

# 1. INTRODUZIONE

## 1.1 Ecosistemi marini e attività umana.

La quantificazione delle interazioni tra gli organismi e tra questi e l'ambiente chimico-fisico è il fine dell'ecologia. Tali interazioni possono cambiare a seconda delle modalità di distribuzione, di abbondanza e di diversità degli organismi. È tuttavia ampiamente riconosciuto che, almeno in ambiente marino, vi è una generale mancanza di conoscenze relativamente a tali modalità cosa che rappresenta un forte limite sia per la previsione degli effetti derivanti da un disturbo antropico sia per la possibilità di conservazione e recupero dei sistemi ecologici (Benedetti-Cecchi 2003).

A fronte di questa mancanza di conoscenze, sono invece evidenti i “servizi” offerti dagli ecosistemi marini di cui si usufruisce, direttamente ed indirettamente per sostenere una varietà di attività antropiche: circa il 20% delle proteine animali assunte dall'uomo deriva dai prodotti della pesca, vi sono numerosi prodotti farmaceutici ricavati da organismi marini, minerali e composti chimici impiegati nell'alimentazione e nella tecnologia, e, non meno importante, vi è un numero crescente di risorse ricreative legate al turismo (Costanza 1999).

Nonostante i risultati che descrivono lo stato attuale di degrado di molti sistemi marini siano raramente ottenuti tramite programmi di monitoraggio rigorosi, c'è, ad oggi, una crescente evidenza dello stato di sovrasfruttamento delle risorse (Dayton *et al.* 1995; Jennings e Kaiser 1998; Steneck e Carlton 2001), che spesso causa frammentazione degli habitat, facilita l'introduzione di specie alloctone, causa con effetti diretti e indiretti il cambiamento climatico e determina livelli crescenti di inquinamento (Peterson e Estes 2001; Hughes *et al.* 2005; Hixon *et al.* 2001). Tali processi, spesso con effetti interattivi, contribuiscono nell'insieme a modificare le modalità di distribuzione e di abbondanza degli organismi in ambiente marino, probabilmente causando gravi perdite nella diversità biologica sia a scala locale sia a scala regionale. È il caso, ad esempio, di specie ittiche dall'elevato valore commerciale che, quasi sempre, occupano, all'interno delle reti trofiche, i livelli più alti, assumendo probabilmente

ruoli chiave nel determinare struttura e funzionamento dei livelli trofici più bassi (Pauly *et al.* 1998).

L'impoverimento di stock ittici e l'alterazione delle dinamiche di popolazione e comunità sono problematiche avvertite a livello mondiale (FAO 1997; Hall 1999). Recentemente anche in Mediterraneo è stato registrato un generale sovrasfruttamento delle risorse ittiche, soprattutto da quando la pesca artigianale ha lasciato il posto a nuove tecnologie con più efficaci modalità di cattura, capaci di esercitare pressioni crescenti, con effetti diretti e indiretti, su specie, popolamenti e habitat (Goni *et al.* 2000).

La pesca tramite dragaggio e quella a strascico condotte al largo delle coste, attività di cui si hanno, però, pochi dati sperimentali, influiscono su popolamenti e habitat (Dayton *et al.* 1995), non solo perché il principio su cui si basano prevede la rimozione di tutto ciò che si trova sul fondo lungo il tratto battuto, ma anche per l'esasperata frequenza con cui tali pratiche vengono condotte. Se quanto detto ha valore soprattutto per nazioni economicamente solide, altrettanto grave risulta essere la situazione dei paesi in via di sviluppo, dove l'espansione delle attività in corrispondenza della fascia costiera ha portato ad una diffusione e ad un incremento nel numero di pescatori tali da rappresentare un grave impatto per la diversità biologica (Attwood *et al.* 1997).

L'inquinamento delle acque, inteso non solo in termini di sversamento accidentale di petrolio, presenza di metalli pesanti, idrocarburi alogenati (pesticidi, diossine, PCB, ecc.), ma anche e soprattutto come forme di inquinamento organico è in grado di modificare profondamente lo stato dei nutrienti negli ecosistemi marini, portando a fenomeni di eutrofizzazione. L'utilizzo smodato di fertilizzanti e la crescente portata dei sistemi di acque reflue convogliate in mare determinano un costante ed eccessivo apporto di azoto e fosforo, comportando alterazioni nel ciclo vitale degli organismi, a livello biochimico e metabolico.

Alla luce di quanto brevemente analizzato, nonostante le conoscenze limitate sia delle modalità e dei processi che riguardano i sistemi naturali sia del potenziale effetto delle attività antropiche, è evidente la necessità di comprendere i processi ecologici di base ed eventualmente di intervenire con programmi di

monitoraggio basati su appropriati disegni sperimentali in modo da attuare efficacemente politiche di gestione e conservazione dell'ambiente marino (Costanza *et al.* 1998).

## **1.2 Strategie di tutela dell'ambiente marino: Aree Marine Protette.**

Negli ultimi anni sono stati adottati, a livello internazionale, diversi strumenti legislativi finalizzati alla gestione della fascia costiera e alla conservazione della diversità biologica: leggi che impongono la depurazione delle acque interne e dei fiumi che giungono al mare, l'attivazione di programmi di monitoraggio delle acque lungo le coste, una serie di limitazioni alla pesca per evitare l'eccessivo sfruttamento degli stock ittici, la regolamentazione dei traffici marittimi di sostanze pericolose, l'istituzione di Aree Marine Protette (AMP).

Le AMP possono essere di vario tipo e rappresentano una forma di gestione spazialmente esplicita delle risorse che regola le attività umane in una particolare località. Più in generale, le AMP sono porzioni di costa o zone in mare aperto protette dalla pesca e da altre forme di prelievo che hanno ricevuto una grande attenzione come strumento per conservare la biodiversità marina e per recuperare stock ittici sovrasfruttati dalla pesca (Norse 1993; Allison *et al.* 1998; NRC 2001; Palumbi 2001, 2002). Oltre a proteggere le popolazioni direttamente soggette al prelievo (Dugan e Davis 1993), le AMP dovrebbero proteggere e recuperare gli habitat, interi popolamenti e le interazioni ecologiche fra le diverse componenti.

Un aspetto che crea grandi attese nelle categorie per cui le AMP rappresentano una "sottrazione" di porzioni di territorio, è quello che una efficace protezione possa dare la possibilità di rifornire le popolazioni sfruttate nelle porzioni adiacenti alle AMP, attraverso l'esportazione di larve, forme giovanili e adulti (NRC 2001; Palumbi 2002). Infine, le AMP dovrebbero avere anche il ruolo di promuovere lo sviluppo di una economia sostenibile (Ballatine 1991; Rowley 1992).

Ad oggi, le AMP costituiscono lo strumento di protezione più utilizzato per tutelare gli ecosistemi marini; la loro istituzione, infatti, è considerata una forma di "assicurazione ambientale" contro il possibile fallimento dei metodi di gestione tradizionali (Allison *et al.* 1998; Lauck 1996; Lauck *et al.* 1998).

In molti casi, si è osservato un aumento di densità, biomassa e dimensioni medie di specie target di pesca all'interno dei confini delle AMP e ci sono anche casi documentati in cui nelle aree intorno alle AMP è stato osservato un aumento nella resa di pesca (Sale *et al.* 2005; Guidetti *et al.* 2005). Tuttavia, è ancora prematuro assumere che le AMP siano invariabilmente efficaci nella gestione della pesca e nella conservazione della biodiversità perché gli studi empirici sono relativamente pochi. Inoltre, così come in molti casi di studio per la valutazione di impatto antropico, numerosi studi sull'efficacia di protezione non sono stati impostati correttamente (Willis *et al.* 2003; Fraschetti *et al.* 2005). L'inevitabile conseguenza è che, a fronte di un appoggio incondizionato e talvolta non critico a questa forma di gestione, si assiste ad una generale mancanza di dati in grado di quantificare eventuali effetti della protezione (Sale *et al.* 2005). Nell'insieme, quindi, il rischio è quello di creare aspettative che poi vengano deluse da un'istituzione decisa senza criteri ecologici e, in seguito, da programmi di monitoraggio condotti con criteri logici totalmente inadeguati.

### 1.3 Aree Marine Protette: lo stato attuale in Italia e nel Mediterraneo.

Il numero di AMP è, ad oggi, in crescente aumento; solo nel Mediterraneo esistono circa 40 AMP (Fig. 1.1).

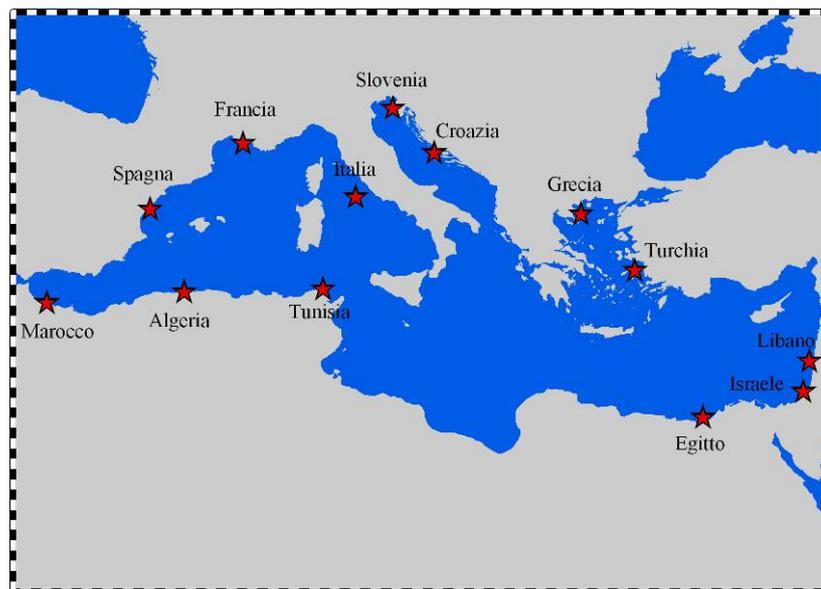


Fig. 1.1 Distribuzione delle AMP nel Mediterraneo.

Probabilmente la prima riserva marina del mondo è stata il Fort Jefferson National Monument, istituita in Florida nel 1935 (Gubbay 1995). La storia delle AMP nell'Europa del Mediterraneo è piuttosto recente. Le prime AMP sono state istituite alla fine degli anni '70 in Francia (Meinesz *et al.* 1983), agli inizi degli anni '80 in Spagna (Ramos e McNeill 1994), a metà degli anni '80 in Grecia (Eliniki Etairia 1994) e alla fine degli anni '80 in Italia (Cognetti 1991). Le AMP sono una forma di protezione presente anche nei Paesi del Mediterraneo che non appartengono alla Comunità Europea: lungo la costa adriatica (Croazia, Slovenia), il Mediterraneo Orientale (Israele, Libano e Turchia), e il Nord Africa (Algeria, Marocco e Tunisia).

L'Italia è tra i Paesi del Mediterraneo che mostra il maggior sforzo di conservazione; la situazione attuale, infatti, è rappresentata da 20 AMP già istituite (Fig. 1.2) che tutelano complessivamente circa 184 mila ettari di mare e circa 580 chilometri di costa.

Le leggi vigenti nazionali, n. 979/82 e n. 394/91 e le successive integrazioni, prevedono l'istituzione finale di 49 AMP. Le AMP italiane, per meglio raggiungere gli scopi che si prefiggono, sono suddivise in tre aree a diverso grado di protezione:

- Zona A, di riserva integrale, interdetta a tutte le attività che possano arrecare danno o disturbo all'ambiente marino. La

zona A è il vero cuore della riserva. In tale zona, individuata in ambiti ridotti, sono consentite in genere unicamente le attività di ricerca scientifica e le attività di servizio;

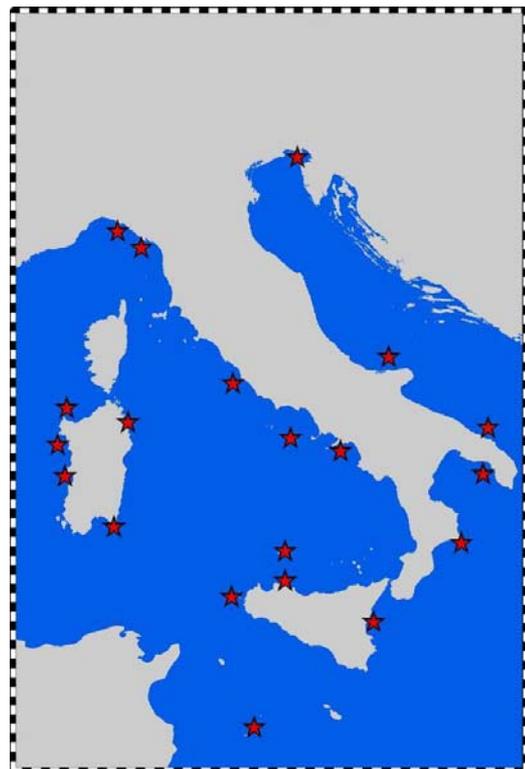


Fig. 1.2 Distribuzione delle AMP in Italia.

- Zona B, di riserva generale, dove sono consentite, una serie di attività che, pur concedendo una fruizione ed uso sostenibile dell'ambiente influiscono con il minor impatto possibile. Anche le zone B di solito non sono molto estese;
- Zona C, di riserva parziale, che rappresenta la fascia tampone tra le zone di maggior valore naturalistico e i settori esterni all'area marina protetta, dove sono consentite e regolamentate dall'organismo di gestione, oltre a quanto già consentito nelle altre zone, le attività di fruizione ed uso sostenibile del mare di modesto impatto ambientale. La maggior estensione dell'area marina protetta in genere ricade in zona C.

#### **1.4 Problematiche di pianificazione di AMP: premessa.**

Come già sottolineato, l'utilità delle AMP è, oramai, ampiamente riconosciuta sia negli ambienti politici sia in quelli scientifici, poiché possono offrire un tipo di tutela non previsto da altre strategie di gestione: specifica protezione di aree critiche (Salm e Clark 1989; Norse 1993), prevenzione dei fenomeni di sovrasfruttamento degli stock ittici (Gell e Roberts 2003), miglioramento della resa di pesca di tipo artigianale (Plan Development Team 1990; Castilla e Fernandez 1998), possibilità di sviluppo socio-economico-culturale compatibile con le esigenze di protezione e salvaguardia dei patrimoni naturali.

Nonostante negli ultimi anni si assista alla continua istituzione di nuove AMP, nella maggior parte dei casi, l'ubicazione e la dimensione sono decise in base ad un approccio definito *ad hoc* (Jamieson e Levings 2001; Leslie 2003; Roberts *et al.* 2003b) cioè guidato da criteri sociali, politici, economici, amministrativi piuttosto che da criteri scientifici legati ad osservazioni quantitative sulla distribuzione della diversità biologica. Al fine di superare questo approccio che inevitabilmente conduce ad una conservazione inefficace della biodiversità, è da circa vent'anni che si assiste a tentativi di definire un approccio sistematico per la pianificazione delle AMP, tanto da diventare uno dei temi centrali dell'ecologia della conservazione (Kirkpatrick 1983; Pressey *et al.* 1993;

1996; Camm *et al.* 1996; Church *et al.* 1996; Csuti *et al.* 1997; Williams 1998; Cabeza e Moilanen 2001; Pressey e Taffs 2001; Margules *et al.* 2002).

Studi condotti recentemente, più di natura modellistica che non empirica, hanno cercato di affrontare alcuni temi fondamentali per la pianificazione di un'AMP:

- Quanto deve essere grande una AMP per proteggere efficacemente singole popolazioni e popolamenti?
- È meglio creare un'unica, grande AMP o tante, piccole AMP?
- Quando si istituiscono più AMP in una zona, a quale distanza devono essere istituite? Devono essere isolate l'una dall'altra o connesse da un punto di vista larvale?

Ad oggi, i risultati non sono ancora in numero sufficiente per identificare criteri e linee guida per sviluppare una metodologia sistematica e quantitativa per la progettazione di AMP che sia potenzialmente efficace nella conservazione della biodiversità, tuttavia la recente introduzione di procedure comunemente impiegate in altre discipline scientifiche (vedi oltre *Modelli matematici di selezione di AMP: il Marxan*) ha creato prospettive di utilizzo molto promettenti.

#### *1.4.1 Confronto tra ecosistemi marini e terrestri: implicazioni per la progettazione di AMP.*

La teoria che dovrebbe fornire le basi per la progettazione di AMP si è sviluppata principalmente a partire dal tentativo di comprendere i processi ecologici ed evolutivisti responsabili della biodiversità e sostenibilità degli ecosistemi terrestri (Soulé e Terborgh 1999). Attualmente, solo meno dell'1% dell'ambiente marino è soggetto a vincoli di protezione contro circa il 6% di quello terrestre (Groombridge 1992).

L'applicazione delle conoscenze acquisite in ambiente terrestre all'ambiente marino è resa complessa poiché i due sistemi sono fundamentalmente diversi per molti aspetti (Kelleher e Kenchington 1992). Tali differenze si riflettono a livello biologico, genetico, evolutivistico e in base alla natura e scala dei processi fisici ed ecologici (Carr *et al.* 2003).

Tra le differenze più rilevanti si possono elencare:

- Presenza della colonna d'acqua, implicazioni di tipo spaziale e variabilità dei processi fisici ed ecologici: le proprietà dell'acqua hanno profondi effetti sulle caratteristiche fisiche e biologiche dei sistemi marini (Denny 1993). Il trasporto di materiali e organismi tramite processi oceanografici, infatti, estende la scala spaziale di molti processi rendendo i sistemi marini più aperti di quelli terrestri. Una AMP non è come una area terrestre, la cui tutela dagli inquinamenti, salvo eventi eccezionali come ad esempio piogge acide o *fall-out*, è effettivamente garantita. In ambiente marino, gli agenti inquinanti possono diffondersi liberamente. Le correnti giocano un ruolo fondamentale anche nella dispersione biologica. Un'importante differenza che distingue, a livello di ciclo vitale, gli organismi marini da quelli terrestri, è la prevalenza, nei primi, di fecondazione esterna e, di conseguenza, il gran numero di propaguli (spore, uova e larve) di piccole dimensioni che vengono prodotti, diffusi nel plancton (Strathman 1990; Leis 1991; Hay e Steinberg 1992) e trasportati passivamente dal movimento delle masse d'acqua. Shanks *et al.* (2003) suggeriscono un modello dispersivo di meno di 1 Km per coralli e briozoi e di 20 Km per molluschi, crostacei e pesci. Questa marcata produzione di propaguli in ambiente marino, e la loro possibile diffusione ad ampia scala spaziale, rappresenta una differenza sostanziale rispetto ai processi di dispersione più limitati degli animali terrestri, specialmente i vertebrati (Wasser e Jones 1983; Turchin 1998; Lena *et al.* 2000).

La produzione di stadi larvali da parte degli organismi marini influenza anche la variabilità dei processi ecologici. Le piccole dimensioni dei propaguli, infatti, implicano un'alta dipendenza da una varietà di fattori e un'alta fluttuazione nei tassi di sopravvivenza. Ciò determina un'elevata variabilità dei tassi di reclutamento annuali degli organismi marini (Hjort 1914; Doherty e Williams 1988). Questa elevata variabilità si riflette fortemente sugli effetti potenziali delle AMP rispetto agli effetti di quelle terrestri: i risultati della protezione dell'ambiente marino, infatti, possono essere meno prevedibili, sia a livello locale che

regionale, su scale temporali limitate. È necessario sottolineare tuttavia che vi sono dati sul ciclo vitale di meno del 2% degli organismi presenti in mare e che dunque i lavori che hanno cercato di legare il disegno di AMP alle caratteristiche dispersive degli organismi protetti sono per lo più basati su modelli matematici (Botsford *et al.* 2003).

- Gestione delle popolazioni per ottenere obiettivi multipli:

Le limitate capacità dispersive delle specie terrestri, unite alla distruzione di habitat su larga scala hanno come conseguenza che, tradizionalmente, le finalità delle aree protette fossero quelle di tutelare l'habitat e la sopravvivenza delle specie nella riserva (Soulé e Sanjayan 1998; Soulé e Terborgh 1999). In ambiente marino, invece, l'alto grado di fecondità e l'alto potenziale dispersivo dei propaguli consentono che l'esportazione di individui dalle AMP possa implicare il ripopolamento delle aree esterne all'AMP, oggetto di sfruttamento. Massimizzare tale esportazione è un obiettivo esplicito della protezione ma, ad oggi, risultati quantitativi che evidenzino questo processo sono molto scarsi (Carr e Reed 1993; Bostford *et al.* 1994; Hasting e Bostford 1999; Guidetti *et al.* 2005). In ambiente marino è più appropriato parlare di "popolazione aperte" o metapopolazioni: popolazione di popolazioni legate tra loro dalla potenzialità di dispersione di individui. Questo fenomeno implica che la struttura di determinati popolamenti, è il prodotto di un insieme di fattori biotici (e.g. competizione tra adulti, rapporti preda-predatore) e abiotici (e.g. temperatura, idrodinamismo, salinità) locali, unitamente al rifornimento di propaguli da parte di popolazioni localizzate altrove. Questa consapevolezza è stata formalizzata nella teoria della "*supply side ecology*", o ecologia del rifornimento laterale (Lewin 1986).

L'apertura delle popolazioni e la teoria dell'ecologia del rifornimento laterale hanno conseguenze fondamentali per l'identificazione di disegno e dimensioni di una AMP (vedi paragrafo successivo: *Analisi dei criteri per l'istituzione di una AMP*).

- Modalità di distribuzione della biodiversità: la pianificazione di un network di riserve che rappresenti efficacemente la biodiversità in un sistema ecologico terrestre si basa principalmente sulla conoscenza e comprensione delle modalità di distribuzione di abbondanza e diversità. Questo approccio integra dati spazialmente espliciti sulla copertura della vegetazione e la gestione terrestre per valutare la priorità dei potenziali siti di conservazione. L'analisi spaziale è diventata sempre più sofisticata e, quando accompagnata a specifici metodi di calcolo computazionali, permette di identificare network di riserve sempre più efficienti nella conservazione di porzioni di territorio (es. Noss 1992; Forest Ecosystem Management Assessment Team [FEMAT] 1993; Scott *et al.* 1993; Dinerstein *et al.* 1995; Davis *et al.* 1996, 1999; Noss *et al.* 1997; Olson e Dinerstein 1998).

Solo recentemente tale approccio è stato impiegato in ambito marino (es. Beck e Odaya 2001; Leslie *et al.* 2003; Banks *et al.* 2005). In questo caso, però, i dati necessari (cartografia degli habitat principali e della diversità biologica) sono meno disponibili che in ambito terrestre, con l'eccezione delle coste est e sud degli Stati Uniti (NRC 1995; Gray 1997; Ormond *et al.* 1997).

- Struttura trofica e schemi di sfruttamento umano: in sistemi terrestri, sono gli autotrofi (attraverso il pascolo o il disboscamento) e gli erbivori (attraverso sistemi di prelievo) ad essere sfruttati dall'uomo. In mare, invece, il prelievo avviene principalmente verso specie carnivore, all'apice della piramide trofica.

Le conoscenze acquisite dalle ricerche sulle interazioni trofiche evidenziano come le conoscenze relative ai predatori apicali (*top predator*) siano da includere nella fase di pianificazione delle aree protette. Studi condotti su coste rocciose (Paine 1966; Hockey e Branch 1984; Menge *et al.* 1994), foreste di kelp (Estes e Palmisano 1974; Cowen 1983), barriere coralline (Hughes 1994; Hixon 1997; Hixon e Carr 1997; Pennings 1997), in habitat di acqua dolce (Carpenter e Kitchell 1993; Power *et al.* 1996; McPeck 1998), deserti (Brown e

Davidson 1977; Brown *et al.* 1986; Heske *et al.* 1994) e foreste tropicali (Crockett e Eisemberg 1986; Terborgh *et al.* 1997), suggeriscono che i predatori apicali, specialmente i predatori chiave o *keystone predator* (vedi Power 1996), sono molto importanti nel mantenimento della diversità biologica (Pace *et al.* 1999). La tutela dei *top predator*, pertanto, dovrebbe essere uno degli obiettivi della protezione sia in ambiente terrestre che in ambiente marino. Dato che i predatori sono presenti a basse densità e hanno *range* abitativi ampi, le aree protette dovrebbero essere disegnate in maniera tale da contenere tali *range* ed, in essi, contenere le popolazioni (Soulé e Terebourgh 1999).

Le differenze descritte mostrano come i meccanismi che regolano le modalità di distribuzione della biodiversità marina siano molto diversi da quelli terrestri. Pertanto la selezione e il disegno delle AMP necessitano di appropriati criteri ecologici che tengano conto dei processi che mantengono la biodiversità a lungo termine in questo habitat (Cazeba e Moilanen 2001) insieme a criteri socio-economici tali da ridurre l'impatto sociale delle limitazioni imposte alle attività umane all'interno delle AMP stesse (Sala *et al.* 2002).

#### *1.4.2 Criteri per l'istituzione delle Aree Marine Protette.*

La definizione di criteri ecologici e socio-economici per l'individuazione dei siti da proteggere è stata oggetto di un crescente numero di studi negli anni più recenti (Roberts *et al.* 2003a). Per ciò che concerne i criteri ecologici, la possibilità di creare una rete di AMP la cui interconnessione garantisca la protezione di specie e habitat su un'ampia scala geografica rappresenta l'approccio ritenuto più efficiente per un migliore gestione della fascia costiera e per la conservazione della diversità biologica (Roff e Evans 2002; Sala *et al.* 2002; Gell e Roberts 2003; Leslie 2003; Palumbi *et al.* 2003; Shanks *et al.* 2003; Jordan *et al.* 2005). È da sottolineare, tuttavia, che la mancanza di dati empirici e di conoscenze ecologiche di base non consentono ancora di avere dati quantitativi a supporto di questo approccio.

Tra i criteri ecologici da adottare per la pianificazione di un network di AMP, attualmente, vengono annoverati:

- 1) la rappresentazione biogeografica;
- 2) la rappresentatività ed eterogeneità degli habitat.

A questi ne vanno aggiunti anche altri per i quali gli obiettivi di conservazione sono intimamente legati a quelli della gestione delle risorse, come le dimensioni di un'AMP, la presenza di endemismi, la presenza di specie commerciali, la vulnerabilità di alcuni stadi del ciclo vitale di alcune specie, la connessione funzionale fra le AMP e gli impatti antropici in aree circostanti a quelle candidate per la protezione (Roberts *et al.* 2003a).

#### *1.4.2.1 Analisi dei criteri ecologici.*

##### Rappresentazione biogeografica.

L'applicazione di questo criterio ha come obiettivo principale la rappresentazione di tutte le regioni biogeografiche e quindi delle specie e dei popolamenti ad esse associate, all'interno del network, così da permettere la protezione della biodiversità su ampia scala spaziale. Il primo passo in un tale approccio è rappresentato dalla definizione delle regioni biogeografiche all'interno della più ampia area che ospiterà la rete di AMP, attraverso la valutazione delle modalità di distribuzione delle specie e dei popolamenti in quell'area. Un simile approccio è stato utilizzato con successo da diversi autori (Bustamante 1999; Day e Roff 2000) al fine di identificare i siti da proteggere nell'ambito di reti di AMP. Ballantine (1997) ha anche sottolineato la necessità di replicazione di AMP all'interno di ogni regione biogeografica in modo da assicurare la protezione di specie e popolamenti contro eventi catastrofici locali che possano interessare singole AMP.

Se per la selezione dei siti candidati alla protezione (scala locale) sono stati identificati criteri che permettano l'inclusione dei siti con il più alto numero di specie, un simile approccio non può essere applicato a scala regionale. Ciò, infatti, potrebbe condurre alla selezione dei siti principalmente localizzati in regioni biogeografiche ad elevata ricchezza in specie, come alcune aree tropicali, a scapito di altre regioni come quelle temperate (Roberts *et al.* 2002). Questo

chiaramente dà per scontato che le aree tropicali siano caratterizzate da una ricchezza specifica maggiore di altre aree biogeografiche, cosa che potrebbe non essere vera per tutti i comparti ecologici.

La tutela di struttura e funzionamento degli ecosistemi può richiedere, inoltre, non solo di indirizzare gli sforzi sulla protezione del maggior numero possibile di specie, ma anche di porre particolare attenzione per alcuni gruppi funzionali. In un ecosistema con un basso numero di specie (es., Mar Baltico), i processi primari (produzione primaria, decomposizione, fissazione dell'azoto, costruzione di habitat da parte di specie strutturali, ecc.) possono essere espletati da un numero di specie inferiore rispetto ad un ecosistema che si dice essere caratterizzato da una elevata biodiversità (es., aree tropicali). Proteggere ecosistemi naturali caratterizzati dalla presenza di poche specie può essere, quindi, ugualmente se non più importante che preservare quelli ad elevata diversità specifica. In un sistema ricco in specie, molte di queste sembrano coesistere con altre che rivestono ruoli simili (Mooney *et al.* 1995; Roberts 1995). Perciò, la rimozione di una particolare specie potrebbe non causare alterazioni nei processi naturali poiché altre specie funzionalmente simili potrebbero essere in grado di compensare quelle mancanti, secondo un concetto ecologico definito come "ridondanza". Al contrario, la perdita di specie in un sistema a bassa diversità potrebbe portare alla scomparsa di alcune funzioni ecosistemiche (Naeem *et al.* 1994). Focalizzare l'attenzione solo sulla ricchezza in specie, quindi, non tiene conto della maggiore vulnerabilità di sistemi a bassa diversità, tipici delle regioni temperato-fredde, che comunque necessitano di protezione (Roberts *et al.* 2003b). Tuttavia, anche in questo caso, poiché gli effetti della diversità specifica su funzioni ecosistemiche e stabilità sono un campo di ricerca che richiede ancora una ampia sperimentazione, è auspicabile che vi sia una maggiore interazione con l'ecologia sperimentale per chiarire aspetti ad oggi largamente inesplorati.

#### Rappresentatività ed eterogeneità degli habitat.

Una volta definite le regioni biogeografiche è necessario adottare criteri che consentano di posizionare e disegnare adeguatamente le AMP all'interno di ogni regione. Tali criteri dovrebbero assicurare la protezione degli habitat più estesi ed

ecologicamente importanti (Day e Roff 2000; Roff e Evans 2002; Leslie *et al.* 2003). Da questo punto di vista è necessaria una quantificazione della estensione e localizzazione degli habitat all'interno della regione. La valutazione della diversità degli habitat risulta di gran lunga meno complicata rispetto alla valutazione della diversità delle specie ed alcuni studi hanno provato che essa può essere utilizzata quale valido surrogato della ricchezza specifica (Ward *et al.* 1999). L'identificazione degli habitat può essere effettuata attraverso differenti criteri. Per esempio, alcuni habitat sono definiti in base alle caratteristiche del fondale (es. fondi rocciosi), mentre altri possono venire identificati attraverso i loro attributi biologici o le specie dominanti e strutturanti (es. le mangrovie; Day e Roff 2000).

Il criterio della **rappresentatività degli habitat** consiste sostanzialmente nell'includere nelle AMP i diversi habitat nella stessa proporzione in cui sono presenti a livello regionale. Ad esempio, se un habitat a livello regionale copre il 50% dei fondali, esso dovrà rappresentare anche il 50% degli habitat all'interno dell'AMP (Roberts *et al.* 2003b). In sostanza l'AMP dovrebbe essere un campione rappresentativo di tutti gli habitat importanti a livello regionale. Questo garantisce in particolar modo le funzioni ecosistemiche, le quali implicano connessioni tra i diversi habitat, come nei casi in cui gli organismi frequentino habitat diversi durante le differenti fasi del loro ciclo vitale. È comunque doveroso sottolineare che il criterio di rappresentatività è di difficile applicazione in quanto richiede dati spazialmente espliciti sulla distribuzione della diversità biologica a livello regionale. Pertanto, le percentuali di conservazione (target) maggiormente utilizzate in letteratura ricadono in un intervallo compreso fra il 10% e il 30% di ciascun habitat mappato (Leslie *et al.* 2003; Sale *et al.* 2005), senza che tuttavia queste percentuali vengano giustificate con criteri ecologici e, soprattutto, senza che studi sperimentali successivi siano mai stati condotti per convalidare la bontà dei criteri utilizzati.

A prescindere dagli specifici habitat selezionati, che ovviamente possono cambiare da regione a regione, la scelta dei siti da proteggere dovrebbe poi privilegiare l'**eterogeneità degli habitat**: tra due siti candidati ad essere protetti, quello che contiene più habitat dovrebbe essere privilegiato in quanto, in teoria,

dovrebbe essere quello che include sia più specie sia più funzioni ecosistemiche. Tale criterio, inoltre, facilita l'inclusione nelle AMP anche di habitat rari.

Uno tra i principali problemi che ci si trova ad affrontare quando è necessario selezionare delle aree prioritarie da includere nelle AMP è che quasi sempre il livello di conoscenza della biodiversità sia a livello locale, sia regionale è scarso se non nullo. In aggiunta, condurre indagini per la conoscenza delle specie associate ai diversi habitat è spesso gravoso in termini di tempo e denaro. Simili indagini, inoltre, richiedono la presenza di esperti di molti gruppi tassonomici che spesso non si ha la possibilità di coinvolgere. Ward *et al.* (1999), per ovviare a questi inconvenienti, hanno suggerito una strategia per selezionare AMP usando principalmente gli habitat come surrogati di diversità. La possibilità di utilizzare gli habitat come surrogati di diversità si basa, tuttavia, su un *background* di conoscenza in merito all'associazione tra le specie ed i popolamenti con i diversi habitat tipici di quella determinata regione. Una volta fatto ciò ed appurata l'esistenza di un elevato grado di associazione tra organismi ed habitat è poi possibile usare gli stessi habitat quale surrogato di biodiversità. Diversi studi hanno recentemente utilizzato il criterio della rappresentatività al fine di selezionare i siti deputati alla protezione all'interno di una regione (Leslie *et al.* 2003; Jordan *et al.* 2005).

In diversi casi, oltre ai criteri ecologici sono stati congiuntamente considerati anche criteri di tipo socio-economico al fine di limitare i conflitti sociali conseguenti alle limitazioni delle attività umane che l'istituzione di AMP implica (Sala *et al.* 2002; Friedlander *et al.* 2003; Stewart e Possingham 2004). Per esempio, tra due siti candidati alla protezione verrà privilegiato quello in cui l'istituzione della AMP non entri in conflitto con le attività di pesca tradizionale o di sussistenza delle popolazioni locali.

#### *1.4.2.2 Altri criteri e linee guida.*

##### Dimensione minima (critica) di un'AMP.

Le dimensioni delle AMP sono spesso stabilite sulla base di considerazioni pratiche o compromessi con il contesto socio-economico in cui si trova l'AMP, mentre i criteri ecologici sono raramente tenuti in considerazione.

Il problema delle dimensioni delle aree protette è una delle controversie maggiori dell'ecologia della conservazione: è meglio costruire una sola grande AMP o numerose piccole riserve? Questo problema è noto in letteratura con il termine di *Sloss debate*, dove SLOSS è acronimo di *single large or several small*, cioè “una sola grande o numerose piccole” riserve.

L'importanza della distribuzione degli habitat e delle caratteristiche delle specie sulle quali si focalizza la protezione (es., il loro *home range* o la loro capacità di movimento) impedisce di dare una singola risposta al quesito. Ci sono, infatti, dati sperimentali a supporto di entrambe le teorie.

La teoria della biogeografia delle isole (MacArthur e Wilson 1967) prevede che la diversità di specie aumenti direttamente con la superficie dell'area e, quindi, aree protette più grandi dovrebbero contenere più specie, anche se la teoria non fornisce alcuna previsione su come l'impatto delle AMP influenzi la diversità di specie (Halpern 2003).

Halpern (2003), analizzando i risultati di 89 studi sulle AMP, ha mostrato che la creazione di AMP determina un generale incremento di abbondanza, biomassa, taglia e diversità degli organismi all'interno dei confini delle AMP stesse e che tali effetti sono indipendenti dalle loro dimensioni. Ovviamente, considerare unicamente le differenze tra interno (zone protette) ed esterno (zone soggette a pesca) delle AMP rappresenta una valutazione estremamente limitata dell'efficacia della protezione in quanto non tiene minimamente conto di aspetti funzionali a livello ecosistemico o di potenziali effetti sulle aree adiacenti alle AMP. In un sistema marino, come già sottolineato, è necessario tenere presente dell'apertura delle popolazioni e del potenziale dispersivo dei propaguli prodotti dalla maggior parte delle specie. L'apertura delle popolazioni implica che le AMP debbano avere almeno una delle seguenti caratteristiche:

- essere tanto grandi da superare le distanze di dispersione in modo tale che le popolazioni protette possano sostenersi;
- se le AMP sono tanto piccole da non superare le distanze di dispersione, tra le riserve dovrebbe essere garantito un certo grado di connettività tramite la dispersione, in modo che i propaguli di una ripopolino l'altra.

Quando le AMP sono di piccole dimensioni (nell'ordine delle decine di ettari), quindi, potrebbero non essere in grado di mantenere popolazioni numerose, specialmente nel caso di specie mobili caratterizzate da un elevato tasso di dispersione. Secondo Halpern (2003) nelle AMP di piccole dimensioni è probabile che eventuali popolazioni ad elevata densità siano il frutto di eventi riproduttivi e di reclutamento avvenuti altrove. Questo è un punto importante in quanto dimostrerebbe che popolazioni all'interno di AMP molto piccole (*sink*) possono funzionare solo mantenendo i collegamenti essenziali con altri habitat e popolazioni esterne (*source*). Ciò è ancor più ragionevole, nel caso di specie ad elevata capacità di dispersione, per le quali sarebbe più utile istituire un network di AMP di limitate dimensioni rispetto ad un'unica grande AMP a livello regionale. Per contro, più grandi sono le AMP, maggiore è la probabilità che le popolazioni di specie al loro interno siano in grado di auto-mantenersi attraverso il reclutamento di nuovi individui, soprattutto nel caso di specie a scarsa dispersione.

#### Specie endemiche.

Le specie endemiche sono spesso considerate come particolarmente meritevoli di protezione (International Council for Bird Preservation 1992). Questa valutazione è basata sul fatto che le specie presenti solo in aree ristrette hanno un più alto rischio di estinzione rispetto a quelle più diffuse in quanto un impatto localizzato può interessare il loro intero areale di distribuzione. Va tuttavia tenuto conto del fatto che "endemismo" è un concetto spazialmente ambiguo e si tende ad usarlo su scale spaziali definite arbitrariamente.

#### Specie commerciali.

La protezione di popolazioni di specie commerciali ed i relativi benefici per la pesca sono tra i più importanti risultati attesi delle AMP. Se le finalità dell'AMP comprendono anche i benefici per la pesca, allora l'importanza relativa dei siti da proteggere può aumentare in relazione alla presenza di specie commerciali o la presenza di habitat ai quali è noto che esse si associno,

specialmente durante alcune fasi particolari come quelle riproduttive o durante il reclutamento.

#### Specie o stadi vitali vulnerabili.

L'inclusione di habitat in cui si trovino specie o stadi vitali vulnerabili può ulteriormente aggiungere valore a un sito candidato alla protezione. Un tipico esempio potrebbe essere un sito in cui avvengono aggregazioni riproduttive. Quindi, se un sito è chiaramente identificato come zona in cui avviene uno stadio critico del ciclo vitale, esso deve essere prioritariamente considerato come candidato per la protezione. Alcune specie di pesci e crostacei utilizzano gli estuari o gli habitat a fanerogame vicini alla costa nei primi stadi del loro ciclo vitale per poi migrare da adulti verso habitat più profondi ed al largo per nutrirsi e riprodursi (Wallace *et al.* 1984). Idealmente, quindi, questi habitat dovrebbero essere inclusi nelle AMP. Similmente, se un sito è caratterizzato dalla presenza di habitat importanti per specie funzionalmente rilevanti (es., specie *keystone*), esso può richiedere una più alta priorità per la protezione (Roberts *et al.* 2003b).

#### Connettività tra habitat.

Il mantenimento delle funzioni ecosistemiche è uno tra gli obiettivi principali delle AMP di cui ovviamente si dovrebbe tener conto per un appropriata localizzazione e disegno delle aree da proteggere. Aumentare le connessioni potenziali tra habitat ha, quindi, un valore elevato nel raggiungimento degli obiettivi di conservazione e di gestione. Ad esempio, proteggere le specie ittiche che vivono su fondali rocciosi senza proteggere gli habitat adiacenti in cui i giovanili delle stesse specie reclutano, può determinare un completo fallimento per la conservazione delle comunità dei substrati rocciosi (Garcia-Rubies e Macpherson 1995; Harmelin *et al.* 1995; Macpherson 1998). L'uso operativo di questi criteri nella selezione di AMP non è diretto, ma le sue implicazioni sono rilevanti. A dispetto della loro ovvia importanza, però, le connessioni fra gli ecosistemi non sono state pienamente indagate o usate nel processo di individuazione e istituzione di AMP. Per garantire una connettività tra habitat è necessario conoscere il comportamento dispersivo delle specie che è influenzato

dalla distanza e direzione di dispersione (Cowen 1985; Blot *et al.* 1990; Palumbi 1995; Planes *et al.* 2000) cosa che oggi è poco nota.

### Integrità ambientale.

Idealmente le AMP, infine, non dovrebbero essere istituite dove esistano impatti antropici rilevanti (es. scarichi e discariche) (Roberts *et al.* 2003b). Ad esempio la vicinanza a centri urbani può implicare *overfishing* (sovrasfruttamento degli stock ittici), scarichi urbani, pressioni dovute alla frequenza delle visite, rischi crescenti sono associati alla vicinanza di porti, oleodotti sommersi, piattaforme e raffinerie, industrie chimiche, etc. In generale, quindi, dovrebbero essere soggetti a regimi di tutela quei siti dove esistano reali potenzialità per il recupero o dove non esistano gravi impatti antropici in modo tale da preservarne l'integrità (Roberts *et al.* 2003b).

La considerazione di alcuni aspetti socio-economici è di fondamentale importanza nella procedura di pianificazione di un'AMP (Badalamenti *et al.* 2000). Poiché le AMP raggiungono gli obiettivi di conservazione limitando l'uso umano delle risorse marine, queste restrizioni spesso entrano in conflitto con diverse attività economiche locali. L'ostilità dei residenti, in particolare, scaturisce dopo l'istituzione delle cosiddette *no take zone* o Zone di Riserve Integrali: porzioni di Aree Marine Protette in cui è vietata ogni attività umana (navigazione, pesca, balneazione, attività ricreative, ecc.). In Italia, ad esempio, esistono diversi casi (Porto Cesareo, Portofino, Punta Campanella, Torre Guaceto, ecc.) in cui è stato necessario rivedere e modificare i disegni delle AMP per evitare che questi entrassero in conflitto con gli interessi economici delle popolazioni residenti.

L'esperienza, quindi, insegna che nella fase precedente l'istituzione di un'AMP è necessaria una dettagliata valutazione, oltre che degli aspetti ecologici, anche della presenza e estensione delle sorgenti potenziali di pressione antropica presenti lungo la costa (Stewart e Possingham 2004).

## 1.5 Sistemi Informativi Geografici e modelli matematici di selezione di AMP.

I criteri e le linee guida analizzate evidenziano che il punto di partenza per pianificare una rete efficace e rappresentativa di AMP che tuteli la biodiversità e i processi ecologici che la mantengono, è una dettagliata conoscenza sia delle modalità di distribuzione, di abbondanza e di diversità degli organismi (ad una gerarchia di scale spaziali), sia delle potenziali sorgenti di impatto, sia delle attività socio-economiche presenti lungo la costa. La necessità di disporre di dati spazialmente espliciti sulla tipologia e distribuzione della biodiversità (mappe tematiche degli habitat) e sulle pressioni antropiche costiere (mappe tematiche dei porti, scarichi urbani, impianti di acquacoltura, ecc.) si riflette sull'importanza dell'applicazioni dei Sistemi Informativi Geografici (Jordan *et al.* 2005) e sull'uso di specifici algoritmi capaci di integrare i diversi tematismi per elaborare scenari di Aree Marine Protette che rispondano a determinati criteri ecologici e socio-economici (Possingham *et al.* 2000).

### 1.5.1 Sistemi Informativi Geografici (GIS): definizione e funzioni.

GIS è l'acronimo inglese di *Geographic Information System* (letteralmente Sistema Informativo Geografico), definizione anglosassone di quello che, in Italia, viene più comunemente chiamato Sistema Informativo Geografico Territoriale (SIT). Le due definizioni, in realtà, non sono equivalenti; il GIS, infatti, è una tecnologia alla base dei sistemi informativi territoriali.

La definizione probabilmente più completa, più comunemente accettata e più citata in letteratura che sia stata fornita di GIS è quella formulata da P.A. Borrough nel 1986: "un potente insieme di strumenti in grado di acquisire, immagazzinare, recuperare, trasformare, analizzare e riprodurre dati spaziali riferiti al territorio". Nella letteratura specialistica, tuttavia, esistono altre importanti definizioni che meritano di essere citate e che contribuiscono a chiarire cosa è un GIS:

- Aronoff (1989): "un insieme di procedure, basate sull'utilizzo di strumenti informatici, atte a memorizzare e manipolare dati geografici";

- Cowen (1988): “un sistema per il supporto decisionale su tematiche di natura ambientale che si basa sull’utilizzo di dati spazialmente riferiti”;
- Grimshaw (1994): “un gruppo di procedure che consentono input, memorizzazione, accesso, *mapping*, e analisi spaziali sia per dati spaziali che per attributi, per supportare le attività decisionali dell’organizzazione.

Le caratteristiche evidenziate nelle definizioni distinguono i GIS da un normale *software* di cartografia digitale. La cartografia di base digitale, infatti, è solo il punto di partenza per analisi spaziali più complesse, che rendono il GIS uno strumento di grande valore per tutti coloro che hanno la necessità di visualizzare ed esaminare informazioni per spiegare eventi, prevedere esiti e risultati, pianificare strategie.

#### *1.5.2 Applicazione ed evoluzione dei sistemi GIS a problematiche ambientali.*

La cartografia tematica ambientale riveste un ruolo di primaria importanza sia per gli aspetti di ricerca di base legati alla conoscenza degli ecosistemi, sia per gli aspetti finalizzati a necessità di intervento e gestione del territorio (Bartlett 2000; Villa *et al.* 2002).

La rilevanza delle mappe tematiche nella pianificazione e gestione delle risorse naturali fu messa in evidenza per la prima volta da Ian McHarg già nel 1969. Egli pubblicò il libro “*Design with Nature*” che formalizzava una metodologia di analisi spaziale basata sulla comparazione di dati tematici e sulla produzione di cartografia di sintesi. In pratica, McHarg ipotizzava l’uso della sovrapposizione di dati geografici strutturati in livelli informativi a singolo tematismo al fine di realizzare carte di sintesi ottenute per combinazione logica.

Nel corso degli anni l’evoluzione della tecnologia GIS nell’ambito di problematiche ambientali ha avuto notevoli progressi con l’affinarsi delle procedure delle tecniche di rilevamento utilizzate in ambiente marino e terrestre:

- metodi di telerilevamento: l’insieme delle tecniche di ripresa (foto aeree, foto satellitari) che permettono di conoscere a distanza la natura e lo stato delle superfici investigate e ben si presta all’indagine in campo ambientale;

- sistemi di posizionamento satellitare (GPS): permettono di determinare le coordinate geografiche di un qualsiasi punto (Latitudine e Longitudine) con un errore medio dell'ordine di qualche metro;
- metodi ecografici: strumenti impiegati in ambiente marino per ottenere immagini della morfologia dei fondali e la misura della profondità.

Uno dei passi fondamentali che ha determinato lo sviluppo dei sistemi GIS in campo ambientale è avvenuto con la necessità di integrare i diversi argomenti tematici (Zurlini 1998). La pianificazione ambientale mediante la cartografia tematica, infatti, si articola in tre fasi:

- la prima consiste nell'indicare i diversi livelli di dettaglio e tutti i tematismi da studiare per realizzare una carta che fornisca una visione d'insieme delle risorse o delle potenzialità di un ambiente;
- la seconda comprende tutte le procedure (raccolta dati e successiva elaborazione) necessarie nella realizzazione delle carte monotematiche prescelte nella prima fase;
- la terza fase consiste nell'integrare i dati mediante una sovrapposizione dei vari tematismi di base (mappa geomorfologica, di distribuzione dei popolamenti, delle pressioni antropiche, ecc.) e analizzare le relazioni spaziali tra gli elementi che risiedono su differenti temi. Questa analisi si pone l'obiettivo di trarre dai temi indagati un quadro sintetico per la risoluzione di problemi di natura ambientale.

Il bisogno di integrare dati di natura diversa sottoponendoli ad una serie di operazioni che ne rendono possibile il confronto e l'analisi è stata la premessa per la realizzazione di programmi di gestione ed elaborazione in grado di eseguire semplici sovrapposizioni di carte monotematiche ricorrendo all'uso del calcolatore.

### *1.5.3 Tipologia dei dati di un GIS.*

I dati costituiscono la componente più importante di un GIS. Essi, secondo come vengono acquisiti, possono essere:

- primari: acquisiti direttamente dall'utente tramite tradizionali metodi di rilevamento;

- secondari: provenienti da cartografie già esistenti, bibliografia, ecc.;

I dati geografici immessi nei *software* GIS sono caratterizzati da due componenti:

- gli elementi grafici sono rappresentabili graficamente e sono frutto della combinazione di primitive geometriche georeferenziate (posizionate su una mappa secondo un sistema di coordinate noto): punti o nodi, linee o archi, poligoni o aree;
- gli attributi sono dati non spaziali associati agli elementi grafici (punti, linee e poligoni) e hanno la funzione di fornire informazioni sulle caratteristiche dei dati spaziali.

Tutti gli elementi grafici sono organizzati in strati informativi detti anche temi, *layers* o *coverage*. Ogni strato informativo contiene entità omogenee, pertanto, uno tema può essere puntuale, lineare o poligonale.

I dati spaziali possono essere archiviati utilizzando due formati:

- Formato vettoriale: le informazioni di punti, linee, poligoni sono codificate e memorizzate come una collezione di coordinate  $x, y$ . Un elemento puntuale viene rappresentato da una singola coppia di coordinate  $x, y$ . Un elemento lineare, invece, viene descritto attraverso una serie di coppie legate da due punti. Gli elementi poligonali sono rappresentati mediante una serie combinata di linee che la racchiudono. Si ottiene, così, una visione particolareggiata del territorio in cui ogni elemento è memorizzato con i propri attributi metrici e descrittivi;
- Formato *raster*: le informazioni relative alla zona d'interesse sono definite mediante una griglia regolare di celle chiamate *pixel*. Ad ogni cella viene assegnato un valore che ne specifica le caratteristiche.

Il formato *raster* e il formato vettoriale sono metodi complementari di rappresentare il mondo reale. Entrambe i modelli consentono di avere una rappresentazione grafica della realtà, hanno propri vantaggi e svantaggi e specifici ambiti di applicazione. Sebbene in molte applicazioni sia preferibile l'uno o l'altro approccio, è molto comune e spesso necessaria l'integrazione di mappe dei due tipi e la conversione della rappresentazione dei fenomeni dall'uno all'altro tipo di mappa.

#### 1.5.4 Modelli matematici di selezione di AMP: il *Marxan*.

Sebbene esista una forte evidenza che le AMP costituiscano un approccio necessario e appropriato per la gestione della fascia costiera, c'è una grande incertezza riguardante la localizzazione per massimizzare i benefici della conservazione minimizzando i costi sociali.

Il processo di valutazione del “dove” localizzare un sistema di AMP è molto complesso; esso, infatti, richiede una grande quantità di dati sulla tipologia e sulle modalità di distribuzione di habitat e popolamenti, sulle caratteristiche della storia vitale degli organismi che sono l'obiettivo della conservazione, sui processi oceanografici di una data area come la direzione delle correnti principali e le oscillazioni termiche (Airamé *et al.* 2003; Gaines *et al.* 2003). Per i ricercatori, interpretare questa mole di dati per identificare quali possano essere i possibili scenari che meglio rispondano agli obiettivi di conservazione stabiliti, può essere gravoso o addirittura impossibile se l'area in questione è molto ampia (Leslie *et al.* 2003). Un ulteriore ostacolo è rappresentato dal fatto che i pianificatori di AMP devono cercare di elaborare network di AMP che massimizzano la biodiversità e, nello stesso tempo, minimizzano i conflitti sociali che scaturiscono dal sottoporre a regime di tutela tratti di mare.

A fronte di queste difficoltà, sono stati sviluppati modelli matematici che contribuiscono a risolvere i problemi scientifici e sociali inerenti la localizzazione di AMP. Esistono diverse tecniche computazionali per creare modelli alternativi di AMP; fra questi algoritmi, quelli più efficienti sono stati adoperati per realizzare uno specifico *software* per la selezione di AMP: il *Marxan*.

Il *Marxan* è un programma prodotto da Ian Ball (2000) durante la sua tesi di dottorato. Esso è stato creato per le aree marine partendo da un *software* utilizzato per disegnare sistemi di riserve terrestri, lo *Spexan*. Ball, inizialmente, nell'ambito di un progetto finanziato da “*The Nature Conservancy* (TNC)”, ha integrato lo *Spexan* alla tecnologia GIS. Il matematico, successivamente, in un progetto finalizzato alla rizonizzazione della *Great Barrier Reef Marine Park* (GBRMP) in Australia, ha modificato la versione di *Spexan* sviluppando l'applicativo *Marxan* al fine di fornire un supporto decisionale per modificare la posizione delle *no take zone* (vd. Lewis 2003).

Il *Marxan* include diversi algoritmi di selezione di riserve ma principalmente adopera il *Simulated Annealing* o fusione simulata (Ball e Possingham 2000). Questa procedura di calcolo simula il processo di raffreddamento usato per temprare i metalli e vetro (Metropolis *et al.* 1953; Kirkpatrick *et al.* 1983; Otten *et al.* 1989).

La fusione simulata, inizialmente, genera un sistema di AMP completamente *random* scelto tra i siti disponibili; in una fase successiva, esplora iterativamente nuove soluzioni di prova facendo una serie di cambiamenti casuali. L'algoritmo, ad ogni cambiamento, aggiunge un nuovo sito al sistema e valuta gli effetti: se il nuovo scenario coglie meglio gli obiettivi di conservazione, viene adottato, altrimenti viene mantenuto il sistema di AMP precedente. Questo processo continua per molte permutazioni. Questa procedura di calcolo si avvicina alle soluzioni ottimali molto di più di altre tecniche computazionali. La fusione simulata, inoltre, a differenza di altri algoritmi, non produce un'unica soluzione ottimale, ma elabora un set di soluzioni che i gestori delle AMP possono valutare e scegliere tenendo conto delle esigenze locali.

La tecnica *Simulated Annealing* è molto sensibile ai dati immessi (Murray e Church 1996); l'efficacia di tale procedura, infatti, dipende da informazioni molto dettagliate e sito specifiche sull'area di studio, altrimenti l'algoritmo genera sistemi di AMP sub-ottimali.

#### *1.5.4.1 Come funziona il Marxan: input files.*

Una volta realizzate le carte tematiche relative alla distribuzione dei popolamenti e delle attività socio-economiche dell'area di studio, è necessario organizzare i dati per processarli con il *Marxan*.

Il primo passo consiste nel suddividere l'area d'interesse in *planning unit* o unità di pianificazione (UP): si tratta di una griglia regolare di celle georeferite e di dimensione nota. La dimensione viene scelta in base all'ampiezza dell'area in esame; il *Marxan*, infatti, è in grado di lavorare con un massimo di 20000 unità di pianificazione. Un piccolo passo di griglia significa un elevato numero di UP, un maggiore dettaglio di rappresentazione e tempi di elaborazione più lunghi.

Le unità di pianificazione sono necessarie per costruire i quattro *file* per il funzionamento del *Marxan*:

- *targets file*: contiene gli obiettivi di conservazione (o target); i target sono espressi come quantità di superficie che si vuole tutelare per ciascun habitat mappato;
- *planning units file*: contiene le informazioni relative allo stato di disponibilità di ciascuna UP. Questo dato consente di “bloccare” determinate UP: escludere o includere alcune UP durante il processo di selezione delle riserve, quando le unità di pianificazione comprendono rispettivamente intense attività socio-economiche o emergenze biologiche;
- *amounts file*: include i dati relativi al tipo e quantità di habitat contenuto in ogni UP;
- *boundary file*: contiene i dettagli sulle relazioni topologiche delle UP e sulla lunghezza del limite fra due unità di pianificazione adiacenti. Questo file è necessario per controllare il livello di frammentazione e compattezza del network di AMP.

La realizzazione delle *planning units* e dei file sopra elencati richiede l'impiego di particolari moduli applicativi integrati nella tecnologia GIS.

#### 1.5.4.2 Cosa produce il *Marxan*: output files.

I risultati prodotti con il *Marxan* sono organizzati in diversi tipi di file tra cui i principali sono:

- *Scenario Best*: contiene il migliore scenario di AMP prodotto durante il processo di elaborazione dei dati; cioè il sistema di riserve che meglio risponde ai criteri ecologici e socio-economici dettati dall'utente;
- *Scenario MVBest*: i dati contenuti in questo file permettono di quantificare la misura con cui il migliore scenario di AMP incontra gli obiettivi di conservazione;
- *Summed Irreplaceability*: questa informazione indica l'irriproducibilità di ciascuna UP: il numero di volte che una determinata UP si ripete in tutti gli scenari di AMP elaborati. Un'unità di pianificazione con un

valore elevato di l'insostituibilità significa che, la sua inclusione nel sistema di riserve, è necessaria per il raggiungimento degli obiettivi di conservazione.

I file “*Scenario Best*” e “*Summed Irreplaceability*” sono organizzati in un formato compatibile con la tecnologia GIS e, quindi, visualizzabili come mappe.