del consumatore con tali risorse (cfr. Cummings *et al.*, 1986), soprattutto se si tratta di risorse caratterizzate da rarità o unicità, per le quali è presumibile che le componenti di non uso rappresentino una parte importante del valore economico totale della risorsa stessa (Albani e Romano, 1998).

Infine, l'impiego di un saggio sociale di sconto positivo¹⁴, e la conseguente diminuzione del valore attualizzato degli impatti più lontani nel tempo, può avere implicazioni non trascurabili nella valutazione degli investimenti sul territorio, con particolare riferimento alle risorse naturali e ambientali. Spesso, infatti, le relazioni tra le varie componenti ecosistemiche sono particolarmente complesse, caratterizzate da notevoli non-linearità, sotto

¹³ Lo stesso dicasi per quel che riguarda i diversi soggetti su cui gli effetti dell'investimento si manifestano, per i quali benefici e costi si compensano sulla base del principio di compensazione di Kaldor e Hicks.

¹⁴ In realtà, l'adozione di un saggio di sconto maggiore o uguale a zero è perfettamente giustificata dalla logica economica (cfr., ad esempio, Dasgupta e Pearce, 1972). Quello che qui si vuole mettere in evidenza è, piuttosto, l'impatto di eventuali errori per eccesso nella stima del saggio di sconto sulla valutazione che, dati i lunghi orizzonti temporali coinvolti nel caso degli investimenti territoriali, possono avere ripercussioni non trascurabili sul risultato complessivo.

forma di effetti sinergici e/o di accumulo, per cui gli impatti negativi generalmente si manifestano in un futuro più o meno lontano¹⁵. Il rischio, quindi, è quello di una sottostima degli effetti progettuali futuri, che risulta poco appropriata nella valutazione e gestione pubblica delle risorse naturali ed ambientali, che dovrebbe invece essere caratterizzata da un orizzonte economico piuttosto ampio, teoricamente infinito se si adotta la logica dello sviluppo sostenibile.

3.2. *Policy Analysis Matrix*

Con l'Acb il decisore pubblico cerca di correggere i fallimenti del mercato. Teoricamente, nell'applicazione dell'Acb il decisore pubblico effettua questa correzione senza provocare ulteriori distorsioni, assicurando, quindi, il raggiungimento dell'efficienza economica. Tuttavia, è noto che il perseguimento di obiettivi diversi da quello dell'efficienza (ad esempio, di equità distributiva) e/o una impropria implementazione dei processi decisionali da parte del decisore pubblico possono essere essi stessi fonte di distorsioni (fallimenti dell'intervento pubblico). È quindi opportuno analizzare anche questo secondo tipo di fallimenti.

Lo strumento operativo che può essere utilizzato per analizzare contemporaneamente il problema dei fallimenti del mercato e dell'intervento pubblico è rappresentato dall'integrazione della tradizionale Acb con la cosiddetta «*policy analysis matrix*» (Pam) (Monke e Pearson, 1989), cioè di uno strumento che, attraverso l'uso di alcuni principi di teoria del commercio, permette di mettere in evidenza le distorsioni dovute ai fallimenti dell'intervento pubblico.

Nella sua versione originaria, la Pam è schema analitico che consente di confrontare la convenienza di una data attività economica valutandola a partire da due insiemi di prezzi: quelli

¹⁵ A ciò si aggiunga la nostra relativa ignoranza circa tali relazioni ecosistemiche e le loro interazioni con il nostro benessere, per cui è probabile che si abbia una sottovalutazione degli effetti negativi di un dato investimento sul territorio.

reali (che sono generalmente distorti a causa dei fallimenti dell'intervento pubblico) e quelli socialmente efficienti (prezzi ombra), dal cui confronto emergono le possibili distorsioni dovute alle politiche di intervento. È, quindi, evidente la differenza tra Acb e Pam: la prima confronta due attività¹⁶ adottando lo stesso sistema di prezzi (quelli efficienti), mentre la Pam confronta i risultati economici di una stessa attività, adottando due diversi sistemi di prezzi (quelli reali e quelli efficienti).

Formalmente, dato il vettore degli impatti dell'attività che si sta prendendo in considerazione:

$$\mathbf{y} = [y_i] \quad [12]$$

ed i due vettori dei prezzi di riferimento, prezzi privati (reali), \mathbf{p}^p , e prezzi sociali (efficienti), \mathbf{p}^s :

$$\mathbf{p}^p = [p_i^p] \quad [13a]$$

$$\mathbf{p}^s = [p_i^s] \quad [13b]$$

si possono ricavare i valori corrispondenti alla valutazione in termini finanziari e in termini economici della stessa attività:

$$\mathbf{v}^p = \mathbf{y}'\mathbf{p}^p \quad [14a]$$

$$\mathbf{v}^s = \mathbf{y}'\mathbf{p}^s \quad [14b]$$

dal cui confronto è possibile ricavare le divergenze esistenti fra benefici netti privati ed economici.

Operativamente, la Pam si presenta come una tabella (Figura 1) in cui l'ultima colonna indica i valori della convenienza dell'attività in termini finanziari (cella D, corrispondente al va-

¹⁶ In questo contesto per attività si intende qualsiasi alternativa di progetto o un dato intervento pubblico (politica di intervento).

lore della relazione [14a]) ed economici (cella H, corrispondente al valore della relazione [14b]), mentre l'ultima riga della Pam indica le divergenze tra le due valutazioni, disaggregate in ricavi, costi (per beni *tradables* e *non tradables*) profitti.

	R I C A V I	C O S T I		P R O F I T T I
		Tradables	Non Tradables	
Prezzi privati	A	B	C	D
Prezzi sociali	E	F	G	H
Divergenze	I	J	K	L

Profitti privati: $D=A-(B+C)$ Trasferimenti sugli input (trad.): $J=B-F$
 Profitti sociali: $H=E-(F+G)$ Trasferimenti sugli input (non-trad.): $K=C-G$
 Trasferimenti sugli output: $I=A-E$ Trasferimenti netti: $L=D-H$

Figura 1 – Struttura della Policy Analysis Matrix

3.3. Integrazione di Acb e Pam

Pagiola (1991) ha dimostrato che la Pam e la tradizionale Acb possono essere integrate in un unico schema analitico, sicché è possibile trattare contemporaneamente sia i fallimenti del mercato che quelli dell'intervento pubblico. La struttura finale di una Pam allargata può essere rappresentata come in Figura 2, dove per semplicità sono considerate due sole attività alternative, la A1 che presenta impatti negativi sull'ambiente e la A2 che ha impatti positivi (o meno negativi). Si tratta, in pratica, di uno schema analitico in cui sono affiancate due Pam tradizionali, una per l'attività A1, l'altra per l'attività A2: in questo schema, l' Acb si può leggere orizzontalmente, mentre l'analisi Pam verticalmente.

	Attività con esternalità ambientali negative, A1				Attività senza esternalità ambientali negative, A2				
	RICAVI	COSTI		PROFITTI	RICAVI	COSTI		PROFITTI	BENEFICI NETTI
		Tradeables	Non-tradeables			Tradeables	Non-tradeables		
Prezzi privati	A ₁	B ₁	C ₁	D ₁	A ₂	B ₂	C ₂	D ₂	BENEFICI NETTI PRIVATI (BNP)
Prezzi sociali	E ₁	F ₁	G ₁	H ₁	E ₂	F ₂	G ₂	H ₂	BENEFICI NETTI SOCIALI (BNS)
Divergenze	I ₁	J ₁	K ₁	L ₁	I ₂	J ₂	K ₂	L ₂	TRASFERIMENTI NETTI DELLA CONSERVAZIONE AMBIENTALE

Profitti privati: $D_1 = A_1 - (B_1 + C_1)$ Trasferimenti sugli input (trad.): $J_1 = B_1 - F_1$ Benefici netti privati: $BNP = D_1 - D_2$
 Profitti sociali: $H_1 = E_1 - (F_1 + G_1)$ Trasferimenti sugli input (non-trad.): $K_1 = C_1 - G_1$ Benefici netti sociali: $BNS = H_1 - H_2$
 Trasferimenti sugli output: $I_1 = A_1 - E_1$ Trasferimenti netti: $L_1 = D_1 - H_1 = I_1 - (J_1 + K_1)$ Trasferimenti netti della conservazione: $BNP - BNS = L_1 - L_2$

Figura 2 – Integrazione di Acb e Pam

All'interno di ciascuna Acb e di ogni singola Pam l'interpretazione dei relativi risultati resta valida. Tuttavia, con l'integrazione delle due strutture analitiche, nuove e più approfondite informazioni si rendono disponibili al decisore. Si consideri ad esempio l'attività A2, che consente di ridurre le esternalità negative associate all'attività A1, ad esempio attraverso l'imposizione di uno *standard* ambientale. Dal punto di vista privato accettare l'imposizione dello *standard* significa accettare un costo, sicché passare all'attività A2 implica un beneficio netto privato (Bnp) negativo. Tale costo deve essere confrontato con il valore monetario dell'esternalità negativa dell'attività A1, per decidere se dal punto di vista sociale è conveniente ridurre il livello dell'esternalità negativa o meno. Però, dato che i prezzi sono distorti dalle politiche di intervento, il beneficio privato netto non rappresenta il costo sociale reale della riduzione dell'esternalità negativa¹⁷ (beneficio netto sociale, Bns). Il confronto fra la convenienza privata e quella sociale delle due atti-

¹⁷ In questo contesto il beneficio privato netto può essere interpretato come l'effetto sul reddito del privato derivante dal passaggio dall'attività A1 a quella A2 e/o il sussidio minimo richiesto per indurre il passaggio volontario degli imprenditori dall'attività A1 a quella A2.

vità dà un'indicazione di quanto le distorsioni dovute alle politiche di intervento sono responsabili dell'attività A1, e quindi delle esternalità negative: se il valore nell'ultima cella in basso a destra è positivo, significa che in termini relativi l'effetto netto delle politiche di intervento favorisce l'attività A2 rispetto alla A1; viceversa in caso contrario.

Le distorsioni sono particolarmente dannose quando esse determinano la convenienza privata di attività socialmente dannose o, viceversa, la non convenienza privata di attività socialmente utili. Questi casi sono definiti in letteratura come “*win-win*” e sono caratterizzati dalla possibilità di ottenere miglioramenti ambientali anche se si agisce soltanto con l'eliminazione delle distorsioni dovute alle politiche di intervento.

Infine, è utile sottolineare un'ultima importante questione. Quanto riportato in Figura 2 si riferisce ad un caso estremamente semplificato, in cui non esistono, ad esempio, implicazioni di lungo periodo, come è invece tipico di molti investimenti territoriali che hanno impatti sulle risorse naturali e ambientali. Anche in questo caso, è però possibile usare tale struttura analitica, o riportando nelle celle della Pam allargata i valori attualizzati delle due alternative a confronto o, più realisticamente, costruendo una serie di Pam allargate, che si riferiscono ciascuna ad un dato momento: in tal modo il tempo diventa una terza dimensione della struttura analitica della Pam.

4. L'analisi multi-criteriale

L'analisi multi-criteriale (Amc) raggruppa un insieme composito di metodologie di pianificazione e di mediazione dei conflitti¹⁸ che negli ultimi anni ha trovato sempre maggiore applica-

¹⁸ Queste tecniche prendono le mosse dai pionieristici lavori di Koopmans (1951) e di Kuhn e Tucker (1951), che svilupparono i concetti di vettore efficiente ed il problema della massimizzazione multi-obiettivo, rispettivamente. Contributi importanti furono quelli di Charnes e Cooper (1955), che proposero il primo modello di *goal programming*, e di Zadeh (1963), che presentò per la prima volta il metodo dei pesi per la soluzione di un problema di programmazione multi-obiettivo. Ma è solo nel 1972 che l'Amc ricevette un pieno riconoscimento da parte della comunità scientifica,

zione in campo ambientale, grazie alla sua capacità di modellizzare situazioni di scelta caratterizzate da una molteplicità di obiettivi, anche conflittuali, come spesso accade nel caso degli investimenti sul territorio che presentano impatti sulle risorse naturali ed ambientali.

Il rapido sviluppo dell'Amc ha portato ad un'enorme diversità di modelli e metodi che normalmente vengono presentati in maniera separata dando l'impressione che ciascun approccio sia autonomo e completamente indipendente dagli altri. Tuttavia, come recentemente messo in evidenza da alcuni autori (Ignizio, 1976; Romero, 1991; Romero *et al.*, 1998; Romero, 2001), molti metodi possono essere ricondotti ad un'unica struttura formale. L'obiettivo che qui ci si propone è, quindi, quello di tentare di sintetizzare i caratteri comuni a molti approcci¹⁹, evidenziandone il significato economico tramite l'analisi delle relazioni esistenti tra questa classe di modelli e la tradizionale teoria dell'utilità.

Ovviamente, un primo carattere comune ai diversi metodi di Amc è la considerazione di una molteplicità di criteri e di obiettivi²⁰ nella valutazione delle diverse alternative progettuali.

quando si tenne la prima conferenza internazionale sui metodi multicriteriali presso la University of South Carolina (Cochrane e Zeleny, 1973) e bisognò aspettare un altro decennio per la pubblicazione dei primi testi che affrontavano in maniera organica e sistematica le varie tecniche di Amc e le loro basi teoriche (Zeleny, 1982; Yu, 1985). Da allora sono apparsi numerosi contributi e per quanto riguarda le applicazioni alle risorse agricole (e, più in generale, le risorse naturali) il testo di riferimento continua ad essere il volume di Romero e Rehman (1989).

¹⁹ Segnatamente, quelli che si rifanno ad una filosofia di minimizzazione degli scarti da un livello *target* degli obiettivi. Come recentemente dimostrato da Romero (2001), si tratta di un'ampia classe di modelli che possono essere considerati come derivati da un unico modello primario (il cosiddetto *extended lexicographic goal programming*), fra i quali si ricordano la tradizionale programmazione matematica mono-obiettivo, la programmazione multi-obiettivo (lineare e non lineare), la programmazione lineare multi-obiettivo lessicografica, la *minimax* (Tchebicheff) *goal programming*, il *reference point method*, la *compromise programming* e la *interactive weighted Tchebicheff procedure*.

²⁰ Nella teoria delle decisioni (cfr. Zeleny, 1982) per criteri si intendono le dimensioni rilevanti ai fini della valutazione, cioè gli effetti delle alternative

Tale impostazione differisce perciò dall'Acb nel senso che all'unico metro monetario viene sostituito una molteplicità di misure quantitative di tipo fisico, di indicatori monetari e di indici qualitativi, rendendo così evidenti tutte le implicazioni delle diverse alternative progettuali, ciascuna nella propria unità di misura. Ciò ha due importanti conseguenze dal punto di vista teorico:

- a) viene abbandonato l'approccio meramente utilitaristico, tipico dell'Acb;
- b) la funzione di utilità del decisore può essere definita in modo più generico.

L'esplicitazione di tutte le componenti del sistema decisionale (pesi e obiettivi) permette anche di risolvere in maniera meno arbitraria gli eventuali problemi di equità 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.

Dal punto di vista operativo, nell'Amc gli impatti rilevanti²¹ di ciascuna alternativa progettuale vengono trasformati in punteggi ponderati secondo l'importanza relativa che il decisore assegna a ciascun criterio e quindi aggregati secondo determinate regole operative. Quindi, i pesi svolgono nell'Amc una funzione analoga a quella svolta dai prezzi ombra nell'Acb e la loro stima rappresenta, perciò, una fase molto delicata dell'analisi²². Resta

progettuali da prendere in considerazione. Gli obiettivi rappresentano la "direzione" (massimizzare o minimizzare) desiderabile per ogni criterio (ad esempio, massimizzare gli effetti positivi e minimizzare quelli negativi). Infine, per attributo si intende il livello, quantitativo o qualitativo, raggiunto da una data alternativa per un dato criterio: nel presente lavoro, gli attributi sono rappresentati dal valore degli impatti y_i^k delle alternative progettuali.

²¹ Individuati, cioè, secondo le diverse dimensioni (criteri) rilevanti per il problema che di volta in volta si sta analizzando.

²² Da qui la notevole quantità di proposte operative per procedere a tale stima, che comunque possono essere ricondotte essenzialmente a metodi basati sui giudizi di esperti o su giudizi di carattere politico (cfr. Bernetti, 1992). Dal punto di vista della formalizzazione del procedimento di stima dei

comunque il fatto che, a differenza della stima dei prezzi ombra nell'AcB, nel caso dell'Amc la procedura di stima viene resa più trasparente e meno soggetta a distorsioni di tipo soggettivo.

Se volessimo esprimere formalmente il modello di scelta di un qualsiasi metodo multi-criteriale con una formulazione analoga a quella riportata per l'AcB nella relazione [11], il problema di Amc potrebbe essere scritto nel modo seguente (Bernetti e Romano, 1992):

$$\begin{aligned}
 \max/\min \omega_1 &= \lambda_1 (\delta^1 y_1^1, \dots, \delta^m y_1^m) \\
 &\dots \\
 &\dots \\
 \max/\min \omega_i &= \lambda_i (\delta^1 y_i^1, \dots, \delta^m y_i^m) && [15] \\
 &\dots \\
 &\dots \\
 \max/\min \omega_n &= \lambda_n (\delta^1 y_n^1, \dots, \delta^m y_n^m)
 \end{aligned}$$

soggetto ai seguenti vincoli:

pesi (preferenze del decisore), gli approcci che sembrano aver riscosso il maggior successo sono quello di Saaty (1980) nell'ambito dell'*analytic hierarchy process*, e quello del valor medio (van Huylenbroeck, 1989).

		<i>Divisibilità dei progetti</i>	
Escludibilità dei progetti	SI	NO	
SI	$\sum_{k=1}^m \eta^k \delta^k \leq 1$ $\sum_{k=1}^m \eta^k = 1$ $\delta^k \leq 1$ $\eta^k = \{0,1\}$ $\sum_{k=1}^m s_j^k \delta^k \leq S_j$	$\sum_{k=1}^m \delta^k = 1$ $\delta^k = \{0,1\}$ $\sum_{k=1}^m s_j^k \delta^k \leq S_j$	
NO	$\delta^k \leq 1$ $\sum_{k=1}^m s_j^k \delta^k \leq S_j$	$\sum_{k=1}^m \delta^k \geq 1$ $\delta^k = \{0,1\}$ $\sum_{k=1}^m s_j^k \delta^k \leq S_j$	

con $\omega_1, \dots, \omega_n$ criteri del processo decisionale, λ_i peso attribuito all'impatto progettuale i -esimo, δ^k frazione del progetto k -esimo attivata, s_i^k fabbisogno della risorsa j -esima da parte del progetto k -esimo, S_j disponibilità totale della risorsa j -esima.

Qualunque sia il metodo adottato, è necessario avere a disposizione una procedura operativa che consenta di valutare ed ordinare le alternative progettuali. L'approccio più flessibile, dato che riesce a considerare unitariamente in un unico ambito formale molti dei metodi finora proposti (cfr. Romero, 2001), è quello che si basa sulla «teoria decisionale dell'ideale» (Yu, 1973; Zeleny, 1974). Tale teoria si basa sul concetto di «punto ideale²³», definito come l'alternativa, in realtà non raggiungibile

²³ Il concetto di punto ideale è apparso per la prima volta negli anni sessanta nell'ambito della teoria delle decisioni, contemporaneamente al procedere delle ricerche sulla risoluzione dei conflitti multi-obiettivo, ed ha assunto

date le risorse disponibili e gli obiettivi del decisore, rappresentabile con un vettore i cui elementi sono i valori massimi che ciascun attributo può raggiungere fra le varie alternative. Si tratta in pratica di un «artefatto tecnico, un punto di riferimento fisso» (Zeleny, 1982: 154) che facilita la scelta fra le alternative non dominate a confronto.

Questo concetto rappresenta il punto di riferimento centrale nel cosiddetto «assioma di scelta» (Zeleny, 1982), 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 scelte²⁴. Definita la base razionale su cui si basa la scelta, diventa quindi necessario costruire un opportuno strumento analitico per valutare la “vicinanza” delle varie alternative al punto ideale, in base alla formalizzazione del comportamento tenuto implicitamente dal decisore nel processo decisionale.

Date m alternative ($k = 1, \dots, m$) e n criteri ($i = 1, \dots, n$), lo spazio delle alternative può essere espresso in forma matriciale come

$$\mathbf{Y} = \{y_i^k\}, \quad [8 \text{ rip.}]$$

diverse denominazioni a seconda dei vari autori: «*perfect solution*» per Geoffrion (1965), «*movable target*» per Benayoun *et al.* (1971), e infine «*displaced ideal*» per Zeleny (1973 e 1974). L'analogo del punto ideale nella tradizionale teoria dell'utilità può essere considerato il «*bliss point*» di Arrow (1967).

²⁴ Le proposizioni contenute in questo assioma risultano, oltre che facilmente condivisibili, anche immediatamente comprensibili, e tale immediatezza costituisce la loro principale forza. Un approccio decisionale che operi con concetti sostanzialmente approssimati, come “il più vicino possibile a”, consente infatti di essere molto più fedeli al reale comportamento del decisore, piuttosto che approcci che richiedono l'esatta quantificazione delle utilità fornite da ciascuna alternativa (Zeleny, 1976; Romero e Rehman, 1989). Nella realtà, infatti, l'ambiente decisionale in cui si opera è rappresentato da un insieme di alternative, per cui il decisore non è in grado di effettuare una definizione assoluta e aprioristica di utilità, ma può semplicemente valutare il grado di prossimità di ciascuna alternativa ad un dato punto percepito come “ideale”.

dove y_i^k è il valore raggiunto dal criterio i -esimo per l'alternativa k -esima. Il punto ideale è allora definito dal seguente vettore:

$$\mathbf{y}^* = \max_k \{y_i^k\} = \{y_i^*\}. \quad [16]$$

Utilizzando questi elementi, può essere costruita la seguente funzione di distanza:

$$d_i^k = \frac{y_i^k - y_{*i}}{y_i^* - y_{*i}}, \quad [17]$$

da cui deriva, per definizione, 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 mappato, attraverso gli operatori d_i^k , nello spazio delle distanze. L'alternativa ideale viene così ad essere trasformata in un vettore unità $\mathbf{d}^* = \{1, \dots, 1\}$, poiché se $y_i^k = y_i^* \Rightarrow d_i^k = d_i^* = 1$.

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

$$L_p(\boldsymbol{\lambda}, k) = \left[\sum_{i=1}^n (\lambda_i)^p (1 - d_i^k)^p \right]^{1/p} \quad [18]$$

dove $\boldsymbol{\lambda} = \{\lambda_1, \dots, \lambda_n\}$ (con $\sum \lambda_i = 1$) è un vettore di pesi assegnati ai vari criteri²⁵ e p ($1 \leq p \leq \infty$) rappresenta la "metrica",

²⁵ Normalmente i pesi nell'Amc servono a due scopi: a) normalizzare e rendere confrontabili attributi espressi in unità di misura differenti, b) indicare le preferenze del decisore. È evidente che, per come è stata costruita la [18], il vettore dei pesi, $\boldsymbol{\lambda}$, serve solo al secondo di questi obiettivi, dato che la normalizzazione è stata già effettuata attraverso la funzione di distanza normalizzata [17]. Per una discussione sul significato economico dei pesi in

cioè il parametro caratteristico della famiglia di funzioni di distanza. Così $L_p(\lambda, k)$ consente una stima della distanza tra l'alternativa ideale, \mathbf{d}^* , ed il vettore dei gradi di vicinanza, \mathbf{d}^k , che caratterizza la k -esima alternativa.

Casi notevoli della [18] si hanno per particolari valori di p :

$$\begin{aligned}
 p = 1: \quad L_1(\lambda, k) &= \sum_{i=1}^n \lambda_i (1 - d_i^k) \\
 p = 2: \quad L_2(\lambda, k) &= \left[\sum_{i=1}^n (\lambda_i)^2 (1 - d_i^k)^2 \right]^{1/2} \\
 p = \infty: \quad L_\infty(\lambda, k) &= \max_i \{ \lambda_i (1 - d_i^k) \}.
 \end{aligned} \tag{19}$$

Ciascun valore di p individua un particolare modo di calcolare la distanza fra l'alternativa in esame ed il punto ideale²⁶: con $p = 1$ essa è data dalla somma pesata delle distanze dei singoli attributi; con $p = 2$ otteniamo la classica distanza euclidea in ambito multi-dimensionale, mentre con $p = \infty$ essa è la massima distanza riscontrata fra gli attributi.

Questi passaggi sono comuni a tutti gli approcci di Amc. Da questo punto in poi le procedure operative si differenziano a seconda che i metodi ipotizzino l'esistenza di un unico decisore o di più decisori.

4.1. Modelli a decisore unico

Avendo definito la famiglia di funzioni di distanza [18], è possibile ordinare le alternative di pianificazione in base alla lo-

un contesto analogo a quello presentato in questo lavoro, si veda Ballestero e Romero (1993).

²⁶ 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 ($\forall k = 1, \dots, m$) e y_i^* è tale da "appiattire" progressivamente le differenze fra le varie $L_p(\lambda, k)$ passando da $p = 1$ a $p = \infty$.

ro 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. Per poter comprendere meglio il senso di questa affermazione, è opportuno ricordare che, nel caso la funzione di utilità del decisore sia caratterizzata da più obiettivi, questi non possono essere tutti soddisfatti contemporaneamente, a meno che la soluzione ideale non appartenga all'insieme delle soluzioni possibili. Da qui la necessità di individuare una "soluzione di compromesso" fra i vari obiettivi, definita da quell'alternativa che minimizza una generica funzione di distanza²⁷:

$$\min_k L_p(\lambda, k). \quad [20]$$

L'insieme delle soluzioni ottenute per p compreso fra 1 e ∞ definisce il cosiddetto insieme di compromesso. Può essere dimostrato che le soluzioni appartenenti all'insieme di compromesso presentano alcune utili proprietà, quali fattibilità, efficienza paretiana, indipendenza delle alternative irrilevanti, ecc. (Yu, 1985). Inoltre, si può dimostrare che, data una funzione di utilità *well-behaved*, condizione necessaria e sufficiente affinché il paniere che massimizza l'utilità appartenga all'insieme di compromesso è che il saggio marginale di sostituzione tra i due beni sia pari al rapporto tra i pesi che rappresentano le preferenze del decisore rispetto agli stessi beni (Ballestero e Romero, 1991).

In base alle formulazioni precedenti, le soluzioni di compromesso per alcuni valori notevoli di p sono:

²⁷ Come è noto (cfr. Cox, 1994), l'uso dell'operatore "min" in un problema di ottimizzazione multi-obiettivo corrisponde all'adozione dell'operatore logico "and": di conseguenza, tutti gli obiettivi sono importanti e ciascuno di essi "compete" con gli altri nell'individuazione del miglior compromesso. Viceversa, nel caso in cui si adotti un operatore "max", l'operatore logico di riferimento è "or": questo significa che il problema trova una soluzione basata sul criterio che raggiunge il valore più soddisfacente, indipendentemente dal valore raggiunto dagli altri e, pertanto, tale situazione viene definita come "non competitiva".

$$\begin{aligned}
p = 1: \quad C_1 &= \min_k \left\{ \sum_{i=1}^n \lambda_i (1 - d_i^k) \right\} \\
p = 2: \quad C_2 &= \min_k \left\{ \left[\sum_{i=1}^n (\lambda_i)^2 (1 - d_i^k)^2 \right]^{1/2} \right\} \\
p = \infty: \quad C_\infty &= \min_k \left\{ \max_i [\lambda_i (1 - d_i^k)] \right\}.
\end{aligned} \tag{21}$$

La scelta di una data metrica, p , risulta cruciale ai fini dell'individuazione della decisione finale²⁸. È quindi fondamentale capire qual'è il significato della scelta di una data metrica in termini di preferenze del decisore e quali sono le sue implicazioni sul processo di scelta. Seguendo Yager (1978) si può osservare che per $p = 1$ la minimizzazione di $L_p(\lambda, k)$ riflette le preferenze da parte del decisore riguardo all'ammontare complessivo delle deviazioni di ciascun attributo rispetto al punto ideale. Tale caso notevole è detto di "perfetta compensatorietà", in quanto con questa formulazione della funzione (di distanza o di utilità²⁹) 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 obiettivi³⁰ (Zeleny, 1982). 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

²⁸ Bisogna infatti ricordare che il concetto di distanza non è solo un *escamotage* tecnico per trovare una soluzione al problema di scelta, ma rappresenta un'approssimazione del reale comportamento del decisore e, quindi, ne riflette le preferenze.

²⁹ Sull'analogia tra funzioni di utilità nell'economia del benessere e funzione di distanza in ambito multicriteriale, cfr. Keeney e Raiffa, 1976.

³⁰ Su tali ipotesi si basano i metodi di *goal programming* pesata o interattiva (Dyer, 1977). A questa particolare metrica è riconducibile anche il metodo dell'ACB che, benché si muova in un contesto di "non competitività" tra gli obiettivi (operatore "max"), opera su distanze dal punto anti-ideale (il concetto opposto a quello di ideale) pesate tramite i prezzi ombra (Ballestero e Romero 1991).

$p = \infty$ si cerca di minimizzare la massima fra le deviazioni individuali: tutti gli attributi sono perciò considerati importanti, il che corrisponde al caso di completa assenza di compensatorietà tra gli obiettivi³¹ fra i quali non si ha alcun *trade-off*.

4.2. Modelli a più decisori

Data la molteplicità di interessi che stanno dietro a qualunque processo di valutazione di investimenti sul territorio, sono stati proposti anche modelli a più decisori, che esplicitamente tengono conto delle preferenze dei diversi gruppi coinvolti. In quest'ultimo caso, le fasi attraverso cui si articola la valutazione da parte di ciascun decisore sono le stesse che vengono adottate nei modelli a decisore unico; la novità è rappresentata dall'aggregazione dei risultati della valutazione di ciascun decisore attraverso la ricerca di un accordo soddisfacente. Operativamente, questo viene fatto in due fasi: quella di aggregazione delle preferenze e quella di verifica del consenso raggiunto.

I metodi di aggregazione delle preferenze più frequentemente utilizzati sono tre (Haimès e Chankong, 1985; Fedrizzi *et al.*, 1987): valutazione additiva, valutazione moltiplicativa e logica sfocata, dei quali i primi due sono direttamente riconducibili alla teoria neoclassica.

Dati \mathbf{G} decisori (dove $\mathbf{G} = \{g_s\}$, con $s = 1, \dots, q$ decisori), ciascuno dei quali con un peso σ_s , e un insieme \mathbf{Y} di alternative (dove $\mathbf{Y} = \{y^k\}$, con $k = 1, \dots, m$ alternative), una misura di valutazione additiva delle preferenze circa la k -esima alternativa, è data da:

$$ra^k = \frac{\sum_{s=1}^q \sigma_s r_s^k}{\sum_{s=1}^q \sigma_s} \quad [25]$$

³¹ Su questo presupposto si basano i metodi di *minmax programming* e molti metodi interattivi come lo *step method* (Benayoun *et al.*, 1971) e il metodo di Zionst e Wallenius (Wallenius, 1975).

dove r_s^k è la valutazione individuale fornita dal decisore s -esimo circa la k -esima alternativa.

Un metodo alternativo, tale da enfatizzare l'impatto della valutazione di ciascun decisore sul risultato dell'aggregazione, è dato dalla cosiddetta valutazione moltiplicativa:

$$rm^k = \left[\prod_{s=1}^q \sigma_s r_s^k \right]^{1/\sum_s \sigma_s} \quad [26]$$

da cui risulta evidente che l'effetto moltiplicativo consente ad un qualsiasi decisore di porre un veto su una data alternativa valutandola zero³².

L'approccio basato sulla logica sfocata si fonda su una funzione di ordinamento aggregato, Q , che è calcolata utilizzando la seguente funzione di appartenenza derivata dall'indice di valutazione additiva:

$$\mu_Q(ra^k) = \begin{cases} 1 & \text{if } ra^k > l_{\max} \\ \frac{ra^k - l_{\min}}{l_{\max} - l_{\min}} & \text{if } l_{\min} < ra^k < l_{\max} \\ 0 & \text{if } ra^k < l_{\min} \end{cases} \quad [27]$$

dove ra^k è l'indice di valutazione additiva, l_{\min} è la soglia al di sotto della quale l'alternativa viene rigettata dall'intero gruppo di decisori, l_{\max} è la soglia al di sopra della quale l'alternativa è strettamente preferita dall'intero gruppo (Figura 3).

³² Più precisamente, la valutazione additiva sottintende una funzione di benessere sociale benthamiana: è facile notare come tale funzione sia caratterizzata da perfetta compensatorietà relativamente alle preferenze e quindi al benessere dei decisori. Al contrario la valutazione moltiplicativa non è compensatoria, e non è quindi concesso un perfetto *trade-off* fra le preferenze dei decisori, fino al caso limite della situazione di veto.

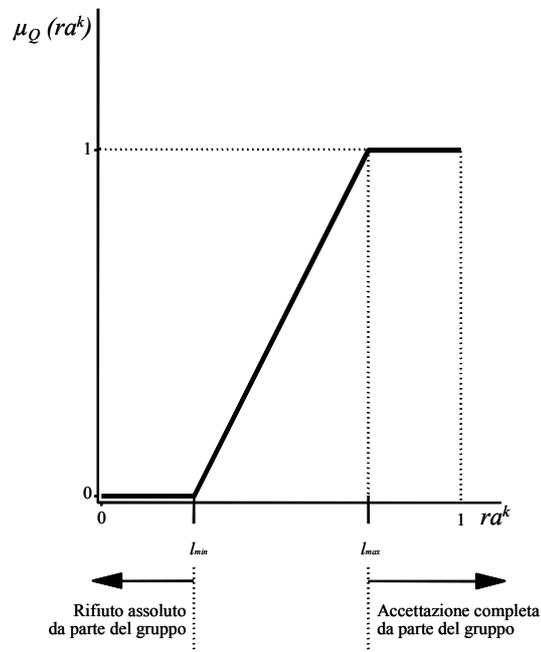


Figura 3 – Funzione di valutazione sfocata da parte di più decisori

La fase successiva è quella di valutazione del consenso, il cui scopo è verificare se l'ordinamento prescelto è realmente la conseguenza di un compromesso tra le parti (ed è quindi rappresentativo della struttura di preferenze di tutti i gruppi sociali coinvolti), o è distorto dagli interessi conflittuali dei diversi gruppi. La maggior parte dei metodi di valutazione del consenso sono caratterizzati da una eccessiva rigidità degli indicatori, nel senso che la valutazione del consenso fra due decisori prevede solo i casi di completo accordo o completo disaccordo, per cui sono stati proposti metodi basati sulla logica sfocata (Kacprzyk, 1986; Fedrizzi *et al.*, 1987). In tale metodologia, la valutazione del grado di consenso raggiunto dai partecipanti nell'ordinamento delle alternative viene effettuato valutando la verità della proposizione "la maggior parte dei partecipanti si esprime favorevolmente nei confronti della maggior parte delle alternative".

Tale valutazione si articola nelle seguenti fasi (cfr. Bernetti, 1993; Romano, 1999):

- a) per ogni coppia di alternative si determina il grado con cui la maggior parte dei decisori si esprime favorevolmente nei confronti della maggior parte delle alternative, ad esempio utilizzando il metodo di ordinamento debole proposto da Roy (1976);
- b) tutti i gradi così calcolati vengono aggregati al fine di ottenere il grado di accordo di ogni coppia di decisori nell'esprimere le preferenze nei confronti della maggior parte delle coppie di alternative, ad esempio attraverso matrici di concordanza;
- c) infine questi ultimi indici vengono aggregati per ottenere il grado di accordo di quasi tutte le coppie di decisori nei confronti della maggior parte delle coppie rilevanti di alternative.

5. Analisi critica

Da quanto detto nei precedenti paragrafi emerge con chiarezza che tra Acb e Amc esistono numerose somiglianze ed alcune fondamentali differenze. Riguardo alle somiglianze, queste riguardano anzitutto l'articolazione del processo valutativo, che è strutturato secondo una sequenza di fasi che svolgono lo stesso ruolo, tanto nell'Acb, quanto nell'Amc.

La Fig. 4 mostra chiaramente che ambedue gli approcci partono da una serie di fasi preliminari che sono esattamente le stesse nei due casi:

1. la fissazione degli obiettivi, da cui discendono i criteri, cioè le dimensioni rilevanti, secondo cui le diverse alternative progettuali saranno valutate;
2. l'identificazione delle alternative progettuali da valutare che, almeno nei modelli presentati nel presente lavoro, è esogena rispetto al processo di valutazione vero e proprio, ma che nei più recenti approcci pianificatori, tende a divenire essa stessa una parte del processo di "intervento sul territorio" (cfr. Oneto, 1997);

3. la valutazione degli impatti di ciascuna alternativa secondo i criteri adottati, il che presuppone l'individuazione di indicatori che siano efficaci nella misurazione degli impatti rilevanti.

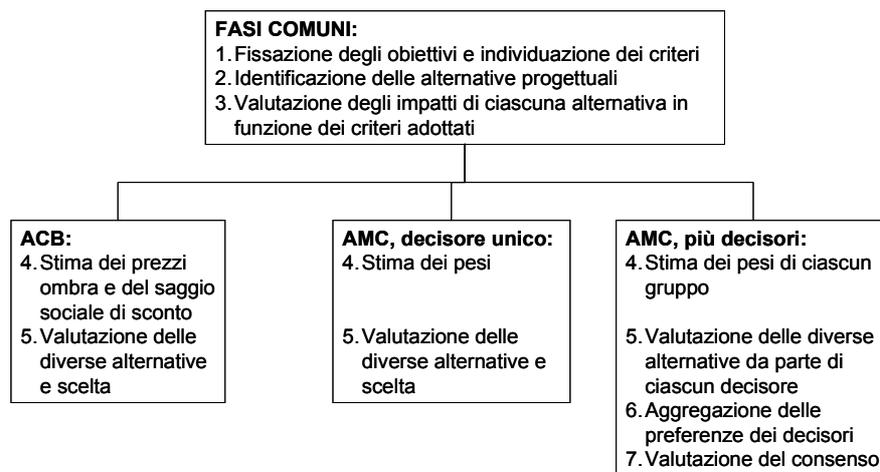


Figura 4 – Struttura del processo di valutazione nell’Acb e nell’Amc

Le successive fasi, anche se basate sull’uso di concetti diversi nei due approcci, sono di nuovo “funzionalmente” analoghe:

4. la stima dei prezzi ombra nell’Acb e la stima dei pesi nell’Amc servono a (i) consentire l’aggregazione dei diversi impatti (individuati nella fase 3 secondo unità di misura differenti) e (ii) rappresentare le preferenze del decisore rispetto ai diversi criteri;
5. la valutazione delle diverse alternative e la scelta di quella maggiormente preferita secondo determinati criteri di scelta, la massimizzazione del benessere sociale nell’Acb e la minimizzazione della distanza dall’ideale nel caso dell’Amc.

Come si vede, la “logica” dei due approcci è sostanzialmente la stessa, e non avrebbe potuto essere altrimenti, visto che ambedue rispondono a criteri di razionalità economica nel pro-

cesso di scelta da parte del decisore. La differenza più evidente tra i due approcci sta nella maggiore trasparenza che caratterizza l'Amc rispetto all'Acb tanto nell'esplicitazione di tutte le componenti del sistema decisionale (decisori, obiettivi, preferenze, ecc.), quanto nella controllabilità delle stime che caratterizzano le fasi più critiche (stima dei pesi vs. stima dei prezzi ombra) che permette di "seguire" il processo decisionale nel suo divenire e, quindi, almeno in linea di principio, di evitare eventuali distorsioni o errori da parte del valutatore o di altri attori istituzionali che intervengano a qualsiasi livello nel processo valutativo.

Allo stesso modo, i due approcci sembrano condividere gli stessi problemi dal punto di vista applicativo, che possono essere ricondotti ad una non chiara comprensione delle implicazioni delle ipotesi teoriche sottostanti a ciascun modello. In altri termini, la scelta di uno specifico modello decisionale è un passaggio cruciale se si vuole che esso riesca a catturare le caratteristiche essenziali della realtà che si cerca di modellizzare: la struttura di preferenze del decisore è, infatti, differente a seconda del decisore e del problema che si sta cercando di analizzare, per cui prima di scegliere un dato modello di valutazione degli investimenti è necessario interrogarsi sulla sua coerenza con la struttura di preferenze che si sta cercando di modellizzare.

Ad esempio, non sempre l'Acb tradizionale (basata sulla massimizzazione di funzioni di utilità separabili ed additive) risulta adatta per l'analisi di qualunque investimento territoriale a valenza ambientale. In molti casi, laddove esiste incertezza circa la conservazione di una risorsa naturale, sembra invece più adatto un approccio, sempre riconducibile all'Acb *latu sensu*, ma che è più vicino all'analisi costi-efficacia e che va sotto il nome di «approccio degli standards ambientali³³» (Bernetti e

³³ Questo approccio, particolarmente adatto a situazioni in cui esista incertezza forte circa gli stati di natura futuri, prevede l'inserimento di un vincolo di *safe minimum standard* (Ciriacy-Wantrup, 1952; Bishop, 1978) per la conservazione della risorsa naturale nel problema [11]. «L'aggiunta di uno o più vincoli [di questo tipo] 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

Romano, 1992: 259-60). Lo stesso dicasi per l'Amc, dove la programmazione multi-obiettivo pesata «implica la massimizzazione di una funzione di utilità separabile e additiva negli attributi considerati», mentre, ad esempio, la *minimax goal programming* «implica la minimizzazione della massima disutilità, che conduce all'ottimizzazione di una funzione di utilità minimax dove la massima deviazione viene minimizzata» (Romero, 2001: 65-6) ed è pertanto maggiormente adatta alla modellizzazione di investimenti territoriali che rischiano di mettere a repentaglio la conservazione dell'ambiente. È, quindi, opportuno testare l'ipotesi di separabilità prima di scegliere quale modello adottare³⁴.

A ben vedere, la differenza dei modelli cui si è appena accennato è riconducibile, sia in ambito di Acb che di Amc, alla metrica delle funzioni obiettivo (da massimizzare nell'Acb, da minimizzare nell'Amc): per $p \in [1, \infty)$, la funzione di utilità sottostante è di tipo additivo e separabile (per $p = 1$ sarà lineare, per $p = 2$, quadratica, ecc.) e implica sempre un certo livello di compensatorietà tra gli obiettivi (anche se decrescente al crescere del parametro p), mentre per $p = \infty$ la funzione di utilità è di tipo minimax e non esiste alcuna compensatorietà tra gli obiettivi³⁵. Tali funzioni sono passibili di alcune immediate interpretazioni economiche, che danno delle utili indicazioni circa l'utilizzazione di un modello piuttosto che un altro.

Adottare un modello caratterizzato da una metrica $p = 1$ - come l'Acb tradizionale, la programmazione multi-obiettivo ponderata o la *compromise programming* L_1 - significa che il decisore è interessato solo al massimo livello aggregato della

benessere sociale: solo dopo che il primo sarà stato soddisfatto, potrà essere condotta a termine la massimizzazione (minimizzazione) della funzione obiettivo complessiva» (Bernetti e Romano, 1992: 260). Per una recente applicazione italiana di questo approccio, cfr. Romano, S., (2002).

³⁴ Ad esempio, nel caso dei modelli di Amc ciò può essere fatto con un test relativamente semplice dove il decisore si trova a confrontarsi con *trade-offs* piuttosto che con probabilità (Delquié e Luo, 1997).

³⁵ Più precisamente, per $p = 1$ si ha un saggio marginale di sostituzione costante tra gli obiettivi, mentre p tendente ad infinito il saggio marginale di sostituzione tra obiettivi tende a zero (curve di indifferenza *à la* Leontief).

funzione obiettivo e, quindi, alla «massima efficienza» complessiva (Romero, 2001: 66): il risultato derivante da tali modelli decisionali potrebbe quindi essere estremamente sbilanciato verso alcuni obiettivi. Viceversa, modelli caratterizzati da una metrica $p = \infty$ - come il metodo degli standard ambientali, la programmazione interattiva ponderata (Tchebycheff), il *reference point method* o la *compromise programming* L_∞ - conducono a scelte più bilanciate in termini di raggiungimento dei vari obiettivi o, come dice Romero (2001: 66) garantiscono la «massima equità» tra obiettivi. È questo un primo punto da considerare nella scelta del modello: orientamento del decisore verso l'efficienza aggregata o verso l'equità tra obiettivi.

Queste stesse considerazioni portano a concludere che, a seconda delle informazioni circa la natura degli impatti delle alternative progettuali a confronto, alcuni modelli risultano più indicati di altri. Ad esempio, nel caso in cui esista incertezza forte circa gli impatti futuri dell'investimento, ed in particolare se c'è il rischio che tali impatti siano irreversibili ed abbiano effetto su risorse naturali rare o addirittura uniche, allora è opportuno avere un atteggiamento prudentiale: ciò è quanto viene assicurato da modelli caratterizzati da una metrica $p = \infty$ che, impiegando il principio minimax, consentono di seguire una strategia conservativa nel gioco con la natura (Bernetti e Romano, 1992). Per gli stessi motivi, ove il livello di incertezza e/o rischiosità degli impatti non è così dirimpente, possono essere utilizzati modelli caratterizzati da compensatorietà tra gli obiettivi.

6. Conclusioni

È ora, quindi, possibile fornire una risposta alle “domande rilevanti” proposte all'inizio. Da quanto detto, è evidente come non esista una superiorità *ex ante* di un approccio rispetto all'altro. Semmai, il principale vantaggio dell'Amc rispetto all'Acb risulta essere la minore quantità di assunzioni a priori e di proposizioni assiomatiche e la maggiore trasparenza delle informazioni trasmesse a tutti i soggetti coinvolti/interessati nel processo valutativo, che rende tale approccio maggiormente

flessibile e adatto ad una più vasta gamma di situazioni operative.

In sostanza, le ipotesi teoriche che sono alla base dell'Acb, ne consentono l'impiego in situazioni caratterizzate dal perseguimento di un ben definito obiettivo e da un'assenza di forti conflitti. Le difficoltà tecniche della valutazione dei prezzi ombra di beni *intangibles*, la costosità degli studi necessari per la valutazione monetaria degli impatti e la non linearità (e la presenza di soluzioni d'angolo) delle relazioni tra i diversi effetti di un investimento ambientale sono tutti elementi che rendono particolarmente difficoltosa l'applicazione dell'Acb in campo ambientale ad una scala territoriale. Sono questi i motivi per cui le Acb, nonostante la smisurata letteratura al riguardo, sono poi state relativamente poco utilizzate nella realtà³⁶.

Viceversa l'Amc si presta alla modellizzazione di situazioni di scelta caratterizzate da investimenti che presentano obiettivi fortemente conflittuali, come nel caso di investimenti che prevedono l'uso multiplo delle risorse naturali. Il vantaggio dell'Amc sta nel non dover ricorrere al mercato quale meccanismo allocatore delle risorse e nel non fare ricorso ad un criterio normativo – il benessere sociale netto – troppo radicato nella logica economica di tipo utilitaristico, che spesso non rappresenta in maniera adeguata la molteplicità delle motivazioni che sono alla base del comportamento reale dei vari agenti, individui o soggetti collettivi, coinvolti a diverso titolo nel processo di investimento sul territorio.

Più in generale, l'analisi condotta in questo lavoro dimostra che è necessario testare l'ipotesi di separabilità della funzione di utilità del decisore prima di scegliere quale metrica adottare, sia nel caso di metodi che si rifanno all'Acb, che in quello di metodi di Amc.

³⁶ Tale situazione si è manifestata con particolare evidenza negli ultimi anni in cui, a fronte dei notevolissimi progressi nella valutazione monetaria di beni e servizi ambientali (testimoniata dalla numerosità di articoli pubblicati su tali temi nelle maggiori riviste specializzate), la quantità di esercizi di Acb effettivamente condotti nelle decisioni di investimento a livello territoriale risulta relativamente modesta.

Ambedue gli approcci, però, rappresentano dei modelli eccessivamente rigidi per tener conto della “ricchezza” delle diverse situazioni operative. In sostanza, l’articolazione di una società complessa quale quella attuale e la rappresentazione di interessi fortemente conflittuali circa l’uso delle risorse naturali, specie quando gli investimenti sono diffusi sul territorio, dimostrano che l’adozione di modelli di tipo normativo, che necessariamente portano ad una semplificazione della realtà e fanno riferimento ad una razionalità a volte lontana dal sentire dei cittadini, risulti in processi decisionali le cui soluzioni sono percepite come sostanzialmente estranee dagli *stakeholders*. In altri termini, in una società complessa come la nostra, non sembra esserci possibilità di programmazione, senza che il consenso degli interessi coinvolti venga assunto a parametro influente delle decisioni (Zandri, 1995).

Da qui il profondo cambiamento istituzionale e normativo manifestatosi nel panorama nazionale negli ultimi 10-15 anni, caratterizzato dal fiorire di procedure ed ipotesi gestionali innovative che puntano a coinvolgere gli *stakeholders* nella fase istruttoria ed eventualmente nella fase decisionale del processo di pianificazione³⁷. In questo caso, piuttosto che fare riferimento a criteri decisionali esogenamente dati, un ruolo centrale viene assunto dalla partecipazione e la composizione dei conflitti si attua attraverso la contrattazione politica fra le parti³⁸. Inoltre, ad una razionalità “sostanziale”, più o meno connessa ad ipotesi assiomatiche circa il comportamento dei decisori ed a generiche funzioni obiettivo da perseguire, si sostituisce una razionalità di

³⁷ Il principio del *public involvement* è variamente recepito dalla legislazione ambientale nazionale e internazionale. Un primo esempio nel campo della gestione delle risorse naturali è dato dalla normativa relativa alla valutazione di impatto ambientale (L.n. 346/86) che prevede il coinvolgimento del pubblico nella fase istruttoria del processo di valutazione. Altro esempio è quello relativo alla legge quadro sui parchi (L.n. 394/91) che prevede nei diversi organi direttivi dei parchi rappresentanti delle associazioni locali e delle associazioni naturalistiche.

³⁸ Resta naturalmente da vedere se il mercato politico sia un allocatore di risorse migliore o peggiore dei meccanismi previsti dai modelli di scelta basati sull’Acb e sull’Amc.

tipo “procedurale” (cfr. Simon, 1976), che in linea di principio dovrebbe consentire anche processi di apprendimento nel corso dell’individuazione e della realizzazione degli investimenti³⁹.

In un contesto siffatto, in cui addirittura viene messa in discussione la possibilità che le alternative siano esogenamente date ai decisori ma debbano essere viceversa ricercate attraverso la partecipazione degli *stakeholders* (cfr. Oneto, 1997), è evidente che modelli decisionali quali quelli che abbiamo analizzato nei paragrafi precedenti non siano adatti. Tuttavia, anche in tali contesti l’Amc mostra un vantaggio comparato rispetto all’Acb. Infatti, pur depurati della loro componente decisionale, i modelli che si rifanno all’Amc continuano a mantenere una loro valenza come strumenti di aiuto alle decisioni che consentono di “leggere” il territorio secondo diverse dimensioni (i criteri) e, quindi, fornire agli *stakeholders* la necessaria base informativa per poter confrontarsi e, eventualmente, comporre i conflitti secondo una negoziazione politica trasparente⁴⁰.

Anche in questo caso, tuttavia, non mancano problemi, che verosimilmente rappresentano la frontiera dal punto di vista della ricerca nel campo dei metodi di supporto alle decisioni nella pianificazione territoriale per i prossimi anni. Al riguardo, alcune “domande rilevanti” possono essere le seguenti:

- a) accertato che non esiste un insieme di indicatori che consenta una lettura del territorio universalmente valida, è possibile definire degli insiemi di indicatori specifici per grandi categorie di investimenti?
- b) quali sono le implicazioni delle diverse modalità di aggregazione dei diversi indicatori? In altri termini, coerentemente con quanto visto precedentemente nel caso dei modelli di Amc, perché normalmente si effettua un’aggregazione di ti-

³⁹ L’ipotesi di riferimento è quella di sistemi sociali ed ecologici che “coevolvono” nel corso del tempo, verso nuove forme e nuovi equilibri (o disequilibri) in maniera interdipendente (cfr. Norgaard, 1984).

⁴⁰ Ad esempio, una recente applicazione di Bernetti e Fagarazzi (2002) all’Empolese-val d’Elsa mostra come l’impiego di modelli multicriteriali geografici possa mostrarsi utile nell’analisi delle potenzialità del territorio e nella successiva composizione dei conflitti che emergono rispetto alle opzioni conservazione/sviluppo.

po additivo? Si tratta di una procedura corretta in tutte le situazioni operative?

- c) è possibile individuare le principali categorie di conflitti a seconda delle diverse tipologie di investimenti e di ambienti operativi? È possibile modellizzare tali categorie e classificare delle procedure operative che ne possano assicurare una risoluzione/composizione?
- d) quali strumenti di aiuto possono essere individuati per facilitare la partecipazione degli *stakeholders* e degli esperti? In altre parole, quale è il giusto equilibrio tra democrazia e competenze tecniche? E in che modo può essere assicurata l'efficacia di tale partecipazione?
- e) in che modo è possibile assicurare la sostenibilità in un contesto di pianificazione territoriale "partecipata"?

Ma questi sono quesiti per un prossimo Incontro del Ceset.

Riferimenti bibliografici

Albani, M., e Romano, D., 1998. "Total Economic Value and Evaluation Techniques". In Bishop, R.C., e Romano, D., (a cura di). *Environmental Resource Valuation: Applications of the Contingent Valuation Method in Italy*. Kluwer Academic Press. Boston: 47-71.

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., e Fisher, A.C., 1974. Environmental Preservation, Uncertainty and Irreversibility. *Quarterly Journal of Economics* 88: 313-9.

Ballestero, E., e Romero, C., 1991. A Theorem Connecting Utility Function Optimization and Compromise Programming. *Operations Research Letters* 10 (Oct.): 421-7.

Ballestero, E., e Romero, C., 1993. Weighting in Compromise Programming: A Theorem on Shadow Prices. *Operations Research Letters* 13 (June): 325-9.

Becker, G.S., 1965. A Theory of allocation of time. *Economic Journal* 75: 493-517.

Benayoun, R., de Montgolfier, J., Tergny, T. e Laritchev, O., 1971. Linear Programming with Multiple Objective Functions: Step Method (STEM). *Mathematical Programming* 1.

Bernetti, I., 1992. "L'impiego dell'analisi multicriteriale nella pianificazione delle risorse forestali". Tesi di Dottorato di Ricerca. Dipartimento Economico Estimativo Agrario e Forestale, Università degli Studi di Firenze, a.a. 1990-91.

Berneti, I., 1993. L'impiego dell'analisi multicriteriale nella gestione forestale. *Rivista di economia agraria* a. XLVIII (3): 435-84.

Berneti, I., e Casini, L., 1994. "Un'analisi critica delle tecniche di pianificazione delle risorse pubbliche". In Trevisan, G., (a cura di). *L'impresa agraria: attuali problemi di organizzazione e di gestione*. Il Mulino. Bologna: 255-85.

Berneti, I., e Fagarazzi, C., 2002. L'impiego dei modelli multicriteriali geografici nella pianificazione territoriale. *Aestimum* (in corso di stampa).

Berneti, I., e Romano, D., 1992. "Un confronto fra metodologie alternative per la valutazione e la gestione delle risorse ambientali". Atti del 1° Incontro di Studi Italo-spagnolo del CeSET, Firenze, 9.1.1992. In *Aestimum*, num. spec. (dicembre): 239-69.

Bishop, R.C., 1978. Endangered Species and Uncertainty: The Economics of a Safe Minimum Standard. *American Journal of Agricultural Economics* 60 (1): 10-8.

Bishop, R.C., e Romano, D., (a cura di) 1998. *Environmental Resource Valuation: Applications of the Contingent Valuation Method in Italy*. Kluwer Academic Press. Boston.

Boadway, R., e Bruce, N., 1984. *Welfare Economics*. Blackwell. Oxford.

Bove, E., e Gajo, P., (a cura di) 2002. *Gestione delle risorse naturali nei territori rurali e nelle aree protette: aspetti economici, giuridici ed estimativi*. Atti del XXX Incontro di Studi del CESET. Potenza, 5-6 ottobre 2000. Centro Stampa 2P. Firenze.

Bresso, M., Russo, R., e Zeppetella, A., 1985. *Analisi dei progetti e valutazione di impatto ambientale. Aspetti economici e territoriali*. Franco Angeli. Milano.

CESET, 1990. *La valutazione del danno ambientale: aspetti economico-estimativi, paesaggistico-ambientali, artistici, sociali, giuridici, assicurativi*. Atti del XIX Incontro di Studi del CESET. Milano, 31 marzo 1989. Centro Stampa 2P. Firenze.

CESET, 1991. *Sviluppo sostenibile nel territorio: valutazione di scenari e di possibilità*. Atti del XXI Incontro di Studi del Ce.S.E.T. Perugia, 8 marzo 1991. Centro Stampa 2P. Firenze.

CESET, 1992. *Prospettive della ricerca nel settore dell'estimo operativo*. Atti del 1° Incontro di Studi Italo-spagnolo del CESET, Firenze, 9.1.1992. In *Aestimium*, num. spec. (dicembre).

Charnes, A., e Cooper, W.W., 1961. *Management Models and Industrial Applications of Linear Programming*, vol. 1. Wiley. New York.

Ciriacy-Wantrup, S.V., 1952. *Resource Conservation: Economics and Policies*. University of California Press. Berkeley.

Cochrane, J.L., e Zeleny, M., (eds.) 1973. *Multiple Criteria Decision Making*. University of South Carolina Press. Columbia.

Conti, S., 1996. *Geografia economica*. UTET. Milano.

Cox. E., 1994. *The Fuzzy Systems Handbook: A Practitioners Guide to Building, Using, and Maintaining Fuzzy Systems*. AP Professional. Boston.

Cummings, R.G., Brookshire, D.S., e Schulze, W.D., 1986. *Valuing Environmental Goods: An Assesment of the Contingent Valuation Method*. Rowman & Allanheld. Totowa.

Dasgupta, A.K., e Pearce, D.W., 1972. *Cost-Benefit Analysis. Theory and Practice*. McMillan. London.

Delquié, Ph., e Luo, M., 1997. A Simple Trade-off Condition for Additive Multiattribute Utility. *Journal of Multi-Criteria Analysis* (6): 248-52.

Dyer, J.S., 1977. On the Relationship Between Goal Programming and Multiattribute Utility Theory. Discussion Paper no. 69. Management Science Study Center. University of California. Los Angeles.

Fedrizzi, M., Kacprzyk, J., e Zadrozny, S., 1987. "An Interactive User Friendly Decision Support System for Consensus Reaching Based on Fuzzy Logic with Linguistic Quantifiers". In Gupta, M., e Yamakawa, T., (eds.). *Fuzzy computing*. North-Holland. Amsterdam.

Geoffrion, A.M., 1965. *A Parametric Programming Solution to the Vector Maximum Problem, with Applications to Decision Under Uncertainty*. Operations Research Program Tech. Rep. 11, Stanford University. Stanford, CA.

Haimes, Y.Y., e Chankong, V., (a cura di) 1985. *Decision Making with Multiple Objectives*. Springer Verlag. Berlin.

Henry, C., 1974. Option Values in the Economics of Irreplaceable Assets. *Review of Economic Studies* 41: 89-104.

van Huylenbroeck, G., 1990. *The Average Value Ranking Method for Multicriteria Problems with Ordinal Priorities*. Proceedings of the 31st Meeting of European Workgroup on Multiple Criteria Decision Making. Delft.

Ignizio, J.P., 1976. *Goal Programming and Extension*. Lexington Book. Massachusetts.

Kacprzyk, J., 1986. Group Decision Making with a Fuzzy Majority. *Fuzzy Sets and Systems*, vol. 18.

Keeney, R.L., e Raiffa, H., 1976. *Decision With Multiples Objectives: Preferences and Value Tradeoffs*. Wiley. New York.

Koopmans, T.C., 1951. "Analysis of Production as an Efficient Combination of Activities". In Koopmans, T.C., (ed.). *Activity Analysis of Production and Allocation*. Wiley. New York.

Kuhn, H.W., e Tucker, A.W., 1951. "Nonlinear programming". In Neyman, J., (ed.). *Proceedings of the Second Berkeley Symposium on Mathematical Statistics and Probability*. University of California Press. Berkeley.

Lancaster, K., 1965. A New Approach to Consumer Theory. *Journal of Political Economy* 74: 132-57.

Monke, E.A., e Pearson, S.R., 1989. *The Policy Analysis Matrix for Agricultural Development*. Cornell University Press. Ithaca.

Nijkamp, P., 1989. "Multicriteria Analysis: A Decision Support System for Sustainable Environmental Management". In Archibugi, F., e Nijkamp, P., (eds.). *Economy and Ecology: Towards Sustainable Development*. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht.

Norgaard, R.B., 1984. Coevolutionary Development Potential. *Land Economics* 60 (2): 160-73.

Nuti, F., 2001. *La valutazione economica delle decisioni pubbliche*. Giappichelli. Torino.

Oneto, G., 1997. *Manuale di pianificazione del paesaggio*. Il Sole 24 Ore – Pirola. Milano.

Pagiola, S., 1991. *Use of Cost-Benefit Analysis and the Policy Analysis Matrix to Examine Environmental and Natural Resource Problems*. Agricultural Policy Analysis Project, Phase II (APAP II), Aid Contract n. DAN-4084-Z-00-8043-00. USAID,

Bureau of Science and Technology, Office of Agriculture. Bethesda, MD.

Romano, D., 1989. "Alcune osservazioni sul valore economico ambientale e sulle sue componenti". Atti del XIX Incontro di Studi del CESET. su "La valutazione del danno ambientale". Milano, 31 marzo 1989: 193-207.

Romano, D., 1999. "Evaluation of Irrigation Projects. Theories and Methodologies". Master Course on "Land and Water Resources Management – Irrigated Agriculture". Module 6, Week 4. Institut Agronomique Mediterranee Bari, 7-9 June 1999.

Romano, D., 2002. "An Assessment of Italian Environment Valuation Studies". In Atti della International Conference on "Economic Valuation of Environmental Goods". FEEM - Fondazione Eni Enrico Mattei and CORILA - Consortium for Managing the Coordination Centre of the Research Activities Concerning the Venice Lagoon System. Venice, May 11th, 2001.

Romano, S., 2002. "L'approccio degli standard minimi di sicurezza (SMS) come scelta di politica ambientale nella gestione delle risorse naturali". In Bove, E., e Gajo, P., (a cura di). *Gestione delle risorse naturali nei territori rurali e nelle aree protette: aspetti economici, giuridici ed estimativi*. Atti del XXX Incontro di Studi del CESET. Potenza, 5-6 ottobre 2000. Centro Stampa 2P. Firenze: 19-56.

Romero, C., 1991. *Handbook of Critical Issues in Goal Programming*. Pergamon Press. Oxford.

Romero, C., 2001. Extended Lexicographic Goal Programming: A Unifying Approach. *Omega* 29: 63-71.

Romero, C., e Rehman, T., 1989. *Multiple Criteria Analysis for Agricultural Decision*. Elsevier. Amsterdam.

Romero, C., Tamiz, M., e Jones, D.F., 1998. Goal Programming, Compromise Programming and Reference Point Method Formulations: Linkages and Utility Interpretations. *Journal of the Operational Research Society* 49: 986-91.

Roy, B., 1976. *Partial preferences analysis and decision aid: the fuzzy outranking relation concept*. SEMA. Paris.

Saaty, T.L., 1980. *The Analytic Hierarchy Process: Planning, Priority, Setting, and Resource Allocation*. New York: McGraw-Hill.

Schmalensee, R., 1972. Option Demand and Consumer's Surplus: Valuing Price Changes Under Uncertainty. *American Economic Review* 62: 813-24.

Simon, H.A., 1976. From Substantive to Procedural Rationality. In Latsis, S. (ed.). *Method and Appraisal in Economics*. Cambridge University Press. Cambridge.

Wallenius, J., 1975. Comparative Evaluation of Some Interactive Approaches to Multicriterion Optimization. *Management Science* 21.

Weisbrod, B.A., 1964. Collective-Consumption Services of Individual-Consumption Goods. *Quarterly Journal of Economics* 78: 471-77.

Yager, R., 1978. *Competitiveness and Compensation in Decision Making: A Fuzzy Set Based Interpretation*. Yona College Tech. Rep. RRY 78-14. New Rochelle.

Yu, P.L., 1973. A Class of Solutions for Group Decision Problems. *Management Science* 19: 936-46.

Yu, P.L., 1985. *Multiple Criteria Decision Making: Concepts, Techniques and Extensions*. Plenum. New York.

Zadeh, L.A., 1963. Optimality and Non-Scalar-Valued Performance Criteria. *IEEE Transaction on Automatic Control* AC-8: 59-60.

Zandri, M., 1995. "Interessi locali e composizione dei conflitti". In AA.VV. *Compatibilità delle attività agro-forestali nelle aree protette*. Atti delle Giornate di studio sul "Global Change" – 3^a giornata. Accademia dei Georgofili. Firenze: 173-87.

Zeleny, M., 1973. "Compromise programming". In Cochrane, J.L., e Zeleny, M., (eds.). *Multiple Criteria Decision Making*. University of South Carolina Press. Columbia: 262-301.

Zeleny, M., 1974. A Concept of Compromise Solutions and the Method of the Displaced Ideal. *Computers and Operations Research* 1 (4): 479-96.

Zeleny, M., 1976. "The Theory of Displaced Ideal". In Zeleny, M., (ed.). *Multiple Criteria Decision Making*. Springer Verlag. New York: 154-206.

Zeleny, M., 1982. *Multiple Criteria Decision Making*. McGraw-Hill. New York.