

1. INTRODUZIONE

L'ambiente costiero contribuisce ampiamente all'economia e al benessere delle comunità le quali dipendono, direttamente o indirettamente, dallo sfruttamento delle risorse naturali di questo sistema. Esistono, infatti, importanti relazioni tra le condizioni ambientali e quelle socio-economiche tali per cui l'integrità dell'ambiente e il benessere della comunità sono altamente relazionate (Abdrabo e Hassaan, 2003). Le condizioni socio-economiche sono spesso influenzate dall'ambiente naturale attraverso i beni e servizi forniti dai diversi ecosistemi presenti lungo la fascia costiera.

I beni e servizi sono definiti come i benefici diretti e indiretti che le popolazioni umane ottengono dagli ecosistemi che possono essere più o meno produttivi in base all'integrità delle componenti e dei processi che li regolano (Beaumont et al. 2007).

Nel tempo sono stati proposti diversi metodi di classificazione di beni e servizi (Costanza et al., 1997; Pimentel et al., 1997; Ewel et al., 1998; Moberg and Folke, 1999; Holmlund and Hammer, 1999; de Groot et al., 2002; Millenium Ecosystem Assessment, 2003, Hein et al., 2006). In generale, i beni e servizi forniti dall'ambiente possono essere suddivisi in quattro macro categorie (Millenium Ecosystem Assessment, 2003; Hein et al. 2006): 1) prodotti ottenuti dagli ecosistemi; 2) benefici derivanti dalla regolazione dei processi degli ecosistemi; 3) benefici non materiali (Culturali); 4) servizi di supporto alla produzione di altri servizi ecosistemici, ma che non apportano benefici diretti all'uomo. In particolare, tra i beni forniti dal sistema marino vi sono molti vegetali e animali che provvedono ad una significativa parte della dieta umana (es. prodotti ittici). Inoltre, materie prime come le alghe utilizzate per l'industria e fertilizzanti, mangimi utilizzati per l'acquacoltura, oggetti ornamentali e da collezione (conchiglie) vengono sistematicamente estratti dall'ambiente marino. Tra i servizi di regolazione del clima e dei gas si hanno il bilanciamento e il mantenimento della composizione chimica dell'atmosfera e degli oceani attraverso gli organismi marini. Numerosi processi biogeochimici come la regolazione del rapporto CO_2/O_2 , dell'ozono e dei SO_x , preservano la composizione chimica dell'atmosfera e degli oceani, consentendo il perdurare

delle condizioni di abitabilità del pianeta, di respirabilità dell'aria e la regolazione del clima globale (Costanza, 1999). Il riciclo e la disponibilità dei nutrienti essenziali, quali N, P, S, sono aspetti cruciali per la salute degli ecosistemi e rappresentano spesso un fattore determinante nello svolgimento delle loro funzioni come, per esempio, il mantenimento della produttività (Friedrich et al., 2002). La fauna e la flora marina possono giocare un ruolo nella difesa delle regioni costiere. La presenza, ad esempio, di praterie di *Posidonia oceanica* sulla linea di costa può attutire e prevenire l'impatto delle onde, delle inondazioni e delle tempeste (Huxley, 1992; Davison and Hughes, 1998). Un altro servizio fornito dagli ecosistemi è la biorimediazione di rifiuti. Un processo che rimuove gli inquinanti attraverso il riciclo, il bioaccumulo e l'assorbimento attraverso i sedimenti. Per esempio, l'attività di bioturbazione da parte della macro e micro fauna presente sui fondali marini può insabbiare, sequestrare e processare inquinanti (materiali organici e inorganici) attraverso l'assimilazione e/o l'alterazione chimica. Inoltre, la biodiversità marina può avere un significato culturale per molte popolazioni. Le comunità umane che vivono per mare e dal mare spesso conferiscono una particolare importanza all'ambiente marino che, quindi, ha giocato e gioca ancora un ruolo fondamentale nella definizione economica e culturale delle comunità. La suddetta identificazione con l'ambiente marino potrebbe essere associata ai forti interessi economici legati all'attività di estrazione ma quando gli interessi economici decrescono la comunità dà un valore simbolico crescente alla preservazione del sito (Beaumont et al. 2007). Da sempre l'uomo si dedica allo studio della natura e dei meccanismi che la regolano apportando dei benefici in termini di esigenze culturali, educative e di ricerca. Tali conoscenze, sfruttando, adattando e imitando la natura, possono essere funzionali alla produzione di tecnologie utili al benessere umano. Le risorse naturali sono alla base di tante attività ricreative come il *bird watching*, la pesca sportiva, il *whale-watching*, lo *snorkeling* e attività di immersione subacquea. Inoltre, alcuni benefici derivano dal non uso della biodiversità marina. Le generazioni attuali danno un valore nell'assicurare alle future generazioni un sistema integro dal punto di vista della presenza della biodiversità e delle funzioni ecosistemiche. Tale atteggiamento è determinato dal fatto che molte persone ritengono che le future generazioni dovrebbero avere la possibilità di accedere

almeno alle stesse risorse e opportunità di oggi, che sono comunque largamente influenzate da secoli di attività estrattive.

Molti, nonostante non abbiano nessun tipo di contatto con la vita marina, danno un valore alla semplice esistenza della stessa (Hageman, 1985; Loomis and White, 1996). Alcuni benefici derivano dalla possibilità futura di sfruttare alcuni organismi che ad oggi non hanno nessun tipo di impiego. Infine, esistono benefici che non hanno un rapporto diretto con il benessere umano, ma che sono necessari al buon funzionamento degli ecosistemi.

Un'elevata biodiversità, non solo in termini di specie ma anche in termini funzionali, rende i sistemi resilienti, cioè in grado di assorbire le perturbazioni sia naturali che quelle determinate dall'uomo impedendo una diminuzione delle funzioni ecosistemiche e l'erosione dei beni e servizi forniti dall'ambiente (Hughes et al., 2005). Inoltre, molti organismi (es. biocostruttori, praterie di *Posidonia oceanica*) sono loro stessi habitat in grado di ospitare altri organismi e fornire spazi per la riproduzione e l'accrescimento di forme giovanili particolarmente importanti per il ripopolamento di specie commerciali e/o di supporto agli ecosistemi.

Costanza et al. (1997) hanno stimato che l'uso indiretto dell'ecosistema marino è di 8.4 milioni di miliardi di US \$ all'anno per l'oceano aperto e di 12.5 milioni di miliardi di US \$ per ecosistemi della costa. L'intero set di beni e servizi forniti dai sistemi costieri (ambienti di transizione, estuari e praterie di fanerogame marine), raggiungono un valore globale 10 volte superiore ai servizi forniti dagli ecosistemi terrestri. Sebbene queste stime siano piuttosto imprecise per definire la natura, esse danno un'indicazione chiara sull'importanza dei sistemi costieri.

Nonostante il benessere sociale ed economico sia altamente vincolato al buon funzionamento degli ecosistemi ed alla persistenza della biodiversità, l'uomo sembra non curarsi della fragilità di tali sistemi e delle ripercussioni generate da un continuo e insostenibile sfruttamento delle risorse naturali. Il valore funzionale degli ecosistemi costieri ha rappresentato ed ancora rappresenta uno dei motivi centrali della colonizzazione di tali aree da parte delle popolazioni umane (Airoldi e Beck, 2007).

Le aree costiere nel mondo occupano circa il 15% della superficie terrestre e ospitano più del 60% della popolazione mondiale (EEA, 1999b). Globalmente, la popolazione che vive entro i 100 km dalla linea di costa è cresciuta da 2 miliardi

nel 1990 a 2.2 miliardi nel 1995 (Burke et al., 2001) e le proiezioni indicano che nel 2025 assisteremo ad un raddoppio della popolazione costiera (EEA, 1999a). Oggi le coste di molti stati europei sono soggette ad un rapido sviluppo in termini sociali ed economici e ci si aspetta un aumento delle pressioni dovute alla crescita delle popolazioni (EEA, 2005). Ad esempio, tra il 1980 e il 2000, lungo la costa del mediterraneo, la popolazione è passata rispettivamente da 84.5 milioni a 123.7 milioni (crescita del 46%) e tra il 2000 e il 2025, molto probabilmente, raddoppierà (UNEP/MAP/PAP, 2001).

Da secoli la popolazione costiera è cresciuta e, insieme ad essa, sono cresciuti gli impatti sugli ecosistemi e la domanda di risorse. Durante le varie epoche e, in particolare, tra il diciannovesimo e il ventesimo secolo, il paesaggio (terrestre e marino), gli ecosistemi e gli habitat costieri hanno subito l'impatto crescente dell'industria, del turismo e di uno sviluppo urbano incontrollato (Reise, 2005). Le pratiche di pesca, l'inquinamento chimico e da nutrienti, l'acquacoltura, l'uso e la trasformazione dei terreni, l'uso dell'acqua e la navigazione alterano la struttura e le funzioni degli ecosistemi (Lubchenco et al., 1995; Airoidi e Beck, 2007).

Nell'ultimo secolo, l'attività di pesca da artigianale si è rapidamente trasformata in un'attività industriale (Zenetos et al., 2002) e insostenibile, con una serie conseguenze sulla persistenza degli *stock* ittici commerciali (Farrugio et al., 1993, FAO, 2006). La FAO (2006) ha stimato che, a livello globale, oltre la metà degli *stock* (52%) è fortemente sfruttata visto che il livello di produzione derivante dall'attività di pesca raggiunge il limite massimo sostenibile. Le tecnologie avanzate che agevolano la pesca e altre attività di estrazione hanno determinato la scomparsa dei grandi predatori in diverse parti dell'oceano (Roberts, 2007) con un cambiamento della struttura delle popolazioni che oggi presentano una dominanza di piccole taglie, la perdita di biomassa e la diminuzione della fecondità e di ripopolamento (Murawsky, 2000). Purtroppo, non si riscontrano segni di una diminuzione della pressione sulle risorse. Infatti, la FAO (2004) stima che tra il 2000 e il 2015 si avrà un incremento del 18% della richiesta di prodotti della pesca. La pesca illegale e distruttiva - come la pesca del dattero di mare *Lithophaga lithophaga* che causa un serio danneggiamento dei fondali rocciosi costieri (Fanelli et al. 1994) e la raccolta del corallo rosso *Corallium rubrum* (UNEP/MAP/RAC/SPA, 2007) - sta determinando un serio declino delle specie caratteristiche del mediterraneo. La pesca a strascico, le modificazioni

della costa e l'inquinamento stanno provocando la perdita di habitat fondamentali (Airoldi e Beck, 2007) come quello costituito da *Posidonia oceanica*, indispensabile per la riproduzione, il rifugio e il nutrimento del 25% delle specie animali e vegetali del mediterraneo (Delbaere, 1998).

Un'altra importante forma d'impatto sugli ecosistemi è rappresentata dall'inquinamento. Molte forme d'inquinamento, in particolare in Europa, derivano dal traffico nautico, dalle petroliere, dalle attività di estrazione (es. gas e petrolio) e da incidenti (EEA, 1998b; 1999c; 2006; Thompson et al., 2002). Nonostante in Europa si siano avviate diverse iniziative nazionali e transnazionali per il controllo degli inquinanti urbani ed industriali, ad oggi il problema più importante è il deposito di inquinanti nei sedimenti. In tutti i livelli trofici degli organismi marini si possono trovare tracce di metalli pesanti, rifiuti industriali e agricoli, organici e solidi con inevitabili conseguenze sulla salute delle popolazioni umane.

Nel prossimo futuro il nostro pianeta sarà ancor più sovrappopolato. Lo sfruttamento delle risorse naturali non mostra segni di diminuzione e, pertanto, le modificazioni umane dell'ambiente saranno ulteriormente crescenti. Nel corso di questi ultimi decenni ci si è resi conto che gli ecosistemi marini stanno soffrendo un importante declino della biodiversità e un'irreparabile alterazione delle funzioni ecosistemiche (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). I sistemi naturali possono essere resi meno produttivi dall'azione umana, facendo perdere o diminuire la resilienza dei sistemi sia ecologici che sociali, in termini di capacità di un sistema di assorbire e riorganizzarsi, in seguito a perturbazioni (Gunderson e Holling, 2002; Hughes et al., 2005; Micheli e Halpern, 2005; Worm et al., 2006). L'ambiente marino è soggetto ad impatti antropici spesso interagenti fra loro che possono limitare gravemente la sua capacità di fornire beni e servizi (Halpern et al., 2008; Worm et al., 2008) con conseguenze importanti non solo ambientali ma anche sulle dinamiche sociali ed economiche. Stress multipli sugli ecosistemi possono provocare una perdita di resilienza del sistema e aumentare il rischio di un cambiamento di regime spesso durevole e difficilmente reversibile (Hughes, 1994; Hughes et al., 2003; Hughes et al., 2005; Boero et al., 2008a; Casini et al., 2009). Il cambiamento di regime non è facile da prevedere (Young et al., 2008), ma le implicazioni, in ecosistemi altamente impattati, sono chiare: omogeneizzazione delle comunità naturali e degli ecosistemi provocati dalla riduzione della complessità della catena trofica, della diversità funzionale della

struttura dell'habitat, così come la diminuzione delle dimensioni degli organismi. Le perturbazioni localizzate di origine antropica combinate con nuove minacce come il cambiamento climatico, l'intrusione di specie aliene e l'acidificazione degli oceani contribuiscono a generare nuovi livelli di disturbo che probabilmente avranno un importante effetto sulla stabilità e produttività degli ecosistemi marini costieri (Easterling et al., 2000; Loreau et al., 2002; Hooper et al., 2005; Halpern et al., 2008). Cambiamenti nelle risposte fisiologiche agli stress ambientali, la frammentazione dei popolamenti, la modificazione della distribuzione di specie chiave e l'alterazione diretta o indiretta delle interazioni tra popolazioni sono solo alcuni esempi del probabile impatto del cambiamento climatico sugli ecosistemi marini (Hughes et al., 2003).

Solo attraverso la mitigazione degli impatti umani si può pensare di invertire la tendenza della perdita di biodiversità. In questo contesto diventa prioritario includere le attività umane come componenti degli ecosistemi (Palmer et al., 2004) e capire quali servizi ecosistemici soddisfino le necessità umane. In altre parole, passare dallo studio di sistemi meno disturbati alla prospettiva di coinvolgere l'uomo come componente di un ecosistema insieme ad una ricerca sui servizi ecosistemici, permetterebbe di elaborare soluzioni più appropriate per sostenere la qualità e la diversità della vita sulla Terra.

1.1 ORIGINI STORICHE DEL CONCETTO DI CONSERVAZIONE DELLA NATURA

Nella filosofie e religioni di molte civiltà si possono rinvenire le origini dei principi ispiratori della conservazione della natura (Callicot, 1994). L'uomo è visto come parte integrante della natura ed è legato ad essa sia spiritualmente che fisicamente. In diverse religioni, precolombiane ed egizie, il rapporto uomo-natura si fonda sulla divinità e come tale deve essere rispettata. La cultura euro-mediterranea è stata permeata dal concetto di natura come oggetto creato ad uso dell'uomo (Massa, 1999). Durante il periodo coloniale e la rivoluzione industriale il concetto di natura come fonte inesauribile di risorse per l'uomo, diviene parte integrante del pensiero moderno.

Le prime forme di protezione formale e spazialmente esplicite sono quelle terrestri. Infatti, le prime iniziative a favore della natura nascono intorno

all'ottocento quando le famiglie reali iniziavano a proteggere porzioni di territorio per farne riserve di caccia preservando così alcune specie selvatiche che, con l'avvento e la diffusione di armi molto efficienti, si stavano decimando. In Inghilterra specie come il falco pescatore (*Pandion haliaëtus*) e l'aquila di mare (*Haliaetus albicilla*), si estinguevano dallo stato selvatico. Alla fine dell'ottocento, tali cambiamenti determinarono la nascita dei primi movimenti di conservazione della natura dando luogo al *National Trust* e alla *Royal Society for the Protection of Bird*. Negli Stati Uniti W. Emerson, filosofo del XIX secolo, affermava che la natura deve essere il tempio in cui l'uomo entra in comunione con il mondo dello spirito. Allo stesso tempo, H. D. Thoreau, oppositore della società materialistica, riteneva che come contrappeso alle tendenze utilitaristiche della società contemporanea bisognava fare esperienze dirette con la natura (Primack, 1998). Tra la fine dell'ottocento e i primi del novecento alcuni difensori della natura come J. Muir e in seguito A. Leopold promuovevano l'importanza di salvaguardare la natura in funzione del suo valore estetico, della sua funzione spirituale, del suo valore intrinseco, che in quanto tale prescindeva dalla presenza dell'uomo, ed infine perché l'uomo iniziava a considerarsi parte dei sistemi ecologici. Contemporaneamente, negli Stati Uniti, cominciavano a nascere le prime società in difesa della natura e iniziava a prendere piede l'idea dei parchi nazionali come strumento di conservazione effettiva. Nel 1832 ci fu una prima proposta, da parte dell'artista George Catlin, con la quale si chiedeva la protezione del patrimonio naturale dell'America del nord attraverso un impegno del governo con l'istituzione di un parco nazionale che potesse contenere "l'uomo e le bestie" (Catlin, 1990). Nel 1872, nasce il primo parco nazionale al mondo, lo "*Yellowstone National Park*". In quel periodo ciò che rese differenti i parchi nazionali rispetto ad aree già protette dai reali europei per uso personale o di una piccolissima élite (riserve di caccia), era il fatto che con la loro istituzione si volle proteggere il valore intrinseco della natura. La premessa all'istituzione di parchi nazionali era quella di permettere al popolo di una nazione di beneficiare collettivamente della conservazione delle risorse anziché dello sfruttamento delle stesse da parte di poche persone. Dopo pochi anni dalla nascita del paradigma dei parchi e l'istituzione dello Yellowstone National Park ci fu il primo attacco all'idea che un parco potesse ospitare la presenza umana. Infatti, ciò determinò l'allontanamento dell'uomo (i nativi americani) dai confini della suddetta area protetta. A causa di

tale decisione prevalse nella percezione popolare l'idea di parco nazionale, chiamata "*Yellowstone model*", come un'area intatta e libera dall'influenza umana (Stevens, 1997).

Tale approccio era difficilmente applicabile all'Europa in quanto già densamente popolata. Il suo territorio aveva già subito grandi modificazioni rendendo rare le aree intatte e libere dall'influenza umana. L'approccio europeo alla conservazione enfatizzò la traccia della presenza umana e i conservazionisti britannici svilupparono una visione della natura in cui l'uomo era parte integrante del paesaggio.

Alla fine del diciannovesimo secolo furono istituite nelle colonie inglesi del Sud Africa e del Kenia le prime "*game reserve*". Infatti, senza che si considerasse l'uso del territorio da parte delle comunità locali e il consenso di queste ultime alla loro istituzione le *game reserve* furono finalizzate al solo "divertimento" dei turisti (ad es. attività di caccia) spesso provenienti dall'Europa. Agli inizi del '900 fu sottoscritto il primo trattato internazionale per la protezione di animali, uccelli e specie ittiche in Africa costituendo la base sia per la creazione della legislazione applicata nelle colonie inglesi che per quella a livello mondiale. Tale trattato si proponeva di "salvare dal massacro indiscriminato le varie forme di vita animale, siano essi utili all'uomo o indifese, esistenti in uno stato selvatico" (Bonner, 1993). Grazie a questo trattato e alla successiva legislazione, sia durante il periodo coloniale, sia quello post coloniale, il numero di aree protette è cresciuto. Nel 1962 ci fu il primo Congresso mondiale sui parchi dando l'avvio alla strutturazione di un moderno movimento dei parchi e delle aree protette. Dopo diversi appelli provenienti da parchi nazionali, riserve naturali o santuari naturalistici, nel 1978 la International Union for Conservation of Nature (IUCN) introdusse per la prima volta il termine di "area protetta" definendo e caratterizzando diverse tipologie di aree protette, che si distinguevano in base al numero di restrizioni sulle attività umane. Tale classificazione fu rivisitata e semplificata nel 1994 (IUCN, 1994) quando si riconobbe che la gestione delle aree protette non era necessariamente una prerogativa delle agenzie governative ma poteva essere affidata alle Organizzazioni Non Governative, compagnie commerciali, individui, comunità locali e indigeni. Inoltre, nella classificazione, associata al grado e agli obiettivi di protezione, furono identificate le attività permesse in tali aree come l'educazione, la ricreazione, la ricerca e l'estrazione

delle risorse combinata alla conservazione della biodiversità. Dal 1970 la protezione è cresciuta rapidamente e nel 2002 Balmford et al. (2003) contavano il 7,9 % di area terrestre e lo 0,5% di quella marina protetta da progetti di conservazione. Dalla proliferazione di aree protette, nel vecchio e nel nuovo mondo, l'eredità sul concetto di area protetta è diventata estremamente ingarbugliata. Negli Stati Uniti persiste l'idea di un'immagine della natura non intaccata dall'uomo offrendo, allo scopo di conservare, l'idea di un santuario contro il male della civilizzazione. Dall'Europa e dall'Asia, invece, deriva l'implicita legittimazione della protezione e il godimento della natura destinata ad una *élite*, trattata pertanto come un bene privato e spesso contrapposta alle esigenze delle comunità locali. Infine, un terzo approccio è quello proposto dagli inglesi che, in Europa, hanno concepito aree protette in cui l'uomo e il suo rapporto con il territorio è parte fondamentale di un progetto di conservazione (Harmon, 1991). Intorno agli anni '50, il movimento dei parchi nazionali a livello mondiale comincia a prendere coscienza sull'importanza di considerare i diritti e gli usi delle comunità locali di un determinato territorio. Inoltre, i gestori dei parchi erano stati spesso ignari del fatto che i gruppi locali e le comunità avevano per centinaia di anni protetto la loro area dallo sfruttamento delle risorse attraverso pratiche culturali, religiose e spirituali. La crescente sensibilità sui diritti delle comunità locali di continuare a vivere nei territori in cui si sono sviluppati, ha determinato nel ventesimo secolo il rifiuto del modello Yellowstone ritenuto politicamente impopolare.

Fattori come la necessità di conservare la natura, il riconoscimento che i parchi non possono essere considerati delle isole e che le aree intorno ad essi devono essere conservate, spostano gli interessi di conservazione verso il mondo sviluppato e verso sistemi naturali dominati dalla presenza dell'uomo. Naturalmente tale tendenza pone dei problemi di gestibilità di un'area protetta in cui, da un lato, è presente l'uomo che esprime una necessità legittima di sviluppo e di miglioramento delle condizioni di vita, e, dall'altro, si fa forte la necessità di limitare le attività che arrecano danni alla biodiversità e alle funzioni ecosistemiche al fine di conservare tale patrimonio per le generazioni future. Per rispondere all'esigenza di conciliare l'uomo con la natura, l'UNESCO nel 1960 avviava un programma denominato "Man and Biosphere", con il quale si incoraggiava la ricerca interdisciplinare per creare le condizioni per un uso

sostenibile delle risorse a livello mondiale. Inoltre, tale programma proponeva l'istituzione di un network mondiale di aree protette, chiamate "*Biosphere Reserves*", dove sia aree intatte, sia modificate dall'uomo potevano essere studiate e conservate (Batisse, 1993).

Dopo quasi un secolo si riprende il concetto "*man and beast*", proposto da Catlin, in cui gli insediamenti umani e l'uso del territorio sono esplicitamente inclusi nella struttura di un'area protetta. Inoltre, si esplicita che la conservazione delle risorse ambientali potrebbe e dovrebbe essere associata all'utilizzazione e a beneficio dell'uomo (Batisse, 1982). Infine il modello "*Biosphere Reserves*" contiene in se l'idea che il ruolo delle comunità locali, rispetto alla creazione e alla gestione di aree protette, vada rafforzato. In questa fase si nota la prevalenza del valore utilitaristico, strumentale o antropocentrico dell'ambiente, contro quello intrinseco, o biocentrico, che alcuni conservazionisti danno al patrimonio naturale. Molti conservazionisti rifiutano l'idea di calare dall'alto (*Top-Down Approach*) i progetti di conservazione e promuovono un approccio che parta dalla comunità locale (*Bottom Up*). Il modello "*Biosphere reserves*" si affermò negli anni e in diversi paesi del mondo nacquero nuovi parchi (Borgerhoff Mulder e Coppolillo, 2005). Il successo di tale programma fu stimolato anche dal fatto che si inseriva in un contesto sociale e scientifico che alla fine degli anni '80 aveva dato luogo alla pubblicazione rapporto Brundtland (WCED, 1987), in cui si definiva il concetto di sostenibilità come "lo sviluppo che soddisfa i bisogni del presente senza compromettere la capacità delle generazioni future di soddisfare i propri bisogni". L'idea che conservazione e sviluppo potevano essere collegati attraverso il concetto di sostenibilità diventò uno dei principali capisaldi della conservazione a livello mondiale. La strategia di conservazione mondiale, sottoscritta dalla IUCN, UNEP e WWF nel 1980, propose l'idea che la conservazione non è l'opposto di sviluppo in quanto il benessere umano dipende dalla natura. Nel 1991 le stesse organizzazioni, a seguito del pericoloso appiattimento delle posizioni di molti gestori di aree protette verso l'approccio utilitaristico nella gestione delle aree protette, furono costrette a rivedere il documento iniziale proponendo il manifesto intitolato "*Caring for the Earth*" (IUCN, UNEP e WWF 1991). In tale documento fu ridefinito un nuovo concetto di conservazione che prevedeva la gestione sostenibile degli usi umani, degli organismi ed ecosistemi. I protezionisti rividero la loro posizione modificando il

loro concetto di conservazione ridefinendolo pertanto come: " la conservazione, oltre all'uso sostenibile, include la protezione, il mantenimento, la riabilitazione, la ristrutturazione e il miglioramento delle popolazioni animali e degli habitat". Tale definizione fu assunta alla sottoscrizione a Rio de Janeiro della "Convention on Biological Diversity" (CBD, 1992).

1.2 LA PROTEZIONE DELL'AMBIENTE MARINO: AREE MARINE PROTETTE

Le Aree Marine Protette (AMP) sono state istituite in tutto il mondo per rispondere al crescente riconoscimento della necessità di conservare l'ambiente marino soggetto ad impatti crescenti (Mora et al., 2006). Una definizione riconosciuta a livello internazionale di area protetta è quella prodotta dalla IUCN che la definisce come uno spazio geografico chiaramente definito, conosciuto, dedicato e gestito attraverso leggi e altri mezzi efficaci, al fine di una conservazione a lungo termine della natura e dei servizi ecosistemici ad essa associati oltre che del valore culturale che rappresenta (WCPA, 2008). Le AMP sono un importante strumento di conservazione della biodiversità attraverso cui si possono conservare le specie e il loro ruolo essenziale nel mantenimento delle funzioni ecosistemiche. Tuttavia, esistono ancora scarse evidenze sperimentali in grado di dimostrare questa funzione (Micheli e Halpern, 2005; Guidetti, 2006; Bevilacqua et al., 2006). Tra le funzioni delle AMP, oltre a quella prioritaria di conservazione delle biodiversità, vi è quella dell'educazione e quella di fornire un modello per un uso multiplo e sostenibile (Agardy, 1994) dell'area in oggetto.

L'implementazione di AMP risulta una delle strategie chiave per la gestione degli ecosistemi e delle risorse costiere. Nel 2002, durante il *World Summit on Sustainable Development*, è stata proposta l'implementazione entro il 2012 di un network rappresentativo di AMP (United Nations, 2002). Nel 2003 durante il *V World Parks Congress* viene ribadita la necessità di aumentare lo sforzo per la gestione delle aree marine e costiere attraverso le AMP nonché la necessità di costituire un network volto a proteggere almeno il 20-30% di ogni habitat. Nel 2006 venne firmata la *Convention on Biological Diversity (CBD)* che prevedeva la protezione del 10% di ogni eco regione a livello mondiale, incluso l'ambiente

marino costiero (CBD, 2006) oltre la necessità di costruire entro il 2012 di un network ecologico, sociale e economico di AMP .

Nonostante i diversi accordi internazionali difficilmente i suddetti *target* di conservazione saranno raggiunti entro il 2012.

A livello mondiale sono state istituite approssimativamente 5.000 AMP che coprono una superficie di 2.58 milioni di Km² e che rappresentano solo lo 0.65% degli oceani e l'1,6% di quella porzione di fascia costiera rientrante nell'*Exclusive Economic Zones* (EEZ). Solo il 0.08% delle aree oceaniche e il 0.02% delle aree sotto la giurisdizione nazionale risultano essere una *no-take zone* in cui ogni attività estrattiva è proibita (Wood, 2007).

Se si considera il Mediterraneo, con ben 97 AMP istituite, si riscontra che ad oggi solo il 4% della superficie totale di tale bacino, 2.510.000 km² (Blu Plan, 2005) viene protetta formalmente. Inoltre se si esclude il "Santuario dei cetacei", l'area si riduce allo 0,4% (Abdulla et al., 2008). Considerando 41 su 93 AMP censite (escludendo il Santuario dei Cetacei e 2 aree di protezione delle acque profonde), dove è possibile avere il dato sulle dimensioni delle *no-take zone*, solo lo 0,01% della superficie risulta essere protetto da qualsiasi attività antropica (*no-take zone*). Abdulla et al. (2008) hanno riscontrato che le AMP esistenti non sono rappresentative di tutti gli habitat del Mediterraneo. Il maggior numero di AMP (42,5%) si trovano nel Mediterraneo (Fig. 1.1) occidentale e il resto distribuite lungo le altre ecoregioni definite da Spalding et al. (2007): Mar Adriatico, Mar Egeo, Mar di Levante, Piattaforma della Tunisia e Golfo della Sirte, Mar Ionio e Mare di Alborán. In termini di superficie, l'ecoregione del Mar Egeo è quella più protetta grazie alle grandi dimensioni delle AMP che coprono il 40% della superficie del Mediterraneo e insieme al Mediterraneo occidentale rappresentano il 76% della superficie protetta.

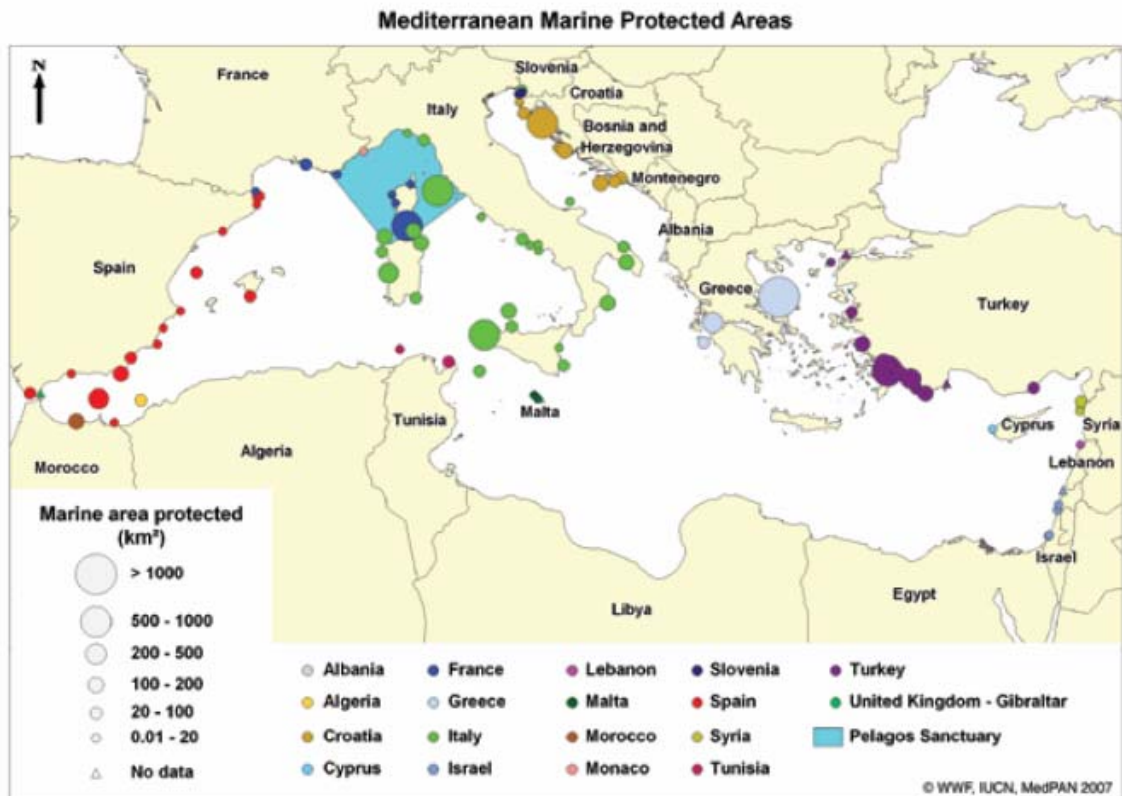


Fig.1.1: Distribuzione delle AMP nel Mediterraneo. La dimensione relativa ad ogni AMP dipende dalla classe dimensionale a cui appartiene. I differenti colori rappresentano i differenti stati di appartenenza delle AMP (Abdulla et al 2008).

Altro dato importante è che 60 AMP sono istituite lungo i circa 33.300 km di costa di 8 stati europei, mentre 34 lungo i 9.500 km di costa di 9 stati non UE.

In Italia, nonostante le leggi a livello nazionale abbiano identificato 50 aree meritevoli di protezione, ad oggi le AMP istituite con Decreto del Ministero dell'Ambiente, ai sensi delle leggi n. 979 del 1982 e n. 394 del 1991, sono 24 e tutelano complessivamente circa 188.000 ettari di mare e circa 580 chilometri di costa (Fig. 1.2).

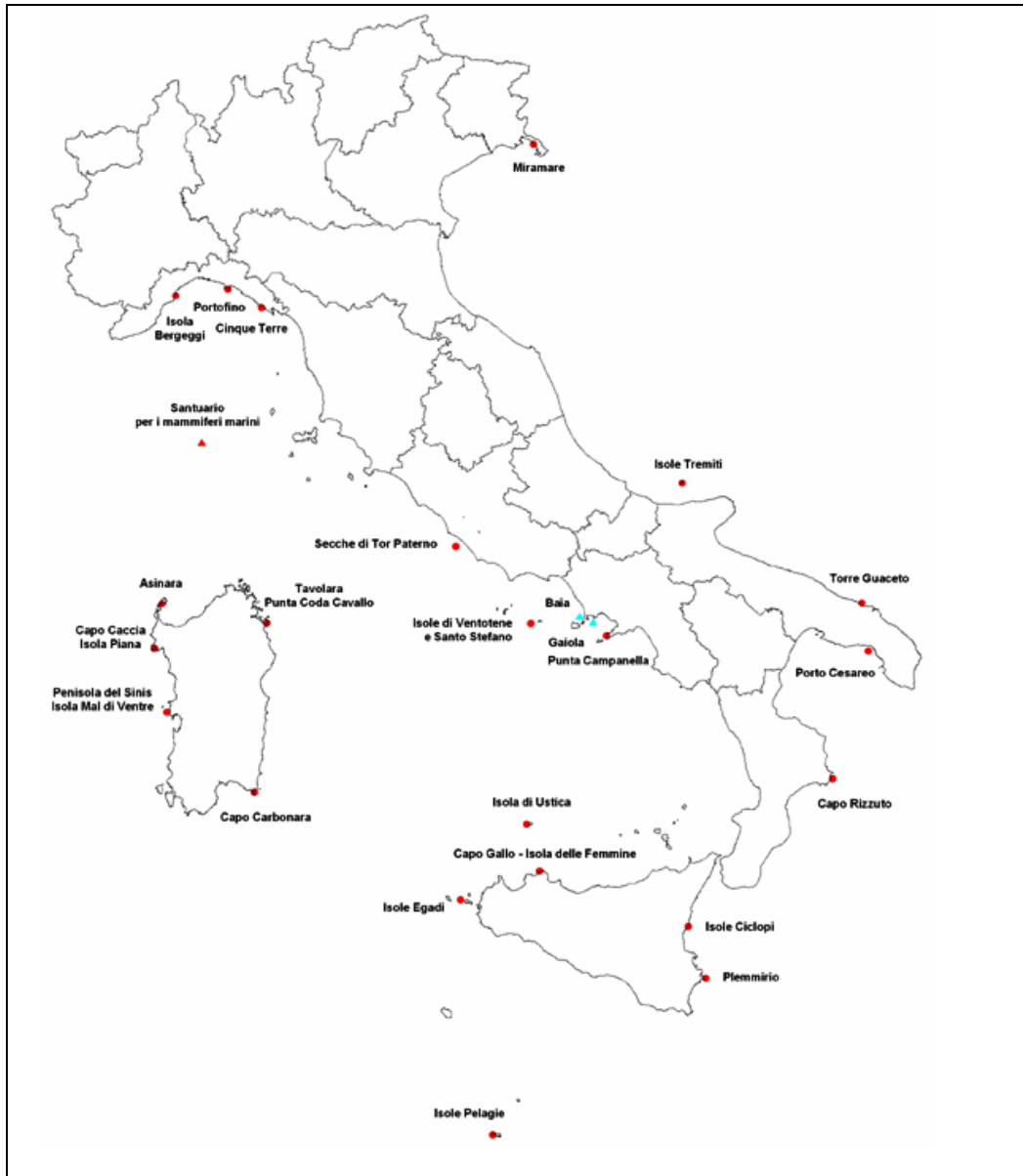


Fig. 1.2.: Elenco delle AMP distribuite lungo le coste del territorio italiano. Il punto rosso indica le Aree Marine Protette, il triangolo rosso indica il Santuario dei i mammiferi marini, il triangolo azzurro indica i Parchi Sommersi (Fonte: Ministero Ambiente, 2009)

E' ormai evidente che per garantire la conservazione della biodiversità, specialmente in AMP costiere e fortemente antropizzate come sono per lo più in Italia, non si può sottovalutare la componente umana e la stretta connessione che esiste tra sistema marino costiero e l'assetto culturale, sociale ed economico delle comunità locali. Basti pensare che la costa Italiana ospita circa il 57% della popolazione totale (Attané e Courbage, 2001) e che, dal punto di vista economico, le attività marittime nel loro complesso (trasporti marittimi, nautica da diporto comprensivo dell'indotto del turismo nautico, attività ausiliarie dei trasporti marittimi, cantieristica mercantile e pesca) coprono circa l'1,5% dell'occupazione

nazionale con un contributo al Pil nazionale del 2,3% (Censis, 2002). Altro settore fondamentale dell'economia costiera italiana è il turismo che, con 117.113.539 presenze nelle località rivierasche, accoglie più del 40% delle presenze turistiche totali (elaborazione dati Istat, 2004) con importanti implicazioni occupazionali ed economiche. La pesca lungo le coste italiane riveste un ruolo fondamentale per molte comunità locali non solo dal punto di vista economico ma anche socio-culturale. La flotta peschereccia italiana è costituita da 19.798 unità di cui la maggior parte (63%) (Colloca et al., 2004), è impegnata nell'attività di pesca artigianale svolta prevalentemente lungo la costa. Molte AMP italiane hanno sofferto e soffrono di un basso grado di sorveglianza e gestione (Guidetti et al., 2008) spesso determinato dall'alto livello di conflittualità tra Ente Gestore e, in particolare, gli addetti del settore della piccola pesca, che percepiscono i vincoli come un limite per lo sviluppo economico. La causa principale è da far risalire alla mancata attività di sensibilizzazione, coinvolgimento e condivisione degli obiettivi ecologici, socio-economici e culturali, a partire dalle fasi iniziali del processo di identificazione ed istituzione di una AMP, che, invece, avrebbero facilitato la gestione di tali aree (Kelleher e Recchia, 1998).

Tra tutte le 24 AMP giuridicamente istituite, poche hanno un regolamento ed un Ente gestore in grado di affrontare una gestione efficace ed efficiente del territorio (Cattaneo-Vietti e Tunesi, 2007). Diverse sono le cause che generano una difficoltà sia istitutiva che gestionale. Tra le cause della suddetta situazione, Cattaneo-Vietti e Tunesi (2007) identificano: la complessità dell'iter istitutivo, la presenza di interessi finanziari e speculativi, la conflittualità tra poteri amministrativi, la difficoltà di redigere i piani di gestione interamente accettati dai portatori d'interesse a livello locale e la scarsa informazione che, spesso, genera preoccupazione e conflittualità nelle popolazioni locali. Le limitazioni imposte da un progetto di conservazione spesso non sono comprese dalle comunità locali e in particolar modo dai portatori d'interesse che, in mancanza di informazioni sin dalla fase dell'indagine conoscitiva, si oppongono a qualsiasi azione vincolante. Nonostante la legge L.349/91 preveda a livello della fase conoscitiva la raccolta di informazioni di tipo economico, sociale oltre che biologico e il coinvolgimento delle comunità locali, in Italia non ci sono esperienze in tal senso.

Tale approccio ha portato ad un allungamento dei tempi di istituzione delle AMP; infatti, il passaggio dal Decreto di individuazione delle aree di reperimento al Decreto Istitutivo delle AMP è avvenuto in una media di 12 anni. Esistono casi eccezionali, come le AMP di Miramare e Ustica, in cui l'istituzione è avvenuta in quattro anni, mentre in altri casi, come Punta Coda Cavallo, l'iter istitutivo è durato ben ventinove anni. Un altro indice della difficoltà di istituzione e gestione delle AMP è la mancanza di regolamenti (3 su 24) che disciplinano l'esercizio delle attività consentite entro l'area del parco e che dovrebbero adottare gli Enti Parco. Inoltre, tali regolamenti devono passare sotto il vaglio delle cosiddette "Comunità del Parco" costituite dai Presidenti delle Regioni, dai Presidenti delle Province e dai Sindaci dei Comuni, legati da un mandato di rappresentanza alle esigenze delle popolazioni locali che possono rivendicare, legittimamente, i propri interessi rallentando o interrompendo qualsiasi azione volta alla limitazione o gestione dell'accesso alle risorse naturali. Esistono molti casi, infatti, come quello delle Isole Egadi, in cui, quando l'idea di istituzione di una AMP è stata annunciata, molti portatori d'interesse hanno reagito negativamente, credendo che la riserva avrebbe limitato qualsiasi forma di uso ricreazionale, la pesca artigianale, *diving* o altre attività di sfruttamento delle risorse nell'area in questione (Himes, 2003).

L'istituzione di AMP non necessariamente corrisponde ad una gestione effettiva degli habitat da conservare. Per almeno la metà delle AMP risulta che la gestione sia inadeguata. La mancanza di piani di gestione, di informazioni sulle risorse naturali (Fraschetti et al. 2009), della sorveglianza (Guidetti et al. 2008), delle risorse finanziarie e umane oltre ai conflitti che spesso si generano tra comunità locali e soggetti che propongono la protezione, sono alla base del mal funzionamento di tali AMP (Abdulla et al., 2008).

1.3 L'IMPATTO ECOLOGICO DELLE AMP

Le AMP sono considerate come un importante strumento di gestione finalizzate alla riduzione, prevenzione e/o inversione del declino, in alcuni casi rapido, della biodiversità marina e delle risorse alieutiche (Agardy, 1994; Pauly et al., 2002; Hoyt, 2005; Roberts et al., 2005).

Potenzialmente gli effetti ecologici di una AMP sono multipli e agiscono a livello di popolazioni, comunità e ecosistemi. Gli effetti attesi da una AMP (Ward et al., 2001; Pelletier et al., 2005; Garcia-Charton et al., 2008), a livello di popolazione sono:

- la protezione di specie, in funzione del loro potenziale riproduttivo, dallo sfruttamento da parte della pesca;
- recupero della struttura di popolazione;
- aumentare la fecondità e la produzione di uova e larve;
- cambiamenti densità dipendenti della storia vitale delle popolazioni;
- esportazione di biomassa;
- protezione del reclutamento.

Mentre a livello di comunità e habitat gli effetti attesi di una AMP sono:

- recupero della struttura di comunità;
- protezione della biodiversità;
- effetti indiretti su alghe e invertebrati;
- aumentare la stabilità e la resilienza;
- effetti dannosi dovuti all'assenza di sfruttamento.

Gli effetti di protezione possono variare in base alla località geografica, alle caratteristiche delle specie, al tipo di comunità presenti all'interno di tali aree e alle caratteristiche della dell'AMP come: anni di protezione, località, schema di zonazione, controllo, regolamentazione, dimensioni, distanza da altre AMP e habitat protetti (Guidetti et al., 2008; Guidetti e Sala, 2007; Halpern, 2003; Halpern e Warner, 2003; Micheli et al., 2004).

Diversi studi identificano le AMP come uno strumento ideale per preservare i popolamenti dall'impatto della pesca in area costiera (es. Goñi, 1998; Kaiser et al., 2006; Lewison et al., 2004; Myers e Worm, 2003; Tudela, 2000). Nel Mediterraneo è stato riscontrato che le AMP possono:

- 1) garantire l'aumento delle abbondanze e/o della biomassa delle specie *target*;
- 2) ripristinare le strutture "naturali" dei popolamenti soggetti allo sfruttamento commerciale, attraverso l'aumento di individui grandi in dimensione ed età;
- 3) aumentare la fecondità di queste popolazioni;
- 4) migliorare i rendimenti della pesca locale attraverso l'esportazione di biomassa nelle aree confinanti (non protette);

5) indurre un cambiamento nella struttura di popolamento dei pesci, soprattutto aumentando la dominanza di grandi specie predatrici.

Il ruolo delle AMP rispetto alla conservazione della biodiversità è stato spesso richiamato (Beger et al., 2003; Salm et al., 2000), ma è stato più volte sottolineato come le valutazioni empiriche di tale effetto di protezione siano scarse ed impostate in modo non rigoroso (Fraschetti et al., 2005; Hughes et al., 2005; Sala e Knowlton, 2006).

Per preservare specie e habitat simultaneamente, le AMP dovrebbero garantire la persistenza dei processi fondamentali che sostengono la diversità biologica supportando la resilienza delle comunità marine rispetto al sovrasfruttamento umano e ai cambiamenti climatici (Ledlie et al., 2007).

Se progettate e gestite opportunamente le AMP rivestono un ruolo importante nella protezione degli ecosistemi e, in alcuni casi, stimolano o recuperano il potenziale produttivo dell'attività di pesca. E' ormai riconosciuto che, se associate ad altri strumenti di gestione, come la gestione basata sugli ecosistemi (Ecosystem-based Management, EBM), le AMP diventano uno strumento importantissimo per la conservazione dell'intero sistema marino costiero (Christie et al., 2002; Cicin-Sain e Belfiore 2005).

1.4 APPROCCIO ALLA GESTIONE DELLA CONSERVAZIONE DELL'AMBIENTE MARINO

Le AMP sono istituite con l'aspettativa di poter svolgere un ruolo essenziale non solo per la conservazione della biodiversità, ma anche per la produzione di servizi ambientali, la riduzione della povertà, la conservazione del patrimonio culturale tradizionale, garantendo il mantenimento delle nostre opzioni per un continuo sviluppo economico e sociale. Ad oggi, tuttavia, le possibilità che le AMP soddisfino tali aspettative non sono sempre certe (Ludwig et al., 1993; Christie, 2004). Ciò, come conseguenza, riduce le possibilità di accettazione da parte delle comunità locali dell'istituzione di nuove AMP. Sostenere queste capacità richiede la comprensione sia della gestione delle risposte ecosistemiche, sia delle relazioni che esistono tra le componenti ecologiche, sociali ed economiche, includendo un approccio di tipo multiscalare (Gunderson

e Holling, 2002) oltre che multidisciplinare. Tale approccio potrebbe permettere di rispondere alle esigenze di tutelare e preservare la biodiversità nonché di contribuire al benessere delle popolazioni umane.

Tradizionalmente, l'approccio alla gestione dell'ambiente era limitato al controllo e al monitoraggio di singole componenti degli ecosistemi. Spesso ci si limitava allo studio di singole specie e singoli usi dell'ambiente (es. agricoltura, turismo, pesca, etc.). L'uomo era considerato come indipendente rispetto agli ecosistemi e la gestione spesso svincolata dalla ricerca, con prospettive a breve termine, a piccolissima scala e, con gravi conseguenze sulla percezione che si aveva su determinate problematiche ambientali. Nel tempo ci si è resi conto che un approccio di tipo settoriale risulta essere inadeguato rispetto alla protezione dell'ambiente e delle sue componenti e si è passati allo studio degli ecosistemi a diverse scale, sia temporali che spaziali, con una prospettiva a lungo termine e considerando l'uomo come parte integrante degli ecosistemi. Inoltre, è stato promosso un approccio adattativo alla gestione al fine di sostenere il potenziale produttivo dei beni e servizi ecosistemici (Lubchenco, 1994; Sherman e Duda, 1999). A tale scopo, negli ultimi anni, ci si è orientati verso un approccio alla gestione ambientale che considera gli ecosistemi come unità costituite dal mondo vegetale, animale e dalle comunità umane che risultano interdipendenti e interagenti con il loro ambiente fisico. Tale approccio denominato *Ecosystem-based management* (EBM) viene definito, dalla *Convention on Biological Diversity*, come una strategia finalizzata alla gestione del paesaggio, delle acque e delle risorse naturali con un'attenzione particolare alla conservazione e l'uso sostenibile di tale componenti. La definizione di Christensen et al. (1996) definisce l'approccio ecosistemico come un tipo di gestione guidata da obiettivi espliciti perseguiti con l'impiego di politiche, protocolli e pratiche rese efficaci attraverso i monitoraggi e ricerche basate sulla comprensione delle interazioni ecologiche e dei processi necessari al sostegno della struttura degli ecosistemi e delle sue funzioni. Durante i lavori per la stesura del *Millennium Ecosystem Assessment* le suddette definizioni sono state arricchite con il riconoscimento, da parte di diversi ricercatori, dei sistemi sociali, economici e della diversità culturale dell'uomo come componenti integranti di molti ecosistemi (MEA, 2003). L'approccio ecosistemico alla gestione è finalizzato al sostentamento della salute e all'integrità degli ecosistemi enfatizzando la protezione del potenziale produttivo

e della diversità biologica di un sistema che produce beni e servizi (Costanza et al. 1998; NRC 1999; Ruckelshaus et al., 2008).

L'approccio ecosistemico è visto come un meccanismo finalizzato alla risoluzione dei conflitti generati dall'approccio "specie per specie" e volto ad integrare le conoscenze biologiche, oceanografiche, economiche, sociali, legislative e politiche (Sissenwine e Murawski, 2004). Spesso l'approccio ecosistemico alla gestione dell'ambiente marino viene associato alle AMP (es. Botsford et al., 1997; Allison et al., 1998; Palumbi, 2002). Le AMP, in effetti, costituiscono uno strumento fondamentale nella gestione degli ecosistemi dato il loro carattere di integralità che si espleta nella conservazione di sistemi ecologici, seppur localizzati, e non di singole componenti. Tuttavia le AMP non rappresentano uno strumento sufficiente per la risoluzione esaustiva delle problematiche gestionali dell'ambiente marino (Lubchenco et al., 2003). Le AMP non possono, infatti, risolvere da sole i problemi legati all'inquinamento, al cambiamento globale del clima o al sovrasfruttamento delle risorse all'esterno dei loro confini. Per questo le AMP devono essere implementate ed operare congiuntamente con altri strumenti di gestione che prevedano, ad esempio, la regolamentazione dello sforzo di pesca, la limitazione delle emissioni di composti nocivi o efficaci programmi di recupero ambientale (Allison et al., 1998; Bohnsack, 1998; Murray et al., 1999).

La sfida futura, in ultima analisi, consisterà nell'incrementare l'impatto positivo delle AMP sul sistema marino rendendole uno strumento omogeneo in cui trovino spazio le esigenze locali ma che, al tempo stesso, funzioni come un network di unità coordinate e coadiuvate da interventi di gestione esterni nell'ambito di un unico contesto di gestione integrata dei sistemi costieri.

1.5 LE AMP E LE COMUNITA' LOCALI

L'esperienza rivela che, più dei fattori fisici e biologici, sono i fattori politici, economici, sociali e culturali ad influenzare lo sviluppo, la gestione e i risultati delle AMP (Fiske, 1992; Kelleher e Recchia, 1998; Roberts, 2000; Mascia, 2002). Gli obiettivi sociali e biologici possono essere contraddittori o richiesti in modo differente da diversi gruppi che non hanno gli stessi interessi, creando così una

situazione di conflitto. Questa dinamica contribuisce ad un alto tasso di fallimenti delle AMP che in alcune nazioni sfiora il 90% (White et al., 2002). Un progetto di conservazione, spesso proposto da enti governativi, è percepito dalle comunità locali come una struttura esogena che condiziona e intacca le regole che tradizionalmente hanno disciplinato i rapporti tra i portatori d'interesse, l'ambiente e i suoi utilizzatori. Le comunità locali rispondono ad un progetto di conservazione calato dall'alto con un alto livello di diffidenza e senso di esproprio. Un altro fattore che condiziona il successo di una proposta di conservazione è legato al fatto che le popolazioni locali non possono spesso sopportare una strategia a lungo termine, come può essere l'istituzione di un'AMP, nel momento in cui hanno la necessità di soddisfare bisogni a breve termine. Le comunità locali, spesso sostenute da un'economia povera, come ad esempio la piccola pesca artigianale, si trovano a dover sopportare il "lusso" di proteggere la biodiversità senza che siano loro offerte alternative concrete di sostentamento.

Badalamenti et al. (2000) ritengono che il successo di un'AMP sia condizionato da diversi fattori come: il grado di isolamento geografico, la dimensione della popolazione residente, la cultura e le tradizioni locali. Una distinzione va fatta tra AMP localizzate in aree remote (piccole isole) e quelle localizzate vicino alle aree urbane; inoltre, tra quelle localizzate in aree ricche e industrializzate del Nord e quelle presenti in aree depresse del Sud. Le AMP del sud e delle piccole isole presentano delle caratteristiche comuni per quanto riguarda il contesto economico e gli aspetti socioeconomici. Infatti, a parte il generale scarso sviluppo, l'economia è basata su: agricoltura, pesca, lavoro derivante da risorse primarie, turismo e poca produzione industriale. In tutte queste aree il turismo è visto come una risorsa di reddito potenziale e fondamentale, sebbene sia di forte impatto sull'ambiente e sulle caratteristiche della cultura locale. Per ciò che riguarda i pescatori residenti, probabilmente, sono coloro che vengono influenzati in modo diretto dall'istituzione delle AMP specialmente quando esiste un alto grado di protezione. Infatti, l'istituzione riduce la zona di pesca causando un risentimento dei pescatori dovuto anche al fatto che sono privati del "diritto di sfruttamento". Alcuni studi dimostrano che un effetto delle AMP è un aumento di biomassa (fauna ittica) (Pipitone et al., 1996; Russ et al., 1996, 2003, Guidetti et al. in stampa) in grado di generare il fenomeno di *spillover*, cioè il passaggio di

forme giovanili e adulti di alcune specie ittiche dalla zona protetta a quella non protetta (Roberts, 1997). Ciò nonostante è difficile convincere il pescatore degli effetti positivi, a lungo termine, delle AMP sulla pesca. Altre difficoltà sono emerse nel convincere le comunità dei pescatori sull'opportunità di diversificare le loro attività fornendo servizi come escursioni turistiche, pesca turismo, produzione artigianale, fornitura di alloggi e assistenza dei *diving*. Anche i giovani residenti, caratterizzati da una forte identificazione con il sito vissuto fino al momento dell'istituzione della AMP senza restrizioni e limiti, sono meno coinvolti nella vita economica della AMP e poco consapevoli dei benefici che ne possono derivare dalla sua istituzione. Questo gruppo va incoraggiato e informato su un uso sostenibile dell'AMP e sulle opportunità che essa offre. Il turismo in aree remote è considerato necessario per il successo delle AMP; infatti, i ritorni economici connessi alle attività turistiche possono essere vitali per le economie depresse (Richez, 1991; 1993). Nonostante ciò, il turismo può avere un impatto negativo quando la capacità portante del sistema biologico e sociale è superata. L'effetto delle AMP sul solo turismo dipenderà dal rapporto che intercorre tra turisti, AMP e attività che si vogliono svolgere.

L'imposizione di restrizioni sulle attività delle comunità locali, senza un appropriato coinvolgimento delle stesse sia a livello conoscitivo che a livello gestionale, può ritenersi inutile ai fini dell'efficacia di una AMP. In molti casi, la progettazione di AMP e l'impatto che questa ha sul territorio, sono finalizzati esclusivamente all'analisi delle componenti biologiche. Una particolare AMP può essere considerata un "successo" se per esempio dalla sua gestione si ottiene un aumento nella taglia, nella biomassa, nell'abbondanza e nella diversità della fauna ittica; un "fallimento" sociale, invece, se manca un coinvolgimento generale della comunità locale nella gestione, nella distribuzione dei benefici e nei meccanismi di risoluzione dei conflitti (Christie, 2004). In poche parole, i benefici biologici potrebbero divenire di secondaria importanza se non si soddisfano le richieste sociali (Pollnac et al., 2001; Christie et al., 2002).

Le AMP possono avere due destini: Il modello "parco" prettamente vincolistico, dove un organo di governo dichiara un'area "fuori dai limiti" per alcune o tutte le attività generando, molto probabilmente, alti livelli di conflittualità; oppure un modello "basato sulla comunità", dove la popolazione locale assume molte delle

responsabilità di sviluppo, controllo e di creazione delle regole per una reale protezione dell'ambiente presente nell'AMP.

In molte AMP, presenti al di fuori del Mediterraneo, si è osservato che il successo di un progetto di protezione è proporzionale al grado di coinvolgimento delle comunità locali (West et al., 1991; Fiske, 1992; Andersson et al., 1995; Bersales, 1996; Singleton, 2009). La partecipazione delle comunità locali assicura una sostenibilità ambientale ed economica (Budd-Falen, 1995; Jentoft, 1999). La conoscenza dettagliata e l'esperienza degli operatori locali, dell'ambiente incluso nel progetto di conservazione, risulta fondamentale nell'applicazione di un approccio moderno alla conservazione (Agrawal, 1995; Berkes, 1999; Fischer, 2000; Gelcich et al., 2009)

Il nuovo concetto di Parco e la definizione di una nuova relazione tra conservazione e sviluppo hanno creato le basi per pratiche di coinvolgimento reali delle comunità locali nella gestione e nello sviluppo di un progetto di conservazione. A tal proposito, Western e Wright (1994) definiscono il concetto di "Community-based Conservation" (CBC) come "la protezione delle risorse naturali o della biodiversità per e con la comunità locale" oppure, altra definizione è: "la gestione sostenibile delle risorse naturali attraverso la delega del controllo, su queste risorse, alle comunità locali" (Barrow e Murphree, 2001). Tale passaggio di controllo da enti governativi alla gestione da parte delle comunità locali nasce da due assunzioni: le comunità locali conoscono meglio di chiunque altro le dinamiche delle risorse locali data l'intima relazione con l'ambiente e, inoltre, hanno maggiori incentivi a gestire in modo sostenibile le loro risorse in quanto dipendono da queste per la loro sopravvivenza (Ostrom, 1990). In sostanza la CBC enfatizza la comunità come il luogo di azione. Ad oggi, il concetto di CBC viene interpretato e applicato in diversi modi dando luogo ad esempi, con gradi di coinvolgimento differenti, di aree protette che vengono interamente gestite dalla comunità locale, aree in cui alcuni soggetti semplicemente vengono impiegati in funzioni di controllo o di accompagnamento dei visitatori dell'area oppure, le comunità, vengono "coinvolte", limitatamente e occasionalmente, ai dividendi degli introiti derivanti dalla gestione della conservazione attraverso l'affidamento di servizi (gestione ordinaria, progetti, etc.).

Una sfida è quella di prestare attenzione alla dimensione sociale e politica delle AMP in modo da adattarle alle esigenze locali, riconoscendo che ogni territorio è dotato un contesto unico dal punto di vista sociale, culturale ed ecologico che, inevitabilmente, condiziona il futuro delle AMP.

1.6 LA DIMENSIONE SOCIALE ED ECONOMICA DELLE AMP

L'inclusione delle dinamiche sociali ed economiche nella gestione e conservazione dell'ambiente marino è un argomento di ricerca relativamente recente. Nell'ambiente terrestre incomincia ad essere disponibile una certa mole di lavori che valuta l'efficacia di conservazione o che inseriscono criteri per la determinazione di un'area da conservare in termini economici (Groeneveld, 2005). Purtroppo, ad oggi, nonostante la crescente produzione scientifica riguardante le AMP, solo una piccola parte della letteratura riguarda gli aspetti socio-economici legati ad un progetto di conservazione dell'ambiente marino. L'applicazione della ricerca sociale è una componente chiave per la pianificazione, lo sviluppo, la gestione e il monitoraggio di un'AMP di successo (Salm et al., 2000; NRC, 2001; Mascia et al., 2003; Pomeroy et al., 2006). In contesti dove la progettazione e lo sviluppo di AMP hanno sottostimato l'importanza del processo di partecipazione generale, non garantendo così una completa comprensione degli interessi e delle attività presenti nell'area in cui si voleva intervenire, i costi di quella omissione hanno fatto rallentare considerevolmente il processo di istituzione (Suman et al., 1999; Causey, 2000). Nel processo di pianificazione e di implementazione delle AMP la ricerca sociale è spesso sottovalutata, insufficiente e tardiva. Inoltre, le considerazioni di carattere sociale, quando sono inserite sono spesso inadeguate e forvianti (Mascia et al., 2003). Alcune semplificazioni, come la sola conta delle imbarcazioni da pesca, possono banalizzare la dimensione umana disorientando sulle vere relazioni esistenti tra le comunità umane e il loro ambiente. Tale approccio sottostima l'importanza della diversità culturale dei diversi soggetti presenti nelle comunità locali e nella comunità dei pescatori. La progettazione di un'AMP, basata su un modello contenente variabili sociali limitate, applicando sistemi di progettazione e gestione senza il fondamentale coinvolgimento delle

comunità locali, (White et al., 1994; Pollnac et al., 2001; Christie et al., 2002) potrebbe fallire nella fase istitutiva e di gestione, vanificando qualsiasi sforzo di conservazione. Christie et al. (2003) sostengono che la progettazione e la gestione di AMP è destinata a non fallire nel perseguimento degli obiettivi biologici e sociali, se le scienze sociali sono integrate nell'identificare e mitigare i conflitti e se i portatori d'interesse sono coinvolti seriamente.

1.7 L'IMPATTO ECONOMICO DELLE AMP

Le AMP, oltre ai diversi benefici di carattere ecologico precedentemente descritti, potrebbero avere degli effetti sulle comunità costiere e non che dipendono dall'ambiente marino per il loro sostentamento, la ricreazione e il benessere.

Il fatto che le AMP generino benefici economici fornisce un importante, sebbene non la sola o la principale, giustificazione della loro esistenza. Nel tempo la definizione di benefici ambientali si è estesa e l'Economia Ecologica sta fornendo le basi per definire, misurare e valutare (in termini economici) i benefici forniti dagli ecosistemi marini all'uomo.

Gli ecosistemi e le sue componenti hanno un valore che va oltre il solo uso diretto delle risorse che fornisce.(es. pesca e turismo). Nel determinare il valore totale degli ecosistemi bisogna include una serie di altri beni, servizi e funzioni che non rientrano nelle valutazioni di mercato. Il valore totale degli ecosistemi si ottiene dalla somma dei valori (Fig.1.3) d'uso diretto (pesca, turismo, ecc), d'uso indiretto (servizi di supporto alla vita umana e dei sistemi naturali come ad es. qualità delle acque), d'opzione (es. potenzialità di una specie di procurare nel futuro un beneficio); di esistenza (valore culturale o valore intrinseco che si può dare ad una determinata specie o habitat).

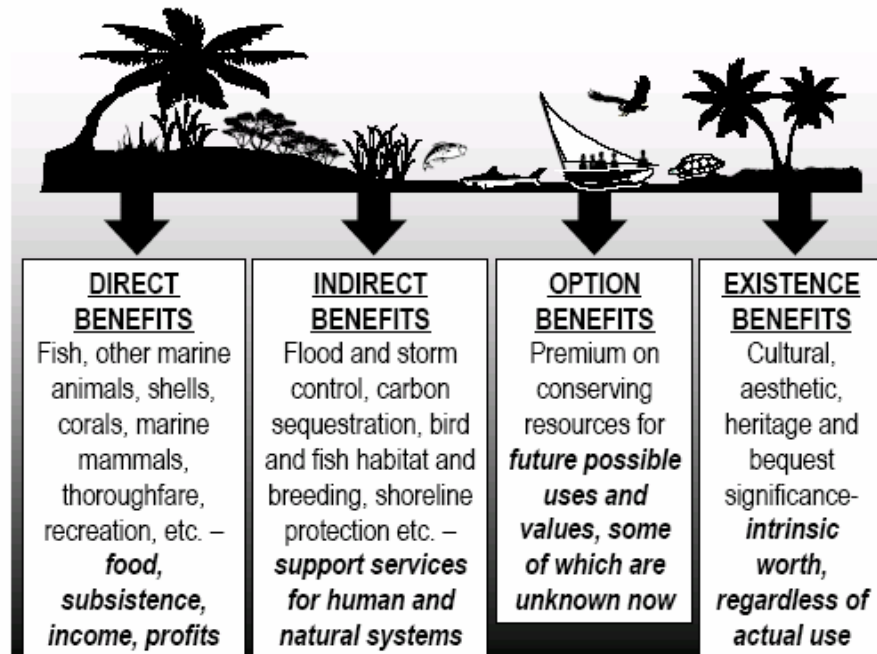


Fig. 1.3: Benefici economici totali di una AMP (da Emerton, 2003).

In alcuni studi si è cercato di stimare, in termini monetari, i benefici derivanti dal non uso delle risorse (Benefici indiretti, benefici d'opzione e benefici d'esistenza) generati da una AMP. Per esempio è stato calcolato che solo il valore di esistenza del *Great Barrier Reef Marine Park* in Australia raggiunge circa 36 milioni di dollari per anno (Spurgeon e Aylward, 1992). Si stima che le barriere coralline di Gibuti (Africa) provvedono al sequestro di carbonio per un valore pari a circa 0.5 milioni di dollari per anno (Emerton, 1999) e la funzione di protezione della costa da parte delle barriere vale in media 170.000 dollari per km e per anno (Spurgeon, 1998). La possibilità di utilizzare in futuro (benefici d'opzione) specie presenti nella barriera di Montego Bay in Giamaica da parte dell'industria farmaceutica, avrebbe un valore sociale netto di più di 70 milioni di dollari (Ruitenbeek and Cartier, 2001). Tali stime mettono in risalto come il valore degli ecosistemi vada oltre il valore economico generato dalle attività estrattive. Stimolare l'opinione pubblica ad apprezzare i servizi ecosistemici e il legame tra ecosistemi e benessere umano aiuterebbe a promuovere la conservazione con maggiore efficacia.

La ricerca empirica sull'impatto economico diretto (costi o benefici diretti) delle AMP sulle comunità locali è limitata. Purtroppo la scarsità di dati empirici ha determinato una produzione scientifica prevalentemente basata su approcci

modellistici e teorici. I modelli bio-economici forniscono una semplificazione e una visione generale degli impatti di una AMP sulle dinamiche delle risorse naturali e del loro uso. Grazie a questi modelli è possibile simulare i diversi scenari di gestione ed analizzare le interazioni tra le risorse fornite dagli ecosistemi e i suoi utilizzatori dando la possibilità di stimare i benefici economici generati dalle AMP. Molte di queste stime vanno ad identificare il valore economico legato ad attività come la pesca e il turismo.

Diversi studi identificano i costi e i benefici associati con l'istituzione di AMP (Sanchirico, 2000). Si nota così che la distribuzione dei costi e dei benefici è, in molti casi, non omogenea. Generalmente i costi nascono dall'esclusione dell'uso estrattivo (es. pesca) dei beni prodotti dagli ecosistemi, mentre i benefici si generano dall'uso non estrattivo (es. turismo) dell'area e delle specie protette (Sanchirico, 2000). Inoltre, l'impatto sia ecologico, sia socio-economico delle AMP dipende dal modo in cui vengono pianificate e dalle caratteristiche fisiche, biologiche e socio-economiche dell'ambiente in cui si vuole implementare il progetto.

Gli effetti biologici derivanti dall'istituzione di AMP variano in base alle specie che si vogliono proteggere (Carr et al. 2003). Gli impatti economici variano in base agli individui e ai gruppi che "sfruttano" l'area d'interesse. Le AMP sono strumenti di gestione passiva istituite al fine di recuperare risorse sovrasfruttate. Le risorse marine sono un tipo di capitale naturale che può essere investito o usato per generare reddito a chi lo sfrutta (Clark et al. 1994). Le risorse marine sono spesso di proprietà comune e nessuno degli utilizzatori ne ha il diritto esclusivo. L'assenza di una chiara definizione del diritto di proprietà determina uno sfruttamento competitivo delle risorse che ha come conseguenza l'insostenibilità biologica ed economica. Tale situazione ha come conseguenza l'intervento da parte dei governi per un'appropriata gestione delle risorse ambientali (es. AMP) (Hanley et al. 1997).

Le scelte adottate dagli organi di governo pubblico su come usare o investire tale capitale naturale sono condizionate dal valore relativo delle risorse marine nei differenti tipi di uso. Le risorse possono avere un valore d'uso "estrattivo" oppure "non estrattivo". Il valore d'uso estrattivo si riferisce ai benefici (es. economici) derivanti da quelle attività che consumano, estraggono o rimuovono le risorse marine dal suo ambiente naturale. In tal caso il valore deriva da attività come la

pesca, l'estrazione di combustibili e dall'opportunità di poter svolgere alcune attività nel futuro. Il valore d'uso non estrattivo è attribuito alle attività che non consumano la risorsa (es. attività turistiche). Tale valore deriva dall'esperienza con le risorse e o/dal semplice fatto di sapere che le risorse esistono o saranno protette per le future generazioni. Quindi, il valore che si attribuisce ad un bene è legato alla soddisfazione dei bisogni (reddito da pesca, apprezzare la biodiversità per i turisti, riciclo degli inquinanti, etc.) di diversi portatori d'interesse rispetto ai beni e servizi forniti dagli ecosistemi.

Se a seguito di una strategia di gestione i suddetti valori crescono, allora si avranno benefici; se decrescono si avranno dei costi. Per esempio, se in seguito ad una strategia di gestione, le catture per un pescatore aumentano, il valore d'uso aumenta per tale attività; per contro, una decrescita delle catture rappresenterà un costo. Il ritorno netto della politica d'investimento dipende dalla differenza tra i due valori (benefici meno costi). Quindi, esaminando un eventuale cambiamento del valore dei beni e servizi forniti in presenza di una AMP, si potrebbe misurare il ritorno netto nel tempo e la distribuzione del ritorno (come costi e benefici) attraverso i vari portatori d'interessi.

1.7.1 Valore d'uso estrattivo: l'attività di pesca.

L'attività di pesca, sin dalla preistoria, ha condizionato e sostenuto molte civiltà nel mondo e in particolare nel Mediterraneo (Sala, 2004). Nel Mediterraneo la pesca artigianale rappresenta dal 60% fino all'80% della flotta peschereccia (Colloca et al., 2004; European Commission, 2004) rivestendo un ruolo fondamentale non solo economico ma anche dal punto di vista socio-culturale delle comunità costiere (Colloca et al., 2004; Guidetti et al., 2008a).

Recentemente, gli aumenti dei costi di gestione, la bassa redditività dell'attività dovuta al sovra sfruttamento degli *stock* ittici e la tendenza all'industrializzazione di tale settore sta determinando un pesante ridimensionamento della flotta di pesca artigianale (Gòmez et al., 2006) ed una rischiosa perdita del patrimonio culturale legato a tale attività (Gouillou e Crespi, 1999; Gòmez et al., 2006; Guidetti et al., 2008a).

In tale contesto, le AMP rappresentano uno strumento valido non solo per la protezione della biodiversità e degli *stock* (con importanti risvolti dal punto di vista prettamente economico; Gerber et al., 2003; Crowder et al., 2000; Harmelin-Vivien et al., 2008), ma anche per la conservazione e valorizzazione del patrimonio culturale.

Nonostante lo stretto legame tra attività di pesca e le AMP, scarsi sono gli studi empirici che affrontano in maniera organica tale rapporto e l'impatto che le AMP stesse hanno sulle comunità dei pescatori locali (Crowder et al. 2000; Fogarty et al. 2000; Guidetti e Claudet, 2009; Guidetti et al. in stampa). Al contrario, sono stati pubblicati diversi modelli bioeconomici che hanno cercato di spiegare, attraverso simulazioni, l'impatto economico delle AMP sul settore della pesca (Holland, 2000; Sanchirico, 2000; Chakrovorty e Nemoto, 2001; Gerber et al., 2003; White et al., 2008).

L'istituzione di un'AMP impone dei costi, specialmente a breve termine, per il settore della pesca dovuti alla limitazione dell'accesso alle aree. Leeworthy e Wiley (2002) hanno stimato attraverso simulazioni che, all'istituzione del Dry Tortugas Ecological Reserve in Florida, il settore della pesca commerciale avrebbe perso circa il 30% dei ricavi (circa 6.9 milioni di dollari su circa 23.3 milioni di dollari).

La redistribuzione spaziale dello sforzo di pesca indotta dall'istituzione di una AMP influenza direttamente o indirettamente i costi associati all'attività di pesca. Infatti, se il pescatore è costretto a spostarsi lontano dal porto d'attracco aumenterà i costi legati al trasferimento verso l'area di pesca (Murawski, 2000; Smith e Wilen, 2004). Inoltre, se il pescatore si sposta in aree di pesca sconosciute si aggiungono i costi associati alla perdita di tempo dedicati alla ricerca delle prede (Ramos, 1992). L'aumento dei tempi dedicati al trasferimento e alla ricerca del prodotto determina un minor tempo dedicato all'attività di pesca (Carter, 2003) spingendo il pescatore all'acquisto (altri costi) di tecnologia che lo possa supportare nella ricerca di nuovi *stock* (Sanchirico et al. 2002). L'aumento delle distanze da percorrere, specialmente in presenza di un'AMP costiera, potrebbero aumentare i rischi associati al raggiungimento di aree di pesca lontane dal porto di partenza.

Potenzialmente, i costi associati alla perdita di aree di pesca potrebbero essere mitigati attraverso la dislocazione dell'attività di pesca in un'altra area produttiva

senza costi aggiuntivi per il pescatore oppure attraverso la compensazione derivante dall'effetto *spillover*. In teoria, le AMP dovrebbero aumentare il pescato nelle aree limitrofe alla *no-take zone* al fine di controbilanciare l'impatto negativo della diminuzione delle aree di pesca (Polacheck, 1990; Demartini, 1993). Inoltre, nel tempo, le AMP dovrebbero portare ad una stabilizzazione del quantitativo di pescato rendendo gli *stock* meno vulnerabili alla sovrappesca (García-Charton e Perez-Rizafa, 1999). Questo "effetto *buffer*" può essere considerato come un beneficio netto a favore dell'attività di pesca che andrebbe a compensare la perdita di area di pesca (Conrad, 1999; Carter, 2003)

In effetti, alcuni casi di studio suggeriscono che la pesca effettuata in prossimità di *no-take zone* frutti quantitativi di catture maggiori rispetto a quella effettuata in aree non soggette a protezione (Russ and Alcala, 1996, McClanahan e Mangi, 2000; Roberts et al., 2001; Kelly et al, 2002; Kamukuru et al., 2004; Guidetti et al. in stampa). Inoltre, alcuni studi, attraverso delle interviste somministrate ai pescatori (Dobrzynski e Nicholson, 2000) o attraverso indicatori secondari come l'arrivo di nuovi pescatori o l'avvio di nuove imprese di pesca confermano tale dinamica (Boudouresque, 1990; Ramos, 1992).

La ricerca modellistica dimostra che le AMP che si trovano in un contesto caratterizzato da un regime di pesca ad accesso libero, non apportano probabilmente alcun beneficio ai pescatori. Questo risultato è giustificato dal fatto che ogni guadagno o resa addizionale, generato dalla presenza di una AMP in un sistema di accesso libero, tenderà ad attrarre altri pescatori che nel tempo dissipano tali benefici. Un'AMP senza nessun incentivo per il controllo dello sforzo di pesca, probabilmente, non farà altro che spostare lo sforzo di pesca dall'area protetta ai confini della stessa con una conseguente congestione che andrà a vanificare qualsiasi contributo derivante dallo *spillover*. Tale congestione non solo ha un impatto sulle risorse, ma aumenta anche la conflittualità tra gli operatori della pesca (Bohnsack, 1996; Sanchirico et al., 2002) con una conseguente diminuzione dei benefici socio-economici dell'AMP (Holland, 2000). Tuttavia, un'area protetta in un sistema sovrasfruttato potrebbe consentire temporaneamente un aumento della biomassa e dei livelli di pescato (Sanchirico e Wilen, 1999). La promessa di una resa a breve termine per l'attività di pesca varia al variare: della densità; della biomassa relativa nell'area di pesca prima dell'implementazione di una AMP; del tasso netto di trasferimento della biomassa

tra AMP e area di pesca; del tipo di connettività esistente tra AMP e area di pesca; della dimensione e della localizzazione dell'AMP (Hannesson, 1998; Holland, 2000; Sanchirico, 2000). Come già accennato, la sostenibilità di ogni incremento delle rese, grazie alla presenza di un'AMP, è messa sistematicamente in discussione se non si interviene con una regolamentazione e/o un ridimensionamento dello sforzo di pesca. Inoltre, Leeworthy e Wiley (2002) ritengono che l'aumento di resa economica dovuto allo *spillover*, come nel caso della *Tortugas Ecological Reserve*, non possa essere dissipato se l'area scelta per l'istituzione di un'AMP è remota. Gli autori suppongono che le imbarcazioni da pesca che operano in località relativamente remote (come l'arcipelago della Florida) esercitano in un regime di monopolio che consente loro di sfruttare le maggiori rese economiche senza attrarre nuovi operatori di pesca (Shughart, 1997). Oltretutto, la struttura dell'industria di pesca, prima dell'istituzione di una AMP, giocherebbe un ruolo nella capacità della comunità dei pescatori di sostenere dei benefici economici a lungo termine derivanti dallo *spillover*. Il coinvolgimento e la comprensione del ruolo della pesca commerciale nella pianificazione di un'AMP possono aiutare ad identificare le motivazioni degli operatori della pesca e a fornire gli incentivi necessari per stimolare l'accettazione delle AMP.

Le AMP, potenzialmente, possono ridurre le variazioni dei livelli di pescato nel tempo compensando la perdita dovuta alle limitazioni dell'accesso alle aree di pesca (Mistiaen e Strand, 2000). Alcune analisi simulate hanno dimostrato che un'AMP può ridurre la variazione dei livelli degli *stock* ittici (Sumaila, 1998; Sanchirico e Wilen, 2000; Hayman e Maheia, 2000). Gli stessi lavori hanno concluso che un'ampia dimensione di una AMP induce ad una variazione media dei livelli di *stock* relativamente bassa sia nell'area protetta che nell'area di pesca. Più sono alte le oscillazioni dei livelli di *stock* in un'area di pesca, maggiori sono i benefici che deriverebbero dall'istituzione di una grande AMP. Naturalmente, un pescatore propenso al rischio potrebbe non essere interessato alla bassa variabilità dei livelli di *stock* se in cambio deve perdere aree di pesca (Conrad, 2000). Holland and Sutinen (1999) hanno notato che i pescatori non cercano di ridurre il rischio spostandosi in aree dove i tassi di guadagno sono meno variabili; inoltre, i pescatori danno più importanza alle battute di pesca di successo, anche se poche, rispetto a quelle che offrono un tasso di guadagno

medio più elevato, ma costante nel tempo. In sintesi, tale affermazione suggerisce che i pescatori possono pensare che i benefici in termini di riduzione della variabilità degli *stock* ottenuti grazie alla presenza di una AMP non siano sufficienti a bilanciare la perdita di aree di pesca (Dalton e Ralston, 2004; Smith e Wilen, 2004).

L'implementazione delle AMP può avere diverse conseguenze sul prezzo del pescato. In particolare, può avere un impatto dovuto alle quantità di pesce sbarcato, alla qualità dello stesso in quanto, potenzialmente, aumenta la taglia e la composizione in specie (Pauly et al, 1998) e, infine, tale prodotto si presta ad operazioni di *marketing* come l'acquisizione di marchi di qualità/sostenibilità ambientale (Sanchirico et al., 2002; Charles, 2001).

1.7.2 Valore d'uso non estrattivo: turismo

Nell'ultimo ventennio la conservazione della biodiversità e della qualità ambientale sono stati sempre più associate al turismo. Nel tempo questa relazione è stata intesa in diversi modi. Negli anni cinquanta essa era concepita come la possibilità di perseguire sia gli obiettivi di conservazione che di sviluppo turistico (Zierer, 1952); poi come un rapporto disarmonico e in opposizione (Romeril, 1985) e, infine, negli ultimi tempi come un sistema integrato (Dowling, 1992). Dal punto di vista dei turisti esiste una rapida crescita del desiderio di interagire con l'ambiente naturale in diversi modi (Jenner e Smith, 1992).

L'esperienza nella natura da parte dei turisti è diventata un affare molto importante rispetto l'intero mercato turistico. Basti pensare che rispetto a tutto il turismo internazionale, il 40% -60% è rappresentato dal turismo naturalistico (detto turismo-natura) e di questi il 20-40% rientra nella definizione di *wildlife-related tourists* (Fillion et al., 1992; Ecotourism Society, 1998). Lo sviluppo e la promozione di tale mercato aumentano la possibilità di creare un rapporto positivo tra conservazione e il settore economico turistico. Infatti, alcuni autori ritengono che l'attrazione del turismo-natura in un determinato territorio aiuterebbe la conservazione a lungo termine degli ambienti e degli habitat naturali (Higginbottom, 2004; Wilson e Tisdell, 2001). Per ridurre gli impatti negativi e promuovere lo sviluppo dell'industria del turismo-natura è necessaria

l'implementazione di politiche, azioni di pianificazione e strategie di gestione appropriate (Rodger et al., 2007). Se opportunamente progettato e gestito, il turismo-natura ha il potenziale di influenzare la percezione sul valore del patrimonio naturalistico presente in un territorio condizionando l'atteggiamento e il comportamento sia dei turisti che della comunità locale nei confronti di tale ricchezza (Ballantyne e Packer, 2005; Ballantyne et al., 2007). Naturalmente, al fine di una convivenza tra esigenze di conservazione e quelle di sviluppo locale, è necessario comprendere le relazioni che esistono tra il pubblico e le risorse naturali.

Gestire la natura è relativamente semplice, ma gestire l'uomo è complicato (Leopold, 1966). Reynolds e Braithwaite (2001) ritengono che sia necessario un approfondimento sui bisogni, sui desideri e sulle opinioni del pubblico che caratterizza il turismo-natura. Esiste la necessità di conoscere il tipo e il livello di naturalità in grado di offrire un contributo al benessere dei turisti oltre che identificare i benefici sociali ed economici derivanti dall'uso del patrimonio naturale. Duffus e Deardon (1993) suggeriscono che sia la dimensione umana che quella ambientale devono essere comprese e bilanciate durante la fase di pianificazione della gestione del turismo in ambienti soggetti a politiche di conservazione. Ignorare le suddette dimensioni non si fa altro che creare le condizioni sia per un degrado del patrimonio naturale che dell'esperienza ricreativa.

L'analisi e lo studio delle percezioni sono importanti componenti per una comprensione soddisfacente dell'interfaccia tra la realtà biofisica e quella gestionale, gli scopi e le regole della conservazione. Un'importante base di dati multidisciplinari potrebbe permettere una gestione adeguata e adattativa di un progetto di conservazione.

Le AMP forniscono ai fruitori diverse opportunità per godere di una buona qualità ambientale quando praticano attività non estrattive come la vela, immersioni subacquee, Whale Watching, etc. (Bohnsack, 1998). Il turismo legato a questo tipo di attività è chiamato "ecoturismo" o "turismo-natura" ed è definito come forma di turismo in cui le attrazioni naturali ecologicamente significative sono la destinazione (Wells, 1997).

La letteratura sugli aspetti economici dell'ecoturismo è meno sviluppata rispetto a quella che si occupa della gestione della pesca, ma di recente vi è stato un crescente interesse in questa direzione.

Gli strumenti di analisi del rapporto tra AMP e attività ricreative non estrattive differiscono rispetto a quelli impiegati nell'analisi della pesca. Infatti, al posto dei modelli bioeconomici, vengono utilizzate sempre più tecniche di valutazione dei benefici derivanti da beni o servizi che non hanno un mercato. Tali metodi hanno il fine di individuare quanto i consumatori, i cittadini, gli *stakeholder* o la collettività nel suo complesso valutino tali beni. Tra i diversi metodi utilizzati vi è la valutazione contingente (*contingent valuation* – CV) e consiste nell'ottenere stime del valore attribuite ad uno specifico bene ambientale attraverso indagini che inducano i rispondenti ad esprimere la disponibilità a pagare per un determinato bene (Nutti, 2007). Tra gli altri vi è il metodo *Travel Cost* che utilizza strumentalmente le informazioni raccolte sulla frequenza di visita delle persone a un certo sito e i costi totali affrontati dalle stesse per raggiungerlo.

Alcuni studi hanno esaminato l'impatto economico nelle aree confinanti località protette (Dixon e Van't Hof, 1995; Cesar et al., 1997) attraverso il metodo della valutazione contingente chiedendo ai turisti la disponibilità a pagare il biglietto d'ingresso nell'area in cui sono presenti vincoli (Dharmaratne et al., 2000; White et al 2000). Tuttavia, le suddette analisi, spesso e inavvertitamente, hanno misurato il valore totale di determinate aree e non un eventuale impatto o valore aggiuntivo dovuto all'esistenza di una AMP ed alla protezione delle risorse a cui provvede. In altre parole, alcuni studi hanno implicitamente assunto che tutti i redditi generati da attività non estrattive scompaiono in assenza di una AMP, cosa che, chiaramente, risulta essere improbabile in quanto attività non estrattive possono essere presenti anche in assenza di vincoli territoriali. Le AMP potenzialmente contribuiscono a proteggere le risorse; gli effetti della protezione, quindi, correlati alle attività di fruizione del bene protetto, dovrebbero rappresentare i veri benefici derivanti dalla presenza di una AMP.

I benefici che i visitatori ottengono aumentano grazie alla protezione di specifiche componenti degli ecosistemi (es. coralli, specie ittiche, etc.). Per esempio, nel caso delle attività di *diving*, la soddisfazione e dunque la propensione a pagare dei subacquei aumenta con la qualità dell'ecosistema (Rudd e Tupper, 2002) e, la probabilità di vedere specie rare e/o di grandi dimensioni, è un incentivo per

frequentare le AMP. Lo sviluppo dell'ecoturismo può essere considerato come la via per tradurre i benefici della protezione degli ecosistemi in termini economici, incrementare il valore delle AMP e conciliare la protezione degli ecosistemi con lo sviluppo economico (Wells, 1997; Salm e Clark, 2000; Weaver, 2002). I ricavi derivanti dallo sviluppo dell'ecoturismo possono contribuire a finanziare la protezione coprendo parte dei costi di gestione della AMP. Inoltre, l'ecoturismo può stimolare lo sviluppo economico locale e coinvolgere le comunità locali a prendere parte alla gestione delle attività connesse con l'ecoturismo (Salm, 1995; Vogt, 1998; Dharmaratne et al. 2000). L'ecoturismo può essere un incentivo economico per la protezione degli ecosistemi e la strada per promuovere il loro uso sostenibile (Goodwin, 1996; IUCN, 2000). I benefici economici forniti dallo sviluppo dell'uso non estrattivo nelle AMP potrebbero essere usati per compensare i costi generati dalle restrizioni dell'attività di pesca (Fogarty et al., 2000; Graham e Heyman, 2000; Dixon et al., 2001). Inoltre, lo sviluppo dell'ecoturismo potrebbe aumentare l'accettabilità del progetto di conservazione fornendo possibilità di reddito alle popolazioni che vivono nelle vicinanze dell'AMP (Attwood et al., 1997; Hockey e Branch, 1997).

Il valore marginale delle risorse generato dalla presenza di una AMP soggetta all'uso non estrattivo è stato poco studiato. Questo è dovuto al fatto che in generale mancano dati socio economici necessari ad una completa analisi dei costi e benefici, *before* e *after*, derivanti dall'istituzione di una AMP (Dixon e Sherman, 1991; Milon, 2000). Di conseguenza molti studi si concentrano su approcci *ex ante* o su esercizi basati sulle interviste. La presenza di una AMP ha potenzialmente un impatto sul valore d'uso non estrattivo ed un'eventuale cambiamento di tale valore viene misurato come il cambiamento del benessere associato alle attività svolte sia nell'AMP che nelle aree limitrofe (diving, snorkeling, escursioni, etc.). In effetti, la presenza di una AMP aumenta o previene il declino della domanda di attività collegate all'area protetta in quanto, preservando le risorse, conferisce un valore maggiore ad esse. Quindi, per definire il suddetto valore è opportuno chiedersi se un'AMP provvederà: ad un miglioramento o alla prevenzione dei danni percepiti durante l'esperienza ricreativa; all'aumento dei redditi generati dal turismo e/o ad opportunità di ricerca.

Leeworthy e Wiley (1999) hanno cercato di stimare i benefici che avrebbe potuto apportare la Dry Tortugas Ecological Reserve sul settore delle immersioni subacquee concludendo genericamente che tale riserva avrebbe apportato dei benefici ma senza quantificarne la dimensione. I suddetti autori partono dal presupposto che una AMP migliora la qualità del sito e di conseguenza si aspettano che la domanda di fruizione di tale sito aumenti condizionando tutta l'economia legata ai servizi turistici. Un approccio alternativo è quello applicato da Murray et al. (1999) in cui sono state esaminate le preferenze, espresse dai *diver* sulle caratteristiche degli organismi marini (abbondanza delle specie, dimensioni, etc.) che potrebbero essere ottenute grazie alla protezione fornita dalla presenza di una AMP. Tale studio mette in evidenza che un incremento degli incontri con diverse specie ed individui di dimensioni superiori a quanto si troverebbe in condizioni non protette, potrebbe aumentare gli introiti dei *diving* a livello locale per più del 10%. Un'AMP che effettivamente ha un impatto sulle caratteristiche delle risorse, quindi, accrescerebbe il valore di non consumo per l'economia locale. E' importante notare, comunque, che un'AMP potrebbe attrarre l'attenzione su di un'area e aumentarne la congestione, che nel tempo avrebbe come risultato la diminuzione del valore di non consumo (Davis e Tisdell, 1996). Infine, la capacità di un'area protetta di aumentare e conservare il valore per un uso ricreativo dell'area dipende dalla capacità e dal successo gestionale (Davis e Tisdell, 1996).

Riassumendo, le AMP possono apportare dei benefici, ma la loro implementazione implica dei costi che sono a carico delle comunità locali (Tab. 1.1). Al fine di conciliare l'esigenza di preservare la biodiversità ed il potenziale produttivo degli ecosistemi con la richiesta di sviluppo sociale ed economico delle comunità locali, è necessario individuare i costi e i benefici associati alla presenza di un progetto di conservazione. In sostanza è fondamentale avviare degli studi che possano applicare un'analisi comparata dei vantaggi, in termini di benessere collettivo, e dei costi relativi ai possibili interventi pubblici, siano essi progetti d'investimento pubblici o generica attività di regolazione normativa.

Tabella 1.1: Descrizione sintetica dei costi e benefici potenziali di una AMP (modificata da Sanchirico, 2002).

CATEGORIE	BENEFICI	COSTI
Uso Estrattivo (Es. Pesca commerciale)	<ul style="list-style-type: none"> - Aumento delle catture - Riduzione della variazione di catture - Aumento in diversità delle catture (Es. alta frequenza di pesci di grossa taglia) 	<ul style="list-style-type: none"> - Riduzione dell'area di pesca - Congestione nelle zone di pesca - Conflitti tra fruitori - Costi associati con la scelta dell'area di pesca - Aumento dei rischi di sicurezza
Uso Non - estrattivo (Es. turismo-Diving)	<ul style="list-style-type: none"> - Mantenimento della diversità in specie - Grande complessità e diversità - Alti livelli di densità di pesce 	<ul style="list-style-type: none"> - Danneggiamento dell'ecosistema marino - Perdita della pesca tradizionale