

Sezione quarta

La sostenibilità della pesca italiana



Capitolo 11

La sostenibilità ambientale



11.1 Sovradimensionamento dello sforzo di pesca

Sabatella E. C.

Il vertice mondiale sullo sviluppo sostenibile del 2002 ha definito una serie di obiettivi specifici per la gestione della pesca; tra questi, l'obiettivo di riportare gli stock ittici a livelli atti a garantire il rendimento massimo sostenibile (MSY)¹ entro il 2015.

Con la riforma della politica della pesca, la Commissione europea ha riconosciuto l'inadeguatezza degli strumenti gestionali finora utilizzati per conseguire, in tempi brevi, la sostenibilità ambientale del settore ittico. Alla base del mancato raggiungimento di un equilibrio sostenibile di lungo periodo vi è indubbiamente un eccesso di capacità della flotta; è opinione ormai diffusa che diverse marinerie sono ampiamente sovradimensionate rispetto alle risorse disponibili e questo squilibrio è all'origine dei problemi connessi con la scarsa redditività economica, alla carente applicazione delle norme e all'eccessivo sfruttamento delle risorse.

Nelle pagine che seguono viene affrontato il tema della sostenibilità ambientale e del dimensionamento della capacità di pesca e della sua evoluzione nel tempo al fine di individuare l'impatto che essa produce sullo stato complessivo delle risorse. I risultati conseguiti, tuttavia, inducono ad una certa prudenza quanto alla conferma di una relazione univoca fra variazioni di capacità e sforzo di pesca. Infatti, la pur significativa riduzione di capacità di pesca registrata nell'area di interesse non ha consentito di registrare i miglioramenti attesi in termini di stato delle risorse biologiche, dato che a fronte delle variazioni negative di stazza e potenza ha fatto riscontro una maggiore concentrazione del capitale. Ciò si evince dalla maggiore stazza e potenza media delle imbarcazioni restanti e dal presumibile incremento di sforzo incorporato nelle innovazioni tecnologiche nel frattempo intercorse.

L'analisi è limitata ad una area specifica rappresentata dall'Alto e Medio Adriatico e al segmento dello strascico.

Valutazione della capacità e dello sforzo di pesca della flotta a strascico in Alto e Medio Adriatico

Capacità

In Italia, la capacità di pesca è identificata con la quantità di capitale ed è spesso associata alle variabili tonnellaggio (GT) e potenza motore (espressa in kW). Queste e altre variabili vengono analizzate di seguito, al fine di fornire un quadro sull'andamento della capacità della flotta strascicante in Alto e Medio Adriatico relativamente al periodo 2000-2010 e al fine di valutare l'impatto che l'attività di tale flotta ha avuto sulle risorse ittiche.

L'analisi è condotta considerando i valori totali per battello delle singole variabili, in quanto ciò permette di descrivere meglio l'evoluzione della struttura della flotta da pesca considerata.

Nel corso degli ultimi undici anni, la flotta oggetto d'analisi è stata interessata da una diminuzione

¹ Il rendimento massimo sostenibile è dato dal quantitativo massimo di catture che può essere mediamente prelevato ogni anno da uno stock senza pregiudicarne la produttività. Un prelievo superiore all'MSY a breve termine condurrà, nel lungo periodo, al depauperamento dello stock e alla conseguente riduzione delle possibilità di pesca.

costante di tutti i parametri tecnici. La flessione più consistente ha riguardato il periodo 2000-2004; in questo periodo, il tonnellaggio di stazza lorda, nel rispetto delle indicazioni contenute nell'ultimo piano di orientamento pluriennale, ha subito una significativa riduzione, come si evince dalla successiva tabella.

Tabella 11.1 - La flotta a strascico nell'Alto e Medio Adriatico.

	2000	2002	2004	2006	2008	2010
Numero di battelli	1261	1050	996	826	748	745
Gross Tonnage (1.000 GT)	n.d.	n.d.	n.d.	34	32	33
Tonnellaggio di stazza lorda (1.000 GRT)	34	30	30	24	22	23
Potenza motore (1.000 kW)	231	202	199	168	155	161

Fonte: elaborazioni Irepa su dati Archivio licenze di pesca.

La stazza totale (figura 11.1) è diminuita del 33% dal 2000 al 2010, passando da 34.000 tonnellate a 23.000. In termini di stazza media per battello, si è avuto un aumento del 14%; nel 2000 un battello a strascico stazzava in media 27 tonnellate, mentre nel 2010 lo stesso valore era pari a 31 tonnellate.

La potenza motore presenta un andamento simile a quello della stazza, ma con tassi meno elevati. La potenza motore è diminuita costantemente nel periodo analizzato per un totale di circa 74.000 kW. Al pari della stazza, la potenza motore media per battello è leggermente aumentata, passando da 183 kW nel 2000, a 211 nel 2010.

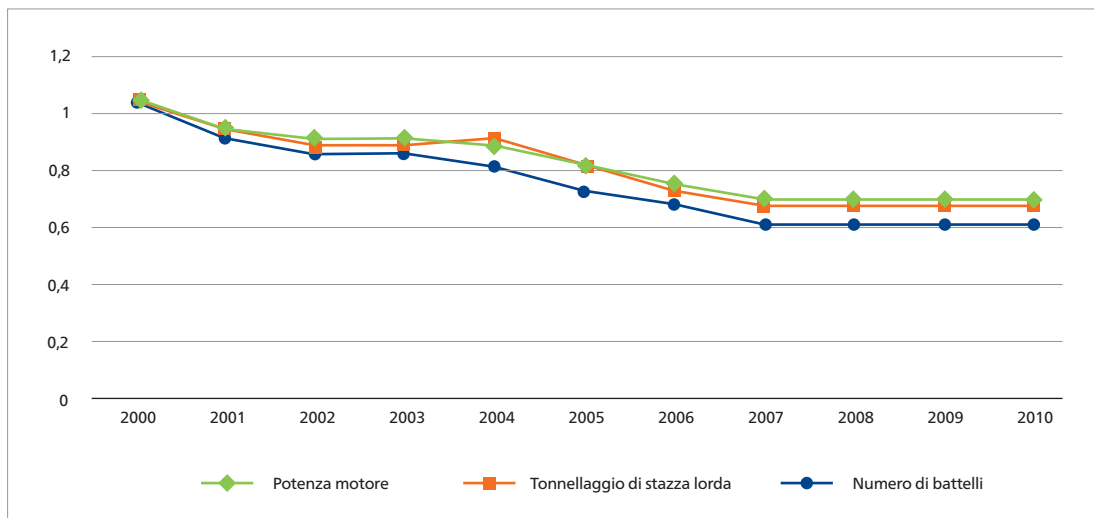


Figura 11.1 - Andamento della flotta a strascico nell'Alto e Medio Adriatico, periodo 2000-2010, numeri indice (anno base 2000) - Fonte: MiPAAF-Irepa.

Stazza e potenza motore sono le variabili che più direttamente vengono influenzate dalle misure tese alla riduzione della capacità; ma, allo stesso tempo, si discostano notevolmente dalle definizioni di capacità della UE. La *fishing capacity* proposta dalla FAO è una misura dell'*output* e fa riferimento ad una flotta pienamente utilizzata. Anche la definizione data da Kirkley e Squires (1998), espressa in termini di stock di capitale, si riferisce ad una flotta da pesca *fully utilised*. La capacità espressa in termini di stazza o di potenza motore non può certamente considerarsi pienamente utilizzata e, d'altra parte, non è facile trovare uno stock di capitale che risponda a questo requisito. Una politica di gestione della capacità non può limitarsi a considerare la capacità *tal quale*, ma deve associare a tale quantità anche una misura della sua reale utilizzazione. Anche se la *fully utilization* non si limita a considerare unicamente l'aspetto temporale, quest'ultimo è sicuramente un aspetto indispensabile per definire il grado di reale utilizzo della capacità. Nel caso in esame è stata analizzata l'attività della flotta a strascico espressa in termini di giorni di pesca medi per battello.

Nel corso del periodo considerato, l'attività della flotta strascicante ha subito delle variazioni particolarmente significative. Queste variazioni sono dovute sia all'effetto della regolamentazione sull'attività, sia al verificarsi di eventi esogeni, quali l'aumento del costo del gasolio (figura 11.2); tuttavia, la costante riduzione dell'attività di pesca rappresenta una risposta consapevole degli operatori alle mutate condizioni ambientali (stato delle risorse) e commerciali (miglioramento dell'organizzazione delle vendite e mantenimento dei prezzi alla produzione).

Va comunque considerato che la determinazione del numero di giorni di pesca risente della presenza di una flotta con molti motopesca di piccole dimensioni, per cui la durata del giorno di pesca è molto variabile. I piccoli motopesca operano per 8-10 ore al giorno, mentre per medi e grossi motopesca il giorno di pesca è di 22-24 ore. Ciò indica che vi è un margine notevole di non utilizzo delle capacità di pesca della flotta. Un altro aspetto legato al parziale utilizzo della capacità di pesca riguarda la percentuale della potenza motore disponibile, che viene realmente utilizzata per trainare le reti. In genere è inferiore al 50% della potenza disponibile.

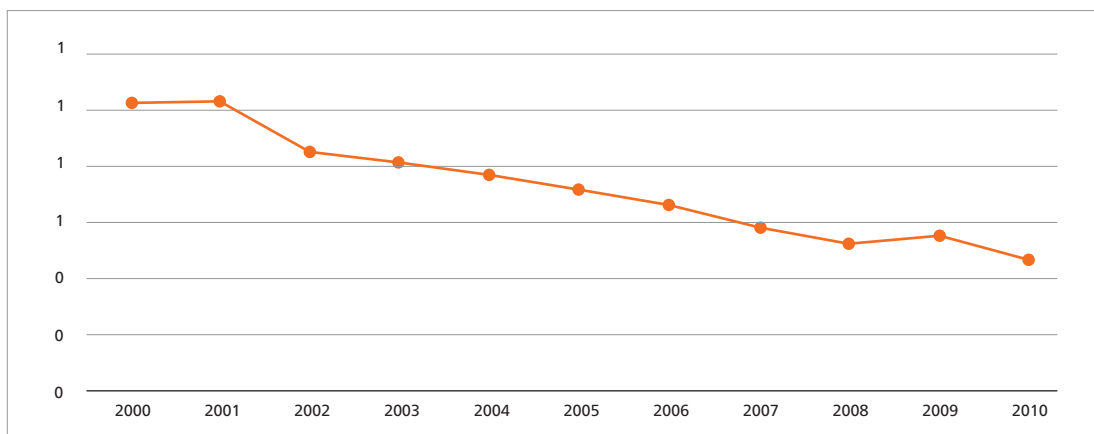


Figura 11.2 - Andamento dei giorni di pesca totali, flotta a strascico, Medio e Alto Adriatico, periodo 2000-2010, numeri indice (anno base 2000) - Fonte: MiPAAF-Irepa.

Sforzo di pesca

Come avviene per la capacità, anche per lo sforzo non esiste una definizione univoca e quindi neanche un unico metodo di misurazione, ma negli studi empirici presenti in letteratura sono state proposte numerose misure dello sforzo. Per esempio, Gulland (1983) ha misurato lo sforzo di pesca in termini di lunghezza del battello, stazza e potenza motore, mentre Huang e Lee (1976) usano, invece, una *proxy* del capitale impiegato (stazza dei battelli) e del lavoro (numero di componenti dell'equipaggio), adottando così un approccio più economico.

Una metodologia prettamente economica è stata applicata da Placenti *et al.* (1992), che hanno impiegato, in un modello bioeconomico applicato all'Italia, l'indice composito "stazza battello * potenza motore battello * ore di pesca". Questa formulazione può considerarsi una sintesi delle due misure adottate prevalentemente dall'UE, "stazza battello * ore di pesca" e "potenza motore * ore di pesca".

Nel presente caso di studio, si è preferito utilizzare una formulazione più semplice, data dal prodotto fra stazza battello e giorni di pesca. La figura 11.3 mostra per tale parametro una costante diminuzione nel periodo 2000-2007 e una sostanziale stabilità negli ultimi tre anni.

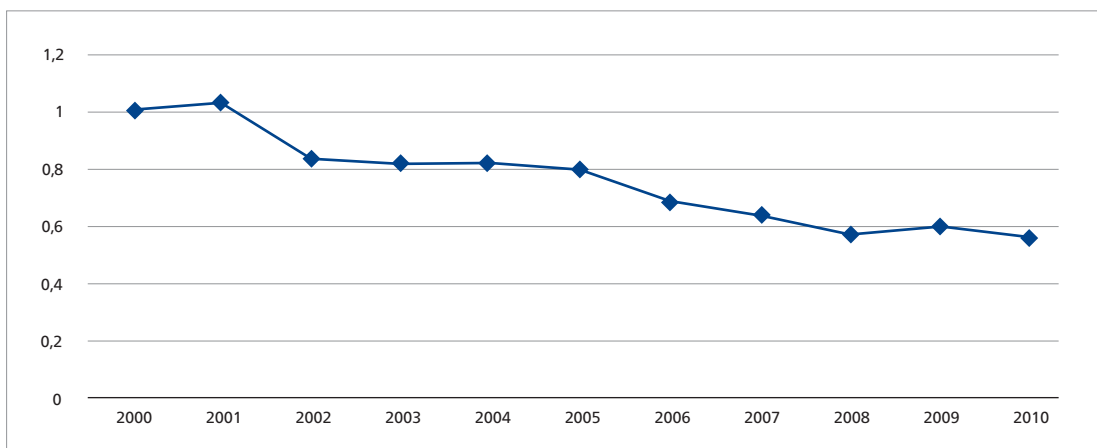


Figura 11.3 - Sforzo di pesca, strascico, Medio e Alto Adriatico, 2000-2010, numeri indice (anno base 2000) - Fonte: elaborazioni su dati MiPAAF-Irepa.

Catture per unità di sforzo

Gli indicatori di capacità, di attività e di sforzo vengono utilizzati per misurare l'impatto del settore ittico sulle risorse naturali. Questi indicatori sono necessari, ma certamente non sufficienti, per poter effettuare una valutazione sullo stato delle risorse in una determinata area geografica. L'informazione che da essi si ricava deve essere completata da quella che può derivare unicamente dall'ammontare delle catture, ossia dall'*output* del processo produttivo. In questo senso, uno degli indicatori maggiormente utilizzati è rappresentato dalle catture per unità di sforzo (CPUE). CPUE è un indicatore largamente usato dai biologi per determinare le variazioni nella biomassa e dagli economisti come misura dell'efficienza della flotta.

Si consideri un semplice modello per il settore della pesca, in cui le catture sono definite come:

$$C = EqB \quad (1)$$

dove C sono le catture espresse in kg, E rappresenta lo sforzo di pesca, così come è stato precedentemente definito (tonnellaggio di stazza lorda * giorni di pesca), q è il coefficiente di catturabilità e B è il livello della biomassa.

La CPUE è allora definita come rapporto fra le catture totali e lo sforzo di pesca totale in un dato periodo di tempo:

$$U = C/E \quad (2)$$

dove U rappresenta appunto la CPUE.

Dalla (1) e dalla (2) segue che la CPUE può essere messa in relazione con la biomassa:

$$U = qB \quad (3)$$

Come detto in precedenza, la CPUE può essere utilizzata per misurare le variazioni nel livello della biomassa. Si considerino le variazioni nell'indicatore:

$$C_t/E_t = \alpha(C_{t-1}/E_{t-1}) \quad (4)$$

dove $t-1$ e t rappresentano due periodi temporali consecutivi. α è un coefficiente legato allo sviluppo della biomassa:

$$q_t B_t = \alpha(q_{t-1} B_{t-1}) \quad (5)$$

Se si assume costante il coefficiente di catturabilità, le variazioni nella CPUE possono essere considerate una buona *proxy* delle variazioni intervenute nello stock.

La figura 11.4 mostra l'andamento di questo indicatore relativamente al sistema strascico per l'Alto e il Medio Adriatico. Negli anni 2000-2003, l'indicatore ha mostrato un andamento fortemente decrescente, per risalire negli anni successivi fino al 2007; da questo anno in avanti si è registrato una nuova inversione di tendenza, con un sostenuto decremento delle catture per unità di sforzo.

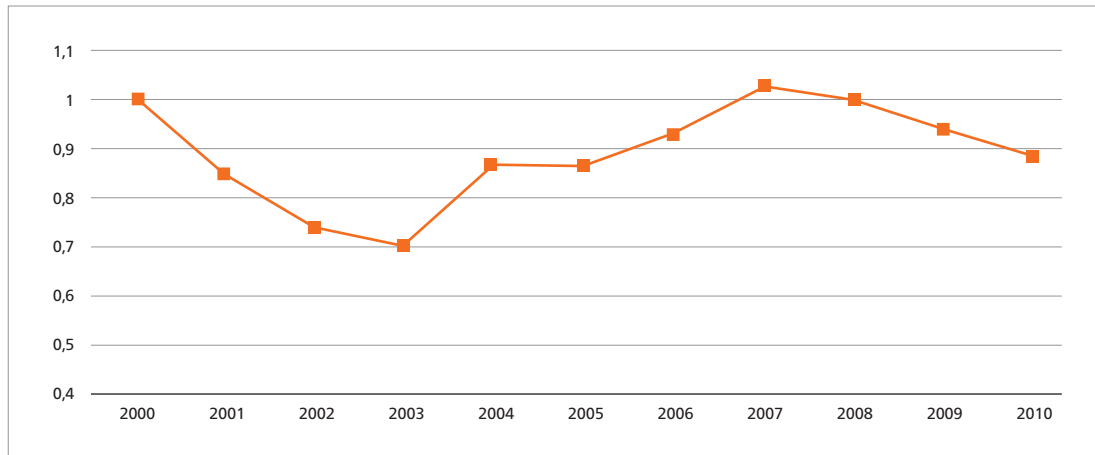


Figura 11.4 - Catture totali per unità di sforzo, strascico, Alto e Medio Adriatico, anni 2000-2010, numeri indice (anno base 2000) - Fonte: elaborazioni su dati MiPAAF-Irepa.

Nel 2000 la CPUE risultava pari a 9,2 kg per unità di TSL giornaliero e ha raggiunto il livello più basso nel 2003 (6,6 kg per unità di sforzo).

Nel periodo successivo (2004-2007), a fronte di una costante contrazione dello sforzo di pesca, le catture per unità di sforzo, sono risultate in aumento; in particolare, nel 2007, la produzione

media per unità di sforzo è ritornata sul valore registrato nel 2000 (circa 9,5 kg per unità di sforzo). Le tendenze di questo periodo possono essere messe in relazione con la forte contrazione della capacità di pesca che, come abbiamo visto, si è interrotta nel 2007; tali andamenti hanno rappresentato una condizione di recupero per il settore che ha tratto giovamento dalla congiunta contrazione della capacità e dell'attività di pesca. Negli ultimi tre anni, la sostanziale stabilità dello sforzo di pesca, in particolare della capacità espressa in termini di tonnellaggio, ha determinato una riduzione consistente delle catture per unità di sforzo.

Indici di biomassa e CPUE di alcune specie *target* dello strascico

L'indice di biomassa è un indicatore biologico che misura l'abbondanza di una specie e corrisponde alla quantità in kg per specie per chilometro quadrato.

Tra le specie di maggiore importanza per lo strascico adriatico, sono state considerate le seguenti:

- nasello, *Merluccius merluccius*;
- scampo, *Nephrops norvegicus*;
- triglia di fango, *Mullus barbatus*;
- moscardino bianco, *Eledone cirrhosa*;
- moscardino muschiato, *Eledone moschata*.

Gli indici di biomassa delle specie citate sono state confrontate con le catture per unità di sforzo. Gli indici di biomassa e le catture per unità di sforzo sono riportati per gli anni dal 2004 al 2010 nella seguente tabella:

Tabella 11.2 - Indici di biomassa e CPUE.

			2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
Nasello	<i>Merluccius merluccius</i>	Indice di biomassa (kg/km ²) (a)	38,15	45,46	52,33	40,64	41,45	29,38	17,3
		CPUE (b)	0,58	0,68	1,03	0,87	0,79	0,66	0,55
Scampo	<i>Nephrops norvegicus</i>	Indice di biomassa (kg/km ²) (a)	2,01	2,57	2,65	1,12	1,27	1,41	1,15
		CPUE (b)	0,40	0,40	0,45	0,39	0,35	0,41	0,54
Triglia di fango	<i>Mullus barbatus</i>	Indice di biomassa (kg/km ²) (a)	22,42	22,29	29,86	15,83	30,98	23,66	28,7
		CPUE (b)	0,77	0,73	0,80	0,84	0,84	0,70	0,32
Moscardino muschiato	<i>Eledone moschata</i>	Indice di biomassa (kg/km ²) (a)	10,74	16,48	13,06	13,26	16,25	15,38	6,99
		CPUE (b)	0,35	0,42	0,50	0,65	0,52	0,53	0,50
Moscardino bianco	<i>Eledone cirrhosa</i>	Indice di biomassa (kg/km ²) (a)	3,21	5,96	6,88	12,00	13,22	4,53	5,15
		CPUE (b)	0,07	0,10	0,13	0,12	0,09	0,12	0,13

Fonte: a) MEDITS, b) elaborazioni su dati MiPAAF-Irepa provvisori.

Nel caso del nasello, l'indice di biomassa e della CPUE segue lo stesso andamento dapprima crescente (sino al 2006), quindi decrescente. Le catture per unità di sforzo sono passate da 0,58 kg per unità di sforzo nel 2004 a 0,55 kg nel 2010. L'indice di biomassa, pari a 38,15 kg per chilometro quadrato nel 2004, ha raggiunto 17,3 kg nel 2010.

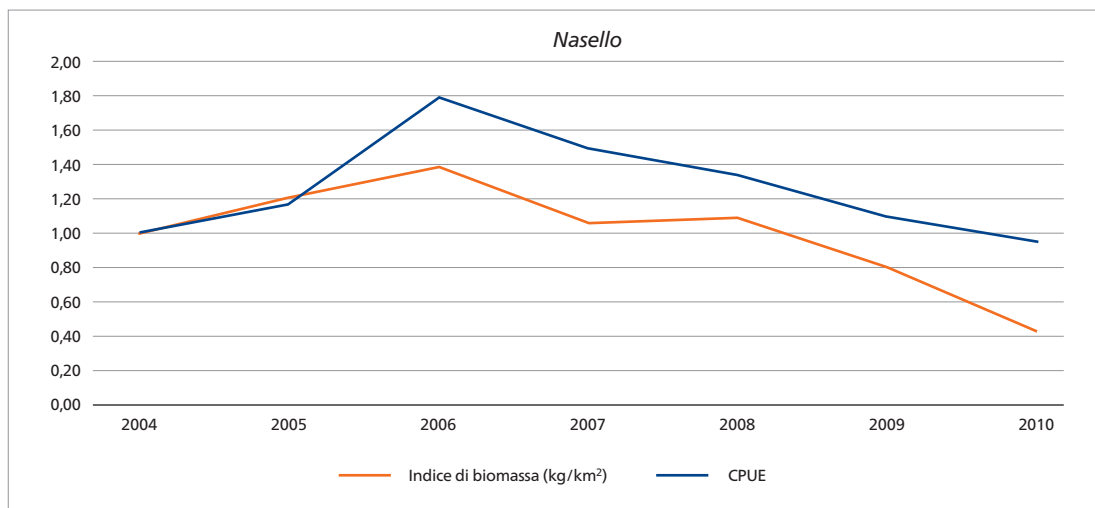


Figura 11.5 - Andamento indicatori bio-economici, numeri indice (anno base 2004), *Merluccius merluccius*, GSA 17 - Fonte: elaborazioni su dati MiPAAF-Irepa e MEDITS.

Passando ad analizzare gli indicatori bio-economici dello scampo, si nota un aumento sia della CPUE che dell'indice di biomassa tra il 2004 e il 2006 e un calo nel 2007, particolarmente accentuato per l'indice di biomassa.

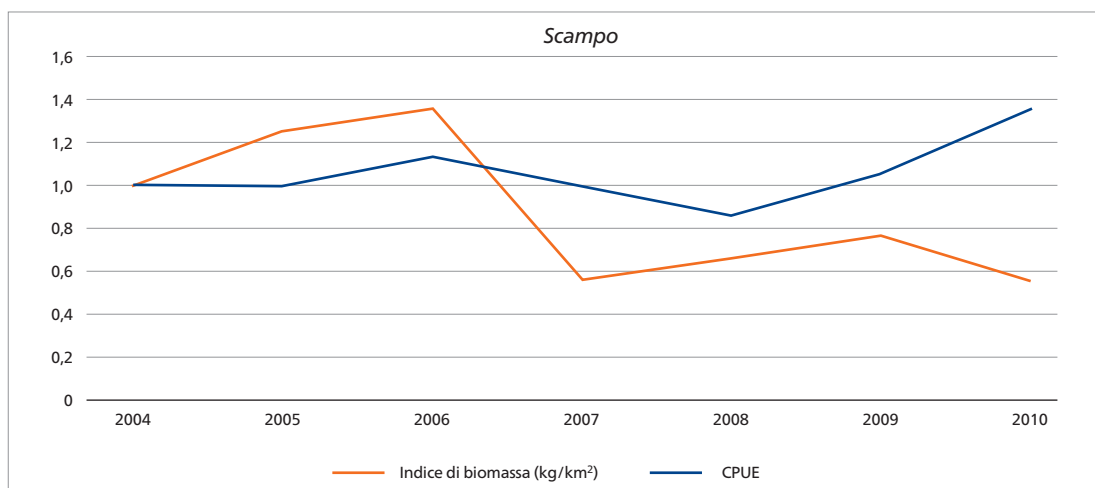


Figura 11.6 - Andamento indicatori bio-economici, numeri indice (anno base 2004), *Nephrops norvegicus*, GSA 17 - Fonte: elaborazioni su dati MiPAAF-Irepa e MEDITS.

Tra il 2004 e il 2010 l'indice di biomassa si è ridotto del 42%; una ripresa è, invece, segnalata dalle catture per unità di sforzo a partire dal 2008.

Nel caso della triglia di scoglio gli andamenti della CPUE e degli indici di biomassa non sono concordanti. Tra il 2004 e il 2008, le catture per unità di sforzo sono aumentate da 0,77 a 0,84 kg, per subire un repentino calo negli ultimi due anni; l'indice di biomassa presenta, al contrario, un andamento fortemente ciclico. Tuttavia, tale andamento è giustificabile se si analizza meglio il significato dei due indicatori bio-economici.

L'indicatore di CPUE fa riferimento alle catture commerciali realizzate in un anno di pesca rapportate allo sforzo esercitato in quello stesso anno. L'indice di biomassa si riferisce invece all'abbondanza della risorsa al momento dello svolgimento della campagna di valutazione a mare. Tali indagini biologiche sono svolte nella tarda primavera, ovvero nel periodo di riproduzione della triglia di scoglio. Il ciclo di vita della specie in esame può spiegare la differenza; la triglia di fango cresce rapidamente e nei mesi di settembre e ottobre si registrano i maggiori quantitativi sbarcati di triglie nate dalla riproduzione di giugno. Riassumendo, i due andamenti sono contrapposti in quanto, l'indice di biomassa è calcolato al momento della riproduzione e quindi considera solo le specie "sopravvissute" ad un anno di sfruttamento, mentre l'indicatore di CPUE si riferisce ad un intero anno di attività ed è influenzato dal reclutamento delle nuove triglie. Questo esempio ci suggerisce che, nel caso di specie con breve ciclo di vita, sarebbe opportuno confrontare i due indicatori su base temporale più breve (mese o trimestre).

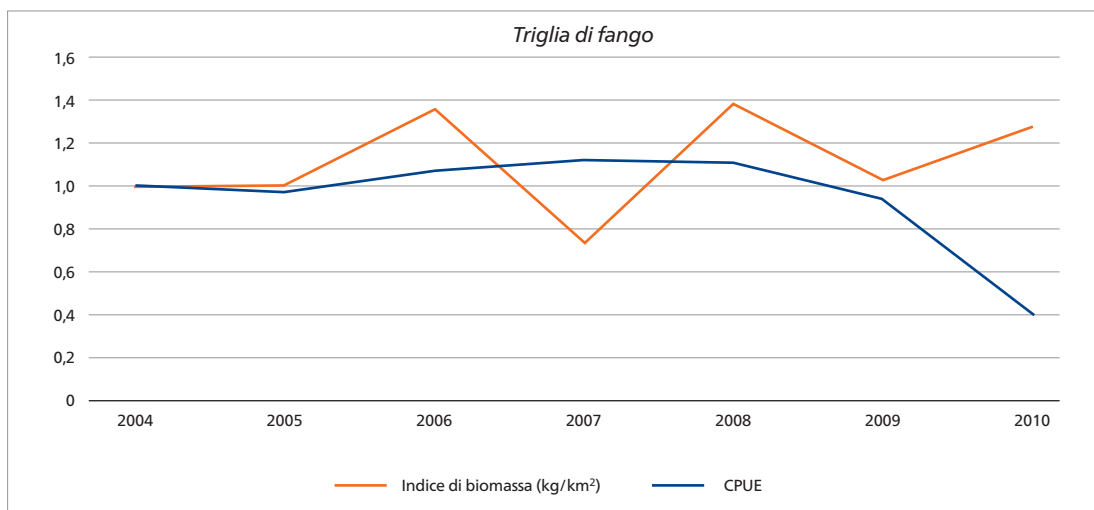


Figura 11.7 - Andamento indicatori bio-economici, numeri indice (anno base 2004), *Mullus barbatus*, GSA 17 - Fonte: elaborazioni su dati MiPAAF-Irepa e MEDITS.

Infine, è stata svolta un'analisi sul moscardino bianco (*Eledone cirrhosa*) e sul moscardino muschiato (*Eledone moschata*).

Come si può vedere dai grafici sotto riportati, considerando come base l'anno 2004, il trend della CPUE è analogo a quello dell'indice di biomassa, sebbene, quest'ultimo presenti fluttuazioni più marcate. La specie prevalente nell'area di studio è l'*Eledone moschata*, i cui quantitativi sbarcati sono di gran lunga prevalenti rispetto a quelli dell'*Eledone cirrhosa*; nel periodo 2004-2009, sia la

CPUE sia l'indice di biomassa mostrano un incremento che oscilla tra il 52% per il primo indicatore (CPUE) e il 42% per il secondo; nel 2010, l'indice di biomassa per il moscardino muschiato segna un repentino ridimensionamento.

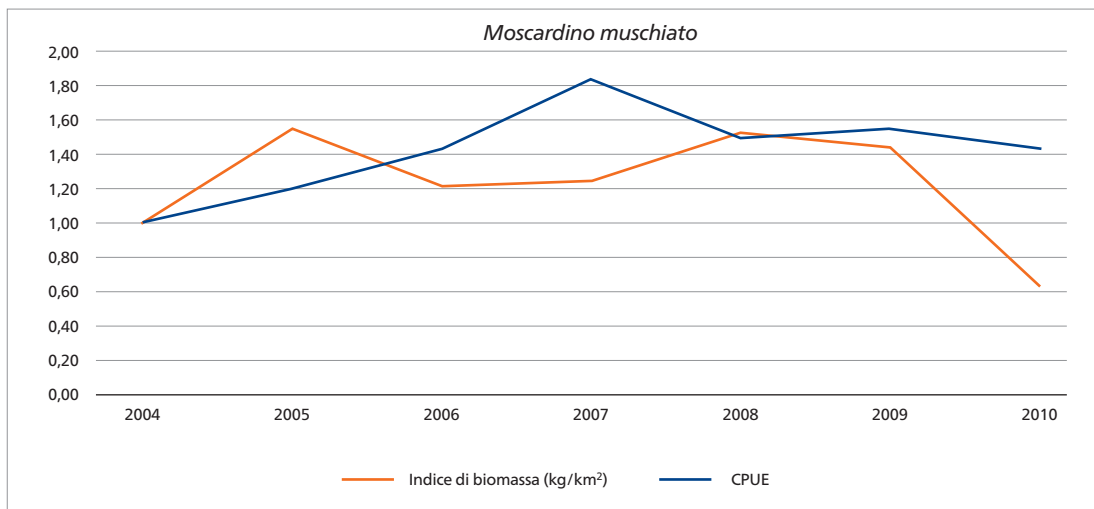


Figura 11.8 - Andamento indicatori bio-economici, numeri indice (anno base 2004), *Eledone moschata*, GSA 17 - Fonte: elaborazioni su dati MiPAAF-Irepa e MEDITS.

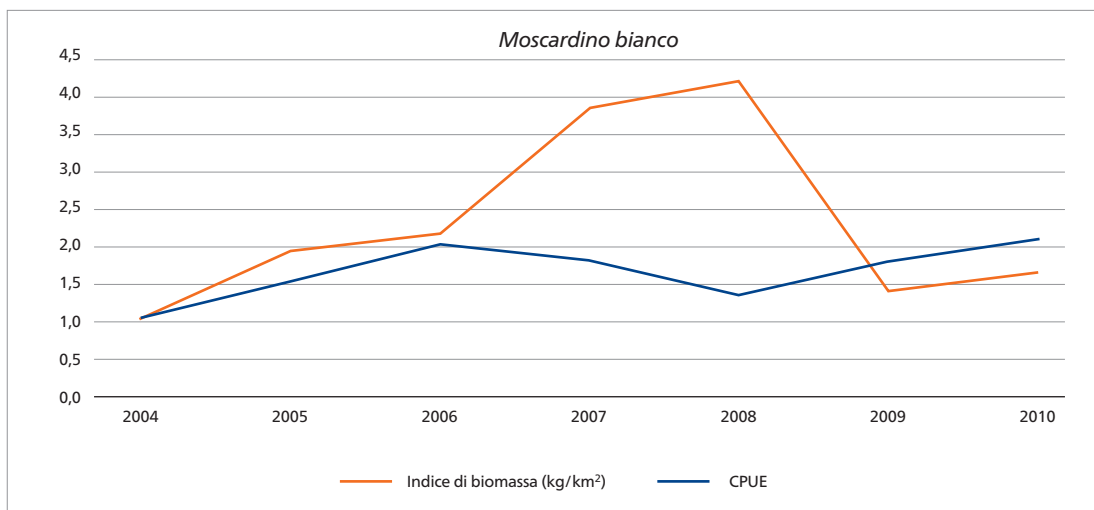


Figura 11.9 - Andamento indicatori bio-economici, numeri indice (anno base 2004), *Eledone cirrhosa*, GSA 17 - Fonte: elaborazioni su dati MiPAAF-Irepa e MEDITS.

Conclusioni

L'esame delle dinamiche gestionali presentato nelle pagine precedenti evidenzia come nel caso della pesca a strascico in Adriatico la riduzione della capacità, e anche dello sforzo di pesca, non abbiano prodotto risultati stabili in termini di sostenibilità e ricostituzione degli stock. Nonostante la forte contrazione sia della capacità di pesca sia dell'attività, le CPUE negli ultimi tre anni hanno mostrato un ridimensionamento preoccupante, che testimonia una diminuzione della biomassa pescabile, la quale è risultata proporzionalmente superiore alla riduzione dello sforzo di pesca.

L'inversione delle tendenze in atto richiede l'adozione di strumenti gestionali in grado di intervenire effettivamente sulle dinamiche produttive e ambientali al fine di conseguire una sostenibilità di lungo periodo in grado di garantire sia la conservazione delle risorse ittiche sia la sopravvivenza delle attività economiche garantendo redditi e occupazioni stabili.

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.
- Arneri E., Jukić S. (1986) - Some preliminary observations on the biology and dynamics of *Mullus barbatus* L. in the Adriatic sea. *FAO, Fish. Rep.*, 345: 79-85.
- Belcari P., Tserpes G., Gonzales M., Lefkadiou E., Marčeta B., Piccinetti Manfrin G., Souplet A. (2002) - Distribution and abundance of *Eledone cirrhosa* (Lamarck, 1798) and *E. moschata* (Lamarck, 1798) (Cephalopoda: Octopoda) in the Mediterranean Sea. *Sci. Mar.*, 66 (Suppl. 2): 143-155.
- FAO (1998) - *Report of the FAO Technical Working Group on the Management of Fishing Capacity*. La Jolla, United States of America, 15-18 April 1998. *Fisheries Report*. No. 586. Roma: 58 pp.
- Gulland J.A. (1983) - *Fish stock assessment a manual of basic methods*. Wiley Interscience, Chichester, UK: 223 pp.
- Huang D.S., Lee C.W. (1976) - Toward a General Model of Fishery Production. *Southern Economic Journal*, 43: 846-854.
- Irepa Onlus (2011) - *Osservatorio economico sulle strutture produttive della pesca marittima in Italia*. Edizioni scientifiche, Napoli: 190 pp.
- Jukić-Peladić S., Vrgoč N., Krstulović-Šifner S., Piccinetti C., Piccinetti-Manfrin G., Marano G., Ungaro N. (2000) - Long term changes in demersal resources of the Adriatic Sea: comparison between trawl surveys carried out in 1984 and 1998". *Fisheries Research*, 1106: 1-10.
- Kirkley J. E., Squire D. (1998) - Measuring Capacity and Capacity Utilization in Fisheries. In: Gréboval D (Ed), *Managing Fishing Capacity: Selected Papers on Underlying Concepts and Issues*. FAO Fisheries Technical Paper, 386, FAO, Roma: 75-200.
- Placenti V., Rizzo G., Spagnolo M. (1992) - A bioeconomic model for the optimization of a multi-species, multi-gear fishery: the Italian case. *Marine Resource Economics*, 7 (4): 275-295.
- Sabatella E. (2000) - Capacity Estimation: A Dynamic Approach - Depreciation On Capacity. In: Vestergaard N., Lindebo E. (eds), *Proceedings of the XIIIth Annual Conference of EAFE*. University of Southern Denmark.
- Tserpes G., Fiorentino F., Levi D., Cau A., Murenu M., Zamboni A., Papaconstantinou C. (2002) - Distribution of *Mullus barbatus* and *Mullus surmuletus* (Osteichthyes: Perciformes) in the Mediterranean continental shelf: implications for management. *Sci. Mar.* 66 (Suppl. 2): 39-54.

11.2 Protezione dell'ambiente marino dall'inquinamento; sicurezza alimentare *versus* inquinamento

Focardi S.

Inquinamento marino e sue implicazioni ecologiche

Il problema dell'inquinamento dell'ambiente marino è un problema antico; le sue origini risalgono quasi certamente all'epoca protostorica, in cui si costruirono le prime città e furono realizzati i canali di scolo per i rifiuti domestici. Da allora e per molti secoli le cause di inquinamento marino furono però abbastanza limitate, essendo legate alla contaminazione di acque superficiali o di falde freatiche ad opera di batteri patogeni o di sostanze fermentate, contenute nei rifiuti di origine domestica, che venivano poi riversate, direttamente o indirettamente, nelle acque marine. Il problema si è aggravato in maniera esponenziale con l'avvento della cosiddetta "civiltà industriale", quando cioè alle cause antiche, se ne sono aggiunte delle nuove legate a fattori quali l'urbanizzazione, la produzione di energia e lo sviluppo della chimica organica di sintesi. A partire dalla seconda guerra mondiale, la chimica organica ha messo a disposizione dell'uomo decine di migliaia di nuove sostanze, allo scopo di apportare nuovi elementi di conforto alla vita quotidiana; possiamo citare le materie plastiche, i detersivi, i fertilizzanti, gli idrocarburi clorurati fra cui molti pesticidi, le diossine e i policlorobifenili (PCB). Proprio al gruppo degli idrocarburi clorurati appartengono quei composti chiamati POPs (Persistent Organic Pollutants) che sono diventati tristemente noti per la loro pericolosità per l'ambiente in genere e per quello marino in particolare. Alcuni di questi prodotti hanno contribuito a migliorare il tenore di vita dell'uomo eliminando gravi malattie (il DDT è famoso per la lotta alla malaria) o permettendo una resa delle colture tale da rendere estremamente difficile rinunciare al loro impiego (diserbanti e insetticidi). Purtroppo la caratteristica comune a tutti i trattamenti con i POPs (come esempio tipico possiamo considerare il DDT) è stata quella di utilizzare grandi quantità di principi attivi su vaste aree, facilitando la dispersione nell'ambiente di questi prodotti chimici. Come diceva un vecchio proverbio indiano, "prima o poi tutte le acque giungono al mare" e con esse e con il trasporto atmosferico vi sono arrivati anche questi contaminanti. Ciò ha portato a clamorosi fenomeni di ricaduta, molti dei quali ancora oggi in atto, che hanno assunto, nel caso delle molecole più persistenti e dotate di sufficiente mobilità, dimensioni addirittura globali. Una considerazione che occorre fare, infatti, è che la maggior parte delle sostanze liberate dall'uomo nell'ambiente non restano ferme nei luoghi di applicazione, ma si spostano anche molto lontano da essi. La penetrazione nei suoli, la circolazione nell'aria e nelle acque le disperdono a poco a poco negli ecosistemi, e in particolare in quello marino, facendole diventare inquinanti su scala globale.

I movimenti atmosferici giocano un ruolo molto importante nella diffusione di queste molecole e la conoscenza delle correnti ascendenti e dei venti è fondamentale per seguire anche il destino dei contaminanti (Wania e Mackay, 1996). I movimenti su scala globale, per l'effetto *grasshopper* (effetto cavalletta) tendono in linea generale a far depositare questi contaminanti nelle aree remote del nostro pianeta (figura 11.10). I freddi mari polari, le cime innevate delle montagne e i fondali marini stanno quindi diventando i loro luoghi di accumulo e la possibile sorgente di un futuro inquinamento per gli ambienti marini. Oggi sappiamo che una gran parte dei POPs fino

ad ora utilizzati (milioni di tonnellate di principi attivi) si trova nei sedimenti costieri e profondi dei nostri mari, per cui l'ambiente marino rappresenta il loro serbatoio finale, ma anche una sorgente continua di questi contaminanti che entrano nella catena alimentare e, attraverso i fenomeni del bioaccumulo (figura 11.11) e della biomagnificazione (figura 11.12), raggiungono livelli elevati negli organismi costituendo un rischio soprattutto per quelle specie che si trovano a livelli elevati della catena alimentare, uomo compreso.

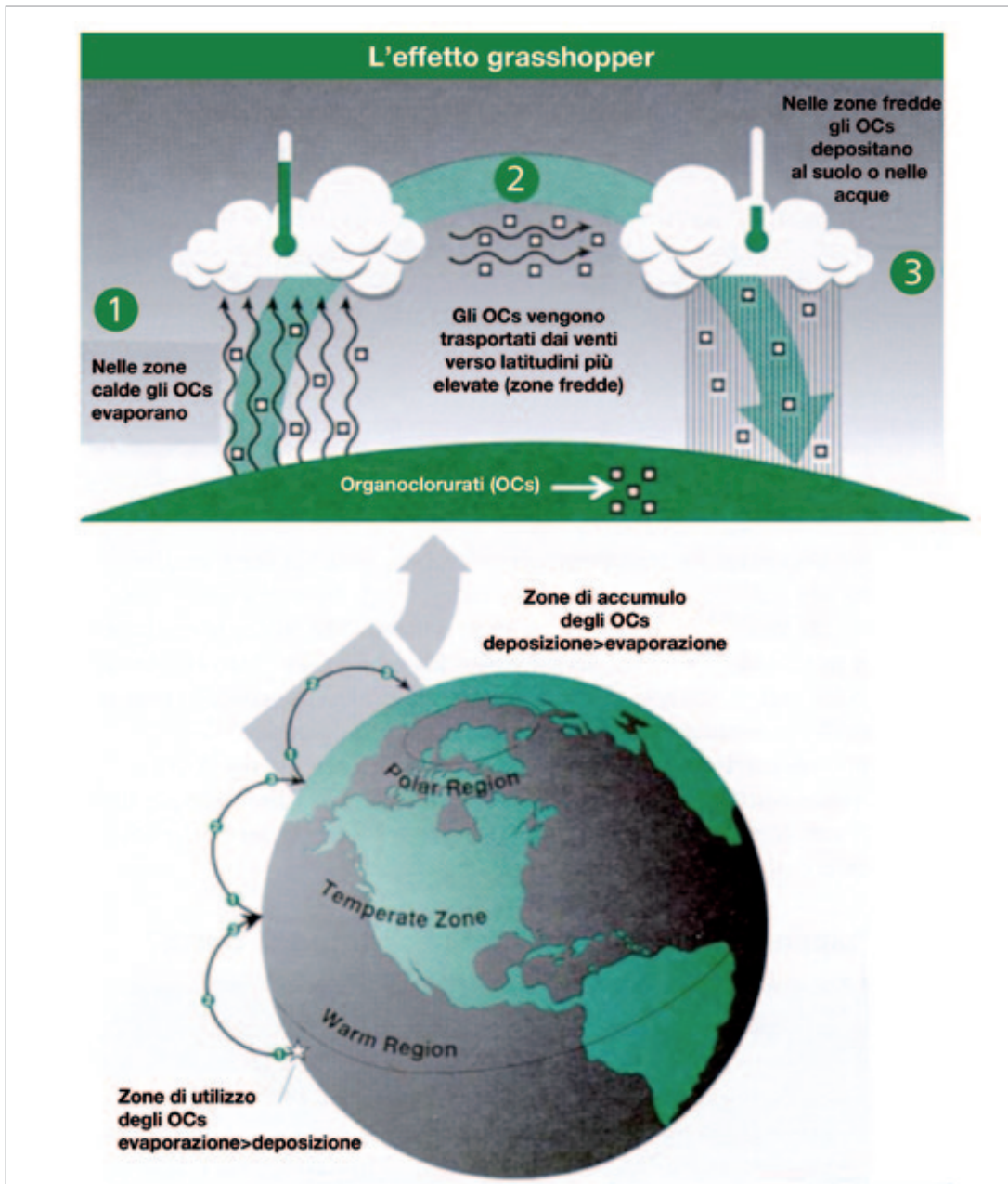


Figura 11.10 - Effetto *grasshopper* che causa la deposizione di molti contaminanti nelle aree remote.

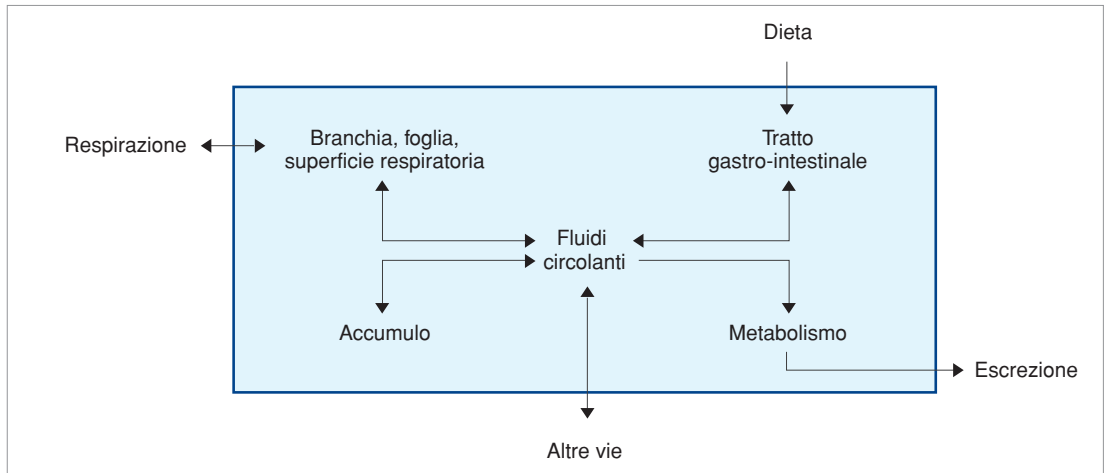


Figura 11.11 - Schema del bioaccumulo di un contaminante in un organismo. Il bioaccumulo comporta un aumento delle concentrazioni del contaminante nel tempo.

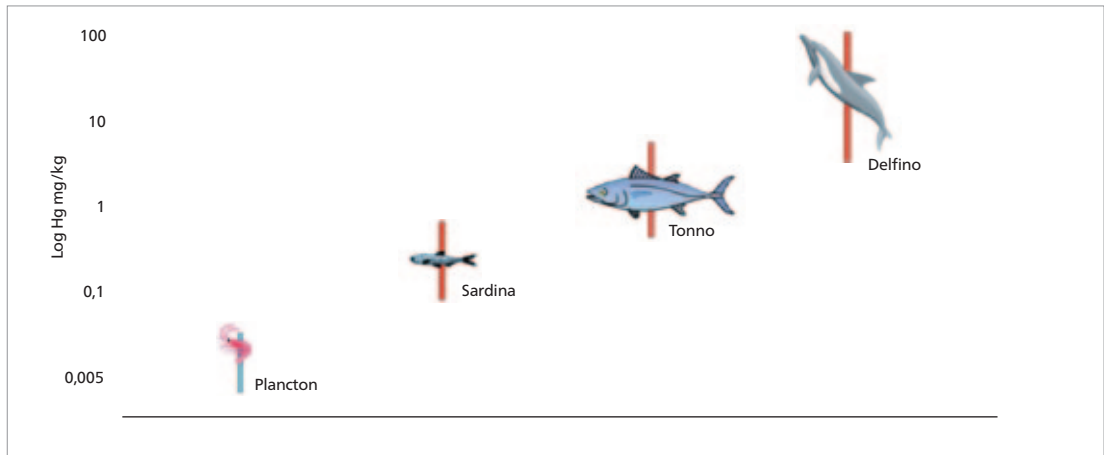


Figura 11.12 - Biomagnificazione del mercurio nella catena alimentare del Mediterraneo. La biomagnificazione comporta un aumento, anche esponenziale, delle concentrazioni nei vari livelli trofici.

Cosa sono i POPs

Negli ultimi anni si sono verificati numerosi episodi che hanno messo in evidenza la presenza dei POPs nei prodotti alimentari europei di origine marina e hanno puntato l'attenzione sul rischio che ne derivava per l'uomo. Su questo problema ha preso posizione anche la Commissione europea mediante uno specifico gruppo di lavoro (Scientific Committee on Food, 2001) in modo da fornire le basi per stabilire i limiti della presenza di diossine (PCDDs), furani (PCDFs) e policlorobifenili (PCBs) negli alimenti.

Con il termine diossine si indica un gruppo di contaminanti costituito da 75 congeneri delle polichloro dibenzo-p-diossine (PCDD), alcuni dei quali dotati di un elevato effetto tossico (figura 11.13).

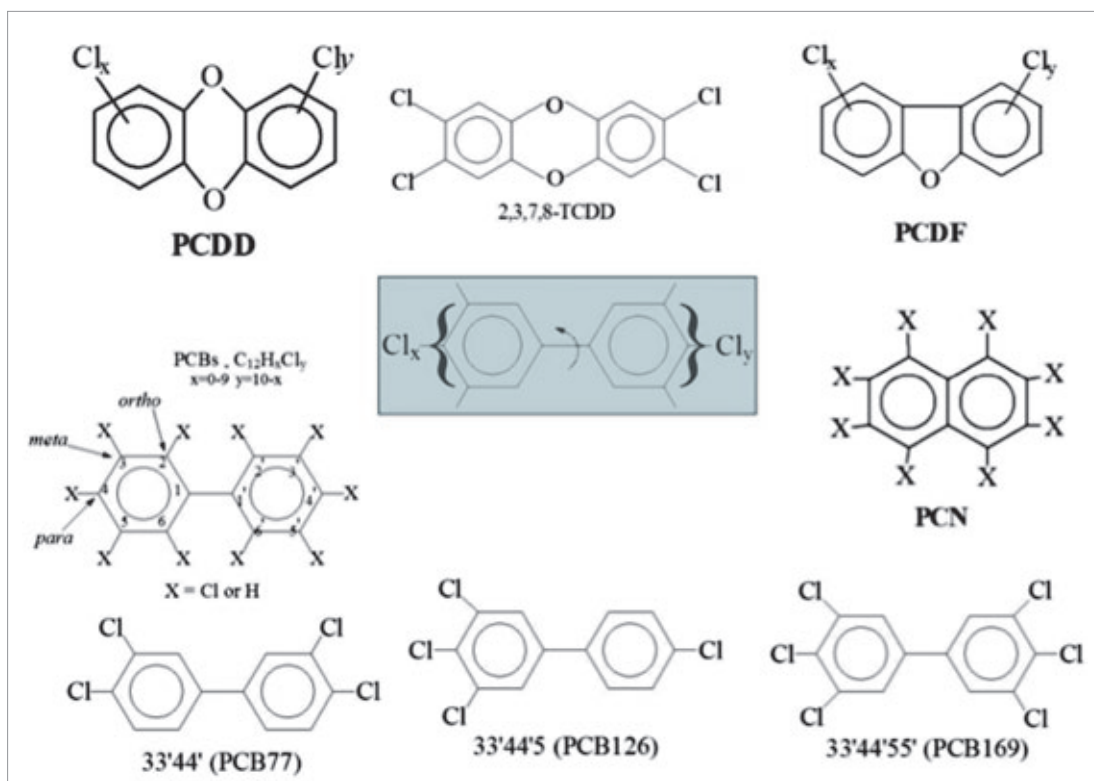


Figura 11.13 - I POPs più pericolosi per la vita.

Data la forte persistenza e la grande capacità di penetrare nella catena alimentare marina, questi contaminanti hanno assunto negli ultimi anni un ruolo importante anche per la sicurezza alimentare dell'uomo. I vari componenti delle diossine differiscono molto per persistenza e tossicità, per cui dei 75 congeneri possibili solo alcuni sono importanti dal punto di vista tossicologico. Il più tossico è la 2,3,7,8-tetraclorodibenzo-p-diossina (2,3,7,8-TCDD). Esistono altri contaminanti che presentano un'azione tossica simile a quella della diossina e per questo sono chiamati diossino-simili: fra questi, di interesse per la popolazione europea, vi sono i policlorodibenzofurani (PCDF), i policloronafaleni (PCN), i polibromodifenilietere (PBDE), conosciuti anche come "ritardanti di fiamma", e i policlorobifenili (PCB). Negli organismi dei mari italiani questi POPs sono stati ritrovati negli anni '80-'90 in concentrazioni talvolta anche elevate (Focardi *et al.*, 1983; Renzoni *et al.*, 1986; Corsolini *et al.*, 1995; Corsolini *et al.*, 2000) e tali da causare, con l'alimentazione, rischi anche per la salute dell'uomo.

Effetti tossici dei POPs

I PCB sono certamente i contaminanti più diffusi nell'ambiente marino e gli elementi più importanti che ne determinano lo stesso meccanismo di azione della 2,3,7,8-TCDD mediato dal recettore Ah (Aryl Hydrocarbon Receptor, AhR), sono le dimensioni molecolari e la conformazione planare dei vari congeneri. Queste caratteristiche strutturali dipendono dal numero di atomi di cloro e soprattutto dalle loro posizioni (*ortho*, *meta* e *para*) nella molecola del bifenile (figura 11.13). Ed è proprio questa somiglianza strutturale a far sì che i PCB coplanari agiscano, a livello cellu-

lare, in maniera simile alla 2,3,7,8-TCDD. Questi POPs diossino-simili penetrano nella membrana plasmatica per diffusione passiva e, nel citoplasma, si legano al recettore Ah (figura 11.14) con alta affinità. Una volta legato, l'insieme TCDD/Ah subisce una serie di trasformazioni che comportano il rilascio di Hsp90 (*Heat shock protein* da 90 kDa) e acquista la capacità di penetrare nel nucleo legandosi ad una proteina nucleare, chiamata ARNT (*Ah Receptor Nuclear Translocator*). Il complesso possiede una elevata affinità per alcune sequenze di DNA, le DRE (*Dioxin Responsive Elements*), situate nelle adiacenze del gene CYP1A1 che regola la sintesi del citocromo P-450 e, conseguentemente, l'attività della monossigenasi AHH (*Aryl Hydrocarbon Hydroxylase*).

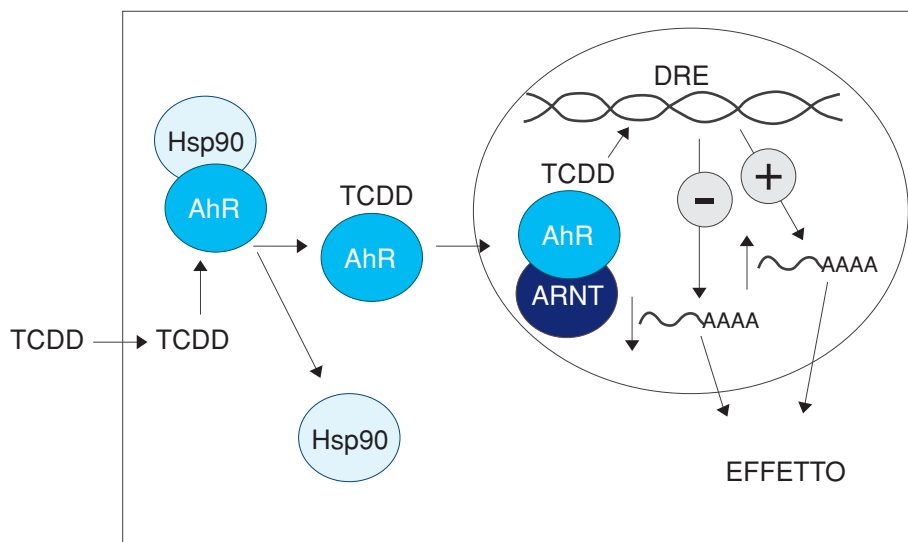


Figura 11.14 - Meccanismo d'azione della TCDD - Il recettore Ah (*Aryl Hydrocarbon*) si lega alla diossina, producendo una risposta immediata (Hsp90) e, dopo penetrazione nel nucleo, una risposta più a lungo termine con produzione di attività monossigenasica.

L'esposizione a diossine e composti correlati può produrre, a vari livelli, effetti negativi sugli organismi. Sono stati riportati effetti principalmente sul sistema immunitario, sul fegato e sul sistema endocrino. Studi condotti su topi, conigli, bovini, scimmie e sull'uomo evidenziano alterazioni a carico del sistema immunitario indotte da diossine anche a dosi molto limitate. La diossine sembrano ridurre direttamente la popolazione di linfociti B, mentre i linfociti T verrebbero danneggiati attraverso effetti indotti sul sistema endocrino. Diossine e composti diossino-simili sono in grado di interferire con l'azione di glucocorticoidi, ormoni sessuali, tiroxina, ormone della crescita e prolattina. L'azione delle diossine risulta particolarmente dannosa durante lo sviluppo fetale, al momento della differenziazione tissutale del sistema immunitario, determinando alterazioni sia in senso immunodepressivo che ipersensibilizzante. Non è stata evidenziata una soglia al di sotto della quale la diossina perda la propria immunotossicità: anche dosaggi estremamente bassi risultano in grado di alterare la funzionalità immunitaria. Il timo è uno degli organi più sensibili in assoluto all'azione della diossina: benchè esistano differenze di specie, il tessuto linfoide rappresenta un bersaglio molto sensibile in tutti gli animali studiati. Le lesioni al timo sono dirette, a carico dei timociti immaturi (linfociti della corticale), la cui evoluzione a linfociti T immunocompetenti viene bloccata; il recettore Ah è particolarmente abbondante nelle cellule epiteliali della corticale, fatto che sembra giustificare la particolare

sensibilità del timo alla diossina. L'esposizione cronica subletale alla TCDD provoca un accumulo di porfirine nel fegato e un incremento dell'escrezione urinaria di queste sostanze. Nei casi più gravi, l'accumulo di porfirine si estende anche alla milza e ai reni.

Altri importanti effetti delle diossine e dei POPs diossino-simili avvengono a livello del sistema endocrino; tali contaminanti vengono infatti classificati tra i modulatori endocrini, termine che indica "un agente esogeno che interferisce con produzione, rilascio, trasporto, metabolizzazione, legame, azione o eliminazione di ormoni naturali nel corpo, responsabili del mantenimento dell'omeostasi e della regolazione dei processi riproduttivi e di sviluppo".

Le diossine possono determinare effetti a volte estrogenici, a volte anti-estrogenici, a seconda del tessuto o dell'organo interessato, attraverso il legame con il recettore Ah. Negli animali da laboratorio, l'esposizione a basse dosi di TCDD è in grado di inibire gli effetti degli estrogeni a livello di ghiandola mammaria, mentre dosi più elevate durante la gravidanza inducono effetti demascolinizzanti nella prole maschile, con modalità simili a quanto osservato somministrando estrogeni sintetici. La TCDD possiede una notevole attività perturbante nei confronti della tiroide, specialmente in animali giovani: l'induzione enzimatica a livello epatico da essa determinata sembra portare ad una prematura degradazione dell'ormone tiroideo T4, con conseguente iperstimolazione della tiroide da parte dell'ipofisi, fino alle estreme conseguenze dell'induzione neoplastica. La TCDD appare infine coinvolta anche nel meccanismo di accumulo della vitamina A: molti degli effetti riscontrati negli animali in seguito all'esposizione a diossina sono sovrapponibili a quelli tipici conseguenti ad una carenza di vitamina A nella dieta (ritardo nell'accrescimento, cheratosi, lesioni epiteliali, immunosoppressione, ipofertilità e problemi teratologici).

Toxic Equivalency Factors (TEFs)

Nelle varie matrici, diossine e POPs diossino-simili non vengono rilevati come singoli composti, ma come miscele complesse; inoltre non tutti i congeneri sono tossici o lo sono alla stessa maniera. Per permettere il confronto dei dati di esposizione i risultati analitici vengono espressi come Fattori di Equivalenza Tossica, (*Toxic Equivalency Factors*, TEF), che fanno riferimento al più potente membro di questa famiglia, la 2,3,7,8-TCDD. Questo approccio si basa sul confronto del meccanismo di azione mediato dal recettore e sull'interazione, stereoselettiva, xenobiotico-recettore che trova fondamento nel principio dell'esistenza di una relazione struttura-attività (*Structure-Activity Relationship*, SAR) per ciascun composto tossico. Il loro utilizzo ha permesso quindi la determinazione della tossicità relativa dei POPs. I TEF vengono calcolati confrontando l'affinità di legame dei vari composti organoclorurati per il recettore Ah, rispetto a quella della 2,3,7,8-TCDD, considerando l'affinità di questa molecola come il valore 1 di riferimento. Moltiplicando la concentrazione dei singoli congeneri per il relativo fattore equivalente (TEF), è possibile calcolare i tossici equivalenti espressi come "diossine-equivalenti" o 2,3,7,8-TCDD Equivalenti (TEQ) (Safe, 1990), usando la seguente equazione:

$$\text{TEQ} = (\text{PCDDi} \times \text{TEFi}) + (\text{PCDFi} \times \text{TEFi}) + (\text{PCBi} \times \text{TEFi})$$

Per i TEF sono stati proposti vari schemi; fino a poco tempo fa lo schema più utilizzato era quello degli International TEFs (I-TEFs) (NATO/CCMS, 1988) per PCDDs e PCDFs e i WHO-ECEH (European Centre for Environment and Health of the World Health Organization) per i PCBs (PCB-TEFs, Ahlborg *et al.*, 1994) (tabella 11.3). Nel giugno 1997, il WHO-ECEH e l'International Programme on Chemical Safety (IPCS) organizzarono un *meeting* internazionale a Stoccolma in cui furono stabiliti i TEFs per PCDDs, PCDFs e PCBs diossino simili per la valutazione del rischio sia per l'uomo (WHO-TEFs, tabella 11.3) che per pesci e uccelli (Van den Berg *et al.*, 1998).

A seconda del modello usato, è possibile avere risultati diversi nei valori dei TEQ a causa delle differenze riportate per i TEFs di alcuni congeneri (tabella 11.3). Ad esempio nei campioni umani, i TEQ delle diossine basati sul modello WHO-TEFs sono all'incirca 10-20% più elevati di quelli basati sul modello I-TEFs della NATO/CCMS.

Tabella 11.3 - I TEFs più utilizzati per PCDD, PCDF e PCB.

PCDDs e PCDFs	I-TEF (NATO/CCMS, 1988)	WHO-TEF (Van den Berg <i>et al.</i>, 1998)
2,3,7,8-TCDD	1	1
1,2,3,7,8-PnCDD	0,5	1
1,2,3,4,7,8-HxCDD	0,1	0,1
1,2,3,6,7,8-Hx-CDD	0,1	0,1
1,2,3,7,8,9-Hx-CDD	0,1	0,1
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	0,01	0,01
OCDD	0,001	0,0001
2,3,7,8-TCDF	0,1	0,1
1,2,3,7,8-PnCDF	0,05	0,05
2,3,4,7,8-PnCDF	0,5	0,5
1,2,3,4,7,8-HxCDF	0,1	0,1
1,2,3,6,7,8-HxCDF	0,1	0,1
1,2,3,7,8,9-HxCDF	0,1	0,1
2,3,4,6,7,8-HxCDF	0,1	0,1
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	0,01	0,01
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	0,01	0,01
OCDF	0,001	0,0001

PCBs (numero IUPAC)	PCB-TEF (Ahlborg <i>et al.</i>, 1994)	WHO-TEF (Van den Berg <i>et al.</i>, 1998)
PCBs non-ortho		
3,3',4,4'-TCB (77)	0,0005	0,0001
3,4,4',5-TCB (81)	-	0,0001
3,3',4,4',5-PnCB (126)	0,1	0,1
3,3',4,4',5,5'-HxCB (169)	0,01	0,01
PCBs mono-ortho		
2,3,3',4,4'-PnCB (105)	0,0001	0,0001
2,3,4,4',5-PnCB (114)	0,0005	0,0005
2,3',4,4',5-PnCB (118)	0,0001	0,0001
2,3,4,4',5-PnCB (123)	0,0001	0,0001
2,3,3',4,4',5-HxCB (156)	0,0005	0,0005
2,3,3',4,4',5'-HxCB (157)	0,0005	0,0005
2,3',4,4',5,5'-HxCB (167)	0,00001	0,00001
2,3,3',4,4',5,5'-HpCB (189)	0,0001	0,0001
PCBs di-ortho		
2,2',3,3',4,4',5-HpCB (170)	0,0001	-
2,2',3,4,4',5,5'-HpCB (180)	0,00001	-

Abbreviazioni: PnCDD, pentaclorodibenzo-p-diosina; HxCDD, esaclorodibenzo-p-diosina; HpCDD, eptaclorodibenzo-p-diosina; OCDD, octaclorodibenzo-p-diosina; PnCDF, pentaclorodibenzofurano; HxCDF, esaclorodibenzofurano; HpCDF, eptaclorodibenzofurano; OCDF, octaclorodibenzofurano; TCB, tetraclorobifenile; PnCB, pentaclorobifenile; HxCB, esaclorobifenile; HpCB, eptaclorobifenile.

Determinazione della TWI della 2,3,7,8-TCDD e dei composti diossino simili per l'uomo

I lavori del Scientific Committee on Food della Commissione europea (SCF, 2001) hanno portato a determinare la *Tolerable Weekly Intake* (TWI) delle diossine e dei composti diossino simili per l'uomo, considerando appropriata una TWI pari a 14 pg di 2,3,7,8-TCDD/kg peso corporeo.

Valutazione del rischio in Italia

I fattori che contribuiscono maggiormente alla esposizione alla diossina e ai composti diossino-simili nella dieta media giornaliera in Europa, sembrano essere il latte e i latticini (in percentuali variabili dal 16 al 39%), la carne e suoi derivati (6-32%), il pesce e i suoi derivati (11-63%). Altri prodotti, specialmente di origine vegetale come gli ortaggi, i cereali e la frutta contribuiscono per circa il 6-26% (tabella 11.4).

Tabella 11.4 - Sintesi delle concentrazioni di PCDD, PCDF e PCB diossino-simili negli alimenti in Europa a partire dal 1995. La media e il range sono ricavati dal database EU SCOOP, del giugno 2000. Le concentrazioni sono espresse in pg TEQ/g, su base lipidica, eccetto per i cereali, frutti e vegetali (pg TEQ/g, peso fresco).

Alimenti	PCDDs + PCDFs		Diossine - PCBs	
	(<X>)	Intervallo	(<X>)	Intervallo
<i>Cereali e derivati</i>	0,019	0,010-0,020	0,110	-
Uova	1,19	0,460-7,32	-	0,440-1,45
Pesci e derivati	9,80	0,125-225	30,7	1,61-168
- Pesce selvatico (marino e d'acqua dolce)	9,92	0,125-225	35,3	1,61-168
- Pesce d'acqua dolce (allevato)	8,84	2,33-27,9	19,6	9,92-39,7
Frutta e verdura	0,029	0,004-0,090	-	0,030-0,120
Carne e derivati	0,525	0,130-3,80	0,674	0,090-3,15
- Pollame	0,524	0,370-1,40	-	0,590-0,700
- Carni bovine	0,681	0,380-1,10	0,914	0,860-1,08
- Maiale	0,258	0,130-3,80	-	0,090-0,810
- Selvaggina	1,81	0,970-1,97	3,15	-
- Altri: fegato	2,27	0,950-3,29	-	0,270-1,65
carni miste	0,540	0,270-0,760	0,430	-
<i>Latte e derivati</i>	0,882	0,260-3,57	1,07	0,230-1,80
- Latte	0,972	0,260-3,57	1,25	0,230-1,80
- Altri	0,612	0,300-1,50	0,564	0,380-0,780

Nei prodotti alimentari italiani i livelli di diossine sono generalmente molto contenuti e la maggior parte del contributo ai TEQ è determinato dai PCB diossino simili (tabella 11.5).

Tabella 11.5 - Range dei valori medi di PCBs, Diossine e WHO TEQs, da uno studio attualmente in corso (Focardi, com. pers.), finalizzato alla valutazione della qualità dei prodotti alimentari nella provincia di Siena, finanziato dalla Fondazione del Monte dei Paschi di Siena.

Tipo di alimento	PCBs (ng/g p.f.)	Diossine (pg/g p.f.)	WHO TEQs (pg/g p.f.)
Carne	15 - 220	< 0,1	0,02 - 0,35
Uova	10 - 120	< 0,1	0,03 - 0,20
Latte, Formaggi	5 - 250	< 0,1	0,06 - 0,50
Cereali	2 - 50	< 0,1	< 0,01
Prodotti ittici	66 - 1.250	< 0,1 - 2	0,10 - 1,45

I valori più elevati sono quelli dei prodotti ittici e questo ha comportato anche allarmi, che comunque, tranne alcune eccezioni, sono da considerare ingiustificati. Uno studio recente infatti (tabella 11.6), mostra come la maggior parte dei risultati ottenuti per prodotti ittici italiani sia al di sotto di 1 pg/g p.f. di WHO TEQs; solo nel tonno e nel pesce spada si supera questo livello.

Tabella 11.6 - Range dei valori medi da uno studio effettuato in 6 aree diverse dei mari italiani e in tre impianti di acquacoltura (Focardi, com. pers.).

Specie	PCBs (ng/g p.f.)	WHO TEQs (pg/g p.f.)
Nasello	121 - 880	0,20 - 0,70
Triglia	101 - 808	0,20 - 0,50
Sardina	262 - 960	0,16 - 0,99
Polpo	66 - 241	0,08 - 0,45
Scampo	72 - 374	0,10 - 0,30
Orata (acquacoltura)	171 - 419	0,10 - 0,65
Spigola (acquacoltura)	120 - 360	0,20 - 0,46
Tonno	290 - 1.660	0,99 - 2,07
Pesce spada	350 - 745	1,47 - 1,66

In considerazione della TWI di 14 pg WHO TEQ/kg di peso corporeo per questi composti, i dati delle tabelle 3 e 4 portano alle seguenti considerazioni. I risultati relativi ai TEQ totali mostrano valori generalmente compresi tra 0,1 e 1 pg/g peso fresco, che corrispondono, con una dieta settimanale di 1.000 g di muscolo (o di prodotto fresco), ad una assunzione giornaliera posta generalmente al di sotto, o ai limiti inferiori, di quella considerata “di rischio” per l'uomo (tabella 11.7). Esistono comunque casi in cui occorre avere una attenzione particolare, in quanto si osservano variazioni anche notevoli a seconda della specie e della località di cattura della stessa.

Tabella 11.7 - Assunzione di TEQ secondo i valori delle tabelle 4 e 5. Il TWI (*Tolerable Weekly Intake*) è stato calcolato sulla base di 14 pg/kg di peso corporeo (SCF, 2001).

Tipo di alimento	WHO TEQs (pg/g p.f.)	WHO TEQs (pg) assunti con 1 kg di prodotto	TWI per una donna di 50 kg	TWI per un uomo di 80 kg
Carne	0,02 - 0,35	20 - 350		
Uova	0,03 - 0,20	30 - 200		
Latte, Formaggi	0,06 - 0,50	60 - 500		
Cereali	< 0,01	< 10		
Prodotti ittici				
Nasello	0,20 - 0,70	200 - 700		
Triglia	0,20 - 0,50	200 - 500		
Sardina	0,16 - 0,99	160 - 990	700 pg	1.120 pg
Polpo	0,08 - 0,45	80 - 450		
Scampo	0,10 - 0,30	100 - 300		
Orata (acquacoltura)	0,10 - 0,65	100 - 650		
Spigola (acquacoltura)	0,20 - 0,46	200 - 460		
Tonno	0,99 - 2,07	990 - 2.070		
Pesce spada	1,47 - 1,66	1.470 - 1.660		

Conclusioni

Il mare è purtroppo il deposito finale della maggior parte dei contaminanti prodotti e utilizzati anche nell'ambiente terrestre e l'uomo solo da poco ha iniziato a considerare questo aspetto e a comprendere la reale importanza di questo ecosistema, non solo dal punto di vista economico. Pesca e turismo sono infatti due settori fondamentali della nostra economia che subiscono gli effetti negativi della scarsa qualità dell'ambiente marino; questo non è però il solo problema legato alla qualità ambientale marina, in quanto oggi sappiamo anche che l'alimentazione con prodotti fortemente contaminati può causare danni alla salute dell'uomo.

Gli studi più recenti indicano come molti contaminanti persistenti si stiano spostando dai luoghi di immissione e uso ad opera del trasporto atmosferico per depositarsi nel mare, negli oceani e nelle aree remote. Oggi sappiamo che una gran parte dei PCBs fino ad ora utilizzati (milioni di tonnellate di principi attivi) si trova nei sedimenti costieri e profondi dei nostri mari, per cui l'ambiente marino rappresenta una sorgente continua di questi contaminanti, costituendo un rischio per alcune specie e per la salute umana.

Cosa dobbiamo fare per contrastare questo pericolo? Credo che si debba ragionare su due scale temporali con azioni da realizzare a breve e a lungo termine. A breve termine, nell'ordine di cinque-dieci anni, occorre sviluppare le conoscenze sullo stato di qualità dell'ambiente marino sia per quanto riguarda le aree costiere, ma anche e soprattutto per le aree profonde, ad oggi poco conosciute. A lungo termine occorrerà prendere misure concrete per impedire l'inquinamento dei nostri mari e per disinquinare le zone che risulteranno più critiche. Tutto questo permetterà di proteggere l'ecosistema, ma anche importanti attività economiche e, fatto questo non trascurabile, la salute dell'uomo.

Bibliografia

- Ahlborg U.G., Becking G.C., Birnbaum L.S., Brouwer A., Derks H.J.G.M., Feeley M., Golor G., Hanberg A., Larsen J.C., Liem A.K.D., Safe S.H., Schlatter C., Wærn F., Younes M., Yrjänheikki E. (1994) - Toxic equivalency factors for dioxin-like PCBs. *Chemosphere*, 28: 1049-1067.
- Corsolini S., Focardi S., Kannan K., Tanabe S., Borrell A., Tatsukawa R. (1995) - Congener profile and toxicity assessment of polychlorinated biphenyls in dolphins, sharks and tuna fish from Italian coastal waters. *Mar. Environ Res.*, 40: 33-53.
- Corsolini S., Aurigi S., Focardi S. (2000) - Presence of polychlorobiphenyls (PCBs) and coplanar congeners in the tissues of the Mediterranean loggerhead turtle *Caretta caretta*. *Mar. Pollut. Bull.*, 40: 952-960.
- Focardi S., Bacci E., Leonzio C., Crisetig C. (1983) - Chlorinated hydrocarbons in marine animals from the Northern Tyrrhenian Sea (N.W. Mediterranean). *Thalassia Jugosl.*, 20: 37-43.
- NATO/CCMS (1988) - *International toxicity equivalency factors (I-TEF) method of risk assessments for complex mixtures of dioxins and related compounds*. Committee on the Challenges of Modern Society, North Atlantic Treaty Organization, Brussels, Report no. 176.
- Renzoni A., Focardi S., Fossi C., Leonzio C., Mayol J. (1986) - Comparison between concentration of mercury and other contaminants in eggs and tissues of adults of Cory's Shearwater (*Calonectris diomedea*) collected on Atlantic and Mediterranean islands. *Environ. Pollut.*, Ser. A, 40: 17-35.
- Safe S. (1990) - Polychlorinated biphenyls (PCBs), dibenzo-p-dioxins (PCDDs), dibenzofurans (PCDFs), and related compounds: environmental and mechanistic considerations which support the development of toxic equivalency factors (TEFs). *CRC Crit. Rev. Toxicol.*, 21: 51-88.
- Scientific Committee on Food (2001) - Opinion of the SCF on the risk assessment of dioxins and dioxin-like PCBs in Food. Adopted on 30 May 2001. European Commission, Brussels. http://europa.eu.int/comm/food/fs/sc/scf/out90_en.pdf.
- Van den Berg M., Birnbaum L., Bosveld B.T.C., Brunström B., Cook P., Feeley M., Giesy J.P., Hanberg A., Hasegawa R., Kennedy S.W., Kubiak T., Larsen J.C., van Leeuwen F.X.R., Liem A.K.D., Nolt C., Peterson R.E., Poellinger L., Safe S., Schrenck D., Tillitt D., Tysklind M., Younes M., Wærn F., Zacharewski T. (1998) - Toxic Equivalency Factors (TEFs) for PCBs, PCDDs, PCDFs for Humans and for Wildlife. *Environ. Health Perspect.*, 106(12): 775 pp.
- Wania I., Mackay D. (1996) - Tracking the distribution of persistent organic pollutants. *Environ. Sci. Technol.*, 30: 390-396.
- WHO (1998) - Executive summary. Assessment of the health risk of dioxins: re-evaluation of the Tolerable Daily Intake (TDI). WHO Consultation. WHO European Centre for Environmental Health and International Programme on Chemical Safety. World Health Organization, Geneva.

11.3 Aree marine protette

Casola E.

Inquadramento della tematica

L'istituzione di aree marine protette ha assunto negli anni un progressivo rilievo per la maggiore integrazione fra dinamiche produttive e ambientali. Questa integrazione è motivata dall'attesa di benefici che riguardano la conservazione degli ecosistemi, la gestione sostenibile delle risorse ittiche oggetto di pesca professionale e lo sviluppo di attività turistico-ricreative.

L'efficacia di questo sistema nella conservazione dell'ambiente marino e nella protezione delle risorse pescabili dal sovrasfruttamento è stata più volte dimostrata (Jennings, 2001; Planes *et al.*, 2000; García Charton e Pérez Rusafa, 1999).

In particolare, le AMP sono spesso presentate come uno strumento innovativo per il controllo del sovrasfruttamento delle risorse marine (Ami *et al.*, 2005). Addirittura Lauck *et al.* (1998) arrivano ad affermare che le AMP rappresentano un mezzo per la applicazione del principio precauzionale nella gestione della pesca.

Studi teorici hanno individuato benefici economici alla pesca professionale sulla base di assunti biologici che prevedono l'aumento delle abbondanze e delle taglie medie delle specie di interesse commerciale (Arnason, 2001). Infatti, esistono alcune evidenze teoriche di una relazione fra presenza di AMP e caratteristiche delle popolazioni ittiche, che si esprime in termini di aumento

della biomassa totale e di strutture demografiche meno pesantemente condizionate dallo sforzo di pesca (Boudouresque e Francour, 1992; Buxton e Smale, 1989).

Queste variazioni possono interessare tutte le specie, ma è stato osservato che quelle al vertice della rete trofica possono mostrare una risposta più evidente (Roberts e Polunin, 1991).

Gli effetti non sono ipotizzabili soltanto all'interno delle AMP, ma riverberano anche oltre i margini delle stesse, almeno entro un ambito tale da rendere significativo ciò che è noto come spillover, cioè esportazione di individui adulti dalle aree protette verso quelle circostanti (Russ e Alcalá, 1996).

I valori medi più elevati di densità, biomassa, taglia media degli organismi e diversità nelle riserve si raggiungono in un periodo di tempo breve (1–3 anni) e sono congruenti tra riserve di varie età (fino a 40 anni). Il fatto che le risposte biologiche nelle riserve marine sembrano svilupparsi in breve tempo può facilitare il loro uso nella gestione delle risorse marine (Halpern e Warner, 2002). Tuttavia, i dati di campo mostrano che gli effetti positivi delle AMP sulle comunità di pescatori non sempre si avvertono a breve termine e nelle prime fasi dall'istituzione delle aree protette difficilmente si constata l'immediata accettazione delle nuove regole da parte degli stessi operatori. In casi più consolidati si osserva, invece, l'inserimento delle comunità di pescatori nel sistema dell'AMP, dove i vincoli sono trasformati in opportunità operative. Questo perché il livello di tutela necessario a garantire il corretto funzionamento delle aree protette ha indiscutibilmente a breve termine un impatto negativo sulle attività legate allo sfruttamento delle risorse marine, in quanto superfici più o meno estese sono sottratte *in toto* o in parte alla fruizione da parte delle categorie interessate. Ciò è particolarmente vero per coloro che possiedono imbarcazioni non concepite per effettuare spostamenti tali da raggiungere zone di pesca alternative. D'altra parte, la stessa presenza di aree di tutela può esercitare un influsso positivo anche su alcune attività, prima fra tutte la piccola pesca artigianale.

Si può affermare che il successo di un'AMP dipende dal livello di coinvolgimento locale, che deve essere manifestato sia nella fase istitutiva che in quella gestionale; questo, a sua volta, dipende dall'opera di sensibilizzazione, che deve essere seguita con cura particolare fin dall'inizio delle attività.

Nel contesto mediterraneo, i dati di valutazione dell'effetto dell'istituzione di un AMP sulla risorsa sono esigui (Willis *et al.*, 2003; Juanes, 2001).

Le ricerche che il Consorzio Unimar porta avanti dal 2001 sui rapporti tra AMP e pesca rendono possibile comporre un quadro conoscitivo in grado di fotografare la situazione attuale e di valutare gli effetti prodotti dall'istituzione di regimi di protezione sulle attività di pesca professionale.

Dai dati disponibili è emerso che la maggior parte dei pescatori ritiene che l'istituzione delle AMP non abbia un effetto significativo sulle attività di pesca e che, pur considerando potenzialmente utile l'AMP per la conservazione della risorsa, non ha, in generale, osservato particolari effetti positivi sulle rese di pesca in seguito all'istituzione dell'AMP.

Le Aree Marine Protette in Italia

Relativamente agli spazi marini, l'esigenza di una loro specifica tutela, attraverso l'istituzione di aree protette, è sorta nel contesto internazionale negli anni settanta. Infatti, a quel periodo risalgono gli strumenti internazionali che rivolgono attenzione alle problematiche dell'inquinamento marino, con la individuazione di azioni volte alla preservazione del mare.

Ricordiamo la Convenzione sul Diritto del Mare, firmata a Montego Bay nel 1982, dopo 10 anni di

trattative. Il suo art. 194 prevede in capo agli Stati membri, un obbligo di tutela degli spazi marini con individuazione e istituzione di aree protette. Il concetto delle aree da tutelare si è evoluto fino alla definizione data dalla International Union for Conservation of Nature and Natural Resources (IUCN): “aree costiere e marine dedicate al mantenimento e alla protezione della diversità biologica e delle risorse naturali, culturali e sociali ad esse connesse, e per tali motivi gestite e protette con interventi istituzionali e con qualsiasi altro mezzo legale che consenta di ottenere questi scopi” (Keller e Kenchington, 1992).

Le funzioni più importanti delle aree protette marine possono essere così riassunte:

- protezione dei valori biologici ed ecologici, che è lo scopo principale dell’istituzione di un’area protetta marina, e comprende il mantenimento della diversità biologica, attraverso la protezione di specie, sottospecie e varietà, siano stanziali o migratrici, commerciali o non commerciali, minacciate o comuni, animali o piante; delle aree di riproduzione, specialmente per specie minacciate o commerciali; delle aree di alta produttività biologica; dei processi ecologici;
- ripristino, mantenimento e incremento dei valori biologici ed ecologici che sono stati ridotti o comunque perturbati da attività umane;
- promozione dell’uso sostenibile delle risorse, con speciale riguardo a quelle che sono state sovra o sottoutilizzate;
- monitoraggio, ricerca, educazione e addestramento, per approfondire le conoscenze sull’ambiente marino costiero;
- forme di ricreazione e turismo ecocompatibili.

In ambito nazionale, con l’adozione della l. 979/1982 sulla difesa del mare, l’Italia ha provveduto a conformarsi alle istanze internazionali per la protezione dell’ambiente marino e la prevenzione di effetti dannosi alle risorse del mare.

Attualmente la legislazione italiana (legge quadro sulle aree protette n. 394/1991 e successive modificazioni e integrazioni) definisce le Aree Marine Protette “costituite da ambienti marini, dati dalle acque, dai fondali e dai tratti di costa prospicienti, che presentano un rilevante interesse per le caratteristiche naturali, geomorfologiche, fisiche, biochimiche con particolare riguardo alla flora e alla fauna marine e costiere e per l’importanza scientifica, ecologica, culturale, educativa ed economica che rivestono”.

Inquadramento geografico

In Italia, ad oggi, sono state istituite 27 AMP, oltre a 2 parchi sommersi, quello di Baia e Gaiola e il Santuario dei mammiferi marini (figura 11.15).

Le AMP italiane hanno un’estensione estremamente variabile, che va dai 30 ha di Miramare ai circa 54.000 delle Isole Egadi.

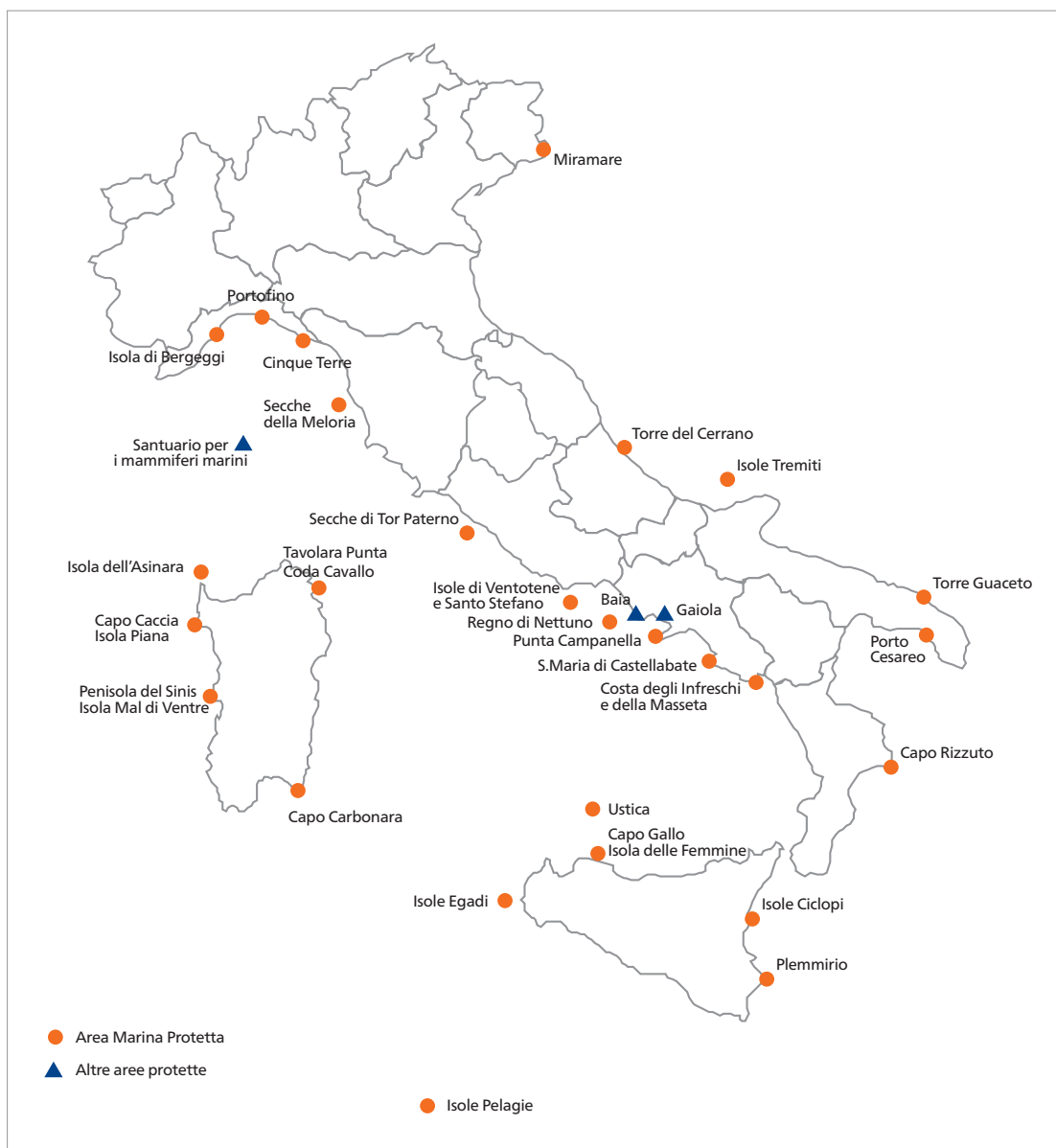


Figura 11.15 - Le AMP istituite (fonte www.minambiente.it).

In generale, ogni area marina protetta è divisibile in almeno tre zone con differenti regimi di protezione e attività consentite, in particolare in riferimento alla pesca professionale:

- la **Zona A**, di riserva integrale, corrisponde alla zona centrale, che comprende il settore più importante ai fini della protezione poiché con i più alti valori ai fini conservativi. In tutte le AMP nella zona A è vietata ogni attività di pesca professionale, oltre che ogni altra attività di prelievo e/o di utilizzo delle risorse. In essa in genere sono permesse le sole attività di soccorso, di sorveglianza e servizio, oltre alle attività di ricerca scientifica debitamente autorizzate;

- la **Zona B**, di riserva parziale, limitrofa alla zona centrale, dove sono consentite alcune attività, opportunamente regolamentate dal competente soggetto gestore dell'area marina protetta, tra cui la pesca professionale e la navigazione dei natanti e delle imbarcazioni a velocità moderata. In media tale zona rappresenta il 16 % in superficie delle AMP istituite;
- la **Zona C**, di riserva generale (zona cuscinetto), separa la zona protetta dall'esterno, in modo da compiere un'azione di controllo delle attività che in qualche modo possano incidere negativamente sulle due precedenti zone. In essa è consentita la navigazione da diporto, l'accesso a motore a velocità ridotta, la pesca professionale e la pesca sportiva opportunamente regolamentata. In media tale zona rappresenta il 41,6 % in superficie delle AMP istituite.

Nelle Zone B e C (nonché nella Zona D per le Isole Egadi), nel rispetto delle caratteristiche dell'ambiente dell'area marina protetta e delle sue finalità istitutive, è generalmente consentito l'esercizio della pesca professionale ai soggetti che possiedono particolari requisiti e secondo precise modalità.

A tal proposito va considerato che lo spirito dell'intero corpo legislativo riconosce il permanere dei diritti soggettivi solo per quei sistemi di pesca professionale ad elevata selettività e a basso impatto ambientale, che possono essere riassunti nel sistema definito dal d.m. 26 luglio 1995 (Disciplina del rilascio delle licenze di pesca) come appartenenti alla piccola pesca artigianale.

Rapporti normativi tra AMP e pesca professionale

I rapporti tra la pesca e la politica di conservazione dell'ambiente marino attraverso lo strumento delle AMP sono sicuramente complessi.

In primo luogo va inteso che l'istituzione di una AMP, con relativa interdizione delle attività di pesca in porzioni di mare di particolari compartimenti, determina per i pescatori locali un'oggettiva riduzione della propria area di attività.

Da tale presupposto deriva che l'istituzione di un'area protetta comporta comunque una limitazione del diritto di pesca e della posizione di interesse legittimo dei pescatori con regolare licenza per lo svolgimento della pesca professionale.

In particolare, per quanto riguarda la pesca artigianale o piccola pesca (direttamente interessata dall'istituzione delle AMP in quanto operante prevalentemente all'interno della fascia costiera), tale interdizione è di non lieve impatto: in Italia infatti la pesca artigianale consente ai pescatori di svolgere la propria attività nel compartimento di iscrizione dell'imbarcazione e nei due compartimenti immediatamente contigui (d.m. 26 luglio 1995 "Disciplina del rilascio delle licenze di pesca").

Va rilevato, a questo proposito, che le zone A, di riserva integrale, non sono particolarmente estese, rappresentando una superficie molto ristretta rispetto alla superficie dell'intera area protetta (2% come dato aggregato nazionale).

Certamente le valutazioni, basate unicamente sul dato dell'estensione delle zone di riserva integrale, vanno poi riferite ai singoli casi specifici.

Se le aree interdette all'attività di pesca non sono molto estese, per esempio nei casi di piccole isole e di quelle più distanti dalla costa, è evidente che le zone dove tradizionalmente si svolge l'attività con la maggior parte degli attrezzi della piccola pesca sono comunque limitate di per sé e ulteriormente ridotte dalla stessa conformazione dei fondali.

In tali casi anche una piccola riduzione delle aree di pesca può comportare una limitazione importante, soprattutto dal punto di vista della percezione immediata dei pescatori.

Alle limitazioni che l'interdizione di un'area può comportare, d'altra parte, vanno contrapposte le

considerazioni sui benefici, in termini della tutela delle risorse, delle aspettative di un quantitativo maggiore di catture a parità di sforzo di pesca nelle zone limitrofe (spill-over) e quindi della maggiore redditività dell'attività di prelievo.

Viceversa, nelle zone B e C sono generalmente consentite attività di pesca per i pescatori professionisti residenti, seppure sulla base di criteri analoghi, ma non uniformi nelle diverse aree indagate.

In generale è possibile, quindi, affermare che il legislatore ha tentato di preservare i diritti e l'attività dei pescatori professionali operanti all'interno delle aree sottoposte a regime di protezione, stabilendo dei requisiti o delle pratiche di autorizzazione che consentono di proseguire l'attività a chi già svolgeva la propria, all'interno delle aree sottoposte a regime di protezione.

I pescatori residenti o aventi barche iscritte nei porti presenti all'interno del territorio dell'AMP o le imprese con sede legale nei comuni compresi in un'area protetta finiscono per avere una sorta di esclusiva di pesca, potendo operare in condizioni di minor competizione con i pescatori delle zone limitrofe.

Certo, va evidenziato che questo significa che i pescatori residenti nelle zone limitrofe sono danneggiati, o comunque possono avere la percezione di esserlo, soprattutto nei casi in cui, prima dell'istituzione del regime di protezione, erano soliti frequentare quell'area che ora è per loro interdetta.

D'altro canto, va detto a questo proposito che la consistenza numerica di tale universo risulta piuttosto esigua se non addirittura inesistente nella maggior parte dei casi.

Inoltre, va sottolineato che le regole secondo le quali vengono preservati i diritti dei pescatori operanti nelle aree sottoposte a regime di protezione contengono un limite molto rigido nei confronti di un eventuale ricambio della categoria: non è possibile, nella gran parte delle AMP, immaginare un'entrata nel settore di nuovi addetti non già operanti alla data di istituzione.

Apparentemente, una volta usciti dall'attività di pesca i pescatori operanti, l'attività andrebbe a cessare completamente e con essa anche eventuali possibilità di avviare attività integrative come quella del pescaturismo.

Oltre alle evidenti ricadute sulle possibilità occupazionali delle aree coinvolte, tale prescrizione sembrerebbe anche in contrasto con le finalità generalmente attribuite alle aree protette quali "la promozione dello sviluppo sostenibile dell'area, con particolare riguardo alla valorizzazione delle attività tradizionali, delle culture locali, del turismo ecocompatibile e alla fruizione da parte delle categorie socialmente sensibili".

La flotta peschereccia nelle AMP

La flotta peschereccia operante all'interno delle AMP italiane, in base al censimento Unimar 2006, è composta da 1.114 imbarcazioni rappresentanti circa il 7,8% dell'intera flotta peschereccia italiana e il 16% del segmento di flotta definita piccola pesca costiera (Casola *et al.*, 2008).

Se si suddividono le AMP in base al numero di imbarcazioni presenti si può evidenziare che in cinque AMP il numero di barche è minore di dieci, in altre cinque AMP tale numero è compreso tra dieci e cinquanta, in sette AMP le barche da pesca sono in un numero compreso tra cinquanta e cento e solo in cinque AMP il loro numero è maggiore di cento.

Dimensionalmente le imbarcazioni hanno una stazza lorda abbastanza ridotta, con una TSL media pari a 5,2 e motorizzazioni di potenza limitata con una potenza motore media pari a 57 kW.

Per quanto riguarda la variazione della flotta peschereccia operante in AMP si evidenzia, dal

2001 al 2006, una tendenza all'aumento delle unità autorizzate, sia per l'istituzione di nuove AMP con un numero notevole di imbarcazioni, sia per l'aumento del numero di autorizzati (figura 11.16).

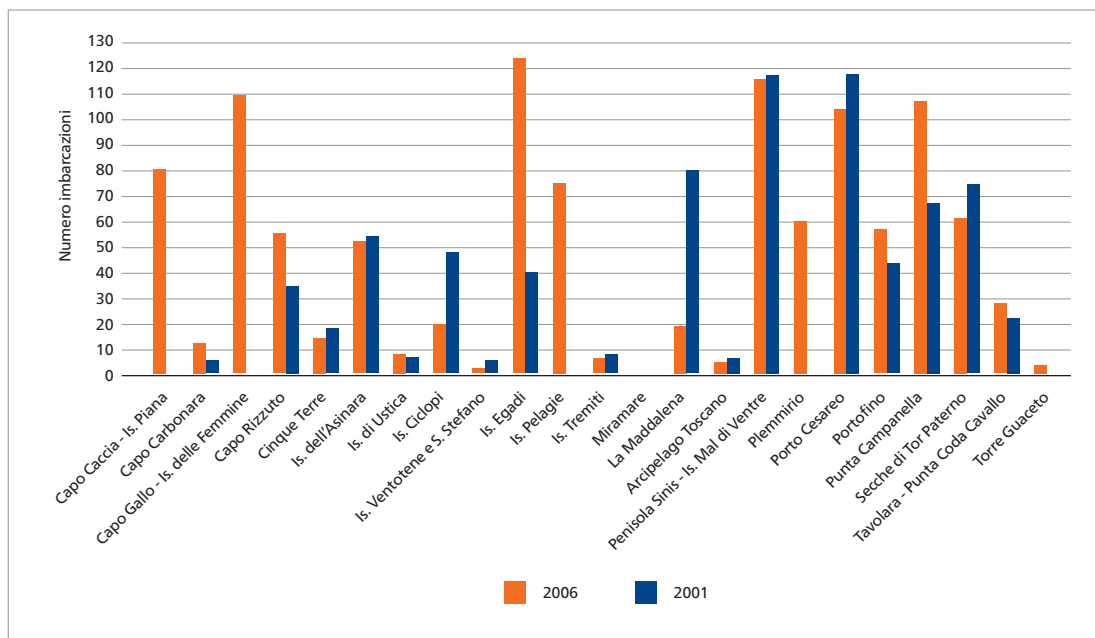


Figura 11.16 - La flotta peschereccia operante nella AMP (fonte Unimar 2006).

Un dato interessante è la superficie di mare a disposizione per ogni peschereccio, che risulta essere di 235,47 ha, dato che la superficie totale delle AMP è pari a 262.311 ha di mare.

I sistemi di pesca

L'attività di pesca che può essere svolta all'interno delle zone B e C è solo quella con gli attrezzi della piccola pesca artigianale.

Il dettato dei diversi decreti istitutivi differisce, a questo proposito, da caso a caso, lasciando in alcuni casi questa specifica all'ente di gestione designato.

Nei decreti istitutivi più recenti si è optato generalmente per la formula secondo la quale è consentita solo l'attività "con gli attrezzi della piccola pesca previsti dall'art. 19 del decreto del Ministro delle risorse agricole, alimentari e forestali, 26 luglio 1995 e con gli altri attrezzi selettivi di uso locale, compatibilmente alle esigenze di tutela dell'area".

Solo in un caso (zona D appositamente creata dell'AMP delle Isole Egadi) è tollerato l'utilizzo delle reti da traino (strascico).

Verificando i sistemi di pesca utilizzati all'interno delle AMP, i dati mostrano come il sistema posta sia quello largamente maggioritario, con ben l'83% delle imbarcazioni che lo utilizzano (figura 11.17). I dati in tale figura superano il 100% dato che più attrezzi vengono utilizzati dalle singole imbarcazioni nel corso dell'anno.

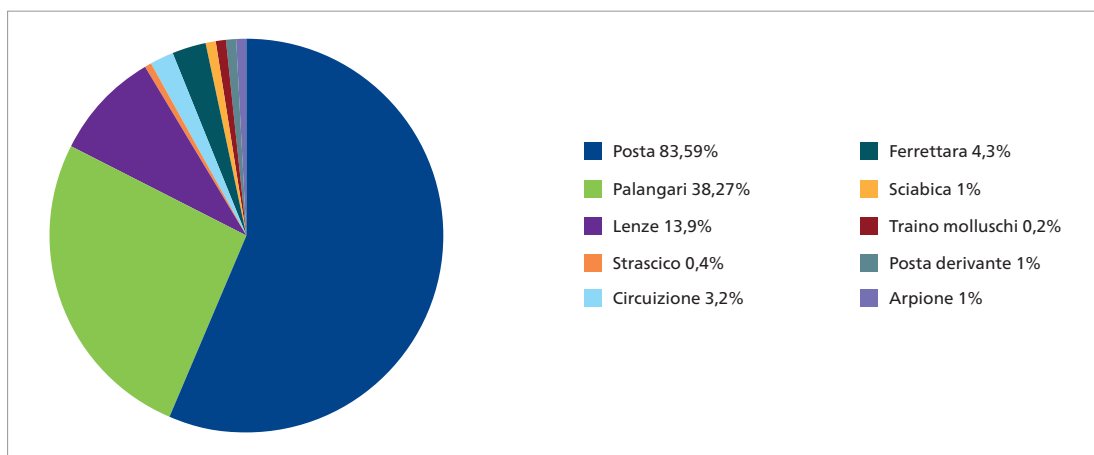


Figura 11.17 - I sistemi di pesca utilizzati nelle AMP (fonte Unimar 2006).

Le aree di pesca

In merito alle abitudini di pesca possiamo verificare che attualmente assistiamo ad una progressiva estensione delle aree di pesca all'esterno delle AMP.

In confronto con i dati inerenti le attività di pesca svolte un anno prima dell'istituzione delle AMP, che riportano che in media il 31% delle attività sono state svolte all'interno delle AMP, quelli relativi alle aree di pesca utilizzate dopo l'istituzione mostrano come in media questa percentuale sia scesa al 13% (figura 11.18).

Naturalmente, questo dato mostra differenze a seconda dell'AMP presa in considerazione, anche in funzione delle caratteristiche ambientali e di quelle legate alle possibilità di fruizione delle zone.

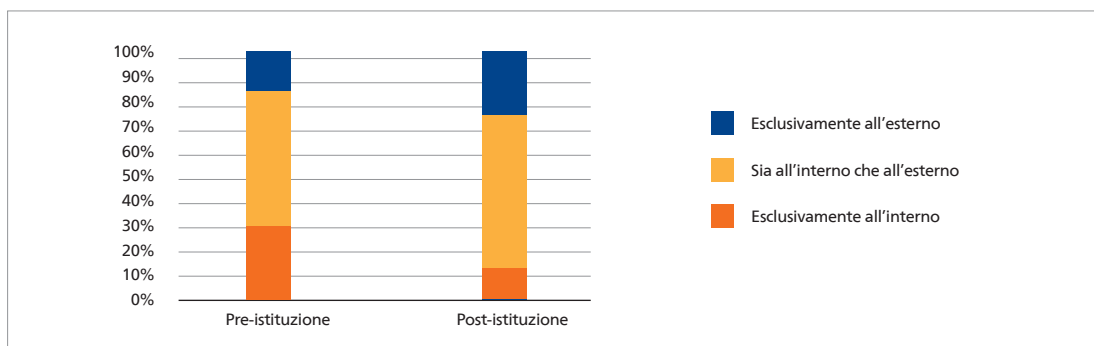


Figura 11.18 - Localizzazione attività di pesca nelle AMP (fonte Unimar 2006).

La percezione dei pescatori

Il giudizio dei pescatori sulle AMP e sugli effetti che esse provocano rappresenta una fotografia della loro percezione, utilizzabile come indicatore dell'accettazione e della condivisione che i pescatori stessi hanno maturato nei confronti della politica di protezione dell'ambiente e delle sue risorse.

A tal proposito possiamo verificare che il giudizio dei pescatori è positivo per quanto riguarda l'utilità delle misure previste dalle AMP rispetto all'obiettivo della salvaguardia delle risorse.

Va evidenziata, d'altro canto, una naturale tendenza della categoria a preferire maggior libertà possibile per quanto attiene alle aree di pesca.

In merito al grado di accettazione dei controlli riguardanti le attività di pesca nelle AMP, utilizzabile quale indice di adesione alla norma restrittiva, a livello nazionale si registra un sostanziale equilibrio tra le risposte negative e positive.

Certamente appare ancora troppo basso il numero di coloro che si dicono sufficientemente informati e tale dato è forse uno di quelli su cui è maggiormente importante riflettere e sul quale lavorare attivamente.

Da una corretta informazione deriva anche un maggior senso di coinvolgimento e sicuramente una maggiore consapevolezza e accettazione, come anche un maggior rispetto delle regole previste per la protezione delle aree.

In merito alle attività alternative intraprese dai pescatori dopo l'istituzione dell'AMP emerge la mancanza di un reale decollo delle attività integrative e purtroppo va evidenziato che, nonostante le attese, lo sviluppo del pescaturismo e dell'ittiturismo è minimo su scala nazionale e non fanno eccezione le zone comprese in AMP, dove si riteneva vi fossero condizioni ideali per lo sviluppo di tale forma di turismo.

Sotto questo aspetto l'istituzione di particolari regimi di protezione, che si pensava fungesse da volano per lo sviluppo di un turismo più consapevole e maggiormente attratto e interessato alla conoscenza dell'ambiente naturale e alle attività umane tradizionali, può registrare un bilancio abbastanza insoddisfacente.

In ogni caso ancora oggi le AMP vengono considerate uno strumento utile a garantire la salvaguardia delle risorse, anche in assenza di alcun effetto positivo sulle rese di pesca conseguente l'istituzione dell'AMP.

Le catture

La variabilità delle catture fra le diverse aree marine protette si è dimostrata alquanto ampia sia in termini di abbondanza che di assortimento specifico, fatto spiegabile in funzione delle differenze ambientali esistenti tra le AMP.

Al contrario, non sono state evidenziate differenze altrettanto evidenti fra le catture effettuate all'interno e all'esterno di ciascuna AMP.

In molte aree sono state identificate divergenze minime fra le zone di pesca interne alle AMP e quelle esterne alle AMP stesse, ma in altre si sono manifestate chiare differenze.

È interessante sottolineare come le massime differenze fra l'interno e l'esterno delle AMP siano state riscontrate laddove le differenze fisiografiche fra le due zone sono più marcate, cioè laddove quelle protette sono del tutto differenti, come terreni di pesca, da quelle non protette.

Un esempio tipico è costituito dall'AMP di Ventotene e Santo Stefano, in cui i fondali che circondano le isole sono interamente compresi nelle zone A, B e C e quindi la pesca al di fuori di esse può avvenire soltanto su fondali più profondi e caratterizzati dalla presenza di specie differenti da quelle che possono essere catturate all'interno della AMP (Casola *et al.*, 2008).

Nel caso di AMP collocate in contesti ambientali meno particolari, le differenze fra aree protette e non sono state generalmente molto meno nette (Casola *et al.*, 2008).

Ciò sembra suggerire che l'effetto delle AMP sulla piccola pesca artigianale sia modesto o nullo, almeno nella configurazione attuale con estensioni e vincoli che hanno spesso uno scarso impatto positivo sugli ecosistemi costieri.

Conclusioni

Le Aree Protette potrebbero e dovrebbero rappresentare ambiti privilegiati per sperimentare percorsi finalizzati verso uno sviluppo sociale ed economico sostenibile sotto il profilo ambientale, prima di tutto a scala locale per poi trarne esempi, insegnamenti, buone prassi da replicare in una dimensione più vasta (Marino, 2011). Da tale panorama emerge che, se la pesca professionale è parte significativa e peculiare dello strumento di conservazione costituito dalla rete delle AMP, la sua esclusione dalla gestione della stessa non ne permette un equilibrato sviluppo.

Il confronto, che in questi ultimi anni si è sviluppato tra associazioni ambientaliste e del mondo della pesca, nasce dalla forte crisi della finanza pubblica che ha sottratto risorse al finanziamento delle AMP mettendone in crisi il sistema e portando alla necessità di individuare strade alternative di sviluppo. La riduzione dei contributi statali ha messo a nudo la fragilità dei soggetti gestori, che non possono fare a meno del consenso della parte produttiva per rilanciare percorsi di sviluppo sostenibili che vedono nelle AMP ambienti privilegiati di sperimentazione.

Le proposte finora elaborate, che partono dalla riclassificazione delle aree fino a giungere al riconoscimento di un livello locale di gestione con coinvolgimento del comparto alleatico alla programmazione e alla gestione stessa, sono tutte sottese al raggiungimento di un modello di gestione partecipata del bene naturale che deve necessariamente portare tangibili benefici economici e sociali al settore della pesca professionale.

In sintesi, occorre utilizzare il fattore di crisi per riformare, rilanciare e arricchire un settore strategico per la conservazione della natura attraverso l'elaborazione di un modello responsabile e sostenibile che risolva l'attuale dipendenza da risorse finanziarie statali che attualmente tendono ad esaurirsi.

Bibliografia

- Ami D., Cartigny P., Rapaport A. (2005) - Can marine protected areas enhance both economic and biological situations? *C. R. Biologies* 328: 357-366.
- Arnason R. (2001) - Marine reserves: is there an economic justification?, in: Sumaila R. (Ed.), *Economics of Marine Protected Areas*, Fish. Center Res. Rep. 9 (8): 19-31.
- Boudouresque C.F., Francour P. (1992) - *L'effect reserve: consequences des mesures de protection sur les peuplements benthique et ichthyologiques en Mediteranee. Parchi marini del Mediterraneo. Problemi e prospettive*. Atti del 2° convegno internazionale (San Teodoro, 17-19/05/1991): 170 pp.
- Buxton C.D., Smale M.J. (1989) - Abundance and distribution patterns of three temperate marine reef fish (Teleostei: Sparidi) in exploited and unexploited areas off the southern Cape coast. *J. Appl. Ecol.*, 26(2): 441-451.
- Casola E., Lariccia M., Scardi M. (2008) - *La Pesca nelle Aree Marine Protette Italiane*. Unimar, Roma, 147 pp.
- Garcia Charton J.A., Perez Rusafa A. (1999) - Ecological heterogeneity and the evaluation of effects of marine reserves. *Fish. Res.*, 42: 1-20.
- Halpern B.S., Warner R.R. (2002) - Marine reserves have rapid and lasting effects. *Ecology Letters* 5: 361-366.
- Jennings S. (2001) - Patterns and prediction of population recovery in marine reserves. *Rev. Fish Biol Fish.*, 10: 209-231.
- Juanes F. 2001. Mediterranean marine protected areas. *Trends Ecol. Evol.*, 16: 169-170.
- Keller G., Kenchington R. (1992) - *Guidelines for establishing marine protected areas*. IUCN, Gland Switzerland: 79 pp.
- Lauck T., Clark C.W., Mangel M., Munro G.R. (1998) - Implementing the precautionary principles in fisheries management through marine reserves, *Ecol. Appl.* 8 (1): 72-78.
- Marino D. (a cura di) (2011) - *Le Aree Marine Protette italiane: stato, politiche, governance*. Franco Angeli ed., Milano: 304 pp.
- Planes S., Galzin R., Garcia Rubies A., Goñi R., Harmelin J.G., Le Diréach L., Lenfant P., Quetglas A. (2000) - Effects of marine protected areas on recruitment processes with special reference to Mediterranean littoral ecosystems. *Environmental Conservation*, 27(2): 126-143.
- Roberts C.M., Polunin N.V.C. (1991) - Are marine reserves effective in management of reef fisheries? *Rev. Fish. Biol. Fish.*, 1(1): 65-91.
- Russ G.R., Alcala A.C. (1996) - Do marine reserves export adult fish biomass? Evidence from Apo Island, Central Philippines. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 132 (1-3): 1-9.
- Willis T.J., Millar R.B., Babcock R.C., Tolimieri N. (2003) - Burdens of evidence and the benefits of marine reserves: putting Descartes before des horse? *Environmental Conservation*, 30: 97-103.