**LA VALUTAZIONE DEI PROGETTI CON L’ANALISI MULTI-ATTRIBUTI (AMA)**

1. **INDIVIDUAZIONE MISURAZIONE DEGLI IMPATTI POTENZIALI**

Ciascun progetto da valutare (con le sue alternative) può agire sull'ambiente in diversi modi: per il rilascio di inquinanti, per l'utilizzazione di risorse economiche, occupazionali e naturali, per l'alterazione della morfologia dei luoghi e del regime idrologico, solo per fare alcuni esempi.

Ma non tutti gli effetti ambientali si manifestano direttamente ed immediatamente a partire dalla esecuzione delle attività elementari di cui si compone il progetto.

I cambiamenti diretti risultanti da una attività (effetti di primo ordine) possono provocare impatti successivi (effetti di ordine superiore), o vi può essere un ritardo prima che l'effetto si manifesti.

I metodi di identificazione degli effetti possono essere essenzialmente distinti in due categorie, sulla base del carattere del sistema analitico proposto per la identificazione degli impatti:

* liste di controllo e matrici di impatto;
* network di causa-effetto.

La lista di controllo rappresenta l'approccio più semplice per la descrizione di un progetto o delle componenti ambientali da questo potenzialmente interessate.

Nel primo caso essa consiste in un elenco delle attività elementari di cui il progetto si può pensare composto, nell'altro caso rappresenta un elenco delle potenziali aree di impatto.

La matrice di impatto è un sistema di interazione causa-effetto e consiste in una lista di controllo bidimensionale in cui una lista di azioni di progetto è messa in relazione con una lista di componenti ambientali per identificare i potenziali impatti.

Nella Fig. n.1 è riportato un esempio di matrice di impatto utilizzabile per l'identificazione dei potenziali effetti causati da un progetto tecnologico, rappresentato da una coltivazione agricola.

In tale matrice le marcature con croci evidenziano i potenziali impatti del primo ordine causati da una attività elementare su una componente ambientale. Si possono inoltre creare delle matrici associate, dette anche matrici coassiali, che sono particolarmente utili per identificare gli impatti anche di ordine superiore al primo.

**FIGURA N.1 - MATRICE DI MPATTI DIRETTI DI UN PROGETTO AGROTECNOLOGICO**

|  |  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- | --- |
|  | S.I.A. | LAVORAZ. | FERTILIZ. | IRRIGAZ. | DIFESA |
| ARIA |  |  | X |  | X |
| METEOROLOGIA | X |  |  | X |  |
| ACQUE  SUPERFICIALI | X |  |  | X |  |
| ACQUE  SOTTERRANEE |  |  |  |  |  |
| SUOLO | X | X | X | X | X |
| SOTTOSUOLO |  |  |  |  |  |
| FLORA E  VEGETAZIONE |  |  | X |  | X |
| FAUNA |  |  |  |  | X |
| FATTORI  ECONOMICI | X | X | X | X | X |
| FATTORI  SANITARI |  |  | X |  | X |
| FATTORI  DEMOGRAFICI |  |  |  |  |  |
| FATTORI  CULTURALI |  |  |  |  |  |

Uno strumento alternativo che fornisce una visione e correlazione più efficace degli effetti è il network causa-effetto. Il network è una rete di relazioni che illustra come:

- il progetto può essere suddiviso in attività elementari che possono interferire con l'ambiente;

- le attività danno origine alle fonti di impatto (immissione nell'ambiente di principi attivi, ecc.);

- queste fonti danno luogo ad effetti di primo ordine;

- questi effetti di primo ordine danno luogo successivamente ad effetti di ordine superiore.

Questo procedimento è rappresentabile graficamente attraverso una struttura ad albero in cui:

- la radice è il progetto da valutare;

- le attività elementari di cui il progetto si compone, costituiscono il primo livello;

- le attività elementari che costituiscono una fonte di impatto vengono selezionate tra quelle presenti nel primo livello per formare il secondo;

- gli effetti del primo ordine rappresentano il terzo livello dell'albero;

- gli effetti di ordine superiore al primo rappresenteranno i successivi livelli dell'albero.

La natura degli effetti che ciascun progetto può determinare sull'ambiente dipende dalle condizioni dell'ambiente stesso.

Pertanto le interazioni fra le condizioni di base dell'ambiente e le attività che definiscono il progetto da sottoporre a valutazione di impatto, devono essere valutate utilizzando informazioni e dati raccolti per descrivere lo stato dell'ambiente locale (indicatori ambientali) e per caratterizzare le azioni di progetto.

Si può affermare che la fase di misurazione non è caratterizzata da un metodo codificato e uniformemente accettato, ma si avvale di tante metodologie quanti sono gli ambiti tecnico-scientifici pertinenti alla valutazione[[1]](#footnote-1).

Il principio comune ispiratore è quello di disaggregare in modo analitico il problema valutativo, di esaminarlo in ogni aspetto separatamente e successivamente di riaggregarlo attraverso un procedimento di sintesi finale.

1. **LA FASE DI VALUTAZIONE**

Partendo da una matrice di misurazione, che è costituita da tante colonne quante sono le alternative da valutare e tante righe quanti sono gli indicatori ambientali considerati, la valutazione si sviluppa nelle seguenti fasi:

* conversione in funzioni di qualità ambientale (valutazione degli impatti);
* aggregazione parziale di indici similari;
* scelta dei coefficienti di ponderazione;
* calcolo dei parametri di valutazione (valutazione delle alternative);
* analisi di sensitività.

La conversione in funzioni di qualità ambientale

Con la conversione degli indicatori di misurazione in indici di qualità ambientale comincia la vera e propria valutazione degli impatti del progetto.

Durante questa fase, ciascun indicatore, espresso nella propria unità di misura, viene trasformato in una grandezza adimensionale, variabile tra 0 e 1, che esprime il grado di soddisfazione degli obiettivi della valutazione: il valore 1 indica il massimo gradimento sociale rispetto al criterio, mentre il valore 0 indica la massima insoddisfazione.

Diviene, così, possibile disporre di una misura omogenea, non monetaria, della qualità ambientale di ogni fattore in corrispondenza di tutte le alternative di progetto.

La procedura di conversione in scale di qualità presenta alcuni problemi di natura teorico‑metodologica piuttosto importanti per la comprensione del funzionamento e dei limiti dello strumento.

Gli aspetti più importanti a questo riguardo sono:

* le ipotesi implicite del metodo;
* i livelli di soggettività insiti nelle funzioni di qualità.

Una delle ipotesi centrali che questa impostazione assume implicitamente è che i fenomeni considerati nella valutazione siano indipendenti tra di loro, cioè esenti da effetti sinergici o di complementarità.

In particolare, è necessario che l'ordine e la struttura preferenziale tra due diversi valori di qualità relativi ad un criterio non dipenda dal valore di qualità associato ad un altro criterio.

Questa condizione è chiamata "mutua indipendenza preferenziale" (M.I.P.). Se tra i criteri di una valutazione è soddisfatta la condizione di M.I.P., le diverse misure di utilità possono essere individuate separatamente e sommate tra loro. In molte applicazioni di analisi multiattributi, la M.I.P. viene data direttamente per acquisita, su base intuitiva, senza una verifica empirica, che ne accerti la reale esistenza.

Quella dell'indipendenza delle preferenze non è la sola assunzione teorica del metodo. Una seconda ipotesi che limita il campo di applicazione del metodo si riferisce alla logica compensativa che è implicita nella procedura di aggregazione degli impatti.

Nella realtà, non è detto che tutti gli impatti positivi e negativi che caratterizzano il problema valutativo debbano necessariamente essere compensabili tra loro. Anzi, l'esperienza insegna che spesso i conflitti che nascono intorno alla realizzazione di progetti pubblici sono proprio dovuti all'impossibilità di compensare i benefici sociali, pur innegabili, con i costi che devono chiamare specifiche categorie di cittadini.

Il secondo aspetto problematico da tenere presente durante la definizione delle funzioni di qualità riguarda gli elevati livelli di soggettività che si possono riscontrare.

È noto che la qualità dell'ambiente è un concetto piuttosto complesso e di natura soggettiva, e non può essere determinato senza operare dei confronti interpersonali ed esprimere giudizi arbitrari.

Conseguentemente la relazione funzionale che permette di trasformare l'indice fisico in una misura della "bontà" del fattore non potrà che essere tracciata in modo soggettivo, ricorrendo al giudizio di esperti, o attraverso la rilevazione delle preferenze collettive.

La letteratura sull'argomento, soprattutto americana, riporta numerosi lavori di determinazione di indici ambientali, elaborati da equipe di esperti.

È appena il caso di ricordare che l'uso di scale di qualità tratte dalla bibliografia non aumenta di per sè il grado di oggettività dell'analisi, che rimane quello implicito nel metodo con il quale esse sono state elaborate.

Esiste, comunque, una metodologia analitica per la costruzione delle funzioni.

Si riporta di seguito la sequenza delle operazioni necessarie per la conversione di un indicatore misurato nella propria unità di misura in una scala adimensionale di qualità ambientale:

* scelta del tipo di funzione
* determinazione dei limiti di soddisfazione
* determinazione di punti intermedi
* validazione

Il primo problema da affrontare è la definizione del tipo di funzione. Le relazioni tra indicatore e utilità possono, infatti, assumere gli andamenti più diversi.

In primo luogo, possono essere lineari o non lineari. Inoltre, possono risultare monotone crescenti o monotone decrescenti, a seconda che il fenomeno misurato sia collegato ad un obiettivo da massimizzare o da minimizzare. Infine, nel caso in cui la logica che sottende la relazione tra indicatore e obiettivo ambientale sia complessa, la funzione può essere rappresentata in forma non monotona[[2]](#footnote-2).

Il passo successivo consiste nella determinazione dei punti notevoli della funzione.

In altre parole, occorre fissare i valori degli indicatori corrispondenti alla massima ed alla minima qualità ambientale, nonché gli eventuali altri punti intermedi (apici di spezzata, flessi, ecc.).

Le regole di fissazione di tali punti cambiano, ovviamente, da caso a caso, a seconda delle relazioni intercorrenti tra il fenomeno misurato ed il gradimento ad esso collegato[[3]](#footnote-3).

L'importanza di questa operazione per il risultato finale, sebbene possa sfuggire ad una osservazione superficiale, appare notevolissima.

Per questo è opportuno prestare molta cura ai criteri con i quali si definiscono gli estremi della funzione. Va sottolineato che è praticamente impossibile definire delle regole univoche di fissazione della funzione, valide per tutte le esigenze.

Possono essere, tuttavia, indicati alcuni criteri di larga massima, di valenza estremamente generale, che necessitano di volta in volta una rielaborazione ed un adattamento per interpretare gli effettivi obiettivi che la valutazione richiede.

Una regola di impiego semplice e rapido, attraente in quanto suscettibile di automatizzazione, è quella di assegnare, per ciascun indicatore, il massimo ed il minimo di qualità ambientale rispettivamente alla massima ed alla minima prestazione (o l'inverso, se trattasi di funzione decrescente) presenti nell'ambito del set di alternative da valutare.

Tale modo di operare mostra, tuttavia, alcune controindicazioni. In primo luogo, il procedimento non ha significato per le funzioni non monotone, per le quali non è possibile individuare un obiettivo univoco di massimizzazione o minimizzazione.

Ma anche qualora si abbia a che fare con funzioni monotone, un uso non meditato e generalizzato di tale criterio può condurre a grossolani errori di valutazione.

Prendiamo, ad esempio, il caso in cui le diverse alternative tecnologiche registrino, relativamente ad un indicatore, valori ravvicinati o, comunque, non significativamente caratterizzati da una diversa qualità ambientale.

L'adozione del criterio sopracitato porterebbe a premiare (col massimo punteggio) l'alternativa che registra il valore più elevato ed a penalizzare (con il minimo punteggio) quella caratterizzata dal valore più basso, in modo del tutto ingiustificato.

Considerato che la regola precedente spesso non risulta soddisfacente, nasce l'esigenza di individuare alcune linee di condotta generale per una più ragionata determinazione dei limiti inferiore e superiore di qualità ambientale.

Relativamente al limite inferiore, un criterio adottabile in molti casi è quello di associare la qualità minima a condizioni del fattore assolutamente non accettabili, cioè ritenute di per sé stesse insopportabili dal sistema socio‑ambientale (ad esempio, standard minimi di legge o soglie convenzionali di allarme).

Un criterio alternativo spesso utilizzato, ma che si considera meno rispondente rispetto al precedente, in quanto più generico, è attribuire tout court la soglia minima di qualità alle condizioni peggiori riscontrabili nella realtà.

In base a quest'ultimo principio, infatti, si corre il rischio di sopravvalutare progetti e/o tecnologie inaccettabile impatto ambientale, per il solo motivo che ne esistono altri ancora più pericolosi nell'ambito del panorama tecnologico.

Per quel che riguarda il limite superiore, il caso più semplice da risolvere si verifica quando, in base alla tecnologia disponibile, è realisticamente ipotizzabile che il sistema possa raggiungere la condizione di impatto nullo; condizione alla quale sarà, appunto, attribuita la massima soddisfazione.

Spesso, purtroppo, l'ipotesi di impatto nullo non è un obiettivo ragionevolmente alla portata del panorama tecnologico esistente.

In questo caso, la massima qualità ambientale può essere associata alla massima performance realmente ottenibile oppure ad un livello di miglioramento assunto come obiettivo plausibilmente conseguibile nell'orizzonte temporale previsto.

Spesso le relazioni tra progetto e fattore d’impatto presuppongono funzioni rettilinee, per la cui completa definizione è sufficiente la fissazione degli estremi.

Qualora la funzione che lega l'indicatore alla qualità ambientale non sia lineare, occorre determinare l’andamento, o almeno alcuni punti intermedi.

Una metodologia operativa proposta per risolvere questa esigenza è la "tecnica per frazionamento", mediante la quale è possibile effettuare un'interpolazione per successive approssimazioni.

Il metodo si sviluppa definendo intervalli sempre più frazionati del valori dell'attributo e determinando il punto interno a tali intervalli corrispondente alla qualità media rispetto agli estremi.

Con riferimento alla figura, poniamo che x0 e x4 siano i valori dell'indicatore a cui si è attribuita, rispettivamente, la minima e la massima qualità.

Il punto P viene fissato individuando il valore dell'indicatore (x2) a cui corrisponde un livello di soddisfazione intermedio tra i due valori posti come limite.

Ad ogni successiva iterazione viene definito un nuovo punto della funzione.

Il processo termina quando il numero di punti intermedi è sufficiente ad operare una soddisfacente interpolazione della funzione di qualità.

Considerata la natura empirica delle operazioni di trasformazione degli indicatori in scale di qualità, è opportuno, al termine della procedura, effettuare una verifica della rispondenza del lavoro eseguito, mediante un controllo della coerenza logica della funzione risultante.

In particolare, può essere vantaggioso ai fini della rispondenza della valutazione un controllo dell'andamento della funzione al variare dei limiti di minima e massima utilità, per esempio rilassando o rafforzando i criteri di fissazione delle soglie estreme.

Concludendo, occorre sottolineare che la soggettività nella costruzione delle relazioni tra indicatore e utilità è ineliminabile, dal momento che il benessere complessivo consiste in un insieme complesso di utilità parziali di gruppi o, al limite, di singoli individui. Perciò, si ritiene che la forza del metodo non sta nella ricerca di un'improbabile oggettività, ma nella trasparenza delle procedure e nell'elevato grado di partecipazione e di consenso sui criteri che stanno alla base della valutazione.

L'aggregazione parziale

Il risultato della fase precedente è la matrice di valutazione, che mostra, per ciascuna tecnica, il vettore dei giudizi legati ai diversi indicatori.

La matrice di valutazione può contenere un numero notevole di righe, cioè di indici delle varie componenti ambientali sottoposte all'analisi.

Spesso l'articolazione delle rilevazioni è tale da rendere non dominabile, perché eccessivamente frazionato, il problema valutativo.

Al fine di migliorare la leggibilità di questa matrice e di rendere più agevole l'esecuzione delle operazioni successive, è possibile effettuare un'aggregazione parziale, relativa a quei gruppi di indici che analizzano la stessa componente ambientale, o comunque lo stesso problema.

Un criterio di aggregazione tra i più utilizzati è la combinazione lineare:

ax + by = c

dove:

a = primo indice semplice

b = secondo indice semplice

c = indice aggregato

x = coefficiente di importanza dell'indice a

y = coefficiente di importanza dell'indice b

x+y = 1

A questo punto si dispone della matrice aggregata di valutazione, tutti gli elementi per eliminare le eventuali alternative dominate, vale a dire quelle che mostrano prestazioni inferiori in tutti i criteri rispetto anche ad una sola altra alternativa.

In verità, è molto probabile che le alternative dominate non siano molte, in quanto l'attenzione dei progettisti è normalmente volta ad individuare alternative efficienti.

La scelta dei coefficienti di ponderazione

L’AMA si caratterizza per la determinazione di alcuni parametri di valutazione complessiva, in grado di fornire uno sguardo di insieme dei vari progetti.

Molti di questi parametri, che saranno illustrati analiticamente nel paragrafo successivo, richiedono che venga esplicitata dal decisore una gerarchia quantitativa dei criteri che rifletta l'importanza che ciascuno riveste nell'ambito del problema di valutazione.

Tale gerarchia si concretizza in una serie di coefficienti di ponderazione (o pesi), che misurano l'importanza relativa di ciascun fattore considerato.

La determinazione dei pesi costituisce una fase nevralgica in quanto, da una parte, può influenzare notevolmente il risultato della valutazione e, dall'altra, presenta elevati gradi di soggettività[[4]](#footnote-4).

Per questi motivi, i risultati della valutazione sono tanto più attendibili e soddisfacenti quanto più questi elementi sono largamente e responsabilmente condivisi dai soggetti implicati[[5]](#footnote-5).

Una questione dibattuta è quella concernente da chi e in che modo devono essere determinati tali scale di priorità.

Le opinioni sono tutt'altro che uniformi, in quanto nella pratica si trovano casi in cui tale operazione è stata eseguita da esperti tecnici, da politici, da rappresentanti di gruppi sociali coinvolti ovvero da combinazioni più o meno allargate di queste categorie.

Attribuire i pesi ai fattori ambientali equivale a prefigurare con un criterio di tipo essenzialmente "politico", la ripartizione delle risorse, prescindendo dai meccanismi di mercato, che attraverso il prezzo, sono nella realtà economica il motore, per quanto imperfetto, di tale ripartizione.

La ponderazione deve essere preceduta da un completo e metodico esame delle singole caratteristiche di ciascun fattore.

Le tecniche a supporto dell'individuazione del vettore di pesi da assegnare al vettore dei criteri sono molteplici.

Si possono classificare a seconda dei metodi di calcolo e delle modalità di organizzazione del gruppo di soggetti che li elabora.

In relazione ai metodi di calcolo distinguiamo i metodi diretti dai metodi guidati.

I primi sono caratterizzati dal fatto che l'importanza di ciascun fattore è espressa in forma diretta, senza alcun ausilio di tipo logico‑matematico.

Possono essere richiesti in forma algebrica o qualitativa. In quest'ultimo caso, è necessario costruire a priori una griglia di trasformazione che permetta di permutare l'indicazione qualitativa in un dato numerico.

Esprimere i pesi in modo diretto può costituire un problema di rilievo. Un approccio consigliabile può consistere, qualora i fattori prescelti presentino un grado di importanza sostanzialmente simile (almeno nell'ordine di grandezza), nel partire da un vettore di pesi "neutrale", vale a dire da una serie di pesi identici per ogni criterio.

Successivamente si apporteranno correzioni legate alla necessità di attribuire maggiore importanza ad alcuni aspetti piuttosto che ad altri.

È ovvio che tale sistema tende ad appiattire le differenze e non deve essere impiegato quando non vi è consenso sulla sostanziale omogeneità della rilevanza dei fattori considerati.

I metodi guidati, invece, producono il vettore dei pesi dopo specifiche elaborazioni, tese a rendere maggiormente agevoli, trasparenti e meditate le scelte del decisore.

Un classico metodo guidato è quello dei "confronti a coppie", proposto da Saaty nell'ambito della procedura che prende il nome di Analisi Gerarchica (1986).

Attraverso i confronti a coppie, il decisore non è chiamato a manifestare il peso di un fattore rispetto a tutti gli altri contemporaneamente (come accade nel metodo diretto), bensì deve pronunciarsi esclusivamente sull'importanza relativa di ciascuna coppia di fattori presenti nell'analisi.

Vediamo di illustrare il metodo con un semplice esempio.

Ipotizziamo un problema di valutazione che presenti tre componenti ambientali (A,B,C), per il quale il decisore abbia espresso i coefficienti di importanza riportati di seguito:

a) importanza di A rispetto a B = 2;

b) importanza di B rispetto a C = 3;

c) importanza di A rispetto a C = 6.

Una volta esplicitati questi parametri di importanza, si può costruire una matrice simmetrica che viene normalizzata in ogni colonna (Tab. 1).

**TABELLA N. 1 MATRICE CONSISTENTE DEI CONFRONTI A COPPIE**

|  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| **FATTORI** | **FRAZIONI** | | | **DECIMALI** | | | **PERCENTUALI** | | |
|  | A B C | | | A B C | | | A B C | | |
| A | 1 | 2 | 6 | 1.00 | 2.00 | 6.00 | 0.60 | 0.60 | 0.60 |
| B | 1/2 | 1 | 3 | 0.50 | 1.00 | 3.00 | 0.30 | 0.30 | 0.30 |
| C | 1/6 | 1/3 | 1 | 0.17 | 0.33 | 1.00 | 0.10 | 0.10 | 0.10 |
| **TOTALE** |  | | | 1.67 | 3.33 | 10.00 | 1.00 | 1.00 | 1.00 |

Se le risposte del soggetto decisore sono perfettamente razionali, la matrice è consistente e non vi è bisogno di alcuna ulteriore operazione, dal momento che tutte e tre le colonne dei pesi normalizzati forniscono lo stesso risultato.

Se invece nelle risposte si presentano incongruenze (come avviene nella maggioranza dei casi), la matrice è inconsistente ed occorre interpolare i pesi normalizzati, che risultano diversi.

Per esempio, se il coefficiente di importanza del fattore A rispetto al fattore C diviene 4, i risultati sono quelli riportati nella Tab. 2.

**TABELLA N. 2 MATRICE INCONSISTENTE DEI CONFRONTI A COPPIE**

|  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| **FATTORI** | **FRAZIONI** | | | **DECIMALI** | | | **PERCENTUALI** | | |
|  | A B C | | | A B C | | | A B C | | |
| A | 1 | 2 | 4 | 1.00 | 2.00 | 4.00 | 0.57 | 0.60 | 0.50 |
| B | 1/2 | 1 | 3 | 0.50 | 1.00 | 3.00 | 0.29 | 0.30 | 0.38 |
| C | 1/4 | 1/3 | 1 | 0.25 | 0.33 | 1.00 | 0.14 | 0.10 | 0.12 |
| **TOTALE** |  | | | 1.75 | 3.33 | 8.00 | 1.00 | 1.00 | 1.00 |

Nella pratica applicativa le domande sono espresse in modo da ricevere risposte più frequentemente in forma qualitativa. Successivamente tali risposte sono trasformate quantitativamente attraverso scale di conversione del tipo riportato nella Tab. 3.

Tab.3 – Scala semantica di Saaty

|  |  |  |
| --- | --- | --- |
| **Intensità di importanza** | **Definizione** | **Spiegazione** |
| **1** | Uguale importanza | *Due attività contribuiscono ugualmente all'obiettivo* |
| **3** | Importanza debole di uno rispetto all'altro | *È leggermente favorita un'attività sull'altra* |
| **5** | Essenziale o forte importanza | *L'esperienza e il giudizio con forza favorisce un'attività sull'altra* |
| **7** | Di provata importanza | *Un'attività è fortemente favorita e la sua dominanza è dimostrata nella pratica* |
| **9** | Importanza assoluta | *L'evidenza dell'importanza di un'attività sopra l'altra è del più alto ordine possibile di affermazione.* |
| **2,4,6,8** | Valori intermedi tra due giudizi adiacenti | *Quando è necessario un compromesso* |
| Inverso di valori non nulli | Se l’attività i ha valore non nullo quando è comparata con l'attività j, allora j ha il valore reciproco quando e comparata con i |  |

Un'altra classe di metodi guidati di determinazione dei pesi è quella basata sulla classificazione della risorsa ambientale. Si tratta di procedure che tendono a stabilire i pesi in base alle caratteristiche intrinseche delle risorse ambientali inserite nel modello di valutazione. Secondo questa logica, il coefficiente è tanto più elevato quanto più la risorsa è considerata a disponibilità limitata, di importanza strategica e non riproducibile (Tab. 4).

I metodi per l'identificazione dei pesi possono essere classificati anche a seconda delle modalità organizzative attraverso le quali vengono effettuate le scelte. Nella maggior parte dei casi i pesi sono elaborati da gruppi decisionali formati da esperti e rappresentanti delle categorie socio-economiche implicate negli effetti del progetto.

I parametri di valutazione

Eliminate le eventuali alternative dominate, ci si trova in presenza di soluzioni pareto‑ottimali: il passaggio da una variante all'altra registra un peggioramento in almeno un criterio, ed un miglioramento in almeno un altro.

Occorre, evidentemente, un metodo per superare questo ostacolo esistente nell'iter decisionale.

A partire dalla matrice di valutazione è possibile ricavare una serie di parametri, impiegati nelle procedure di massimizzazione vettoriale, in grado di esprimere un giudizio sintetico su ogni alternativa dominante e che, pertanto, permettono di creare delle graduatorie atte ad agevolare le decisioni.

I parametri maggiormente utilizzati sono:

* somma pesata;
* indice di concordanza;
* indice di discordanza;
* caso peggiore;
* dominanza debole.

Di seguito si riportano, per ciascun parametro, la definizione ed il procedimento di calcolo.

SOMMA PESATA (SP)

Mediante il criterio della somma pesata, gli indici della matrice di valutazione vengono aggregati proporzionalmente all'importanza relativa di ciascun fattore ambientale, quantificata dal coefficiente di ponderazione (o peso).

dove:

Ii = indice i‑esimo

pi = peso i‑esimo

n = numero degli indici

La somma pesata premia l’alternativa che maggiormente compensa con valori elevati i propri punti deboli. Presume, pertanto, la compensabilità degli impatti.

Nell'ordinamento operato mediante questo criterio di valutazione, le alternative migliori sono quelle con valori positivi elevati.

L'indice della somma pesata presenta una variante, la "somma pesata parziale", che viene calcolata sulla base di una matrice ridotta, che considera solo una parte degli obiettivi, ritenuti più importanti.

CASO PEGGIORE (CP)

Il criterio del caso peggiore risponde alla logica della minimizzazione del rischio (è un criterio che si ispira a un’ottica prudenziale).

Tale procedimento ordina le alternative secondo il loro valore più basso registrato nella matrice di valutazione (non pesata), sull'intera gamma dei criteri.

L’alternativa che presenta il “punto debole” (prestazione più bassa al suo interno) più elevato rispetto alle altre alternative ottiene il primo posto in graduatoria.

Questa logica di ordinamento è anche detta “maximin” (massimizzazione dei minimi).

Nella graduatoria operata mediante questo indice, di conseguenza, le alternative migliori sono quelle con valori positivi elevati.

Una variante di questo indice è il “caso peggiore parziale”, calcolato sulla base di una matrice ridotta, che considera solo una parte degli obiettivi, ritenuti più importanti.

INDICE ASSOLUTO DI CONCORDANZA ( Ca )

L'indice assoluto di concordanza di un'alternativa è una misura della soddisfazione che il soggetto decisore prova nello scegliere detta l'alternativa rispetto a tutte le altre.

Per determinare tale indice occorre calcolare preliminarmente la matrice di concordanza, in cui tutte le alternative vengono confrontate tra loro, a due a due.

Tale matrice costituisce una tabella a due entrate omogenee, le cui righe e le cui colonne sono rappresentate dalle liste delle alternative di progetto.

Il singolo elemento di tale matrice (indice semplice di concordanza) indica la soddisfazione del soggetto decisore nel passare da un'alternativa ad un'altra.

L'indice semplice di concordanza dell'alternativa A rispetto all'alternativa B (Ca,b) si calcola partendo dalla matrice di valutazione finale e dal vettore dei pesi, addizionando i pesi degli obiettivi per i quali l'alternativa A ottiene una prestazione (indice di qualità ambientale) non inferiore a quella dell'alternativa B.

dove:

Ca,b = indice semplice di concordanza da A a B

pi = peso dell'indice di qualità i‑esimo in cui A > B

n = numero degli indici di qualità in cui A > B

Dalla matrice di concordanza si ottiene, per ciascuna alternativa, l'indice assoluto di concordanza, sottraendo dalla sommatoria degli indici semplici della riga di una data alternativa quelli della colonna essa relativa.

L'indice assoluto di concordanza dell'alternativa A è dato dalla seguente formula:

dove:

Ca = indice assoluto di concordanza dell'alternativa A

Ca,j = indice semplice di concordanza da A a J

Ci,a = indice semplice di concordanza da I a A

n = numero delle alternative

Nell'ordinamento operato mediante questo indice, le alternative migliori sono quelle con valori positivi elevati.

INDICE ASSOLUTO DI DISCORDANZA (Da)

L'indice assoluto di discordanza di un'alternativa è una misura della insoddisfazione che il soggetto decisore prova nello scegliere l'alternativa A rispetto a tutte le altre.

Analogamente a quanto detto per quello di concordanza, per determinare l'indice di discordanza occorre calcolare preliminarmente la matrice di discordanza, in cui le alternative vengono confrontate tra loro a due a due.

Tale matrice costituisce una tabella a due entrate omogenee, le cui righe e le cui colonne sono rappresentate dalle liste delle alternative di progetto.

Il singolo elemento di tale matrice (indice semplice di discordanza) misura l'insoddisfazione del soggetto decisore nel passare all'alternativa A dall'alternativa B.

Anche l'indice semplice di discordanza (Da,b) dell'alternativa A rispetto all'alternativa B si calcola partendo dalla matrice di valutazione finale e dal vettore dei pesi.

Esso è dato dal rapporto tra due valori. Il numeratore si determina nel seguente modo: si calcola, per i soli criteri per i quali A è stata preferita a B, la differenza di indice di qualità delle due alternative A e B (in valore assoluto). Si sceglie, quindi, il valore più elevato tra quelli ottenuti.

Il denominatore si determina calcolando, indistintamente per tutti gli attributi (sia che abbiano visto prevalere A, sia che abbiano visto prevalere B), la differenza di indice di qualità delle due alternative A e B (in valore assoluto), nonché scegliendo il valore maggiore tra questi.

In definitiva, tale rapporto indica l'incidenza del più rilevante peggioramento che si ha passando da A a B, sul più rilevante peggioramento assoluto (cioè passando da A a B o viceversa). In formula:

Da,b =

dove:

Da,b = indice semplice di concordanza da A a B

max pa->b = maggiore peggioramento passando da A a B

max pa,b = maggior peggioramento passando da A a B, oppure da B a A

Dalla matrice di discordanza si ottiene, per ciascuna alternativa, l'indice assoluto di discordanza, sottraendo dalla sommatoria degli indici semplici della riga di una data alternativa quelli della colonna ad essa relativa (vedi tabella successiva).

L'indice assoluto di concordanza dell'alternativa A è dato dalla seguente formula:

dove:

Da = indice assoluto di discordanza dell'alternativa A

Da,j = indice semplice di discordanza da A a J

Di,a = indice semplice di discordanza da I a A

n = numero delle alternative

Nell'ordinamento operato mediante questo indice, le alternative migliori sono quelle con valori negativi elevati.

L'analisi di sensitività nell’AMA

Così come nell'ACB., anche nelle metodologie multidimensionali è importante effettuare analisi di sensitività per limitare l'aleatorietà dei risultati.

Nel caso specifico dell’AMA, l'analisi di sensitività può essere realizzata relativamente a diversi elementi, i più importanti dei quali sono le funzioni di conversione ed i coefficienti di ponderazione.

Relativamente alle funzioni di qualità ambientale, è opportuno eseguire elaborazioni parametrizzando gli eventuali valori di minimo e massimo sui quali esistono perplessità e incertezze.

A questo riguardo, vale la pena di ribadire che è importante controllare i valori di qualità ambientale di ciascuna alternativa per ciascuna componente ambientale, in modo da mantenere una verifica di congruità delle operazioni di trasformazione.

È, infatti, errore comune, che ingenera confusione ed equivoco, utilizzare le funzioni in modo acritico ed automatico e non, come invece si dovrebbe, semplicemente come uno strumento, utile ma non infallibile, di applicazione di buon senso alla valutazione. Per quanto concerne il vettore dei pesi, è già stato sottolineato l'elevato grado di soggettività implicito nella loro formulazione. È buona norma, pertanto, prevedere sistematicamente in questo tipo di stime un'analisi di sensitività dei coefficienti di ponderazione.

L'analisi può essere eseguita su ogni coefficiente, mantenendo tutti gli altri fissi, per verificare fino a quali valori di ciascun peso si mantiene inalterato la graduatoria delle alternative.

Un'altra modalità, non necessariamente alternativa alla precedente, frequentemente impiegata in problemi caratterizzati conflitti di interesse piuttosto polarizzati, è la costruzione di una serie di scenari di valutazione, a cui corrispondono altrettanti vettori dei pesi, che esprimono i diversi punti di vista dei gruppi coinvolti nella decisione.

Per fare un esempio, un modo utile di realizzare l'analisi è quello di diversificare i vettori secondo i molteplici interessi in gioco, quali le istanze produttivistiche, ambientaliste e così via.

Un esempio numerico

Si riporta di seguito un esempio numerico di AMA estremamente sintetico, allo scopo di chiarire alcuni aspetti matematici dei parametri di calcolo illustrati precedentemente.

Ipotizziamo di dover valutare due generiche alternative di progetto sulla base di tre fattori ambientali, che indichiamo con le lettere A, B, C.

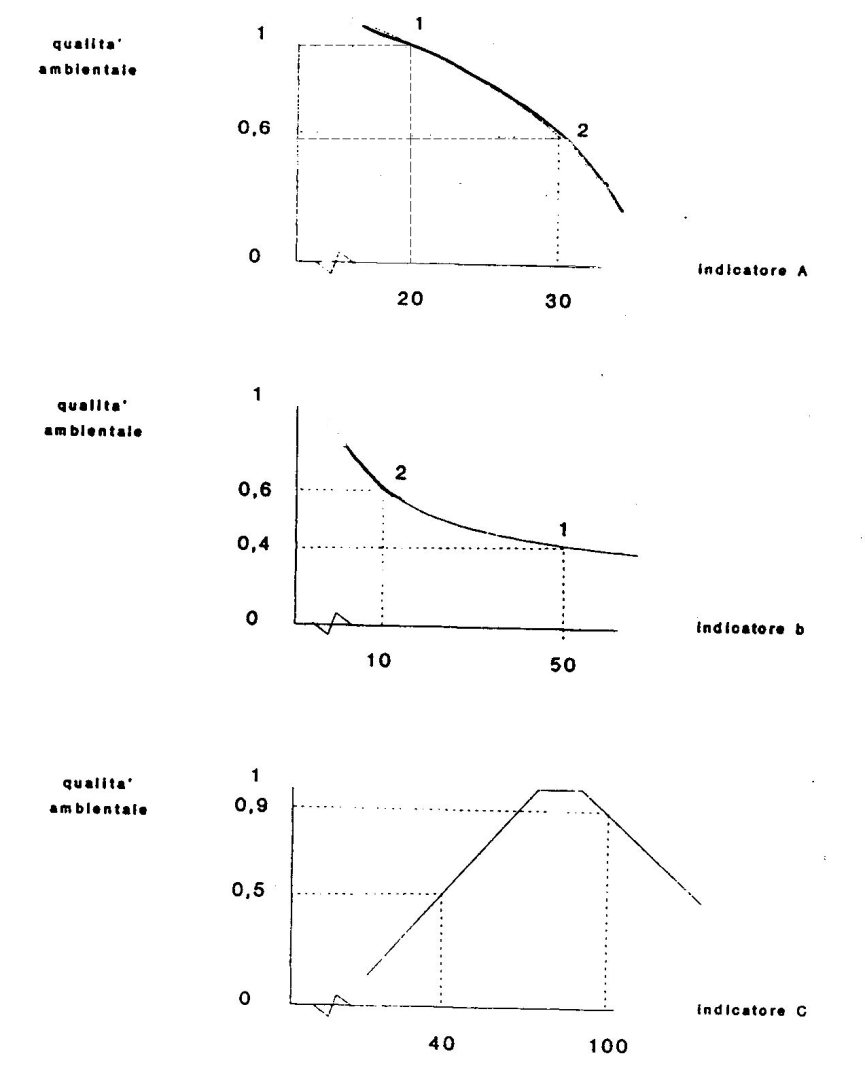
La matrice con gli indicatori di misurazione per ciascun fattore ambientale considerato è riportata nella Tab.5.

**Tabella n.5 - Matrice di misurazione**

|  |  |  |
| --- | --- | --- |
|  | ALTERNATIVA 1 | ALTERNATIVA 2 |
| INDICATORE A | 20 | 30 |
| INDICATORE B | 50 | 10 |
| INDICATORE C | 100 | 40 |

Ammettiamo che le relazioni tra indicatori e qualità ambientale siano quelle rappresentate dalla Fig.2.

Fig.2 – Funzioni di conversione



Le funzioni legate ai fattori A e B sono decrescenti, mentre quella relativa al fattore C non è monotona e presenta un andamento "a campana".

Attraverso queste relazioni funzionali si può costruire la matrice di valutazione, la quale non presenta alcuna soluzione dominante sulle altre (Tab.6).

**Tabella n.6 - Matrice di valutazione**

|  |  |  |
| --- | --- | --- |
|  | ALTERNATIVA 1 | ALTERNATIVA 2 |
| INDICATORE A | 1.0 | 0.6 |
| INDICATORE B | 0.4 | 0.6 |
| INDICATORE C | 0.9 | 0.5 |

A partire dai dati contenuti nella matrice di valutazione è possibile, con l'ausilio di un vettore di pesi, ordinare le alternative di progetto mediante i parametri di valutazione, quali la somma pesata, il caso peggiore, l'indice assoluto di concordanza, l'indice assoluto di discordanza e l'indice di dominanza debole.

Le elaborazioni riguardanti i calcoli di ciascun parametro di valutazione e le rispettive graduatorie sono riportate nelle tabelle da 7 a 14.

**Tabella n.7 - Calcolo della matrice pesata**.

|  |  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| INDICATORI | MATRICE DI VALUTAZIONE | | PESI | MATRICE  PESATA | |
|  | Alt. 1 | Alt. 2 |  | Alt. 1 | Alt. 2 |
| A  B  C | 1.0  0.4  0.9 | 0.6  0.6  0.5 | 0.2  0.2  0.6 | 0.20  0.08  0.54 | 0.12  0.12  0.30 |
| TOTALE |  | | 1.0 | 0.82 | 0.54 |

**Tabella n.8 - Ordinamento delle alternative mediante la somma pesata**

|  |  |  |
| --- | --- | --- |
| ORDINAMENTO | ALTERNATIVA | PUNTEGGIO |
| I | 1 | 0.82 |
| II | 2 | 0.54 |

**Tabella n.9 - Ordinamento delle alternative mediante il caso peggiore**

|  |  |  |
| --- | --- | --- |
| ORDINAMENTO | ALTERNATIVA | PUNTEGGIO |
| I | 2 | 0.5 |
| II | 1 | 0.4 |

**Tabella n.10 - Matrice degli indici semplici di concordanza**

|  |  |  |
| --- | --- | --- |
|  | ALTERNATIVA 1 | ALTERNATIVA 2 |
| ALTERNATIVA 1 | \_ | 0.8 |
| ALTERNATIVA 2 | 0.2 | \_ |

**Tabella n.11 - Ordinamento delle alternative mediante l'indice assoluto di concordanza**

|  |  |  |
| --- | --- | --- |
| ORDINAMENTO | ALTERNATIVA | PUNTEGGIO |
| I | 2 | 0.6 |
| II | 1 | - 0.6 |

**Tabella n.12 - Matrice degli indici semplici di discordanza**

|  |  |  |
| --- | --- | --- |
|  | ALTERNATIVA 1 | ALTERNATIVA 2 |
| ALTERNATIVA 1 | \_ | 0.5 |
| ALTERNATIVA 2 | 1 | \_ |

**Tabella n.13 - Ordinamento delle alternative mediante l'indice assoluto di discordanza**

|  |  |  |
| --- | --- | --- |
| ORDINAMENTO | ALTERNATIVA | PUNTEGGIO |
| I | 1 | - 0.5 |
| II | 2 | 0.5 |

1. Nella trattazione è stata adottata la terminologia proposta da Tomlinson, che definisce "indicatori" (indicators) i coefficienti della matrice di misurazione, espressi nelle più disparate unità di misura, e "indici" (indexes) i coefficienti della matrice di valutazione, espressi nella scala convenzionale di qualità ambientale (Tomlinson,1988). [↑](#footnote-ref-1)
2. Ad esempio, se l'indicatore è il tasso di occupazione, la funzione è di tipo crescente, poichè non v'è dubbio che la soddisfazione sociale aumenta all'aumentare degli occupati. Se, invece, l'indicatore è la concentrazione di un inquinante atmosferico, la funzione sarà sicuramente decrescente. [↑](#footnote-ref-2)
3. Vale la pena di sottolineare che il tratto della funzione di interesse per la valutazione è, evidentemente, quello strettamente legato all'intervallo dei valori presenti nella matrice di misurazione. Tuttavia, per determinare operativamente la funzione di conversione spesso è necessario individuare punti di tale funzione che rimangono anche molto all'esterno dell'intervallo predetto. [↑](#footnote-ref-3)
4. Ponderazione e conversione sono strettamente interdipendenti. Pertanto, i risultati della valutazione sono tanto più affidabili quanto più le due fasi sono coordinate tra loro. Nello specifico, è necessario che, da una parte, il peso attribuito ad un determinato fattore sia proporzionale alla portata del problema che coinvolge il fattore nel caso in esame (rispetto alla portata delle problematiche riguardanti gli altri fattori); dall'altra, che la funzione di conversione dell'indicatore sia in grado di esprimere un giudizio circa il contributo delle alternative esaminate nel risolvere o aggravare quel problema. [↑](#footnote-ref-4)
5. L'insieme delle due operazioni potrebbe apparire un tentativo, in realtà piuttosto approssimativo, di stima della funzione complessiva di utilità. Senza pretendere di entrare in questa sede nel dibattito circa l'impossibilità della determinazione analitica della funzione di benessere sociale, è opportuno precisare che il metodo degli indicatori si limita a rappresentare uno strumento pratico per aiutare il decisore a strutturare problemi complessi.

   In questo senso, incertezza e discrezionalità sono connotati inevitabili della procedura, in quanto essa costringe a quantificare grandezze dai contorni instabili, soggette a continuo mutamento, che sfuggono ad una determinazione certa ed assoluta, anche con l'ausilio delle più raffinate metodologie partecipative. [↑](#footnote-ref-5)