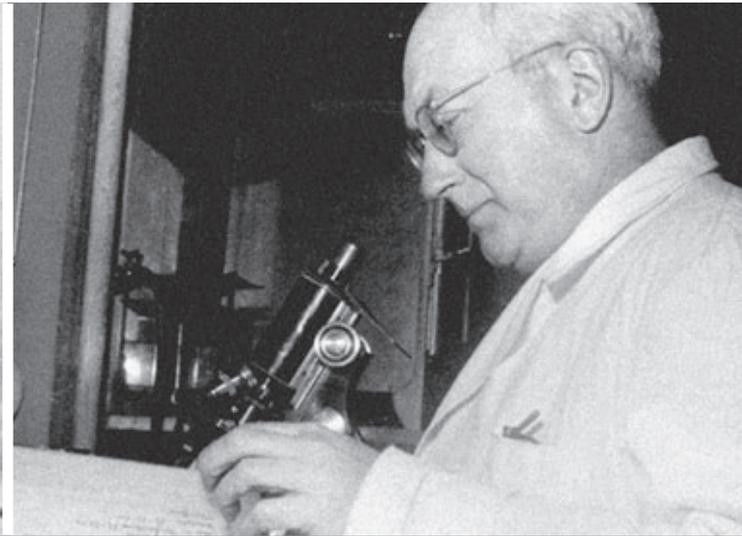


## Capitolo 16

# La ricerca per la valutazione delle risorse aliutiche





## 16.1 Dallo studio degli stock ittici di interesse economico all'approccio ecosistemico

Spedicato M. T., Lembo G.

La preoccupazione che lo sviluppo umano possa avere effetti negativi sulle risorse naturali e sulla loro capacità di reagire agli impatti va ovviamente molto indietro nel tempo, tuttavia, solo in tempi recenti tale preoccupazione ha assunto una valenza globale.

Il lavoro della Commissione Mondiale su Ambiente e Sviluppo e della Conferenza delle Nazioni Unite su Ambiente e Sviluppo ha determinato un vastissimo consenso sull'importanza degli oceani, delle aree costiere e delle risorse marine rinnovabili, riconoscendo il loro valore ambientale e socio-economico (Garcia e Staples, 2000). La Convenzione sulla Biodiversità, adottata in Kenya nel 1992 e aperta alla firma dei Paesi durante il Summit Mondiale dei Capi di Stato di Rio de Janeiro, è divenuta in seguito un passaggio fondamentale per il diffondersi dei principi di conservazione della diversità biologica, di uso sostenibile delle sue componenti e di giusta ed equa divisione dei benefici che possono derivare dall'uso delle risorse naturali. Queste tappe hanno rappresentato momenti di discontinuità evolutiva: infatti, l'approccio conservazionistico, basato sulla tutela delle singole specie e dei loro ambienti, che aveva caratterizzato i concetti di protezione degli anni sessanta-settanta, è stato sostituito da un approccio più complesso, in cui la comunità umana è vista come parte integrante degli ecosistemi e dei meccanismi che li regolano e non come semplice elemento di disturbo degli equilibri naturali. L'approccio di ecosistema è diventato il nuovo paradigma e il concetto di sostenibilità, o di "sviluppo sostenibile", fondato sui tre pilastri portanti: ambientale, economico e sociale, ha sostituito quello di "uso o sfruttamento razionale delle risorse".

L'approccio di ecosistema incorpora anche i principi di responsabilità e di partecipazione consapevole ai processi decisionali e di gestione. Questi devono attuarsi secondo una strategia adattativa, calibrata sulla base dell'integrazione delle conoscenze scientifiche con quelle tradizionali. È evidente che il quadro delle *soft rules* prevede la predisposizione di programmi per l'uso sostenibile della diversità biologica, identificandone le componenti e monitorando i cambiamenti, per definire in modo tempestivo misure appropriate di gestione e conservazione. Corollario è il mantenimento, l'organizzazione e l'accessibilità dei dati necessari per la gestione. Tutti questi elementi si articolano in Piani di Azione che, nel caso della pesca, dovranno tendere agli obiettivi di sostenibilità, coinvolgendo le associazioni di pescatori e l'intera filiera, in modo che le attività di cattura non solo non erodano il potenziale produttivo degli stock delle specie *target*, ma non abbiano un impatto negativo sulla biodiversità marina.

La necessità di bilanciare le rese di pesca presenti e future e di conservare la capacità di rinnovamento delle risorse in modo che le future generazioni possano beneficiarne al pari delle precedenti, è stata alla base della scienza alieutica fin dagli anni cinquanta ed è esplicitamente trattata nei contributi determinanti di Schaefer, Beverton, Holt, Richer, Gordon. Tale necessità, in origine essenzialmente riferita agli stock *target* ed espressa con il concetto di Massimo Rendimento Sostenibile (Maximum Sustainable Yield, MSY), di Massimo Rendimento Economico (Maximum Economic Yield, MEY) e Rendimento Ottimo (Optimum Yield, OY), include oggi anche le specie associate e l'ecosistema circostante. D'altra parte il raggiungimento del MSY per le specie *target*

non è che il primo passo verso un approccio di ecosistema, senz'altro insufficiente, ma necessario per minimizzare gli impatti ecologici delle attività di prelievo.

L'integrazione delle necessità di conservazione della biodiversità nelle politiche economiche di settore è considerata, al momento, una delle sfide più importanti in campo alieutico.

La Politica Comune della Pesca (PCP) si pone come obiettivo lo sfruttamento sostenibile delle risorse acquatiche viventi, in termini ecologici, economici e sociali, applicando il principio di precauzione e implementando gradualmente l'approccio di ecosistema alla gestione della pesca.

È infatti indispensabile che gli obiettivi definiti in diverse Dichiarazioni e Accordi Internazionali non abbiano solo carattere formale, ma siano effettivamente perseguiti. La Dichiarazione di Reykjavik sulla Pesca Responsabile negli Ecosistemi Marini (FAO, 2002) ha riaffermato la necessità di introdurre piani di gestione efficaci, con incentivi che incoraggino la pesca responsabile e l'uso sostenibile dell'ecosistema marino. Ha indicato, inoltre, la necessità di promuovere l'avanzamento delle conoscenze e della base scientifica per sviluppare e implementare strategie di gestione che incorporassero considerazioni di ecosistema, assicurando così rendimenti sostenibili e, allo stesso tempo, conservando gli stock e mantenendo l'integrità degli habitat e dell'ecosistema nella sua interezza.

La Dichiarazione di Johannesburg sullo Sviluppo sostenibile (UN, 2002) all'articolo 31a ha indicato la necessità di mantenere o riportare gli stock a livello del massimo rendimento sostenibile (MSY), con l'obiettivo di raggiungere questo *target* urgentemente per gli stock in condizioni di sofferenza e, ove possibile, non più tardi del 2015.

Gli obiettivi della riforma della PCP attribuiscono alle istituzioni pubbliche il ruolo di definire i limiti entro i quali l'industria della pesca può operare. La Direttiva Quadro sulla Strategia per l'Ambiente Marino (*European Marine Strategy Framework Directive*, EMSFD) del 2008 richiede che la PCP prenda in considerazione gli impatti ambientali della pesca e la loro influenza sul raggiungimento del Buono Stato dell'Ambiente (*Good Environmental State*, GES), il che implica, tra l'altro, il dover garantire che tutte le popolazioni ittiche siano entro limiti biologici di salvaguardia. È inoltre indispensabile misurare i progressi verso il GES utilizzando tutti gli strumenti disponibili: metodi di *stock assessment* convenzionali, indicatori, modelli ecologici e di ecosistema, ecc.

La gestione della pesca basata sull'approccio di ecosistema (*Ecosystem based Fishery Management*, EBFM) ha l'obiettivo di assicurare che programmazione e sviluppo delle attività si realizzino in sintonia con gli obiettivi economici e sociali, senza mettere a rischio la possibilità, per le future generazioni, di poter beneficiare di tutte le risorse dell'ambiente marino (FAO, 2003). La gestione della pesca basata sull'approccio di ecosistema richiede che i manager tengano in considerazione tutti i possibili impatti dell'attività di cattura quando definiscono gli obiettivi della gestione e, in questo, hanno bisogno del supporto di analisi scientifiche appropriate (Murawski, 2000; Browman e Stergiou, 2004).

La progressiva implementazione dell'approccio di ecosistema in modo da supportare la PCP prevede che le conoscenze e le considerazioni relative agli ecosistemi siano integrate nel classico schema di valutazione. Questo obiettivo non è semplice, perché richiede la stima della diversità delle caratteristiche degli ecosistemi e le interazioni fra essi e la pesca. L'integrazione delle considerazioni di ecosistema nei processi di valutazione rappresenta dunque una sfida anche dal punto di vista della ricerca scientifica e degli approcci metodologici da utilizzare o da sviluppare. È intuitivo infatti pensare a quanto possa essere complesso passare da schemi di valutazione di tipo monospecifico, peraltro affatto banali, a schemi multispecifici, in cui agiscono anche le diverse componenti di interazione ambientale.

Questa complessità può essere affrontata con differenti approcci scientifici, schematizzabili in tre principali filoni da non considerare alternativi ma piuttosto complementari:

- approccio degli indicatori;
- modelli multispecifici e modellizzazione degli effetti della pesca sull'ecosistema (modelli trofo-dinamici);
- modellizzazione delle relazioni fra variazioni ambientali e cambiamenti di abbondanza e struttura di popolazioni e comunità.

## L'approccio degli indicatori

Gli indicatori possono contribuire ai processi decisionali e ad orientare la gestione in diversi modi e in particolare (Garcia *et al.*, 2000; Rice, 2000; 2003; Rochet e Trenkel, 2003):

- descrivendo lo stato dell'ecosistema, i fattori di pressione che agiscono sull'ecosistema e gli effetti della gestione sull'ecosistema;
- tracciando e monitorando l'evoluzione del sistema verso gli obiettivi della gestione;
- comunicando le tendenze degli impatti e aspetti gestionali complessi ad un pubblico non specialista.

L'approccio di ecosistema deve essere necessariamente basato, quindi, su indicatori di stato, di impatto della pesca sull'ambiente e di valutazione delle conseguenze socio-economiche determinate dalle politiche di gestione (Rice, 2003; Jennings, 2005; Piet *et al.*, 2008; Rochet e Trenkel, 2009).

La rilevanza degli indicatori per la gestione della pesca è divenuta sempre più evidente, poiché tali indicatori permettono di realizzare un approccio olistico, che abbraccia la dinamica degli stock ittici, le considerazioni di ecosistema, le implicazioni economiche e sociali (e.g. FAO, 1999; Caddy, 2002; 2004; FAO, 2003; Garcia e Cochrane, 2005; Cotter *et al.*, 2009).

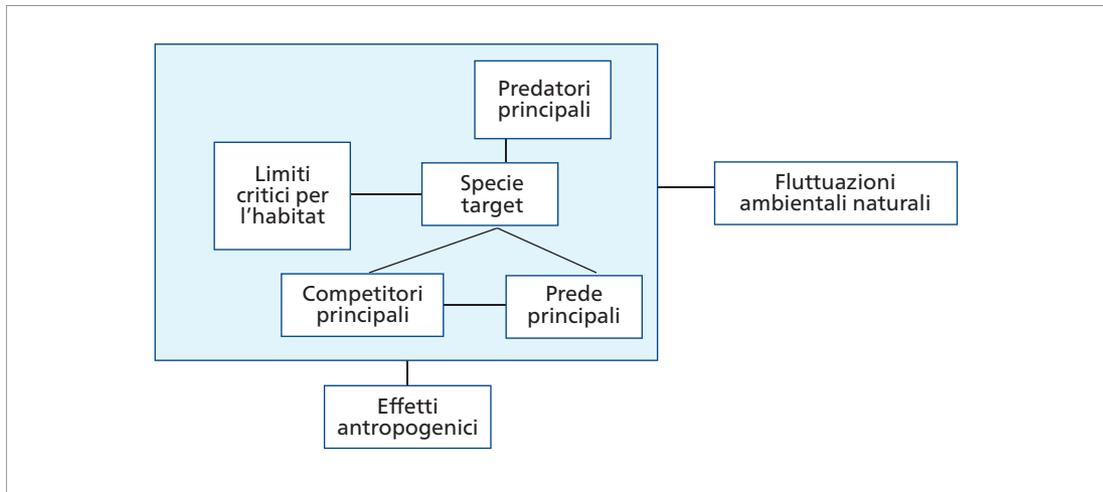
Diverse *review* e progetti europei si sono occupati degli indicatori di ecosistema (e.g. INDECO, IMAGE) descrivendone come primo passo le diverse componenti (e.g. mammiferi, pesci, cefalopodi, invertebrati, plancton, ecc.) e attributi (e.g. abbondanza, struttura e produzione a livello di popolazione e comunità ittica), pervenendo infine a liste più o meno esaustive di indicatori, ognuno dei quali fornisce un'informazione specifica per rispondere a domande mirate relative alla sostenibilità ecologica, sociale ed economica. Numerosi indicatori di popolazione, comunità, ecosistema, che includono talvolta anche componenti su scala spaziale, sono stati sottoposti a test per definirne sensitività e capacità di risposta (Jennings *et al.*, 2001; Trenkel e Rochet 2003; Rochet e Trenkel 2003; Fulton *et al.*, 2005; Piet e Jennings; 2005; Shin *et al.*, 2005; Piet *et al.*, 2008).

Diversi metodi sono stati proposti anche per classificare i differenti indicatori e comporli in schemi logici che identificassero relazioni di causa-effetto. Lo schema più ampiamente riconosciuto e applicato, proposto da Garcia e Staples (2000) e da Garcia e collaboratori (2000), è denominato *State-Pressure-Response* (SPR).

Le implicazioni dell'approccio di ecosistema sono multidimensionali, complesse e non sempre adeguatamente prevedibili, cosicché è necessario disporre di più indicatori, evitando, tuttavia, fenomeni di ridondanza che potrebbero condurre a segnali contraddittori non facilmente interpretabili (Rice e Rochet, 2005). Un altro aspetto riguarda la dimensione temporale specifica per i diversi elementi del sistema pesca, poiché essa influenzerà il periodo di validità (e quindi l'affidabilità) dei valori degli indicatori. Ad esempio, l'abbondanza di uno stock di alici cambierà più velocemente

del comportamento e delle dimensioni della flotta e, pertanto, dovrà essere stimata ogni anno. La periodicità di aggiornamento dei diversi indicatori dovrebbe essere pertanto specifica e definita a priori. È inoltre importante tenere conto della significatività dei cambiamenti negli indicatori e in particolare stimare se superano il livello intrinseco di incertezza.

La complessità dell'approccio basato sugli indicatori riguarda, in particolare, la difficoltà di distinguere fra effetti antropogenici, come la pesca, e altri impatti non antropogenici che possono determinare cambiamenti dell'indicatore stesso (Trenkel e Rochet, 2003; Rochet e Trenkel, 2003; Jennings e Blanchard 2004) (figura 16.1).



**Figura 16.1 - Fattori chiave di interazione biologica (all'interno del rettangolo) che influenzano la pesca e la gestione degli stock (fattori intrinseci), monitorabili con gli indicatori e alcuni importanti fattori esterni che possono influenzare la produttività (da Caddy, 2004, mod.).**

Inoltre, la definizione di appropriati *target* o *Limit Reference Points* è il maggiore ostacolo alla traduzione degli indicatori in criteri decisionali (Link, 2005).

In una pesca multispecifica l'aumento dell'attività di pesca dovrebbe produrre un declino nell'abbondanza di certe specie, ma la produzione di ciascuna di esse si suppone massimizzata a circa metà della biomassa in assenza di pesca B0. Lo stesso comportamento è atteso per la produzione aggregata di tutte le risorse sfruttabili. Tuttavia, questo comportamento potrebbe essere mascherato da fenomeni che si verificano nell'ecosistema, come la sostituzione di specie, una riduzione della biodiversità e i conseguenti cambiamenti nella struttura demografica e nel livello trofico medio. D'altra parte l'insieme delle specie in una comunità è cosa diversa dalla somma delle specie nella comunità. La sfida è quindi definire un livello di pressione di pesca, come nel caso del Massimo Rendimento Sostenibile, che rappresenti un compromesso fra massimizzazione delle catture e una riduzione accettabile in biodiversità o livello trofico. È possibile inoltre che ognuno degli indicatori mostri diversi livelli di deterioramento, pertanto è necessario un metodo per stabilire valori soglia, ad esempio, per indici di diversità, pendenza dei *size spectra*, valore ottimale del livello trofico, ecc.

Mentre non vi è ancora un quadro operativo di *Reference Points* per gli indicatori, una vasta gamma di studi ha dimostrato che la direzione dei *trend* nelle loro serie temporali può invece

realmente riflettere gli effetti della pesca (e.g. Jennings e Dulvy, 2005; Blanchard *et al.*, 2010).

In un recente lavoro Rochet *et al.* (2010) hanno tentato di combinare, utilizzando metodi di stima basati su probabilità di processo (Trenkel e Rochet, 2010), i *trend* di differenti indicatori, assumendo che la comunità sfruttata fosse semplificata in tre livelli, due superiori (predatori e onnivori) *target* della pesca, e un terzo livello, rappresentato da organismi preda, soggetto invece a variazioni di natura ambientale. I cambiamenti causati da variazioni nella pesca o nell'ambiente, e cioè secondo una direzione perturbativa di tipo *top-down* o *bottom-up*, erano previsti mediante l'uso di modelli qualitativi (*Qualitative Modelling*) (figura 16.2).

I risultati di questo lavoro suggeriscono la presenza di relazioni coerenti fra le più probabili cause di cambiamento identificate da informazioni indipendenti e l'esistenza di meccanismi compensativi fra specie all'interno dei gruppi funzionali.

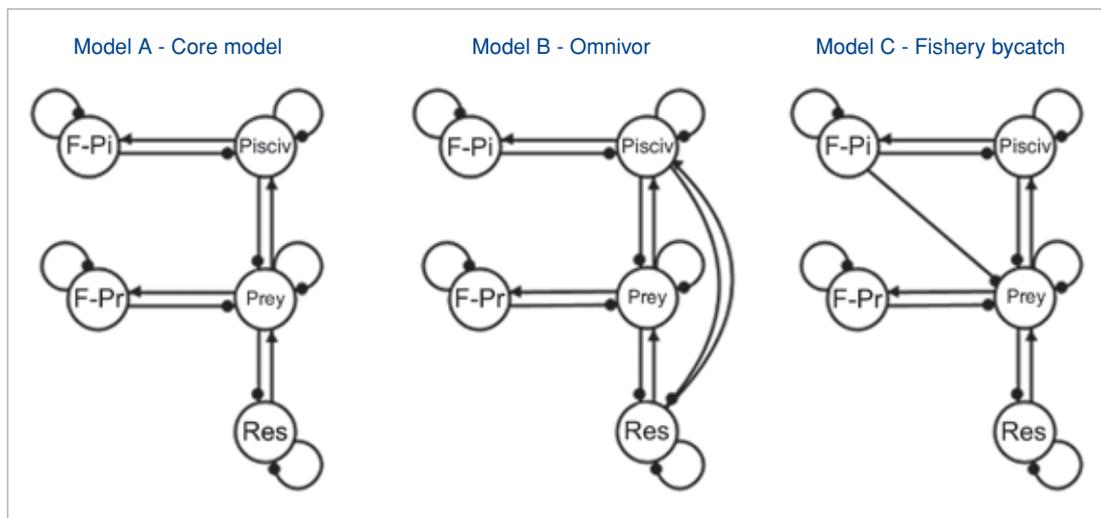


Figura 16.2 - Esempi di modelli di comunità utilizzati per prevedere gli effetti di cambiamenti nella pesca (di piscivori (F-Pi) o di prede (F-Pr)) o nella produttività delle risorse (Res) sui gruppi funzionali delle prede e dei piscivori (variabili del sistema rappresentate nei cerchi). I collegamenti rappresentano effetti diretti; quelli che terminano con una freccia (o i cerchietti pieni) rappresentano un effetto positivo (o negativo) diretto, mentre i link che connotano una variabile a se stessa denotano auto-effetti (da Rochet *et al.*, 2010, mod.).

Un altro approccio ampiamente utilizzato che riconduce i diversi indicatori in un unico schema operativo di valutazione dello stato delle risorse e dell'ecosistema è il *traffic light* o approccio a semaforo, introdotto da Caddy e Surette (2005). Questo approccio, seguito in Mediterraneo anche da Ceriola e collaboratori (2008), fornisce una procedura per assegnare i colori verde, giallo e rosso nell'ambito del *range* di distribuzioni cumulative delle serie temporali di differenti indicatori (figura 16.3).

Anche questo sistema presenta alcune limitazioni dovute alla difficoltà di identificare *reference points* indipendenti dalle serie temporali e alcune problematiche concettuali e operative per stabilire relazioni causali fra impatti, stato delle risorse ed effetti delle misure di gestione. Quanto alla composizione di un giudizio diagnostico finale sono possibili differenti opzioni metodologiche, ad esempio approcci di *fuzzy* logica e sistemi esperti o modelli basati su regole di tipo booleano (Halliday *et al.*, 2001; Jarre *et al.*, 2008).

Indicatore	Stimatore	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003
Indice di biomassa totale	Media geometrica	■	■	■	■	■	■	■	■
	75° percentile	■	■	■	■	■	■	■	■
Indice di densità totale	Media geometrica	■	■	■	■	■	■	■	■
	75° percentile	■	■	■	■	■	■	■	■
Biomassa totale escluse le specie pelagiche	Media geometrica	■	■	■	■	■	■	■	■
	75° percentile	■	■	■	■	■	■	■	■
Densità totale escluse le specie pelagiche	Media geometrica	■	■	■	■	■	■	■	■
	75° percentile	■	■	■	■	■	■	■	■
Biomassa delle principali specie <i>target</i>	Media geometrica	■	■	■	■	■	■	■	■
	75° percentile	■	■	■	■	■	■	■	■
Indice di biomassa dei Cefalopodi	Media geometrica	■	■	■	■	■	■	■	■
	75° percentile	■	■	■	■	■	■	■	■
Indice di biomassa dei piccoli pelagici	Media geometrica	■	■	■	■	■	■	■	■
	75° percentile	■	■	■	■	■	■	■	■
Indice di biomassa degli Elasmobranchi	Media geometrica	■	■	■	■	■	■	■	■
	75° percentile	■	■	■	■	■	■	■	■
BOI	Ratio	■	■	■	■	■	■	■	■
Indice di ricchezza specifica (Margaleff)	valore dell'indice	■	■	■	■	■	■	■	■
Indice di diversità (Shannon)	valore dell'indice	■	■	■	■	■	■	■	■
Indice di equiripartizione (Pielou)	valore dell'indice	■	■	■	■	■	■	■	■

■ = positivo ■ = intermedio ■ = negativo

Figura 16.3 - Schema esemplificativo di tabella tipo *traffic light* che mostra la risposta degli indicatori di comunità in una serie temporale (1996–2003) riferita all'Adriatico meridionale (da Ceriola *et al.*, 2008, mod.).

Un approccio di tipo *traffic light* semplificato per ragioni divulgative è utilizzato nell'Annuario sullo stato delle risorse di pesca, curato dalla Società Italiana di Biologia Marina (SIBM, 2010).

In Mediterraneo e nei mari italiani, considerate le caratteristiche multispecifiche della pesca, l'approccio degli indicatori è stato utilizzato da più tempo, sebbene non formalizzato in un impianto operativo strutturato. La disponibilità di serie temporali di *trawl survey*, come quella MEDITS, consente oggi di stimare una serie di indicatori di comunità e di ecosistema, grazie alla disponibilità di una serie temporale che inizia ad essere sufficientemente lunga per permettere analisi di *trend*.

L'approccio degli indicatori è oggi parte integrante del quadro comunitario per la raccolta, la gestione e l'uso di dati scientifici ai fini dell'attuazione della PCP (Regolamento (CE) 199/2008, e le successive Decisioni della Commissione 949/2008 e 93/2010). Un elenco commentato di tali indicatori è riportato in tabella 16.1. Fra questi, ad esempio, la proporzione di pesci di grandi dimensioni, o pLarge (indicatore 2, tabella 16.1) è stato introdotto dall'OSPAR (strumento organizzativo attraverso il quale 15 governi insieme alla Comunità Europea cooperano per proteggere l'ambiente marino del Nord-Est Atlantico) come parte dello sviluppo di Obiettivi di Qualità Ecologica (*Ecological Quality Objectives*, EcoQOs). L'indicatore è definito come la proporzione, in peso sulla cattura sperimentale, dei pesci più grandi di 40 cm. L'impatto atteso della pesca consiste in una progressiva riduzione di questo indicatore, come effetto del deterioramento delle condizioni dell'ecosistema, che vede erodere la componente dei predatori apicali, in conseguenza di un effetto del tipo "*fishing down the food web*" (Pauly *et al.*, 1998),

Questo effetto, in determinate condizioni di sfruttamento e ambientali, può combinarsi con una reazione trofica a catena (*trophic cascade*), che si realizza quando l'abbondanza di un livello trofico inferiore aumenta per effetto della rimozione dei predatori al livello trofico superiore e si propaga attraverso i vari livelli trofici.

**Tabella 16.1 - Indicatori del Programma di Raccolta Dati (DCF) per la misura degli effetti della pesca sull'ecosistema (per il dettaglio dei metodi di stima degli indicatori si rimanda a COM(2008) 187 final-SEC/2008/0449 final).**

Codice indicatore	Indicatore	Definizione	Dati necessari	Tipo di indicatore
1	Stato di conservazione delle specie di pesci	Indicatore di biodiversità per la stima di <i>trend</i> relative a specie vulnerabili	Composizione per specie, struttura demografica e abbondanza da dati indipendenti dalla pesca	Stato
2	Proporzione dei pesci di grandi dimensioni	Indicatore della proporzione di pesci di grandi dimensioni, con riferimento al peso, che rifletta la struttura demografica a livello di comunità	(catture sperimentali dei <i>survey</i> scientifici)	Stato
3	Media della massima lunghezza dei pesci	Indicatore della composizione, in termini di <i>life history</i> , della comunità		Stato
4	Taglia di maturità delle specie di pesci sfruttate	Indicatore dei potenziali effetti genetici sulla popolazione	Misure individuali di età, lunghezza, sesso e maturità da dati indipendenti dalla pesca (catture sperimentali dei <i>survey</i> scientifici)	Stato
5	Distribuzione delle attività di pesca	Indicatore della diffusione spaziale delle attività di pesca	Posizione geografica in base al sistema di monitoraggio spaziale dei battelli da pesca (Vessel Monitoring System, VMS)	Pressione
6	Aggregazione delle attività di pesca	Indicatore dell'aggregazione spaziale delle attività di pesca		Pressione
7	Aree non impattate da attrezzi di pesca trainati	Indicatore dell'area non impattata da attrezzi da traino nell'ultimo anno		Pressione
8	Tasso di scarto delle specie commerciali sfruttate	Indicatore del tasso di scarto delle specie commerciali in rapporto allo sbarcato	Composizione per specie e struttura demografica dello sbarcato commerciale e dello scarto	Pressione
9	Efficienza di cattura sulla base del consumo di carburante	Indicatore della relazione fra carburante consumato e valore del prodotto sbarcato	Valore dello sbarcato e costo del carburante	Pressione

## Modelli multispecifici, modelli trofodinamici e habitat modelling

Un'estesa *review* dei modelli di ecosistema è stata realizzata da Plagányi (2007), cui si rimanda per approfondimenti, mentre diversi progetti europei hanno affrontato aspetti relativi allo sviluppo e all'uso di modelli multispecifici per un approccio di ecosistema, includendo anche componenti spaziali (e.g. GADGET, OSMOSE).

I modelli di ecosistema devono essere considerati concettualmente complementari e non

sostitutivi dei modelli monospecifici, che continuano ad essere la base degli schemi di valutazione (Quinn e Collie, 2005).

Se Lotka e Volterra possono essere considerati a pieno titolo pionieri dell'approccio di ecosistema con la prima formulazione di un modello preda-predatore, l'analisi di popolazione virtuale multispecifica (*Multispecies Virtual Population Analysis*, MSVPA; Pope, 1979) ha rappresentato un primo passo, in un contesto scientifico organizzato come l'ICES, verso i modelli di ecosistema. Inizialmente pensata e formalizzata per superare l'incertezza nella stima della mortalità naturale, per la componente dovuta alla predazione, la MSVPA è divenuta di fatto uno dei primi modelli di ecosistema, mediante il quale considerazioni sulle relazioni nella rete trofica sono entrate implicitamente o esplicitamente nella struttura del modello (Magnússon, 1995). Infatti, oltre alla stima delle dimensioni dello stock e del tasso di mortalità, come nel caso di *assessment* monospecifici, risultato della MSVPA è la stima delle quantità delle varie specie consumate dai predatori. I modelli di MSVPA hanno bisogno di una elevata quantità di dati relativi ai contenuti stomacali, oltre a una serie di parametri comuni anche alla consueta VPA. I modelli di MSVPA sono una combinazione di un set di equazioni non lineari accoppiate, l'equazione di cattura di Baranov e l'equazione per la stima della mortalità naturale dovuta alla predazione, da risolvere anno per anno (non per coorte come nella VPA standard) ad ogni passo dell'analisi. L'assunzione di base, non sempre soddisfatta, è che la razione alimentare e la preferenza delle prede siano costanti (i.e. indipendenti dal tempo per ogni combinazione specie-età).

Sempre nell'ambito dell'approccio multispecifico, Pope e collaboratori hanno proposto, nel 2006, un modello di simulazione fondato sulla teoria dei *size spectra* per verificare se la pendenza di un *size spectrum* costruito su una determinata comunità fosse approssimativamente lineare, se questa linearità fosse mantenuta in diverse condizioni e se il tipo di relazione fra pendenza di *size spectrum* e pressione di pesca fosse di tipo semplice. Per *size spectrum* si intende la relazione fra le dimensioni degli organismi (misurate come logaritmo della lunghezza) e la loro abbondanza (misurata come logaritmo del numero di individui di tutte le specie, per classe di lunghezza). È stato empiricamente osservato che la pendenza di un *size spectrum* aumenta in risposta ad un aumento della pressione di pesca. Il modello costruito da Pope e collaboratori, nel solco dei metodi della MSVPA, simulando una struttura semplificata per una comunità di 13 specie del Mar del Nord, ha evidenziato come la pendenza dei *size spectra* fosse, insieme al peso medio, un indicatore robusto della mortalità da pesca su una comunità; la linearità della pendenza dei *size spectra* è stata inoltre confermata su un ampio *range* di  $L_{\infty}$ .

Di recente, una versione dinamica di questo modello è stata realizzata da Andersen e Pedersen (2009) (figura 16.4) in modo da includere la crescita dipendente dalla disponibilità di cibo, formulando i processi su base fisiologica individuale, assumendo che la caratteristica biologica più importante di un dato individuo fosse la sua taglia massima e strutturando relazioni *stock-recruitment*. Nel modello l'aumento, ad esempio, di abbondanza di pesci in un determinato *range* è quindi stimabile come conseguenza, non solo di una diminuita pressione di pesca su un livello trofico superiore, ma anche per cambiamenti nella disponibilità di cibo, che si traducono in differente crescita degli individui. I risultati di questo modello confermano che la pesca può determinare una propagazione di effetti tipo "*trophic cascade*" sia dall'alto verso il basso, che viceversa (effetto "*top-down*" o "*bottom-up*"), a seconda di una combinazione dei cambiamenti che derivano da mortalità per predazione o da limitazione di cibo. Inoltre, la differenza nei *fishing pattern* fra ecosistemi può influire sulla capacità di distinguere o meno fenomeni di "*trophic cascade*", infatti, ad esempio, più la pesca agisce su differenti livelli trofici, più sarà difficile identificarne gli impatti in termini di "*trophic cascade*".

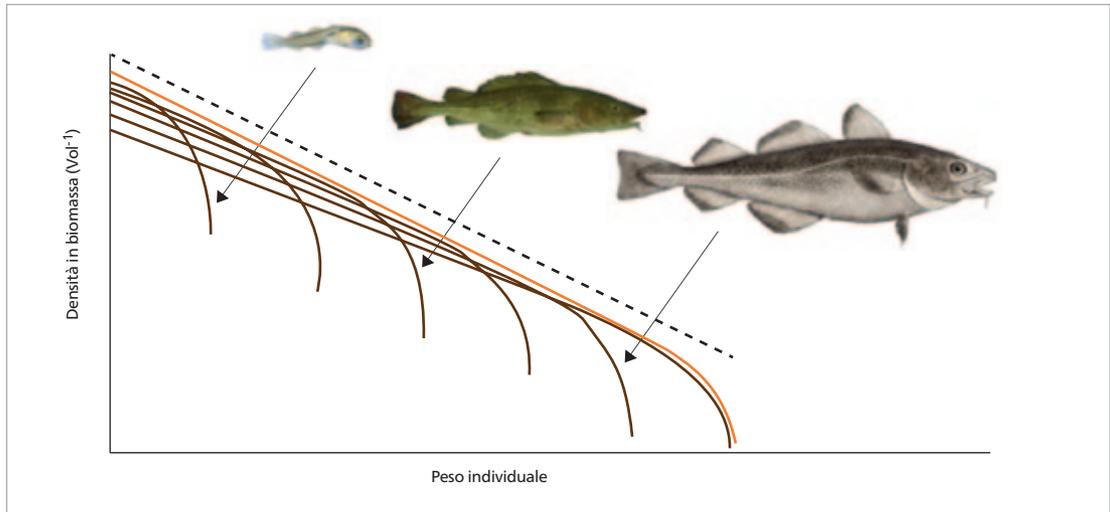


Figura 16.4 - Rappresentazione di un modello dinamico basato su *size spectra*. La linea tratteggiata rappresenta lo spettro della *carrying capacity*, le linee marroni sono gli *spectra* dei gruppi di specie con diversa taglia asintotica e la linea arancio è il *size spectrum* totale della comunità.

Per diverso tempo gli ecologi hanno dibattuto su cosa controllasse i processi che determinano la produzione di biomassa in mare, ovvero se il controllo primario fosse esercitato dalla disponibilità di risorse foraggio (*bottom-up*) o dai predatori (*top-down*). Per diversi autori, il meccanismo di controllo di tipo *top-down* si è rivelato esplicativo per descrivere struttura e funzionamento di laghi ed ecosistemi marini con un'influenza su più di un livello trofico nel processo di "*trophic cascade*". Altri autori invece sostengono che la chiave sia la disponibilità di risorse foraggio e quindi la produzione primaria (PP), che è in grado di propagarsi in alto nel sistema, influenzando tutti i livelli trofici e la dinamica di popolazione.

Un approccio di tipo multispecifico, divenuto di recente molto popolare, si basa sui modelli trofodinamici, che tentano di descrivere e prevedere il funzionamento degli ecosistemi (Cury *et al.*, 2003). Il Livello Trofico (TL) è divenuto quindi un concetto chiave in molti modelli di ecosistema ed è anche un indicatore adatto a sintetizzare l'impatto della pesca (e.g. Pauly *et al.*, 1998). Il modello più diffuso è stato il modello di bilancio di massa (e.g. Polovina 1984; Pauly *et al.*, 2000), che si fonda sull'allocazione della biomassa in gruppi trofici discreti. Ecopath/Ecosim (e.g. Christensen *et al.*, 2005) è anche un software per costruire modelli trofodinamici ([www.ecopath.org](http://www.ecopath.org)). Nell'approccio Ecopath/Ecosim le interazioni trofiche fra gruppi funzionali dell'ecosistema sono descritte da un set di equazioni lineari:

$$P_i = Y_i + B_i + M2_i + E_i + P_i \times (1-EE)$$

dove  $P_i$  è la produzione totale di  $i$ ;  $Y$  è la cattura totale di  $i$ ;  $B_i$  è la biomassa totale del gruppo  $i$ ;  $E_i$  è il tasso di migrazione;  $M2_i$  è il tasso di predazione totale per gruppo  $i$ ,  $EE_i$  è l'efficienza ecotrofica di  $i$ , (la frazione della produzione di  $i$  che è consumata all'interno del sistema, esportata o raccolta).

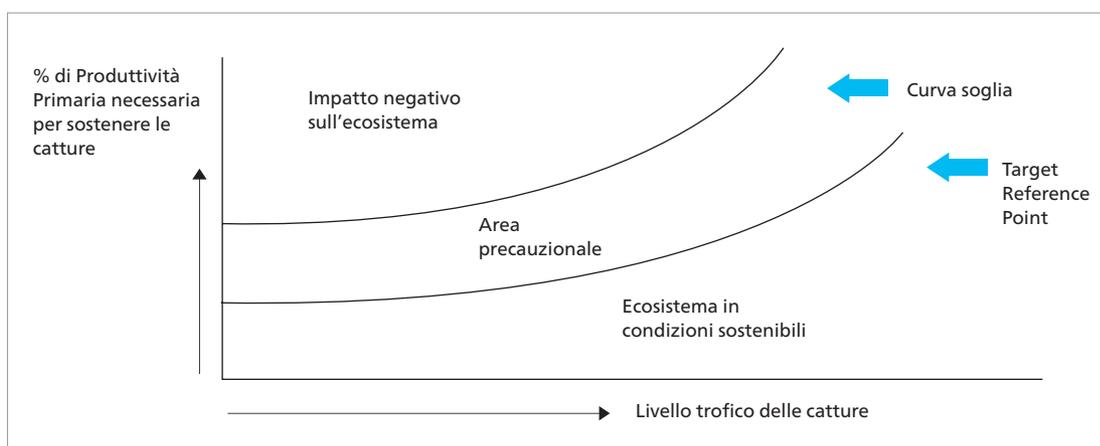
Il modello può essere anche espresso come:

$$B_i \times (P/B)_i \times EE_i - \sum B_j \times (Q/B)_j \times DC_{ji} - Y_i - E_i = 0$$

dove  $(P/B)_i$  è il rapporto produzione/biomassa;  $(Q/B)_j$  è il rapporto consumo/biomassa;  $DC_{ji}$  è la frazione di prede  $i$  nella dieta media del predatore  $j$ .

La parte dinamica del modello, Ecosim, permette l'analisi temporale e il *fitting* del modello alla serie temporale.

La condizione di *ecosystem overfishing* si verifica quando la composizione per specie e la dominanza sono significativamente modificate dalla pesca e quindi quando il Livello Trofico diminuisce (ossia quando si verifica la riduzione delle specie di grandi dimensioni e longeve – predatori – mentre si ha il sopravvento delle specie piccole di taglia e a vita breve, che occupano i livelli trofici inferiori) (figura 16.5).



**Figura 16.5 - Schema teorico dell'approccio basato sugli indici %PPR e TL per descrivere lo stato di *overfishing* a livello di ecosistema (da Tudela *et al.*, 2005, mod.).**

Secondo Caddy (2004) il livello trofico medio così come il rapporto biomassa delle specie pelagiche/biomassa delle specie demersali hanno svantaggi concettuali poiché possono essere al tempo stesso indicatori di un accresciuto *input* di nutrienti come di *overfishing*.

Una critica sollevata ai modelli trofodinamici è che, pur molto utili per studiare il funzionamento dell'ecosistema, non forniscono una teoria generale relativa all'impatto della pesca sull'ecosistema e inoltre, forse a causa dell'elevato numero di parametri, sono considerati poco funzionali per fare previsioni in particolare per le misure di gestione.

Recentemente Gascuel (2005) ha proposto un modello basato sui livelli trofici, nel quale la biomassa è distribuita lungo un *continuum* ed è suddivisa in classi. Come conseguenza della predazione e dei processi ontogenetici, la biomassa si muove da una classe a quella superiore cambiando il proprio livello trofico. Il modello è quindi basato su un flusso di biomassa e sull'analisi dei *Catch Trophic Spectrum* per stimare i tassi di sfruttamento e prevedere gli effetti della gestione.

La frontiera più recente è rappresentata dall'*habitat modelling* e dall'uso di *Generalized Linear Models* (GLM), *Generalized Additive Models* (GAM) e *Generalized Mixed Models* (GMM) per combinare l'uso di variabili ambientali, come il NAO (*North Atlantic Oscillation*) a serie storiche di indicatori e spiegare le risposte ecologiche a cambiamenti ambientali. Così ad esempio, cambiamenti nel NAO possono essere usati come variabili esplicative per cambiamenti nei processi biologici, soprattutto nei casi in cui intervengono fenomeni di regime *shift*.

## Bibliografia

- Andersen K.H., M. Pedersen (2009) - Damped trophic cascades driven by fishing in model marine ecosystems. *Proc. R. Soc. B.*, 277: 795-802.
- Blanchard J. L., Coll M., Trenkel V. M., Vergnon R., Yemane D., Jouffre D., Link J. S., Shin Y-J. (2010) - Trend analysis of indicators: a comparison of recent changes in the status of marine ecosystems around the world. *ICES J. Mar. Sci.*, 67: 732-744.
- Browman H.I., Stergiou K.I. (2004) - Perspectives on ecosystem-based approaches to the management of marine resources. *Marine Ecology Progress Series*, 274: 269-303.
- Caddy J.F. (2002) - Limit reference points, traffic lights, and holistic approaches to fisheries management with minimal stock assessment input. *Fish. Res.*, 56: 133-137.
- Caddy J.F. (2004) - Current usage of fisheries indicators and reference points, and their potential application to management of fisheries for marine invertebrate. *Can. J. Fis. Aquat. Sci.*, 61: 1307-1324.
- Caddy J.F., Surette E. (2005) - In retrospect the assumption of sustainability for Atlantic fisheries has proved an illusion. *Review in Fish Biology and Fisheries*, 15: 313-337.
- Ceriola L., Accadia P., Massa F., Mannini P., Milone N., Ungaro N. (2008) - A bio-economic indicators suite for the appraisal of the demersal trawl fishery in the Southern Adriatic Sea (Central Mediterranean). *Fisheries Research*, 92 (2-3): 255-267.
- Christiansen V., Walters C., Pauly D. (2005) - *ECOPATH with ECOSIM: A User's Guide*. Fisheries Center, University of British Columbia, Vancouver.
- Cotter J., Petitgas P., Abella A., Apostolaki P., Mesnil B., Politou C.Y., Rivoirard J., Rochet M.J., Spedicato M.T., Trenkel V.M., Woillez M. (2009) - Towards an ecosystem approach to fisheries management (EAFM) when trawl surveys provide the main source of information. *Aquat. Living Resour.*, 22: 243-254.
- Cury P., Shannon L.J., Shin Y-J. (2003) - The functioning of marine ecosystems: a fisheries perspective. In: Sinclair M., Valdimarsson G. (Eds.), *Responsible Fisheries in the Marine Ecosystem*. CAB International, Wallingford, UK: pp. 103-123.
- FAO (1999) - *Indicators for sustainable development of marine capture fisheries*. Technical Guidelines for Responsible Fisheries, 8, Roma: 68 pp.
- FAO (2002) - *Report of the Reykjavik Conference on Responsible Fisheries in the Marine Ecosystem*. Reykjavik, Iceland, 1-4 October 2001. Fisheries Report, 658: 128 pp.
- FAO (2003) - *The Ecosystem Approach to Fisheries*. Technical Guidelines for Responsible Fisheries, 4, Suppl. 2, Roma: 112 pp.
- Fulton E.A., Smith A.D., Punt A.E. (2005) - Which ecological indicators can robustly detect effects of fishing? *ICES J. Mar. Sci.*, 62: 540-551.
- Garcia S.M., Cochrane K.L. (2005) - Ecosystem approach to fisheries: a review of implementation guidelines. *ICES J. Mar. Sci.*, 62: 311-318.
- Garcia S.M., Staples D.J. (2000) - Sustainability reference system and indicators for responsible marine capture fisheries: a review of concepts and elements for a set of guidelines. *Mar. Freshwater Res.*, 51: 385-426.
- Garcia S.M., Staples D.J., Chesson J. (2000) - The FAO guidelines for the development and use of indicators of sustainable development of marine capture fisheries and an Australian example of their application. *Ocean and Coastal Management*, 43: 537-556.
- Gascuel D. (2005) - The trophic-level based model: a theoretical approach of fishing effects on marine ecosystems. *Ecological Modelling*, 189: 315-332
- Jarre A., Paterson B., Moloney C.L., Miller D.C.M., Field J. G., Starfield A.M. (2008) - Knowledge-based systems as decision support tools in an ecosystem approach to fisheries: Comparing a fuzzy-logic and a rule-based approach. *Progress in Oceanography*, 79: 390-400.
- Jennings S. (2005) - Indicators to support an ecosystem approach to fisheries. *Fish and Fisheries*, 6: 212-232.
- Jennings S., Blanchard J.L. (2004) - Fish abundance with no fishing: predictions based on macroecological theory. *Journal of Animal Ecology*, 73: 632-642.
- Jennings S.J., Dulvy N.K. (2005) - Reference points and reference directions for size-based indicators of community structure. *ICES J. Mar. Sci.*, 62: 397-404.
- Jennings S., Pinnegar J.K., Polunin N.V.C., Boon T.W. (2001) - Weak cross-species relationships between body size and trophic level belie powerful size based trophic structuring in fish communities. *The Journal of Animal Ecology*, 70 (6): 934-944.
- Halliday R.G., Fanning L.P., Mohn R.K. (2001) - *Use of the traffic light method in fishery management planning*. Canadian Science Advisory Secretariat, Res. Doc. 2001/108: 41 pp.
- Link J.S. (2005) - Translating ecosystem indicators into decision criteria. *ICES J. Mar. Sci.*, 62: 569-576.
- Magnússon K.G. (1995) - An overview of the multispecies VPA - theory and applications. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 5, 2: 195-212.

- Murawski S.A. (2000) - Definitions of overfishing from an ecosystem perspective. *ICES J. Mar. Sci.*, 57: 649-658.
- Piet G.J., Jennings S. (2005) - Response of potential community indicators to fishing. *ICES J. Mar. Sci.*, 62: 214-225.
- Piet G.J., Jansen H.M., Rochet M.J. (2008) - Evaluating potential indicators for an ecosystem approach to fishery management in European waters. *ICES J. Mar. Sci.*, 65: 1449-1455.
- Plagányi E. (2007) - *Models for an Ecosystem Approach to Fisheries*. FAO, Fisheries Technical Paper, 477: 108 pp.
- Pauly D., Christensen V., Dalsgaard J., Froese R., Torres F.J. (1998) - Fishing down marine food webs. *Science*, 279: 860-863.
- Pauly D., Christensen V., Walters C. (2000) - Ecopath, Ecosim, and Ecospace as tools for evaluating ecosystem impact of fisheries. *ICES J. Mar. Sci.*, 57: 697-706.
- Pope J.G. (1979) - A modified cohort analysis in which constant natural mortality is replaced by estimates of predation level. *ICES C.M.*: 16 pp.
- Pope J.G., Rice J.C., Daan N., Jennings S., Gislason H. (2006) - Modelling an exploited marine fish community with 15 parameters-results from a simple size-based model. *ICES J. Mar. Sci.*, 63: 1029-1044.
- Polovina J.J. (1984) Model of coral reef ecosystem. I. The ECOPATH model and its application to French frigate shoals. *Coral Reefs*, 3(1): 1-11.
- Quinn II T.J., Collie J.S. (2005) - Sustainability in single-species population models. *2 Phil. Trans. R. Soc. B*, 360: 147-162.
- Rice J.C. (2000) - Evaluating fishery impacts using metrics of community structure. *ICES J. Mar. Sci.*, 57: 682-688.
- Rice J.C. (2003) - Environmental health indicators. *Ocean and Coastal Management*, 46: 235-259.
- Rice J.C., Rochet M.J. (2005) - A framework for selecting a suite of indicators for fisheries management. *ICES J. Mar. Sci.*, 62: 516-527.
- Rochet, M.J., Trenkel V.M. (2003) - Which community indicators can measure the impact of fishing? a review and proposals. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 60: 86-99.
- Rochet M.J., Trenkel V.M. (2009) - Why and how could indicators be used in an ecosystem approach to fisheries management? In: Beamish R.J., Rothschild B.J. (Eds.) *The future of fisheries science in North America*. Springer: 209-226.
- Rochet M.J., Trenkel V.M., Carpentier A., Coppin F., Gil de Sola L., Léauté J.P., Mahé J.C., Maiorano P., Mannini A., Murenu M., Piet G., Politou C.Y., Reale B., M.T. Spedicato, Tserpes G., Bertrand J. A. (2010) - Do changes in environmental pressures impact marine communities? An empirical assessment. *Journal of Applied Ecology*, 47, (4): 741-750.
- Shin Y.J., Rochet M.J., Jennings S., Field J.G., Gislason H. (2005) - Using size based indicators to evaluate the ecosystem effects of fishing. *ICES J. Mar. Sci.*, 62: 384-396.
- SIBM (2010) - Rapporto annuale sullo stato delle risorse biologiche dei mari circostanti l'Italia. Relazione finale della Società Italiana di Biologia Marina al Ministero per le Politiche Agricole Alimentari e Forestali: 271 pp.
- Trenkel V.M., Rochet M.J. (2003) - Performance of indicators derived from abundance estimates for detecting the impact of fishing on a fish community. *Canadian Journal of Fisheries & Aquatic Sciences*, 60: 67-85.
- Trenkel V.M., Rochet M.J. (2009) - Intersection-union tests for characterising recent changes in smoothed indicator time series. *Ecological Indicators*, 9 (4): 732-739.
- Trenkel V.M., Rochet M.J. (2010) - Combining time trends in multiple metrics for identifying persistent changes in population processes or environmental stressors. *Journal of Applied Ecology*, 47 (4): 751-758.
- Tudela S., Coll M., Palomera I. (2005) - Developing an operational reference framework for fisheries management on the basis of two-dimensional index of eco system impact. *ICES J. Mar. Sci.*, 62: 585-591.
- UNCED (United Nations Conference on Environment and Development) (1992)- Convention on Biological Diversity. New York, UN.
- United Nations (2002) - Johannesburg Declaration on Sustainable Development. [http://www.un.org/esa/sustdev/documents/WSSD\\_POI\\_PD/English/POI\\_PD.htm](http://www.un.org/esa/sustdev/documents/WSSD_POI_PD/English/POI_PD.htm)

## 16.2 La valutazione dello stato delle risorse alieutiche: metodi consolidati

Fiorentino F., Lembo G.

Nell'approccio classico della scienza alieutica si considera che la pesca agisca sugli stock ittici riducendone l'abbondanza e modificandone la struttura demografica. Con l'aumentare della pressione di pesca, il numero di individui dello stock in grado di raggiungere età avanzate sarà sempre minore e le classi giovanili costituiranno la frazione predominante degli stock. La stima della consistenza in termini di abbondanza e struttura demografica degli stock sfruttati dalla pesca commerciale e lo studio della loro produttività, sotto diversi scenari di sfruttamento, è l'obiettivo principale di quella disciplina ecologica che prende il nome di valutazione dello stato delle risorse. La valutazione delle risorse della pesca è un processo complesso che prevede una fase di acquisizione di dati di popolazione e sforzo di pesca e una fase di elaborazione mediante tecniche di analisi che fanno riferimento alle proprietà statistiche delle serie di dati e/o a modelli matematici di dinamica di popolazione.

Le caratteristiche di una popolazione che vengono classicamente prese in esame nella valutazione delle risorse sono l'abbondanza e la demografia. Sebbene lo spazio, con il concetto di stock, entri implicitamente nei processi di valutazione, soltanto in tempi recenti gli aspetti legati alla distribuzione spaziale delle popolazioni sono stati considerati esplicitamente nei processi di valutazione.

Con riguardo all'origine dei dati, i metodi di raccolta di informazioni utili alla valutazione si distinguono in metodi indiretti e metodi diretti. I primi sono basati su dati provenienti dalla pesca commerciale (*fishery-dependent data*), riconducibili alle statistiche di cattura e sforzo corrispondente oppure alla struttura demografica delle catture. I secondi si basano su dati raccolti nell'ambito di campagne scientifiche e forniscono stime, indipendenti dalla pesca commerciale (*fishery-independent data*), sull'abbondanza e sulla demografia delle risorse in mare.

Le informazioni raccolte con entrambi i metodi sono generalmente usate nelle valutazioni mediante modelli matematici che vengono a loro volta suddivisi in tre grandi famiglie: i modelli globali o di surplus di produzione, i modelli analitici o strutturali e i modelli di reclutamento.

Altri approcci spesso visti come complementari, ma anche sostitutivi ai precedenti, e in grado di indirizzare le valutazioni, sono quelli basati sugli indicatori che, secondo Cotter *et al.*, (2009), offrono la possibilità di gestire gli stock in modo complementare, ma anche alternativo, rispetto ai metodi di stock *assessment*. Alla base dello sviluppo di questa famiglia di metodi, di recente ampiamente usati anche in Italia (SAMED, 2002; SIBM, 2010), ci sono le incertezze sui dati di cattura e di scarto della pesca commerciale e il ritardo nella disponibilità di tali dati rispetto a quelli ottenibili dalle campagne scientifiche (Mesnil *et al.*, 2009),

Un'altra famiglia di metodi utili nelle procedure di valutazione dello stato delle risorse e degli scenari gestionali è rappresentata dai modelli di simulazione, una tecnica largamente applicata che integra gli strumenti di monitoraggio e *assessment* (National Research Council, NRC 1998).

# Il monitoraggio dell'abbondanza e della struttura demografica delle risorse

## I metodi indiretti

I dati di cattura e sforzo costituiscono il contributo principale che il monitoraggio della pesca commerciale può fornire alla valutazione dello stato degli stock. La cattura per unità di sforzo (CPUE, *catch per unit effort*), espressa come biomassa catturata per ogni unità di sforzo applicata sullo stock, costituisce il più tradizionale indice di abbondanza degli stock ittici (Hilborn & Walters 1992). Le informazioni di cattura e sforzo sono usualmente ottenute da interviste dei pescatori allo sbarco o mediante giornali di pesca (*logbooks*). Le catture per unità di sforzo possono essere ottenute sia campionando la cattura totale, e lo sforzo totale corrispondente, allo sbarco delle imbarcazioni della flottiglia, sia mediante osservatori scientifici a bordo delle barche da pesca, che rilevano direttamente i dati di cattura, di scarto di pesca e di sforzo.

Una presentazione classica degli aspetti metodologici del rilevamento dei dati di cattura e sforzo è riportata in Gulland (1983). Stamatopoulos (2002) ha recentemente affrontato le indagini di rilevamento, riportando diverse combinazioni di approcci censitari con campionamenti articolati spazialmente e temporalmente.

Sebbene le CPUE siano ampiamente usate nella valutazione delle risorse da pesca, la loro efficacia come stimatore della reale abbondanza degli stock può essere inficiata da due diverse fonti di errore:

- la pesca si concentra dove la densità delle risorse è maggiore e quindi le CPUE forniscono una stima ottimistica delle abbondanze;
- il coefficiente di catturabilità ( $q$ , *catchability coefficient*) dei battelli da pesca varia nel tempo, per effetto dell'innovazione tecnologica, alterando la relazione tra cattura e abbondanza in mare.

Nel caso in cui i dati di cattura e sforzo derivino da attrezzi da pesca diversi oppure da serie storiche in cui i coefficienti di catturabilità degli attrezzi non siano ragionevolmente rimasti costanti, è necessario procedere a standardizzazioni (Hilborn & Walters 1992; Bishop 2006), impiegando, ad esempio *Generalized Linear Models* (GLMs) o *Generalized Additive Models* (GAMs).

Accanto a questi svantaggi i metodi indiretti hanno comunque il vantaggio di consentire, a costi relativamente contenuti, di ottenere un grande quantitativo di informazioni sull'abbondanza degli stock pescati durante tutto l'anno.

Il rilievo delle catture viene effettuato anche con lo scopo di caratterizzarne la composizione demografica (taglie, età e sesso) e le caratteristiche biologiche (maturità e fecondità). In generale la struttura in taglie è rilevata campionando mediante un disegno casuale stratificato, mentre l'età, il sesso, la maturità e la fecondità sono campionate in accordo ad un disegno a due stadi (Cadima *et al.*, 2005). Una guida chiara per stimare la struttura di lunghezza dello sbarcato delle flotte commerciali, stratificato per flotte, aree di pesca, porti e periodi, è fornito in Sparre (2000). Nel caso in cui l'età degli organismi possa essere stimata, si possono prelevare sub campioni di individui da quelli campionati per la struttura di lunghezza, per stimare la proporzione di individui dei diversi gruppi di età per ogni classe di lunghezza. Questa procedura è utilizzata per la preparazione delle chiavi età-lunghezza (ALK, *age length key*). Gli individui sono generalmente estratti in accordo ad un disegno stratificato per taglie, in modo che il sub campione copra sistematicamente tutte le taglie presenti nel campione.

Le ALK sono usualmente preparate ogni anno proprio per tenere conto della variabilità

interannuale nella consistenza del reclutamento, dei tassi di crescita e di mortalità. Una trattazione degli aspetti metodologici legati al rilievo della struttura in lunghezza ed età degli sbarcati commerciali in Italia è riportato in SIBM (2005).

## I metodi diretti

I metodi diretti consentono di raccogliere informazioni su abbondanza, demografia e distribuzione spaziale delle risorse da pesca mediante campagne sperimentali condotte da imbarcazioni da ricerca, da pescherecci opportunamente equipaggiati oppure da osservatori in immersione. Tali campagne possono prevedere prelievo di campioni (*removing methods*) oppure effettuare misure sul campo che non prevedono la cattura di organismi (*non-removing methods*). A seconda della tipologia di risorse e delle attrezzature di indagine impiegate, le campagne prendono il nome di campagne a strascico (*trawl and beam trawl surveys*), campagne acustiche (*echo surveys*), campagne ittioplanctoniche (*ichthyoplankton surveys*), campagne con draghe idrauliche (*hydraulic dredges surveys*) e campagne di osservazione visiva subacquea (*underwater visual surveys*). I metodi diretti sono tutti caratterizzati da un'elevata consistenza nel tempo dello strumento di campionamento, del disegno di campionamento e del protocollo di processamento dei dati. Tale caratteristica fa ritenere che le variazioni osservate nell'abbondanza, nella demografia e nella distribuzione delle risorse corrispondano più accuratamente ad effettivi cambiamenti nella popolazione e siano meno condizionate da effetti legati a variazioni di comportamento dei pescatori, come nel caso dei metodi indiretti.

L'affidabilità dei dati di campagna dipende ovviamente dall'adeguatezza del metodo per le singole specie o per lo stadio vitale e dal disegno statistico impiegato. Considerate le diverse preferenze di habitat espresse dagli organismi marini, nelle diverse fasi vitali, è difficile individuare una tecnica in grado di fornire informazioni sull'intera popolazione indagata e si può verificare che il *pattern* che emerge dalla campagna sia influenzato dalla metodica impiegata. I dettagli sulla programmazione e l'esecuzione delle campagne scientifiche e sulla raccolta, il processamento e l'elaborazione dei dati sono contenuti in Gunderson (1993) e Sparre e Venema (1998).

Proprio le difficoltà nell'ottenere dati di cattura e sforzo affidabili, legate alle caratteristiche delle attività di pesca italiana (elevata frammentazione dei siti di sbarco lungo la costa, presenza di una grande varietà di attrezzi di pesca, elevato numero di specie sbarcate, spesso in categorie commerciali composta da diverse specie, come zuppa, fritto, ecc.), hanno dato un grande sviluppo all'impiego dei metodi diretti nella ricerca alieutica nazionale. L'impiego dei *trawl survey* per la valutazione delle risorse demersali risale, infatti, ai primi anni ottanta mentre quello degli *echo surveys* alla metà degli anni settanta.

Allo stato attuale nel programma nazionale italiano di raccolta dati alieutici, redatto ai sensi del reg. (CE) 1543/2000 e successive integrazioni e modifiche, è prevista la conduzione di due campagne scientifiche: la campagna di pesca a strascico MEDITS, con l'obiettivo di raccogliere informazione sullo stato dei principali stock demersali e quella di acustica MEDIAS, con l'obiettivo di valutare l'abbondanza dei piccoli pelagici.

In generale, i dati di campagna hanno il grande vantaggio di essere geo-referenziati. Questo consente di avere istantanee abbastanza precise sulla distribuzione spaziale degli stock.

I *surveys* sono anche ampiamente usati per fornire informazioni sui parametri biologici degli stock e inoltre consentono di raccogliere tutta una serie di informazioni sulle specie non commerciali e sull'ambiente, utili all'introduzione di aspetti ecologici nella valutazioni, nell'ottica dell'approccio ecosistemico alla pesca (EAFM, *Ecosystem Approach to Fisheries Management*).

# La valutazione dello stato di sfruttamento degli stock

## L'approccio degli indicatori

L'approccio degli indicatori nella gestione della pesca è stato sempre più utilizzato nell'ultima decade, non solo in ambito mediterraneo, probabilmente per la difficoltà di estendere, anche in aree caratterizzate da ricchezza di dati, come quella ICES, ad un vasto numero di specie l'armamentario canonico di *stock assessment* (Cotter *et al.*, 2009). Inoltre, la consapevolezza della complessità dei sistemi di valutazione e dell'incertezza intrinseca ai processi di stima hanno fatto rivalutare un approccio olistico che potesse comporre in un unico schema valutativo aspetti ecologici, ma anche di impatto, economici e sociali (e.g. FAO, 1999). Numerose *review* e progetti europei (e.g. INDECO, IMAGE) hanno dimostrato l'utilità degli indicatori di popolazione nella valutazione (Trenkel *et al.*, 2007; Cotter, 2009).

Nella selezione degli indicatori devono essere di guida criteri di parsimonia (evitare la ridondanza), capacità di contenere efficacemente l'informazione desiderata, rispondenza alle evidenze scientifiche, comprensibilità, sinteticità (Rice e Rochet, 2005).

L'insieme degli indicatori è in genere composto in un *framework* interpretativo che valuta, ad esempio, i cambiamenti delle tendenze temporali (Trenkel *et al.*, 2007) o viene analizzato secondo un approccio di tipo *traffic light* (Caddy, 2002), in modo da rendere facilmente accessibile, secondo una schematizzazione "a semaforo", l'interpretazione della condizione attuale e la direzione verso cui l'indicatore muoverà in caso di applicazione di determinate misure di gestione.

Il progetto SAMED (2002) ha rappresentato il primo tentativo, su scala mediterranea, di utilizzare il notevole potenziale di informazioni contenuto nei dati di *trawl survey*, producendo, con protocolli comuni e standardizzati, oltre agli indici di abbondanza, anche parametri demografici (crescita, maturità, mortalità) di un consistente pool di risorse demersali. Queste stime sono state poi utilizzate in chiave di *assessment* attraverso l'indicatore tasso di sfruttamento ( $E=F/Z$ ), o *reference point* semplici basati sui livelli di mortalità totale rispetto ai tassi di mortalità naturale. L'approccio è stato anche integrato da una stima dei parametri demografici per coorte e da un primo modello di simulazione che operava in condizioni di pseudo equilibrio, seguendo lo schema concettuale di Thompson & Bell (1934), mentre l'utilizzo dei *multispecies size spectra* consentiva di introdurre nell'analisi alcuni elementi di approccio ecosistemico.

Una metodologia che integra l'approccio degli indicatori con i modelli che analizzano la struttura demografica dello stock ricavata da campagne scientifiche è SURBA (*separable SURvey Based Assessment method*; Beare *et al.*, 2005). Impiegando indici di abbondanza per classi di età e parametri di popolazione (peso, maturità e mortalità naturale per età) è possibile modellare la dinamica delle coorti e stimare l'andamento di indici di reclutamento, di biomassa di riproduttori (SSB) e di tassi di mortalità ( $Z$ ) nel tempo. Tale metodologia è stata ampiamente impiegata dalla ricerca italiana nell'ambito dei gruppi di lavoro SGMED-STEFC della Commissione europea.

## I modelli globali o di produzione e la loro applicazione alle risorse italiane

I modelli globali o di produzione, conosciuti nella letteratura anglosassone anche come *Biomass Dynamics Models*, sono i modelli più semplici a disposizione dei biologi della pesca per valutare lo stato delle risorse. Sono utilizzati tutte quelle volte in cui non è possibile conoscere la struttura di età delle catture oppure quando si hanno a disposizione soltanto dati di cattura e sforzo.

Questi modelli trattano lo stock come un'unica entità di biomassa, prescindendo dalla struttura demografica, e ne stimano la produzione al variare dello sforzo di pesca.

Sebbene non contengano esplicitamente il reclutamento, l'ingresso delle nuove reclute nello stock è incluso, insieme all'accrescimento individuale e alla mortalità naturale, nel tasso istantaneo di accrescimento intrinseco della popolazione.

La formulazione teorica di tali modelli è stata rivista da molti autori, tra cui Ricker (1975), Gulland (1983), Hillborn & Walters (1992) e Jennings *et al.* (2001).

Il concetto fondamentale alla base dei modelli globali è la stima della massima produzione sostenibile (MSY, *Maximum sustainable yield*), cioè la cattura più elevata ottenibile da un dato stock nel lungo periodo senza comprometterne la capacità di rinnovo.

Ipotizzando l'assenza di emigrazione e immigrazione nello stock sfruttato, l'incremento di biomassa dovuta al reclutamento e alla crescita meno la perdita dovuta alla mortalità naturale, chiamato "Surplus di Produzione", deve corrispondere al prelievo delle catture, se si vogliono mantenere nel tempo livelli di biomassa relativamente costanti.

La più nota formulazione di modello globale è quella dovuta a Schaefer (1954), che usò il classico modello logistico di dinamica della biomassa di una popolazione a cui sottrasse la quota dovuta alla cattura. Il modello pertanto può essere descritto dalla relazione:

$$dB / dt = rB (1 - B / k) - C$$

dove  $B$  è la biomassa dello stock,  $r$  è il tasso istantaneo di accrescimento intrinseco,  $k$  la capacità portante della popolazione e  $C$  la cattura in peso.  $C$  è assunta proporzionale allo sforzo di pesca ( $f$ ) e alla biomassa dello stock ( $B$ ) mediante:

$$C = qfB$$

con  $q$  il coefficiente di catturabilità.

Il termine  $rB (1 - B / k)$  rappresenta il surplus di produzione: la relazione tra il surplus di produzione e la biomassa è simmetrica, con il surplus di produzione uguale a zero sia per valori bassi che elevati di biomassa.

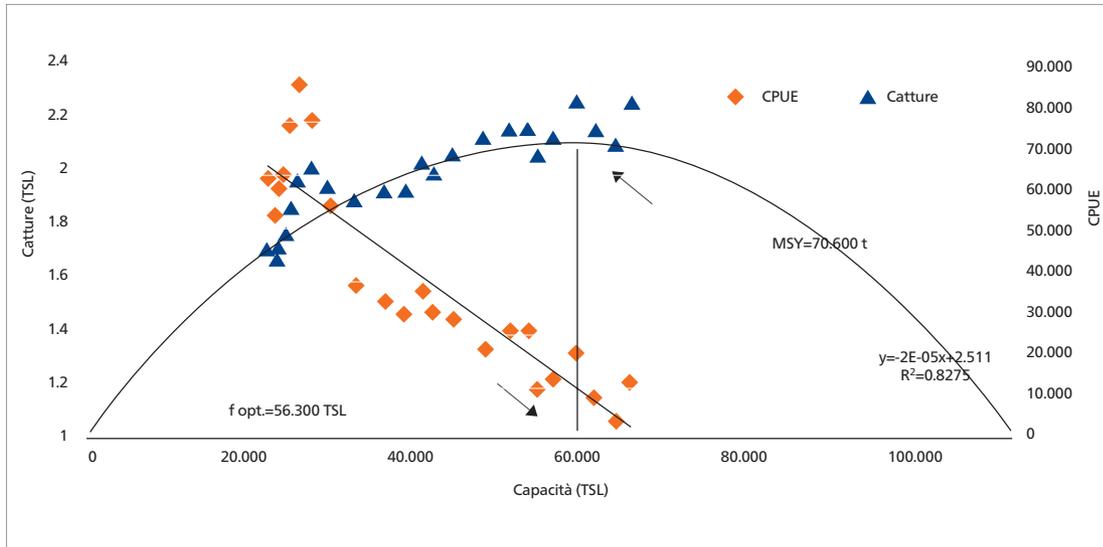
Tutti i metodi di *fitting* dei *biomass dynamic models* ai dati si basano sull'assunto che esiste una relazione tra l'abbondanza delle risorse e i loro indici campionari (ad es. le CPUE). Esistono due approcci fondamentali alla stima dei parametri dei modelli globali. I metodi che assumono uno stato stazionario e quelli che lavorano fuori dagli assunti di equilibrio. Importanti e chiare revisioni sull'argomento sono dovute a Hillborn & Walters (1992) e Jennings *et al.* (2001).

## Gli approcci in "stato stazionario"

Gli approcci in stato stazionario sono quelli sviluppati per primi e più diffusamente usati nella valutazione delle risorse. Generalmente assumono che la relazione tra lo sforzo di pesca e le CPUE sia lineare. Nell'approccio all'equilibrio si assume che in ogni anno la cattura è pari al "surplus di produzione" corrispondente allo specifico sforzo di pesca esercitato nello stesso anno (Hillborn e Walters 1992). Questo assunto molto stringente è poco realistico, in quanto difficilmente si verifica che le CPUE varino istantaneamente ed esclusivamente in funzione dello sforzo di pesca esercitato.

Un approccio di stima dei parametri del modello che tenta di ovviare al problema è quello applicato da Levi e Andreoli (1989) all'"aggregato" (tutte le specie insieme) delle risorse demersali del canale di Sicilia, in cui la cattura di un dato anno è riferita allo sforzo medio esercitato nello stesso anno e nei due anni precedenti. Nel lavoro sono usati come *input* coppie di dati di cattura di pesce demersale e capacità di pesca della flotta dal 1959 al 1983. Il modello ha consentito

di stimare una MSY di circa 70.000 t ottenibile con una sforzo pari a 56.000 TSL (figura 16.6). L'analisi mostra inoltre che già nei primi anni ottanta la produzione superava di circa 10.000 t quella sostenibile, con uno sforzo di circa il 17% maggiore di quello compatibile con il rinnovo delle risorse in tempi lunghi.



**Figura 16.6 - Modello di surplus di produzione per l'aggregato delle specie demersali in funzione della capacità della flotta a strascico nello Stretto di Sicilia per gli anni 1959-1983 (da Levi & Andreoli, 1989, modificato).**

### Gli approcci fuori “stato stazionario”

Esistono diversi metodi per stimare i parametri dei modelli globali fuori dallo stato stazionario. Tra quelli più efficaci vanno ricordati i metodi in cui si assume che la relazione tra la produzione e lo sforzo e lo scarto tra le stime del modello e i valori osservati sono dovuti esclusivamente agli errori nella misura dell'abbondanza rispetto alle reali dimensioni dello stock. La stima dei parametri, quindi, procede partendo da una stima della biomassa dello stock all'inizio della serie temporale disponibile, con il modello che stima la biomassa per l'intero intervallo di tempo esaminato. Le catture o le biomasse osservate dello stock sono quindi comparate con quelle attese e tramite metodi statistici di minimizzazione dello scarto tra valori attesi e osservati (Hilborn e Walters, 1992; Quinn e Deriso; 1999).

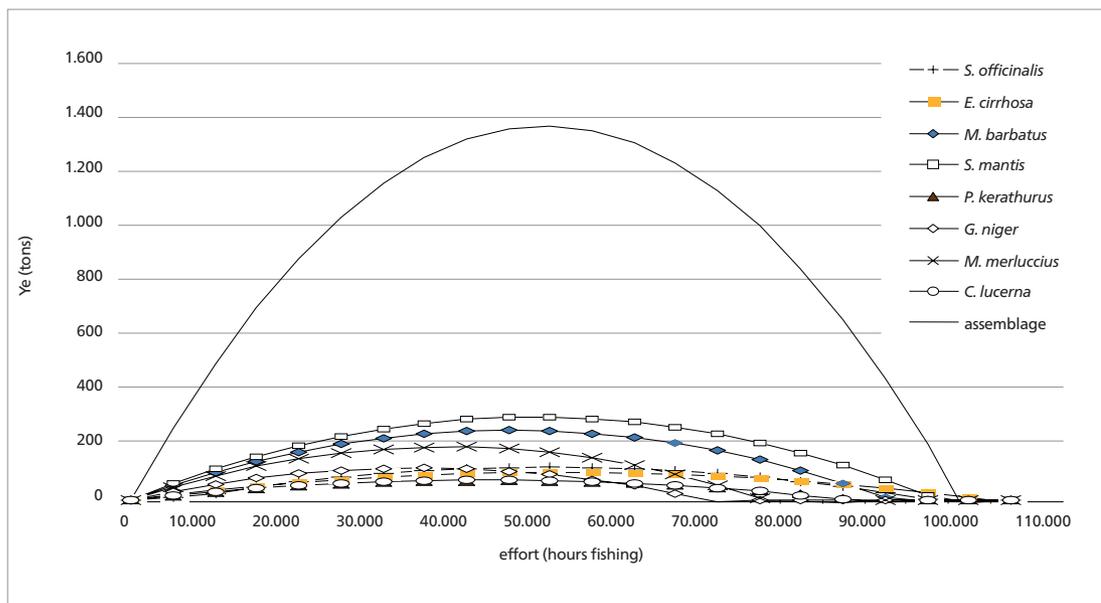
Nel caso del modello di Schaefer è possibile esprimere la dinamica della biomassa in termini di equazione alle differenze e i parametri  $r$  e  $k$  del modello possono essere stimati dalle serie temporali di biomasse e catture o cattura e sforzo di pesca, facendo alcune assunzioni sul coefficiente di catturabilità (Hilborn e Walters, 1992). Il modello quindi può essere scritto come:

$$B_{t+1} = B_t + rB_t(1 - (B_t / k)) - qfB_t$$

con le grandezze e i parametri già definiti in precedenza.

Recentemente Abella *et al.* (2010) hanno modellato la produzione della pesca a strascico lungo la costa toscana mediante un modello di surplus di produzione multispecifico, che tiene conto della produttività delle principali otto specie demersali in funzione dello sforzo di pesca in ore di strascico. La MSY per l'insieme delle specie pescate, pari a 1.330 t per anno, si ottiene

per uno sforzo di pesca pari a circa 49.000 ore, contro una produzione corrente nel 2008 di circa 1.170 t a fronte di uno sforzo di pesca di circa 61.000 ore (figura 16.7). Per ricondurre le modalità di sfruttamento dell'insieme delle risorse entro condizioni di maggiore sostenibilità (MSY), lo sforzo di pesca lungo il litorale Viareggino dovrebbe essere pari a circa il 25% di quello esercitato nel 2008.



**Figura 16.7 - Modello di surplus di produzione per l'insieme delle specie demersali pescate a strascico lungo il litorale viareggino. La MSY si ottiene per uno sforzo di pesca pari a circa 49.000 ore mentre lo sforzo corrente nel 2008 è di circa 61.000 ore (da Abella et al., 2010).**

Nella situazione italiana, in cui non sono disponibili lunghe serie storiche di dati di biomassa, cattura e sforzo, ma esistono serie temporali di stime di tassi istantanei di mortalità totale ( $Z$ ) e indici di biomassa ricavati da campagne scientifiche, è possibile impiegare la seguente variante del modello di surplus di produzione, proposta da Abella (2007).

$$B_{t+1} = B_t + rB_t(1 - (B_t / k)) - (F/Z) B_t(1 - \exp(-Z_t))$$

In cui il termine  $qfBt = C$ , cattura in peso ( $C_t$ ) è sostituito dalla classica equazione di cattura di Baranov:

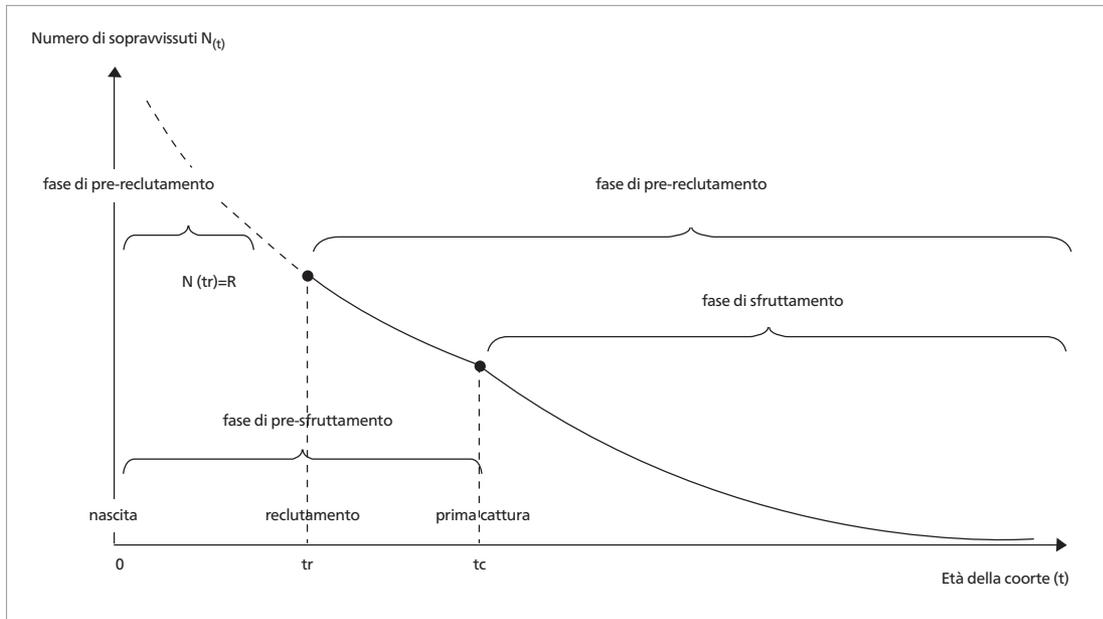
$$C = (F/Z) B(1 - \exp(-Z_t))$$

dove  $Z$  può essere stimato direttamente analizzando le strutture in taglia della popolazione raccolte con i *surveys* scientifici e  $F$ , tasso istantaneo di mortalità da pesca, che può essere stimato per sottrazione avendo disponibili stime di  $M$ , tasso istantaneo di mortalità naturale.

## I modelli analitici o strutturali e i modelli di reclutamento

I modelli analitici o strutturali, conosciuti nella letteratura anglosassone come *Dynamics Pool Models*, e i modelli di reclutamento rappresentano gli strumenti più avanzati nella scienza della pesca e si basano, pur nella loro grande varietà, sull'analisi della dinamica della coorte (Thompson e Bell, 1934; Beverton e Holt, 1957; Ricker, 1975). Si tratta, cioè, di descrivere l'evoluzione in numero

di effettivi e la corrispondente biomassa di un gruppo di individui dello stock, detto coorte, che si assume nascono nello stesso istante (figura 16.8). Tale evoluzione è soggetta all'azione combinata della diminuzione numerica a partire dalla nascita, dovuta alla mortalità naturale ( $M$ ) e da pesca ( $F$ ), e al contemporaneo accrescimento ponderale dei sopravvissuti, dovuto alla crescita.



**Figura 16.8 - Le tappe fondamentali nella vita di una coorte soggetta a pesca. Le curve che illustrano il decremento numerico degli individui della coorte seguono il classico modello di decremento esponenziale.**

Proprio per evitare le incertezze legate alla variabilità del reclutamento, tali modelli esprimono la produzione ( $Y$ ) e la biomassa ( $B$ ) dello stock in termini di indici per recluta ( $Y/R$ ;  $B/R$ ) in funzione della mortalità da pesca ( $F$ ) e della età/lunghezza di cattura ( $t_c/l_c$ ).

Nella versione di Beverton e Holt (1957), di larga applicazione fino agli anni ottanta, la produzione per recluta viene ricavata mediante la soluzione analitica di un integrale definito nell'intervallo di vita produttiva della coorte. Per calcolare i valori di  $Y/R$  e  $B/R$  sono necessari i parametri della curva di crescita di von Bertalanffy, quelli della relazione lunghezza/peso, l'età o la lunghezza di prima cattura, il tasso istantaneo di mortalità naturale, costante a partire dall'età/lunghezza di reclutamento e l'età o la lunghezza di prima maturità sessuale (figura 16.9).

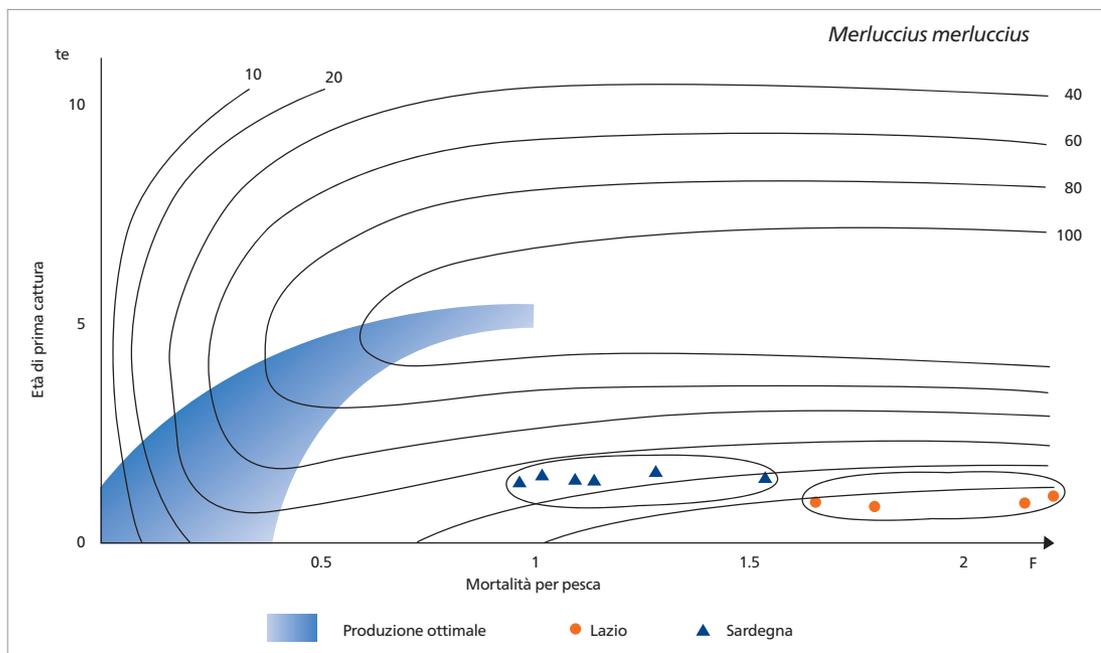


Figura 16.9 - Valutazione dello stato di sfruttamento del nasello nel Tirreno Centrale mediante il modello di Beverton & Holt (da Ardizzone e Cau, 1990)

Uno dei limiti maggiori all'uso della versione classica dei modelli analitici sono le assunzioni stringenti sul reclutamento, che è considerato costante e continuo nel tempo e sui tassi di mortalità, sia naturale che da pesca, considerati costanti nel tempo e nelle diverse classi di età/lunghezza. Il grande sviluppo del calcolo numerico, legato alla disponibilità di calcolatori sempre più potenti e veloci, ha fatto tornare in auge, a partire dai primi anni novanta, un approccio analitico classico, quello di Thompson e Bell (1934), caduto in disuso perché la soluzione dell'equazione della produzione per recluta necessitava dello sviluppo di numerosi e ripetitivi calcoli.

Si divide la vita della coorte in intervalli  $\Delta t$  in cui i parametri demografici possono ragionevolmente essere considerati costanti. Per ogni intervallo  $\Delta t$  si calcolano:

- Il numero degli effettivi della coorte all'inizio di  $\Delta t$  come  $N(t+\Delta t) = N(t) \exp(-Z\Delta t)$ ;
- Il numero dei morti "totali" in  $\Delta t$  come  $N(t) - N(t+\Delta t)$ ;
- Il numero dei catturati in  $\Delta t$  come  $C = (N(t) - N(t+\Delta t)) F/Z\Delta t$ ;
- La produzione in  $\Delta t$  come  $Y_t = C_t W_t$ ;
- La biomassa in  $\Delta t$  come  $B_t = Y_t/F_t$ ;
- Il ricavo in  $\Delta t$  come  $I_t = Y_t v_t$ ;
- La produzione, la biomassa e il ricavo dell'intera vita della coorte come sommatoria dei valori ottenuti nei singoli  $\Delta t$ .

L'approccio per intervalli di tempo, che può essere facilmente implementato su fogli elettronici, ha il grande vantaggio che consente di superare l'assunto della costanza dei tassi demografici durante la vita della coorte, che costituisce un limite per tutte quelle risorse che sono pescate già a partire da una giovane età. Il numero di reclute considerate all'inizio della procedura di calcolo può essere nominale oppure ricavata da valutazioni dell'abbondanza dello stock a mare ricavate da survey o SPA (VPA e metodi connessi).

In generale i modelli analitici permettono di simulare l'andamento della produzione, della biomassa, sia dell'intero stock che della frazione di riproduttori (SSB/R) e del ricavo per recluta al variare della mortalità da pesca e della età/lunghezza di prima cattura, costituendo un utile strumento di gestione di medio-lungo termine dell'attività di pesca.

Mentre la biomassa per recluta decresce sempre all'aumentare della mortalità da pesca, le curve di produzione e ricavo per recluta possono mostrare dei massimi, oppure tendere ad un valore pressoché costante con l'incremento della mortalità da pesca.

Il punto che corrisponde al massimo della curva di Y/R viene indicato con  $F_{max}$  e costituisce un importante punto di riferimento biologico (BRP), utilizzato come limite biologico per indicare situazioni di sovrapesca (*Limit Reference Point*). Proprio per evitare le incertezze nell'identificazione della sovrapesca, in caso di curve di Y/R "piatte", Gulland e Borema (1973) proposero un ulteriore BRP indicato con  $F_{0.1}$  e definito come il punto il cui il valore della tangente alla curva di produzione per recluta è pari al 10% di quello all'origine (produzione marginale).

In seguito è stato dimostrato che questo BRP, che nasce da considerazioni sostanzialmente economiche, in quelle risorse per cui l'età/lunghezza di prima cattura tende a coincidere con quella di prima riproduzione, corrisponde al punto in cui lo SSB è pari a circa il 20% di quello vergine.

Se i modelli analitici sopra descritti consentono di valutare la produttività e la dimensione degli stock al variare delle modalità di sfruttamento, uno dei punti chiave nel processo di valutazione è identificare qual è lo stato corrente di sfruttamento, in termini di indici legati allo sforzo di pesca, come si distribuisce la mortalità da pesca sulle diverse classi di età/lunghezza (*exploitation pattern*) e come si colloca rispetto alle potenzialità dello stock.

Esistono innumerevoli metodi per stimare i tassi di mortalità connessi all'attività di pesca e la selettività e/o le modalità di sfruttamento (*exploitation pattern*) esercitate su uno stock.

La mortalità da pesca (F) esprime il tasso con cui gli individui sono rimossi da uno stock dall'attività di pesca. In genere i metodi stimano la mortalità totale ( $Z=F+M$ ) e ricavano F sottraendo la mortalità naturale (M).

Esistono due diversi approcci per la stima di F: i metodi all'equilibrio, che stimano un valore di F che rappresenta la media in diversi anni e per diversi gruppi di età/taglia, e quelli che sono in grado di stimare differenti valori di F per i diversi anni e gruppi di età. Una recente revisione della problematica è contenuta in Hoggart *et al.* (2006).

In situazioni in cui ci si limita a valutare la pressione di pesca corrente sugli adulti di uno stock in relazione a quella ottimale su tempi lunghi, il primo gruppo di metodi è in grado di fornire indicazioni gestionali di medio-lungo periodo. Tra questi si ricorda la classica curva di cattura in età (*catch curve*), dovuta a Baranov e quella basata sulle distribuzioni di lunghezza convertite in età (*length converted catch curve*), proposta da Pauly (1984).

Il secondo gruppo di metodi, che consente di valutare la mortalità da pesca e l'*exploitation pattern* in ogni anno risulta di maggiore utilità in contesti gestionali in cui è necessario stimare quote di cattura annuali. Il più famoso è l'Analisi di Popolazione Virtuale (VPA), che è alla base di tutta una serie di metodi conosciuti anche come "*Sequential population analyses*". Tra questi vanno ricordati l'*eXtended Survivor Analysis (XSA)*, l'*Integrated catch analysis (ICA)* e la *Catch-AGE Analysis (CAGEAN)*.

Lo sviluppo della VPA ha una lunga storia e una approfondita revisione dei metodi basati sull'analisi della struttura in età delle catture è contenuta in Megrey (1989). Nei mari italiani l'approccio di analisi di popolazione virtuale è stato applicato in Adriatico agli stock di piccoli pelagici (cfr. Santojanni *et al.*, 2005).

Un approccio a metà tra i metodi all'equilibrio e quelli fuori equilibrio è la *Length based Cohort Analysis* o VPA in lunghezza. Si tratta di applicare gli algoritmi della VPA o della sua approssimazione nota come Analisi di Coorte alle strutture di lunghezza convertite in strutture di età mediante le relazioni età-lunghezza (VBGF). Si assume che la composizione demografica riscontrata in un dato anno rispecchi l'evoluzione di una coorte nel corso della sua vita (Pseudocoorte).

Questo approccio, sviluppato nel software VIT (Leonart e Salat, 1992), consente di stimare le abbondanze per classe di lunghezza o età, stimare il vettore di mortalità da pesca corrispondente, di simulare, con un approccio predittivo di tipo Thompson & Bell, le variazioni di produttività e di abbondanza nello stock al variare delle modalità di sfruttamento e di calcolare i BRP ( $F_{max}$  e  $F_{0.1}$ ) per valutare lo stato di sfruttamento. Proprio perché non necessita di lunghe serie di dati, il pacchetto VIT ha avuto grande successo in Mediterraneo ed è tuttora usato nei gruppi di lavoro sia del SAC del GFCM che in quelli dello STECF della EC (SGMED).

Le curve di produzione e di biomassa per recluta hanno comunque il grande svantaggio che non includono nell'analisi la dinamica del reclutamento, che è uno dei fattori chiave nella rinnovabilità degli stock e nella sostenibilità della pesca.

Il tema dello studio della relazione tra l'abbondanza dei riproduttori e il successo del reclutamento è uno degli altri temi classici della scienza alieutica. Esistono numerosi modelli di dinamica di popolazione che descrivono la relazione "spawning stock-recruitment" (SSR-R). Tra i più noti si ricordano quello di Ricker (1954) e quello di Beverton e Holt (1957).

Le proprietà generali delle SSR-R possono essere così riassunte:

- le curve passano per l'origine, quindi in assenza di riproduttori non ci saranno reclute;
- la curva non cade mai sull'ascissa per elevate densità di riproduttori, quindi la riproduzione non è completamente eliminata ad alte densità;
- il tasso di reclutamento ( $R/A$ ) diminuisce all'aumentare della densità di riproduttori.

Lo studio delle relazioni tra lo stock adulto e le reclute costituisce uno dei punti più complessi della dinamica delle risorse sfruttate, in quanto esistono numerosi fattori, legati sia alla natura dei fenomeni che alla raccolta dei dati, che possono nascondere l'esistenza di tali relazioni. Nonostante queste difficoltà, la conoscenza di tali relazioni è di capitale importanza e consente di introdurre il tema della sostenibilità delle modalità di sfruttamento in termini di capacità di rinnovo degli stock.

Il primo esempio di relazione adulti reclute nei mari italiani è dovuto a Zamboni *et al.* (2000), che hanno studiato la capacità di rinnovo dello stock di triglia di fango del Mar ligure.

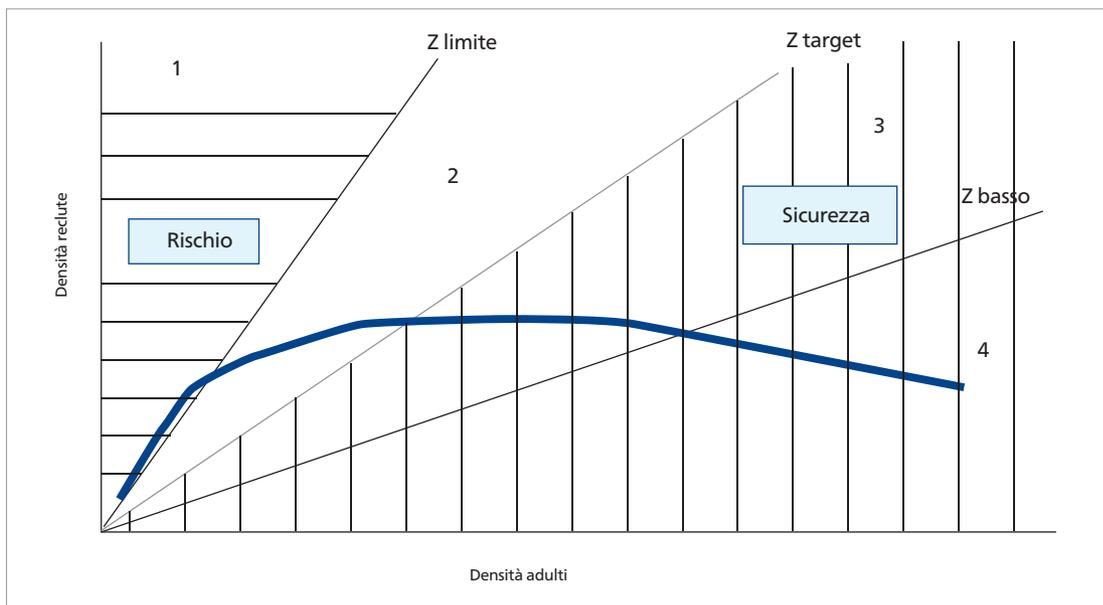
In aggiunta all'abbondanza dello stock parentale, nei processi di rinnovo degli stock è, inoltre, attribuito un ruolo rilevante ai fattori ambientali e alle caratteristiche demografiche (età/taglia) dei riproduttori (Chambers e Trippel, 1997).

Sulla base di queste considerazioni Levi *et al.* (2003) hanno studiato la SSR-R della triglia di fango nel canale di Sicilia, tenendo conto degli effetti delle anomalie della temperatura superficiale. I risultati hanno mostrato che a parità di abbondanza di riproduttori, il numero di reclute è maggiore in quegli anni in cui la temperatura delle acque superficiali è maggiore della media.

Le SSR-R possono essere combinate a curve di produzione e SSB per recluta per stimare la produzione sostenibile di uno stock, usando la classica procedura delle linee di rimpiazzo (*replacement lines*) (Sissenwine e Shepherd, 1987; Quinn e Deriso, 1999). Disponendo di stime di abbondanza di riproduttori per diversi valori di mortalità da pesca ( $F$ ) è infatti possibile associare ad ogni valore di  $F$  un valore di reclutamento ( $R$ ) e, nota la  $Y/R$  e la  $B/R$ , simulare per ogni  $R$  il corrispondente valore di produzione e biomassa.

Accanto agli approcci che si rifanno a modelli formali, esistono anche approcci empirici, che partendo dall'analisi delle serie temporali di coppie di indici di R e di SSB, identificano dei valori soglia da impiegare come BRP. Considerando che l'inverso del tasso di reclutamento ( $R/A$ ) è pari al tasso di sopravvivenza ( $A/R$ ), è possibile ordinare i valori di  $A/S$  e identificare alcuni valori soglia del tasso di reclutamento (10° percentile, 50° percentile e 90° percentile) a cui associare valori soglia di mortalità totale ( $Z = -\ln A/R$ ). La procedura, sviluppata da Zamboni *et al.* (2000) in analogia a quanto proposto in ambito ICES con i valori di F, è stata ripresa da Abella *et al.* (2005).

L'impiego delle informazioni derivate dallo studio della distribuzione empirica delle serie storiche di dati di A vs. R o delle relazioni "Spawning Stock-Recruitment" per valutare lo stato degli stock pescati è schematizzato in figura 16.10. Il settore 1 identifica condizioni di elevato rischio di collasso dello stock mentre il settore 4 condizioni di bassa produttività. Condizioni di sfruttamento compatibili nel lungo periodo con la rinnovabilità degli stock sono associate a valori di mortalità totale intorno a valori *target* di Z.



**Figura 16.10** - L'impiego dei valori di Adulti (A) e Reclute (R) e dei valori di mortalità totale (Z) corrispondenti, per la valutazione e la gestione degli stock. I valori di riferimento di Z (linee di rimpiazzo) dividono il piano in quattro settori caratterizzati da: 1) bassa densità di riproduttori e basso reclutamento; 2) bassa densità di riproduttori e alto reclutamento; 3) alta densità di riproduttori e alto reclutamento; 4) alta densità di riproduttori e basso reclutamento.

## I metodi di simulazione

Nelle procedure di *stock assessment* l'integrazione dei modelli strutturali con modelli di simulazione ha assunto un ruolo sempre crescente nella valutazione delle strategie di gestione con obiettivi multipli. In tale contesto gli *operating models* (OM) e le *management procedures* (MP), che rappresentano le componenti centrali dei sistemi di valutazione (Butterworth, 2007), si articolano su modelli di assessment (Methot, 2000) e piattaforme di simulazione (cfr. *Fisheries Library* in R FLR; Kell *et al.*, 2007), talvolta con un focus su modelli bioeconomici (Ulrich *et al.*, 2007)

I modelli di simulazione sono inoltre utili per verificare la bontà dei parametri di popolazione e

l'adeguatezza dei modelli di valutazione impiegati, proiettare, sotto determinate assunzioni, lo stato dello stock nel futuro, stimare le *performance* degli indicatori in relazione a diversi scenari di pesca, valutare le conseguenze di diversi pattern di sfruttamento degli stock.

ALADYM (*Age-Length Based Dynamic Model*) è un modello di simulazione che appartiene al gruppo dei *dynamic pool model*. È stato sviluppato nell'ambito del progetto Europeo FISBOAT (*Fisheries Independent Survey Based Operational Assessment Tools*; Petitgas *et al.*, 2009) e applicato all'analisi di diversi stock, dentro e fuori il Mediterraneo. In particolare ALADYM è stato utilizzato per prevedere gli effetti di differenti misure di gestione nei Piani di Gestione della pesca italiana, predisposti dal MiPAAF nel 2008. Il modello simula la dinamica di popolazione di un singolo stock, seguendo simultaneamente l'evoluzione delle diverse coorti su una scala temporale fine (mese) e tenendo conto dell'incertezza nella crescita, maturità e reclutamento. Il modello può simulare diversi scenari in termini di *pattern* di sfruttamento e di misure di gestione. L'incertezza può essere incorporata mediante un approccio di tipo Monte Carlo (Lembo *et al.*, 2009; Spedicato *et al.*, 2010).

Un altro strumento per supportare le valutazioni di carattere socio-economico di breve e lungo periodo mediante l'approccio di simulazione è il modello BIRDMOD, sviluppato per tenere conto delle principali caratteristiche multispecie e multi-attrezzo della pesca italiana (Accadia e Spagnolo, 2006) e articolato su quattro moduli principali: gestionale, biologico, economico e delle variazioni di stato.

## Conclusioni

La rassegna dei metodi consolidati nella valutazione delle risorse presentata vuole soltanto dare un'idea ragionata dell'enorme lavoro di sviluppo e approfondimento di metodiche svolte dalla ricerca italiana nell'ambito delle ricerche promosse prima dalla legge 41/1982 e, successivamente, dall'entrata in vigore dei regolamenti comunitari connessi alla Politica Comune della Pesca.

Le peculiarità della dinamica delle risorse pescate nel Mediterraneo, in primo luogo la precoce età/taglia di prima cattura, e la mancanza di informazioni sulla struttura demografica delle catture fino a tempi recenti hanno spinto i ricercatori italiani ad adottare approcci metodologici che spesso, partendo da metodiche consolidate, hanno dovuto necessariamente indirizzarsi verso un'originale revisione dell'approccio iniziale. La tradizionale distinzione tra metodi diretti e indiretti, legata alla natura dei dati, e quella di approccio analitico e globale, legato alle tipologie di modelli impiegati, dovuta alla scuola Nord-europea e Nord-americana, è stata ben presto superata, in linea con quanto indicato dalla ricerca sviluppata in Mediterraneo e nei mari tropicali (Caddy, 2009). Il consistente impiego di dati raccolti nell'ambito delle campagne scientifiche è stato uno dei tratti distintivi delle valutazioni delle risorse condotte dalla ricerca italiana in pesca a partire dagli anni ottanta (Abella *et al.*, 1999; Relini, 2000; Zamboni *et al.*, 2000; Abella, 2007; Lembo *et al.*, 2009).

Un altro aspetto ha riguardato l'inclinazione, data la complessità della tematica e il contesto particolare di incertezza, a considerare i diversi metodi di raccolta e di analisi di dati, spesso indipendenti, in forma complementare. Questo approccio, che va al di là del tradizionale uso delle abbondanze ad età o al valore delle CPUE rispetto allo sforzo ricavati dal monitoraggio della pesca commerciale, ha avuto il vantaggio, rispetto ai metodi tradizionali, di considerare aspetti ecologici ed esperienze multidisciplinari nelle procedure di valutazione.

La disponibilità di dati sulla struttura delle catture della pesca commerciale a partire dal 2005, tuttavia, consente ormai di affrontare più adeguatamente il complesso problema della valutazione

andando nella direzione di una nuova sintesi che integri fonti di dati indipendenti, raccolti nell'ambito del Programma Nazionale di Raccolta Dati Alietici, e includendo anche la dimensione spaziale dell'informazione, per una sempre più efficace gestione della pesca italiana.

## Bibliografia

- Abella A., Belluscio A., Bertrand J., Carbonara P.L., Giordano D., Sbrana M., Zamboni A. (1999) - Use of MEDITS trawl survey data and commercial fleet information for the assessment of some Mediterranean demersal resources. *Aquat. Living Resour.*, 12 (3): 155-166.
- Abella A., Carpentieri P., Mannini A., Ria M., Sartor P., Viva C., Voliani A. (2005) - *Use of fisheries independent data for the definition of the stock status of Mullus barbatus utilizing mortality rates based reference points*. Meeting of the Sub-Committee on Stock Assessment (SCSA) SAC-GFCM, Roma.
- Abella A. (2007) - *Assessment of European hake with a variant of a non-equilibrium Biomass Dynamic Model using exclusively trawl surveys data*. Working Group on Demersal of the Sub-Committee on Stock Assessment (SCSA) SAC-GFCM, Atene.
- Abella A., Ria M., Mancusi C. (2010) - Assessment of the status of the coastal groundfish assemblage exploited by the Viareggio fleet (Southern Ligurian Sea). *Sci. Mar.*, 74(4): 793-805.
- Accadia P., Spagnolo M. (2006) - *Socio-Economic Indicators for the Adriatic Sea Demersal Fisheries*. The International Institute of Fisheries Economics & Trade, Corvallis, Oregon. CD-ROM Format.
- Ardizzone G.D., Cau A. (1990) - Modelli di dinamica di popolazione basati su dati di pesca sperimentale: prime valutazioni sullo stato degli stock di *Merluccius merluccius* (L.) del Tirreno centrale. *Oebalia XVI (1 suppl.)*: 235-244.
- Beare D.J., Needle C.L., Burns F., Reid D.G. (2005) - Using survey data independently from commercial data in stock assessment: An example using haddock in ICES Division VIa. *ICES J. Mar. Sci.* 62, 996-1005
- Beverton R.J.H., Holt S.J. (1957) - On the dynamics of exploited fish populations. UK Min. Agric. Fish., *Fish. Invest. (Ser. 2)*, 19: 533 pp.
- Bishop J (2006) - Standardizing fishery-dependent catch and effort data in complex fisheries with technology change. *Rev Fish Biol Fisheries*, 16: 21-38.
- Butterworth D.S. (2007) - Why a management procedure approach? Some positives and negatives. *ICES J. Mar. Sci.*, 64: 613-617.
- Caddy J.F. (2002) - Limit reference points, traffic lights, and holistic approaches to fisheries management with minimal stock assessment input. *Fish. Res.*, 56: 133-137.
- Caddy J.F. (2009) - Practical issues in choosing a framework for resource assessment of Mediterranean and Black Sea fisheries. *Medit Mar Sci*, 10 (1): 83-119.
- Cadima E.L., Caramelo A.M., Alfonso-Dia M., Conte de Barros P., Tandstad M.O., de Leiva-Moreno J.I. (2005) - *Sampling methods applied to fishery science: a manual*. FAO, Fish Tech Pap: 434 pp.
- Chambers R. C., Trippel E. A. (Eds.) (1997) - *Early Life History and Recruitment in Fish Populations*. Chapman & Hall. Fish and Fisheries Series, 21, London: 596 pp.
- Cotter J. (2009) - A selection of nonparametric statistical methods for assessing trends in trawl survey indicators as part of an ecosystem approach to fisheries management (EAFM). *Aquat. Living Resour.*, 22: 173-185.
- Cotter J., Mesnil B., Witthames P., Parker-Humphreys M. (2009) - Notes on nine biological indicators estimable from trawl surveys with an illustrative assessment for North Sea cod. *Aquat. Living Resour.*, 22: 135-153.
- FAO (1999) - *Indicators for sustainable development of marine capture fisheries*. Technical Guidelines for Responsible Fisheries, 8, Roma: 68 pp.
- Gulland J.A., Borema L.K. (1973) - Scientific advice on catch levels. *Fish. Bull.*, 71 (2): 325-335.
- Gulland J.A. (1983) - *Fish stock assessment a manual of basic methods*. Wiley Interscience, Chichester, UK: 223 pp.
- Gunderson D.R. (1993) - *Surveys of fisheries resources*. John Wiley and Sons, New York: 248 pp.
- Hilborn R., Walters C.J. (1992) - *Quantitative fisheries stock assessment: choice, dynamics and uncertainty*. Chapman and Hall, London: 570 pp.
- Hoggarth D.D., Abeyasekera S., Arthur R.I., Beddington J.R., Burn R.W., Halls A.S., Kirkwood G.P., McAllister M., Medley P., Mees C.C., Parkes G.B., Pilling G.M., Wakeford R.C., Welcomme R.L. (2006) - *Stock assessment for fishery management - A framework guide to the stock assessment tools of the Fisheries Management Science Programme (FMSP)*. FAO Fish. Tech. Pap., 487.
- Jennings S., Kaiser M.J., Reynolds J.D. (2001) - *Marine fisheries ecology*. Blackwell Science Ltd., Oxford.
- Kell L.T., Mosqueira I., Grosjean P., Fromentin J.M., Garcia D., Hillary R., Jardim E., Mardle S., Pastoors M.A., Poos J.J., Scott F., Scott R.D. (2007) - FLR: an open-source framework for the evaluation and development of management strategies. *ICES J. Mar. Sci.*, 64: 640-646.
- Lembo G., Abella A., Fiorentino F., Martino S., Spedicato M.T. (2009) - ALADYM: an age and length-based single species simulator for exploring alternative management strategies. *Aquat. Living Resour.*, 22: 233-241.

- Leonart J., Salat J. (1997) - *VIT: Software for fishery analysis. User's manual*. FAO Computerised Information Series (Fisheries), 11, Roma: 105 pp.
- Levi D., Andreoli M.G. (1989) - Valutazione approssimata delle risorse demersali nei mari italiani. *Oebalia*, 15 (2): 653-674.
- Levi D., Andreoli M.G., Bonanno A., Fiorentino F., Garofalo G., Mazzola S., Norrito G., Patti B., Pernice G., Ragonese S., Giusto G.B., Rizzo P. (2003) - Embedding sea surface temperature anomalies into the stock recruitment relationship of red mullet (*Mullus barbatus* L. 1758) in the Strait of Sicily. *Scient. Mar.* 67: 259-268.
- Megrey B.A. (1989) - Review and comparison of age-structured stock assessment models from theoretical and applied points of view. *Am. Fish. Soc. Symp.*, 6: 8-48.
- Mesnil B., Cotter J., Fryer R. J., Needle L.C., Trenkel V.M. (2009) - A review of fishery-independent assessment models, and initial evaluation based on simulated data. *Aquat. Living Resour.*, 22: 207-216.
- Methot R.D. (2000) - Technical description of the stock synthesis assessment program. NOAA Technical Memorandum NMFS{NWFSC}43. <http://www.nwfsc.noaa.gov/publications/techmemos/tm43/tm43.pdf>.
- NRC (1998) - *Improving fish stock assessments*. National Academy Press, Washington DC: 188 pp.
- Pauly D. (1984) - *Fish population dynamics in tropical waters: a manual for use with programmable calculators*. ICLARM Stud Rev 8: 325 pp.
- Petitgas P., Cotter J., Trenkel V., Mesnil B. (eds.) (2009) - Fish stock assessments using surveys and indicators. *Aquat. Living Resour.*, 22: 119 pp.
- Quinn T.J., Deriso R.B. (1999) - *Quantitative fish dynamics*. Oxford University Press, New York: 542 pp.
- Relini G. (2000) - Demersal trawl surveys in Italian Seas: a short review. *Actes de Colloques IFREMER*, 26: 76-93.
- Rice, J.C., Rochet, M.J. (2005) - A framework for selecting a suite of indicators for fisheries management. *ICES J. Mar. Sci.*, 62: 516-527.
- Ricker W.E. (1954) - Stock and recruitment. *J. Fish Res. Bd. Can.*, 11: 559-623.
- Ricker W.E. (1975) - Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. *Bull Fish Res Bd Canada*, 191: 382 pp.
- SAMED (2002) - *Stock Assessment in the Mediterranean*. Final Report EU Project n° 99/047.
- Santojanni A., Cingolani N., Arneri E., Kirkwood G., Belardinelli A., Giannetti G., Colella S., Donato F., Barry C. (2005) - Stock assessment of sardine (*Sardina pilchardus*, WALB.) in the Adriatic Sea, with an estimate of discards. *Scientia Marina*, 69(4): 603-617.
- Schaefer M. B. (1954) - Some aspects of the dynamics of population important to the management of the commercial marine fisheries. *Bulletin of the Inter-American Tropical Tuna Commission*, 1: 26-56.
- SIBM (2005) - *Istituzione di un programma di raccolta dati nel settore della pesca. Linee guida Inquadramento generale e metodologie*. Società Italiana di Biologia Marina: 101 pp.
- SIBM (2010) - Rapporto annuale sullo stato delle risorse biologiche dei mari circostanti l'Italia. Relazione finale della Società Italiana di Biologia Marina al Ministero per le Politiche Agricole Alimentari e Forestali: 271 pp.
- Sissenwine M.P., Shepherd J.G. (1987) - An alternative perspective on recruitment overfishing and biological reference points. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 44: 913 - 918.
- Sparre P.J. (2000) - *Manual on sample-based data collection for fisheries assessment. Examples from Viet Nam*. FAO, Fish. Tech. Pap., 398: 171 pp.
- Sparre P.J., Venema S.C. (1998) - Introduction to tropical fish stock assessment. Part 1. manual. Rev 2. FAO, Fish. Tech. Pap., 306/1.
- Spedicato M.T., Poulard J.C., Politou C.Y., Radtke K., Lembo G., Petitgas P. (2010) - Using the ALADYM simulation model for exploring the effects of management scenarios on fish population metrics. *Aquat. Living Resour.*, 23: 153-165.
- Stamatopoulos C. (2002) - *Sample based fishery surveys. A technical handbook*. FAO, Fish. Tech. Pap., 425: 132 pp.
- Thompson W.F., Bell F.H., (1934) - Biological statistics of the Pacific halibut fishery. 2. Effect of changes in intensity upon total yield and yield per unit of gear. *Rep. Int. Fish.*, 8: 49 pp.
- Trenkel V.M., Rochet M.J., Mesnil B. (2007) - From model-based prescriptive advice to indicator-based interactive advice. *ICES J. Mar. Sci.*, 64: 768-774.
- Ulrich C., Andersen B.S., Sparre P.J., Nielsen J.R. (2007) - TEMAS: fleet-based bio-economic simulation software to evaluate management strategies accounting for fleet behaviour. *ICES J. Mar. Sci.*, 64: 647-651.
- Zamboni A., Rossi M., Mannini A., Gatto A., Fiorentino F. (2000) - La capacità di rinnovo della triglia di fango *Mullus barbatus* (L., 1758) in Mar Ligure sulla base della relazione adulti/reclute. *Biol. Mar. Medit.* 7 (1): 107-116.

## 16.3 Habitat sensibili, habitat essenziali e loro fragilità

Ardizzone G. D.

Secondo le classiche definizioni dell'ecologia, l'habitat è lo spazio in cui vive una specie. In apparenza questa definizione è univoca, ma spesso le cose sono più complesse in quanto non sempre gli habitat sono uniformi, né sempre le specie vivono in un unico spazio. Ad esempio, la gran parte dei pesci ha una fase larvale pelagica, quindi vive in acqua libera, poi si sposta sul fondale, cambiando localizzazione in funzione della taglia. Allo stesso tempo, la complessità del fondo marino crea una diversità di microhabitat che offrono rifugio dalla predazione e risorse per l'alimentazione di molte specie. Al di là comunque delle definizioni, il punto chiave è che gli habitat, nella loro complessità e integrità, sono fondamentali per la sopravvivenza delle specie ed è crescente in questi anni la preoccupazione che il loro degrado possa influire sulla sopravvivenza delle specie ittiche oggetto di pesca. Infatti, la continua crescita dello sforzo di pesca in tutti i mari del mondo ha provocato un degrado degli habitat in cui le specie ittiche vivono, si alimentano e si riproducono (Jennings e Kaiser 1998).

Il più importante e diffuso sistema di pesca, la pesca a strascico, può essere indicato quale esempio di pericolo per molti habitat marini, in quanto l'azione stessa della rete, trainata sul fondale, può avere pesanti impatti sulle comunità animali e vegetali che lo caratterizzano, a tutte le profondità dove è impiegata (Demestre *et al.* 2000).

Non è quindi soltanto il controllo dei quantitativi pescati, che può ridurre le condizioni critiche di molte popolazioni ittiche, ma è anche il controllo degli impatti sugli habitat, che deve essere considerato con molta attenzione.

Da questa consapevolezza è nato il cosiddetto *Ecosystem Approach*, che considera le specie ittiche oggetto di pesca all'interno di più complesse comunità ed ecosistemi. Le misure individuate dalla FAO per ridurre questi impatti sono:

- il divieto di uso di metodi di pesca distruttivi su habitat ecologicamente sensibili (come le praterie di fanerogame);
- il divieto di eliminare gli ostacoli sul fondo del mare per facilitare la pesca;
- la riduzione dell'intensità di pesca su fondali in cui habitat e specie non *target* non debbano essere eccessivamente danneggiate.

Anche la Commissione europea nella comunicazione SEC 2008/449 introduce l'approccio ecosistemico per integrare la pesca e la gestione dell'ambiente. I principi generali di una nuova politica comunitaria per l'ambiente marino sono definiti nella direttiva (CE) 56/2008.

L'identificazione e la protezione degli habitat marini è un tema importante in Mediterraneo e in questi ultimi anni si stanno compiendo sforzi per l'identificazione di quelli considerati più a rischio, da un punto di vista della loro fragilità ed esposizione all'impatto antropico.

Una strada indiretta di protezione che parta più che dalle conoscenze disponibili sugli habitat, dalla sostenibilità delle risorse della pesca, può essere trovata in alcuni regolamenti europei. Ad esempio, nel regolamento del Consiglio europeo 2371/2002, varie misure, come piani di recupero, piani di gestione, limitazioni dello sforzo di pesca, zone e periodi in cui la pesca è vietata, possono essere stabilite al fine di ottenere una gestione sostenibile degli stock ittici. Altre menzioni sull'identificazione di zone di pesca protette e sulla tutela di alcuni habitat importanti

vengono fatte in maniera esplicita solo su habitat noti come Posidonia, Coralligeno e *maërl* (reg. (CE) 1967/2006).

Un ampio interesse per le Aree Marine Protette è sicuramente presente in Mediterraneo, ma quasi esclusivamente indirizzato verso la protezione di siti di elevato valore naturalistico o per la presenza di importanti comunità bentoniche. Protezioni di altro tipo, come chiusure stagionali alla pesca o misure per la riduzione dello sforzo di pesca, non possono essere considerate una forma di tutela per gli habitat, anche se in qualche caso hanno effetto sui reclutamenti di giovanili. Aree chiuse alla pesca sono presenti in Atlantico e nel Mare del Nord per il recupero di singoli stock, ma anche in questo caso la protezione degli habitat è una misura indiretta. Esistono casi di protezione diretta come per i coralli profondi delle Darwin Mounds nel Regno Unito e alcune Zone di Tutela Biologica (ZTB) istituite in Italia in questi ultimi anni.

Conoscenze e stato di protezione degli habitat sono completamente diversi in altre nazioni, come ad esempio gli Stati Uniti, che per primi hanno adottato una strategia di gestione dei cosiddetti *Essential Fish Habitats* (EFH), definiti come “acque, substrati e organismi che vi vivono, necessari ai pesci per riprodursi, alimentarsi e crescere fino alla maturità”, strategia adottata con un provvedimento legislativo del 1996, il “*Sustainable Fisheries Act*”. Questa definizione appare molto generica, ma in realtà consente di individuare quegli habitat prioritari per ogni specie, essenziali per i diversi cicli biologici. Non essendo possibile proteggere tutti gli habitat, siano essi fondamentali o danneggiati, una scelta in ordine di priorità è necessaria al fine di ottenere un risultato per la protezione delle specie.

La situazione in Mediterraneo è tale per cui le esperienze raccolte in questi ultimi venti anni, con programmi di ricerca e campagne sperimentali in mare, ci permettono di definire le necessità biologiche ed ecologiche delle diverse specie oggetto di pesca. In questo caso, più che di singoli habitat come spazio in cui vivono le specie, dobbiamo parlare di parti di habitat in cui ciascuna specie passa le diverse fasi della sua vita. Per esempio, le migrazioni dei pesci dalle *nursery* costiere verso i fondali più profondi, fino alle aree riproduttive e quindi lo sviluppo di uova e larve in ambiente pelagico sono un chiaro esempio di come una specie, nel corso del suo ciclo vitale, possa occupare la gran parte della piattaforma continentale e delle acque libere, ma questo non vuol dire che tutto lo spazio percorso dalla specie debba essere protetto. In questo senso dobbiamo considerare ciascuna parte dell’habitat in ordine di priorità, ad esempio in relazione ai diversi valori ecologici di ogni ambiente o in relazione al valore critico di ciascuna fase del ciclo biologico che ogni specie svolge in quell’area.

Attualmente la funzione di protezione di parte dell’ambiente marino nei nostri mari non è quasi mai diretta a proteggere habitat di specie ittiche. Pochissimi sono infatti i provvedimenti per la chiusura di aree, in relazione alla presenza di habitat importanti. Per esempio, l’unica chiusura fondamentale della pesca a strascico in Mediterraneo è quella della fascia costiera all’interno delle tre miglia o con profondità inferiori ai cinquanta metri. È evidente che questa fascia di mare non può essere considerata l’unica area prioritaria da proteggere per tutelare le risorse ittiche, ma la sua facile individuazione, la concentrazione stagionale di giovanili di alcune specie e la presenza di importanti comunità bentoniche, quali le praterie di *Posidonia oceanica*, ne determinano una evidente necessità di tutela. Le informazioni raccolte in questi ultimi venti anni di ricerca hanno mostrato un gran numero di importanti habitat e zone di *nursery*, lontane dalla fascia costiera già protetta, per molte specie della pesca mediterranea (Tudela, 2004).

Un altro punto da definire meglio è se le aree di concentrazione di giovanili debbano essere considerate nella selezione degli habitat da proteggere. È infatti noto che il reclutamento è

sicuramente una delle fasi più fragili nel ciclo biologico di ogni specie ittica e la riduzione della mortalità giovanile, in fase di pre-recluta, sicuramente potenzia l'effetto di protezione sugli stock. Tuttavia, questo criterio non può essere considerato un dogma assoluto, in quanto habitat fondamentali, per assicurare la fonte di alimento in una fase della vita di una specie, non possono essere tenuti in minor considerazione.

Nel *Sustainable Fisheries Act* ogni piano di gestione di una singola risorsa prevede l'identificazione dei suoi EFH e le attività di pesca che possono danneggiarli devono essere identificate in modo da assicurare che questi habitat possano essere conservati e protetti. Questi approcci seguono processi ed esperienze compiute in altri Paesi e devono essere tenuti in mente anche in Mediterraneo nella formulazione di proposte per l'identificazione di quegli habitat fondamentali per la sostenibilità di una risorsa.

Piani di gestione, come abbiamo visto, sono stati introdotti anche in Mediterraneo dalla Commissione europea, anche se l'identificazione di importanti habitat e la loro tutela non può considerarsi ancora avviata. L'approccio per raggiungere la protezione di questi habitat è quello di stabilire delle zone di interdizione a quelle attività di pesca che maggiormente possono danneggiarli. Ma la procedura per raggiungere i migliori risultati di protezione deve partire sempre da conoscenze relative a singole specie o a gruppi di specie e comunità nel loro insieme, e mai dalla chiusura di un'area per verificare l'efficacia di protezione sulla risorsa!

Il problema principale della selezione degli habitat da proteggere è quello della individuazione di criteri in base ai quali scegliere cosa proteggere. In linea teorica, infatti, ogni ambiente marino ha la sua importanza e la sua criticità per un certo numero di specie. Ricordiamo ancora che il principio stabilito in questo contesto è quello di tutelare le più importanti risorse ittiche di interesse economico attraverso la tutela dei loro habitat prioritari, anche se questi possono avere uno scarso valore naturalistico. La tutela degli aspetti naturalistici dell'ambiente marino deve avere altri criteri di valutazione e altre modalità di attuazione.

Una volta tracciate le definizioni di habitat sensibili ed essenziali, è necessario entrare nel merito dell'individuazione di cosa sia utile tutelare al fine di ottenere una efficace protezione delle specie. La conoscenza del ciclo biologico di ciascuna specie di interesse commerciale nelle diverse aree geografiche del Mediterraneo è sicuramente il più importante punto di partenza. Le ricerche condotte in questi ultimi anni lungo le coste italiane, nell'ambito di programmi finalizzati sia nazionali che comunitari, hanno consentito di raccogliere una enorme mole di informazioni, che sono state diffuse in centinaia di pubblicazioni nazionali e internazionali. L'attività di ricerca in questi casi è veramente importante e coinvolge decine di istituti di ricerca, ma specifiche indagini per la selezione dei più importanti habitat in relazione alle principali risorse ittiche sono ancora piuttosto carenti. Al contrario negli Stati Uniti a seguito di simili impegni di ricerca, circa 600 specie ittiche di importanza economica sono state selezionate per la definizione e la tutela dei loro habitat.

## Habitat sensibili

Possiamo definire come **habitat sensibili** quegli ambienti importanti per più specie di interesse per la pesca e spesso anche di rilievo da un punto di vista naturalistico. Un esempio di questo tipo, ormai riconosciuto a livello internazionale per il Mediterraneo, sono le praterie di *Posidonia oceanica*.

Le principali comunità bentoniche, descritte a livello internazionale come ecologicamente significative e allo stesso tempo fragili e facilmente aggredibili dall'impatto antropico della pesca,

vengono di seguito riportate. In generale questi habitat sono ben conosciuti anche nei contesti di protezione ambientale più tipicamente naturalistica. Per molti di questi, però, non è ben conosciuta la distribuzione spaziale nei diversi mari. Sintetizzeremo le informazioni più importanti relative a questi habitat sensibili, elencando prima quelli presenti nella piattaforma continentale e poi quelli delle acque profonde, riferendoci alla nomenclatura riportata in Relini e Giaccone (2009).

## Habitat sensibili della piattaforma continentale

### Lagune costiere e acque salmastre

Le lagune sono tipici habitat di aree costiere semichiusate e poco profonde (figura 16.11). In queste condizioni le acque marine riescono a entrare nelle aree interne, attraverso canali o foci, dando origine a bacini caratterizzati dalla mescolanza di acque tanto continentali quanto marine. Maree, correnti, onde, così come gli apporti continentali, influenzano la salinità di questi ambienti, che può variare tra 0,5 e oltre il 40 per mille.

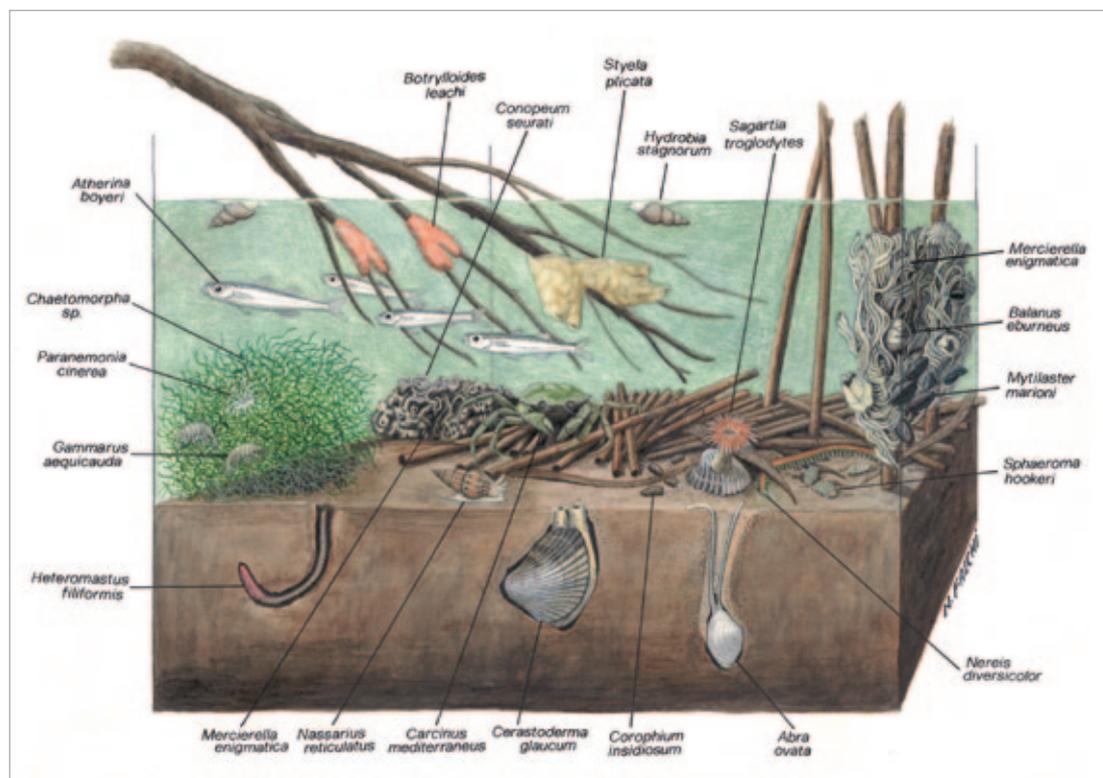


Figura 16.11 - Rappresentazione schematica di un fondale di una laguna costiera con l'illustrazione delle specie caratteristiche (disegno di N. Falchi).

Gli ingressi di acque continentali sono i principali responsabili dell'apporto di nutrienti in questi bacini. Lagune e acque salmastre sono altamente produttive e la loro produzione primaria può essere paragonata con quella dei più importanti ecosistemi vegetali terrestri. Inoltre, l'abbondanza di sostanza organica vegetale e soprattutto di detrito favorisce la concentrazione di

giovani di molte specie ittiche marine. Le reclute, infatti, entrano da mare nelle lagune attratte sia dall'abbondanza di alimento sia dalla riduzione del rischio di predazione. Successivamente, gli adulti ritornano al mare per la riproduzione. Le principali specie ittiche di ambiente lagunare sono l'anguilla *Anguilla anguilla*, la spigola *Dicentrarchus labrax*, l'orata *Sparus aurata* e cinque specie di mugilidi *Mugil cephalus*, *Liza ramada*, *Liza saliens*, *Liza aurata*, *Chelon labrosus*.

I principali rischi per questi ambienti sono legati all'inquinamento proveniente dalle acque continentali e all'eutrofizzazione, che può causare gravi crisi distrofiche con importanti morie di pesci. La concentrazione di inquinanti nei sedimenti di questi bacini può accumularsi nel tempo e creare condizioni di difficile recupero.

Le lagune costiere, in quanto habitat prioritari, sono protette ai sensi della Direttiva Habitat (allegato I).

In Italia le lagune costiere hanno subito negli ultimi trent'anni un progressivo depauperamento della fauna ittica presente naturalmente, a causa della minore rimonta di giovani da mare. Tale problema è da ricollegare, spesso, all'eccessivo sfruttamento di alcune specie nella costa antistante le lagune e di conseguenza alla riduzione della quantità di novellame in grado di ripopolare tali ambienti. Altre volte il fenomeno è più complesso e legato alle difficoltà, da parte dei giovani, di risalire da mare, alla drastica riduzione dello stock di riproduttori, o alla cattiva qualità delle acque salmastre. Caso particolare è quello dell'anguilla, i cui reclutamenti sono andati riducendosi in maniera drammatica in questi ultimi anni, fino a scomparire quasi del tutto in alcune aree, come le lagune del Nord Adriatico.

### **Praterie di *Posidonia oceanica***

*Posidonia oceanica* è una pianta superiore e presenta, pertanto, il differenziamento del corpo in fusto, radici, foglie, fiori e frutti. È specie endemica del Mediterraneo, dove costituisce la più importante copertura vegetale dei fondali costieri, formando ampie praterie fino ai 40-50 metri di profondità (figura 16.12). Tali praterie svolgono un ruolo chiave nell'ecosistema marino, sia perché sono tra i più importanti produttori di ossigeno e di biomassa vegetale, sia perché sono essenziali per il ciclo vitale di molte specie animali e vegetali, in quanto offrono a queste ultime l'ambiente ideale per l'alimentazione e la riproduzione. Inoltre, la prateria di *Posidonia* esercita un ruolo essenziale sulla dinamica della linea di costa, in quanto stabilizza il substrato, riducendo gli effetti di erosione.

I fondali a *Posidonia* ospitano un gran numero di specie caratteristiche sia dei fondi sabbiosi che dei fondi duri. Tra le specie ittiche più significative per la pesca ricordiamo i Labridi (*Labrus viridis*, *Labrus merula*), gli Sparidi (*Diplodus annularis*, *Diplodus vulgaris*, *Sarpa salpa*, *Boops boops*, *Pagellus acarne*), la triglia di scoglio (*Mullus surmuletus*), la murena (*Muraena helena*), il gronco (*Conger conger*), tra i crostacei l'aragosta (*Palinurus elephas*), tra i cefalopodi il polpo verace (*Octopus vulgaris*). Le praterie sono inoltre aree di reclutamento per svariate specie, come *Trachurus* spp., *Pagrus pagrus*, *Serranus cabrilla*, *Chromis chromis*.

In Mediterraneo è in atto da alcuni decenni una progressiva riduzione dell'estensione delle praterie di *Posidonia*, particolarmente accentuata in vicinanza delle coste più antropizzate. Tale regressione crea effetti di destabilizzazione sull'intero ecosistema marino costiero.

Esistono ottime conoscenze sulla distribuzione, e relative cartografie, della *Posidonia oceanica* lungo le coste italiane, derivanti da studi specifici finanziati dal Ministero dell'Ambiente. Tra questi, il caso del Lazio può considerarsi emblematico della situazione delle coste italiane in quanto, lungo le sue coste, sono presenti sia praterie stabili che praterie a diverso grado di regressione.

Infatti, nelle zone a scarso impatto ambientale, come le isole Pontine, le praterie presentano un elevato grado di stabilità e margini inferiori molto profondi (fino a 50 m), al contrario, nel Lazio peninsulare le praterie sono in regressione. In alcune aree l' estensione delle praterie si è dimezzata nel corso degli ultimi trent'anni e i loro margini inferiori sono regrediti fino a profondità comprese tra 15 e 25 metri (Ardizzone *et al.* 2006).



Figura 16.12 - Tre immagini di praterie di *Posidonia oceanica* (Foto di A. Belluscio).

Considerando la lenta crescita della Posidonia, su scale temporali di breve-medio termine, la riduzione delle praterie deve essere considerata un processo irreversibile in ampi tratti di fondale. I principali fattori di regressione delle praterie sono da mettere in relazione con la gestione delle aree costiere, con i cambiamenti di tassi di sedimentazione, l'aumento di torbidità delle acque, la pesca a strascico costiera e gli ancoraggi di imbarcazioni (Boudouresque *et al.* 2009).



Figura 16.13 - Effetto di una pescata a strascico su una prateria di Posidonia (Foto di G. D. Ardizzone).

Le praterie di Posidonia sono protette da specifici regolamenti europei e nazionali. La Posidonia è considerata uno dei principali habitat marini costieri ed è tutelata come SIC (Siti di interesse

comunitario) della Direttiva Habitat 43/92. Il regolamento (CE) 1967/2006 vieta la pesca con reti trainate su tutti i fondali con fanerogame delle acque comunitarie.

Va sottolineato che la pesca a strascico, svolta illegalmente lungo i margini inferiori delle praterie e quindi a profondità minori di 50 metri, per la ricerca di specie pregiate che nelle praterie trovano rifugio e alimento, ha contribuito alla regressione delle praterie più profonde (Ardizzone *et al.* 2000).

### **Fondi a *maërl* e rodoliti**

I fondi a *maërl* sono caratterizzati da densi popolamenti di alghe rosse calcaree, che si muovono sul fondo in presenza di forti correnti. Tipicamente il *maërl* si trova su fondali con correnti laminari e irregolari presenti tra i 20 e i 90 metri nel bacino occidentale e tra i 90 e i 120 metri di profondità nei bacini meridionali e orientali del Mediterraneo. Specie caratteristiche del *maërl* sono il *Lithothamnion coralloides*, *Phymatolithon calcareum* (Bressan e Babbini 2003). Simili a questi fondi sono quelli a rodoliti, le cui specie caratteristiche sono *Peyssonnelia rosa-marina* e *Lithophyllum racemosum*.

Le forme ellittiche, sferiche o articolate dei rodoliti sono in relazione al tipo e all'intensità dell'idrodinamismo. La composizione delle diverse specie di rodoliti mostra spesso una stratificazione verticale di diverse specie di corallinacee. In condizioni favorevoli il *maërl* è in grado di coprire grandi superfici di fondale ed è per questo motivo che è considerato, insieme alla *Posidonia oceanica*, una tra le maggiori comunità bentoniche dominata da vegetali (Ballesteros 2006). Il *maërl* produce una sorta di microscopica foresta che ospita una comunità algale e animale molto diversificata: più di 300 specie vegetali e 700 specie animali sono state censite in questo ambiente per il Mediterraneo. Il *maërl* ha un tasso di crescita e ricambio molto lento (50-75 anni) e rappresenta un'importante area di concentrazione di specie di interesse per la pesca professionale. Tra queste ricordiamo *Scorapena notata*, *S. scrofa*, *Trigloporus lastoviza*, *Trigla lucerna*, *Pagellus erythrinus*. Questo habitat è soggetto a importanti stress legati principalmente alla pesca a strascico, che è in grado di alterare e frammentare la struttura della comunità, disperdendo i rodoliti e modificando la fauna associata (Barbera *et al.* 2002).

Le principali specie vegetali che costituiscono la comunità del *maërl* sono incluse nell'Annesso V della Direttiva Habitat 92/43, che riguarda le "specie animali e vegetali di interesse comunitario il cui interesse naturalistico è riconosciuto e il cui sfruttamento deve essere gestito con attenzione". È habitat protetto anche dal regolamento (CE) 1967/2006.

Le conoscenze sulla presenza di fondali a *maërl* lungo le coste italiane sono a tutt'oggi piuttosto frammentarie. Le segnalazioni provengono dagli studi per l'istituzione di Aree Marine Protette, da quelli sulla Valutazione di Impatto Ambientale (in particolare dalle indagini per lo scavo di sabbie relitte o la posa di tubazioni o impianti di trivellazione) e da campagne di pesca con reti a strascico. In maniera puntiforme l'habitat è segnalato e cartografato per una quindicina di località sparse per Liguria, Toscana (Gorgona e Capraia), Lazio (Isole Pontine), Campania, Calabria, Puglia, Sardegna, Sicilia.

Le scarse conoscenze scientifiche e le difficoltà di studio di questo habitat rendono difficile valutare lo stato di conservazione dei fondali a *maërl*. Essendo tale habitat particolarmente sensibile all'infangamento e all'attività delle reti a strascico, si può presupporre che nelle aree non alterate da questi due fattori, l'ambiente sia ancora in buone condizioni.

## Fondi a coralligeno

La distribuzione della comunità del coralligeno è legata a una combinazione di fattori abiotici e biotici: la presenza di un substrato duro, originario o formato da concrezioni di origine organica, una ridotta luminosità, temperature basse e relativamente costanti, ridotto tasso di sedimentazione e dominanza di vegetali. Questa biocenosi è situata tra i 10 e i 60 metri sui fondali costieri in presenza di acque torbide, ma può spingersi fino ai 120-140 metri in acque estremamente limpide. Tra le specie algali caratteristiche ricordiamo le Rodoficee calcaree *Lithophyllum stictaeforme*, *Neogoniolithon brassica-florida*, *Mesophyllum lichenoides*, tra le alghe molli sono frequenti le Feoficee *Cystoseira opuntioides* e *Cystoseira spinosa*, altre Rodoficee come *Osmundaria volubilis* e le alghe verdi *Halimeda tuna* e *Flabellia petiolata*.



Figura 16.14 - Un'immagine di un particolare di un fondo duro ricoperto dal coralligeno (Foto di A. Belluscio).

Questa biocenosi si può presentare con diverse morfologie riconducibili a due tipi principali. Il primo è quello del coralligeno di falesia, presente su substrato duro generalmente ad elevata inclinazione, su scogliere sottomarine, all'ingresso di grotte o sotto grossi massi. Su tali substrati, insieme alle alghe, si insediano le colonie di grandi invertebrati eretti, come i Gorgonacei *Paramuricea clavata*, *Eunicella singularis*, *Eunicella cavolinii*, *Leptogorgia sarmentosa*, gli Alcionari *Alcyonium acaule* e *Alcyonium coralloides*, la spugna *Axinella polypoides*, i briozoi *Smittina*

*cervicornis*, *Porella concinna*, *Pentapora fascialis* e *Myriapora truncata*. Il secondo è un coralligeno incrostante, cosiddetto coralligeno di piattaforma, che copre superfici più o meno orizzontali e fondi mobili, grazie al concrezionamento di varie specie di alghe calcaree, come le Corallinacee e Peyssoneliacee.

Il coralligeno è frequentato da specie ittiche di elevato valore commerciale, come quelle dei generi *Diplodus*, *Epinephelus* e *Serranus*, ed è abitato da crostacei quali l'aragosta e da antozoi quali il corallo rosso.

I principali rischi per questa biocenosi sono l'aumento del tasso di sedimentazione e alcune attività di pesca. Il coralligeno, infatti, è sensibile agli squilibri sedimentari, dato che teme l'infangamento e l'eccessiva torbidità delle acque, ma è danneggiato particolarmente anche dalle attività di pesca con reti da posta praticata su fondi rocciosi, dalla pesca a strascico e dall'attività subacquea non controllata.

La Direttiva Habitat 43/92 CEE include il coralligeno, nelle sue diverse manifestazioni, tra gli habitat prioritari. Come reef di natura organogena, è protetto anche dal regolamento (CE) 1967/2006. Inoltre, particolari aspetti del coralligeno noti come "tegnue" sono protetti come ZTB in Adriatico. Le conoscenze sulla distribuzione del coralligeno nei mari italiani sono piuttosto scarse e solamente negli ultimi 10-15 anni si sono aggiunte informazioni, grazie agli studi per la istituzione di Aree Marine Protette, che permettono di delineare un quadro di sintesi, anche se una vera e propria mappa di distribuzione non è ancora disponibile.

Il coralligeno è ben rappresentato sui promontori rocciosi della Liguria (Bergessi, Portofino, Sestri e Mesco), del Lazio (Isole Pontine), della Toscana (Isola d'Elba, Isola del Giglio), della Campania (Camerota, Palinuro, penisola Sorrentina), della Sardegna (Tavolara, Isole della Maddalena, Sinis), della Sicilia (Canale di Sicilia, Isole Eolie, Ustica), della Calabria (Stretto di Messina), della Puglia (S.M. di Leuca, Otranto, Isole Tremiti e al largo del litorale tra Otranto e Bari). Da segnalare anche le formazioni delle "tegnue" nel Golfo di Trieste.

Lo stato di conservazione del coralligeno lungo le coste italiane è poco conosciuto.

### **Fondi a *Leptometra phalangium***

Questa *facies* della biocenosi del detritico del largo non è riportata tra gli habitat prioritari della convenzione di Barcellona, mentre costituisce un ambiente fragile ed estremamente importante per molte specie ittiche di interesse commerciale. Si sviluppa sul bordo della piattaforma continentale nei punti di rottura della pendenza e in presenza di sedimenti detritici. Specie caratteristica è il crinoide *Leptometra phalangium*, distribuito tra i 120 e i 180 metri di profondità, dove raggiunge elevate densità e biomasse. L'incontro tra le acque di risalita batiali e le correnti laminari della piattaforma crea una turbolenza che mette in sospensione le particelle del sedimento, favorendo l'insediamento di organismi filtratori, come il suddetto crinoide, che si nutrono di tali particelle e di numerosi altri organismi bentonici. Si sviluppa così una complessa comunità associata alla *Leptometra*, che sostiene un gran numero di specie ittiche demersali. Tra le specie principali ricordiamo *Merluccius merluccius*, *Trisopterus minutus capelanus*, *Mullus barbatus*, *Argentina sphyraena* e tra i cefalopodi e i crostacei decapodi rispettivamente *Illex coindetii* e *Parapenaeus longirostris*.

Va ricordato che questa *facies* rappresenta la più importante area di concentrazione di giovanili in fase di reclutamento del nasello e pertanto diventa un fondale particolarmente critico per la loro tutela (Colloca *et al.* 2004).

Molti sono i rischi di questo habitat, in quanto il substrato mobile e la fragilità del crinoide lo

rendono estremamente sensibile all'azione della pesca a strascico, che in queste aree viene svolta normalmente senza alcuna limitazione finalizzata alla tutela. Nessun regolamento attualmente protegge questo habitat.



Figura 16.15 - Immagini degli effetti di strascicate su fondi detritici (a) e (b) e a *Leptometra phalangium* (c) (Foto di G. D. Ardizzone).

## Habitat sensibili delle acque profonde

In Mediterraneo il passaggio tra il piano Circalitorale e quello Batiale è fissato intorno ai 180-200 metri di profondità e corrisponde alla fine della piattaforma continentale. Con il piano Batiale inizia il sistema delle acque profonde o afitale. Le comunità bentoniche mediterranee appartenenti a questo sistema sono caratterizzate da molte peculiarità. Una delle più importanti è il loro relativo isolamento rispetto alle comunità profonde dell'Atlantico (la massima profondità dello stretto di Gibilterra è di soli 300 metri) e dell'Indo-pacifico (il canale di Suez è profondo una decina di metri). Dagli anni cinquanta la pesca a strascico si è spostata sempre più verso al largo, creando sempre maggiori impatti sulle biocenosi particolarmente fragili del batiale.

Nell'ambito della conferenza sulla Biodiversità di Kuala Lumpur (2004) è stato deciso di promuovere un approccio ecologico per migliorare lo stato di conservazione degli oceani, invitando gli Stati membri ad incrementare i loro sforzi per la conservazione e l'uso sostenibile delle risorse delle acque profonde, all'interno delle proprie acque nazionali. Le conoscenze su questi ecosistemi sono state considerate scarse e quindi la conferenza ha suggerito di promuovere studi specifici e misure per il controllo delle attività che possono avere un impatto su questi ambienti.

Dal febbraio 2005 è stato proposto, a titolo precauzionale, un divieto di pesca a strascico oltre i 1.000 metri di profondità (GFCM, 2005). Il reg. (CE) 1967/2006 ha reso esecutivo tale divieto per i Paesi della Comunità, anche se questa pesca non è attualmente esercitata da nessun Paese mediterraneo, ma nella prospettiva di evitare futuri sviluppi di sfruttamento su fondali ancora poco conosciuti.

### Fondi a *Funiculina quadrangularis*

La *facies* a *Funiculina quadrangularis* della biocenosi dei fanghi batiali è presente su fondali occupati da fango molle a pellicola fluida compresi tra i 170 e gli 800 metri di profondità ed è caratterizzata dalla elevata densità delle colonie di questo Pennatulaceo, che possono superare il metro di altezza (figura 16.16). In quanto specie filtratrice, il ruolo ecologico della *Funiculina* appare poco chiaro in un ambiente dove l'idrodinamismo è basso. Tuttavia, la consistenza fluida del fango permetterebbe il passaggio in sospensione di particelle di detrito, utile fonte di alimento per la specie. Questi fondali sono particolarmente ricchi di crostacei di elevato valore commerciale, tra questi il gambero rosa *Parapenaeus longirostris* e lo scampo *Nephrops norvegicus*. Comuni anche cefalopodi quali *Eledone cirrhosa*, *Illex coindetii* e *Todaropsis eblanae*.

Lo stato di conservazione di questo habitat è fortemente compromesso a causa dell'intensa attività di pesca a strascico, condotta regolarmente lungo tutte le coste italiane, trattandosi di fondali altamente produttivi, da un punto di vista economico, particolarmente per le specie di crostacei sopra citate.

Nessun regolamento attualmente protegge questo habitat.

I fondali a *Funiculina*, come quelli a *Leptometra* e a *Isidella*, sono distribuiti diffusamente sui fondali mobili profondi dei mari italiani. Anche se non oggetto di specifiche indagini, le specie caratteristiche di questo habitat sono segnalate da tutte le unità operative partecipanti a progetti di valutazione delle Risorse Demersali. Essendo questo fondale particolarmente sensibile all'azione delle reti a strascico, in grado di distruggere completamente l'habitat, le sue condizioni migliori di conservazione si osservano solamente in quelle zone con un basso sforzo di pesca o in prossimità di affioramenti rocciosi, in grado di offrire una protezione naturale ai fondali mobili.

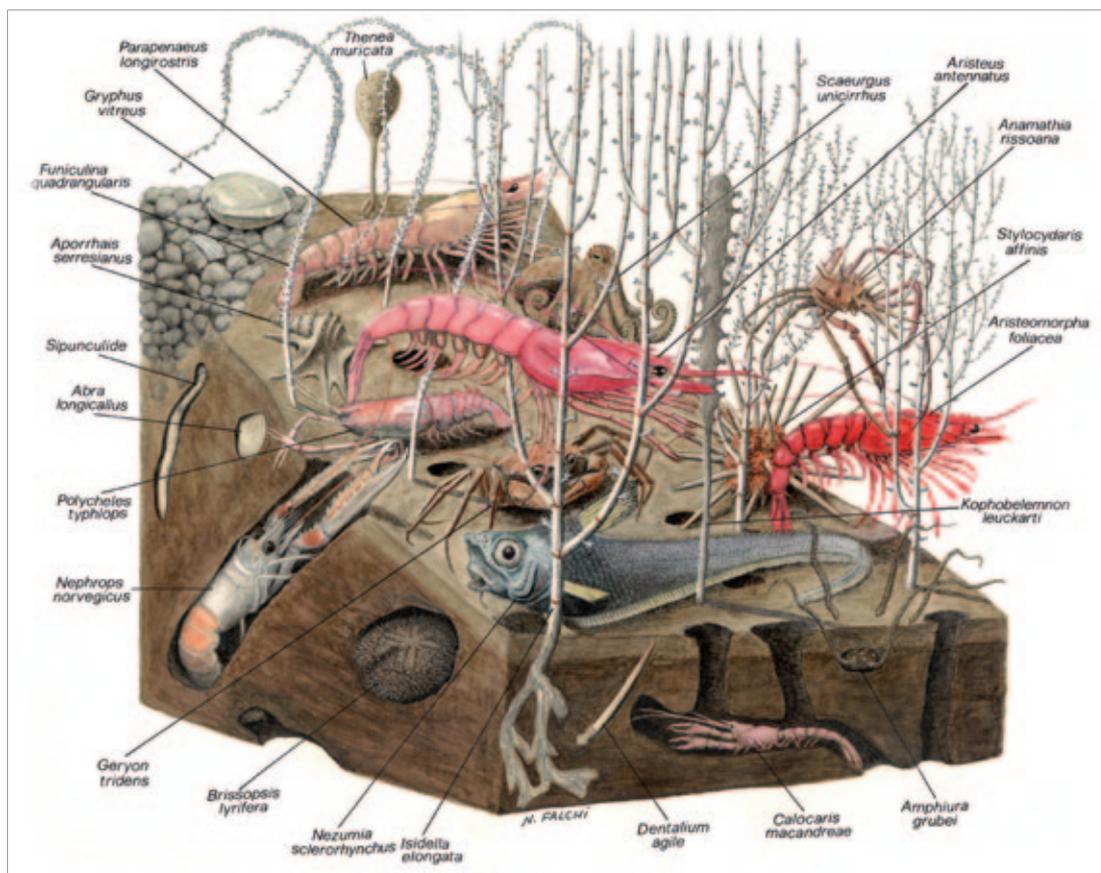


Figura 16.16 - Rappresentazione schematica delle principali specie bentoniche e demersali dei fondali a *Funiculina quadrangularis* e *Isidella elongata* (disegno di N. Falchi).

### Fondi a *Isidella elongata*

*Isidella elongata* è un Gorgonaceo che colonizza i fondi batiali a pendenza ridotta nella loro porzione più profonda, compresa tra i 500 e gli 800 metri, dove il sedimento è costituito da fanghi compatti con un sottile spessore di fanghi fluidi in superficie. In tali condizioni, questa specie forma la caratteristica *facies ad Isidella* (figura 16.16).

Questo ambiente è particolarmente idoneo per i grandi gamberi rossi *Aristeus antennatus* e *Aristeomorpha foliacea*, ma anche per numerosi cefalopodi, come *Rossia macrosoma*, *Sepietta oweniana*, *Bathypolypus sponsalis*, *Pteroctopus tetracirrus*.

Come le precedenti, anche la *facies ad Isidella* è fortemente compromessa in tutti i mari italiani, a causa dell'intensa attività di pesca a strascico, svolta su questi fondali per la cattura dei pregiati gamberi rossi. Nessun regolamento attualmente protegge questo habitat in Italia, anche se è incluso nella Direttiva Habitat 43/92.

### Canyon sottomarini

I canyon sottomarini sono particolari strutture geologiche presenti nel piano batiale e rappresentano un'interruzione fisica della piattaforma continentale. I canyon attivi costituiscono

un'importante via di trasporto dei sedimenti continentali verso le piane abissali. Un'elevata concentrazione di macro e meiofauna vive in vicinanza di questi canyon e i pescatori, che lavorano in tali aree, conoscono l'abbondanza di specie ad elevato valore commerciale, come i gamberi rossi, che le caratterizza.

I fondi duri che costituiscono le pareti dei canyon rappresentano una particolare porzione dei fondi del piano batiale, dove vivono comunità ancora poco conosciute e, per questo, da sottoporre a tutela contro i potenziali danni derivanti dall'attività della pesca a strascico.

Nessun regolamento attualmente protegge questo habitat.

### **Fondi a coralli bianchi**

I coralli di acque profonde, o coralli bianchi, costituiscono una delle rare biocenosi di fondo duro del piano batiale. Si tratta, a tutti gli effetti, di barriere coralline prodotte da Madreporari che, al contrario dei loro parenti di acque tropicali, hanno bisogno per la loro crescita di acque fredde e buie. Questa biocenosi è dominata dalle specie coloniali *Lophelia pertusa* e *Madrepora oculata*, alle quali è normalmente associata anche la specie a coralliti isolati *Desmophyllum cristagalli* (Taviani *et al.* 2005).

Nei mari italiani, questi fondi si trovano tra i 300 e i 1.000 metri di profondità, ma la loro distribuzione nelle diverse aree geografiche è poco conosciuta. Sono anche segnalate aree di depositi di coralli bianchi morti o sub-fossili, probabilmente residui dell'ultima glaciazione, quando erano molto comuni in tutto il bacino del Mediterraneo (Corselli 2001).

I coralli bianchi hanno un tasso di crescita molto lento (1-2,5 cm per anno) e una durata di vita estremamente lunga (per colonie alte dai 10 ai 30 metri e larghe 330x120 metri trovate lungo le coste atlantiche della Gran Bretagna, è stata stimata un'età compresa tra 1.700 e 6.250 anni).

La diversità degli organismi associati a questa biocenosi è molto elevata e queste barriere coralline profonde possono essere considerate degli *hotspot* di biodiversità (Danovaro *et al.* 2010). Rappresentano, inoltre, un habitat di elezione per molte specie ittiche di importanza commerciale. La pesca a strascico è la maggiore fonte di perturbazione di questo habitat. L'effetto maggiore è la distruzione meccanica causata dagli attrezzi da pesca. Tale distruzione non riguarda soltanto la complessa comunità animale, ma è in grado di modificare anche l'idrodinamismo e i processi sedimentari dell'area. Anche lo strascico effettuato sui fondi mobili circostanti le barriere di coralli bianchi è in grado di alterare la sedimentazione e quindi di soffocare i coralli.

Nessun regolamento attualmente protegge questo habitat in Italia, anche se è incluso nella Direttiva Habitat 43/92. Forme di tutela sono state suggerite per le barriere pugliesi dal GFCM.

La distribuzione nei mari italiani dei banchi di coralli bianchi vitali è poco nota. Questa biocenosi è stata segnalata nella zona di S. Maria di Leuca, localizzata a circa 15-20 miglia dalla costa, in un intervallo di profondità compreso tra i 350 e i 1.100 m, per un'estensione superiore ai 900 km<sup>2</sup> (Tursi *et al.*, 2004), al largo delle coste del Lazio (Smriglio *et al.*, 1987), della Toscana (scarpata dell'Arcipelago Toscano), della Liguria e nel Canale di Sicilia.

Il Banco di S. Maria di Leuca rappresenta probabilmente il sito nelle migliori condizioni lungo le coste italiane, ma le scarse conoscenze disponibili sugli altri siti e la lentezza della crescita dei coralli impongono l'adozione di urgenti misure di tutela per la conservazione di un habitat ancora poco noto, ma ad elevato rischio di regressione.

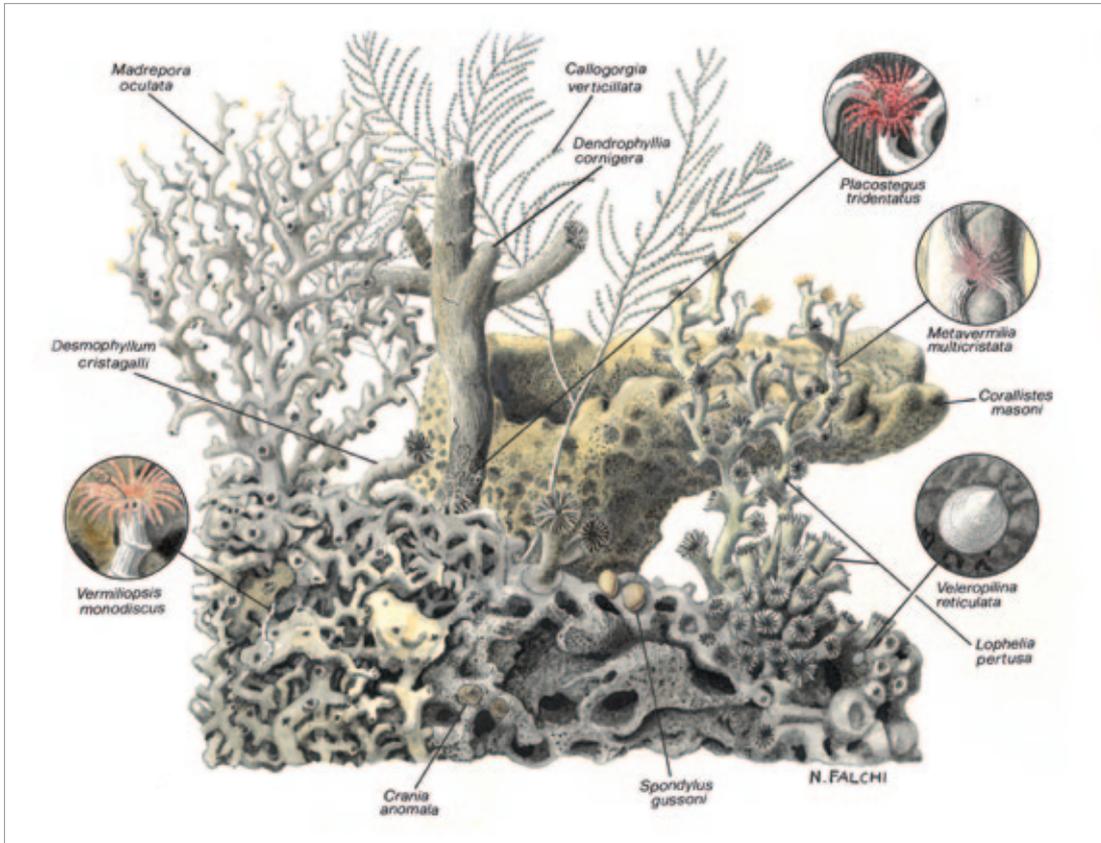


Figura 16.17 - Rappresentazione schematica delle principali specie bentoniche della biocenosi dei coralli bianchi (disegno di N. Falchi).

## Habitat essenziali

Possiamo definire come **habitat essenziali** le parti più fragili e critiche di ciascun habitat, in relazione alle necessità biologiche ed ecologiche di ogni singola specie oggetto di pesca. Queste parti dell'habitat, se sottoposte a qualche tipo di impatto, devono essere protette per consentire alla specie di mantenere una produzione sostenibile.

Purtroppo non possiamo ancora elencare gli habitat essenziali delle più importanti specie della pesca italiana. Poco è ancora stato fatto per il loro inquadramento biologico e geografico e per la loro definizione. Nonostante molte ricerche siano disponibili per le principali specie, poche sono le elaborazioni ad ampia scala e soprattutto le messe a punto metodologiche a livello regionale o di bacino. Il problema da affrontare è relativo a cosa sia necessario fare per identificare gli habitat essenziali e come selezionare le specie su cui intervenire. Se scegliamo di operare alla scala di GSA dobbiamo identificare quali sono le specie più significative dal punto di vista dell'abbondanza e del valore commerciale per unità geografica e, una volta identificate, dobbiamo decidere su quali specie intervenire in ordine di priorità. A questo punto è necessario approfondire le conoscenze sulle relative modalità di alimentazione, riproduzione, reclutamento, per valutare i punti critici del ciclo biologico delle specie in questione, rispetto ai diversi ambienti in cui l'animale vive.

Ad esempio, nella GSA 9 la specie principale è il *Merluccius merluccius* e di questa è noto che il

reclutamento avviene sui fondali a *Leptometra phalangium*, dove la concentrazione di giovanili, nelle acque della Toscana e del Lazio, raggiunge valori elevatissimi. Identificare spazialmente le aree di reclutamento e proteggerle, impedendo la pesca che distrugge l'habitat e cattura giovanili di scarsissimo valore commerciale, sarebbe un modo per proteggere l'habitat essenziale di questa specie. Lavoro simmetrico dovrebbe essere fatto per le più importanti specie di tutte le GSA, al fine di costruire un piano di difesa degli habitat essenziali.

## Come proteggere gli habitat

Per sintetizzare quanto fin qui discusso, dobbiamo specificare che l'identificazione di habitat essenziali o sensibili non è una strategia generale per proteggere tutti gli habitat e le comunità marine che soffrono di modificazioni o danni, così come non è un modo per considerare l'impatto di attività di pesca su tutte le specie vulnerabili (come tartarughe, foca monaca, cetacei ecc.). Al contrario, l'obiettivo è quello di cercare di identificare fasi ecologiche e biologiche svolte in habitat particolari da parte di importanti specie oggetto di pesca, in modo da ridurre il rischio di danno dovuto alle attività di pesca. Le ricerche passano spesso attraverso campagne sperimentali, programmate con specifici disegni di campionamento, al fine di ottenere campioni biologici significativi, in grado di fornire dati per la stima di curve di crescita, abitudini alimentari, densità degli animali, tempi e modalità riproduttive e comportamento dei giovanili. Infatti, la raccolta di informazioni, basata esclusivamente su dati ottenuti dagli animali sbarcati dalle navi da pesca, è spesso fuorviante, in quanto il pescatore va a pescare dove è maggiore la concentrazione degli animali e della loro taglia e questo, evidentemente, crea distorsioni sulla gestione dell'informazione.

In molte nazioni europee i *survey* sperimentali di campionamento sono svolti regolarmente, come nel caso delle campagne MEDITS per il Mediterraneo (Bertrand *et al.* 2000). In alcuni casi, tra dati nazionali e dati europei, sono disponibili serie storiche di oltre venticinque anni. Questi dati, come detto, sono stati in buona parte utilizzati per numerose pubblicazioni, ma ancora molto potrebbe essere utilizzato, al fine di costruire un quadro di riferimento che possa essere utile alla costruzione di un sistema di protezione degli habitat critici. Ad esempio, l'uso delle tecniche GIS (*Geographic Information System*) per integrare le differenti componenti disponibili, come le informazioni bio-ecologiche, i dati socio-economici, i dati geografici e morfologici, può essere molto utile per ottenere una descrizione spaziale delle complesse interazioni esistenti nelle diverse aree geografiche, al fine di una corretta pianificazione gestionale.

Se una o più specie sono in *overfishing* in una certa area ed è evidente la necessità di ridurre lo sforzo di pesca, un approccio di riduzione basato su criteri biologici ed ecologici può avere migliori effetti con minore disturbo alla pesca. Infatti chiudere gli habitat sensibili e quelli essenziali alla pesca può essere più efficace, rispetto ad una chiusura generalizzata, come nel caso degli attuali fermi di pesca temporanei e occupare meno spazi.

Per evitare interventi fantasma, che possano apparire come azioni di protezione ma lo siano soltanto sulla carta, è fondamentale definire anche la dimensione della protezione, ovvero, ad esempio, quale percentuale di fondale strascicato debba essere tutelato e quale impatto possa avere tale protezione sulla riduzione dello sforzo di pesca. Modellizzazioni in tal senso sono state effettuate per stimare l'ampiezza delle aree da tutelare (Colloca *et al.*, 2009) e andrebbero estese a tutte le aree, dove interventi di protezione degli habitat dovessero essere intrapresi.

La protezione di habitat sensibili ed essenziali impone una nuova visione in materia di Aree protette in mare, incluse quelle del Regolamento del Consiglio sulla Gestione della Pesca Mediterranea. Infatti, l'attuale procedura per la realizzazione di "Zone di pesca protette" è al momento priva

di indicazioni metodologiche. Una politica di selezione di Zone di pesca protette all'interno di ciascuna GSA, potrebbe essere meglio orientata, se fossero introdotti criteri di identificazione di habitat su indicazione degli Stati membri, con la creazione di una lista di specie commerciali prioritarie per GSA e la relativa identificazione degli habitat essenziali per quelle specie. Allo stesso tempo, interventi generali potrebbero essere fatti per quegli habitat sensibili, riconosciuti a livello di GSA o di bacino, così come è stato fatto per le praterie di *Posidonia oceanica*, includendoli tra gli habitat protetti.

## Bibliografia

- Ardizzone G.D., Belluscio A., Maiorano L. (2006) - Long-term change in the structure of a *Posidonia oceanica* landscape and its reference for a monitoring plan. *Marine Ecology*, 27: 299-309.
- Ardizzone G.D., Tucci P., Somaschini A., Belluscio A. (2000) - Is bottom trawling partly responsible for the regression of *Posidonia oceanica* meadows in the Mediterranean Sea? In: Kaiser M. J., de Groot S. J. (eds), *Effects of Fishing on Non-target Species and Habitats*. Blackwell Science, London: 37-46.
- Ballesteros E. (2006) - Mediterranean coralligenous assemblages: a synthesis of present knowledge. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.*, 44: 123-195.
- Barbera C., Bordehore C., Borg J.A., Gilmarec M., Grall J., Hall-Spencer J.M., De La Huz C., Lanfranco E., Lastra M., Moore P.G., Mora J., Pita M.E., Ramos-Espla S.S., Rizzo M., Sanchez-Mata M., Seva A., Schembri P.J., Valle C. (2002) - Conservation and management of northeast Atlantic and Mediterranean maerl beds. *Aquatic Conservation Marine and Freshwater Ecosystems*, 131: 65-76.
- Bertrand J. A., Gil de Sola L., Papaconstantinou C., Relini G., Souplet A., (2000) - An international bottom trawl survey in the Mediterranean: the Medits programme. In: Bertrand J.A., Relini G. (eds), *Demersal resources in the Mediterranean*. Proceedings of the symposium held in Pisa, 18-21 March 1998. Ifremer, Plouzané. Actes de Colloques 26: 76-93.
- Bressan G., Babbini, L. (2003) - Biodiversità marina delle coste Italiane: Corallinales del Mar Mediterraneo: guida all'identificazione. *Biologia Marina Mediterranea*, 10 (Suppl. 2): 1-237.
- Boudouresque C.F., Bernard G., Pergent G., Shili A., Verlaque M. (2009) - Regression of Mediterranean seagrasses caused by natural processes and anthropogenic disturbances and stress: a critical review. *Botanica Marina*, 52 (5): 395-418.
- Colloca F., Bartolino V., Jona Lasinio G., Maiorano L., Sartor P., Ardizzone G.D. (2009) - Identifying fish nurseries using density and persistence measures. *Marine Ecology Progress*, 381: 287-296.
- Colloca F., Carpentieri P., Balestri E., Ardizzone G.D. (2004) - A critical habitat for Mediterranean fish resources: shelf-break areas with *Leptometra phalangium* (Echinodermata: Crinoidea). *Marine Biology*, 145: 1129-1142.
- Corselli C. (2001) - Change and diversity: the Mediterranean deep corals from the Miocene to the Present. In: Faranda F.M., Guglielmo L., Spezie G. (eds), *Structures and processes in the Mediterranean ecosystems*, 47: 361-367.
- Danovaro R., Company J.B., Corinaldesi C., D'Onghia G., Galil B., Gambi C., Gooday A.J., Lampadariou N., Luna G.M., Morigi C., Olu K., Polymenakou P., Ramirez-Llodra E., Sabbatini A., Sardà F., Sibuet M., Tselepidis A. (2010) - Deep-Sea Biodiversity in the Mediterranean Sea: The Known, the Unknown, and the Unknowable. *PLoS ONE* | www.plosone.org, Vol.5, Issue 8, e11832.
- Demestre M., Sánchez P., Kaiser M. J. (2000) - The behavioural response of benthic scavengers to otter-trawling disturbance in the Mediterranean. In: Kaiser M. J., De Groot S. J. (eds.) *Effects of Fishing on Non-target Species and Habitats*. Blackwell Science, London: 121-129.
- GFCM (2005) - FAO General Fisheries Commission for the Mediterranean. Report of the twenty-ninth session. Rome, 21-25 February 2005. GFCM Report No. 29, Roma.
- Jennings S., Kaiser M.J. (1998) - The effects of Fishing on Marine Ecosystems. *Advance in Marine Biology*, 34 (4): 201-352.
- Relini G., Giaccone G. (Eds) (2009) - Gli Habitat prioritari del protocollo SPA/BIO (Convenzione di Barcellona) presenti in Italia. Schede identificative per l'identificazione. Priority habitats according to the SPA/BIO protocol (Barcelona Convention) present in Italy. Identification sheets. *Biol. Mar. Mediterr.*, 16 (suppl. 1): 1-372.
- Smriglio C., Mariottini P., Gravina F. (1987) - Molluschi del Mar Tirreno centrale: segnalazione di alcuni Turridi provenienti da una biocenosi a coralli bianchi. *Contributo 2°*. *Bollettino Malacologico*, 23 (11-12): 381-390.
- Taviani M., Freiwald A., Zibrowius H. (2005) - Deep coral growth in the Mediterranean Sea: an overview. In: Freiwald R., Roberts J.M. (eds). *Cold water and Ecosystem*. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg: 137-156.
- Tudela S. (2004) - *Ecosystem effects of fishing in the Mediterranean: an analysis of the major threats of fishing gear and practices to biodiversity and marine habitats*. Studies and Reviews. General Fisheries Commission for the Mediterranean. No. 74. FAO, Roma: 44 pp.
- Tursi A., Mastrotoaro F., Matarrese A., Maiorano P., D'Onghia G. (2004) - Biodiversity of the white coral reefs in the Ionian Sea (Central Mediterranean). *Chemistry and Ecology*, 20 (Suppl. 1): 107-116.