

**ISTITUTO SUPERIORE DI SANITÀ**

**Salute degli ecosistemi  
come priorità della gestione ambientale**

Giuliano Cecchi, Laura Mancini

*Dipartimento di Ambiente e Connessa Prevenzione Primaria*

ISSN 1123-3117

**Rapporti ISTISAN**

**06/10**

Istituto Superiore di Sanità

**Salute degli ecosistemi come priorità della gestione ambientale.**

Giuliano Cecchi, Laura Mancini

2006, 61 p. Rapporti ISTISAN 06/10

Da alcuni anni ormai si è affermato il principio secondo cui è possibile e utile trattare gli ecosistemi in termini di salute. Numerose istituzioni impegnate nella protezione dell'ambiente hanno inserito nelle loro agende azioni volte a studiare e difendere la struttura e le funzionalità degli ecosistemi. Nel presente rapporto si vuole dare una visione generale dei problemi complessi posti dalla difesa della salute degli ecosistemi, individuando i concetti su cui si poggia e mettendo in evidenza i fenomeni che la influenzano. Le principali questioni qui descritte riguardano la salute umana, la perdita della biodiversità, gli effetti dei cambiamenti climatici e la rilevanza degli aspetti socio-culturali nel modellare concetti, metodi e politiche. Le esperienze passate in rassegna dimostrano la necessità di mettere in campo delle risorse intellettuali, umane, politiche ed economiche che siano capaci di fronteggiare le sfide da noi stessi lanciate al nostro pianeta.

*Parole chiave:* Ecosistema, Salute, Biodiversità

Istituto Superiore di Sanità

**Ecosystem health: a priority of environmental management.**

Giuliano Cecchi, Laura Mancini

2006, 61 p. Rapporti ISTISAN 06/10 (in Italian)

It has been a few years now since the idea of studying ecosystems in terms of health showed its full potential. Many institutions engaged in environmental defence have put on their agenda actions aimed at studying and protecting structure and functions of ecosystems. In the present report we wish to provide readers with a general overview of the complex problems connected to the defence of ecosystem health, outlining the fundamental concepts it is based on and underscoring the main phenomena affecting it. The major questions deal with human health, the loss of biodiversity, the effects of climate change and the role of socio-cultural values in shaping concepts, methods and policies. The experiences reviewed demonstrate the need to deploy intellectual, human, political and economical resources capable of meeting the challenges mankind set to the planet Earth.

*Key words:* Ecosystem, health, Biodiversity

Per informazioni su questo documento scrivere a: [laura.mancini@iss.it](mailto:laura.mancini@iss.it)

Il rapporto è accessibile online dal sito di questo Istituto: [www.iss.it](http://www.iss.it).

---

Presidente dell'Istituto Superiore di Sanità e Direttore responsabile: *Enrico Garaci*  
Registro della Stampa - Tribunale di Roma n. 131/88 del 1° marzo 1988

Redazione: *Paola De Castro, Sara Modigliani e Sandra Salinetti*  
La responsabilità dei dati scientifici e tecnici è dei singoli autori.

© Istituto Superiore di Sanità 2006

# INDICE

<b>Introduzione</b> .....	1
<b>1. Indicatori dell'integrità ecologica</b> .....	3
<b>2. Ecologia del paesaggio</b> .....	5
2.1. Valutazione della salute degli ecosistemi tramite telerilevamento.....	5
2.2. Valutazione della fragilità ecologica: Carta della Natura.....	7
<b>3. Salute degli ecosistemi e salute umana</b> .....	10
3.1. Impatto sulla salute umana del degrado dell'ecosistema.....	10
3.2. Integrità ecologica e salute: il ruolo dell'epidemiologia .....	11
3.3. Raccomandazioni per ricerche e politiche nel campo della salute pubblica.....	13
3.4. Conflitti tra salute, ambiente, scienza, politica ed economia: il caso del DDT e della malaria .....	14
<b>4. Biodiversità</b> .....	17
4.1. La difesa della biodiversità .....	18
4.2. Il valore dato alla biodiversità: determinanti e metodi di valutazione.....	19
4.2.1. Determinanti di base .....	21
4.2.2. Metodi di valutazione .....	22
4.2.3. Casi di studio .....	23
<b>5. Cambiamenti climatici</b> .....	26
5.1. Studi biologici per la stima degli effetti dei cambiamenti climatici.....	27
<b>6. Agricoltura</b> .....	30
6.1. Biodiversità nell'agricoltura.....	30
6.2. Salute dell'ecosistema ed economia: lo sviluppo rurale.....	33
<b>7. Attività minerarie ed estrattive</b> .....	35
7.1. Soggetti coinvolti .....	35
7.2. Pressioni e impatti sull'ambiente .....	36
7.3. Implicazioni per la salute umana.....	37
7.4. Popolazioni indigene e attività minerarie .....	37
<b>8. Aree forestali</b> .....	41
8.1. Gestione forestale: il caso della Svizzera .....	42
8.2. Capitale forestale.....	43
8.2.1. Definizione .....	44
8.2.2. Indicatori.....	46
<b>9. Salute dell'ecosistema e politica</b> .....	49
<b>Bibliografia</b> .....	51
<b>Glossario e acronimi</b> .....	61



## INTRODUZIONE

L'applicazione del concetto di salute agli ecosistemi è relativamente recente e ancora oggetto di discussione e definizione. La salute nasce come attributo di organismi e popolazioni di organismi e in passato si è discussa a lungo l'opportunità di un suo utilizzo in riferimento agli ecosistemi, per i quali la definizione di superorganismi risulta impropria. Ciò nondimeno alcune caratteristiche come l'organizzazione, la struttura e la funzione, proprie degli organismi, trovano diretta applicazione nel dominio degli ecosistemi (1). In questa ottica la salute di un qualunque sistema, sia esso biologico, fisico o meccanico, si configura come la capacità di espletare determinate funzioni e trova quindi perfetta applicazione a livello ecosistemico.

Molto slancio all'introduzione del concetto in ambito pubblico e politico è venuto dal settore della medicina. Alcuni ecologi hanno invece mosso critiche circa possibili giudizi di valore o desiderabilità insiti nel concetto di salute. Altre obiezioni hanno riguardato l'appropriazione di strumenti e terminologie provenienti da altre discipline e concepiti per essere utilizzati a livelli organizzativi diversi rispetto all'ecosistema, come ad esempio l'individuo o la comunità. Ciò nonostante il riconoscimento del legame profondo tra salute degli ecosistemi e salute umana ha prospettato la possibilità di nuovi e fecondi approcci alla pianificazione, al monitoraggio e alla gestione ambientale (2). Il riconoscimento dell'opportunità di trattare gli ecosistemi in termini di stato di salute è stato il primo fondamentale passo per affrontarne le complesse implicazioni. Ad oggi questa impostazione è ben radicata in molte attività operative e di ricerca volte alla salvaguardia ambientale e si sta rivelando uno strumento molto utile alla definizione di adeguati strumenti conoscitivi e operativi di difesa e ripristino, nonché nell'ambito della prevenzione.

Un ecosistema è un'unità funzionale naturale che combina comunità biotiche e abiotiche interagenti (3). Un ecosistema in salute è caratterizzato da tre caratteristiche principali: vigore, resilienza e organizzazione. Un ecosistema in salute è quindi una componente sostenibile della biosfera che è in grado di mantenere nel corso del tempo la sua struttura (organizzazione) e funzionalità (vigore) a dispetto di stress esterni (resilienza) (4). Anche limitandosi solo ai servizi ecosistemici di cui l'uomo si avvale in modo diretto, la lista delle funzioni da essi espletate è lunghissima. Si possono individuare quattro principali categorie di funzioni degli ecosistemi dalle quali dipende il benessere dell'umanità (5). La prima categoria è quella delle funzioni di regolazione dei processi ecologici che forniscono acqua, aria e suolo puliti. Tra queste funzioni citiamo la regolazione dei flussi energetici e bio-chimici, la prevenzione delle alluvioni, la ricarica degli acquiferi, l'immagazzinamento e il riciclaggio di materia organica, rifiuti, nutrienti e il mantenimento di habitat e diversità biologica. La seconda categoria è quella che riguarda la fornitura di spazio e substrato idoneo per le attività umane come la coltivazione, la ricreazione e l'abitazione. La terza funzione è quella di produzione di numerose risorse che vanno dal cibo alle materie prime, dall'energia al materiale genetico. L'ultima categoria di funzioni ha a che vedere con una dimensione prettamente immateriale: gli ecosistemi contribuiscono al mantenimento dell'equilibrio mentale fornendo opportunità di riflessione, arricchimento spirituale, sviluppo cognitivo ed esperienze estetiche. Le funzioni degli ecosistemi possono essere mutuamente esclusive o in competizione. Una certa funzione può non venire soddisfatta perché un'altra è dominante (6). La competizione può avvenire sia in termini qualitativi (ad esempio acque inquinate riducono le funzioni di regolazione) che in termini quantitativi (le abitazioni richiedono dello spazio che non rimane più disponibile per altri scopi).

Pur essendo noti i servizi e le risorse che un ecosistema fornisce, è tuttora difficile definire un indice generale che caratterizzi la salute di un ecosistema, principalmente a causa delle notevoli differenze qualitative e quantitative tra i vari ecosistemi. La ricchezza in biodiversità,

ad esempio, è in genere un sintomo di salute ma esistono anche situazioni in cui può indicare un disturbo (7). Un esempio è quello dell'immissione di nutrienti in un ecosistema acquatico, immissione che determina un aumento nella diversità della comunità. Nonostante queste difficoltà Rapport e Odum hanno introdotto il concetto di "ecosystem distress syndrome" (8, 9); questa sindrome include disturbi quali alterazioni nella composizione biotica e nei flussi d'energia, perdita di biodiversità e di nutrienti e, più in generale, la perdita d'equilibrio tra gli elementi dell'ecosistema. A questo schema si possono ricondurre molte patologie degli ecosistemi che hanno ricadute negative sulla salute umana e che possono verificarsi ed essere prontamente rilevate in tutto il mondo. Tra queste citiamo l'acidificazione di laghi, l'inquinamento acuto dei sistemi marini costieri e degli estuari, lo sfruttamento eccessivo di pascoli e la conseguente desertificazione, la perdita del patrimonio ittico, l'invasione di specie esotiche (10) e la scarsità d'acqua.

Per la corretta definizione del concetto di salute di un ecosistema sono di fondamentale importanza anche le relazioni che questo stabilisce con l'uomo. L'uomo è parte integrante degli ecosistemi in cui si trova a vivere. Il nostro impatto su di essi ne ha spesso modificato e danneggiato le funzionalità, compromettendo in molti casi le relazioni psico-sociologiche, fisiologiche, culturali ed economiche che ci legano all'ambiente che ci circonda. Il fattore umano non può essere isolato dallo studio degli ecosistemi a meno di non perdere ogni possibilità di operare efficacemente alla loro difesa. Una corretta definizione del concetto di salute deve tener conto del complesso di relazioni che legano l'ambiente ai suoi fruitori. Per l'elaborazione di politiche di tutela efficaci e condivise è fondamentale un processo partecipativo che coinvolga quanti più soggetti possibili, dai proprietari terrieri e dagli agricoltori, ai gestori delle risorse naturali e alle istituzioni, per arrivare fino al singolo cittadino.

A dispetto delle alterazioni locali dovute all'apporto d'inquinanti specifici, l'aspetto più rilevante dell'impatto delle attività umane sugli ecosistemi è la sua scala globale. Secondo il Programma ambientale delle Nazioni Unite (*United Nations Environment Programme*, UNEP), l'ambiente ha proseguito nel suo degrado durante l'ultimo decennio (11). L'umanità ha modificato circa il 50% della superficie delle terre emerse, utilizza il 50% delle acque dolci superficiali ed è responsabile del 20% della concentrazione di anidride carbonica (CO<sub>2</sub>) nell'atmosfera e del 60% della fissazione di azoto (N). Le attività umane sono anche responsabili della creazione di aree agricole a spese di molte comunità naturali e di numerosi servizi ecosistemici. Motivo di preoccupazione sono anche le perdite in qualità e quantità del patrimonio forestale di molte aree temperate e boreali a causa dell'inquinamento e della deforestazione che, nelle aree tropicali, procede ad un tasso annuo pari a 0,7%. Problemi come la desertificazione e la siccità hanno scala globale e colpiscono più di 900 milioni di persone in 100 nazioni. Circa il 25% delle terre emerse sono soggette a degrado, la desertificazione è in corso sul 30% delle aree irrigate e sul 47% delle terre agricole alimentate dalle piogge. Le funzioni ecologiche di più della metà delle aree umide sono state alterate. La biodiversità globale delle acque dolci sta diminuendo in misura significativa. Ad oggi un terzo della popolazione mondiale vive in condizioni di stress idrico, principalmente in Africa settentrionale e in Asia centrale. Le acque costiere sono contaminate da fonti terrestri, in particolare reflui urbani, che causano eutrofizzazione. Molte risorse ittiche sono considerate eccessivamente sfruttate. La distribuzione spaziale e temporale delle precipitazioni sta cambiando. È crescente il riconoscimento del fatto che il degrado o perdita delle funzionalità degli ecosistemi producono sull'uomo impatti sempre più visibili. Tra questi impatti si possono citare la vulnerabilità sanitaria, la disponibilità di acqua e cibo sicuri e conseguenti rischi d'instabilità e conflitti.

# 1. INDICATORI DELL'INTEGRITÀ ECOLOGICA

Una corretta gestione e pianificazione ambientale necessitano d'informazione, ovvero di dati e strumenti conoscitivi per interpretarli. È noto che lo stato d'alterazione o degrado di un ecosistema ha ripercussioni sulle dimensioni biofisiche, socioeconomiche, sanitarie e culturali. Ma quali sono i parametri più sensibili e significativi da misurare nel processo di trasformazione? Come si collegano le variazioni di questi parametri con il più ampio cambiamento del sistema? Un dato molto importante è che, per quanto le cause e i percorsi del degrado siano molto vari, i sintomi macroscopici mostrati da tutti gli ecosistemi in crisi sono molto spesso simili: perdita di biodiversità, diminuzione della produttività primaria, crescente dominanza di specie alloctone e opportuniste. Inoltre sistemi sotto stress mostrano tendenze alla regressione, cioè al ritorno verso stadi evolutivi precedenti; in queste situazioni gli ecosistemi di terra tendono a perdere nutrienti che vanno ad accumularsi negli ecosistemi acquatici siti più a valle. Queste constatazioni fanno sperare nella pronta elaborazione di strumenti conoscitivi con ampio spettro d'applicabilità e un vasto riconoscimento presso tutti i soggetti coinvolti che potrebbe portare ad un salto di qualità nella teoria e nella prassi della gestione ambientale. Uno di questi strumenti conoscitivi potrebbe essere basato sul concetto di integrità ecologica.

Per integrità ecologica si può intendere la capacità di un ecosistema di sostenere e conservare una comunità di organismi equilibrata e con capacità di adattamento che abbia una composizione di specie, diversità e integrità biologica paragonabili a quelle di habitat naturali della stessa regione. L'insieme dell'integrità chimica, fisica e biologica può essere definita come integrità ecologica. Un sistema che sia integro può tollerare e recuperare da perturbazioni imposte da processi ambientali naturali e da molti sconvolgimenti indotti dall'uomo (12).

Le componenti dell'integrità ecologica possono essere individuate nella stabilità e resilienza, sostenibilità e naturalità. Ecosistemi con alto livello di integrità dovrebbero essere relativamente resistenti a stress e cambiamenti ambientali e dovrebbero recuperare rapidamente la loro condizione originale dopo la perturbazione. Un sistema resistente subisce piccole variazioni in variabili di stato o di flusso dopo un disturbo mentre uno resiliente ritorna allo stato di riferimento a seguito di un disturbo (13). Per quanto riguarda la sostenibilità, una sua visione olistica presuppone il sostegno all'ecosistema e a tutte le sue componenti e processi in modo che essi forniscano tutti i beni e servizi ecologici di cui sono capaci. In ultimo, la naturalità, per quanto molto difficile da definire, si può associare a concetti quali il merito estetico e l'importanza spirituale conferiti dall'uomo agli ambienti in cui vive. Alcuni ricercatori ritengono che lo stato di naturalità o alterazione di molti ecosistemi possa essere valutato nonostante l'imperfezione della conoscenza a patto che vengano accuratamente considerati i limiti evolutivi e gli intervalli naturali di variabilità.

Una volta definite le componenti dell'integrità ecologica è possibile esprimere i requisiti che dovrebbe avere un indice che la misuri. In linea generale, un tale indice dovrebbe essere esauriente e multiscalare, basato sulla storia naturale, rilevante e utile, flessibile e misurabile. Analizzando queste caratteristiche con maggior dettaglio possiamo dire che, in un'accezione ampia, l'integrità ecologica presuppone salute, biodiversità, stabilità, sostenibilità, naturalità e bellezza. In termini più sintetici si può ricondurre all'integrità chimica, fisica e biologica. Per essere esauriente, un indice di integrità ecologica dovrebbe comprendere tutte le componenti e i fenomeni rilevanti nell'ecosistema in questione. Per quanto riguarda la scala di riferimento, è preferibile che un indice sia multiscalare nel tempo e nello spazio, ma si ritiene che il comportamento di un ecosistema possa essere compreso concentrandosi su un numero di processi dominanti che operano a scale spazio-temporali definibili. Per assicurare una

appropriata selezione e misurazione degli indicatori è anche necessaria una conoscenza basata sulla storia naturale cui deve accompagnarsi una accurata valutazione dell'autoecologia degli organismi selezionati come indicatori e delle relazioni tra gli habitat. Un indicatore deve evidentemente essere rilevante e utile. La rilevanza e utilità di un indicatore risiedono nella sua capacità di misurare tendenze causa di preoccupazione, non solo da parte degli scienziati ma anche dell'opinione pubblica e dei decisori politici. La capacità di essere compreso da un pubblico quanto più vasto possibile è un'altra caratteristica da non sottovalutare.

In ultimo, un indicatore di integrità ecologica dovrebbe avere caratteristiche di flessibilità e misurabilità. A causa della dinamica degli ecosistemi e del continuo aumento della qualità dell'informazione scientifica, un indicatore dovrebbe essere sufficientemente elastico da incorporare nuove componenti ecosistemiche o basi di dati qualora queste si rendessero disponibili. Per quanto riguarda la misurabilità e la fruibilità di un indice, fattori che le determinano sono l'agevolezza e il costo delle misurazioni, la capacità di fornire segnali di allerta rispetto a cambiamenti, la distribuzione su un'ampia area geografica, la capacità di fornire informazioni su un ampio set di stress.

È ovviamente molto difficile individuare un indicatore o un gruppo di indicatori che soddisfino tutte le caratteristiche sopra indicate. Gli attuali metodi di monitoraggio si avvalgono di studi su: popolazioni, epidemiologia, campionamenti periodici, prove di tossicità e analisi chimiche. Tutte queste tecniche dovrebbero essere utilizzate per una valutazione esauriente, tuttavia non sono ad oggi adeguate per affrontare l'integrità dell'ecosistema in modo conclusivo; ulteriori ricerche sono necessarie per fornire ai decisori politici un quadro concettuale realmente fruibile, capace di integrare le misure e di definire degli obiettivi (14).

## 2. ECOLOGIA DEL PAESAGGIO

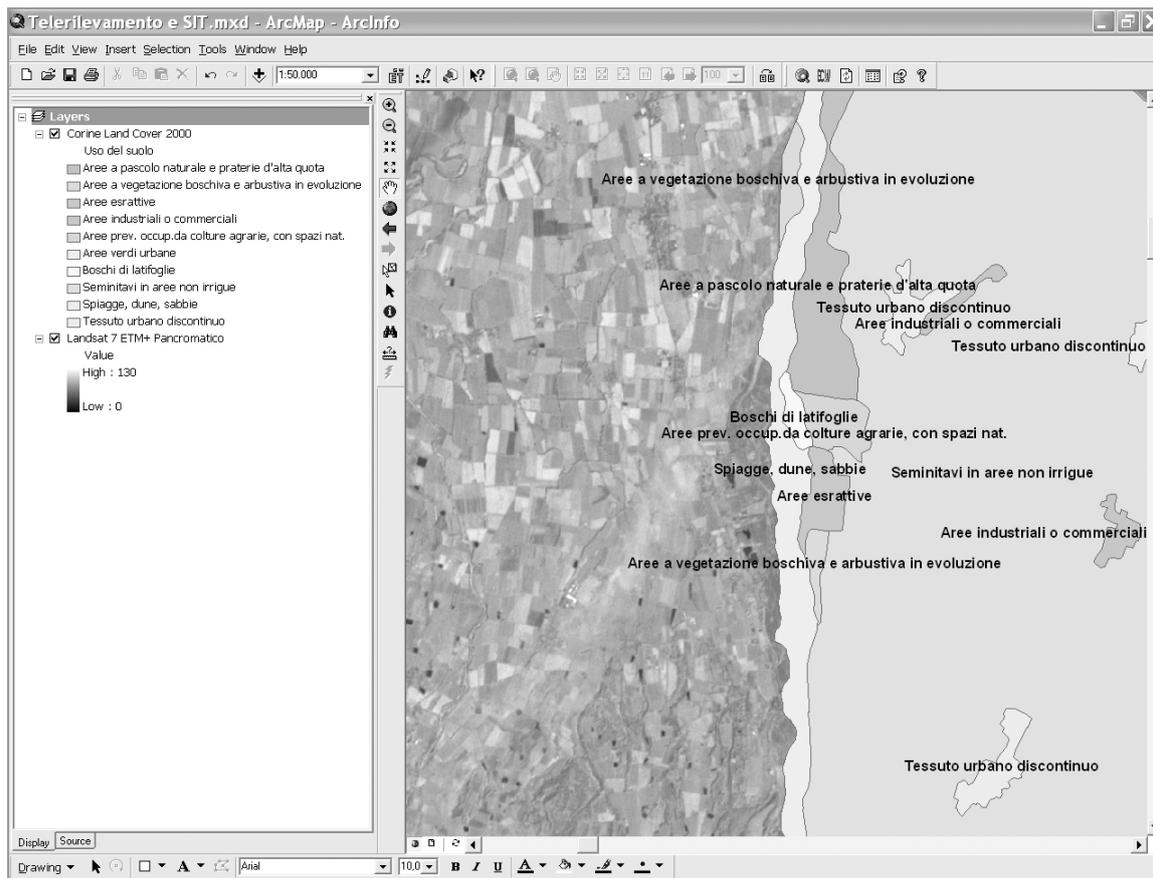
Lo studio della salute degli ecosistemi si poggia su una visione sistemica della natura che la vede organizzata in livelli di complessità crescenti che vanno dalla scala delle particelle subatomiche fino agli individui, le popolazioni, le comunità, gli ecosistemi, i sistemi di ecosistemi, le regioni ecologiche, i biomi e la biosfera. Ciascun livello presenta un proprio sistema funzionale. Questo modello interpretativo della natura è perciò di tipo gerarchico: la natura è ordinata in un sistema a diverse scale spazio-temporali (livelli gerarchici d'integrazione) che s'influenzano reciprocamente. Il comportamento di ogni livello è controllato, oltre che dai fattori relativi alla propria scala, sia da componenti e processi propri dei livelli inferiori, sia dai vincoli imposti da quelli superiori.

In un'ottica ecologica il paesaggio è definibile come un sistema di ecosistemi, in cui si integrano gli eventi della natura e le azioni della cultura umana. Nella scala biologica dei livelli di aggregazione della materia vivente, il paesaggio compare quindi ad un livello superiore rispetto a quello dei singoli ecosistemi.

L'ecologia del paesaggio è una disciplina relativamente recente, nata negli anni trenta dagli studi del biogeografo Troll e sviluppatasi successivamente come sintesi transdisciplinare tra le conoscenze della geografia, e più in generale delle scienze del territorio, e quelle dell'ecologia. Forman e Godron danno la seguente definizione dell'ecologia del paesaggio: "studio delle strutture, funzioni e cambiamenti in un'area omogenea composta da tipologie ecosistemiche interagenti, e l'applicazione e l'uso di questi principi a formulare e risolvere i problemi" (15). La prima assunzione sulla quale si basa il paradigma dell'ecologia del paesaggio riguarda la corrispondenza tra struttura e funzione, secondo cui il paesaggio è il risultato dei processi che vi si svolgono. La seconda assunzione è ben sintetizzata nella definizione che Prigogine ha dato dell'universo: "non omogeneo [...] dinamico, multiscalare e gerarchicamente organizzato". Per avvicinarsi a questa "complessità organizzata" si sono evoluti nelle scienze della natura approcci ispirati ad un paradigma globale e integrato.

### 2.1. Valutazione della salute degli ecosistemi tramite telerilevamento

La salute di un ecosistema è definita sia in termini di stato che in termini di tendenza. Gli ecosistemi sono sistemi aperti con processi che operano a varie scale spaziali e temporali. La teoria della gerarchia ecologica afferma che osservazioni effettuate in un particolare intervallo temporale e spaziale evidenzieranno un certo processo in modo più chiaro rispetto ad altre. Sebbene molti sforzi siano fatti per l'individuazione delle cause determinanti dell'inquinamento e per la definizione di indicatori, sono scarsi i protocolli per la definizione delle più opportune scale temporali e spaziali delle osservazioni. È comunque chiaro che la delineazione degli ecosistemi presuppone l'individuazione di una gerarchia di zone, annidate su diversi livelli di dettaglio. Per realizzare questa mappatura ecologica è necessaria la conoscenza della distribuzione spaziale degli elementi naturali e antropici che costituiscono i paesaggi. È evidente l'impossibilità di effettuare misure *in situ* dappertutto; si osserva però un affermarsi sempre maggiore di una nuova generazione di tecniche, basate sui Sistemi Informativi Territoriali (SIT) e sul telerilevamento, che permettono una valutazione delle condizioni ecologiche e ambientali su ampie aree geografiche (Figura 1).



**Figura 1. Visualizzazione affiancata di dati satellitari (Landsat 7) e di uso del suolo (Corine Land Cover 2000) all'interno di un sistema informativo territoriale (ArcGis - ESRI)**

Questi strumenti possono essere utilizzati per misurare alcuni fondamentali parametri di salute degli ecosistemi come la struttura della comunità biotica, la copertura biotica e la produttività primaria. Tali parametri possono poi essere messi in relazione con la fornitura di servizi ecosistemici a scala regionale, quali il flusso di nutrienti in un bacino idrografico o il carico di sedimenti, oppure studiati in funzione della biodiversità, espressa sia in termini di numero che di estensione degli habitat. Queste tecniche guideranno la prossima generazione di misurazioni quantitative della salute degli ecosistemi a scala regionale (16).

Uno dei più interessanti campi di applicazione di queste tecniche è relativo alla frammentazione degli habitat, la cui stima può diventare di primaria importanza per la definizione del rischio ambientale (17). Molto importante è anche la possibilità di identificare le aree in cui la biodiversità è maggiormente in pericolo o che rischiano di veder scomparire gruppi funzionali critici. Più in generale è necessaria l'individuazione quanto più accurata possibile dei punti critici di transizione che, se superati, possono indurre modifiche irreversibili negli ecosistemi.

I SIT e il telerilevamento sono in grado di fornire strumenti insostituibili nel campo della pianificazione territoriale, a cui sono ancorate le speranze di protezione degli ecosistemi in pericolo.

Sono però ancora molti i problemi collegati all'uso del telerilevamento a supporto dello studio degli ecosistemi. Ad un primo livello citiamo la risoluzione spaziale dei dati, la frequenza delle riprese e i costi che spesso sono inadeguati alle necessità di valutazione della salute degli ecosistemi. Ad un secondo livello, esistono limiti nelle tecniche di fusione dei dati, cioè nell'integrazione tra dati telerilevati aventi varie risoluzioni spaziali o tra dati telerilevati e misure sul campo eseguite a varie scale spazio-temporali.

## 2.2. Valutazione della fragilità ecologica: Carta della Natura

Un esempio di applicazione del telerilevamento e degli strumenti propri della disciplina dell'Ecologia del Paesaggio è fornito dal progetto "Carta della Natura", nato per fornire informazioni utili alla definizione delle linee generali d'assetto del territorio e alla gestione delle aree protette in Italia (18). L'obiettivo del progetto è la realizzazione di uno strumento conoscitivo dell'intero territorio nazionale a diverse scale d'analisi, che permetta di identificare lo stato dell'ambiente naturale e di stimarne qualità e vulnerabilità.

Il progetto, tuttora in corso, si fonda su una parte cartografica e su una modellistico-valutativa. Per quanto riguarda la cartografia, è stata completata la realizzazione della Carta delle unità fisiografiche di paesaggio, a scala 1:250.000 (Figura 2), mentre è in corso di realizzazione la Carta degli Habitat, a scala 1:50.000.

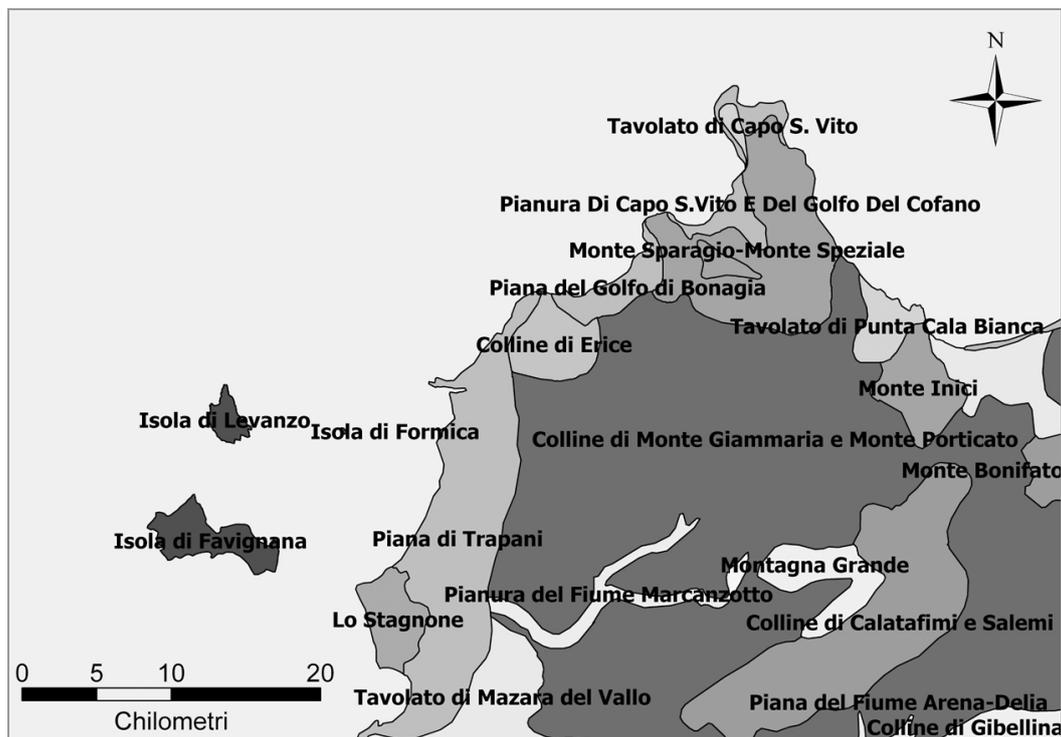
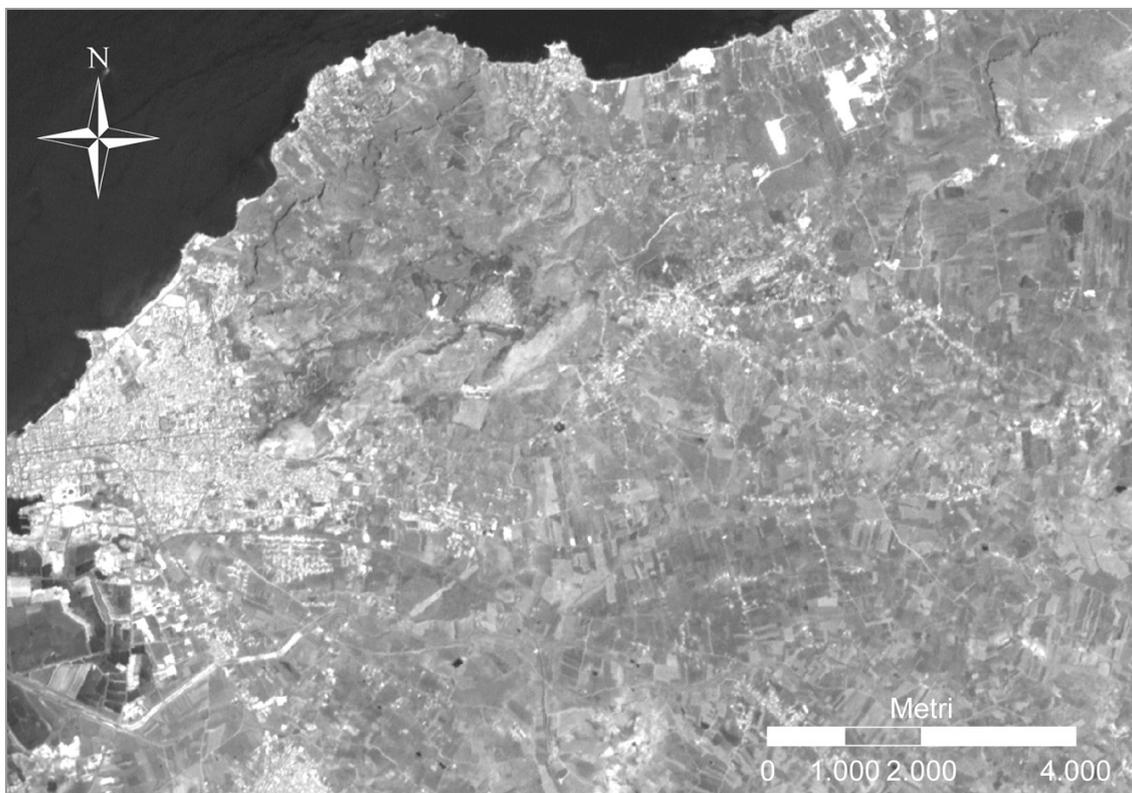


Figura 2. Estratto della Carta italiana delle unità fisiografiche di paesaggio (Progetto Carta della Natura): Sicilia nord occidentale

Il telerilevamento, sia satellitare che aereo, è stato utilizzato in entrambe le attività perché permette uno studio sinottico e sintetico del territorio. In Figura 3 è mostrato un estratto di uno dei dati utilizzati (immagine satellitare Landsat 7). Al telerilevamento sono stati associati controlli di campagna e la consultazione di dati bibliografici, in primo luogo cartografia tematica, al fine di calibrare e completare le informazioni dedotte dalle immagini.



**Figura 3. Immagine satellitare Landsat 7 sulla Sicilia nord occidentale**

Per lo studio della salute degli ecosistemi, sono interessanti i risvolti del progetto a proposito della valutazione della fragilità ecologica di habitat e paesaggi. Nella letteratura ecologica la fragilità di un'unità ambientale è associata al grado di pressione e alla predisposizione al rischio di subire un danno (sensibilità ecologica). La sensibilità ecologica (*sensitivity*) è intesa come predisposizione più o meno grande di un habitat al rischio di subire un danno o alterazione della propria identità-integrità (19, 20). Tra gli indicatori della sensibilità ecologico-ambientale di un habitat ci sono elementi di natura sia biotica che abiotica, questi elementi fanno parte del corredo intrinseco di un habitat e pertanto lo predispongono, in maniera maggiore o minore, al rischio di alterazione o perdita della sua identità. Tra questi indicatori citiamo la rarità e la dimensione dell'habitat, la sua distanza da habitat simili e la presenza di specie a rischio di estinzione.

Il secondo elemento per la definizione della fragilità è la pressione esercitata sul sistema da parte di fattori naturali e antropici. In larghissima parte, gli elementi antropici risultano prioritari e sono quindi questi a costituire oggetto di eventuali azioni di pianificazione, tutela o ripristino.

Il livello di disturbo è responsabile della maggiore o minore qualità di un dato sistema e può riguardare sia caratteristiche strutturali che funzionali dei sistemi ambientali. Tra gli indicatori di pressione antropica agente sugli habitat ricordiamo la frammentazione dovuta alle infrastrutture stradali e ferroviarie, la contiguità con aree urbane, industriali o agricole, e l'adiacenza a cave o discariche.

Sia la sensibilità che la pressione potrebbero essere descritti da numerosi altri indicatori, quelli citati hanno però soddisfatto i requisiti di disponibilità e facilità di elaborazione in ambiente GIS richiesti da un contesto operativo; motivo per cui sono stati scelti nell'ambito del progetto Carta della Natura.

### **3. SALUTE DEGLI ECOSISTEMI E SALUTE UMANA**

L'approccio ecosistemico alla salute si riferisce agli aspetti diagnostici, preventivi e predittivi della gestione degli ecosistemi e indaga le relazioni che li legano alla salute umana. Questo approccio non trascura il ruolo che i valori sociali giocano nel modellare il concetto di salute sia a livello umano che a livello ecosistemico. In questa ottica si cerca l'ottimizzazione delle capacità di autorinnovamento di un ecosistema senza precludere ragionevoli aspettative umane.

Esistono molti problemi di salute umana connessi a cause ambientali. Tra queste cause si possono individuare due categorie: la prima riguarda il ritardo nello sviluppo, inteso come incapacità di affrontare rischi naturali o inaccessibilità di risorse o servizi ambientali essenziali; la seconda è relativa allo sviluppo non sostenibile come causa di degrado dell'ecosistema. In questo quadro i principali elementi di analisi sono le modificazioni ambientali, le evoluzioni della società e la caratterizzazione dei rischi biologici e chimici cui è sottoposto l'ambiente.

Lo studio delle relazioni tra salute degli ecosistemi e salute umana presuppone delle analisi che abbraccino la scala locale, regionale e globale. Secondo l'Organizzazione Mondiale della Sanità (OMS) (21) le principali tendenze della salute umana a livello mondiale vedono:

- aumento nell'aspettativa di vita,
- diminuzione della mortalità infantile nella maggior parte delle nazioni in via di sviluppo,
- riduzione dell'incidenza d'alcune malattie vaccinabili,
- aumento dell'incidenza d'alcune malattie croniche non infettive e diffusione dell'HIV/AIDS.

Nonostante tre di queste quattro tendenze siano positive, in molte parti del mondo continuano a verificarsi numerose malattie curabili e morti premature, per alcune delle quali contribuiscono negativamente fattori ambientali. Il degrado della salute umana dovuto a quello dell'ecosistema può essere descritto come una "malattia risultante dallo sconvolgimento dell'equilibrio interno dovuto ad elementi esterni" (22). Le conseguenze del collasso dell'ecosistema ricadono sull'uomo dal fronte fisico, biologico, economico e sociale. È quindi essenziale la ricerca di nuovi e migliori metodi per la valutazione delle disfunzioni degli ecosistemi, che rappresentano l'unità funzionale di base dell'ambiente naturale.

#### **3.1. Impatto sulla salute umana del degrado dell'ecosistema**

Il degrado degli ecosistemi sia terrestri che acquatici può avere impatti significativi sulla salute umana. L'inquinamento delle acque dolci e degli ecosistemi marini causa ogni anno di milioni di decessi potenzialmente evitabili, soprattutto nei Paesi in ritardo di sviluppo. I meccanismi con cui l'acqua può danneggiare la salute sono numerosi: consumo d'acqua o di prodotti ittici contaminati, mancanza d'acqua e infezioni diffuse da vettori collegati alla presenza d'acqua. Proliferazioni algali in regioni costiere sono responsabili di avvelenamenti, disordini neurologici, gastroenteriti e altre malattie (23, 24). Ecosistemi acquatici come stagni e pozze, influenzati dai cambiamenti climatici, costituiscono l'ambiente riproduttivo per numerosi parassiti e vettori di malattie; la modifica nei regimi idrici di questi sistemi può modificare l'incidenza di tali malattie. L'aumento di eventi alluvionali in conseguenza di cambiamenti nelle precipitazioni può causare contaminazione delle fonti di approvvigionamento idrico, in

particolare di tipo fecale (21) o da parte di sostanze, anche potenzialmente genotossiche o teratogene.

Anche il degrado degli ecosistemi terrestri pone numerosi motivi di preoccupazione. Tra le cause più influenti d'alterazione citiamo l'espansione dell'agricoltura, la deforestazione, le attività minerarie, la costruzione di dighe, i progetti d'irrigazione e la scarsa attenzione alla pianificazione dello sviluppo e delle attività urbane. Queste determinano una maggiore esposizione a sostanze tossiche (es. pesticidi) e ad agenti infettanti. La perdita di diversità di specie erode la diversità genetica. In aggiunta, 20.000 piante medicinali tradizionali al mondo sono a rischio di sovrasfruttamento (25) e alcune di queste rischiano l'estinzione. La deforestazione determina un aumento di carico di nutrienti nel ciclo idrologico, modifica habitat naturali e si traduce anche in un aumento della diffusione di malattie infettive e depressive (25). Estesi incendi dolosi a scopo di deforestazione, principalmente nel sud-est asiatico, nelle regioni caraibiche, in Africa e nell'ex URSS, hanno pesanti ripercussioni sulla copertura del suolo, la biodiversità, il clima e le malattie respiratorie.

Nell'ambito delle conseguenze sanitarie dei cambiamenti climatici, esiste un sostanziale accordo tra gli scienziati nell'indicare la diffusione di malattie infettive come la singola e più pericolosa minaccia alla salute umana posta dal cambio del clima (26). È, infatti, vero che insetti portatori di malattie potranno in futuro spingersi a latitudini e altitudini maggiori. È probabile un aumento di malaria, dengue, febbre gialla e alcuni altri tipi di encefaliti virali. Altri effetti, diretti e non, delle modificazioni dei regimi termici e meteorologici riguardano l'alterazione nella produttività di alimenti e la malnutrizione, l'innalzamento del livello dei mari, le malattie allergiche e respiratorie e i disturbi psicologici (25). Non ultimo, i cambiamenti climatici stanno producendo cambiamenti di areali e la diffusione di vettori di malattie infettive in zone precedentemente non colpite.

A dispetto di tante evidenze, la dimostrazione del collegamento tra il degrado dell'ecosistema e la salute umana è ancora un argomento problematico. Molta è ancora la strada da percorrere e molti sono i limiti delle conoscenze disponibili. In primo luogo, per molti dei potenziali impatti del degrado degli ecosistemi sulla salute umana, le informazioni su cui costruire una valutazione di rischio sanitario standard sono inadeguate. In secondo luogo, molti studi sono orientati più agli aspetti sociali, economici e demografici della questione piuttosto che a quelli ecosistemici e inoltre gli aspetti medici e quelli ecosistemici vengono spesso affrontati separatamente senza una successiva integrazione e rilettura organica. In ultimo, nella ricerca delle cause ambientali dei problemi sanitari gli scienziati tendono a considerare l'impatto di sostanze singole piuttosto che gli effetti aggregati della combinazione di più fattori (27). Purtroppo le scienze empiriche incontrano dei notevoli problemi nel trattare le incertezze insite in sistemi così complessi e nella relativa modellizzazione. Tutto questo fa sì che molte conclusioni siano basate sul presupposto che i legami tra degrado degli ecosistemi e salute delle popolazioni rimangono inevitabilmente più presunte che dimostrate (28).

Nonostante tutto ciò, esiste un'imponente massa di raccomandazioni, pronunciamenti e dichiarazioni da parte di politici, umanisti, società e agenzie che, con diversi accenti ed enfasi, mettono in guardia contro gli effetti nocivi del degrado degli ecosistemi

## **3.2. Integrità ecologica e salute: il ruolo dell'epidemiologia**

L'epidemiologia può essere definita come "lo studio della distribuzione e delle cause determinanti relative a stati od eventi collegati alla salute di specifiche popolazioni e delle

susseguenti applicazioni a problemi di controllo della salute” (29). L’epidemiologia è quindi la scienza applicata alla base della formulazione delle politiche sanitarie pubbliche. In questa ottica essa si propone come uno degli ambiti ottimali in cui collegare le questioni ecologiche, biologiche e climatologiche con quelle sanitarie e sociali (30).

Le principali cause d’alterazione dell’integrità ecologica sono indotte dall’uomo e di conseguenza potenzialmente controllabili. Tra queste citiamo il consumo di risorse, l’aumento della popolazione e l’uso inappropriato delle tecnologie. Per evitare il verificarsi di potenziali disastri è necessaria l’adozione di politiche innovative che devono essere supportate e condivise dall’opinione pubblica. Per raggiungere questo obiettivo è fondamentale dimostrare scientificamente gli effetti negativi del degrado degli ecosistemi sulla salute pubblica.

Gli epidemiologi hanno a disposizione molti strumenti per individuare distribuzioni e determinanti delle malattie all’interno delle popolazioni. Questi strumenti comprendono i metodi sperimentali, come le prove controllate, e le osservazioni, che ricadono nella categoria degli studi descrittivi. Esistono poi gli studi analitici, come quelli sui determinanti delle malattie e quelli eziologici che cercano di collegare l’esposizione a determinate sostanze o condizioni all’insorgere di particolari disturbi. C’è da notare che molto di frequente lo spunto per l’avvio di una ricerca epidemiologica proviene non tanto dai risultati di ricerche di base (es. tossicologiche) ma da evidenze di tipo aneddotico portate all’attenzione dell’epidemiologo, al quale si richiede di valutare e quantificare le questioni sollevate in tal modo. Qualcosa d’analogo è accaduto anche con i determinanti ambientali. Ci sono stati infatti numerosi appelli agli epidemiologi per affrontare la relazione tra cause ambientali e salute pubblica, ovvero indagare la cause “lontane” delle malattie. Il passaggio ad un approccio ecosistemico richiederebbe però agli epidemiologi un’evoluzione dei paradigmi da essi utilizzati nei modelli e nei metodi di ricerca. Da una impostazione riduzionista si dovrebbe passare ad una più sistemica e olistica con l’adozione di metodi transdisciplinari, metodi che molto spesso sono caratterizzati dall’emersione di nuovi concetti.

Nel campo dell’integrità degli ecosistemi, esistono ormai innumerevoli esempi di quelle evidenze aneddotiche che in passato hanno giustificato studi epidemiologici di grande utilità e successo. Tra queste ricordiamo il declino della biodiversità, le estinzioni, i cambi climatici, la diffusione di malattie infettive e il progressivo degrado di ecosistemi acquatici e terrestri (§ 3.1). Il numero di ecorifugiati nel 1998 ha per la prima volta superato quello dei rifugiati di guerra. Con il termine ecorifugiati ci si riferisce a persone che sono state costrette a lasciare i loro habitat tradizionali, temporaneamente o permanentemente, a causa di una marcata alterazione ambientale, d’origine naturale o antropica, che ha messo a rischio la loro sopravvivenza o che ha avuto serie ripercussioni sulla loro qualità di vita (31).

Ciò nonostante i primi tentativi di stabilire nessi di causalità tra misure di alterazione ecologica e indicatori di salute o benessere forniscono risultati di complessa interpretazione.

Una possibile strada per indagare la questione consiste nella ricerca di correlazioni tra indicatori di alterazione ecologica e indicatori di salute o benessere (32), aggregati per esempio a livello nazionale. Un controllo rispetto a fattori socio economici permette poi di normalizzare i risultati in funzione delle relative disparità tra nazioni. Tra i parametri di alterazione ecologica si possono utilizzare:

- la percentuale di territorio disturbata dall’attività umana,
- la percentuale di specie minacciate,
- la percentuale di aree protette (totalmente o parzialmente) sul totale del territorio nazionale,
- foreste rimaste rispetto ad ere pre-agricole,
- percentuale di deforestazione annua.

Come indicatori di salute e benessere si possono utilizzare l'attesa di vita alla nascita, il tasso di mortalità infantile e la percentuale di nascite di bambini sottopeso. Mentre i fattori da considerare per la normalizzazione socioeconomica possono essere le emissioni pro capite di CO<sub>2</sub>, la percentuale di urbanizzazione, la densità di popolazione, il Prodotto Interno Lordo (PIL), gli indici di disparità nella distribuzione del reddito e l'alfabetizzazione.

I risultati di questo studio sono fortemente influenzati dal livello di sviluppo e industrializzazione delle nazioni in questione. In linea generale appare che la salute umana sembra essere disconnessa dalla salute degli ecosistemi e che le nazioni caratterizzate da un impoverimento degli ecosistemi mostrano prestazioni sanitarie superiori. Questi risultati non riescono però a tener conto di come il commercio e la tecnologia riescano ad allontanare i luoghi in cui risorse e servizi ecologici vengono prodotti da quelli in cui vengono consumati. Questo studio conferma a livello mondiale quello che il rapporto tra città e territorio circostante mostra a livello locale: la capacità della nostra specie di sopravvivere in isole di disintegrità ecologica (le città) traendo vantaggio da ecosistemi integri e in salute siti altrove. Questi risultati dimostrano che futuri studi in questo campo dovranno non solo rivolgersi a nuovi metodi, fonti di dati e modelli ecologici, ma dovranno anche farsi interpreti di come la tecnologia e il commercio mascherino le vere relazioni tra salute umana e integrità ecologica.

### **3.3. Raccomandazioni per ricerche e politiche nel campo della salute pubblica**

Secondo McMichael (33), una migliore comprensione, valutazione e gestione del problema dell'impatto ambientale sulla salute umana necessita di tre componenti:

- ricerca pratica nel campo dell'impatto sanitario dei cambiamenti ambientali (es. indagini sulle relazioni del tipo dose-risposta, causa-effetto, studi epidemiologici, creazione di basi di dati);
- modellizzazione ambientale per la previsione dell'evoluzione della salute di individui e popolazioni;
- revisione e stima di possibili scenari futuri (es. cambio climatico e sua influenza sulla salute umana e sulla distribuzione geografica degli insetti portatori di infezioni).

Alla luce di queste considerazioni i fronti su cui devono muoversi e operare i soggetti deputati della tutela della salute sono sostanzialmente due: migliorare la comprensione delle minacce poste dal degrado degli ecosistemi e rafforzare i rapporti di collaborazione per un avanzamento delle conoscenze e per l'estensione delle risorse informative.

Nonostante i programmi politici abbiano come orizzonte temporale il quadriennio o quinquennio elettorale, studi di impatto delle attività umane sull'integrità ecologica, salute e benessere umani dovrebbero estendersi ad orizzonti temporali più ampi, che vadano dai 30 ai 60 anni.

La ricerca dovrebbe indirizzarsi verso il reperimento di dati e parametri maggiormente rilevanti i quali permettano lo sviluppo d'indicatori di primo impatto (es. salute mentale, alterazioni endocrine, indicatori di benessere personale e sociale). L'utilizzo della scala ecoregionale, rispetto a quella nazionale, potrebbe permettere un più corretto collegamento con le variabili ecologiche. Bisognerebbe incoraggiare i progetti di monitoraggio e di sorveglianza a livello globale.

Un grosso sforzo andrebbe rivolto allo sviluppo di nuovi metodi e modelli per la valutazione del rischio associato al degrado degli ecosistemi. A questo fine è essenziale una sintesi dell'enorme mole di dati, derivanti dagli ambiti più diversi e uno sviluppo concettuale nei

metodi di valutazione del rischio, attualmente inadeguati a trattare il grande numero di variabili coinvolte nei processi ecologici in questione.

Per quanto riguarda le politiche nel campo della salute pubblica, il degrado degli ecosistemi richiede il potenziamento delle infrastrutture deputate alla gestione e mitigazione dei più probabili scenari futuri. Ad esempio è necessario il rafforzamento dei servizi a sostegno delle emergenze e delle calamità. Dal punto di vista politico e amministrativo è necessaria una maggiore integrazione e collaborazione tra i diversi livelli istituzionali deputati alla gestione delle misure di protezione e mitigazione. Particolarmente importante è la piena integrazione del principio di precauzione nel pensiero economico, sociale e legale.

Queste raccomandazioni dimostrano come l'utilizzo del metodo ecosistemico nella gestione ambientale abbia profonde ripercussioni in campo politico. Ne scaturisce la necessità di una lettura critica del rapporto tra scienze naturali e scienze politiche, con particolare attenzione al concetto di salute dell'ecosistema. La questione brevemente affrontata in conclusione del presente rapporto (capitolo 9).

### **3.4. Conflitti tra salute, ambiente, scienza, politica ed economia: il caso del DDT e della malaria**

In questa ultima sezione relativa alla rapporto tra salute degli ecosistemi e salute umana viene descritto il problema dell'uso del DDT (Dicloro-difenil-tricloroetano) come strumento per combattere la malaria. È questo un caso particolarmente complesso il quale mostra gli enormi problemi che la gestione dell'ecosistema può porre. La questione ha una storia lunga e per alcuni versi controversa ed è stata scelta per illustrare i conflitti che possono instaurarsi tra istanze ambientaliste, scienza e salute umana. Vista da un'ottica diversa, la questione del DDT e della malaria insegna come le priorità sanitarie avvertite nelle varie nazioni e regioni del mondo possano essere molto diverse e come l'esportazione di approcci da Paesi sviluppati verso Paesi meno sviluppati possa risultare inappropriata e a volte deleteria.

La malaria è una delle malattie che miete più vittime al mondo. Nelle statistiche dell'OMS le vittime della malaria sono più di un milione l'anno (1.272.000), dato che la rende seconda solo ad HIV/AIDS (2.777.000) e alla tubercolosi (1.566.000) (34). La campagna di sradicamento degli anni sessanta ha eliminato la malattia dal Nord America e dall'Europa, ma ha escluso l'Africa sub-sahariana. Ciò è avvenuto sia per la mancanza di capacità tecnologiche sia perché le dimensioni del problema hanno fatto ritenere l'impresa irrealizzabile. A seguito di questo periodo, l'atteggiamento internazionale nei confronti del problema è passato dal tentativo di sradicamento al controllo. Ai successi rapidi e sorprendenti sono subentrati i risultati molto limitati di una prudente gestione di lungo termine. A questo mutato atteggiamento è corrisposta una cospicua riduzione dei fondi stanziati a livello internazionale per combattere la malattia. Ad esempio l'OMS, che nel 1960 stanziava il 30% del suo bilancio per combattere la malaria, alla fine degli anni '90 allocava per questo medesimo scopo solo il 5% dei suoi fondi. Come conseguenza, per lungo tempo il gravoso carico è passato alle singole nazioni colpite che spesso non hanno adeguate risorse, competenze tecniche e infrastrutture amministrative per condurre programmi di lotta efficaci (35).

Tra le varie misure che si possono utilizzare per combattere la malaria, in questa sede si vuole affrontare solamente la questione del controllo ed eventuale sradicamento del vettore della malattia, la zanzara anofele, per mezzo del DDT. In passato il DDT si è dimostrato essere il pesticida più valido nei confronti delle zanzare: economico, efficiente e facile da utilizzare. Nonostante questo, è stato bandito. Ciò è avvenuto in seguito alle pressioni esercitate da alcune

organizzazioni ambientaliste, in particolar modo negli Stati Uniti d'America. Sfortunatamente, molta della propaganda anti-DDT, basata sulla sua supposta pericolosità, si è dimostrata essere poco accurata e prematura nonché, a volte, ispirata da ambizioni di tipo politico (35). Il divieto statunitense è stato poi forzatamente esportato in molte altre nazioni con il conseguente aumento della diffusione della malaria e delle morti ad essa collegate.

Le prove dell'efficacia del DDT come insetticida sono ampiamente documentate. Scoperto originariamente nel 1874, le sue proprietà insetticide furono provate nel 1939 da Paul Müller e utilizzate durante la seconda guerra mondiale per eliminare il problema del tifo veicolato dalle sanguisughe, malattia che nel precedente conflitto mondiale aveva mietuto più vittime delle pallottole nemiche. Nel 1948 Müller ricevette il premio Nobel per la scoperta e lo sviluppo del DDT, considerato per la sua selettività un insetticida miracoloso che rimpiazzava quelli precedentemente utilizzati come l'arsenico e la nicotina, tossici per tutte le forme di vita. Al contrario di questi ultimi, il DDT non mostrava significativi effetti negativi sulle forme di vita superiori come i mammiferi, gli insetti maggiori e molti degli organismi che vivono nel suolo. Un esempio dell'efficacia del DDT viene dallo Sri Lanka: nel 1948 i casi di malaria erano 2,8 milioni; nel 1963, a seguito dell'introduzione del DDT, il numero di casi era sceso a 17. Nel 1964 ne fu interrotto l'uso e i casi, nell'arco di 5 anni, risalirono a 2 milioni e mezzo. La moratoria al DDT fu dichiarata da parte dell'EPA (*United States Environmental Protection Agency*) sulla base di tre presupposti:

- il DDT era un pericolo per gli uccelli, in special modo i rapaci,
- il DDT era cancerogeno per l'uomo,
- il DDT aveva un tempo di vita nei suoli molto elevato e avrebbe costituito un minaccia a lungo termine per gli insetti e altre forme di vita.

Queste assunzioni sono state successivamente studiate in maggiore profondità e gli attuali convincimenti risultano molto diversi. Alcuni esempi possono chiarire la misura di questa distanza.

Per tutto il periodo d'uso del DDT negli Stati Uniti, il numero dei rapaci ha continuato a crescere, come è continuata a crescere dal 1941 al 1972 (nella misura del 12%) la popolazione dei pettirossi, la specie indicata dal Rachel Carson come vittima dello sterminio operato dal DDT (36). Sono noti alcuni casi di disturbo al ciclo riproduttivo degli uccelli, ma sono collegati ad incidenti o ad un uso irresponsabile della sostanza, e comunque circoscritti ad aree limitate. Nel 1978 l'Istituto nazionale sul Cancro degli Stati Uniti dichiarò che il DDT non era cancerogeno. Nessun effetto cancerogeno sull'uomo è stato mai osservato. La dose necessaria per l'avvelenamento umano è molto elevata (circa 100 g) e quasi tutti i casi di avvelenamento da DDT sono stati dovuti ad incidenti o suicidi (37). Nel 1979 un gruppo di esperti dell'OMS ha dichiarato che "più di trenta anni dopo la sua introduzione, non esiste prova alcuna che il DDT sia cancerogeno per l'uomo" (38). In ultimo, il DDT non ha una vita indefinita nel suolo. La sua resistenza nel suolo, da sei mesi a tre anni, fu anzi considerata uno dei suoi maggiori punti a favore come insetticida.

Quello che è forse il fatto più convincente circa gli effetti dell'alta esposizione a DDT è che, dal 1942, milioni di persone vi sono state esposte per vari motivi di salute pubblica. Non c'è stato un singolo decesso né prove convincenti di serie malattie (39). Su un punto c'è oramai un accordo piuttosto esteso: i danni ambientali che hanno portato alla messa al bando del DDT erano dovuti al suo uso massiccio in agricoltura, mentre spruzzare una quantità limitata nelle case non ha probabilmente gravi conseguenze per l'ambiente.

Il processo che, partendo dagli Stati Uniti, ha portato al divieto dell'uso del DDT è stato messo in moto da una serie complessa di fattori. Spesso la ricerca di prove scientifiche è stata subordinata a priorità di tipo giuridico, politico od economico. Anche in periodi più recenti il dibattito su questo argomento è rimasto molto polarizzato. Il fatto che la lotta per mettere al

bando il DDT abbia gettato le basi del movimento ambientalista non ha contribuito ad un'analisi serena ed equilibrata della questione. È opinione di molti che l'America e l'Europa abbiano usato il DDT in modo irresponsabile per spazzare via la malaria, non per controllarla; poi quando si sono resi conto dei possibili danni all'ecosistema hanno impedito a Paesi molto più poveri e più malati di usarlo anche nel modo più sicuro.

Particolarmente severe sono state le conseguenze di queste decisioni sui Paesi in via di sviluppo, forzati con vari strumenti ad aderire alla moratoria. Nessuna legge stabilisce che se l'America non usa il DDT nemmeno il Mozambico possa farlo, ma a volte la realtà delle cose può essere questa. Un esempio di persuasione diretta è fornito dal Messico che ha rinunciato all'insetticida perché l'accordo di libero scambio del Nord America (nafta) l'ha obbligato a farlo. Oltre agli ostacoli di natura politica, il DDT deve superare anche ostacoli economici. La sua produzione non è più sotto brevetto e viene realizzata solo in India e in Cina; si capisce quindi perché le pressioni delle grandi industrie chimiche siano volte a sostenere altri insetticidi, invariabilmente più costosi.

L'esempio del DDT e della malaria è solo uno dei casi in cui le preoccupazioni non adeguatamente motivate per la salute degli ecosistemi possono entrare in conflitto con la salute umana. Altrettanto insidiosi sono in casi in cui preoccupazioni per la salute umana maturate nel primo mondo vengono esportate nei Paesi in via di sviluppo senza una contestualizzazione adeguata. Un esempio analogo è quello della clorazione delle acque per uso potabile. Nei tardi anni 80, in Perù, il sospetto di cancerogenicità di alcuni composti derivanti dal cloro portò a livelli di clorazione inferiori agli standard raccomandati dall'OMS; questa scelta contribuì allo scatenarsi di un'epidemia di colera che, tra il 1991 e il 1996, uccise più di 6000 persone colpendone 800000 (40).

Le situazioni sopra descritte dimostrano la necessità di un approccio molto più ampio alle questioni della salute degli ecosistemi e della salute umana, capace di superare l'ottica riduzionista e di abbracciare le complesse dinamiche e relazioni che legano l'ambiente all'uomo, con tutte le sue attività, aspirazioni e specificità.

## 4. BIODIVERSITÀ

Per miliardi di anni l'evoluzione sulla terra è stata determinata da forze che agivano a piccola scala, come la selezione sessuale, e da alcuni eventi o fenomeni a scala planetaria come la tettonica delle placche, la geochimica e i cambiamenti climatici globali. A partire dal XIX secolo l'uomo è subentrato quale causa primaria dell'evoluzione nella biosfera, con effetti devastanti sulla diversità biologica. Ad oggi sono oltre 3000 le specie che scompaiono ogni anno e nel prossimo futuro tale tasso potrebbe crescere a 10.000. Per contro, le nuove specie si evolvono al ritmo di meno di una l'anno. È ormai convinzione della comunità scientifica specializzata che nei prossimi cento anni si perderà circa il 50% delle specie sulla terra, responsabili del 25% della diversità genetica, e che questo processo sia ormai irreversibile (41).

Uno dei fenomeni che meglio descrive l'impatto dell'uomo sulla diversità è la diffusione delle specie infestanti. Questi organismi sono estremamente adattabili, prosperano in diversi ambienti naturali, sono prolifici, capaci di variare alimentazione e, soprattutto, sono compatibili con gli ambienti modificati dall'uomo. Alcuni di questi, come il ratto comune (*Rattus norvegicus*), sono ormai considerati parassiti e richiedono la messa in atto di misure di controllo. Accanto alle specie infestanti ci sono quelle relitte, incapaci di prosperare in ambienti modificati dall'uomo che coprono quasi tutto il pianeta. Queste specie sono in pericolo d'estinzione, sopravvivono in popolazioni ecologicamente emarginate (come i cani della prateria e gli elefanti) o accuratamente protette (i panda). La maggior parte di loro (es. il rinoceronte di Sumatra – *Dicerorhinus sumatrensis* e il condor della California – *Gymnogyps californianus*) nel futuro avrà sempre più bisogno per sopravvivere dell'intervento umano, dall'allevamento in cattività al ripopolamento. Altri relitti, come alcune piante alpine, sopravvivranno in luoghi isolati se non disturbate ma nel tempo subiranno una progressiva erosione genetica e perderanno il loro valore ecologico (41).

Quelle specie non infestanti che non rientreranno nei programmi di protezione, o per le quali questi programmi non saranno efficaci, non avranno modo di prolungare la loro sopravvivenza in un pianeta abitato da miliardi di persone e trascineranno la loro esistenza per qualche decina d'anni fino alla definitiva estinzione. Sono le cosiddette specie fantasma. Alcune di queste sono destinate a scomparire o sono già scomparse perché non in grado di modificare le loro caratteristiche estremamente specializzate per far fronte alle pressioni indotte dall'uomo (es. la tartaruga gigante dal guscio molle dell'Asia orientale e il passero marittimo). Altre sono state volontariamente sradicate dall'uomo (es. i lupi e i cani della prateria americani dalla coda nera, i leoni in Africa), mentre per altre ancora il tasso di consumo umano eccede la capacità di riproduzione (es. grandi pesci predatori come tonni e pesci spada) (41).

Molte delle specie che oggi ci sembrano sane e numerose sono in realtà relitte o fantasma; questo perché il processo di estinzione non è lineare e tra il declino e il collasso di una popolazione possono passare molti decenni, soprattutto per specie con una durata di vita lunga. I biologi definiscono "debito di estinzione" questo divario tra apparenza e realtà. Nel secolo passato abbiamo accumulato un ampio debito di estinzione che pagheremo nel prossimo. Nei prossimi cento anni le specie infestanti andranno progressivamente a riempire gli spazi lasciati da quelle relitte o fantasma, in ogni continente incontreremo specie sempre più simili di piante, insetti, mammiferi e altri organismi. Nonostante numerose avvisaglie fossero note da tempo, le dimensioni di questo sconvolgimento cominciano ad apparirci chiare solo ora.

Tra le complesse cause di questa scomparsa si possono individuare tre macrocategorie di elementi di disturbo: la trasformazione dei paesaggi, la modificazione geochimica

(inquinamento), il consumo e la manipolazione delle forme di vita. Tutti questi elementi sono riconducibili alla modifica dell'ambiente da parte dell'uomo. Se considerati separatamente, sembra che questi elementi si possano gestire in modo intelligente: l'ottimizzazione della gestione agricola potrebbe limitare la richiesta di terreni coltivabili, l'educazione e la ricerca potrebbero limitare l'uso di risorse naturali, la diffusione di specie aliene si potrebbe arginare con controlli e regolamentazioni più rigide. Molto dell'ottimismo però sfuma se si considerano tutti questi fenomeni contemporaneamente e se si tiene conto di altri due metaelementi di disturbo: il cambiamento climatico e la globalizzazione economica. È possibile che i cambiamenti climatici cui assisteremo nei prossimi cento anni siano paragonabili a quelli osservati dalla maggior parte delle specie viventi negli ultimi due milioni di anni (41). La differenza principale è che in passato molte specie potevano spostarsi in altre regioni, mentre oggi questa chance è a disposizione solo delle specie infestanti, capaci di adattarsi agli ambienti antropizzati; le altre non sapranno dove andare perché i loro habitat si sono ridotti a piccole isole in un mare di sviluppo umano. Anche la globalizzazione economica aggrava i problemi in vari modi; fa crescere la domanda di risorse naturali in regioni remote o poco sviluppate e i capitali che affluiscono verso queste aree povere incentivano il ricco mercato dell'esportazione; la globalizzazione dei commerci favorisce poi il trasporto di specie aliene. Animali nocivi, parassiti e predatori estranei danneggiano enormemente gli ecosistemi indigeni.

## 4.1. La difesa della biodiversità

Man mano che l'erosione della biodiversità emergeva in tutta la sua ampiezza, si è iniziato a prendere dei provvedimenti. A livello internazionale, nei primi anni novanta l'Unione Europea ha emanato una Direttiva sugli Habitat (42) che rende illegale uccidere o danneggiare circa 700 specie protette e perturbare 168 habitat specificamente indicati. La convenzione sul commercio internazionale delle specie a rischio, CITES (*Convention on International Trade in Endangered Species of wild flora and fauna*) (43), cui aderiscono 150 Paesi, cerca invece di limitare il commercio delle specie a rischio (attualmente sono 30 mila quelle incluse nella lista della CITES). Anche a livello nazionale molti Paesi si sono dotati di strumenti per tutelare habitat preziosi dal punto di vista biologico. Ad oggi circa il 10% della Terra è in qualche modo tutelato. Purtroppo le leggi, i regolamenti, le bioriserve e i programmi di sviluppo sostenibile riescono ad ottenere successi limitati rispetto agli obiettivi ambiziosi che si prefiggono. Pur mirando alla conservazione della natura, essi si dimostrano essere ulteriori strumenti della selezione operata dall'uomo. L'esito ultimo, quello dell'estinzione in massa delle specie viventi, rimane però inalterato. I programmi per la protezione e il recupero delle specie si concentrano sui relitti e spesso, senza saperlo, sui fantasmi, i quali a parte pochissime eccezioni non hanno speranza di una vera ripresa. Purtroppo l'idea che le cause dell'estinzione siano finite e riducibili e che il numero di specie in pericolo sia ragionevolmente limitato, idea alla base di moltissime azioni in difesa della biodiversità, è sostanzialmente falsa. In ultimo, la natura che risulterà da questo complesso di azioni volte a proteggerla sarà sempre più il frutto dell'immaginazione umana.

I biologi e gli ecologisti conoscono da tempo i limiti della conservazione di particolari specie e hanno cercato piuttosto di creare aree protette che facciano da scudo ad interi ecosistemi, proteggendoli dagli elementi di disturbo creati dall'uomo. Purtroppo anche le riserve riflettono la visione gretta che abbiamo degli ecosistemi; spesso esse rendono gli animali bersagli ancora più facili per i bracconieri e molte volte sono sottoposte ad un'incessante invasione umana. Le riserve saranno sempre troppo piccole e troppo isolate per raggiungere lo scopo di preservare la Natura, specialmente in un'epoca che promette importanti cambiamenti climatici. Si deve

riconoscere che la trasformazione della natura in un mosaico di bioriserve statiche è solo l'ultimo dei tanti strumenti della selezione umana, che è l'antitesi di quella naturale.

Il riconoscimento di questa situazione non deve però tradursi in una resa nei confronti del declino della biodiversità. L'idea di lasciare che la natura faccia il suo corso in un mondo dominato a tal punto dall'umanità appare pericolosa e contraddittoria. L'abrogazione delle attuali leggi di tutela e l'abbandono delle aree protette potrebbe far aumentare le dimensioni, la portata e le conseguenze distruttive della fine dell'ambiente naturale. Alcune di queste conseguenze potrebbero essere la perdita del controllo sulle specie infestanti e sui parassiti, l'esaurimento di alcune risorse naturali, un aumento dell'incidenza di epidemie ed eventi meteorologici eccezionali e potenzialmente catastrofici; non ultimo, la strategia della noncuranza potrebbe accelerare la scomparsa di alcune specie relitto di grande importanza psicologica per l'umanità, come gli elefanti, i gorilla, le balene e altri animali carismatici.

Non avendo possibilità di riportare le specie relitto e fantasma alla loro condizione originale e non potendo scegliere i vincenti e i perdenti nella battaglia dell'evoluzione, dovremmo concentrarci su due aspetti principali (41):

- salvaguardare i percorsi evolutivi futuri;
- preservare i processi e le funzioni degli ecosistemi.

Il punto di partenza dovrebbe essere la definizione di una mappa sistematica e dinamica della vita sulla Terra. Andrebbero approfonditi gli studi sulla descrizione delle specie e sui loro rapporti genetici e funzionali, in modo da capire come saranno alterati i processi evolutivi ed ecologici. Essenziale è la ricerca sulle dinamiche delle popolazioni, delle comunità di popolazioni e dei paesaggi. Si dovrebbe poi abbandonare la strategia di tutelare le specie relitto e fantasma in modo isolato; si dovrebbero sviluppare progetti transregionali per la costruzione di metariserve, costituite da una serie non contigua di rifugi terrestri e acquatici, molto più grandi delle attuali riserve. Le località andrebbero scelte con il fine di proteggere le funzioni e i processi degli ecosistemi in un ambiente dinamico, piuttosto che le necessità di un habitat specifico o alcune caratteristiche ecologiche peculiari. Ogni metariserva dovrebbe essere modellata attorno ad uno o più punti focali della biodiversità, circondati da una costellazione di riserve satellite che possano in futuro permettere migrazioni a seguito dei cambiamenti climatici e di altri disturbi antropici. Migrazioni sperimentali si potrebbero effettuare sotto forma di trapianti di comunità biotiche. La connettività della rete di riserve dovrebbe esser assicurata da corridoi e collegamenti (foreste, paludi, ecc.) molto permeabili, al fine di permettere alle forme di vita di muoversi liberamente e casualmente verso nuove aree.

Questa serie di azioni sarà ovviamente costosa ma è un prezzo che non si può non pagare se non si vuole che la fine della natura incontaminata non danneggi anche l'uomo. La fine della natura selvaggia non significa che il mondo diventerà sterile e desolato, ci saranno sempre molte forme di vita, saranno semplicemente meno diversificate, molto meno esotiche, prevedibili e, a causa delle specie infestanti, probabilmente molto più fastidiose.

## **4.2. Il valore dato alla biodiversità: determinanti e metodi di valutazione**

Secondo l'UNCED (*United Nations Conference on Environment and Development*, anche nota come "Earth Summit" tenuta a Rio de Janeiro nel 1992) la biodiversità è la variabilità degli organismi viventi provenienti da qualunque tipo di ecosistema, terrestre o acquatico, e dei complessi ecologici di cui essi sono parte; questa variabilità include la diversità tra le specie, all'interno delle specie e tra gli ecosistemi (44). La minaccia portata alla biodiversità dalla

pressione antropica è ampiamente riconosciuta e l'estinzione di un enorme numero di specie è oramai imminente. Come abbiamo descritto nel paragrafo precedente (§ 4.1), per proteggere la biodiversità i decisori politici si trovano di fronte ad una vasta gamma di possibili azioni tra cui la creazione di riserve e metariserve, la protezione degli ecosistemi naturali tramite una regolamentazione diretta, la riduzione dell'inquinamento, la costruzione di corridoi tra ecosistemi. Per quanto le valutazioni non siano sempre espresse esplicitamente in termini monetari, tutte le decisioni sulla salvaguardia o meno di un ecosistema si basano sulla valutazione del suo valore.

I metodi di valutazione e i presupposti culturali su cui le valutazioni si poggiano possono variare di molto tra nazione e nazione (45, 46). Un quadro condiviso sulla valutazione della biodiversità potrebbe essere utile alla comprensione del problema e all'individuazione delle possibili soluzioni. Soprattutto in ambito politico ed economico è riconosciuta l'utilità di questi metodi di valutazione nell'elaborazione di strategie per la protezione della biodiversità. Nella loro elaborazione è indispensabile tenere nella dovuta considerazione gli aspetti etici e religiosi che entrano nella definizione di concetti quali, ad esempio il "bene pubblico".

Per meglio inquadrare la questione può essere utile descrivere alcune posizioni nei confronti della biodiversità. Per posizioni intendiamo delle prospettive intellettuali o sociali che influenzano il comportamento degli individui nei confronti della biodiversità. Impliciti in queste posizioni sono dei giudizi sul valore della biodiversità che vanno a costituire degli elementi chiave nella definizione di strategie e politiche. Una possibile classificazione di queste posizioni (47, 48) è la seguente:

– *Impostazione ecologista radicale*

Dà massima priorità alla biodiversità. L'uomo dovrebbe vivere in armonia con la natura senza interferire nei processi ecologici. In questa visione il margine per la crescita economica è fortemente limitato.

– *Impostazione ecologista*

Accetta che alcuni piccoli impatti sull'ambiente siano inevitabili per la sopravvivenza della specie umana. In questo quadro la discussione è incentrata sulla definizione dei livelli economici minimi e degli impatti accettabili.

– *Approccio dello sviluppo sostenibile*

È basato sull'idea che l'uomo possa manipolare gli ecosistemi ma sempre mantenendo un atteggiamento di cautela in modo da non precludere le possibilità delle future generazioni.

– *Uso multifunzionale*

Prevede una combinazione di attività economica e conservazione della natura che tolleri il sacrificio di larghe aree di ecosistemi a beneficio di agricoltura, infrastrutture ed edilizia. Alcune aree vengono tutelate per permettere lo sfruttamento economico di altre.

– *Atteggiamento tecno-economico*

È basato sulla fiducia nella tecnica e nelle capacità di adattamento degli ecosistemi. La tecnologia può anche essere utilizzata per mantenere artificialmente la biodiversità e comunque è sempre considerata un buono strumento per combinare sviluppo economico e protezione della biodiversità.

– *Atteggiamento tecno-economico radicale*

Presuppone il primato della crescita economica e dello sviluppo tecnologico mentre trascura la conservazione della natura. Questo atteggiamento è estremamente ottimistico nei confronti delle capacità di autoregolazione e delle caratteristiche di robustezza degli ecosistemi.

Eccezion fatta per i due atteggiamenti estremi che di fatto possono fare a meno di una strategia politica, tutte le altre varianti intermedie devono affrontare gli spinosi nodi relativi al cosa, dove e come proteggere e come finanziare tale protezione.

#### **4.2.1. Determinanti di base**

La perdita di biodiversità è frutto di scelte indipendenti di miliardi d'individui che fanno uso di risorse e servizi ecologici. Tra le cause profonde degli impatti troviamo quindi: gli obiettivi che motivano le decisioni, le preferenze che si celano dietro la domanda di beni e servizi, i diritti di proprietà che definiscono le dotazioni individuali, i prezzi che regolano le opportunità di mercato legate alle dotazioni individuali, gli atteggiamenti nei confronti della biodiversità. Alla base di queste posizioni si riescono ad individuare alcuni determinanti di base.

#### **Bagaglio culturale e tradizioni religiose**

Diversità culturale e biologica sono strettamente interconnesse (49), ma anche le tradizioni religiose giocano un ruolo importante. Alcune religioni come il Cristianesimo e l'Islam hanno scavato un solco profondo tra uomo e natura mentre altre, come il buddismo e l'induismo, hanno mantenuto un legame più stretto.

#### **Convinzioni politiche**

Le persuasioni politiche degli individui possono influenzare in misura significativa l'atteggiamento nei confronti della biodiversità. Per contro, alcune decisioni politiche stabilite a livello centrale possono avere un impatto nella sfera individuale; un esempio può essere quello di un'agenzia governativa che stabilisce il suo controllo su un'area precedentemente gestita da una comunità locale. In questo caso gli atteggiamenti possono cambiare dall'impostazione ecologista a quella multifunzionale (50).

#### **Istruzione**

Il livello d'istruzione può avere un'influenza ambivalente in quanto può aumentare la consapevolezza sulle problematiche della biodiversità ma può anche aumentare la fiducia nelle capacità della tecnologia di rimediare ai problemi creati. È però vero anche che in comunità isolate, con un livello di istruzione generalmente basso si riscontra spesso una conoscenza tradizionale orientata alla gestione sostenibile e armonica delle risorse.

#### **Reddito e ricchezza**

Reddito e ricchezza sono determinanti importanti in quanto la povertà porta in genere a dare priorità allo sviluppo economico e allo sfruttamento delle risorse naturali.

#### **Densità di popolazione**

In situazioni di estrema densità di popolazione, le possibilità di mantenere la biodiversità sono molto ridotte in quanto si tende a dare priorità allo sviluppo economico, allo sfruttamento delle risorse e alla conversione di aree naturali in aree agricole. Il legame tra densità di popolazione e perdita di biodiversità è stato riscontrato spesso (49).

## Restrizioni legali

Il campo d'azione degli atteggiamenti individuali può venire limitato da restrizioni di tipo legale. Le strutture legislative sono in un certo modo espressione degli atteggiamenti di una comunità e, allo stesso tempo, contribuiscono a plasmare questi atteggiamenti. Società con una ispirazione individualista sono in genere più restie ad accettare politiche di protezione mentre società con un più spiccato senso della collettività possono essere più inclini ad accettare azioni di tutela.

### 4.2.2. Metodi di valutazione

Anche chiarendo i determinanti che producono i diversi atteggiamenti nei confronti della biodiversità, resta il problema di stimare il valore che gli individui le assegnano, in modo da quantificare i potenziali benefici percepiti a seguito di azioni di tutela o ripristino.

La letteratura economica distingue il valore della biodiversità in termini di usi diretti, usi indiretti e di valore di non-uso. Il valore d'uso si riferisce al valore diretto attribuito dagli individui sulla base dei servizi forniti da un ecosistema (ricreazione, valore delle produzioni collegate a pesca, caccia, raccolta di frutta e piante, ecc.). Per la misura di questo tipo di valore si può utilizzare la disponibilità a pagare (51). Per gli usi indiretti, quali la fissazione del carbonio o la preservazione della diversità, si devono invece utilizzare metodi alternativi (52, 53). Una particolare categoria di valore che non si riferisce in alcun modo a quelle già descritte ha a che vedere con la disponibilità a pagare per il bene delle future generazioni. Deve quindi essere valutata separatamente. In ultima istanza, esiste una categoria di valori che non si riferisce ad usi, diretti o indiretti, da parte delle presenti o delle future generazioni. Questi valori si riferiscono alle specie non umane per le quali, indipendentemente da considerazioni utilitaristiche, la specie umana potrebbe avere nutrire sentimenti di simpatia o premura. Un esempio di questo valore di non-uso è il valore di esistenza o valore intrinseco (54, 55); si riferisce al valore attribuito ad un ecosistema semplicemente per la sua esistenza, senza che se ne faccia un uso né diretto né indiretto.

Dopo aver definito in maggior dettaglio il concetto di "valore" relativo alla biodiversità, è possibile affrontare la questione di una sua stima. In assenza di un unico metodo consolidato e ampiamente riconosciuto, riportiamo una breve rassegna dei metodi proposti per misurare i benefici portati dalla protezione della biodiversità.

Il primo di questi è il metodo della valutazione contingente (*Contingent Valuation Method*, CVM) che si basa su un rilievo diretto delle preferenze dei soggetti interessati messi di fronte ad un'ipotetica situazione di mercato. Dato un certo tema ambientale come la conservazione delle foreste o la presenza di determinate specie in natura, si chiede agli interrogati di esprimere delle preferenze. Questo metodo si propone di misurare la disponibilità a pagare per determinati servizi o ad accettare certe politiche. Per quanto di controversa accettazione, il metodo è da taluni ritenuto utile (56, 57).

Un secondo metodo è quello che si basa sul presupposto che l'edonismo sia alla base del comportamento umano (*Hedonic pricing method*). Il metodo cerca di dedurre il valore di alcuni aspetti della qualità ambientale a partire dai prezzi di mercato di alcuni beni privati. Un esempio è quello relativo ai prezzi di beni immobili siti nelle vicinanze di aree protette rispetto ad analoghi beni siti altrove (58, 59).

Un metodo simile è quello del costo di viaggio (*Travel cost method*) per la valutazione delle funzioni ricreative dell'ambiente. In analogia all'approccio edonistico, il metodo del costo di viaggio si basa sull'osservazione di comportamenti reali (52, 60, 61).

In ultimo, il metodo del progetto ombra (*shadow-project method*) (62) stima il valore di un'area naturale sulla base del costo della sua potenziale ricostruzione in un altro sito.

Una volta stimato il valore di una certa azione o di diverse possibili azioni, è necessario confrontarle con i costi da sostenere per metterle in opera. In altre parole, è necessario stimare quelli che gli anglosassoni chiamano *trade-off*. Un *trade-off* è un beneficio derivante da una decisione, raggiunto a spese di un altro possibile beneficio. Le decisioni vengono prese dal presupposto che noi facciamo solo quello che ci porta un guadagno netto. In altre parole, quando dobbiamo scegliere tra delle alternative, scegliamo quella che ci fornisce il guadagno netto maggiore. Nella teoria economica questo principio è alla base dell'analisi costi benefici (63). Nell'ipotesi che i costi e i benefici della biodiversità siano noti, decisioni economiche su di essa possono essere prese. Per quanto riguarda i benefici è però necessaria una distinzione preliminare: essi possono essere locali o globali. Per i benefici globali molto spesso è difficile determinare un valore di mercato. Per quanto riguarda i costi, si può affermare che la protezione della biodiversità abbia dei costi per la società rappresentati dalle opportunità non colte per proteggere tale biodiversità. Accanto a questi primi, esistono anche costi diretti e costi finanziari. Purtroppo quando i benefici sono globali, molto spesso l'interesse di una nazione sarà quello di eludere i costi potendo comunque godere dei benefici. È quindi necessario agire per la rimozione delle numerose barriere che esistono all'applicazione di politiche di protezione.

Un modo per incoraggiare la protezione sarebbe quello di permettere alle nazioni che posseggono la biodiversità di impossessarsi anche dei benefici globali che da essa derivano (63). In genere, i sussidi pubblici alla conservazione sono molto inferiori dei sussidi che sostengono altri tipi di uso del suolo; in altre parole la protezione della biodiversità deve fare fronte ad una concorrenza scorretta. La conservazione della biodiversità dovrebbe essere valutata insieme agli altri beni e servizi forniti dalle risorse ambientali e dovrebbe divenire parte integrante della gestione territoriale.

Per arrivare a scegliere la più appropriata politica di difesa può essere molto utile applicare un'analisi multi-criterio relativa a diversi scenari di pianificazione. L'elaborazione di scenari è essenziale per includere i costi economici nell'analisi delle diverse opzioni di protezione possibili. Una volta definiti gli scenari, le misure politiche possono essere valutate sulla base della loro efficacia, dei loro costi e delle priorità nella protezione della biodiversità. Nella valutazione dell'efficacia delle azioni è fondamentale il coinvolgimento di tutti i soggetti interessati, inclusi i produttori locali e i consumatori, i soggetti economici nazionali e la comunità internazionale. Gli scenari possono essere valutati con varie tecniche: analisi costi-benefici, valutazione di indicatori, o analisi multi-criterio, che classifica i vari piani d'azione sulla base di pesi esplicitamente assegnati ai vari criteri. Nell'ambito di queste analisi è auspicabile lo studio dei possibili finanziamenti provenienti da fonti nazionali o internazionali. Lo studio degli scenari può essere efficacemente supportato da sistemi informativi geografici (Geographical Information Systems, GIS), sistemi di supporto alle decisioni (*Decision Support Systems*, DSS) e da sistemi esperti che documentino la situazione presente e rendano possibile l'analisi di sviluppi futuri.

#### **4.2.3. Casi di studio**

Per rendere più chiari i concetti teorici finora presentati, riportiamo alcuni casi di studio che esemplificano le diverse posizioni nei confronti della biodiversità nel mondo. Nel caso specifico si fa principalmente riferimento alle aree forestali (47) (Figura 4).

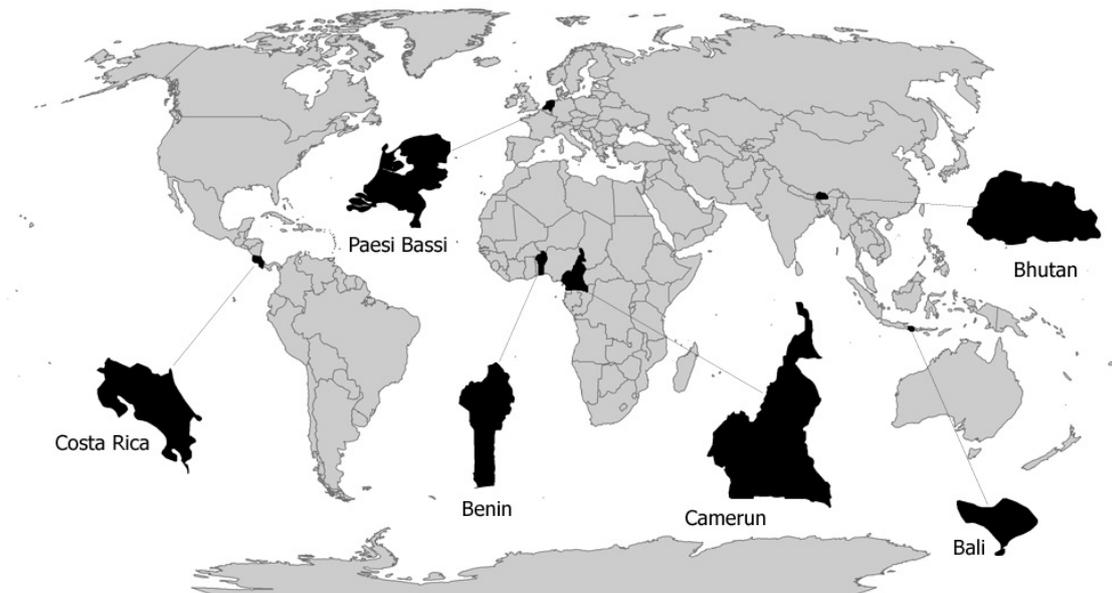


Figura 4. Posizioni nei confronti della biodiversità: localizzazione geografica dei casi di studio

### Bali

Nella società balinese le relazioni umane ed ecologiche sono governate da filosofie e cosmologie che pongono l'uomo in un mondo intermedio tra due mondi di spiriti, uno inferiore e uno superiore. La vita ruota attorno alla ricerca di armonia tra gli uomini, gli Dei e l'ambiente. Nonostante questo, esistono poche aree forestali protette ed esistono poche restrizioni al loro abbattimento. La presenza degli spiriti riesce però a rallentare il tasso degli abbattimenti. La protezione e l'uso di beni naturali forniscono il tipico esempio d'attività in conflitto. Dal punto di vista della posizione nei confronti della biodiversità, nella cultura balinese, basata sull'induismo, sembra resistere un delicato equilibrio tra la visione ecologista e quella dell'utilizzo multifunzionale (64, 65).

### Benin

Delle foreste piccole e isolate, situate nei pressi di villaggi, sono riservate dalle autorità regionali e locali per la celebrazione di riti religiosi e culturali. Solo gli uomini iniziati possono accedervi. Il valore di queste foreste è misurato solo in prospettiva religiosa. Le foreste sono tuttora ben protette, ma devono confrontarsi con la conversione di parte della popolazione al Cristianesimo e all'Islam. Un ulteriore problema è il commercio di specie in pericolo (ad esempio il pitone). La migliore opzione per la protezione sembra essere il rafforzamento delle leggi tradizionali ma appare difficile da realizzare. La creazione di corridoi tra foreste sacre non è realizzabile perché terreni agricoli verrebbero distolti dalle popolazioni. In Benin è in atto uno scontro tra metodi di gestione tradizionali, animisti, e metodi moderni.

## **Bhutan**

In Bhutan il 72,5% del territorio è coperto da foreste e quasi tutto è protetto dalla legge o dalle convinzioni religiose (Buddismo). I valori etici ed estetici sono componenti integranti della cultura, profondamente radica nella filosofia buddista della “compassione e rispetto per tutte la forme di vita”. Quanto viene preso dovrebbe essere restituito. La penetrazione della modernità non ha ancora alterato l’antico equilibrio di questa società gerarchica, agricola e pastorale. In essa si sono sviluppati uno stile di vita, un’architettura e un’arte collegati con l’ambiente naturale in modo eccezionalmente profondo. Il Bhutan pratica un approccio ecologico al limite del radicale. L’apertura agli stili di vita moderni si scontrerà in futuro con questa visione.

## **Camerun**

Nel sud del Camerun, come nel Benin, i tabù costituiscono l’elemento guida nella gestione delle foreste. I tabù determinano il modo in cui la popolazione può utilizzare le foreste, le quali sono gestite secondo lo schema dell’uso multifunzionale che ben risponde alle esigenze dei locali. I propositi di creare riserve naturali in queste aree non possono non tener conto di questa situazione. Le visioni tradizionali sono in conflitto con la gestione tecnica del governo, che tende progressivamente a limitare l’utilizzo delle foreste da parte degli autoctoni. Il Camerun rappresenta il tipico conflitto tra un tradizionale approccio multifunzionale e la moderna impostazione ecologista (50).

## **Costa Rica**

La tradizione cristiana ha governato l’uso e la gestione della natura nelle ultime centinaia di anni. Lo sfruttamento è stato governato dalle esigenze della popolazione e dalle necessità dell’economia nel tentativo di assicurare sostenibilità. Seri cambiamenti si sono osservati negli ultimi decenni, in parte dovuti all’azione dell’UNCED e di altre attività simili; questi cambiamenti hanno portato ad un approccio più multifunzionale. Il sistema giudiziario non è però ancora sufficientemente sviluppato né la popolazione è pienamente consapevole di questo cambiamento di filosofia nella gestione degli ecosistemi.

## **Paesi Bassi**

La connessione tra il mare di Wadden e il Mare del Nord ha un’enorme importanza come area di riproduzione per la fauna ittica del mare del Nord e, due volte l’anno, come santuario per gli uccelli migratori. La presenza di risorse minerarie ampie ed economicamente interessanti e la possibilità di sfruttamento commerciale di alcune aree del Mare di Wadden hanno portato ad un acceso dibattito sulla sua gestione. Posizioni che vanno dall’ecologismo radicale all’atteggiamento tecno-economico sono presenti in questa discussione. Per ora sono state prese misure vicine alle visioni ecologiste ma queste posizioni vengono continuamente messe in discussione sulla base di considerazioni di carattere economico.

## 5. CAMBIAMENTI CLIMATICI

I flussi energetici e il ciclo dei nutrienti costituiscono due caratteristiche centrali degli ecosistemi, definiti come aggregazioni dinamiche di popolazioni in reciproca competizione ed evoluzione. Ne deriva che i cambiamenti climatici, espressi in termini di valori medi annuali, di cicli stagionali o giornalieri, possono alterare in modo significativo la stabilità e l'equilibrio di tali sistemi. Gli effetti possono interessare tutte le componenti dell'ecosistema, la flora e la fauna in tutte le loro forme, i mammiferi, gli uccelli, gli insetti erbivori, i parassiti, i funghi. Una variazione significativa in una o più variabili può alterare la struttura e la funzionalità dell'ecosistema fino a sconvolgerne la gerarchia e la composizione biotica.

Vari autori individuano alcuni elementi chiave per la caratterizzazione delle condizioni dell'ecosistema in relazione ai cambiamenti climatici: il tasso di crescita delle piante e la produttività primaria, la disponibilità di nutrienti, in particolare di Azoto e Fosforo, la presenza di contaminanti chimici, le condizioni delle comunità biotiche con particolare attenzione alle specie native e agli effetti di invasioni, epidemie e malattie.

Una questione centrale nello studio dell'interazione ecosistemi-clima è relativa all'individuazione delle soglie che separano stati accettabili da stati patologici, compito particolarmente arduo in un contesto di cambiamenti che si verificano nell'arco di decenni o secoli.

I possibili impatti dei cambiamenti climatici sugli ecosistemi sono numerosi; in primo luogo quelli legati alla disponibilità di risorse idriche, con particolare riferimento ad eventi quali siccità e alluvioni; seguono poi le alterazioni nella distribuzione d'insetti e agenti patogeni, nel ciclo dei nutrienti, nei processi di successione e competizione. La variazione di radiazione solare disponibile, conseguenza di un aumento della nuvolosità o degli aerosol, può avere ripercussioni immediate sulla crescita delle piante e sulla produttività primaria. In ultimo, le variazioni nella stagionalità dei fenomeni o variabili meteo-climatiche come la temperatura e l'umidità possono alterare la fisiologia di alcune specie, risultando in ultimo in una modifica della comunità biologica.

Se è vero che i cambiamenti climatici influenzano gli ecosistemi è altrettanto vero che accade il contrario: gli ecosistemi influenzano il clima, sia su scala regionale che su scala continentale e planetaria. A titolo d'esempio citiamo due delle più rilevanti interazioni tra ecosistemi e clima: quella tra foreste e precipitazioni e quella tra copertura del suolo e radiazione solare. Per quanto riguarda il primo fenomeno ricordiamo che le grandi foreste hanno un'enorme importanza nella regolazione delle precipitazioni; si stima che oltre la metà dell'umidità del bacino amazzonico sia contenuta nel sistema forestale, in un continuo scambio con l'atmosfera. L'effetto che il tipo di copertura del suolo ha sul bilancio energetico dell'atmosfera è un altro aspetto di grande impatto. Relativamente al problema del riscaldamento globale, questo fattore ha effetti paragonabili in termini quantitativi al contenuto di gas serra. Condizioni di siccità possono far variare l'assorbimento di radiazione da un 80%, caratteristico del verde scuro di certi tipi di vegetazione, ad un 20-30% tipico del color sabbia. Variazioni analoghe possono essere dovute alla presenza di copertura nevosa. Cambiamenti importanti nella copertura dei suoli possono avere impatti enormi sul clima globale: una variazione del 1% nella riflettanza globale è stimato essere equivalente ad un variazione del 50% nel contenuto di CO<sub>2</sub> atmosferica (66).

Da queste sommarie considerazioni deriva che il benessere ecologico non influenza solo il ciclo dell'acqua ma anche, e in misura decisiva, la quantità d'energia solare disponibile nel sistema terra-atmosfera. Al di là dei già citati effetti diretti sul clima, gli ecosistemi hanno anche

cospicui effetti indiretti, primo fra tutti la regolazione del contenuto atmosferico di gas serra, principalmente il biossido di carbonio. Le piante, appartenano esse a foreste e a colture agricole, assorbono enormi quantità di anidride carbonica, contribuendo ad assorbire una parte di quella prodotta dall'uso dei combustibili fossili. Purtroppo l'attuale tendenza nella gestione delle risorse forestali planetarie è tale che il contributo netto delle foreste al bilancio globale del carbonio atmosferico sia negativo. Le foreste boreali sono sede di circa il 50% del carbonio forestale totale, a fronte di un 33% delle foreste tropicali; l'abbattimento delle foreste tropicali è probabilmente responsabile dell'emissione di circa 1.6 miliardi di tonnellate di carbonio all'anno, equivalenti ad un 20% delle emissioni umane; per contro, l'espansione delle foreste nelle aree temperate sequestra circa 700 milioni di tonnellate di carbonio all'anno. Il bilancio è tale che le foreste rappresentano dei fattori che contribuiscono al cambiamento climatico più che opporvisi (67). L'IPCC (*Intergovernmental Panel on Climate Change*) ha suggerito che cambiamenti nella gestione forestale che praticino politiche di conservazione e piantumazione potrebbero contribuire, entro il 2050, ad una diminuzione del 12-15% nelle emissioni d'anidride carbonica.

## 5.1. Studi biologici per la stima degli effetti dei cambiamenti climatici

Dall'inizio degli anni '80 i biologi si sono impegnati nello studio dei cambiamenti climatici globali, principalmente nel tentativo di prevedere i futuri cambiamenti biologici in risposta a quelli climatici. Questo tipo di ricerche mira a stimare le possibili modifiche nella distribuzione e nell'interazione tra le specie, che si assumono essere fortemente dipendenti dalla temperatura. I sistemi biologici oggetto di questi studi sono numerosi: piante terrestri (68, 69), malattie infettive (70), insetti (71), altri invertebrati (72), uccelli (73), pesci d'acqua dolce (74), alghe (75), pesci d'acqua salata (76), comunità marine costiere (77) e popolazioni umane native (78). Nella grande maggioranza di questi studi il cambiamento climatico è visto solamente in termini di segnale futuro, quale viene previsto su larga scala da modelli di circolazione globale. La significativa tendenza al riscaldamento osservata durante il ventesimo secolo (79) e i suoi effetti sulle popolazioni naturali rimane fondamentalmente ignorato da questi studi.

Più di recente alcuni studiosi hanno individuato dei cambiamenti biologici di lungo periodo avvenuti nell'ultimo secolo che potrebbero essere correlati con la tendenza al riscaldamento osservata nello stesso periodo. Anche questi studi coprono un'ampia gamma di taxa tra cui le farfalle (80, 81), gli uccelli (82), i rettili e gli anfibi (83), i pesci (84) e gli invertebrati marini (85). Queste ricerche sono in larga parte esempi di "Scienza storica" (86) piuttosto che rigorosi procedimenti sperimentali. I metodi d'indagine sperimentale sulle risposte di alcune specie ai cambiamenti climatici sono importanti nel determinare i meccanismi che regolano tali risposte e nel rivelare effetti indiretti impreveduti (87, 88), essi però si dimostrano non adeguati e non praticabili per seguire le risposte ai cambiamenti che si verificano nel presente (89).

Secondo la definizione di Francis e Hare (86), la scienza storico-descrittiva inizia con osservazioni di un sistema. Le osservazioni possono essere di tipo aneddótico o provenire in modo tangenziale da una linea di ricerca e sono il punto di partenza per uno studio più approfondito del sistema. In seguito vengono sviluppati dei semplici modelli che suggeriscono una spiegazione che metta in accordo le varie osservazioni disponibili. A questa categoria appartengono gli studi che prevedono uno spostamento verso nord degli habitat di determinate specie a causa del riscaldamento del clima. L'ultimo passo è quello che utilizza osservazioni storiche per supportare o rigettare il modello. I dati fisici utilizzati includono serie temporali

relative a diverse variabili climatiche quali le temperature giornaliere e dati storici sui sistemi biotici che indichino presenza o assenza di specie, conteggio delle popolazioni, misure della composizione delle comunità e della diversità nel tempo. È giusto notare che il fine di una ricerca di tipo storico non è quello di provare una certa ipotesi o di decidere tra una o l'altra ipotesi ma quello di rigettare varie alternative in modo da lasciare una sola tesi come migliore spiegazione dei dati. Gli studi storici sono, infatti, intrinsecamente affetti da variabili non controllabili e da incertezze metodologiche. Al fine di realizzare uno studio storico quanto più dettagliato possibile si può fare riferimento ad un certo numero di elementi che il programma di studi dovrebbe avere (90).

– *Corretta identificazione del sito di studio*

Per molti sistemi biologici la localizzazione e l'eterogeneità spaziale giocano un ruolo importante nella distribuzione e nell'abbondanza delle specie. Gli studi empirici cercano di superare questa limitazione tramite i campionamenti casuali; gli studi storici devono invece far fronte alle limitazioni imposte dai dati disponibili, perciò la soluzione migliore è quella di campionare nello stesso esatto punto del campionamento originale.

– *Aree di studio protette*

Se non adeguatamente protette, le aree di studio possono subire modifiche dell'habitat che possono disturbare lo studio dei cambiamenti legati al clima. Queste alterazioni possono anche avvenire in aree che, pur essendo in termini normativi protette, siano lo stesso perturbate da azioni antropiche.

– *Conoscenza dei dati*

Uno degli aspetti più importanti negli studi storici è l'affidabilità delle fonti informative. Se praticabile, la consultazione diretta degli autori degli studi storici andrebbe tentata; ancora migliore è la condizione in cui gli stessi autori ripetano lo studio, potendo tenere così in dovuto conto il cambiamento nelle metodologie d'indagine. In ogni caso va accuratamente considerata l'incertezza relativa ai diversi metodi di ricerca.

– *Dati qualitativi*

Molti rilievi ecologici classificano le specie come presenti/assenti o come rare, comuni o abbondanti. A meno di non avere a disposizione un'enorme mole di dati, questo tipo d'informazione qualitativa risulta non adeguata. Il problema è particolarmente grave per il fatto che i primi segnali di cambiamento sono spesso legati all'abbondanza, mentre molti studi si devono limitare a studiare fenomeni di scomparsa o di migrazione verso aree più idonee.

– *Dati fisici rilevanti*

La tendenza globale al riscaldamento nell'ultimo secolo è caratterizzata da una significativa variabilità spaziale e temporale; inoltre i parametri rilevanti per l'interpretazione di certi fenomeni biologici possono essere diversi dalla semplice temperatura. Ne deriva che spesso i dati sui fattori fisici rilevanti per un dato fenomeno non sono disponibili ai ricercatori che devono per questo utilizzare dei surrogati (ad esempio la temperatura superficiale del mare al posto della temperatura di un microhabitat).

– *Risoluzione tassonomica*

Si deve ritenere che i cambi climatici non abbiano la stessa influenza delle malattie, della predazione e dello sfruttamento umano nei confronti di specie o gruppi diversi. Per ridurre l'effetto di questi fattori nelle analisi, un'ottima strategia è quella di raccogliere dati su numerose specie, aventi diverso stile di vita e provenienti da diversi livelli trofici.

– *Risoluzione spaziale*

Le ipotizzate risposte biologiche ai cambi climatici, globali o regionali, dovrebbero essere, in qualche misura, coerenti su ampie aree. Sfortunatamente pochissimi studi storici si sono attualmente estesi al di là del singolo sito o di una limitata porzione di territorio.

– *Risoluzione temporale*

È di gran lunga la più seria debolezza negli attuali studi storici, dovuta alla mancanza di serie temporali ad alta frequenza che descrivano i cambiamenti biologici quali si sono verificati nel tempo. Il più delle volte gli studi si basano sul confronto di due istanti nel tempo, confronto che è in grado di mostrare i cambiamenti del sistema, ma non riesce ad individuare se il cambiamento è avvenuto in maniera graduale o improvvisa.

Le questioni sopra citate non possono essere tutte risolte nell'ambito di un unico studio o programma di ricerca, e alcuni limiti dovuti alla disponibilità d'informazioni storiche rimarranno non eludibili. Anche i nuovi programmi di ricerca e monitoraggio non potranno mai essere esaustivi per evidenti limiti di fondi e risorse. Un modo per superare eventuali lacune di determinate ricerche può essere quello di aggregare i risultati di lavori diversi, riguardanti una varietà di taxa o aree geografiche.

Nonostante tutte le difficoltà elencate, bisogna ricordare che alcuni studi, particolarmente accurati per esempio rispetto alla risoluzione spaziale o tassonomica, sono riusciti a superare le debolezze negli altri settori e hanno dimostrato in modo convincente che le comunità biotiche stanno reagendo ai cambiamenti climatici in corso.

## 6. AGRICOLTURA

È ormai chiaro che la salute degli ecosistemi nel ventunesimo secolo dipenderà quasi interamente dal modo in cui verrà gestita la natura. Sono numerosi gli esempi negativi in cui pratiche di uso del suolo danneggiano l'ambiente e tra queste pratiche non mancano quelle agricole. È, però, crescente l'attenzione degli agricoltori nei confronti della salute dell'ecosistema, dalla quale dipende la sostenibilità della loro produzione. Uno dei problemi principali del rapporto agricoltura-ecosistemi è legato all'eccezionale estensione dell'agricoltura che ne amplifica gli effetti negativi. Sono però in molti ad essere convinti che le modalità di gestione delle coltivazioni siano più importanti della loro estensione (91).

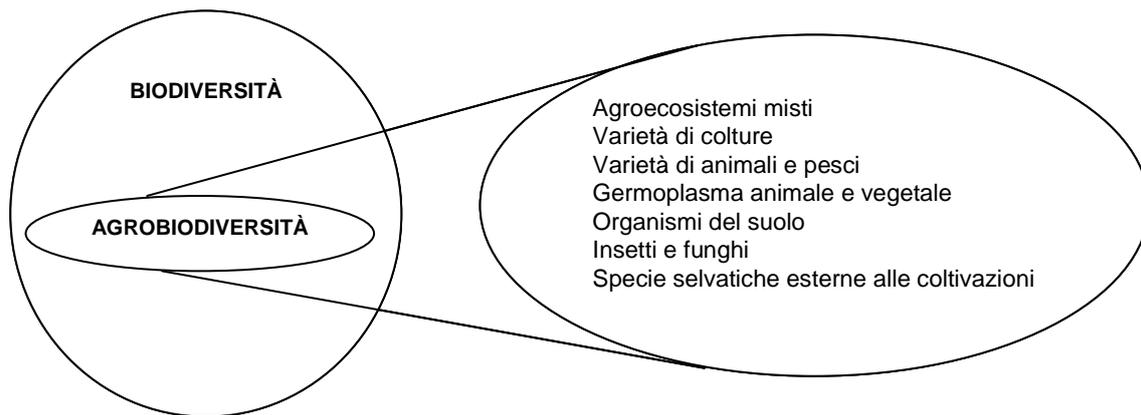
Uno degli effetti più gravi dell'agricoltura intensiva è la riduzione nella tipologia e nell'estensione degli habitat che ha effetti devastanti sulla biodiversità (92, 93, 94, 95). Questo impatto è legato principalmente all'estensione areale e alla distribuzione spaziale delle coltivazioni. Altrettanto importante è l'effetto delle diverse pratiche di gestione agricola sulla qualità dei suoli; a questo proposito numerosi studi hanno dimostrato gli effetti positivi di pratiche improntate all'agricoltura biologica (96). Molto spesso la resistenza degli operatori del settore è l'ostacolo più grande alla diffusione di queste pratiche. Legato alla questione dell'agricoltura biologica è l'uso dei pesticidi; il loro impiego comporta l'immissione di sostanze naturali o sintetiche nell'ecosistema che possono avere su di esso un impatto notevole. Una gestione corretta di queste sostanze contribuisce in misura significativa alla resilienza, sostenibilità e salute degli ecosistemi agricoli (97). La componente chiave per il successo di queste pratiche di corretta gestione è la conservazione della diversità colturale locale degli ecosistemi agricoli, che si traduce in una minore dipendenza dai pesticidi.

Un ultimo aspetto legato all'agricoltura che ha una rilevanza primaria nella salute dell'ecosistema riguarda il ciclo dell'acqua e il trasporto dei nutrienti. Una corretta comprensione dei processi di fertilizzazione, trasporto e accumulo dei nutrienti è essenziale alla gestione ambientale. In questo settore sono numerosi gli sforzi fatti per la modellizzazione delle complesse dinamiche legate al ciclo dei nutrienti (98) e per la stima degli effetti sugli ecosistemi fluviali dovuti ai diversi usi del suolo (99, 100).

### 6.1. Biodiversità nell'agricoltura

È crescente la consapevolezza che la biodiversità, oltre a costituire una componente essenziale della salute degli ecosistemi, rappresenta un elemento fondamentale per la produzione agricola e la sicurezza alimentare. Tuttavia gli attuali schemi economici e produttivi dominanti continuano nell'opera di erosione della biodiversità agricola, sia biologica che genetica (101). Questa erosione ha impatti negativi anche sui circostanti ecosistemi naturali e molto spesso si porta dietro un pesante bagaglio di perdite economiche e costi sociali. Il panorama mondiale è però ricco di tentativi di superare i conflitti tra agricoltura e biodiversità; molti di questi tentativi riescono a dimostrare come tali conflitti non siano inevitabili.

La biodiversità e la sua conoscenza ha permesso lo sviluppo delle pratiche agricole dalla nascita stessa dell'agricoltura 12.000 anni fa. La biodiversità agricola include non solo la varietà di specie e quella all'interno di esse, ma anche i molti modi in cui gli agricoltori usano la diversità biologica per produrre colture, gestendo terra, acqua e comunità biologiche. Il concetto include anche specie e habitat esterni a quelli agricoli, i quali però supportano e sostengono le funzioni dei sistemi agricoli ospitando, ad esempio, predatori di specie nocive (Figura 5).



**Figura 5. Schema concettuale della biodiversità agricola**

Esistono testimonianze sull'uso del concetto di agrobiodiversità in molte civiltà antiche, dall'egizia alle precolombiane, le quali facevano uso di sistemi di piante molto diversificati e hanno dato inizio alla secolare pratica di utilizzare, aumentare e conservare la biodiversità nei sistemi agricoli tradizionali, associando alle colture principali specie diverse. Molti sistemi tradizionali continuano ad essere mantenuti oggi; tra questi citiamo la policoltura e l'uso combinato e funzionale di alberi e arbusti per il controllo dei parassiti. Alcuni sistemi agroforestali tradizionali sono ancora oggi caratterizzati da un numero di specie molto elevato, che può raggiungere la centinaia in un singolo campo (102), combinando leguminose, alberi da frutto, da legna o per la produzione di foraggio. Gli alberi forniscono l'habitat adatto a supportare innumerevoli specie d'uccelli che svolgono importanti funzioni nel controllo d'insetti nocivi e nella dispersione dei semi. Il numero di queste specie può arrivare a 180 in alcune piantagioni di caffè del Messico. Studi etnobotanici indicano che alcune popolazioni indigene del Messico arrivano a distinguere fino a 1200 specie di piante (102). Un altro elemento distintivo della diversità agricola tradizionale è quello delle varietà locali, ovvero popolazioni di piante e animali dai tratti genetici distinti, selezionate dagli agricoltori nel corso dei secoli per meglio adattarsi agli ecosistemi locali. Risulta evidente quanto sia forte il legame tra diversità agricola e specificità culturali ed è interessante notare come in questi contesti rurali il contributo delle donne sia spesso centrale per la conservazione delle conoscenze sulle diverse piante e i loro usi (103, 104). Da uno studio dell'UNDP (105) risulta che i sistemi agricoli tradizionali forniscono ancora il 20% della produzione agricola mondiale.

Nonostante realtà locali interessanti, a livello planetario si osserva un progressivo declino della biodiversità agricola, principalmente dovuto alle tendenze nello sviluppo agricolo moderno, caratterizzato da un marcato aumento sia della produzione che della produttività. Lo sviluppo si esplica nell'azione combinata d'estensione (espansione delle aree coltivate) e intensificazione (aumento della produzione per unità di superficie coltivata). Le forze motrici di questa evoluzione sono la crescente pressione demografica, i fenomeni migratori e gli squilibri nella distribuzione della popolazione. I suoi tratti distintivi sono stati delineati dall'affermarsi dell'agricoltura industriale e dalla rivoluzione verde agli inizi degli anni '60; questi comprendono la massimizzazione della produzione per unità di superficie coltivata, l'uniformità nelle varietà coltivate, la riduzione delle coltivazioni multiple, la standardizzazione dei sistemi di coltivazione, in particolare con l'uso di fertilizzanti sintetici, pesticidi e di varietà vegetali ad alto rendimento. A fronte di importanti avanzamenti per molti Paesi, sfortunatamente questi sviluppi non sono riusciti a risolvere problemi quali la persistenza della malnutrizione e

dell'insicurezza alimentare in molte nazioni in via di sviluppo e l'iniqua distribuzione di terra e cibo. Per contro, il degrado delle risorse biologiche ha intaccato pesantemente la salute degli ecosistemi.

Sebbene l'uomo faccia uso alimentare di circa 7000 specie vegetali, solo 150 sono commercialmente rilevanti, con 103 specie che totalizzano il 90% della produzione alimentare mondiale. I soli grano, riso e mais forniscono il 60% delle calorie e il 56% delle proteine derivate dalle piante. La tendenza alla monocoltura si accompagna ad una marcata dipendenza da irrigazione, fertilizzanti e pesticidi e spesso si traduce in un aumento della vulnerabilità a stress climatici e di altro tipo. Per contro, l'introduzione di varietà ad alto rendimento non sempre porta ad un aumento della produzione, come mostra il caso del Bangladesh in cui la promozione della monocoltura di un riso ad alto rendimento ha fatto scendere di un 10% la produzione dal 1972 al 1986, pur costando il 300% in più in termini di fertilizzanti e limitando drasticamente la diffusione di altre 7000 varietà di riso (106). Casi simili di riduzione della diversità agricola con conseguenze negative sulla stabilità globale delle comunità rurali sono stati riscontrati in molte zone del mondo.

Le molteplici implicazioni negative della perdita di agrobiodiversità hanno portato molte istituzioni ad elaborare strategie per integrare biodiversità e agricoltura. La difesa e l'aumento dell'agrobiodiversità hanno fatto il loro ingresso all'interno di importanti convenzioni internazionali, in particolare la "Convenzione sulla Biodiversità" (107) e il Summit mondiale sul cibo (108). In queste dichiarazioni vengono identificati per i Paesi firmatari degli obblighi specifici per il mantenimento dell'agrobiodiversità, per un suo uso sostenibile e per una condivisione dei benefici derivanti dalle risorse genetiche vegetali. Molte delle raccomandazioni si basano su un numero limitato di principi chiave. In esse, è ampiamente riconosciuto che l'esperienza pratica fornisce importanti opportunità di integrazione della biodiversità in agricoltura, e deve quindi essere fortemente sostenuta. L'obiettivo è quello di fondere produttività, sicurezza alimentare, equità sociale e salute dell'ecosistema. La piena partecipazione delle comunità locali è essenziale al raggiungimento di questo obiettivo e anche i progressi scientifici nella genetica devono essere riorientati verso l'uso e la conservazione della diversità nei sistemi agricoli. I principi strategici da seguire sono (101):

- Partecipazione e coinvolgimento dei coltivatori e delle popolazioni indigene. La protezione dei loro diritti è uno strumento importante per la conservazione dell'agrobiodiversità.
- Applicazione dei principi dell'agrobiodiversità. Tale applicazione aiuta a proteggere, impiegare e aumentare la biodiversità nelle aree agricole, permette di aumentare la produttività per mezzo di usi del suolo più intensivi che evitino processi di estensivizzazione, in modo da ridurre la pressione sulla biodiversità esterna ai sistemi agricoli.
- Adattamento dei metodi alle specifiche condizioni agroecologiche e socioeconomiche, basandosi sulle conoscenze locali, al fine di soddisfare le necessità di sostentamento delle popolazioni del luogo.
- Protezione delle risorse genetiche animali e vegetali, in particolar modo *in situ*, per assicurare la sicurezza alimentare e proteggere le funzionalità degli ecosistemi sia nel presente che nel futuro.
- Riforma della ricerca genetica e dei programmi di selezione animale nella direzione di una maggiore agrobiodiversità.
- Creazione di un contesto politico e amministrativo che sia di supporto ai punti precedenti, per esempio eliminando gli incentivi all'utilizzo di varietà uniformi e di pesticidi, e rafforzando i diritti dei locali sulle risorse genetiche vegetali.

## 6.2. Salute dell'ecosistema ed economia: lo sviluppo rurale

Il rapporto tra sviluppo, agricoltura ed ecosistemi è considerato una questione centrale da numerose istituzioni nazionali e internazionali. Nel paragrafo relativo all'agrobiodiversità (§ 6.1) abbiamo già citato alcune posizioni assunte dalla FAO (*Food and Agriculture Organization*) e del Programma ambientale delle Nazioni Unite. Affrontiamo ora la questione dello sviluppo rurale, quale viene prospettato da uno dei più influenti organismi internazionali: la Banca Mondiale. Questa afferma che lo sviluppo rurale deve essere al centro dei programmi di rilancio economico in molti dei Paesi in via di sviluppo (109).

La maggioranza (circa il 70%) del miliardo di poveri che la Banca censisce vive in aree rurali e nonostante il rapido processo d'inurbamento, la sostanza di questo dato rimarrà invariata fino al 2015. La riduzione della povertà non deve però essere il solo fine dello sviluppo rurale, il quale deve anche affrontare i problemi della conservazione degli ecosistemi e del risanamento ambientale delle aree danneggiate. È poi fondamentale affrontare i problemi posti dal collegamento tra economie rurali ed economia globale. Di recente i prodotti agricoli e tessili, per lungo tempo generi protetti, sono stati sottoposti alle regole del GATT (*General Agreement on Tariffs and Trade*); questo sviluppo impone di affrontare la questione della disconnessione tra mercati globali e aree rurali.

Per molto tempo gli economisti hanno sottovalutato il contributo delle economie rurali allo sviluppo, enfatizzando l'importanza della crescita industriale e relegando le campagne a fonte di manodopera. Un riflesso di questa visione era la fiducia riposta nella costruzione di grandi dighe, che oggi sono invece aspramente criticate per il loro impatto sociale e ambientale. La visione dominante negli anni '50 ha subito nel tempo una revisione radicale e oggi lo sviluppo rurale ha guadagnato una posizione preminente nelle strategie di sviluppo di molte nazioni. Le campagne non devono essere solo considerate un motore della crescita ma devono contribuire alla riduzione della povertà e partecipare all'uso responsabile delle risorse naturali (110). Questo nuovo paradigma è oggi ampiamente condiviso tra i soggetti chiave nello sviluppo rurale come la FAO, i donatori bilaterali, le organizzazioni non-governative e le banche di sviluppo multilaterale (111, 112).

L'evoluzione delle strategie di sviluppo rurale definite dalla Banca Mondiale è un utile riferimento per comprendere gli sviluppi nelle politiche nel settore. Un primo sforzo nella direzione del supporto allo sviluppo rurale fu fatto dalla Banca negli anni '70 in quella che fu l'era dei Progetti Integrati di Sviluppo Rurale (PISR). Molte sono le critiche mosse alle politiche di quel periodo; tra queste ne citiamo alcune (113):

- Il punto di partenza dei PISR erano i possessori di terre, con la tacita ammissione che poco si potesse fare per i senza-terra.
- I PISR erano esercizi di pianificazione centralizzata, per quanto sviluppati a livelli periferici.
- Nonostante fossero multisetoriali poco spazio era dedicato all'analisi delle complementarità, mancava cioè un vero approccio olistico.
- C'era una modesta partecipazione locale o collaborazione con ONG (organizzazioni non governative scarsamente diffuse negli anni '70)

Nel 1995 la Banca Mondiale ha dato il via ad una revisione profonda dei suoi strumenti concettuali e ha definito "Dalla Visione all'Azione", la sua nuova strategia di sviluppo rurale, mirata a 4 obiettivi:

- riduzione della povertà;
- crescita ampiamente condivisa;

- sicurezza alimentare a livello familiare, nazionale e globale;
- gestione sostenibile delle risorse naturali.

Per il raggiungimento di questi obiettivi la Banca si basa su alcuni principi (114). Primo, il quadro politico e istituzionale deve essere di supporto al buon esito del progetto. Secondo, il settore privato deve, se possibile, essere coinvolto per fornire capitali, produzione e servizi. Terzo, lo stato deve rinunciare ad un intervento massiccio nell'economia e limitarsi a definire il quadro macroeconomico, fiscale e le politiche di settore. Quarto, una pluralità d'istituzioni deve essere coinvolta, dalle comunità alle amministrazioni locali e centrali. Quinto, se fattibile e vantaggioso, i progetti e i programmi devono essere decentralizzati, progettati ed eseguiti con una forte partecipazione di governi e comunità locali.

La strategia "dalla visione all'azione" tocca in alcuni punti la questione della gestione delle risorse naturali. Stabilisce che i futuri aumenti nella produzione di cibo dovranno venire principalmente da agricoltura di tipo biologico più che dall'espansione delle aree coltivate o dall'aumento dell'irrigazione; si riconosce infatti che le risorse "suolo" e "acqua" stanno diventando sempre più scarse (115, 116). Molte delle nuove terre convertite all'agricoltura sono marginali ed ecologicamente fragili e non possono bilanciare la perdita di terre fertili, legata all'urbanizzazione e al degrado. I margini per il reperimento di nuove risorse idriche da utilizzarsi in agricoltura si stanno riducendo e quantità sempre maggiori d'acqua dovranno in futuro essere dirottate verso il settore civile e industriale. Ne segue che l'espansione dell'irrigazione o l'intensificazione basata su di essa non possano essere considerate grandi opportunità, anche alla luce del fatto che i nuovi progetti di irrigazione si dimostrano sempre più costosi e soggetti a più rigidi standard ambientali. Nel prossimo futuro, per soddisfare la domanda di una popolazione urbana in espansione, la produzione agricola delle aree alimentate dalle piogge dovrà raddoppiare, in modo da fornire cibo diversificato, immagazzinabile e trasportabile.

Queste considerazioni strategiche, per quanto sommarie, sono comunque utili per mostrare alcuni tentativi fatti da una fondamentale istituzione internazionale come la Banca Mondiale per ridefinire le sue politiche in un'ottica ecosistemica. La Banca è anche attiva nel sostegno ad importanti convenzioni internazionali come la "Convenzione per la lotta alla desertificazione", la "Convenzione sul Cambio Climatico" e la "Convenzione sulla Biodiversità". Nonostante gli impegni, si riconosce però che molto è ancora da fare a sostegno della salute degli ecosistemi, soprattutto nel settore rurale dei Paesi in via di sviluppo, e si riconosce che l'impegno di molti soggetti sarà necessario per tentare di vincere le difficili sfide esistenti (109).

## 7. ATTIVITÀ MINERARIE ED ESTRATTIVE

L'approccio ecosistemico considera l'ecosistema come punto di partenza per la comprensione degli stress esercitati sulla salute umana e per il suo miglioramento. Esso fa riferimento ad una ben determinata concezione di salute che supera il paradigma biomedico e promuove metodi di ricerca derivati da una visione olistica, capace di affrontare efficacemente le varie dimensioni della salute umana (117). Le attività minerarie, pur creando benefici e opportunità per le persone e le comunità interessate, costituiscono una delle pressioni sugli ecosistemi che determinano maggiori rischi per la salute umana e l'ambiente. Secondo i principi dell'approccio ecosistemico, la partecipazione di tutti i membri della comunità è un presupposto essenziale all'elaborazione di scenari sostenibili che promuovano la salute umana. Nell'ambito delle attività minerarie ed estrattive, il metodo è in grado di fornire un quadro concettuale idoneo ad affrontare i numerosi fattori che articolano la questione, in particolare nei Paesi in via di sviluppo.

### 7.1. Soggetti coinvolti

Il coinvolgimento di tutti i soggetti interessati ne presuppone la corretta individuazione. Nell'ambito delle attività minerarie i soggetti sono i governi o le amministrazioni locali, le imprese, le comunità locali e gli ecosistemi.

Per quanto riguarda i governi, gli ultimi anni hanno visto i fenomeni duali e non necessariamente causali della democratizzazione e dell'adozione di politiche neoliberiste relative al commercio e all'investimento estero (118); molti governi di nazioni in via di sviluppo hanno creato le condizioni favorevoli agli investimenti esteri tramite sostanziali modifiche delle politiche e delle normative in materia estrattiva. Purtroppo le strutture fortemente centralizzate di questi Paesi hanno raramente permesso il coinvolgimento di soggetti locali nel processo decisionale (119). Quando poi sono stati fatti sforzi nella direzione della decentralizzazione, sono emerse debolezze nella capacità di gestione da parte delle amministrazioni locali (120), spesso prive di adeguati fondi e supporti (121).

La rivoluzione del quadro legislativo in alcune nazioni ha spinto molte imprese minerarie del nord del mondo ad investire nell'esplorazione nel sud del mondo. In alcuni casi questo è stato anche incoraggiato dalle differenze nel costo del lavoro, nella tassazione e nella legislazione ambientale. In assenza di appropriate normative ambientali, il comportamento all'estero di queste imprese, soprattutto di quelle di più piccole dimensioni, tende ad essere irresponsabile (122). Nonostante molte riconoscano l'importanza del coinvolgimento delle comunità locali, spesso gli strumenti concettuali a loro disposizione risultano inadeguati a mettere in atto il proposito. Un discorso differente va fatto per le attività estrattive di tipo artigianale, o comunque di piccola scala, le quali sperimentano oggi una rifioritura. Queste impiegano in prevalenza lavoratori non specializzati, in condizioni spesso precarie. Le ricadute positive a livello locale dello sviluppo delle attività di tipo artigianale non possono essere negate, mentre l'evasione fiscale e il contrabbando impediscono spesso un ritorno positivo a livello nazionale. Di frequente la coltivazione di cave e miniere produce un corollario di tensioni con le comunità residenti e seri impatti ambientali, che le nazioni in via di sviluppo hanno notevoli difficoltà a controllare (123).

Le comunità e gli ecosistemi locali rappresentano altri due soggetti chiave nel processo di espansione mineraria. Le tecniche di coltivazione su larga scala, patrimonio storico di nazioni

più ricche e di climi temperati, vengono esportate presso comunità ed ecosistemi spesso fragili perché già pressati da diffusa povertà, disparità economiche e situazioni di pesante sfruttamento delle risorse per fini di sussistenza o di esportazione. Ad aggravare il quadro, le imprese e i governi non accompagnano l'apertura dei mercati con un adeguato approfondimento delle tematiche culturali e sociali e essi collegate.

## 7.2. Pressioni e impatti sull'ambiente

La tipologia e le modalità dello sfruttamento minerario influenzano fortemente l'ampiezza degli impatti sugli ecosistemi. Fattori di rilievo nella classificazione delle attività minerarie sono la struttura organizzativa, l'entità degli investimenti e della produzione, e il livello tecnologico delle lavorazioni. Tutte le tipologie determinano, comunque, sugli organismi rischi di esposizione o assunzione di residui o sostanze nocive. Lo sviluppo di attività minerarie avviene di norma in tre fasi: esplorazione e costruzione, che possono durare dai 5 ai 10 anni, lo sfruttamento, che facilmente supera i 50 anni, e la chiusura e ripristino, in genere conclusi nel giro di un paio d'anni.

Per quanto riguarda la prima fase di esplorazione, gli effetti ambientali possono interessare superfici più estese della successiva coltivazione, ma in genere hanno una durata inferiore e risultano meno distruttivi. Alcuni di questi effetti sono:

- aerei in volo a basse quote possono creare disturbi alle persone e alle comunità animali;
- le griglie di esplorazione possono lasciare in superficie tracce sensibili, disturbare la fauna e determinare erosione;
- lo scavo di trincee può avere effetti a lungo termine sui corsi d'acqua circostanti;
- le perforazioni possono contribuire alla contaminazione di acque superficiali e profonde.

Accanto a questi fenomeni, la costruzione di strade e i trasporti sono molto di frequente la primaria causa d'impatto ambientale. Quando un deposito adeguato è stato individuato, l'esplorazione cede il passo alla costruzione. Essendo localizzata spesso in zone remote e scarsamente popolate, alla realizzazione della miniera o della cava in moltissimi casi si accompagna una intensa immigrazione, apertura di piste e strade, deforestazione e sfruttamento di risorse idriche, il tutto nella quasi totale assenza di leggi e controlli ambientali (124).

Una volta realizzata una cava o una miniera, la coltivazione è sempre caratterizzata da un'imponente produzione di materiali di scarto in forma solida, liquida e gassosa, larga parte dei quali possono essere classificati come pericolosi. Gli scarti si presentano nella forma di copertura superficiale, sfridi, residui di fusione, fanghi, acque mineralizzate e tossiche, fumi ed emissioni gassose. Spesso, la localizzazione dei siti minerari in aree desertiche o semi-desertiche in cui è rilevante il fattore eolico, agevola la mobilità di molti dei materiali citati. Il problema dello smaltimento dei rifiuti e dei materiali di scarto è il più serio tra quelli affrontati dalle grandi e medie miniere. In particolare i solfiti possono determinare infiltrazioni acide date dalla combinazione di solfiti metallici con ossigeno e acqua. Molti fiumi in Perù sono stati dichiarati biologicamente morti a causa dell'infiltrazione di materiali tossici (125).

Per quanto riguarda la gestione delle operazioni di chiusura di un sito, è relativamente recente lo sviluppo di una sensibilità rivolta al ripristino e alla minimizzazione degli impatti. Storicamente, i problemi più comuni associati all'esaurimento di un sito minerario erano l'alterazione della topografia, il drenaggio superficiale e sub-superficiale, il disturbo alla vegetazione e ai suoli e l'abbandono di strade, strutture ed edifici. Altri impatti rilevanti riguardano i danni ai corsi d'acqua e alle proprietà private e i rischi per salute umana. Particolarmente pericolose in questi casi sono le attività di tipo artigianale, in quanto i siti vengono spesso semplicemente abbandonati.

### 7.3. Implicazioni per la salute umana

Le conseguenze dell'attività mineraria investono la sfera fisica e mentale di individui e comunità. Un primo livello d'impatto riguarda ovviamente i lavoratori. Nessun dubbio esiste sul fatto che il lavoro in miniera sia estremamente negativo per il benessere fisico degli individui. La storia delle malattie professionali nasce proprio con studi su popolazioni di minatori. Le polveri diffuse negli ambienti estrattivi sono stati la causa principale di innumerevoli malattie respiratorie, dal *black lung disease* alla silicosi, al rischio della quale sono esposti oltre 8 milioni di lavoratori nel solo Sud America. Altri problemi spesso incontrati in questi posti di lavoro riguardano i rumori e le vibrazioni, l'esposizione a calore, gas e vapori di miniera.

Ad una scala più ampia, le operazioni minerarie possono colpire aree circostanti, anche a grande distanza, danneggiando coltivazioni, allevamenti e vari altri livelli della catena alimentare. Questo avviene tramite la diffusione di gas e solidi o la dispersione di materiali tossici; per quanto riguarda questi ultimi, sono le acque sotterranee i più pericolosi veicoli di diffusione. Una difficoltà che s'incontra nello studio degli effetti delle attività minerarie sulla salute delle popolazioni riguarda la separazione degli effetti naturali da quelli antropici; in molte situazioni i due contributi possono sommarsi o confondersi, fatto che può limitare o annullare l'efficacia di misure di prevenzione o contenimento.

Uno dei punti cruciali nel dibattito sull'opportunità di sostenere progetti minerari nelle forme in cui si configurano oggi riguarda i reali benefici che raggiungono le comunità locali, motivazione questa, spesso addotta a sostegno dei progetti stessi. Vari studi indicano che molte attività minerarie "esportate" nei Paesi in via di sviluppo implicano un livello di qualifica degli operatori medio alto e in genere hanno ricadute positive molto modeste in termini di occupazione. A dispetto quindi di benefici macroeconomici spesso avvertiti principalmente a livello globale, i costi, specie quelli ambientali, vengono sostenuti a livello locale. Tra questi costi citiamo anche i conflitti che si generano tra la popolazione residente e la mano d'opera importata che sempre si accompagna a queste attività. L'eventuale compensazione di questi costi locali da parte dei benefici globali è tutta da dimostrare (122). Un altro problema di rado affrontato è quella delle questioni di genere. Molti lavori che si creano grazie a progetti minerari sono preclusi alle donne per motivi fisici, culturali o legislativi. È spesso il loro lavoro domestico a costituire uno dei costi nascosti nel basso costo del lavoro nei Paesi del Sud del mondo (126).

### 7.4. Popolazioni indigene e attività minerarie

I problemi che le popolazioni indigene incontrano a causa dello sfruttamento minerario dei loro territori fornisce un interessante banco di prova per l'applicazione di un metodo ecosistemico e interculturale alla tutela della salute e del benessere.

La globalizzazione economica e la conseguente liberalizzazione degli investimenti hanno determinato un rapido aumento delle attività minerarie nei Paesi in via di sviluppo (127). Molte delle aree interessate corrispondono a territori tradizionalmente occupati da Popolazioni Indigene (PII) (128, 129). Per quanto i dati demografici relativi alle PII siano spesso incompleti, si stima che siano circa 300 milioni le persone che nel mondo si definiscono appartenenti a popolazioni indigene (130). Negli ultimi anni queste popolazioni, caratterizzate da un'estrema diversità, hanno visto un crescente riconoscimento e visibilità sia nel mondo accademico che sui mezzi d'informazione. La loro progressiva presa di coscienza ha fatto sì che le preoccupazioni relative agli effetti dei progetti di sviluppo sui loro territori siano oggi

espresse anche da importanti istituzioni internazionali come la Banca Mondiale, l'Organizzazione Internazionale del Lavoro e le Nazioni Unite (131). Queste preoccupazioni riguardano l'integrità etnica, il mantenimento dei mezzi di sostentamento, la salute e il benessere. La tendenza generale è quella di un crescente riconoscimento dei diritti delle PPII sia a livello legislativo che a livello economico.

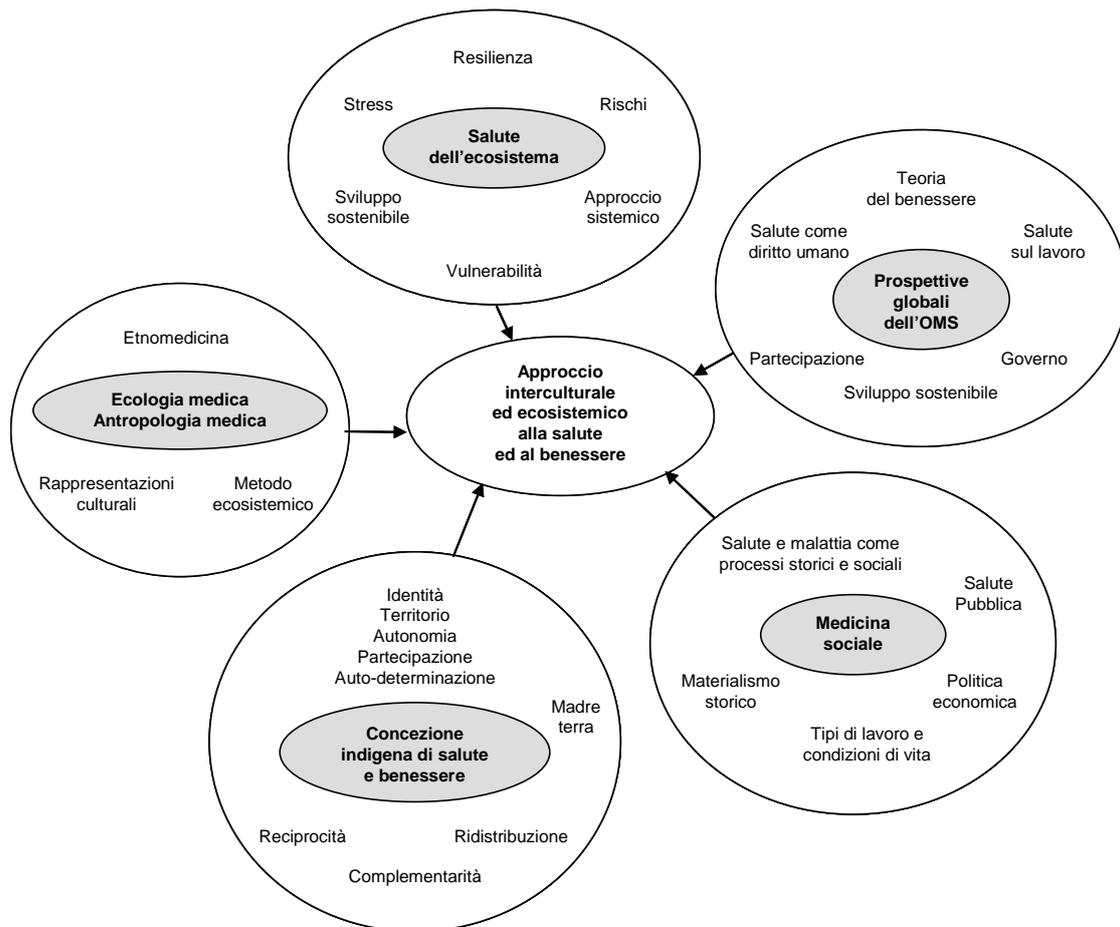
I grandi progetti di sviluppo che si occupano di attività minerarie hanno spesso portato distruzioni nell'ambiente fisico, inquinamento e degrado delle risorse (aria, acqua, suolo, flora, fauna), dalle quali dipende in modo diretto la sopravvivenza dei settori più vulnerabili della società, settori cui appartengono gli indigeni. L'immigrazione di lavoratori in aree remote ha spesso effetti negativi sul tessuto sociale della comunità tradizionali. La costruzione di grandi infrastrutture frammenta i territori e ne disarticola l'uso ai fini della raccolta di cibo o per il pascolo. In generale, lo sfruttamento delle risorse naturali impatta fortemente sulle vite delle popolazioni indigene, alterando i territori dei quali esse fanno spesso un uso poco intensivo, ma molto diversificato ed estensivo. Spesso, inoltre, l'inefficienza e la corruzione delle istituzioni fa sì che i benefici economici derivanti dello sfruttamento delle risorse non siano ridistribuiti alle popolazioni locali, per le quali molti bisogni primari restano sovente insoddisfatti.

In queste condizioni è molto facile che si generino conflitti, legati alla consapevolezza che molto probabilmente l'inquinamento non verrà rilevato in tempo utile e che a pagarne i costi in termini di fame e malattie saranno le comunità indigene, mentre a raccoglierne i benefici saranno investitori stranieri e al massimo la classe politica locale spesso corrotta. In conseguenza dell'opposizione che le PPII esercitano contro i progetti di sfruttamento delle risorse naturali, esse vengono spesso etichettate come nemiche del progresso e della modernizzazione. Si rende quindi necessaria una nuova concettualizzazione e nuove metodologie al fine di incorporare criteri interculturali nei processi decisionali legati all'intero ciclo di vita di un progetto minerario. Questo rinnovamento passa per il coinvolgimento di tutti i soggetti interessati, a partire dalle compagnie minerarie fino alle istituzioni nazionali e regionali, coinvolgimento che deve facilitare un'autentica partecipazione degli indigeni durante l'intero ciclo di sfruttamento. Essi dovranno contribuire a prevedere, valutare, mitigare e compensare gli impatti sociali e ambientali. A questo proposito sono interessanti i risultati ottenuti dall'Università di Antioquia (Colombia) nell'ambito del programma di ricerca legato agli Indicatori di prestazione Sociale e Ambientale (ESPIs, *Environmental Social Performance Indicators*). Questa classe di indicatori mira a valorizzare la concezione di salute e benessere comune che è propria di molte comunità indigene (131).

Numerosi studi etnografici hanno permesso di individuare alcuni elementi nella concezione di benessere che si ritrovano nella maggioranza delle popolazioni indigene. Questo risulta anche da accordi internazionali tra cui la "Bozza di Dichiarazione dei diritti delle popolazioni indigene e tribali delle Nazioni Unite" (132) o la "Convenzione sulla Biodiversità" (44). Quello che forse è l'aspetto comune saliente delle medicine tradizionali è che l'uomo è considerato partecipe di una totalità, di cui fanno parte anche gli animali, le piante, le montagne e le stelle, tutti membri viventi di un unico strettamente interrelato; ne deriva che la sopravvivenza del tutto dipende dall'equilibrio e dalle relazioni tra le varie componenti (133). L'enfasi sull'aspetto collettivo del benessere è frutto della necessità storica di preservare l'integrità etnica, elevando i diritti collettivi della popolazione al di sopra dei diritti individuali. Per molte PPII l'ideale stato di benessere si può rappresentare nella forma di una stabilità dinamica nel contesto di un mondo in cambiamento. La stabilità è legata al continuo esercizio di meccanismi di risoluzione dei conflitti e di prevenzione delle malattie.

Il quadro concettuale legato agli ESPI definisce che condizioni di benessere e salute si possono raggiungere se i sistemi ecologici, sociali ed economici funzionano in modo efficiente (134). Questa impostazione è valida anche per le PPII, ma va integrata con i concetti di

reciprocità, redistribuzione e complementarità (Figura 6). Questi sistemi di gestione delle risorse e delle relazioni sociali sono alla base delle società tradizionali, anche se oggi sono sempre più frequenti i contatti con le economie e le società regionali e internazionali. Il corretto funzionamento di questi sistemi richiede che le PPII possano esercitare cinque diritti collettivi fondamentali legati ai concetti di identità, territorio, autonomia, partecipazione e autodeterminazione. Questi diritti, alla base di molte dichiarazioni sulle PPII, sono particolarmente importanti nei contesti di sfruttamento delle risorse minerarie o più in generale della risorse naturali.



**Figura 6 Elementi concettuali dell'approccio interculturale ed ecosistemico alla salute e al benessere**

Per “sistema di reciprocità” si intende il fitto tessuto di relazioni creato dalle PPII tra i propri membri (relazioni di parentela, sistemi di organizzazione del lavoro, autorità di vario tipi), con altri gruppi umani (governi, agenzie, società private, altre popolazioni indigene, ONG) e con altri esseri naturali (spiriti, totem, antenati, ecc.). I sistemi di reciprocità sono di solito gestiti nella sfera religiosa; per cui sono gli sciamani, le guide spirituali, i guaritori a dover vegliare sulla sopravvivenza di queste relazioni. Essi lo fanno tramite l'interpretazione dei sogni, le visioni e le divinazioni, e tramite l'esercizio della medicina tradizionale. Forme di pagamento o

compensazione simbolica verso gli spiriti costituiscono ulteriori meccanismi che assicurano la reciprocità rispetto all'uso delle risorse o la cura delle malattie. In questa ottica, le malattie sono viste come sintomi dell'alterazione degli equilibri di reciprocità. Particolarmente importanti sono i trasferimenti di beni e servizi da un soggetto ad un altro senza un pagamento immediato ma in attesa di soccorso in un futuro momento di bisogno. Questi meccanismi sono fondamentali per la prevenzione e la risoluzione dei conflitti interni e possono fornire spunti utili anche nel contesto della compensazione legata ad attività minerarie. Le compensazioni devono sempre nascere dalla comprensione dei sistemi legali locali, in modo da aumentare la percezione di benessere da parte della PPII e assicurare la compatibilità e sostenibilità dei progetti.

Strettamente legato al sistema di reciprocità è quello della redistribuzione. Esso è gestito, principalmente durante cerimonie collettive, da un'autorità riconosciuta che ha il compito di dividere il prodotto comune in modo da assicurare l'equità, basandosi sul principio che ciascuno dà in funzione delle proprie capacità. La distribuzione dei benefici delle attività minerarie deve tener conto di questi meccanismi in modo da evitare conflitti, ottimizzare i benefici e mantenere la stabilità e l'integrità etnica delle comunità.

La complementarità ha a che vedere con l'uso diversificato che le PPII fanno delle risorse naturali al fine di procurarsi il sostentamento. Spesso le comunità indigene sono dedite contemporaneamente ad agricoltura, orticoltura, allevamento, caccia, pesca e raccolta di prodotti naturali; fanno quindi uso estensivo di un territorio che può includere nicchie a diversa quota (come nelle società andine) o ecosistemi più o meno adiacenti. Una famiglia estesa può essere composta da nuclei diversi che vivono in nicchie differenti; ciò permette di diversificare le possibili fonti di sostentamento, rafforzare le interdipendenze e prevenire i conflitti. Quest'antica strategia permette d'avere accesso a risorse varie e complementari, che oggi includono anche il lavoro salariato e il commercio. Un progetto minerario che vada ad intaccare un certo ecosistema, può avere effetti su gruppi anche molto lontani, che possono utilizzare quella risorsa in maniera indiretta o solo stagionale. Con queste chiavi di lettura un territorio indigeno deve essere considerato come una rete di risorse allocate in luoghi differenti e non come una semplice parcella di terra.

In questo capitolo si è cercato di tratteggiare le relazioni che legano lo sfruttamento delle risorse minerarie, l'uomo e l'ecosistema. Nonostante ciascun contesto sociale e biogeofisico presenti specifiche vulnerabilità e opportunità, l'approccio ecosistemico sembra essere in grado di definire un quadro comune di riferimento, capace di incorporare concetti provenienti da diversi modelli teorici secondo una logica interculturale. In estrema sintesi, il metodo ecosistemico si propone di tradurre realmente l'attività mineraria in uno strumento di sviluppo, teso al miglioramento del benessere e della salute.

## 8. AREE FORESTALI

Tra tutti gli ecosistemi esistenti al mondo, le foreste sono contemporaneamente i più estesi a livello globale, studiati, sfruttati e soggetti a gestione. Moltissime nazioni sono coinvolte in iniziative per definire criteri e indicatori a livello nazionale per la gestione degli ecosistemi forestali; molte di queste iniziative si focalizzano sulla salute delle foreste e la loro vitalità (135). Ciononostante, molti programmi di monitoraggio non fanno ancora un uso esteso di questi indicatori. Ciò può essere ricondotto al fatto che il monitoraggio della salute delle foreste è un'attività molto complessa, che richiede non solo un metodo transdisciplinare, ma uno che copra diverse scale ecologiche e istituzionali, da quella della singola unità locale per arrivare ad un intero bioma forestale.

Il concetto di salute degli ecosistemi, per quanto relativamente giovane, è subito apparso particolarmente adatto alla gestione delle risorse forestali. Nel concetto di salute è insita, tre le altre, la capacità dell'ecosistema di sostenere delle comunità umane. Diversi autori hanno proposto dei criteri quantitativi per la valutazione della salute degli ecosistemi forestali (136-138), molti dei quali si poggiano su giudizi di valore dati alle varie misure. Ciò significa che delle componenti soggettive giocano un ruolo non trascurabile in questo tipo di valutazioni. Quest'ultimo punto non deve, però, essere considerato necessariamente un difetto, soprattutto nel caso in cui venga condotta un'estesa consultazione dei soggetti interessati che permetta di stabilire in modo condiviso i metodi di valutazione. Tra i molti criteri proposti per valutare le condizioni delle foreste ricordiamo la conservazione della diversità biologica, il mantenimento della capacità produttiva e della vitalità, la conservazione delle risorse idriche e dei suoli, il contributo al ciclo globale del carbonio. Accanto a questi criteri prettamente ambientali esistono poi anche importanti categorie sociali e legali, come ad esempio la capacità di soddisfare nel lungo periodo i bisogni di una vasta e articolata comunità di soggetti e istituzioni, sia sociali che economici.

Gli ecosistemi forestali sono sottoposti a disturbi antropici e naturali. I disturbi antropici sono rapidi cambiamenti nella struttura e nella composizione delle foreste indotte dalla loro gestione in termini di risorsa, mentre i disturbi naturali sono causati da agenti quali le tempeste, il carico nevoso o i parassiti della corteccia. L'obiettivo della gestione forestale è quello di restringere le dinamiche degli ecosistemi in modo da assicurare la fornitura continua di determinati servizi e prodotti. Per fare questo, le restrizioni devono essere sufficientemente rigide da assicurare il soddisfacimento delle esigenze umane e sufficientemente elastiche da permettere alle dinamiche ecosistemiche di attuarsi. L'applicazione di controlli troppo rigidi ha portato in taluni casi a dei fallimenti nel lungo periodo. Secondo questo principio, i gestori dovrebbero operare affinché le foreste siano resistenti e resilienti; per resistenti s'intende "capaci di opporsi a cambiamenti che portino verso stati non accettabili", mentre per resilienti si intende "capaci di tornare a stati accettabili dopo un disturbo". La velocità con la quale avviene il ripristino dello stato non disturbato si definisce elasticità.

La resistenza e l'elasticità di molti ecosistemi forestali in Europa sono state degradate da politiche di gestione non idonee, come emerge da alcuni studi in cui sono state confrontate foreste gestite dall'uomo e foreste indisturbate (139). I risultati di questi studi mostrano come i due tipi di foresta differiscano significativamente in termini di composizione, struttura e processi. È anche dimostrato che un grado maggiore di naturalità sia un obiettivo prioritario della gestione, finalizzato alla fornitura nel lungo periodo di prodotti e servizi ecosistemici essenziali (vedi sezione 8.1).

## 8.1. Gestione forestale: il caso della Svizzera

In Svizzera il 68% delle foreste è di proprietà pubblica (140) e la maggior parte è gestita per la fornitura di prodotti (principalmente legno) e di servizi (principalmente protezione dai rischi naturali come valanghe, caduta di massi ed erosione dei suoli, ma anche per la ricreazione e la conservazione). A causa dello sfruttamento umano praticato nell'arco di secoli e di recente anche dell'inquinamento e dei cambiamenti climatici, sono pochissimi gli ettari di foresta primitiva rimasti sull'intera copertura nazionale. La quasi totalità delle foreste svizzere è quindi di tipo secondario, la cui composizione, struttura e processi differiscono sensibilmente da quelli delle foreste primitive. Per lo studio delle caratteristiche delle foreste centroeuropee primitive si è fatto riferimento a siti forestali in Slovacchia (141, 142).

Per quanto riguarda la composizione, l'abete rosso o peccio (*Picea Abies*) è presente nelle foreste svizzere in eccesso rispetto alle foreste primitive, mentre l'abete bianco (*Abies Alba*) è presente in misura ridotta. Quest'ultima specie ha una spiccata tolleranza all'ombra ma è poco competitiva su ampie aree aperte, oltre ad essere più pesantemente brucata dagli ungulati. La sua distribuzione è stata pesantemente ridotta nel 19o secolo a causa della deforestazione e del pascolo, mentre più di recente è stato l'aumento del numero d'ungulati a determinare una pressione molto intensa.

Sul fronte della struttura, le foreste create dall'uomo sono marcatamente uniformi mentre le foreste originarie si presentano con un'elevata diversità strutturale, ovvero con appezzamenti le cui dimensioni raramente superano l'ettaro (143). Si può affermare che in assenza d'intervento umano le foreste svizzere si presenterebbero con frequenti associazioni di faggi (*Fagus sylvatica* L.) e di abeti bianchi e rossi (139) mentre nell'Inventario Forestale Svizzero il 68% dei siti è classificato come avente una struttura uniforme (140).

Anche i processi ecosistemici sono stati alterati dall'intervento umano. La crescita degli alberi è stata influenzata negativamente da secoli di raccolta dei residui in lettiera e dall'esportazione dei nutrienti (144, 145) che hanno fatto diminuire la produttività. In tempi molto recenti si è però osservata un'inversione di questa tendenza a livello Europeo (144) dovuta con ogni probabilità all'azione combinata di più fattori: abbandono delle pratiche d'esportazione dei nutrienti, aumento delle deposizioni d'azoto, elevate concentrazioni d'anidride carbonica e temperature più elevate. Un altro processo fortemente alterato è quello dell'accumulo di residui legnosi grezzi legato ai processi naturali di morte e decomposizione degli alberi. La raccolta di legname ha cortocircuitato il ciclo di vita naturale degli alberi e probabilmente, anche in assenza completa di raccolta, occorrerebbero decenni se non secoli per ripristinare caratteristiche simili a quelle delle foreste primitive. La mancanza di un idoneo sostrato per i semi ha avuto impatti negativi sulla rigenerazione, ulteriormente danneggiata dal pascolo e dal brucare degli ungulati, recentemente in crescita a causa dell'assenza di predatori come lupi, linci e orsi, oltre che della diminuzione del bracconaggio (146, 147).

Dall'analisi dei cambiamenti di composizione, struttura e processi si può affermare che le foreste svizzere sono di tipo secondario. Non è possibile dedurre direttamente dalle caratteristiche degli ecosistemi la loro capacità di soddisfare bisogni umani. In effetti, molte delle modifiche sono state indotte proprio per poter fornire determinati prodotti e servizi. Un esempio è quello degli sfoltimenti delle foreste, tesi ad aumentare la qualità del legno e ad aumentare la resistenza a disturbi naturali quali il vento e la neve (148). Ciò nondimeno, molti cambiamenti devono essere considerati come effetti collaterali di altre attività, le quali hanno danneggiato più che migliorato, le capacità delle foreste di soddisfare nel lungo periodo i bisogni umani.

La riduzione degli abeti bianchi è uno di questi effetti collaterali negativi. L'abete bianco ha numerose caratteristiche silvicolture che lo rendono un elemento essenziale per la protezione

dai rischi naturali: è raramente attaccato dagli scarabei della corteccia, è propenso a crescere in zone molto ombreggiate, compete con successo con altre erbe e arbusti ed è poco dipendente dalla presenza di residui legnosi grezzi per la sua riproduzione. La perdita di abeti bianchi ha contribuito agli attuali problemi di rigenerazione in molte foreste.

Un altro effetto negativo non desiderato è legato alle difficoltà di rigenerazione degli abeti rossi, la specie più rilevante nelle foreste svizzere. Queste difficoltà, legate alla diminuzione dei residui legnosi grezzi, comportano costosi investimenti per la piantumazione artificiale. In ultimo, la predilezione per strutture uniformi ha portato ad una maggiore vulnerabilità ad agenti naturali e di conseguenza ad una riduzione delle capacità protettive delle foreste, nonché ad una riduzione del valore dell'habitat, legato alla diversità delle specie.

Se dall'analisi delle caratteristiche ecosistemiche risulta chiaro l'impatto umano, non è altrettanto chiaro quali caratteristiche vadano ripristinate e quale grado di naturalità vada perseguito. È, infatti, probabile che un pieno ripristino delle condizioni naturali porti a delle fluttuazioni indesiderate nella fornitura di prodotti e servizi da parte delle foreste (149). Una possibile strategia è quella di ristabilire le componenti, le strutture e i processi che sono cruciali per assicurare la fornitura di tali prodotti e servizi a lungo termine. A questo scopo bisogna scegliere quali sono le caratteristiche delle aree forestali su cui concentrarsi nella definizione delle attività di ripristino. Tra le varie possibili proprietà di un ecosistema, la salvaguardia di resistenza ed elasticità è considerata prioritaria per il successo della gestione forestale in Svizzera (139). Un'alta resistenza si traduce in una bassa probabilità che prodotti e servizi non vengano forniti. Un'elevata elasticità significa invece che il periodo di tempo in cui prodotti e servizi possono non venire forniti è breve. Altre caratteristiche quali la costanza, la resilienza e la persistenza sono considerate meno importanti nel contesto svizzero: la costanza perché si verifica solo per brevi intervalli temporali e per componenti ecosistemiche inattive (es. la chimica del substrato roccioso), la resilienza perché si è dimostrata essere elevata nelle foreste dell'Europa centrale (anche dopo il pesante sfruttamento del periodo precedente al 1850), la persistenza perché ampiamente tutelata dalle leggi vigenti.

Fra tutte le caratteristiche che possono essere modificate con un'opportuna gestione forestale, la composizione in specie è quella che influenza maggiormente la resistenza ai disturbi. La rilevanza dell'aspetto compositivo è dovuta al fatto che la suscettibilità degli alberi ai disturbi cambia tra le specie. Anche la struttura dell'area forestale ne influenza la resistenza, anche se in misura minore rispetto alla composizione.

È interessante notare come le caratteristiche che più sostengono resistenza ed elasticità delle foreste si ritrovino molto spesso nelle foreste primitive. Questa constatazione supporta l'ipotesi che i disturbi naturali abbiano portato le foreste dell'Europa centrale a sviluppare resistenza ed elasticità. Ne deriva che il ripristino di gradi più elevati di naturalità per le foreste secondarie sia una valida strategia per porre rimedio agli errori delle passate gestioni (150).

L'esempio delle risorse forestali svizzere insegna che alcune tecniche di gestione, adottate per ottimizzare la fornitura di determinati prodotti e servizi, possano portare nel lungo periodo a risultati diametralmente opposti. I fallimenti sono spesso imputabili ad un'inadeguata conoscenza delle dinamiche degli ecosistemi con cui s'interagisce. È quindi essenziale incentivare le attività di ricerca, sia nello studio delle caratteristiche degli ecosistemi sia nello sviluppo di metodologie quantitative per descriverne e monitorarne il comportamento.

## 8.2. Capitale forestale

A partire dal vertice di Rio de Janeiro del 1992 si sono moltiplicati gli sforzi per la definizione d'indicatori capaci di monitorare lo stato e le tendenze relative alle foreste e alla

loro gestione. Molti di questi sforzi hanno fornito dei risultati congruenti o confrontabili. Recentemente la Commissione mondiale sulle foreste e lo sviluppo sostenibile (*World Commission on Forests and Sustainable Development*, WCFSD) ha suggerito lo sviluppo di un “indicatore numerico uniforme per il capitale forestale di ogni nazione” (151), nell’ottica di utilizzare questo “Indice del Capitale Forestale” (ICF) per valutare i progressi nel sostegno alle foreste, misurare le fluttuazioni di questo capitale, facilitare la creazione di un quadro globale per la valutazione dei servizi ecosistemici forniti dalle foreste e creare meccanismi di mercato che compensino le nazioni che più contribuiscono a fornire questi servizi. La speranza di poter sviluppare un tale indice si basa sui progressi fatti nei settori dell’ecologia forestale, dell’economia ecologica, degli indicatori ambientali, della tecnologia dell’informazione e del telerilevamento. I concetti di base per lo sviluppo di un ICF dovrebbero essere la salute dell’ecosistema, la sostenibilità, il capitale naturale, il modello DPSIR (Determinanti – Pressioni – Stato – Impatti – Risposte) per gli indicatori sulle politiche ambientali, i sistemi informativi geografici.

Sono oltre 150 le nazioni attive nella definizione di “criteri e indicatori per la gestione delle foreste” (152) nell’ambito di iniziative regionali o ecoregionali. Data la varietà dei Paesi coinvolti, è sorprendente il grado di somiglianza e confrontabilità delle iniziative. Gli indicatori sviluppati possono essere raggruppati in due grandi categorie: quelli quantitativi, che si concentrano sulle caratteristiche delle foreste, e quelli qualitativi o descrittivi, costituiti dai fattori che influenzano l’uso delle foreste. Analizzando tutti gli indicatori sviluppati a livello mondiale si individuano sette elementi fondamentali:

- estensione delle risorse forestali,
- diversità biologica,
- salute e vitalità delle foreste,
- funzioni produttive,
- funzioni protettive (suolo, acqua, ecc.),
- benefici socio-economici,
- quadro istituzionale, legale e politico.

Nello sviluppo d’indicatori un ruolo centrale è giocato dal noto modello DPSIR. Nel caso delle foreste, misure sulla copertura totale e sul tasso d’abbattimento sono tipici indicatori di stato e di pressione. L’uso di molteplici indicatori per la descrizione dello stato di un ecosistema forestale è condizione essenziale in quanto le indicazioni fornite da un singolo indicatore possono essere fuorvianti. La sola copertura forestale, ad esempio, non può rendere conto della percentuale di foreste primitive intatte, di foreste di seconda crescita e di piantagioni forestali. Queste tre diverse categorie hanno prestazioni molto differenti in termini di capacità d’erogazione di servizi ecologici (conservazione della biodiversità, regolazione del ciclo idrologico), e di tale differenza è fondamentale tener conto nella stima del capitale forestale. Nei futuri sviluppi di indicatori bisognerà porre particolare attenzione alle questioni della frammentazione, dei benefici non commerciabili, degli aspetti sociali (153).

Nonostante la sua estrema efficacia, il modello DPSIR non è privo di difetti; una delle principali debolezze insite in questo schema di indicatori sta nel fatto che non vengono affrontate le questioni della sostenibilità in termini di capacità di un “ecosistema di fornire beni e servizi a supporto delle varie forme di vita”, ne vengono fornite “misure adeguate sullo stato dell’ecosistema, quali la salute” (154).

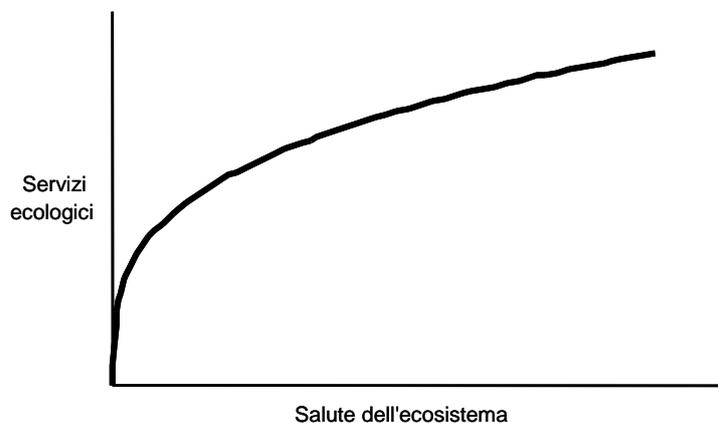
### **8.2.1. Definizione**

Si può definire come capitale forestale l’infrastruttura di un ecosistema necessaria alla fornitura di numerose categorie di beni e servizi (155). Molti economisti definiscono questo

capitale solo in termini di risorse estraibili, di conseguenza alcuni autori hanno introdotto il concetto di capitale ambientale per descrivere esplicitamente la componente dei servizi (regolazione del clima e dei flussi energetici e di materia). Un'importante differenza tra capitale naturale e ambientale riguarda la loro sostituibilità con altre forme di capitale, come quello artificiale o umano. Un tipico esempio di capitale naturale, come un deposito di combustibile fossile, si può pensare sostituibile con altre forme di capitale che si avvalgano anche del capitale umano (sviluppo tecnologico), mentre non altrettanto si può dire per alcuni servizi ecosistemici. Un esempio è quello del controllo delle piene. Un sistema realizzato a questo scopo sul Mississippi non è riuscito a compensare l'eliminazione delle aree umide che svolgevano, tra gli altri, anche quel servizio (135). Globalmente, secondo i dati delle Nazioni Unite, questa infrastruttura che definiamo capitale forestale è rappresentata da circa 3,5 miliardi di ettari, ovvero un terzo degli ecosistemi terrestri mondiali. Il capitale forestale sta declinando ad un tasso medio annuo superiore allo 0,3% (152).

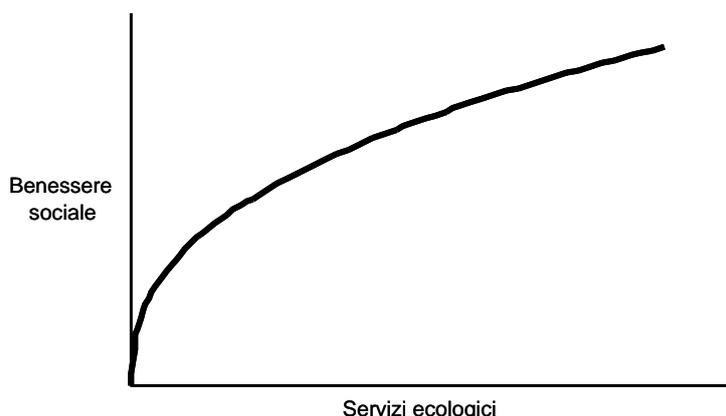
L'infrastruttura forestale può essere scomposta in elementi funzionali, strutturali e composizionali. I principali elementi funzionali sono quei processi, ampiamente descritti in letteratura (155), quali la regolazione della chimica atmosferica, della temperatura globale, del ciclo idrologico; gli elementi composizionali sono quelli generalmente ricondotti alla biodiversità e che si riscontrano a diversi livelli di organizzazione (156, 157): geni, popolazioni, specie, comunità, ecosistemi. La struttura è rappresentata dalla disposizione spaziale e geometrica dei costituenti.

Esistono vari problemi nella stima dell'infrastruttura in termini di capitale. In primo luogo, il capitale ha una spiccata connotazione socioculturale, in cui il valore dipende dall'uso, dai prezzi e dalle tecnologie disponibili. In secondo luogo esiste il problema di determinare la relazione tra l'infrastruttura dell'ecosistema e la fornitura di servizi ecologici: sulla base di quanto è generalmente accettato, la salute di un ecosistema cresce al crescere della sua capacità di fornire servizi ecologici; al peggiorare della sua salute, il sistema si avvicina ad una soglia oltre la quale si verifica il collasso e la sua capacità di fornire servizi si perde completamente (Figura 7).



**Figura 7. Relazione funzionale tra servizi ecologici e salute dell'ecosistema**

Un'ulteriore complicazione nella stima è dovuta alla funzione che lega il benessere sociale e i servizi ecologici. Si può ipotizzare che anche questa relazione sia non lineare (Figura 8), quindi il valore attribuito ad un'unità di servizio ecologico (in figura espresso come "Benessere sociale") dipende dalla sua posizione nella funzione.



**Figura 8 Relazione funzionale tra benessere sociale e servizi ecologici**

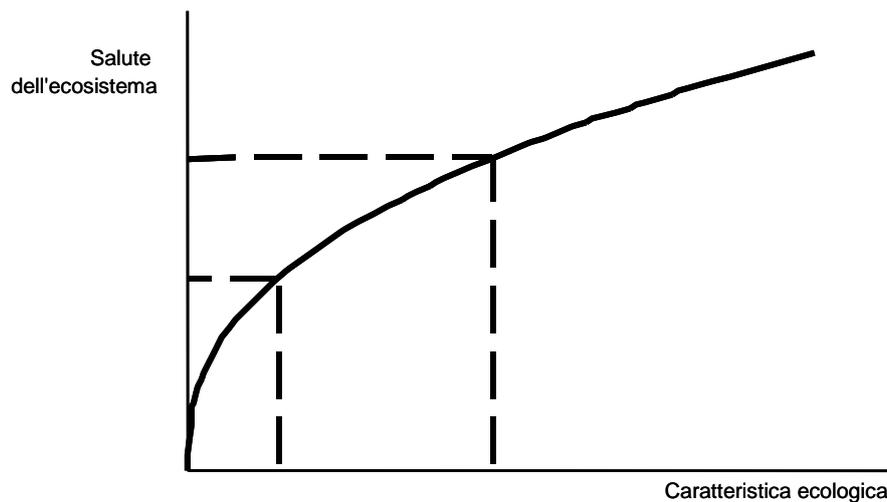
La spiccata dipendenza del capitale naturale dalle preferenze della società ne marca la peculiarità rispetto al concetto di salute dell'ecosistema. Quest'ultimo è legato, infatti, ad elementi quali la stabilità, la sostenibilità, l'organizzazione, per i quali i giudizi di valore dati dall'uomo giocano spesso un ruolo marginale.

### **8.2.2. Indicatori**

Una volta stabiliti i presupposti teorici alla definizione del capitale forestale (§ 8.2.1), è possibile analizzare gli indicatori che potrebbero andare a costituirlo. Tali indicatori possono essere derivati da tre aspetti degli ecosistemi: resilienza, produttività e organizzazione (4). Questi tre aspetti a loro volta possono essere descritti da misure relative agli attributi di struttura, funzione e composizione. Per ognuna di queste misure, ciò che in ultimo è necessario conoscere è la relazione funzionale tra il parametro e la salute. Ad esempio è necessario sapere, per un cambiamento in una caratteristica della foresta quale l'umidità del suolo o la ricchezza di specie, come varierà la resilienza, la produttività e l'organizzazione e, di conseguenza, come varieranno i flussi di servizi ecologici. Sebbene tali relazioni funzionali dipendano dal tipo di parametro misurato e dal particolare contesto ecologico, è possibile postulare delle proprietà generali applicabili questo sistema d'indicatori.

In primo luogo si può fare l'assunzione che i servizi ecologici aumentino in funzione di una determinata caratteristica o parametro ad un tasso decrescente (Figura 9). Ovviamente la funzione in Figura 9 rappresenta le condizioni del sistema all'interno di un certo intervallo di variabilità, mentre non descrive le non-linearità caratteristiche del collasso di un ecosistema. A seguito del collasso si osserva la transizione verso un differente dominio di stabilità, rappresentato da un tipo di ecosistema completamente differente.

In secondo luogo, pur trattando dinamiche difficilmente prevedibili, è possibile ipotizzare con approssimazione ragionevole dei valori di soglia che corrispondano ad eventi estremi nella vita degli ecosistemi (come ad esempio il collasso). Pur non essendo una scienza esatta, si può ipotizzare che ecologi forestali siano in grado di individuare questi valori di soglia per una serie di parametri, quali la copertura forestale, le condizioni idrologiche, le caratteristiche dei suoli e l'abbondanza di specie.



**Figura 9. Relazione funzionale tra Salute dell'ecosistema e caratteristiche ecologiche**

Questi valori potrebbero essere ulteriormente raffinati prendendo in considerazione elementi specifici quali il tipo di foresta, il regime di sfruttamento, la struttura di età o la salute dei singoli alberi. Un parametro per il quale è possibile individuare delle condizioni limite è la ricchezza di specie, caratteristica per la quale sono abbastanza note le relazioni funzionali con la salute dell'ecosistema. Esiste infatti una relazione specie-area che permette di mostrare come la scomparsa massiccia di specie cominci a verificarsi quando la perdita totale di habitat si aggira attorno a valori pari al 70%, 90%.

Indichiamo di seguito alcuni indicatori particolarmente rilevanti alla definizione del capitale forestale.

### **Frammentazione**

La frammentazione è una delle cinque classi di stress sugli ecosistemi (9); essa è dovuta alla rottura dei collegamenti tra diversi elementi di territorio che si scambiano importanti risorse ecologiche; la scala alla quale sussistono i collegamenti critici può essere molto variabile (158). Dal punto di vista delle risorse fisiche quali il suolo o l'acqua, la frammentazione si produce quando i cambiamenti d'uso del suolo distruggono i flussi e l'immagazzinamento di materiali, energia o funzioni vitali al mantenimento della qualità in un determinato luogo (159). Nel caso di ecosistemi forestali, la frammentazione si può definire come il processo nel quale la rimozione o l'alterazione della copertura vegetale produce aree residuali dalle dimensioni medie ridotte e maggiormente isolate (160). Più in generale la frammentazione è la perdita di contiguità di paesaggi accessibili nella prospettiva degli organismi o d'altri elementi ecologicamente importanti. Le principali funzioni colpite dalla frammentazione sono i processi idrologici e meteorologici, quelli legati alle popolazioni delle varie specie e il regime di disturbi.

Numerose componenti del ciclo idrologico sono fortemente influenzate dalla distribuzione spaziale e dalle caratteristiche della copertura vegetale, tra queste ricordiamo le precipitazioni, lo scorrimento superficiale, l'infiltrazione e l'evapotraspirazione, a loro volta collegate con i processi geomorfologici di erosione, trasporto e deposizione dei sedimenti. Anche il clima e il regime degli incendi sono influenzati dal ciclo idrologico, in particolar modo nelle aree in cui la precipitazione ha origine continentale come nel caso del bacino del Rio delle Amazzoni.

Le dinamiche delle popolazioni, inclusi i processi demografici, la dispersione e la persistenza di una specie in una data regione sono fortemente influenzati dalla trama spaziale degli habitat. Alcune popolazioni di carnivori o erbivori di grandi dimensioni influenzano l'habitat nella sua struttura, struttura delle comunità e composizione in specie; di conseguenza l'alterazione della distribuzione spaziale degli habitat forestali può influire sulla permanenza di queste specie e quindi sull'integrità e sulla salute degli ecosistemi.

Esistono poi degli elementi di disturbo, quali il vento, gli incendi e le malattie, che contribuiscono naturalmente al modellamento delle foreste dense, sia temperate che tropicali. Queste dinamiche di disturbo sono essenziali al mantenimento della resilienza e della diversità dell'ecosistema e quindi della salute e integrità delle foreste (6). La frammentazione limita gli effetti di questi disturbi naturali, amplificando gli effetti dei disturbi antropici.

### **Indicatori idrologici**

Nel campo della ricerca ecologica applicata alle foreste, gli indicatori idrologici appaiono particolarmente promettenti come componenti di un indice del capitale forestale. Il regime di flusso è considerato sempre di più come una variabile di controllo che regola tutti gli aspetti del funzionamento fisico, chimico e biologico degli ecosistemi fluviali (161) e può quindi essere considerata una componente chiave della salute forestale a scala di paesaggio. L'attività umana altera le funzioni idrologiche in molti modi. Le dighe, in particolare i grandi sbarramenti per i quali la capacità d'invaso può superare la portata annua del bacino, alterano il deflusso, il trasporto dei sedimenti e la chimica del corso d'acqua. I cambiamenti d'uso del suolo, come la conversione di aree naturali in aree agricole o urbane, possono determinare con maggiore frequenza eventi estremi quali alluvioni o siccità. Le modifiche alla morfologia dei corsi d'acqua quali le dighe per la navigazione, gli argini artificiali e il dragaggio dei letti costituiscono un'altra cospicua classe di alterazioni indotte dall'uomo al ciclo idrologico. Appare quindi possibile sviluppare un indice di disfunzione idrologica (135) che tenga conto della variabilità idrologica, della periodicità delle alluvioni e dell'analisi della sinuosità dei corsi d'acqua. Gli strumenti per misurare questi parametri potrebbero venire da indici già esistenti, come l'Indice di alterazione idrologica (162) o da dati telerilevati come le foto aeree o le immagini satellitari sia ottiche che radar (Sensori del satellite Landsat, SAR, ecc.).

### **Specie ombrello**

Il concetto di specie ombrello prende spunto dall'osservazione che la capacità di una foresta di supportare una comunità di grandi vertebrati, in particolare carnivori, è un ragionevole surrogato della salute di una foresta. I grandi vertebrati sono in genere più vulnerabili alla frammentazione, per cui le loro necessità in termini di habitat possono essere utilizzate come "ombrello" per le altre specie. Di conseguenza, un'accurata scelta delle specie e delle scale spaziali può fornire una misura del grado di integrità biologica, della resilienza, e quindi della salute dell'ecosistema a scala di paesaggio (163). Gli ecologi sono oggi in grado di stimare le scale spaziali critiche per la sopravvivenza di specie animali di grandi dimensioni (164, 165, 166). Sulla base di questo corpo di studi è possibile stabilire empiricamente per ciascun ecosistema l'effetto della frammentazione degli habitat sulla capacità di supportare vari livelli di diversità per i vertebrati.

In conclusione, per quanto molto resti ancora da capire sulla funzionalità delle foreste e i beni e servizi forniti dagli ecosistemi forestali, gli elementi presentati in questa sezione sul capitale forestale permettono di affermare che le attuali conoscenze sono adeguate allo sviluppo di un indice (ICF) utile alla gestione e all'elaborazione delle politiche di settore.

## 9. SALUTE DELL'ECOSISTEMA E POLITICA

Scopo del presente Rapporto è mostrare come la salute degli ecosistemi possa essere una chiave di lettura idonea dei complessi fenomeni d'alterazione che l'uomo determina sul mondo naturale. Nel testo sono espliciti i riferimenti a nuove strade che la gestione ambientale dovrebbe percorrere nel tentativo di salvaguardare i percorsi evolutivi dell'ecosistema. In conclusione sembra opportuna una riflessione sull'utilizzo in ambito politico di alcuni dei concetti presentati.

Un esempio del limite sottile che spesso separa scienza e politica è fornito dal principio di precauzione. Una sua possibile formulazione recita che “Nel caso ci siano minacce di danno irreversibile, la mancanza di una piena certezza scientifica non dovrebbe essere utilizzata per rimandare misure che impediscano il degrado ambientale. Nell'applicazione del principio, i soggetti pubblici e privati interessati dovrebbero essere guidati da: 1) una attenta valutazione tesa ad evitare, ogni qualvolta possibile, danni seri o irreversibili all'ambiente; 2) una valutazione delle varie opzioni in funzione delle possibili conseguenze e dei rischi in esse impliciti (“Accordo intergovernativo sull'ambiente” (167, 168)).

Il principio di precauzione ha origini nel campo della politica più che in quello della scienza. È accettato da molti che il principio fu per la prima volta introdotto in un accordo internazionale nel 1987 alla seconda conferenza internazionale sul Mare del Nord tenuta a Londra. Successivamente, dichiarazioni e pronunciamenti si sono moltiplicati a vari livelli istituzionali, estendendosi rapidamente anche al di fuori del contesto marino. Tuttavia l'applicazione di questo concetto si è dimostrata spesso controversa a causa della mancanza di una definizione ampiamente condivisa. Un aspetto molto delicato riguarda lo sviluppo d'approcci quantitativi al principio di precauzione. Questi approcci assumono particolare rilevanza ogni qual volta il principio è chiamato in causa in direttive o legislazioni. Tra i metodi esistenti per la quantificazione della precauzione citiamo l'approccio statistico di tipi Bayesiano (169), l'analisi del rischio (170) e l'analisi di potenza statistica (171, 172). Nonostante la letteratura offra molti tentativi di definizione accurata dei termini legali e scientifici della questione, nell'opinione di molti il principio di precauzione dovrebbe rimanere in un ambito politico ed etico distinto dalla scienza. Problemi in parte analoghi caratterizzano l'impiego del concetto di salute dell'ecosistema in un contesto gestionale.

È importante capire che coloro i quali sostengono la “salute degli ecosistemi” come utile strumento per comprendere la gestione del mondo naturale (e a volte sociale), stanno portando in ambito politico un'idea molto potente. La salute degli ecosistemi ha lo stesso fascino immediato di parole come giustizia, uguaglianza e libertà. Bisogna, però, mettere in rilievo come i sostenitori della salute degli ecosistemi diano implicitamente valore a determinate cose a spese di altre. Inoltre, pur riferendosi a temi scientifici, si fa spesso appello a processi decisionali e soggetti deputati a prendere tali decisioni. Molte enunciazioni relative al tema della salute degli ecosistemi fanno capire quanto questo concetto tenda a sconfinare nell'ambito politico.

Alcuni esempi utili a chiarire questo punto vengono da “Salute dell'Ecosistema” (173). Nel primo esempio si legge che la società dovrebbe assicurare che “la salute dell'ecosistema non sia ulteriormente compromessa dall'attività umana”. Viene quindi suggerito che alcune attività dovrebbero essere permesse mentre altre limitate o vietate. Il prefigurare l'attuazione di questo tipo di restrizioni fa entrare pienamente la salute dell'ecosistema nel campo della politica. Il secondo esempio recita che “i valori individuali in genere prevalgono a scala locale, i valori comunitari a scala regionale e quelli di un'intera società dominano a scale ancora maggiori. Gli

ecosistemi sono regionali in termini d'estensione e coinvolgono scale temporali che abbracciano più di una generazione. Per questi motivi, la comunità, che ha un orizzonte temporale più ampio di quello dell'individuo, è la sede più appropriata per dare giudizi di valore sui servizi forniti dagli ecosistemi" (173). Questo tipo d'affermazione è teoria politica, non evidenza scientifica (174).

I sostenitori della salute dell'ecosistema devono essere pienamente consapevoli di come l'attuale quadro istituzionale influenzi pesantemente le possibilità di successo del nuovo paradigma in ambito gestionale. Un governo di uomini su altri uomini deve in primo luogo controllare i governati, e successivamente controllare se stesso. La dipendenza dal popolo è senza dubbio il primo controllo, ma l'esperienza ha insegnato all'umanità la necessità di precauzioni ausiliarie (175). Tra queste precauzioni ci sono i bilanciamenti e i controlli, la separazione dei poteri, il federalismo, il repubblicanesimo. Come conseguenza della diffusione del potere, esiste una certa tendenza all'inerzia del sistema politico. Esistono, però, delle evoluzioni significative avvenute in epoche di riformismo che possono fornire ai sostenitori della salute dell'ecosistema degli esempi positivi e virtuosi. Uno di questi è la nascita negli Stati Uniti d'America del movimento "conservazionista".

I "conservazionisti" promuovevano l'uso razionale delle risorse con una particolare enfasi sull'efficienza, la pianificazione per gli utilizzi futuri e l'esteso utilizzo del lavoro di esperti, i quali dovevano trovare soluzioni ai conflitti insiti nell'uso delle risorse. Il successo del movimento non fu però dovuto solo agli esperti ma anche alla visione democratica ad esso sottesa. La conservazione delle risorse naturali si connota di un valore fortemente democratico perché è rivolta all'uguaglianza di opportunità per tutti i cittadini. Quell'esperienza di gestione pubblica delle risorse ebbe successo principalmente perché era collegata ad una visione democratica accettata dalla maggior parte della società del tempo. L'esempio suggerisce che, per avere successo, la salute dell'ecosistema dovrebbe saper offrire una visione della società che leghi istituzioni democratiche ed equità economica e ambientale.

La necessità di una maggiore enfasi sui processi democratici si evince da alcune definizioni di "gestione degli ecosistemi". Una di queste sostiene che "la gestione dell'ecosistema integra la conoscenza scientifica delle relazioni ecologiche all'interno di un complesso quadro socio-politico e di valori, nell'obiettivo generale di proteggere nel lungo periodo l'integrità originale dell'ecosistema".(176). Questo tipo d'impostazione, per quanto razionale, tende a considerare il fattore sociale come uno tra i tanti fattori da gestire; lo spazio per una partecipazione costruttiva delle comunità locali sembra ridotto, mentre l'obiettivo finale della gestione sembra essere stato definito a priori. Altre definizioni rendono conto di un'impostazione più democratica: "la gestione degli ecosistemi li dovrebbe mantenere nelle condizioni appropriate per ottenere i benefici sociali desiderati; i benefici sociali desiderati devono essere stabiliti dalla società e non dagli scienziati" (177).

Gli scienziati devono rifuggire la tentazione di mescolare valori e scienza, per evitare che quelli che sono chiaramente dei giudizi di valore vengano mascherati da verità scientifiche. Il ruolo più appropriato per la scienza nell'ambito del pubblico dibattito politico dovrebbe essere quello di informare, non quello di prendere decisioni. "Tutte le implicazioni di ciascuna alternativa politica dovrebbero essere chiaramente esposte, incluse le conseguenze di breve e lungo periodo e in particolar modo il livello di incertezza scientifica" (177).

## BIBLIOGRAFIA

1. Rapport DJ. Regaining healthy ecosystems: the supreme challenge of our age. In: Rapport DJ, Lasley BL, Rolston DE, Nielsen NO, Qualset CO, Damania AB (Ed.). *Managing for healthy ecosystems*. Boca Raton (USA): Lewis Publishers; 2003. p. 5-10.
2. Lackey RT. Value policy and Ecosystem Health. *BioScience* 2001;51:437-444.
3. LaRoe ET, Farris GS, Puckett CE, Doran PD, Mac MJ (Ed.). *Our living resources: a report to the nation on the distribution, abundance, and health of U.S. plants, animals, and ecosystems*. Washington DC: U.S. Department of the Interior, National Biological Service; 1995.
4. Mageau MT, Costanza R, Ulanowicz RE. The development and initial testing of a quantitative assessment of ecosystem health. *Ecosystem Health* 1995;1:201-213.
5. De Groot RS. *Functions of Nature: evaluation of nature in environmental planning, management and decision-making*. Groningen: Wolters Noordhoff BV; 1992.
6. Holling CS, Schindler DW, Walker BW, Roughgarden J. Biodiversity in the functioning of ecosystems: an ecological synthesis In: Mäler KG, Folke C, Holling CS, Jansson BO (Ed.). *Biodiversity Loss. Economic and Ecological Issues*. Cambridge: Cambridge University Press; 1995. p. 44-83.
7. Ehrenfeld D. The marriage of ecology and medicine: Are they compatible? *Ecosystem Health* 1995;1:15-21.
8. Odum EP. Trends expected in stressed ecosystems. *BioScience* 1985;35:419-422.
9. Rapport DJ, Regier HA, Hutchinson TC. Ecosystem behavior under stress. *American Naturalist* 1985;125:617-640.
10. Rapport DJ, Christensen N, Karr JR, Patil GP. The centrality of ecosystem health in achieving sustainability in the 21<sup>st</sup> century: concepts and new approaches to environmental management. *Transactions of the Royal Society of Canada, Series VI, Volume IX*. University of Toronto Press; 1999. p. 3-40.
11. Watson RT, Dixon JA, Hamburg SP, Janetos AC, Moss RH. *Protecting Our Planet, Securing Our Future*. Washington DC (USA): United Nations Environment Programme, U.S. National Aeronautics and Space Administration, World Bank; 1998.
12. Karr JR, Dudley DR. Ecological perspective on water quality goals. *Environmental Management* 1981;5:55-68.
13. DeAngelis DL, Mulholland PJ, Palumbo AV, Huston MA, Elwood JW. Nutrient dynamics and food web stability. *Annual Review of Ecology and Systematics* 1989;20:71-95.
14. Cherr GN. Overview: can we develop and utilize indicators of ecological integrity to manage ecosystems successfully? In: Rapport DJ, Lasley BL, Rolston DE, Nielsen NO, Qualset CO, Damania AB (Ed.). *Managing for healthy ecosystems* Boca Raton (USA): Lewis Publishers; 2003. p. 231-233
15. Forman RTT, Godron M. *Landscape ecology*. New York: John Wiley and Sons; 1986.
16. Patil GP. Overview: Landscape Health Assessment. In: Rapport DJ, Lasley BL, Rolston DE, Nielsen NO, Qualset CO, Damania AB (Ed.). *Managing for healthy ecosystems*. Boca Raton (USA): Lewis Publishers; 2003. p. 559-565
17. Graham RL, Hunsaker CT, O'Neill RV, Jackson BL. Ecological risk assessment at the regional scale. *Ecological Applications* 1991;1:196-206.

18. Amadei M, Bagnaia R, Laureti L, Lugerì F, Lugerì N, Feoli E, Dragan M, Ferneti M, Oriolo G. *Il Progetto Carta della Natura alla scala 1:250.000*. Roma: Agenzia per la protezione dell'ambiente e per i servizi tecnici; 003.
19. Ratcliffe DA. Criteria for the selection of nature reserves. *Advancement of Science* 1971;27:294-296.
20. Ratcliffe DA. Thoughts towards a philosophy of nature conservation. *Biological Conservation* 1976;9:45-63.
21. McMichael AJ (Ed.). *Climate Change and Human Health: An assessment prepared by a task group on behalf of the WHO, WMO, and UNEP*. Geneva: World Health Organization; 1996.
22. Odum EP. Profile analysis and some thoughts on the development of the interface area of environmental health. *Ecosystem Health* 1995;1:41-46.
23. United Nations Environment Programme. *Global environment outlook*. 1<sup>st</sup> ed. New York and Oxford: Oxford University Press; 1997.
24. Health Ecological and Economic Dimensions. *Global Change Program, marine ecosystems: emerging diseases as indicators of change*. HEED; 1998.
25. United Nation Environmental Program. *Global biodiversity*. Nairobi (Kenya): UNEP/GEMS Environmental Library n.11; 1993.
26. Kingsnorth P. Prospects for life in a destabilised climate: Human Health on line. *The Ecologist* 1999;29:92-93.
27. Kochtcheeva LV, Singh A. An ecosystem approach to human health. In: Rapport DJ, Lasley BL, Rolston DE, Nielsen NO, Qualset CO, Damania AB (Ed.). *Managing for healthy ecosystems*. Boca Raton (USA): Lewis Publishers; 2003. p. 603-616.
28. Feshbach M, Friendly A. *Ecocide in USSR: Health and Nature under Siege.*, New York: Harper Collins; 1992.
29. Last JM (Ed.). *A dictionary of epidemiology*. 4<sup>th</sup> ed. New York: Oxford University Press; 2001.
30. Soskolne CL. Measuring the Impact of Ecological Disintegrity on Human Health: A Role for Epidemiology. In: Rapport DJ, Lasley BL, Rolston DE, Nielsen NO, Qualset CO, Damania AB (Ed.). *Managing for healthy ecosystems*. Boca Raton (USA): Lewis Publishers; 2003. p. 259-265.
31. El-Hinnawi E. *Environmental refugees*. Nairobi (Kenya): United Nations Environment Programme; 1985.
32. Sieswerda LE, *Towards measuring the impact of ecological disintegrity on human health* [master's thesis]. Alberta, Canada: University of Alberta; 1999.
33. McMichael AJ. Global Environmental Change and human health: impact assessment, population vulnerability, and research priorities. *Ecosystem Health* 1997;3:200-210.
34. World Health Organization. *The World health report 2004 : changing history*. Geneva: WHO; 2004.
35. Kemm K. Malaria and the DDT story. In: Mooney L, Bate R. (Ed.). *Environmental health*. Oxford: Butterworth-Heinenmann; 1999. p. 1-16.
36. Carson R. *Silent spring*. Boston: Houghton Mifflin; 1962.
37. Nhachi CFB, Kasilo OMJ. Occupational exposure to DDT among mosquito control sprayers. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 1990;45:189-192.
38. World Health Organization. Environmental Health Criteria 9: DDT and its Derivatives. Geneva: WHO; 1979. Disponibile all'indirizzo: <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc009.htm>; ultima consultazione 18/07/2005.
39. Spindler M. *Residue reviews* 1983;90:1-34.

40. Ghersi E, Naupari H. Dirty Water: Cholera in Peru. In: Mooney L, Bate R. (Ed.). *Environmental health*. Oxford: Butterworth-Heinenmann; 1999. p. 17-46.
41. Meyer SM. End of the Wild: The extinction crisis is over. We lost. *Boston review* 2004;26.
42. Unione Europea. Direttiva 92/43/Cee del Consiglio del 21 maggio 1992 - relativa alla conservazione degli habitat naturali e seminaturali e della flora e della fauna selvatica. *Gazzetta Ufficiale delle Comunità Europee* n. 206 del 22 luglio 1992.
43. CITES (Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora). *Convenzione sul commercio internazionale delle specie di fauna e flora selvatiche minacciate di estinzione*. Firmata a Washington D.C. il 3 marzo 1973 ed emendata a Bonn il 22 giugno 1979. Disponibile all'indirizzo: <http://www.cites.org/eng/disc/text.shtml>; ultima consultazione 2/5/2006.
44. United Nations. Conservation of biological diversity. In: UN. *United Nations Conference on Environment and Development (UNCED). Agenda 21*. Rio de Janeiro: UN; 1992. p. 131-135. Disponibile all'indirizzo: <http://www.biodiv.org/doc/legal/cbd-en.pdf>; ultima consultazione 2/5/.
45. Furze B, De Lacy T, Birkhead J. *Culture, conservation and biodiversity: the social dimension of linking local level development and conservation through protected areas*. New York: John Wiley & Sons; 1996.
46. Perrings C. The economic value of biodiversity. In: Heywood VH (Ed.). *Global biodiversity assessment*. Cambridge: Cambridge University Press; 1995. p. 823-914.
47. de Kruiff HAM, van Ierland EC, vander Heide CM, Dekker JNM. Attitudes and their influence on nature valuation and management in relation to sustainable development. In: Rapport DJ, Lasley BL, Rolston DE, Nielsen NO, Qualset CO, Damania AB (Ed.). *Managing for healthy ecosystems*. Boca Raton (USA): Lewis Publishers; 2003. p. 127-143.
48. Achterberg W. *Partners in de Natuur, Partners in Nature*. Utrecht (The Netherlands): van Arkel; 1986.
49. McNeely JA, Gadgil M, Leveque C, Padoch C, Redford K. Human influences on biodiversity. In: Heywood VH, Watson RT (Ed.) *Global biodiversity assessment*. Cambridge (UK): Cambridge University Press, UNEP; 1995. p. 711-821.
50. Neba GM. *Sur l'attitude au neture des peuples sud-cameronais*. [thesis]. Yaounde (Cameroon); 1998.
51. Ravindranath NH, Kadekodi G. Macroeconomic analysis of forestry options on carbon sequestration in India. *Ecological Economics* 1997;23:201-223.
52. Clawson M, Knetch J. *Economics of outdoor recreation*. Washington, DC: Resources for the future; 1966.
53. Douglas AJ, Johnson RL. Congestion and recreation site demand: a model of demand-induced quality effects. *Journal of Environmental Management* 1993;36:201-213.
54. Krutilla J. Conservation reconsidered. *American Economic Review* 1967;9:777-786.
55. Pearce D, Turner R. *Economics of natural resources and the environment*. Hemel Hampstead: Harvester Wheatsheaf; 1990.
56. Bishop RC, Heberlein TA, Kealy MJ. Contingent valuation of environmental assets: comparisons with a simulated market. *Natural Resources Journal* 1983;23:619-634.
57. Munashinge M. *Environmental Economics and sustainable resources. World bank Environmental Paper 3*. Washington DC: World Bank; 1993.
58. Pearce D, Markandya A. *The benefits of environmental policies: monetary valuation*. Paris: Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD); 1987.
59. Hanley ND. Valuing rural recreation benefits: an empirical comparison of two approaches. *Journal of Agricultural Economics* 1989;40(3):361-374.

60. Knetsch JL, Davis RK. Comparison of methods for recreation evaluation. In: Kneese AV, Smith SC (Ed.). *Water Research*. Baltimore: John Hopkins press for Resources of the Future; 1966.
61. Brown G, Mendelsohn R. The hedonic travel cost method. *Review of economics and statistics* 1984;66:427-433.
62. Klaassen LH, Botterweg TH. Project evaluation and intangible effects. In: Nijkamp P (Ed.). *Environmental Economics. Vol. 1, Theories*. The Hague: Martinus Nijhoff; 1974.
63. Turner RK, Pearce DW, Bateman IJ. *Environmental economics: an elementary introduction*. Hemel Hempstead: Harvester Wheatsheaf; 1994.
64. Boehmer K, Wickham T. Linking Bali's past with a sustainable future. In: Martopo S, Mitchell B (Ed.). *Bali: Balancing Environment, Economy and Culture*. Waterloo: University of Waterloo Press; 1995. p. 437-464.
65. Whitten AJ. Natural Areas and nature of inland Bali. In: Martopo S, Mitchell B (Ed.). *Bali: Balancing Environment, Economy and Culture*. Waterloo: Waterloo: University of Waterloo Press; 1995. p. 237-262.
66. Reck RA. CO<sub>2</sub> and climate: effect of natural variations in atmospheric parameters. *Proceedings of the Ninth Conference on Probability and Statistics in Atmospheric Sciences*. Boston (USA), ottobre 1985. American Meteorological Society; 1985.
67. Matthews E, Hammond A. *Critical consumption trends and implications: degrading earth's ecosystems*. Washington DC: World Resources Institute; 1999.
68. Woodward FI. A review of the effects of climate change on vegetation: ranges, competition, and composition. In: Peters RL, Lovejoy TE (Ed.). *Global warming and biological diversity*. New Haven (USA): Yale University Press; 1992.
69. Beerling DJ. The impact of temperature on the northern distribution limits of the introduced species *Fallopia japonica* and *Impatiens glandulifera* in North-West Europe. *Journal of Biogeography* 1993;20(1):45-53.
70. Patz JA, Epstein PR, Burke TA, Bulbus JM. Global climate change and emerging infectious diseases. *Journal of the American Medical Association* 1996;275:217-223.
71. Rubenstein DI. The greenhouse effect and changes in animal behavior: effects on social structure and life-history strategies. In: Peters RL, Lovejoy TE (Ed.). *Global warming and biological diversity*. New Haven (USA): Yale University Press; 1992.
72. Bhaud M, Cha JH, Duchene JC, Nozias C. Influence of temperature on the marine fauna: what can be expected from a climatic change. *Journal of Thermal Biology* 1995;20:91-104.
73. Root TL. Effects of global climate change on North American birds and their communities. In: Kareiva PJ, Kingsolver J, Huey R (Ed.). *Biotic interactions and global change*. Sunderland (USA): Sinauer Associates; 1993. p. 280-292.
74. Scott D, Poynter M. Upper temperature limits for trout in New Zealand and climate change. *Hydrobiologia* 1991;222: 147-151.
75. Breeman AM. Expected effects of changing seawater temperatures on the geographic distribution of seaweed species. In: Beukema JJ, Wolff WJ, Brouns JJWM (Ed.). *Expected effects of climatic change on marine coastal ecosystems*. Dordrecht (Netherlands): Kluwer Academic Publishers; 1990. p. 69-76.
76. Frank KT, Perry RI, Drinkwater KF. Predicted response of northwest Atlantic invertebrate and fish stocks to CO<sub>2</sub>-induced climate change. *Transactions of the American Fisheries Society* 1990;119(2):353-365.
77. Fields PA, Graham JB, Rosenblatt RH, Somero GN. Effects of expected global climate change on marine faunas. *Trends in Ecology & Evolution* 1993;8:361-365.

78. Langdon SJ. Increments, ranges, and thresholds: Human population responses to climate change in northern Alaska. In: Peterson DL, Johnson DR (Ed.). *Human ecology and climate change: People and resources of the Far North*. Washington D.C. (USA): Taylor & Francis Publishing; 1995. p. 139-154.
79. Watson RT and the Core Writing Team (Ed.). *Third Assessment Report*. Geneva (Switzerland): Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC); 2001.
80. Parmesan C. Climate and species' range. *Nature* 1996;382:765-766.
81. Parmesan C, Ryrholm N, Steganescu C, Hill JK, Thomas CD, Descimon H, Huntley B, Kaila L, Kullberg J, Tammaru T, Tennent WJ, Thomas JA, Warren M. Poleward shifts in geographical ranges of butterfly species associated with regional warming. *Nature* 1999;399:579-583.
82. Thomas CD, Lennon J. Birds extend their range northwards. *Nature* 1999;399:213.
83. Pounds JA, Fogden MPL, Campbell JH. Biological response to climate change on a tropical mountain. *Nature* 1999;398:611-615,
84. Holbrook SJ, Schmitt RJ, Stephens JA Jr. Changes in an assemblage of temperate reef fishes associated with a climate shift. *Ecological Applications* 1997;7:1299-1310.
85. Barry JP, Baxter CH, Sagarin RD, Gilman SE. Climate-related, long-term faunal changes in a California rocky intertidal community. *Science* 1995;267:672-675.
86. Francis RC, Hare SR. Decadal scale regime shifts in the large marine ecosystems of the North-east Pacific: a case for historical science. *Fisheries Oceanography* 1994;3:279-291.
87. Davis AJ, Jenkinson LS, Lawton JH, Shorrocks B, Wood S. Making mistakes when predicting shifts in species range in response to global warming. *Nature* 1998; 391(6669):783-6.
88. Sanford E. Regulation of keystone predation by small changes in ocean temperature. *Science* 1999;283:2095-2097.
89. Sagarin R. Historical studies of species' responses to climate change: promise and pitfalls. In: Schneider S, Root T (Ed.). *Wildlife responses to climate change*. Washington DC: Island Press; 2001. p. 127-163.
90. Sagarin R. A Checklist for Historical studies of species' response to climate change. In: Rapport DJ, Lasley BL, Rolston DE, Nielsen NO, Qualset CO, Damania AB (Ed.). *Managing for healthy ecosystems*. Boca Raton (USA): Lewis Publishers; 2003. p. 477-486.
91. Salmon TP. Overview: integrating agricultural production with ecosystem health. In: Rapport DJ, Lasley BL, Rolston DE, Nielsen NO, Qualset CO, Damania AB (Ed.). *Managing for Healthy Ecosystems*. Boca Raton (USA): Lewis Publishers; 2003. p. 979-980.
92. Biadi F. Wildlife as an indicator of the changes in agriculture: impacts of farming systems and practices on wildlife, Agricole. *Comptes Rendus de l'Académie d'Agriculture France* 1998;84:125-138.
93. Freemark K, Boutin C. Impacts of agricultural herbicide use on terrestrial wildlife in temperate landscapes: a review with special reference to North America. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 1995;52:67-91.
94. Fuller RJ, Gregory RD, Gibbons DW, Marchant JH, Wilson JD, Baillie SR, Carter N. Population declines and range contractions among lowland farmland birds in Britain. *Conservation Biology* 1995;9:1425-1441.
95. Ribic CA, Warner RE, Mankin PC. Changes in wildlife habitat on farmland in Illinois: 1920-1987. *Environmental Management* 1998;22:303-313.
96. Mitchell JP, Lanini WT, Temple SR, Brostrom PN, Herrero EV, Miyao EM, Prather TS, Hembree KJ. Reduced-disturbance agroecosystems in California. In: Rapport DJ, Lasley BL, Rolston DE,

- Nielsen NO, Qualset CO, Damania AB (Ed.). *Managing for Healthy Ecosystems*. Boca Raton (USA): Lewis Publishers; 2003. p. 993-998.
97. Altieri MA, Nicholls CI. Ecologically Based Pest Management: A key pathway to Achieving Agroecosystem Health. In: Rapport DJ, Lasley BL, Rolston DE, Nielsen NO, Qualset CO, Damania AB (Ed.). *Managing for Healthy Ecosystems*. Boca Raton (USA): Lewis Publishers; 2003. p. 999-1010.
98. Neitsch SL, Arnold JG, Kiniry JR, Srinivasan R, Williams JR. Soil And Water Assessment Tool User's Manual, Version 2000. College Station (USA): Texas Water Resources Institute; 2002. (Blackland Research and Extension Center Report 02-06). Disponibile all'indirizzo: <http://www.brc.tamus.edu/swat/downloads/doc/swatuserman.pdf>; ultima consultazione 2/5/2006.
99. Munafo M, Cecchi G, Baiocco F, Mancini L. River pollution from non-point sources: a new simplified method of assessment. *Journal of Environmental Management* 2005;77(2):93-98.
100. Andreani P, Cecchi G, Dello Vicario E, Ciambella M, Venanzi D, Mancini L (Ed.). *Indicatori e modelli per la gestione ed il monitoraggio delle acque superficiali*. Roma: Istituto Superiore di Sanità; 2006. (Rapporti ISTISAN 06/7).
101. Thrupp LA. Agricultural biodiversity: A key element of ecosystem health and sustainable food security. In: Rapport DJ, Lasley BL, Rolston DE, Nielsen NO, Qualset CO, Damania AB (Ed.). *Managing for Healthy Ecosystems*. Boca Raton (USA): Lewis Publishers; 2003. p. 317-331.
102. Altieri M. Traditional farming in Latin America. *Ecologist* 1991;21(2):93.
103. Abramowitz J, Nichols R. Women and agrobiodiversity. *Society for International Development Journal on Development*, 1993.
104. Thrupp LA. Women, wood and work in Kenya and beyond. *Unasylva* 1984;36(146):37-43.
105. United Nation Development Programme. *Agroecology: Creating the Synergism for a Sustainable Agriculture*. New York: UNDP; 1995.
106. Hussein M. *Bangladesh. Ecology and farming: global monitoring*. Federation of Organic Agricultural Movements (IFOAM); 1994.
107. *Convention on Biological Diversity*. Nairobi (Kenia): UNEP (United Nations Environmental programme), Secretariat for the Convention on Biological Diversity; 2001. Disponibile all'indirizzo: <http://www.biodiv.org/convention/default.shtml>; ultima consultazione 2/5/2006.
108. World Food Summit. *Rome Declaration on World Food Security*. Roma: FAO; 1996. Disponibile all'indirizzo: [http://www.fao.org/documents/show\\_cdr.asp?url\\_file=/docrep/003/w3613e/w3613e00.htm](http://www.fao.org/documents/show_cdr.asp?url_file=/docrep/003/w3613e/w3613e00.htm); ultima consultazione 2/5/2006.
109. Anderson JR. Ecosystem health and economic development: rural vision to action. In: Rapport DJ, Lasley BL, Rolston DE, Nielsen NO, Qualset CO, Damania AB (Ed.). *Managing for Healthy Ecosystems*. Boca Raton (USA): Lewis Publishers; 2003. p. 303-315.
110. Crosson P, Anderson JR. *Integration of natural resource and environmental issues in the research agendas of NARS*. The Hague: International Service for National Agricultural Research; 1993.
111. Alexandratos N (Ed.). *World Agriculture: Towards 2010*. Chichester (U.K.): John Wiley and Sons and Food and Agriculture Organization; 1995.
112. Lutz E (Ed.). *Agriculture and Environment: A World Bank Symposium*. Washington D.C.: World Bank; 1998.
113. Donaldson G. Government Sponsored Rural Development: Experience of the World Bank. In: Timmer CP (Ed.). *Agriculture and the State*. London: Cornell University Press; 1991.

114. World Bank. *Environmentally and socially sustainable development studies and monographs Series 12: World Bank Rural Development: From Vision to Action*. Washington D.C.: World Bank; 1997.
115. Mitchell DO, Merlinda DI, Ronald CD. *The world food outlook*. Cambridge: Cambridge University Press, 1997.
116. McCalla AF. Agriculture and food needs to 2025. In: Eicher CK, Staatz JM (Ed.). *International Agricultural Development 3<sup>rd</sup> ed*. Baltimore MD: Johns Hopkins University Press; 1998.
117. Label J, Burley L. The Ecosystem Approach to Human Health in the context of Mining in the Developing World. In: Rapport DJ, Lasley BL, Rolston DE, Nielsen NO, Qualset CO, Damania AB (Ed.). *Managing for Healthy Ecosystems*. U.S.: Lewis Publishers; 2003. p. 819-833.
118. Brown BS. Developing countries in the international trade order. *The Northern Illinois University Law Review* 1994;(14):347-406.
119. Clark A. Mining Related Social and Cultural Issues: The East Asian Perspective. In: McMahon G (Ed.). *Mining and the Community: Results of the Quito Conference. EMT Occasional Paper N° 11*. Washington (USA): The World Bank, Energy, Mining and Telecommunications Department; 1998. p.83-97.
120. Labonne B. The Mining Industry and the Community: Joining Forces for Sustainable Social Development. *Natural Resources Forum* 1999;(23):315-322.
121. Tyler S. Policy implications of natural resource conflict management. In: Buckles D (Ed.). *Cultivating Peace Conflict And Collaboration In Natural Resource Management*. Ottawa (Canada): International Development Research Centre; 1999. p. 263-280.
122. Pascò-Font A. Economic Costs and Benefits for a local community. In: McMahon G (Ed.). *Mining and the Community: Results of the Quito Conference. EMT Occasional Paper N° 11*. Washington (USA): The World Bank, Energy, Mining and Telecommunications Department; 1998. p.29-34.
123. Wotruba H, Hentschel T, Hruschka F, Priester MY. *Manejo Ambiental en la Pequeña Minería*. La Paz (Bolivia): Medio Ambiente por la Minería e Industria (MEDMIN) e Agencia Suiza para el Desarrollo y la Cooperación (COSUDE); 1998.
124. Peiter C, Villas Boas RC, Shinya W. The stone forum: implementing a consensus building methodology to address impacts associated with small mining and quarry operations. *Natural Resources Forum* 2000;(24):1-9.
125. Ride A. Mining, the facts. *New Internationalist* 1998;299. Disponibile all'indirizzo: <http://www.newint.org/issue299/facts.html>; ultima consultazione 2/5/2006.
126. Robinson K. A bitter harvest, *New Internationalist* 1998;299:24-25. Disponibile all'indirizzo: <http://www.newint.org/issue299/women.html>; ultima consultazione 2/5/2006.
127. Warhurst A. *Conceptual approaches to researching and human health, quality of life and ecosystem health in Minerals Development, Draft presentation*. Montevideo (Uruguay): First IDRC Working Group Meeting: Ecological Framework for Mining and Health in Latin America; 1999.
128. *Mining and Indigenous Peoples: a Consultation*. London (U.K.): International Indian Treaty Council; 1996.
129. World Bank. *Expanding the measure of wealth: indicator of Environmentally Sustainable Development*. World Bank; 1997. (Environmentally Sustainable Development Studies and Monograph Series No. 17)
130. Coordinadora de Organizaciones Indigenas de la Cuenca Amazonica. *Consideraciones Sociales y Ambientales en las Actividades Hidrocarburíferas en Áreas Sensibles de la Cuenca Sub-Andina*. Cartagena (Colombia): Banco Mundial e OLADE; 1999.

131. Usher CE. Mining and Indigenous Peoples: Contributions to an Intercultural and Ecosystem understanding of Health and Well-Being. In: Rapport DJ, Lasley BL, Rolston DE, Nielsen NO, Qualset CO, Damania AB (Ed.). *Managing for Healthy Ecosystems*. U.S.: Lewis Publishers; 2003. p. 863-880.
132. United Nations. *Draft United Nations declaration on the rights of indigenous peoples*. Geneva (Switzerland): United Nations; 1994. Disponibile all'indirizzo: [http://www.unhcr.ch/huridocda/huridoca.nsf/\(Symbol\)/E.CN.4.SUB.2.RES.1994.45.En?OpenDocument](http://www.unhcr.ch/huridocda/huridoca.nsf/(Symbol)/E.CN.4.SUB.2.RES.1994.45.En?OpenDocument); ultima consultazione 2/5/2006.
133. Arbelàez C. *Medicinas Tradicionales en Colombia*. Santafè de Bogotá (Colombia): Gaceta; 1990.
134. Noronha L et al. *Environmental and Social Performance Indicator in Minerals Development Reporting Progress Towards Improved Ecosystem Health and Human Well Being*. Tata Energy research Institute (TERI) Project Report 97WR52; 1999.
135. Wilcox BA, Smallwood KS, Khan JR. Toward a Forest Capital Index. In: Rapport DJ, Lasley BL, Rolston DE, Nielsen NO, Qualset CO, Damania AB (Ed.). *Managing for Healthy Ecosystems*. U.S.: Lewis Publishers; 2003. p. 285-298.
136. O'Laughlin J. Defining and Measuring Forest Health. *Journal of Sustainable Forestry* 1994;(2):65-85.
137. O'Laughlin J. Forest ecosystem health assessment issues: Definition, measurement, and management implications. *Ecosystem Health* 1996;2(1):19-39.
138. Yazvenko SB, Rapport DJ. A framework for assessing forest ecosystem health. *Ecosystem Health* 1996;2:40-51.
139. Brang P. Resistance and Elasticity: A conceptual framework for managing secondary forest ecosystem in Switzerland. In: Rapport DJ, Lasley BL, Rolston DE, Nielsen NO, Qualset CO, Damania AB (Ed.). *Managing for Healthy Ecosystems*. U.S.: Lewis Publishers; 2003. p. 921-933.
140. Brassel P, Brandli UB. *Schweizerisches Landesforstinventar: Ergebnisse der Zweitaufnahme 1993-1995*. Bern (Switzerland): Paul Haupt; 1999.
141. Korpel S. *Die Urwälder der Westkarpaten*. Stuttgart (Germany): Gustav Fischer; 1995.
142. Korpel S. Totholz in Naturwäldern und Konsequenzen für Naturschutz und Forstwirtschaft. *Forst und Holz* 1997;21: 619-624.
143. Zukrigl K. Succession and regeneration in the natural forests in Central Europe. *Geobios (Jodhpur)* 1991;(18):202-208.
144. Spiecker H, Mielikäinen K, Kohl M, Skovgaard JP. Discussion. In: Spiecker H, Mielikäinen K, Kohl M, Skovgaard JP (Ed.). *Growth and trends in European Forests: Studies from 12 Countries. European Forest Institute Research Report 5*. Heidelberg: Springer-Verlag; 1996. p. 355-365.
145. Kuchli C. *Forest of Hope: Stories of regeneration*. London: Earthscan; 1997.
146. Righetti A, Huber W. Ausrottung und Wiedereinwanderung des Rothirsches (*Cervus elaphus* L.) im Kanton Bern (Schweiz). *Revue suisse de Zoologie* 1983 ;90 :863-870.
147. Bruckner E. Die Entwicklung des Rotwildbestandes und der Waldbiotope im Westerzgebirge-Vogtland von 1591 bis 1990. *Z. Jagdwiss* 1993;46-59.
148. Slodičák M. Thinning regime in stands of Norway spruce subjected to snow and wind damage. In: Coutts MP, Grace J (Ed.). *Wind and trees*. Cambridge: Cambridge University Press; 1995. p. 436-447.
149. De Leo GA, Levin SA. The multifaceted aspects of ecosystem integrity. *Conservation Ecology [online]* 1997;(1)1:3. Disponibile all'indirizzo: <http://www.consecol.org/vol1/iss1/art3/>; ultima consultazione 2/5/2006

150. Ott E, Freneher M, Frey HU, Lusche P. *Geibirgsnadelwalder: Ein praxisorientierter Leitfaden für eine standortgerechte Waldbehandlung*. Bern (Switzerland): Paul Haupt; 1997.
151. World Commission on Forests and Sustainable Development (WCFSD). *Our Forests Our Future, Report of the Commission on Forests and Sustainable Development*. Cambridge (U.K.): Cambridge University Press; 1999.
152. Food and Agriculture Organization (FAO). *State of the World's Forests*. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations; 1999. Disponibile all'indirizzo: [http://www.fao.org/documents/show\\_cdr.asp?url\\_file=/docrep/W9950E/W9950E00.htm](http://www.fao.org/documents/show_cdr.asp?url_file=/docrep/W9950E/W9950E00.htm); ultima consultazione 2/5/2006.
153. Wijewardana D, Caswell SJ, Palmberg-Lerche C. Criteria and indicators for sustainable forest management. Topic 37: Taking stock of the various sustainable forest management processes. *XI World Forestry Congress*. Antalya (Turkey), 1997.
154. Moldan B, Billharz S (Ed.). *Sustainability indicators: A Report on the Project on Indicators of Sustainable Development*. Scientific Committee on Problems of the Environment (SCOPE). Chichester (UK): Wiley; 1994.
155. Costanza R, d'Arge R, de Groot R, Farber S, Grasso M, Hannon B, Limburg K, Naeem S, O'Neill R, Paruelo J, Raskin R, Sutton P, van den Belt M. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 1997; 387:253-260.
156. Wilcox BA. *Concepts in conservation biology applications to the management of biological diversity*. Athens (USA): University of Georgia, Institute of Ecology; 1984.
157. Solbrig OT (Ed.). *From genes to ecosystems: a research agenda for biodiversity*. Paris (France): International Union of Biological Sciences; 1991.
158. Karr JR. Landscapes and management for ecological integrity. In: Kim KC, Weaver RD (Ed.). *Biodiversity and landscape: a paradox for humanity*. New York: Cambridge University Press; 1994.
159. Dynesius, M, Nilsson C. Fragmentation and flow regulation of river systems in the northern third of the world. *Science* 1994;266: 753-762
160. Wilcox BA, Murphy DD. Conservation strategy: the effects of fragmentation on extinction. *American Naturalist* 1985;125:879-887.
161. Poff NL, Allan JD, Bain MB, Karr JR, Prestegard KL, Richter BD, Sparks RE, Stromberg JC. The natural flow regime: a paradigm for conservation and restoration of river ecosystems. *BioScience* 1997;47:769-784.
162. Richter BD, Baumgartner JV, Powell J, Braun DP. A method for assessing hydrologic alteration within ecosystems. *Conservation Biology* 1996;10:1163-1174.
163. Smallwood KS, Wilcox B. Environmental auditing: indicators assessment for habitat conservation plan of Yolo county, California, Usa. *Environmental Management* 1998;22(6):947-958.
164. Holling CS. Cross-scale morphology geometry and dynamics of ecosystems. *Ecological Monographs* 1992;62(4):447-502.
165. Smallwood KS, Schonewald CM. Study design and interpretation for mammalian carnivore density estimates. *Oecologia* 1998;113:474-491.
166. Smallwood KS, Schonewald CM. Scaling population density and spatial pattern for terrestrial, mammalian carnivores. *Oecologia* 1996;105:329-335.
167. *Intergovernmental Agreement on the Environment*. Australian Government - Department of the Environment and Heritage; 1992.
168. Deville A, Harding R. *Applying the precautionary principle*. Sydney: Federation Press; 1997.

169. Varis O, Kuikka S. Joint use of multiple environmental assessment models by a Bayesian meta-model: the Baltic salmon case. *Ecological Modelling* 1997;102:341-351.
170. Rogers MF, Sinden JA, De Lacy T. The Precautionary Principle for environmental management: a defensive expenditure application. *Journal of Environmental Management* 1997;51(4):343-360.
171. Buhl-Mortensen L, Welin S. The Ethics of Doing Policy Relevant Science: The Precautionary Principle and the Significance of Non-significant Results. *Science and Engineering Ethics* 1998;(4):401-412.
172. Calver MC, Bradley JS, Wright IW. Towards scientific contributions in applying the precautionary principle: an example from southwestern Australia. *Conservation Biology* 1999;(5):1-10.
173. Rapport DJ, Costanza R, Epstein P, Gaudet C, Levins R (Ed.). *Ecosystem Health*. London: Blackwell Science; 1998.
174. Lackey RT. Appropriate Use of Ecosystem Health and Normative Science in Ecological Policy. In: Rapport DJ, Lasley BL, Rolston DE, Nielsen NO, Qualset CO, Damania AB (Ed.). *Managing for Healthy Ecosystems*. U.S.: Lewis Publishers; 2003. p. 175-186.
175. Rossiter C. *The Federalist Papers*. New York: New American Library; 1961.
176. Grumbine RE. What is ecosystem management?. *Conservation Biology* 1994;8:27-39.
177. Lackey R. Seven pillars of ecosystem management. *Landscape and Urban Planning* 1994;40:21-30.

## GLOSSARIO E ACRONIMI

### **Bioma**

Regione che ha tipi distinti di organismi, substrati e clima, tutti interagenti nel produrre una comunità biotica vasta, definita e complessa (es. Tundra).

### **Biosfera**

Tutte le regioni della terra (compresa l'atmosfera) che ospitano la vita.

### **Comunità**

Gruppo di organismi interdipendenti che abitano la stessa regione e interagiscono tra loro.

### **DPSIR**

Determinanti – Pressioni – Stato – Impatti – Risposte.

### **Eco-regione**

È definita da tratti naturali comuni quali la storia geologica, il suolo, le forme del paesaggio, la topografia, la vegetazione, il clima.

### **Ecosistema**

È un complesso dinamico e interrelato di comunità animali e vegetali e dell'ambiente non vivente ad esse associato (es. una prateria, un bosco).

### **ICF**

Indice del Capitale Forestale.

### **Organizzazione Non Governativa (ONG)**

Una struttura della società civile, a carattere transnazionale, creata sulla base di un accordo tra soggetti diversi dagli Stati e dalle loro agenzie intergovernative, per il conseguimento di obiettivi di promozione umana (non-profit), democraticamente strutturate, in grado di autofinanziarsi, politicamente attiva “dalla città all'ONU”.

### **Paesaggio**

Sistema di ecosistemi, in cui si integrano gli eventi della natura e le azioni della cultura umana.

### **Popolazione**

Gruppo di organismi della stessa specie che popolano una certa area.

### **PPII**

Popolazioni Indigene

### **PISR**

Progetti Integrati di Sviluppo Rurale

### **SIT**

Sistemi Informativi Territoriali

### **UNCED**

United Nations Conference on Environment and Development

*La riproduzione parziale o totale dei Rapporti e Congressi ISTISAN  
deve essere preventivamente autorizzata.  
Le richieste possono essere inviate a: [pubblicazioni@iss.it](mailto:pubblicazioni@iss.it).*

*Stampato da Tipografia Facciotti srl  
Vicolo Pian Due Torri 74, 00146 Roma*

*Roma, marzo 2006 (n. 1) 10° Suppl.*