

**VALUTAZIONE DEGLI EFFETTI DELLA
PESCA A LIVELLO ECOSISTEMICO
IN LAGUNA DI VENEZIA**

Granzotto A.*, Pranovi F.*, Libralato S.*, Torricelli P.*, Mainardi D.*

RAPPORTO SULLO SVILUPPO SOSTENIBILE

3.2003

*Dipartimento di Scienze Ambientali Università Ca' Foscari di Venezia
angela.granzotto@feem.it

Le opinioni espresse nel presente lavoro non rappresentano necessariamente la
posizione della Fondazione Eni Enrico Mattei

RIASSUNTO

Il presente rapporto analizza gli effetti della pesca in laguna di Venezia a livello ecosistemico analizzando la variazione del livello trofico medio del pescato degli ultimi 50 anni. La teoria del ‘fishing down marine food web’, che si basa sulla classificazione trofica di ogni specie pescata, ha permesso di individuare tre periodi nei quali i parametri trofici considerati (livello trofico medio ed efficienza trofica) variano, manifestando i cambiamenti avvenuti a livello ecosistemico. Il legame tra composizione del pescato e prezzi delle singole specie è analizzato utilizzando il ‘relative price index’, che nuovamente sfrutta il livello trofico delle singole specie per individuare che relazione sussiste tra questo e il prezzo di vendita. È stato realizzato il modello dell’ecosistema acquatico della laguna di Venezia con lo scopo di simulare gli effetti ecosistemici di differenti politiche di gestione della pesca. La pressione alieutica che genera cambiamenti a livello ecosistemico in laguna di Venezia è l’attività di prelievo di *Tapes philippinarum* che, a seconda dello sforzo di pesca di questa attività, è insostenibile, mentre l’attività artigianale non sembra avere lo stesso impatto sulle biomasse e sui livelli trofici.

SUMMARY

This report analyses direct and indirect effects of fishery in the Venice Lagoon at an ecosystem level through the evaluation of mean trophic level of landings of historical data of the last 50 years. The ‘fishing down marine food web’ theory, that is based on the classification of each caught species in accordance with its trophic level, allows us to identify three different periods in which trophic parameters (mean trophic level and trophic efficiency) vary, indicating that at ecosystem level some changes have occurred. By means of the ‘relative price index’ the links between landings composition and price of single species partially explain the reactions of the fishmarkets to the ecosystem changes. The model of aquatic ecosystem of the Lagoon of Venice was constructed in order to simulate the effects of different fishery management strategies on the ecosystem. The anthropic pressure driving changes at ecosystem level in the Venice Lagoon resulted to be the *Tapes philippinarum* exploitation that, depending on the fishing effort of this activity, is unsustainable, while artisanal activity does not seem to have the same impact on biomasses and trophic level.

Keywords: Ecosystem approach, Fishing effects, Mean Trophic Levels, Relative Price Index, Reference points, Clam fishery, Artisanal fishery, *Tapes philippinarum*, Lagoon of Venice

JEL: Q22

Indice

1. Introduzione	4
2. Strumenti metodologie e teoria	7
2.1 Livelli Trofici	7
2.2 Relative Price Index	11
2.3 Reference Points	13
2.4 Simulazione scenari futuri – Ecopath	15
3. Materiali e metodi	17
3.1 Dati relativi a pescato, Livello Trofico, Relative Price Index	17
3.2 Reference points - Modello della laguna di Venezia	18
3.3 Scenari Analizzati	19
4. Risultati	21
4.1. Serie storiche	21
4.2. Livelli Trofici	22
4.3. Relative Price Index	23
4.4. Reference Points – scenari ottenuti mediante Ecosim	27
5. Discussione	34
6. Conclusioni	41
7. Bibliografia	42

1. Introduzione

A livello mondiale si sta manifestando una sempre più pressante necessità che la gestione della pesca si sposti, da un approccio limitato quale si è dimostrato essere quello biologico, ad un approccio di tipo ecosistemico (ecosystem-based fishery management – EBFM) (Conf. Reykjavik). Coloro che sono coinvolti nelle attività di pesca e che dipendono da essa hanno riconosciuto che la risorsa deve essere gestita in modo sostenibile secondo una visione a lungo termine del problema. La società stessa sta sviluppando maggiore responsabilità riguardo agli impatti ambientali generati dal proprio modello di sviluppo e chiede che si verifichi un cambiamento di rotta.

E' quindi riconosciuta, a più livelli nella società, la necessità di elaborare un piano di sviluppo delle attività, in particolar modo dell'attività di pesca, più ampio di quello applicato fino ad ora, che ruoti attorno all'intero ecosistema, e non si limiti a considerare solamente le risorse commerciali ed alcuni elementi relativi all'ambiente nel quale esse si trovano, o alle specie ad esse relazionate.

La gestione finora adottata a livello mondiale, infatti, basata su un approccio di tipo popolazionistico, è risultata inefficace sotto molti punti di vista come denunciato dallo stato di cose che vede: il declino delle catture della pesca (FAO, 2000), l'esaurimento e il sovrasfruttamento (rispettivamente 6% e 16%) degli stocks ittici mondiali (Botsford *et al.*, 1997), l'abbassamento del livello trofico medio dello sbarcato (Pauly *et al.*, 1998).

Gli effetti di tale fallimento, quindi, non si manifestano solo nella crisi degli stocks commerciali, ma hanno ripercussioni a livelli sempre più complessi che arrivano ad interessare la biodiversità e la funzionalità degli ecosistemi.

L'attività di pesca, quindi, può generare 'effetti diretti' ed 'effetti indiretti' causando impatti complessi e diversificati, non prevedibili o non identificabili se monitorati solamente con i metodi tradizionali (Gislason *et al.*, 2000).

Pertanto lo studio degli effetti della pesca, e di conseguenza la gestione della pesca, si sta ormai spostando da un approccio popolazionistico ad uno ecosistemico (Symes, 2000; Charles, 2001) che permetta di ampliare le scale spaziali e temporali di indagine fino ad arrivare a includere interi ecosistemi su lunghi periodi di tempo. Tutto ciò si è riflesso nel nome stesso della disciplina che ha come oggetto lo studio degli effetti della pesca, che si è modificato da "biologia" a "ecologia" della pesca.

Anche se l'obiettivo della gestione rimanesse lo stock, sarebbe comunque necessario un approccio ecosistemico in quanto la stessa protezione del singolo stock richiede che venga assicurato l'essential fish habitat (EFH) della risorsa sfruttata (Rosenberg *et al.*, 2000) ovvero che alla risorsa sia assicurata la "salute" dell'ambiente nel quale conduce il proprio ciclo vitale. Dove per "salute" dell'ambiente si intende una buona qualità delle caratteristiche chimiche, fisiche e biologiche della colonna d'acqua e del fondo.

Le caratteristiche di questa nuova forma di gestione dovrebbero essere: fissare obiettivi e limitazioni che indichino il livello desiderato di sfruttamento e gli eventuali cambiamenti ecosistemici indesiderati; le misure di conservazione dovrebbero essere adattative ed adottare un approccio precauzionale tenendo in considerazione le interazioni tra le specie; l'allocatione di diritti di pesca dovrebbero fornire incentivi per la conservazione; le decisioni gestionali devono essere prese in modo partecipato e trasparente; devono essere protetti gli habitat e le specie di particolare interesse; la gestione della pesca deve essere supportata da informazioni e valutazioni scientifiche (Sissenwine e Mace, 2001).

Gli obiettivi economici tradizionali implicano che la pesca dovrebbe essere condotta in modo tale da assicurare il massimo profitto a lungo termine. Questo è talvolta stato semplificato tendendo alla massimizzazione, a lungo termine, del prelievo di una specie e considerando quindi il maximum sustainable yield (MSY), il cui scopo è quello di applicare uno sforzo di pesca leggermente inferiore a quello che offre la massima cattura che, in linea teorica, dovrebbe risultare in uno sfruttamento sostenibile.

Il recente collasso di molti stocks è spesso dovuto alla combinazione di più fattori, tra i quali il superamento dei limiti individuati dal MSY e l'adozione di politiche sbagliate che hanno portato al sovrasfruttamento. La ragione di tale insuccesso può, quindi, non essere attribuibile alle sole politiche gestionali, quanto al fatto che gli obiettivi perseguiti non fossero adeguati (Stefansson, 2001).

Gli obiettivi, gli indicatori e i *reference points* sui quali si basano le politiche di gestione della pesca, quindi, devono essere calibrati su standard di complessità più elevati. Indicatori come quelli derivati dal livello trofico possono contribuire nella ridefinizione della gestione della pesca offrendo una sintesi avanzata di set di indicatori correntemente usati che sono però ottenuti mediante protocolli di campionamento dispendiosi e complessi (Catanzano e Cunningham, 2000).

La laguna di Venezia si presenta come un caso di studio particolare in quanto si tratta di un bacino semichiuso, soggetto a forti influenze antropiche di diverso tipo (industriale ed urbano oltre che legate al prelievo ittico) e dunque riassume in sé tutti gli elementi di criticità tipici delle aree costiere mondiali.

La laguna di Venezia per secoli è stata sfruttata da un'attività di pesca artigianale praticata mediante attrezzi tradizionali; questa attività si basa prevalentemente sulla conoscenza dell'ambiente lagunare, dei cicli biologici delle specie bersaglio e di tutti gli aspetti ambientali che per anni hanno intrecciato la quotidianità delle persone che in essa vivono e che costituiscono un importante elemento (traditional ecological knowledge) all'interno della biodiversità culturale locale. Nel corso del secolo scorso i principali eventi che hanno interessato l'attività di pesca in laguna sono stati l'introduzione del motore che ha comportato un aumento dello sforzo di pesca e "l'arrivo" in laguna di *Tapes philippinarum* o vongola verace.

Infatti oltre alla pesca artigianale che si configura come multispecifica e multiattrezzo, negli ultimi 15 anni si è sviluppata un'attività di prelievo del bivalve *Tapes philippinarum* (introdotto nel 1983 in laguna) che in pochissimo tempo è arrivata a produrre 60,000 tonnellate (fine degli anni '90), a partire dalle 0.01 tonnellate prodotte nel 1985 (Provincia di Venezia, 2000; Granzotto *et al.*, 2001).

Questa attività di pesca viene esercitata sui bassifondi mettendo in sospensione i primi centimetri del sedimento mediante un motore ausiliario fuoribordo e raccogliendo le vongole, infossate nel sedimento, per mezzo di una gabbia trascinata subito dietro il motore. Questa tecnica di prelievo causa notevoli modificazioni dei fondali ed introduce cambiamenti a livello ecosistemico mediante impatti diretti ed indiretti (Pranovi e Giovanardi, 1994; Da Ponte, 2001; Libralato *et al.*, 2002).

Nonostante la pesca artigianale e la raccolta meccanica di *Tapes* sfruttino risorse diverse e vengano praticate con tecniche differenti, esiste una serie di conflitti, a livello ambientale e socio-economico, riconducibili, per molti aspetti, al conflitto che si riscontra anche su scala globale, tra pesca artigianale e pesca industriale. Tali conflitti richiedono, ormai da tempo, una soluzione mediante una gestione che sia in grado, nel breve termine, di eliminare la pesca illegale (quale è quella di *Tapes*) e nel lungo termine di garantire uno sfruttamento sostenibile delle risorse alieutiche.

Fin dai tempi della Serenissima le attività di pesca sono state oggetto di precisa regolamentazione attraverso il controllo delle catture e dello sforzo di pesca esercitato. Più di recente, invece, l'attenzione attorno a tale attività è diminuita fino a portare alla quasi totale deregolamentazione della stessa, questo fatto non avrebbe probabilmente costituito un grosso problema se l'attività di prelievo fosse rimasta di tipo artigianale e non fosse stata introdotta la raccolta di *Tapes*.

La diminuzione dei quantitativi del pescato artigianale, la modifica della composizione in specie dello stesso, il pesante impatto che ha la pesca di *Tapes* sull'ecosistema, sono tutti elementi che evidenziano quanto urgente sia l'individuazione di obiettivi di tipo ecosistemico che consentano una reale gestione della pesca in laguna di Venezia.

Nell'ambito di questo contesto, gli scopi di questo lavoro sono:

- l'analisi dei cambiamenti della rete trofica lagunare negli ultimi anni, l'indicazione delle cause e le implicazioni di carattere economico che queste modifiche hanno portato;
- l'individuazione di obiettivi di gestione dello sfruttamento delle risorse ittiche che porti all'identificazione di reference points in grado di caratterizzare una pesca sostenibile sulla base di considerazioni economiche ed ecosistemiche.

Il primo obiettivo è stato perseguito valutando quali siano state le modificazioni della struttura trofica dell'ecosistema lagunare mediante l'analisi del Livello Trofico medio del pescato, utilizzando delle serie storiche di pescato (1945-2001). Alla stessa serie di dati, per ottenere un'interpretazione economica dei risultati, è stato applicato un indice (Relative Price Index).

Per il secondo obiettivo è stato adottato un approccio modellistico-ecologico che permettesse di simulare le modificazioni indotte dalla pesca sull'ecosistema e quindi i risvolti economici legati a differenti scenari di sviluppo.

2. Strumenti, metodologie e teoria

2.1. Livelli trofici

Gli ecosistemi possono essere descritti in molti modi a seconda del punto di vista (aspetti funzionali, reti trofiche, comunità biologiche, ecc.) così come i cambiamenti ai quali sono sottoposti ed il livello di sfruttamento delle risorse possono anch'essi essere misurati considerando differenti parametri.

I flussi di materia ed energia sono l'elemento che caratterizza maggiormente gli ecosistemi, spiegandone il funzionamento e offrendo una descrizione dello stadio evolutivo dell'ecosistema in esame. Lo studio di tali flussi può essere effettuato mediante l'analisi della rete trofica, ovvero attraverso la conoscenza delle relazioni che intercorrono tra le specie presenti.

Il concetto di ecosistema, come sistema che converte energia, fu proposto la prima volta da Lindeman nel 1942 (Lindeman, 1942), il quale adottò principi termodinamici per spiegare il funzionamento dei sistemi ecologici. La catena alimentare veniva rappresentata da anelli, che Lindeman chiamò livelli trofici (Ricklefs, 1993).

Ogni organismo, in funzione della propria dieta, occupa una precisa nicchia trofica all'interno dell'ecosistema. In particolare, è possibile attribuire ad ogni specie, un valore numerico, detto Livello Trofico (LT), che descrive sinteticamente la posizione "verticale" all'interno della piramide trofica, ovvero la piramide dell'energia dell'ecosistema.

Lindeman ipotizzò che i livelli più elevati della piramide (trofica) fossero caratterizzati da una minor quantità di energia disponibile, in quanto l'efficienza delle conversioni energetiche da un livello inferiore a quello superiore, è legata al lavoro compiuto e al basso rendimento ("inefficienza") delle conversioni biologiche di energia sul livello trofico immediatamente inferiore, ciò spiega anche la riduzione del numero di specie e soprattutto di individui, in definitiva di biomassa, spostandosi verso l'apice della piramide.

Per convenzione i produttori primari (ovvero organismi autotrofi ad es.: alghe, fanerogame marine) hanno LT uguale ad uno, consumatori primari (erbivori) $LT = 2$ mentre consumatori secondari (carnivori) hanno $LT = 3$.

Nel momento in cui il LT sia ricavato direttamente a partire dalla dieta dell'organismo, allora questa stima fornirà un numero non intero.

Il LT della specie *i*-esima può, quindi, essere attribuito, considerando la composizione della dieta ed il LT delle prede, secondo la formulazione proposta da Pauly e Christensen (1995):

$$LT = 1 + \sum(DC_{ij}) * LT_j$$

dove LT_j è il livello trofico della preda *j*, e DC_{ij} rappresenta la frazione di *j* nella dieta di *i*. In definitiva, il LT di un organismo è definito come il livello trofico medio delle sue prede + 1.

Nello studio delle reti trofiche ha assunto un ruolo importante il Livello Trofico medio (LT_m) dell'ecosistema, che consente di effettuare confronti tra diversi stati del sistema e può, quindi, essere utile per individuare l'entità delle pressioni antropiche sull'ecosistema. Il Livello Trofico medio dell'ecosistema viene calcolato a partire dai valori di LT delle specie presenti (LT_j) pesati con un fattore proporzionale alle relative biomasse (B_{jy}):

$$LT_m = \text{somma } (B_{jy} * LT_j) / \text{somma } (B_{jy})$$

Il LT_m è usato per valutare gli effetti delle attività di pesca ad un livello ecosistemico dando indicazioni sullo sfruttamento eccessivo dovuto alla pesca e permettendo di evidenziare fenomeni di eutrofizzazione (Pauly *et al.*, 1998; Caddy *et al.*, 1998; Stergiou e Koulouris, 2000; Pauly e Palomares, in press; Libralato *et al.* submitted).

In particolare secondo alcuni autori, negli ecosistemi marini, sarebbe possibile utilizzare il LT_m dello sbarcato come indice di sostenibilità del livello di sfruttamento delle risorse alieutiche (Pauly *et al.*, 2002). Tale valore, infatti, permetterebbe di rappresentare il valore relativo all'ecosistema, purché i dati siano spazialmente riferiti all'ecosistema studiato e non si abbiano forti differenze in termini di sforzo di pesca.

Il Livello Trofico medio dello sbarcato viene calcolato a partire dai valori di LT delle specie (LT_j) pesati con un fattore proporzionale alle relative catture (Y_{jy}):

$$LT_m = \text{somma } (Y_{jy} * LT_j) / \text{somma } (Y_{jy})$$

Secondo un'analisi condotta dagli stessi autori sulle serie storiche di sbarcato a livello mondiale nelle ultime decadi (Fig. 1), il livello trofico medio delle catture è diminuito ad un tasso di 0.1 per decade senza che le quantità stesse dello sbarcato aumentassero (Pauly *et al.*,

1998). Questo significa, che vengono pescate quantità sempre minori di specie che stanno in cima alla piramide trofica, a favore di quelle che si trovano alla base. Tale fenomeno, denominato "fishing down the marine food webs" (FDFW), si verifica poiché le specie più suscettibili di esaurimento sono quelle di taglia maggiore con cicli vitali lunghi; una volta che tali stocks si impoveriscono, lo sfruttamento si indirizza verso specie di taglia minore caratterizzate da un tasso di crescita più rapido, e di conseguenza il livello trofico medio dello sbarcato si abbassa (Stergiou e Koulouris, 2000). In definitiva quindi, il LTm dello sbarcato può essere utilizzato come indicatore del livello di sfruttamento cui è sottoposto un ecosistema.

Sulla base del LTm del pescato, sono proposti tre stadi di sviluppo dell'attività di pesca: 1. cattura di grandi predatori, 2. cattura dei pesci aventi livello trofico basso, 3. acquacoltura. (Fig.1)

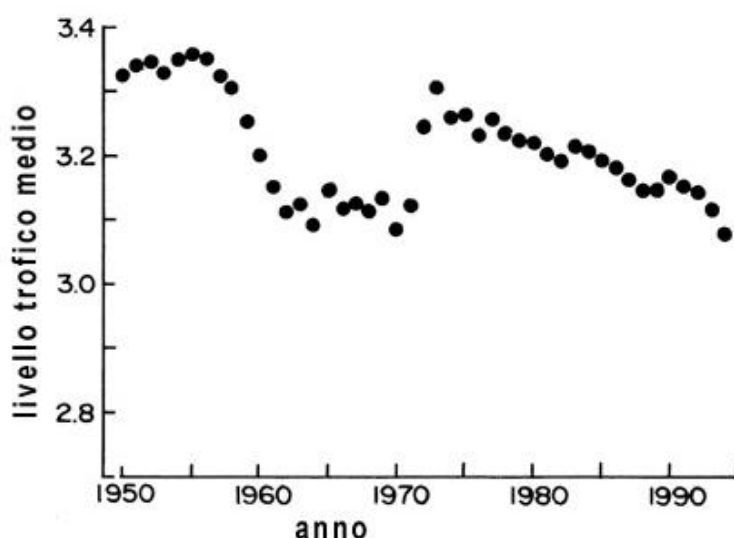


Fig 1. Andamento del Livello Trofico medio del pescato a livello mondiale dal 1950 al 1995 (da: Pauly, 1998).

Dunque, lo studio delle serie storiche correlate al LTm delle catture permette di descrivere le fasi di sfruttamento della risorsa, e di effettuare considerazioni sullo stato dell'ecosistema, relativamente anche a periodi passati, per i quali non è possibile disporre di altri dati se non la quantità di sbarcato derivanti dai mercati ittici.

Le variazioni del mTL devono, ovviamente, essere lette nell'ambito del contesto in cui l'attività di pesca si inserisce, ad esempio integrando l'analisi con l'andamento dello sforzo di pesca della marineria. Verificare se ad una diminuzione del livello trofico medio corrisponda

o meno un aumento dello sforzo di pesca o una modificazione delle tecniche di pesca, permette di verificare la reale presenza del fenomeno di “fishing down the marine food webs”. L’Efficienza di Trasferimento dell’energia (ET) lungo la rete trofica è un altro descrittore del sistema, e può essere calcolata a partire dalla pendenza della retta che interpola dati di quantità e TLM per un determinato periodo (Pauly e Palomares, in press).

2.2. Relative Price Index

Il livello trofico delle specie ittiche, opportunamente relazionato al prezzo di vendita, può essere utilizzato per ottenere informazioni utili per un’analisi di natura economica.

A tale scopo alcuni autori (Sumaila, 1998; Pinnegar *et al.*, 2002) hanno proposto l’uso di un indicatore, denominato RPI (Relative Price Index), che rappresenta la pendenza della retta di regressione tra LT delle specie commercializzate ed i prezzi di vendita medi annuali delle stesse.

L’RPI può, quindi, essere applicato a serie temporali di dati economici come quelli reperibili presso i mercati ittici, permettendo una comprensione maggiore delle dinamiche che legano sfruttamento delle risorse, produzione, prezzi e livello trofico medio del pescato.

Se l’RPI cresce negli anni, significa che le specie a più alto livello trofico vengono apprezzate/valutate più di quelle a basso livello mentre, se decresce, significa un deprezzamento delle prime a favore delle seconde (Sumaila, 1998).

Specie aventi LT più elevato, risultano più apprezzate di specie di basso LT. Spesso questo non è l’unico elemento che guida il prezzo dei prodotti ittici, bisogna infatti considerare aspetti relativi a quantità/prezzo ed anche forzanti quali le preferenze dei consumatori, le spese relative alla cattura ed il prezzo degli altri prodotti ittici presenti sul mercato (Pinnegar *et al.*, 2002).

Poiché quindi il prezzo della singola specie presso il mercato ittico dipende da tutti questi fattori, l’RPI permette di fare alcune considerazioni complessive relative alla “normalità” della distribuzione dei prezzi nel mercato.

Si possono presentare, infatti, casi nei quali al diminuire del LTm, i livelli trofici bassi spuntano prezzi più elevati di quelli relativi a livelli trofici alti (Sumaila, 1998) e situazioni nelle quali invece, il declino del LTm dello sbarcato non influenza eccessivamente i prezzi delle specie (Pinnegar *et al.*, 2002).

In una situazione ideale, nella quale il prezzo è legato principalmente alle quantità vendute presso il mercato, si può verificare un andamento simile a quello rappresentato in figura 2, in cui viene rappresentato l'andamento dell'indice RPI alla diminuzione del Livello Trofico medio del pescato ipotizzando uno sforzo di pesca crescente (Pinnegar *et al.*, 2002): (1) il prezzo degli alti livelli trofici aumenta nel momento in cui scarseggiano; (2) il peso dell'aumento del prezzo degli alti livelli trofici è parzialmente bilanciato dall'aumento di quello dei livelli trofici più bassi. (3) Specie di livello trofico alto diventano così scarse che sono da ritenersi commercialmente estinte. La pesca si assesta su livelli trofici più bassi e, di conseguenza, il loro prezzo aumenta. (4) Il prezzo dei livelli trofici più bassi è maggiore di quello dei livelli trofici più alti, il RPI diventa negativo.

Nell'analisi della serie temporale è necessario considerare che, mentre nel passato l'andamento dei prezzi era largamente guidato da situazioni locali di domanda ed offerta, la complessità del mercato è attualmente aumentata a causa della commercializzazione di nuove risorse, quali le specie di provenienza estera o di specie alloctone diffuse solo recentemente in ambiente (Pinnegar *et al.*, 2002).

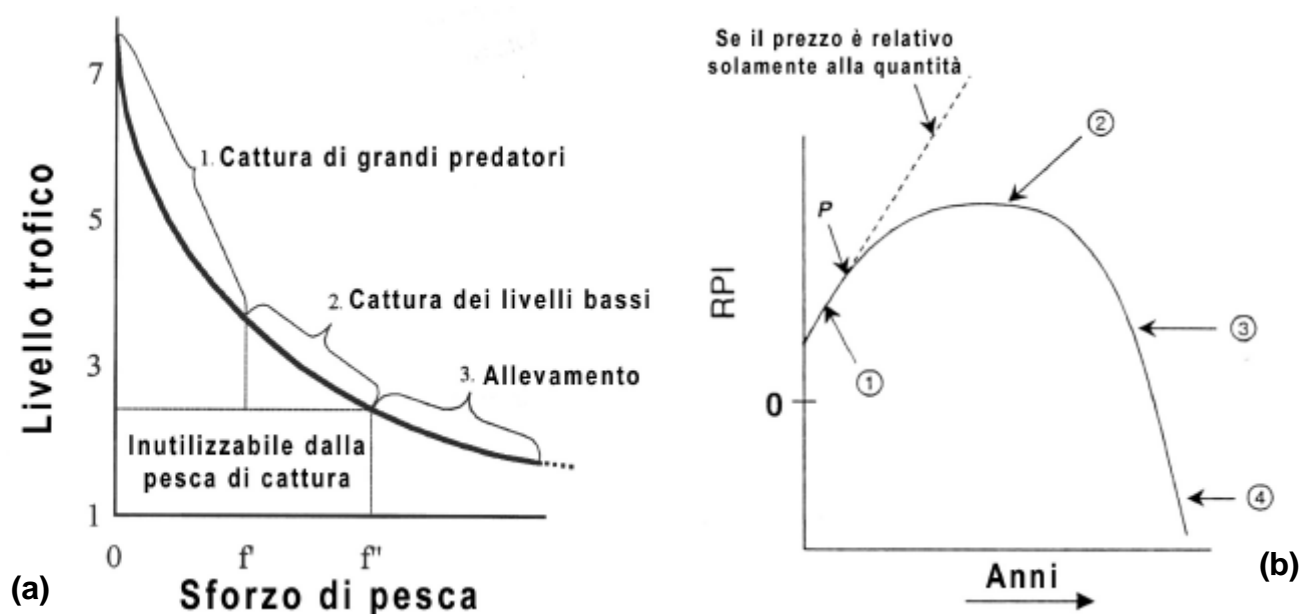


Fig. 2 - (a) stadi dello sviluppo della pesca a seconda del livello trofico sfruttato (Stergiou e Koulouris, 2000). (b) Modello che illustra come l'RPI possa svilupparsi nel tempo ipotizzando uno sforzo di pesca crescente (Pinnegar *et al.*, 2002). (1) il prezzo degli alti livelli trofici aumenta nel momento in cui scarseggiano; (2) il peso dell'aumento del prezzo degli alti livelli trofici è parzialmente bilanciato dall'aumento di quello dei livelli trofici più bassi. (3) specie di livello trofico alto diventano così scarse che commercialmente sono da ritenersi estinte.

La pesca si assesta su livelli trofici più bassi dei quali il prezzo aumenta. (4) il prezzo dei livelli trofici più bassi è maggiore di quello dei livelli trofici più alti, il RPI diventa negativo.

Hannesson (2002) osserva che, in situazioni di libero accesso, quando le specie a basso livello trofico vengono valutate più di quelle ad alto livello trofico, diventa economicamente vantaggioso aumentare le quantità di specie a basso LT vendute al mercato e continuare a spuntare il prezzo più alto. Talvolta poi i costi della pesca delle specie a basso LT sono minori di quelli per la pesca delle specie a più alto LT e questo diviene un forte incentivo all'aumento dello sforzo di pesca delle specie a basso LT.

Il fenomeno del “fishing down the food web” in tal modo è “incoraggiato” dai meccanismi economici, che rendono vantaggioso vendere maggiori quantità di prodotto a basso livello trofico.

Allo scopo di verificare quanto le variazioni dei prezzi nel mercato possano favorire o meno tale effetto si possono effettuare simulazioni applicando ai quantitativi attuali i prezzi delle specie relativi a due diverse situazioni economiche per le quali l'RPI differisce molto: si tratta di condizioni di mercato “reali”, ovvero in cui la combinazione di prezzi rispecchia una situazione che si è già verificata.

In tal modo si ottiene una semplice analisi economica, che può però indicare la direzione verso la quale potrebbe essere forzato il mercato per ottenere il massimo vantaggio economico dalla composizione specifica della situazione nella quale è il mercato nel tempo (Vasconcellos e Sumaila, 1999).

2.3. Reference points

Il *reference point* è un valore convenzionale, ottenuto da modelli biometrici o econometrici e talvolta da concettualizzazioni matematiche delle popolazioni ittiche, che rappresenta lo stato della pesca o della popolazione, e le cui caratteristiche sono ritenute utili per la gestione dello stock unitario (FAO, 1995).

Il concetto di “obiettivo unitario” della gestione delle risorse alieutiche, che incorpora tutti i fattori importanti per la pesca, è stato enunciato per la prima volta dalla United Nation Ocean Convention nel 1958. Già in questo primo *reference point*, chiamato Optimal Sustainable

Yield, erano racchiusi, in un ottica di sostenibilità, valori biologici e sociali oltre che economici.

Per molti anni però, l'obiettivo primario del *reference point* è stato quello di identificare quale fosse il livello di sfruttamento massimo che non compromettesse la risorsa. In quest'ottica il *reference point* più utilizzato è stato il MSY – Maximum Sustainable Yield, il cui scopo era appunto ottenere il massimo sfruttamento dalla risorsa. In figura 3 sono riportate la curva della biomassa della popolazione in relazione al tempo (logistica) e la curva che relaziona la mortalità dovuta alla pesca e la quantità di sbarcato. Il MSY si raggiunge quando la quantità di sbarcato è massima, lo sforzo di pesca che permette di ottenere queste quantità di sbarcato è identificato come F_{MSY} .

Sostenibile però era un aggettivo attribuito alle caratteristiche dello sfruttamento, delineava cioè un tipo di prelievo che fosse in grado di durare nel tempo in modo da assicurare il perdurare delle attività di pesca. L'approccio adottato era quindi di tipo popolazionistico basato esclusivamente sulla biologia della pesca e derivante principalmente da considerazioni di carattere economico riferite al singolo stock sfruttato.

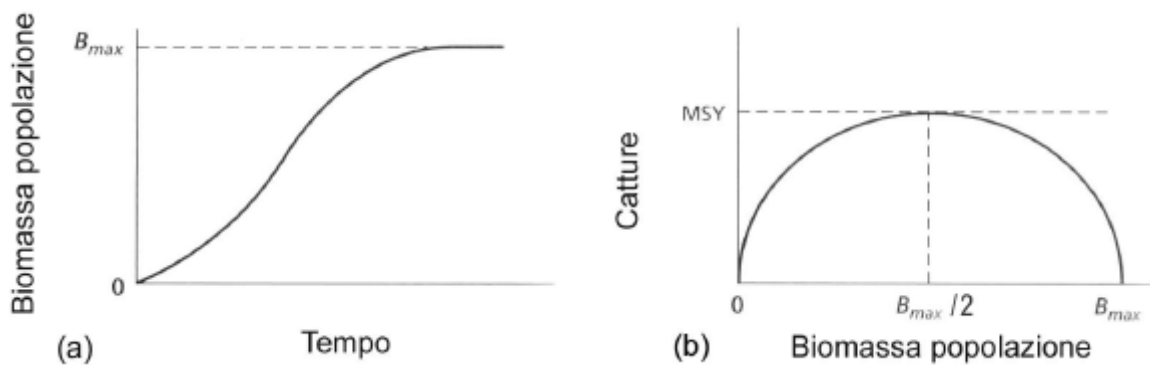


Fig. 3 – (a) funzione logistica relativa alla crescita della popolazione. (b) Maximum sustainable yield (MSY).

Purtroppo anche in termini strettamente economici, l'utilizzo del termine "sostenibile" per il MSY, si è rivelato inappropriato in quanto, a causa delle fluttuazioni ambientali, il prelievo del MSY ogni anno da uno stock può portare a conseguenze negative inaspettate e totalmente imprevedibili (FAO, 1995).

I *reference point*, per essere efficaci, devono essere multispecifici e basarsi non solo sul rapporto che esiste tra le attività di pesca e le singole specie bersaglio, quanto piuttosto sul

rapporto che esiste tra la pesca e l'ecosistema nel suo complesso, considerando le interazioni specifiche ed ecosistemiche.

2.4 Simulazione scenari futuri - Ecopath

L'attività di pesca esercita sull'ecosistema molteplici disturbi, dovuti a pressioni sia dirette che indirette, quali il prelievo della risorsa, il danno procurato alle specie non target, le modifiche della rete trofica, con interferenze che possono estendersi anche a livelli trofici molto distanti da quelli delle specie bersaglio e che un tempo la gestione non prendeva neppure in considerazione (Pauly *et al.*, 1998). Modellizzare l'ecosistema acquatico allo scopo di conoscerlo, monitorarlo ed ipotizzare scenari futuri di sviluppo richiede quindi che la pesca sia inserita nel modello come uno degli elementi che costituiscono l'ecosistema stesso e che siano considerate le modificazioni che esso induce ai diversi livelli.

Per questi motivi, i modelli che studiano la dinamica di popolazione di una singola specie (Virtual Population Analysis – VPA), tendono ormai ad essere soppiantati da modelli che considerano una pluralità (3-5) di specie interessate dall'attività di sfruttamento e tra loro connesse da vincoli trofici (Multi Species Virtual Population Analysis – MSVPA).

Ecopath with Ecosim è un software (sviluppato dal Fishery Center della University of British Columbia, Canada) utilizzato per la modellizzazione dei sistemi acquatici, che permette di descrivere l'ecosistema considerandone le specie o gruppi di specie e le loro relazioni trofiche e inoltre consente di inserire la “forzante pesca” nel sistema stesso. Questo permette di analizzare gli effetti sulla risorsa sfruttata, sull'ambiente, sulle caratteristiche trofiche, sui flussi energetici nonché le interazioni con altre tipologie di pesca. La realizzazione del modello prevede che vengano individuati e descritti i principali gruppi di autotrofi ed eterotrofi inserendo parametri relativi a consumo, produzione, biomassa ed efficienza. L'attività di pesca viene poi descritta mediante parametri come la descrizione qualitativa del pescato e dello scarto e, se possibile, i diversi impatti esercitati a livello di comunità biologiche.

La base del modello Ecopath è costituita dall'equazione di bilancio della produzione, che permette di costruire il bilancio di massa tra i gruppi, e dall'equazione del consumo di ogni gruppo, per assicurare il bilancio energetico tra i gruppi che rappresentano il sistema.

In sintesi, rimandando a pubblicazioni specifiche (www.ecopath.org) per descrizioni approfondite, si riportano qui di seguito le equazioni della produzione e del consumo richieste per la costruzione del modello.

Produzione = catture + mortalità da predazione + accumulo di biomassa + migrazione netta + altra mortalità

Consumo = produzione + respirazione + alimento non assimilato

Per ogni gruppo trofico del sistema Ecopath permette di stimare uno solo dei seguenti parametri:

- Biomassa (quantità della specie presente in ambiente),
- Produzione/Biomassa (Produzione di biomassa per unità di tempo/biomassa),
- Consumo/Biomassa (Consumo di biomassa per unità di tempo/biomassa),
- Efficienza Ecotrofica (la proporzione di produzione che è utilizzata nel sistema).

E' invece necessario conoscere:

- Tasso di cattura (quantità di biomassa prelevata dalla pesca),
- Tasso di assimilazione (percentuale di preda consumata per la crescita della propria biomassa e per la respirazione),
- Composizione della dieta.

Sono facoltativi parametri quali:

- Tasso di migrazione lordo,
- Accumulo di biomassa.

Ecopath costruisce un modello della rete trofica a bilancio di massa sul quale mediante la routine dinamica Ecosim si possono effettuare delle simulazioni temporali.

Ecosim permette di verificare quali siano gli effetti di differenti strategie gestionali di pesca nel tempo. E' possibile imporre variazioni di sforzi di pesca per una singola o più attività di pesca. Si possono così identificare e quantificare gli effetti diretti e quelli indiretti, monitorando la biomassa degli stocks commerciali e di quelli non commerciali nonché dell'intero ecosistema.

3. Materiali e metodi

3.1 Dati relativi a pescato, Livello Trofico, Relative Price Index

Tradizionalmente i pescatori professionali che operano in laguna di Venezia vendono il prodotto catturato presso i mercati ittici all'ingrosso di Chioggia e Venezia.

Presso i mercati, i dati relativi ai prodotti venduti vengono registrati giornalmente per ogni categoria merceologica. Quest'ultima non sempre corrisponde, in modo univoco, ad una sola specie, ma può rappresentare la somma di specie affini.

Allo scopo di disporre di una serie storica il più possibile estesa sono stati utilizzati i dati raccolti presso il mercato ittico di Chioggia che coprono il periodo 1945-2001, mentre la serie storica del mercato ittico di Venezia non è stata considerata in quanto sono disponibili i dati relativi solo all'ultimo quinquennio.

Per descrivere l'andamento del pescato lagunare sono state considerate le specie che per caratteristiche biologiche vengono pescate prevalentemente o esclusivamente in laguna di Venezia: passera (*Platichthys flesus*), sogliola (*Solea solea*), acciuga (*Engraulis encrasicolus*), papalina (*Sprattus sprattus*), branzino (*Dicentrarchus labrax*, stadio giovanile e stadio adulto), anguilla (*Anguilla anguilla*), cefalo (*Chelon labrosus*, cefalo (*Mugilidae*), gamberetti (*Palaemon* spp.), ghiozzo (*Zosterisessor ophiocephalus*), granchi moleche e masanete (*Carcinus mediterraneus*) (vedi Granzotto *et al.*, 2001), ghiozzetti (*Pomatoschistus* spp.), gamberetti grigi (*Crangon crangon*), latterino (*Atherina boyeri*), seppie (*Sepia officinalis*), vongola verace (*Tapes philippinarum*).

Per le specie quali *Atherina boyeri* e *Sepia officinalis* che non conducono tutto il loro ciclo vitale in laguna, e sono quindi prelevate dalla pesca lagunare solo in determinati periodi, è stato necessario selezionare i dati relativi solamente ai mesi nei quali tali specie sono reperibili in laguna.

I quantitativi di *Tapes* sono ricostruiti sulla base delle stime fornite dalla Provincia di Venezia, in quanto questi molluschi bivalvi generalmente non transitano attraverso il mercato ittico.

I livelli trofici delle singole specie sono stati stimati utilizzando Trophlab (Pauly *et al.*, 2000b), un software che permette di calcolare il LT per tutti gli organismi di una catena trofica in un determinato ambiente a partire dalla composizione della dieta.

La composizione della dieta delle specie considerate in questo lavoro è stata stimata, quando possibile, da dati pubblicati relativi alla Laguna di Venezia, altrimenti attraverso i riferimenti forniti in Fishbase (www.fishbase.org).

I livelli trofici delle specie catturate sono poi stati utilizzati per calcolare il livello trofico medio dello sbarcato per ogni anno della serie, dal 1945 al 2001.

Per ciascun anno della serie temporale è stata calcolata la regressione lineare LT – prezzo delle specie, ottenendo così il valore di “Relative Price Index”.

Per questa analisi non si è considerato, dalla precedente lista, quelle specie che in alcuni periodi dell’anno potevano essere anche parzialmente di derivazione marina: passarini, sogliole, acciughe, papaline, branzini, seppie.

I prezzi medi annuali sono stati calcolati per ciascuna tipologia di prodotto citata, considerando le quantità totali vendute ed il relativo valore globale opportunamente attualizzato al 2001.

L’influenza di *T. philippinarum* è stata considerata confrontando gli andamenti dell’RPI dal 1985 (anno di comparsa della specie sul mercato) al 2001 su dati che includono ed escludono tale specie.

3.2 Reference points – Modello della laguna di Venezia

Modello della laguna di Venezia

Mediante utilizzo di Ecopath è stato messo a punto un modello della laguna di Venezia, considerando i parametri relativi all’anno 1998.

I gruppi descritti nel modello sono 26, alcuni rappresentano una singola specie, altri rappresentano gruppi di specie affini per comportamento trofico, altri ancora sono detrito di fondo e materia organica. Per ognuno di essi è stato necessario stimare biomasse presenti in ambiente, produzione e consumo. Sette gruppi risultano, direttamente o indirettamente, coinvolti nelle attività di pesca.

Sono state prese in considerazione le due attività di pesca più diffuse nella laguna: la pesca artigianale mediante cogolli e la raccolta meccanica di *Tapes*. Per entrambe sono state determinate le quantità di pescato e di scarto relative ad ogni gruppo nonché effetti a livello ecosistemico degli attrezzi utilizzati in particolare per la ‘rusca’ (Da Ponte, 2001).

3.3 Scenari analizzati

Sulla base del modello così ottenuto, sono state effettuate delle simulazioni temporali allo scopo di identificare quali fossero le modifiche a livello ecosistemico indotte da variazioni dello sforzo di pesca.

In tal modo si sono stimate, per tutte le specie e i gruppi, le biomasse in ambiente, quelle pescate e scartate al termine delle modellizzazioni temporali.

E' stato poi calcolato il livello trofico medio dello sbarcato e dell'ecosistema, moltiplicando i valori delle biomasse per il livello trofico della specie o per il livello trofico medio del gruppo.

Sono stati simulati differenti scenari, considerando sforzi di pesca (F) variabili per entrambe le attività di pesca (Tab.1).

Il tempo di durata della simulazione è di 50 anni, in tal modo si può ritenere che la situazione finale derivante dalla modellizzazione sia stabilizzata attorno ad un equilibrio; questa durata è puramente indicativa e si riferisce più ai cicli computazionali che ad un reale lasso di tempo.

Per i primi 10 anni lo sforzo di pesca per entrambe le attività è mantenuto uguale a uno, nei successivi 10 anni viene gradualmente modificato F di una delle due attività di pesca fino a portarlo al valore finale prestabilito, per gli ultimi 30 anni F viene mantenuto costante al valore finale, attendendo che il sistema si stabilizzi.

F _{art}	F _{tap}													
	0	0,1	0,2	0,3	0,4	0,5	0,6	0,7	0,8	0,9	1	1,1	1,2	1,3
0	■					■					■			
0,1	■					■					■			
0,2	■					■					■			
0,3	■					■					■			
0,4	■					■					■			
0,5	■					■					■			
0,6	■					■					■			
0,7	■					■					■			
0,8	■					■					■			
0,9	■					■					■			
1	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
1,1	■					■					■			
1,2	■					■					■			
1,3	■					■					■			
1,4	■					■					■			
1,5	■					■					■			
1,6	■					■					■			
1,7	■					■					■			
1,8	■					■					■			
1,9	■					■					■			

Tab. 1 - Le caselle in grigio rappresentano gli scenari simulati. F_{tap}: sforzo di pesca per la pesca di *Tapes*; F_{art}: sforzo di pesca per la pesca artigianale.

4. Risultati

4.1 Serie storiche

Nella figura 4 sono riportati i quantitativi totali per la serie storica 1945 - 2001 del prodotto commerciato relativo alle specie selezionate, il peso di *Tapes* si riferisce al peso del mollusco senza le valve; per avere quindi un'idea del peso reale sbarcato è sufficiente moltiplicare per un fattore 10 i valori qui riportati, essendo la parte edule del mollusco l'8.7% del peso umido. In realtà il dato di vendita è comprensivo anche della conchiglia, ma per applicare il metodo FDFW si è ritenuto opportuno correggere il peso di *Tapes* utilizzando il dato relativo solamente alla parte edule, evitando così di applicare la funzione trofica alla parte carbonatica dell'organismo.

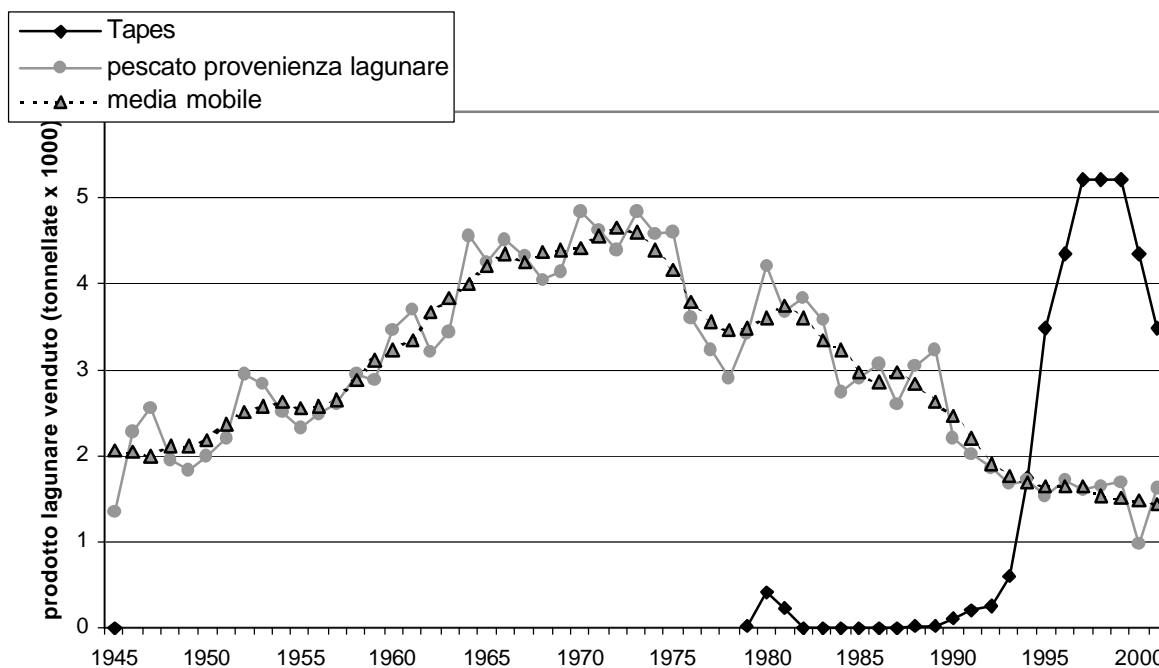


Fig. 4 – Serie storica dei dati grezzi di sbarcato di provenienza lagunare (e media mobile di passo 5 anni) venduto presso il mercato ittico di Chioggia dal 1945 al 2001 e serie storica di *Tapes* relativa agli ultimi 20 anni.

Osservando l'andamento delle catture dal 1945 al 2001 è possibile identificare due periodi: dal 1945 al 1970 la produzione cresce fino a raddoppiare portandosi da 2000 t a più di 4500 t. Si verifica poi una progressiva decrescita fino a raggiungere, nel 2001, i valori più bassi mai registrati dal 1945.

Per ciò che riguarda i quantitativi di *T. philippinarum* è possibile osservare come dal 1990 al 1994 vi sia stata una crescita esponenziale della produzione, seguita da un plateau (1994-1997) e poi da un decremento.

Analizzando i quantitativi venduti nella loro totalità è possibile individuare tre periodi ben distinti, uno iniziale di crescita, un secondo di decrescita dopo il picco ed infine l'ultimo periodo con brusca crescita dovuta a *Tapes*.

In valore assoluto, lo sbarcato di *Tapes* ha rappresentato, nel periodo di massima cattura, oltre l'80% dello sbarcato totale.

4.2 Livelli Trofici

In figura 5 è riportato il Livello Trofico medio delle catture per gli anni dal 1945 al 2001. Dal 1945 al 1960 il LTm ha un andamento pressoché costante attorno al valore 3.40, successivamente si verifica un leggero incremento tale per cui nel 1980 il LTm è stimato essere 3.60. I valori osservati in questi anni oscillano tra 3.20 e 3.60.

Dopo il 1990 si osserva una repentina diminuzione, che si assesta, nel 1998, attorno a 2.90. Questa ultima fase di decrescita coincide con l'incremento delle catture di *Tapes*.

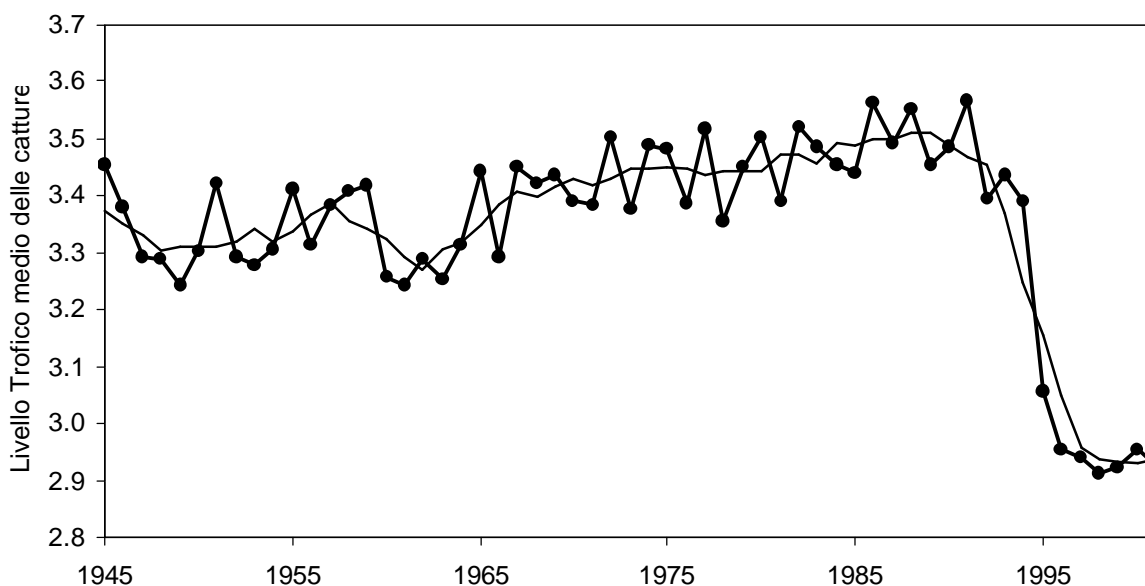


Fig. 5 – Livello Trofico medio (LTm) delle catture di prodotto lagunare nel periodo che va dal 1945 al 2001 (linea grossa). Il LTm stimato è filtrato con una media mobile (linea sottile).

Considerando invece la relazione tra logaritmo del prodotto sbarcato ed il relativo LTm (Fig 6) sono stati individuati tre sottoperiodi sulla base dei quali è stata calcolata l'Efficienza di Trasferimento. I valori ottenuti sono 16.24% per il periodo 1962-73, 0.5% per gli anni 1974-1989 e 20.01% per gli anni dal 1990-96.

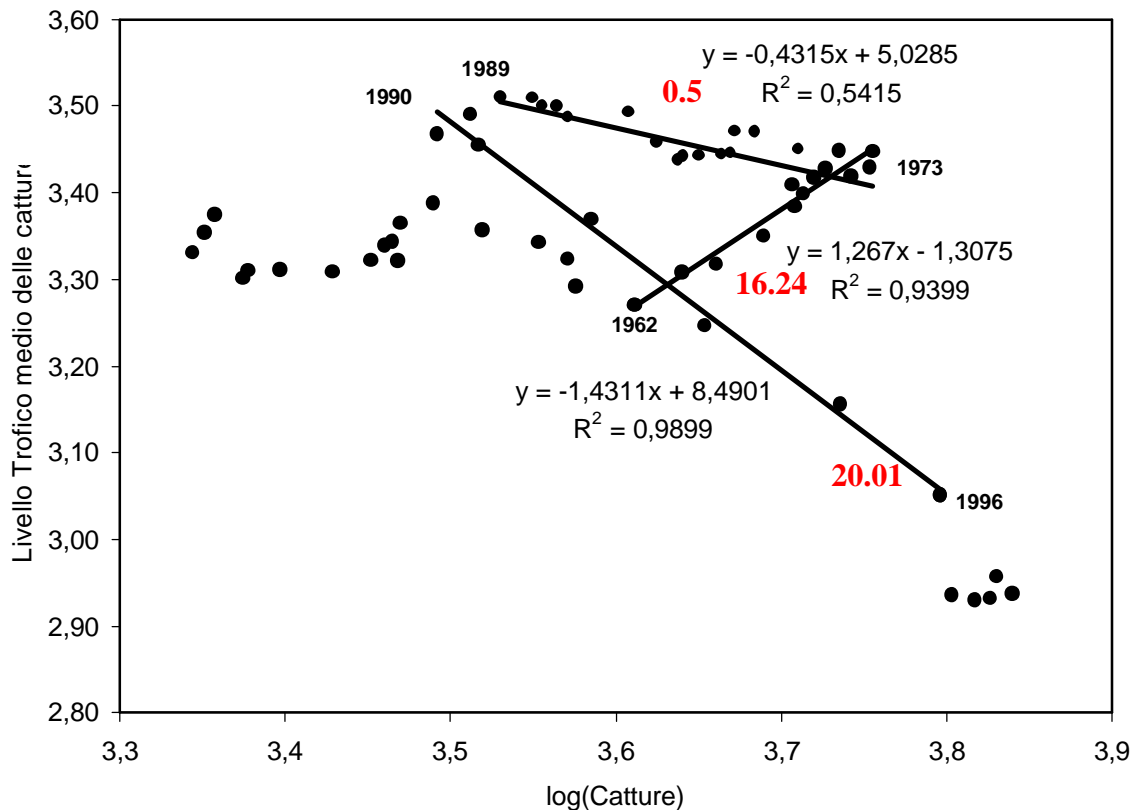


Fig. 6 – Relazione tra i LTm ed il logaritmo dei quantitativi di sbarcato dal 1945 al 2001. Sono identificabili tre distinti andamenti sulla base dei quali sono stati calcolati le Efficienze di Trasferimento; in rosso sono segnati i relativi valori dell'Efficienza di Trasferimento.

4.3 Relative Price Index

In figura 7 è riportato l'andamento dell'RPI per la serie storica dal 1945 al 2001. E' possibile distinguere tre periodi con diverso andamento: (1) 1945 – 1965 l'RPI, è quasi sempre negativo ed ha valori compresi tra -1 e 0; (2) 1966 – 1979, l'RPI è positivo con andamento crescente, raggiunge il massimo assoluto (5.43) nel 1979; (3) 1980 – 2001, l'RPI decresce fino a raggiungere, nel 2001, i valori degli anni precedenti al 1975.

Si osserva che la presenza di *Tapes* incide sull'andamento dell'RPI abbassandone il valore di quasi un punto nei quattro anni seguenti il 1985, mentre negli anni successivi contribuisce ad alzarne lievemente il valore.

L'andamento dell'RPI osservato per gli anni successivi al 1985 nella serie che non considera *Tapes* è lievemente negativo mentre, nel caso in cui venga considerato *Tapes* l'andamento è pressoché costante (rispettivamente $RPI = -0.1204$ e $RPI = -0.0233$). Appena *Tapes* compare sul mercato il suo prezzo al Kg è di 13.54 euro, ovvero, dopo i baicoli il prezzo più alto delle dodici specie considerate, a dispetto del suo basso livello trofico. Dopo i primi quattro anni, le quantità vendute crescono rapidamente fino a raggiungere le 60.000 tonnellate (peso con valve) nel 1997 ad un prezzo di 1.69 euro/Kg. *Tapes*, quindi, incide notevolmente sull'andamento dell'RPI soprattutto nei primi anni, nei quali spunta prezzi molto elevati rispetto al suo livello trofico.

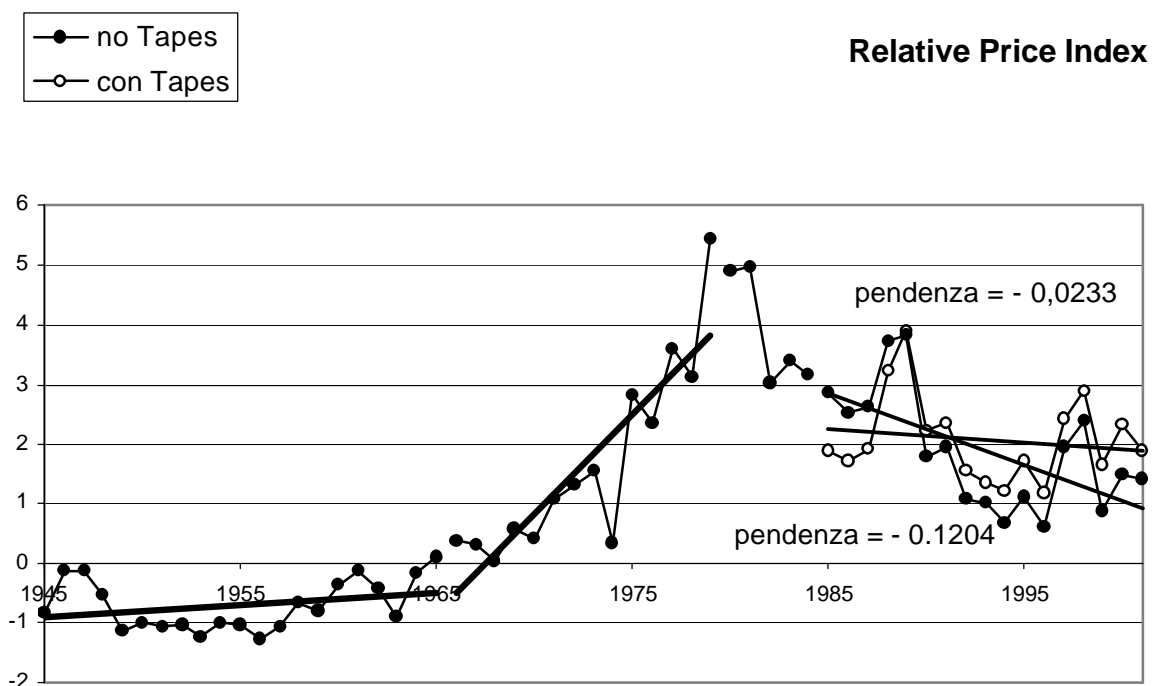


Fig. 7 – Relative Price Index per gli anni dal 1945 al 2001. Si possono identificare tre andamenti differenti: un primo periodo in cui i valori sono negativi, un secondo periodo di crescita ed un terzo di decrescita.

In figura 8 sono confrontate le rette di regressione tra TL e prezzo al Kg per quattro anni significativi: 1951 ($RPI = -1.07$), 1972 ($RPI = 1.3$), 1979 anno in cui si presenta il picco ($RPI = 5.433$), 1993 (1.021).

Il prezzo al Kg di baicoli, moleche e masanete, gamberetti e gamberetti grigi è più variabile negli anni rispetto al prezzo delle altre specie, (non considerando in questa analisi *Tapes*). Sono quindi queste le specie che più incidono sulle variazioni dell'inclinazione dell'RPI.

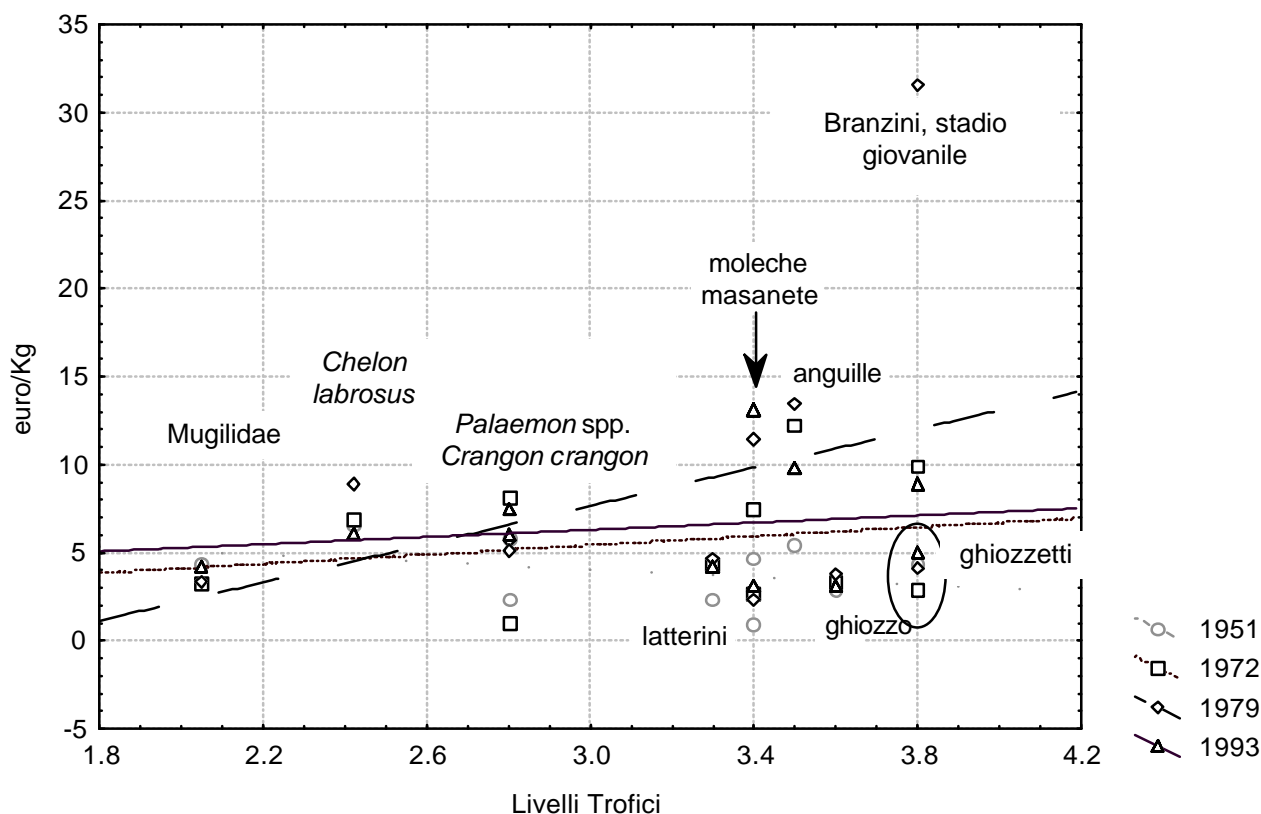


Fig. 8 – Regressioni tra Livello Trofico – prezzo dei 12 prodotti considerati nel calcolo del RPI per quattro anni significativi (1951, 1972, 1979, 1993).

Considerando il prezzo medio al Kg e la quantità venduta nel periodo 1945-2001, la relazione è inversa per tutte le specie salvo che per gamberetti, branzini e boscage.

Per le anguille, i ghiozzetti, i latterini, *Crangon crangon*, lo stadio giovanile dei branzini e le moleche (Fig. 9) il 1979 costituisce un netto punto di rottura tra due situazioni diverse. Nel caso di *Crangon crangon* e moleche si passa da un andamento pressoché costante ad un forte trend di crescita (gamberetti grigi prima del 1979: -0.0022 , dopo: $-1 \cdot 10^{-5}$; moleche prima: 0.0005 , dopo: $-5 \cdot 10^{-5}$) mentre per lo stadio giovanile dei branzini, anguille e latterini i valori sono traslati verso l'alto: a parità di quantità vendute i prezzi sono maggiori.

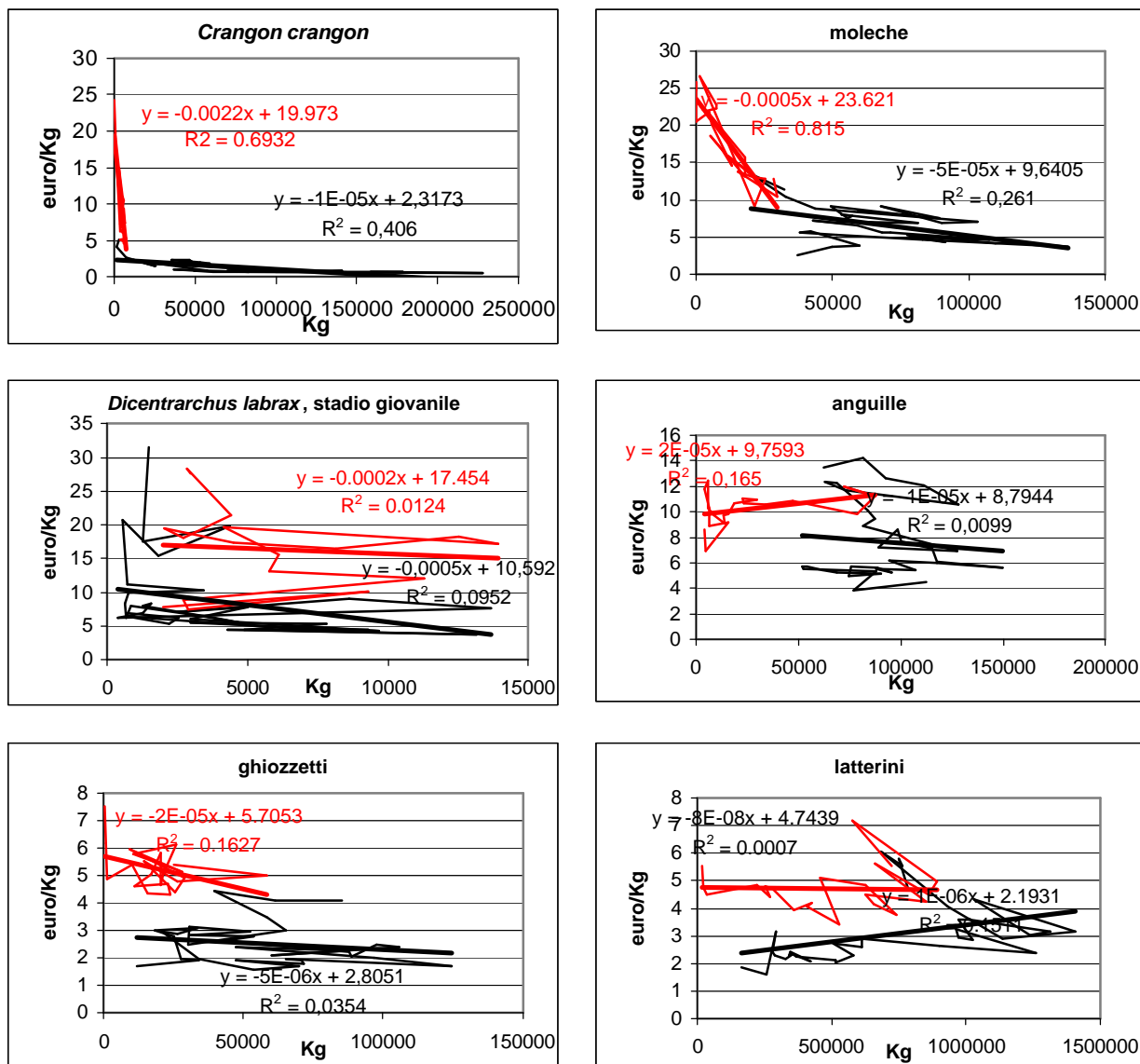


Fig. 9 – rapporto quantità vendute – prezzo per le serie storiche 1945-1979 e 1980-2001 relative alle sei specie più significative.

Allo scopo di comprendere quali possano essere guadagni e perdite dovuti alle variazioni dei prezzi al mercato ittico, sono stati confrontati i valori dello sbarcato di due differenti anni (1991 e 2001), applicando i prezzi delle singole specie registrati in quattro differenti situazioni economiche (1965, 1979, 1991 e 2001) (Vasconcelos e Sumaila, 1999).

Nel 1965 iniziano ad essere usate le prime imbarcazioni a motore e l'RPI è negativo. Nel 1979 l'RPI assume il valore più elevato degli ultimi 54 anni.

Il 1991 è uno degli anni che, nelle analisi della serie storica, presenta il più alto LTm e il 2001 quello che presenta il valore più basso.

I quantitativi relativi al 1991, non considerando *Tapes*, permetterebbero un miglior rendimento economico se fossero rapportati ai prezzi attribuiti negli altri tre anni in esame. Mentre i quantitativi del 2001 sono valutati di più se vengono loro attribuiti i prezzi del 1979 o del 1991, comunque non quelli del 2001.

		quantitativi			
		1991		2001	
prezzi relativi al		totali	totali senza <i>Tapes</i>	totali	totali senza <i>Tapes</i>
		1965	5,148,045	5,148,045	746,358
	1979	6,202,876	6,202,876	965,653	965,653
	1991	9,982,307	5,072,230	151,918,851	839,572
	2001	12,283,777	6,241,231	186,726,381	801,897

Tab 2 – Ricavi al mercato relativi a diversi scenari economici (1991 e 2001) applicati allo sbarcato degli anni 1965, 1979, 1991 e 2001.

Basandosi su interviste fatte ai pescatori ed osservazioni tratte dalla collaborazione con essi durante le fasi di campionamento sono stati stimati i ricavi ed i guadagni di un pescatore artigianale, considerando come unica spesa quella del carburante per la barca.

Il ricavo di un pescatore che praticava la pesca mediante cogolli era, nel 1991 33,810.67 euro e nel 2001 27,888.67 euro; il guadagno netto, detratte le spese di carburante è rispettivamente 29,334.71 euro nel 1991 e 23,412.71 nel 2001.

4.4 Reference Points – scenari ottenuti mediante Ecosim

I risultati ottenuti dalle simulazioni temporali realizzate mediante Ecopath consentono di individuare alcuni ‘punti di interesse’ o ‘ direzioni di interesse’ che potrebbero, per certi versi, essere considerati *reference points* o *reference directions*.

In figura 9 sono riportate le catture della pesca artigianale, separate per specie o gruppi di specie, al variare dello sforzo di pesca da 0 a 2, considerando costante, al livello attuale, lo sforzo di pesca di *Tapes*. Il MSY relativo alle quattro specie è raggiunto per valori di sforzo di pesca artigianale inferiori a 1.1; nel caso dei Mugilidae tale livello è raggiunto già con bassi valori di F.

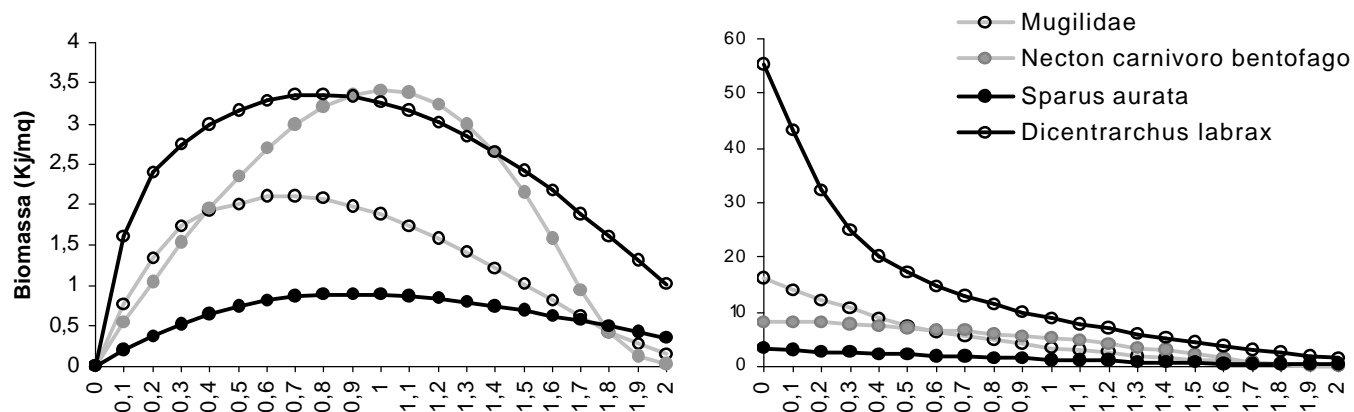


Fig. 9 - Stime di catture di tre specie ed un gruppo target della pesca artigianale al variare dello sforzo di pesca (da 0.0 a 2.0) e relative biomasse in ambiente. Sulle curve del grafico relativo alle catture sono identificabili i MSY per ogni curva considerata ed i relativi sforzi di pesca che devono essere applicati per raggiungere tale obiettivo.

In figura 10 è riportato l'andamento delle catture di *Tapes philippinarum* e la densità presente in ambiente, al variare dello sforzo di pesca, per scenari che prevedono di portare lo sforzo di pesca dalla situazione attuale ($F_{\text{tap}} = 1$) a valori compresi tra 1.3 e 0, mentre lo sforzo di pesca artigianale rimane costante ad 1.

Ad una diminuzione dello sforzo di pesca corrisponde una minor cattura e di conseguenza una maggiore quantità della risorsa in ambiente; gli andamenti sono quindi rispettivamente monotono crescente e decrescente.

Il limite di $F_{\text{tap}} = 1.3$ non è sufficiente a raggiungere il valore massimo della curva di produzione, questo non permette di trovare il MSY della risorsa *Tapes*.

Questo fenomeno, secondo il quale la risorsa può sostenere ritmi di sfruttamento elevati senza che lo stock diminuisca è stato definito il "paradosso del *Tapes*" (Libralato *et al.*, 2002) e troverebbe spiegazione nel fatto che l'effetto della risospensione del sedimento causato dalla pesca con la rusca rimette a disposizione degli organismi filtratori quantità di nutrimento

direttamente proporzionali allo sforzo di pesca, alimentando così la risorsa sfruttata e permettendo di aumentare lo sforzo di pesca senza che la risorsa ne risenta.

Una riduzione di F_{tap} determina invece, secondo la simulazione, un incremento lineare delle catture relative alla pesca artigianale. Confrontando le biomasse catturate dalla pesca artigianale corrispondente a $F_{tap} = 0$ e $F_{tap} = 1.3$ il modello individua un incremento del 60% della biomassa pescata. Parallelamente la biomassa totale del sistema aumenterebbe del 9.35%.

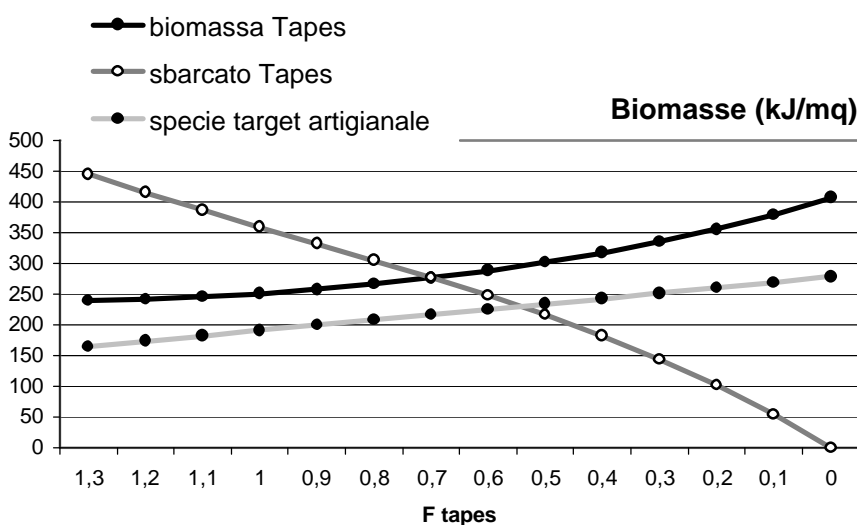


Fig 10 – Stime di catture di *Tapes philippinarum* e di specie target della pesca artigianale e di biomassa di *T. philippinarum* in ambiente per la serie di simulazioni relative a $F_{art} = 1$ e F_{tap} variabile da 1.3 a 0.

Se si considera lo sbarcato relativo alla pesca artigianale al variare di F_{tap} e F_{art} (rispettivamente tra 0.0 e 1.2, 0.0 e 2.0) è possibile verificare a quali scenari siano associate le massime catture (MSY).

In figura 11 sono riportate le quantità di pescato relative alla pesca artigianale per tutti gli scenari simulati. Le catture massime (MSY) per le tre serie di scenari si ottengono per $F_{tap} = 0.0$, e $F_{art} = 1.6$ (catture = 24.5 kJ*m²), per $F_{tap} = 0.5$ e $F_{art} = 1.5$ (catture = 19 kJ*m²), e per $F_{tap} = 1.0$ con $F_{art} = 1.2$ (catture = 15.6 kJ*m²). Si rileva quindi un primo effetto indiretto sulla pesca artigianale dovuto alla pesca di *Tapes*: col diminuire dello sforzo di pesca di *Tapes* sono sempre più elevati i livelli di MSY raggiungibili dalla pesca artigianale.

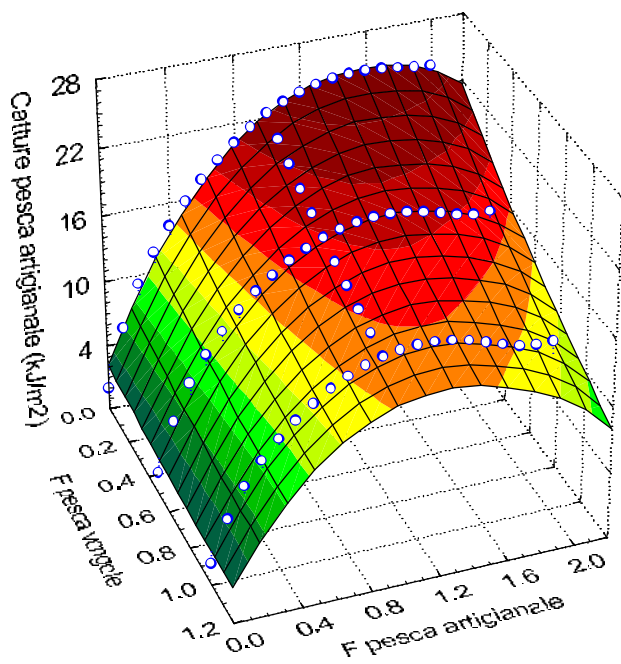


Fig. 11 – Stima delle catture totali della pesca artigianale relativi a variazione dello sforzo di pesca artigianale e delle vongole.

L'incremento delle catture della pesca artigianale al variare di F_{art} (Fig. 12) non è legato ad F_{tap} in modo lineare: ad esempio con $F_{art} = 1.0$ e $F_{tap} = 0$ l'aumento delle catture è pari al 50% mentre in corrispondenza di $F_{tap} = 0.5$ l'incremento è del 20%.

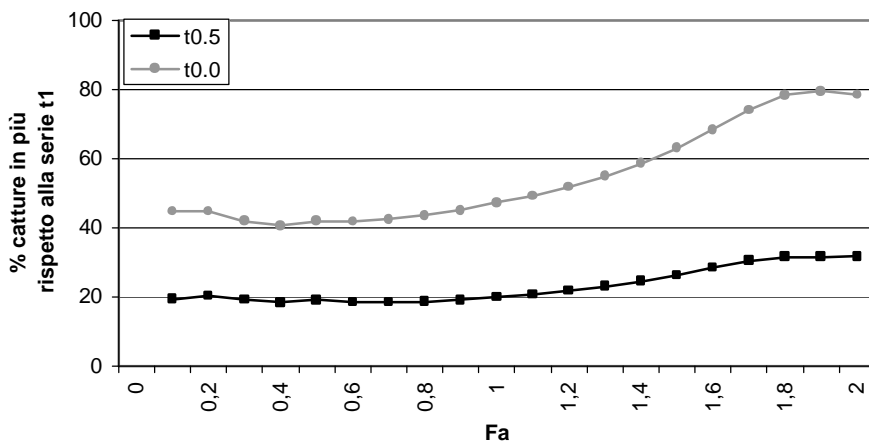


Fig. 12 – Stima delle catture della pesca artigianale al variare dell'intensità della pesca stessa per le due serie di scenari al variare della pesca artigianale espresse in percentuale rispetto alla serie $F_{tap} = 0.0$.

Catture totali (Fig 13 a) e scarto totale (Fig 13 b) in funzione dei diversi livelli di F_{tap} e F_{art} crescono al crescere dello sforzo di pesca, ma l'aumento è più rapido all'aumento della pesca di *Tapes* piuttosto che all'aumento della pesca artigianale.

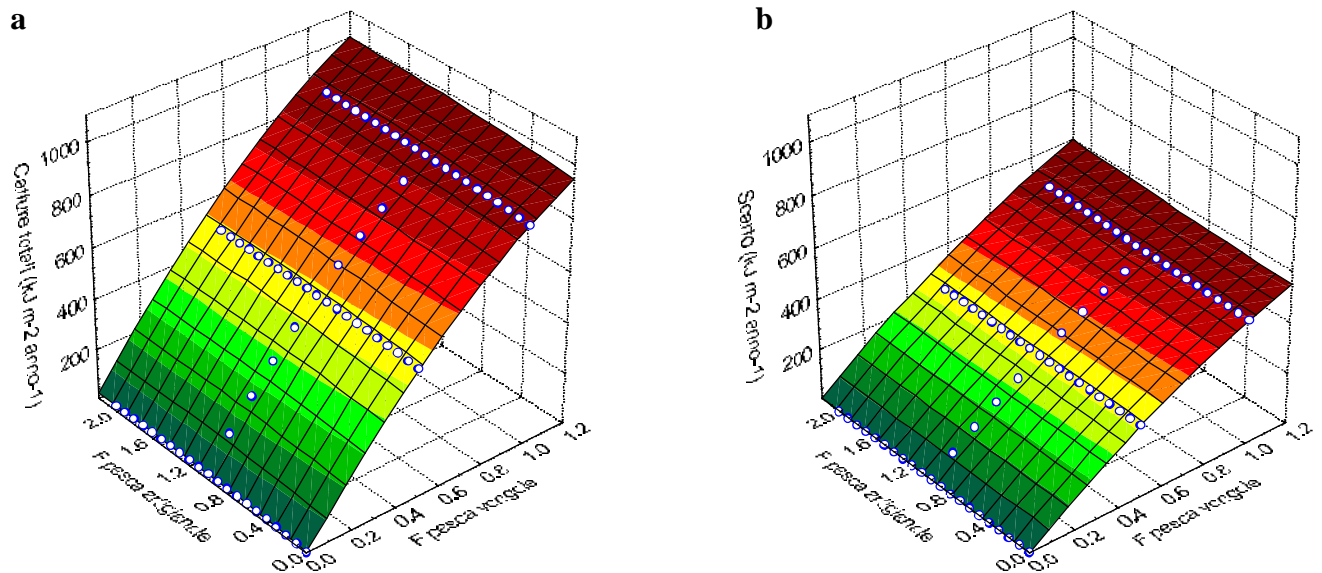


Fig. 13 – (a) Catture totali e (b) scarto relativi alle due attività di pesca principali esercitate in laguna di Venezia.

La biomassa dell'ecosistema diminuisce all'aumentare dello sforzo di pesca di *Tapes* e artigianale; come per scarto e catture totali, anche per la biomassa è la pesca di *Tapes*, più che la pesca artigianale, che influisce maggiormente sulle variazioni osservate.

Nello scenario in cui la pesca è totalmente assente ($F_{tap} = F_{art} = 0$) la biomassa raggiungerebbe circa i 3000 (Kg/m^2) mentre attualmente ($F_{tap} = 1.3$, $F_{art} = 1$) non raggiunge nemmeno i 2700 Kg/m^2 .

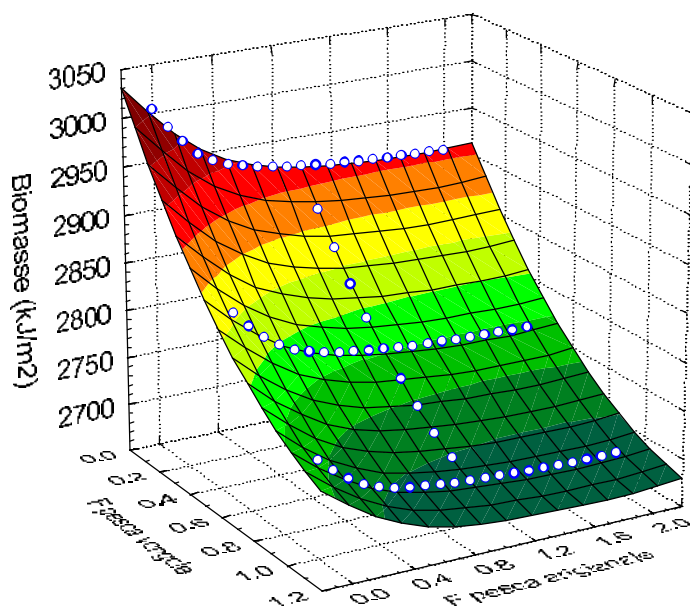


Fig. 14 - variazioni di biomassa (è considerata solo la biomassa viva) del sistema per tre serie di scenari all'aumentare dello sforzo della pesca artigianale.

E' stato calcolato il livello trofico medio (LTm) del sistema relativo a tutti gli scenari. Il LTm diminuisce per valori elevati di F_{art} . Per valori di F_{art} compresi tra 0.0 e 0.6, il decremento è rapido poi segue un andamento rettilineo con una inclinazione meno accentuata.

Le simulazioni indicano una relazione inversa tra LTm del sistema e sforzo di pesca, con una riduzione più marcata nel caso di aumento di F_{tap} piuttosto che nel caso di aumento di F_{art} (Fig. 15).

L'ampiezza delle variazioni di LTm del sistema causate dall'aumento di F_{art} non sono comunque mai paragonabili all'ampiezza delle variazioni causate dall'aumento di F_{tap} : un aumento di F_{art} da 0.5 a 1.0 (con $F_{tap} = 1.0$) genera una diminuzione di $LTm = 0.04$, mentre un aumento di F_{tap} da 0.5 a 1.0 (con $F_{art} = 1.0$) causa una diminuzione di $LTm = 0.08$, il doppio che nel caso precedente.

Il LTm delle catture derivanti dalla pesca artigianale, dopo un iniziale andamento decrescente (da $F_{art} = 0.0$ ad $F_{art} = 0.4$) segue un incremento, più o meno rapido a seconda della serie considerata, ma comunque costante, fino a raggiungere un massimo ($F_{art} = 1.6$ con $F_{tap} = 0$, $F_{art} = 1.8$ con $F_{tap} = 0.5$ e $F_{art} = 2$ con $F_{tap} = 1.0$).

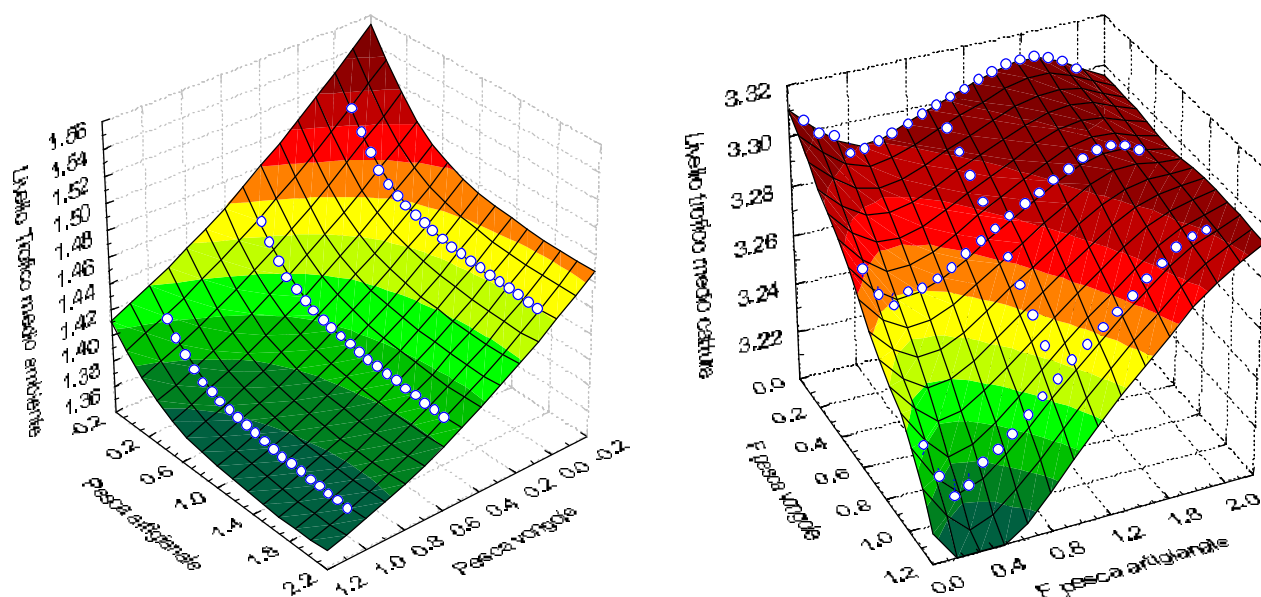


Fig. 15 - Livello trofico medio in ambiente (a) e delle catture artigianali (b). Si noti la scala differente dei due LTm dovuti al fatto che in ambiente è incluso il livello trofico di tutte le specie, anche gli autotrofi, che essendo presenti con elevate biomasse, abbassano il LTm.

In tabella 3 sono riportati i risultati delle ottimizzazioni per i tre aspetti: ecologico, economico e sociale ottenuti dal modello. Si nota che per l'ottimizzazione economica e sociale vengono ritenuti importanti rispettivamente la pesca di *Tapes* e la pesca artigianale, mentre l'ottimizzazione ecologica prevede l'abbattimento totale delle due attività.

ottimizzazione	Sforzo di pesca	
	<i>Tapes</i>	artigianale
economica	1.6	0.3
sociale	0.0	1.0
ecosistemica	0.0	0.0

Tab. 3 – Valori dello sforzo di pesca, per le due attività di prelievo esercitate in laguna, necessari ad ottenere l'ottimizzazione economica, sociale ed ecosistemica

5. Discussione

I risultati delle analisi dei livelli trofici medi dello sbarcato evidenziano la presenza di tre periodi distinti. Dal 1945 al 1965, il LTm, sembra compiere oscillazioni attorno ad un valore piuttosto costante; i quantitativi di sbarcato presso il mercato, invece, nello stesso periodo, risultano in costante aumento. Questi primi 20 anni corrispondono al periodo nel quale si è verificata la motorizzazione della flotta lagunare (Mozzi, 1967). In conseguenza alla diffusione del motore, dati i limiti fisici imposti dall'ambiente lagunare le aree sfruttate dalla pesca artigianale in laguna non possono aumentare, l'aumento dello sforzo di pesca è quindi legato principalmente alla riduzione dei tempi di trasferimento e quindi all'aumento della frequenza di controllo delle "arti" da pesca.

Il fatto che l'aumento dello sbarcato non si rifletta in un cambiamento di LTm può essere un'indicazione di sostenibilità dello sfruttamento.

Nella fase successiva (1966 – 1989) si osserva una diminuzione delle quantità di pescato ed un lieve aumento del LTm. Negli anni '70 si è verificato un aumento del grado di trofia dell'ecosistema che tende a passare in uno stato eutrofico a causa dell'aumento dell'apporto di nutrienti. Inoltre la variazione del rapporto N:P (Ciavatta, 1999) manifestatasi nello stesso periodo, produce una sostanziale modifica della produzione primaria lagunare che passa dalla colonna d'acqua (fitoplancton) al fondo (macroalghe).

Tale produzione primaria, a causa dell'apporto massiccio di nutrienti, innesca fenomeni di bloom macroalgali con valori molto elevati in termini di biomassa per metro quadrato (Sfriso e Marcomini, 1997; Flindt *et al.* 1997); la biomassa, inoltre, durante la notte consuma grandi quantità di ossigeno, determinando condizioni di anossia e la materia organica morta non può essere mineralizzata se non da batteri anaerobi, innescando così gravi crisi distrofiche. Rispetto al fitoplancton, le specie macroalgali coinvolte (*Ulva rigida*, *Enteromorpha* spp.), risultano meno appetibili per i consumatori primari, di conseguenza, l'energia contenuta in tale biomassa rimane segregata nel comparto e, dunque, non disponibile per la rete trofica.

La segregazione dell'energia nel livello trofico più basso e l'eutrofizzazione hanno ripercussioni su tutta la catena trofica, secondo un effetto bottom-up che determina la diminuzione della biomassa dei livelli trofici superiori nonché del pescato. Questa fase di sviluppo dell'ecosistema può essere fatta corrispondere a quanto descritto per altri ecosistemi mediterranei e non, per i quali la produzione della pesca è legata al 'runoff' di fiumi di grande portata come il Nilo, il Po ed il Reno (Caddy, 1993; Caddy, 2000).

Nell'ultimo periodo dal 1990 al 2001 si possono infine individuare due fasi distinte: inizialmente si verifica una drastica diminuzione del LTm ed un altrettanto rapido aumento dello sbarcato di *Tapes philippinarum*, mentre i quantitativi di sbarcato derivanti dalla pesca artigianale hanno un andamento pressoché costante; poi, dal 1997, si osserva anche una diminuzione delle catture relative alla pesca artigianale.

Perché si possa ritenere di essere in presenza del fenomeno del “Fishing Down Food Web” è necessario che, assieme alla diminuzione del LTm ci sia anche una diminuzione del pescato ed un aumento dello sforzo di pesca. Questi tre elementi infatti permettono di descrivere uno dei maggiori effetti dovuti all'aumento dello sforzo di pesca: l'esaurimento dei predatori apicali e delle specie aventi un lungo ciclo vitale ed un conseguente spostamento della pressione di pesca sulle specie aventi un basso livello trofico (Pauly *et al.*, 2000a).

In laguna di Venezia, quindi, la diminuzione del LTm degli ultimi 10 anni non descrive il fenomeno FDFW, poiché, almeno nella prima fase, essa non è accompagnata da una diminuzione del pescato, mentre nella seconda, non è accompagnata da un aumento dello sforzo di pesca.

Ulteriori considerazioni sullo stato del sistema lagunare possono essere fatte sulla base dell'analisi dell'Efficienza di Trasferimento (ET) che valuta appunto “l'efficienza” di trasferimento dell'energia tra i diversi comparti della rete trofica.

Nel primo periodo per il quale è stata stimata l'ET, dal 1965 al 1973, il valore ottenuto risulta piuttosto elevato, maggiore del valore guida per gli ecosistemi acquatici individuato da Pauly e Christensen (1995): l'ecosistema lagunare, quindi, in questo periodo, mostrava di trovarsi in uno stato di elevata efficienza energetica.

Nel periodo delle crisi distrofiche (1973-1989), il valore della ET si abbassa drasticamente; la segregazione dell'energia nella biomassa macroalgale, provoca infatti un forte rallentamento dei cicli di trasferimento.

L'introduzione di *Tapes* in laguna di Venezia (nel 1983, cfr. Cesari e Pellizzato, 1985) il repentino incremento della sua biomassa e della conseguente attività di prelievo, possono giustificare l'elevato valore dell'Efficienza di Trasferimento stimato per l'ultimo decennio. Il metodo di raccolta, infatti, risospendendo ingenti quantità di sedimento, trasforma il substrato “da alimento non disponibile in alimento disponibile”, rendendo così disponibile energia altrimenti confinata. La risorsa che maggiormente sembra trarre giovamento da questo fenomeno di risospensione è *Tapes* stesso. Si ipotizza infatti la presenza di una sorta di

‘paradosso *Tapes*’: la risorsa sfruttata, a causa di un feed-back positivo, risulta favorita dalla stessa attività di sfruttamento (Libralato *et al.*, 2002; Pranovi *et al.* in press).

Come si può notare dunque l’analisi dei due indici LTm ed ET applicati alle serie storiche delle catture consente di descrivere i diversi stadi attraversati dall’ecosistema lagunare nel corso dell’ultimo cinquantennio, evidenziando i tre principali eventi: l’aumento dello sforzo di pesca legato all’avvento del motore, le crisi distrofiche e lo sfruttamento della risorsa costituita da *Tapes*. L’analisi adottata consente inoltre di valutare gli effetti causati dalla raccolta di *Tapes* con attrezzi meccanici sull’intera rete trofica lagunare.

Per ottenere una piena comprensione dei fenomeni osservati è però necessario allargare l’indagine anche ad aspetti inerenti l’ambito più prettamente economico. Le richieste e le dinamiche del mercato dipendono da molteplici fattori quali le preferenze dei consumatori, la disponibilità della risorsa e di conseguenza la possibilità del pescatore di fornire il prodotto richiesto. Allo scopo di individuare quali possano essere state le principali forzanti nella determinazione dei prezzi dello sbarcato della laguna di Venezia, è stata effettuata un’analisi dei prezzi della serie storica dal 1945 al 2001 basata sui livelli trofici delle singole specie pescate.

Le specie a livello trofico più elevato essendo più rare e pregiate, dovrebbero spuntare, rispetto ai livelli trofici inferiori, prezzi più elevati (Sumaila, 1998). In realtà, applicando l’RPI è stato evidenziato che, nel corso dei 55 anni considerati, si sono verificati dei cambiamenti nei criteri di valutazione monetaria di specie aventi rispettivamente alto e basso livello trofico, ed è stato così possibile identificare andamenti diversi per i tre periodi precedentemente evidenziati.

Nel primo periodo, dal 1945 al 1965, l’RPI assume valori negativi, i prezzi dunque sembrano comportarsi in modo controintuitivo, in quanto specie a basso livello trofico in particolare le borseghe ed altri cefali vengono valutate di più di quelle ad elevato LT.

Nel secondo periodo, dal 1965 al 1979, l’RPI assume valori positivi. Le crisi distrofiche degli anni ’70 si manifestano quindi in un aumento dell’RPI e nella variazione della composizione dei prezzi che vedono un apprezzamento delle specie a più alto livello trofico, che infatti diminuiscono in quantità; in questi anni viene quindi rispettata la regola economica che vede un aumento dei prezzi se le quantità diminuiscono ed il sistema, anche economico, rientra in una logica legata al rapporto quantità prezzo.

La terza fase, dal 1979 al 2001, vede una diminuzione dell'RPI: *Tapes* influisce pesantemente sull'RPI abbassandone o alzandone il valore a seconda delle quantità.

E' comunque da notare che il 1979 rappresenta un anno chiave, in quanto mostra il picco del RPI ed anche un "punto di rottura" per il prezzo di quasi tutte le specie considerate.

In alcuni periodi, quindi, l'RPI assume valori diversi dall'alto valore che l'RPI assumerebbe in una situazione ipotetica nella quale i bassi livelli trofici costassero meno dei livelli trofici elevati. *Tapes*, ancora una volta, si è rivelato essere un elemento importante nelle modifiche del sistema economico oltre che di quello ambientale.

In linea teorica si può affermare che la scarsità delle specie aventi ciclo vitale più lungo (LT elevato), indotta da fenomeni diversi, ad esempio FDFW, o da qualsiasi altro fenomeno, dovrebbe determinare un aumento dei loro prezzi più rapido di quanto non sia la crescita dei prezzi dei più abbondanti prodotti sostituti. Tale aumento indurrebbe, di conseguenza a pratiche di pesca di tipo "conservativo", scoraggiando le catture delle specie a più alto prezzo. Questo dovrebbe agire rompendo il fenomeno FDFW e contribuendo alla conservazione dell'integrità dell'ecosistema (Sumaila, 1998). In realtà, come si è potuto verificare per la laguna di Venezia e come descritto da altri autori per altre situazioni (Sumaila, 1998; Hannesson 2002), si è verificato un meccanismo inverso per il quale, al modificarsi della rete trofica, è aumentato il prezzo delle specie a basso livello trofico reperibili in maggiore quantità. Non è quindi corretto attendere che il mercato sia in grado di rallentare o bloccare il fenomeno del FDFW, che talvolta risulta essere addirittura accelerato dalle dinamiche economiche (Sumaila, 1999).

Quindi, nell'attuale situazione della pesca in laguna di Venezia, in cui l'attività artigianale ha dimostrato aver raggiunto un livello di sfruttamento sostenibile mentre la raccolta meccanica delle vongole ha determinato ingenti cambiamenti ecologici ed economici, sempre più pressante si fa la necessità di individuare dei concreti obiettivi gestionali. Infatti la recente introduzione e sfruttamento di *Tapes*, non è stata accompagnata da alcuna forma di gestione, lasciando così che si sviluppasse una situazione di libero accesso in cui la risorsa può essere sfruttata da chiunque, legalmente o illegalmente, riesca ad inserirsi nel mercato, e quindi, in una situazione di totale deregolamentazione.

Questa modalità di raccolta tenderà a stabilizzarsi solo quando ogni pescatore, ottimizzando la raccolta, avrà raggiunto il massimo dal proprio sforzo di pesca; mentre, finché ci sarà sufficiente biomassa, ci sarà spazio per l'inserimento di nuovi pescatori.

Un possibile obiettivo gestionale potrebbe essere quindi rappresentato, in linea teorica, dal MSY, che dovrebbe assicurare uno sfruttamento della risorsa tale per cui non si verifichi un declino della sua biomassa (FAO, 1995); le simulazioni effettuate hanno però verificato l'impossibilità di individuare un simile limite di sfruttamento a causa del succitato 'paradosso *Tapes*'.

Inoltre un'attività di prelievo che si basi sullo sfruttamento di una singola risorsa è estremamente pericolosa e vulnerabile in quanto quest'ultima è soggetta ad imprevedibili fluttuazioni naturali. Nel 2001, *T. philippinarum*, ha ad esempio manifestato degli inaspettati segni di declino a causa di bloom di picocianobatteri in laguna di Venezia.

La non sostenibilità del MSY e la non prevedibilità di alcune situazioni ambientali determinate dalle caratteristiche della risorsa e dalla tipologia del suo sfruttamento, indicano l'impossibilità di gestire della risorsa *Tapes* mediante MSY.

Inoltre le tecniche di raccolta di *Tapes*, differentemente da quanto auspicato dal Codice di Condotta per una Pesca Responsabile (FAO, 1996), non sono basate su principi di basso impatto, anzi, nel tempo sono state ideate tecniche che tendono a massimizzare l'efficienza della raccolta più che a causare minor impatto sull'ambiente. Quindi, anche individuando un ipotetico MSY per *Tapes*, e basando su di esso le restrizioni della pesca, si commetterebbe l'errore di non considerare tutti gli effetti di tale attività nell'intero ecosistema e le sue risorse. E' stato evidenziato che la pesca di *Tapes* ha effetti sulle catture della pesca artigianale, tanto che nella definizione del MSY della pesca artigianale è determinante il livello di sfruttamento del *Tapes* piuttosto che lo sforzo di pesca artigianale.

E' inoltre da considerare che, nella costruzione del modello, non è stata prevista alcuna relazione diretta tra le specie target della pesca artigianale e la pesca di *Tapes*, di conseguenza la diminuzione di biomassa all'aumentare dello sforzo di pesca di *Tapes* non possono che essere degli effetti indiretti di tale attività di pesca.

Gli effetti della pesca di *Tapes* si manifestano anche sulla biomassa e sul livello trofico medio del sistema che diminuiscono all'aumentare dello sforzo della raccolta meccanica.

Anche la pesca artigianale ha effetti, oltre che sulle proprie specie target, anche sulle specie non target, ma l'entità di questi cambiamenti non è paragonabile a quella dovuta alla pesca con la rusca. Quest'ultimo è un altro elemento che ci permette di confermare che la pesca artigianale è considerabile un'attività di basso impatto sulla risorsa e sull'ecosistema.

Dai risultati ottenuti dall'ottimizzazione ecosistemica pesca artigianale e pesca di *Tapes* pare abbiano lo stesso impatto, in quanto, per entrambi, è richiesto che lo sforzo di pesca sia azzerato; le precedenti analisi ci permettono però di fare un forte distinguo tra le due attività e di sostenere che l'abbassamento dello sforzo di pesca sarebbe urgente almeno per la pesca di *Tapes*.

L'ottimizzazione economica darebbe ragione ad un aumento della pesca di *Tapes*, al contrario l'ottimizzazione sociale è ottenuta esclusivamente dalla pesca artigianale.

A livello occupazionale il divario tra le due attività è consistente: per unità di prodotto sbarcato il numero di persone impiegate è 5 per la pesca artigianale e 0.3 per la pesca di *Tapes*; mentre per unità di guadagno il numero di persone è 10 per la pesca artigianale e 3 per la pesca del *Tapes*.

Anche solo confrontando il guadagno di un pescatore artigianale nel 1991, quando ancora gli effetti trofici dell'introduzione di *Tapes* non si erano manifestati, e nel 2001, anno in cui il livello trofico medio dello sbarcato era basso, è possibile notare che, nella situazione in cui il LTm era più alto e *Tapes* era sfruttato da poco tempo in modo intensivo, il pescatore guadagnava circa 6,000 euro in più che nel 2001. Questi valori quindi confermano il riflettersi degli effetti ecosistemici della pesca di *Tapes* sulla pesca artigianale.

Nella prospettiva di analizzare quindi l'indotto di entrambe le attività di pesca sarà necessario considerare costi e guadagni delle due attività separatamente, e valutare anche le perdite subite dalla pesca artigianale in seguito alle "mancate catture" causate dalla pesca meccanica delle vongole nonché i costi (esternalità negative) che deve sostenere la società in seguito alla diminuzione della biomassa e dei LTm del sistema.

Inoltre anche la "combinazione dei prezzi" dei differenti prodotti al mercato ittico spesso non ottimizza la resa economica, i quantitativi del 1991, infatti, avrebbero fruttato di più se ad essi fossero stati applicati i prezzi di vendita relativi al 2001 o al 1979, i quantitativi del 2001, al contrario sarebbero stati valutati meglio nel 1979 o nel 1991. In definitiva, il 1979, che è l'anno nel quale l'RPI raggiunge il valore massimo, riesce ad offrire la miglior distribuzione dei prezzi sia per il 1991 che per il 2001.

La pesca di *Tapes*, quindi, nel quadro dello sviluppo sostenibile delle attività antropiche è il principale elemento da gestire in quanto, è una delle principali cause delle modifiche dello stato del sistema negli ultimi anni, ed influisce direttamente con le altre attività produttive delle quali ne condiziona gli aspetti economici e sociali. Le attività artigianali di pesca, di

converso non sono impattanti sull'ecosistema ed arrivano ad influenzare solamente la risorsa che sfruttano.

L'eccessivo sfruttamento della vongola può, in prima istanza, essere ridotto facendo rientrare questa attività, attualmente non gestita, da una situazione di open access ad una forma di allevamento della risorsa.

La Provincia di Venezia sta adottando questo sistema affidando in concessione, ad ogni singolo allevatore-pescatore, delle aree nelle quali possa essere effettuata la raccolta di *Tapes* in modo controllato.

Tali concessioni dovranno però essere gestite in modo da venire riconosciute come unico sistema per la produzione delle vongole, altrimenti sarà facile che insorgano problemi di illegalità legati alla distribuzione della risorsa attraverso altre vie. Le concessioni e l'unione degli allevatori in un consorzio unico, potranno così essere assicurazione del fatto che il prezzo sarà controllato dalla loro produzione.

6. Conclusioni

Gli ambiti interessati dallo sfruttamento delle risorse alieutiche possono essere posizionati in uno spazio virtuale di tre dimensioni: ecologica, economica e sociale. Per impostare, quindi, delle politiche di gestione che permettano uno sfruttamento sostenibile è necessario considerare adeguatamente questi tre aspetti.

L'analisi delle serie storiche ha permesso di identificare nella pesca di *Tapes* un fattore determinante nei cambiamenti ecologici che si sono verificati nell'ultimo decennio, mediante l'utilizzo dell'RPI è stato verificato che il mercato non è in grado di invertire la tendenza a sfruttare sempre più specie a basso livello trofico. Gli effetti negativi che la pesca di *Tapes* genera sulla pesca artigianale non possono che avere riflessi negativi anche sull'economia della stessa. E' stato poi verificato, dal punto di vista sociale, che, potenzialmente, la pesca artigianale riveste una grande importanza nel determinare il numero di persone impiegate nel settore.

La pesca di *Tapes*, quindi, oltre ad essere non sostenibile dal punto di vista ambientale, determina profondi cambiamenti anche al sistema economico e sociale. Le attività artigianali di pesca, di converso, non sono impattanti sull'ecosistema ed arrivano ad influenzare solamente la risorsa che sfruttano.

Gli elementi che necessitano di una gestione sono quindi: la risorsa *Tapes*, il suo sistema di raccolta e lo sforzo di pesca ad essa applicato.

Per risolvere quindi questa situazione è auspicabile che avvenga uno spostamento dall'attuale situazione di libero accesso ad una sorta di allevamento della risorsa. In questo modo si otterrebbe un più diretto controllo sul prelievo della risorsa, sul prezzo della stessa e, probabilmente, ci sarebbe un aumento del numero di impiegati nel settore. Fondamentale, a questo scopo, diviene la gestione delle concessioni che non deve esaurirsi nel relegare le attività di pesca su superfici di dimensioni minori, ma istituire e rafforzare tutte le politiche necessarie a definire una univoca modalità di sfruttamento della risorsa *Tapes* e delle altre risorse della laguna.

Bibliografia

Botsford L.W., Castilla J.C., Peterson, C. H. 1997 – The management of fisheries and marine ecosystems. *Science* 277: 509-515

Caddy J.F., 1993 – Toward a comparative evaluation of human impacts on fishery ecosystems of enclosed and semi-enclosed seas. *Reviews in Fisheries Science*, 1: 57-95.

Caddy J.F., Csirke J., Garcia S.M., Grainger R.J.R., 1998 – How pervasive is “Fishing down marine food webs”? *Science*, 282, 1383a.

Caddy J.F., 2000 – Marine catchment basin effects versus impacts of fisheries on semi-enclosed seas. *ICES Journal of Marine Science*, 57:628-640.

Catanzano J. & Cunningham S., 2000 – On fishery status, the precautionary approach and sustainability: does a role exist for “trophic level” reference points? *CIESM – Fishing down the mediterranean food webs?*- Kerkyra, 26 – 30 July.

Cesari, P. & M. Pellizzato, 1985: Molluschi pervenuti in laguna di Venezia per apporti antropici volontari o casuali. Acclimazione di *Saccostrea commercialis* (Iredale e Rougley, 1933) e di *Tapes philippinarum* (Adams e Reeve, 1850). *Boll. Malac.*, 21: 237-274.

Charles A., 2001 – Sustainable fishery systems. Blackwell Oxford.

Ciavatta, 1999. Utilizzo di modelli matematici per la stima dei carichi massimi ammissibili: applicazione alla laguna di Venezia. Thesis, University of Venice, 120 p.

Da Ponte F., 2001 – La pesca a strascico come fattore di disturbo ecologico in laguna di Venezia e in alto Adriatico. Tesi di Laurea. Università Ca' Foscari di Venezia.

FAO, 1995 – Reference points for fisheries management. *FAO Fisheries Technical Paper*. Roma

FAO, 1996 – Precautionary approach to capture fisheries and species introductions. Roma

FAO, 2000 – The state of world fishery and aquaculture (SOFIA). Roma

Flindt M., Salomonsen J., Carrer M., Bocci M., e Kamp-Nielsen L., 1997 – Loss, growth and transport dynamics of *Chaetomorpha aerea* and *Ulva rigida* in the Lagoon of Venice during early summer field campaign. *Ecological Modelling*, 102:133-141.

Gislason H., Sinclair M., Sainsbury K., O'Boyle R., 2000 - Symposium overview: incorporating ecosystem objectives within fishes management. *ICES Journal of Marine Science*, 57: 468-475.

Granzotto A., Franzoi P., Longo A., Pranovi F., Torricelli P., 2001 – La pesca nella laguna di Venezia: un percorso di sostenibilità nel recupero delle tradizioni - Lo stato dell'arte. Rapporto sullo sviluppo sostenibile FEEM, 2.2001.

Hannesson R., 2002 – The economics of fishing down the food chain. *Canadian Journal of Fishery and Aquatic Science*, 59: 755-758.

Libralato S., Pastres R., Pranovi F., Raicevich S., Granzotto A., 2002 - Comparison between the energy flow network of two habitat in the Venice Lagoon. *Marine Ecology*, 23:1-9 (in press).

Libralato S., Pranovi F., Raicevich S., Da Ponte F., Giovanardi O., Pastres R., Torricelli P., Mainardi D. – Exploitation of the biological resources in the Venice Lagoon: a 'fishing down food webs' effect? *Journal of Marine Systems* *submitted*.

Lindeman R.L, 1942 – The trophic-dynamic aspect of ecology. *Ecology*, 23:399-418.

Mozzi C., 1967 – Notizie sulla flotta di Chioggia e Venezia. *Arch. Oceanogr. Limnol.*, 15: 245-286.

Pauly D., Christensen V., 1995 – Primary Production required to sustain global fisheries. *Nature*, 347: 255-257.

Pauly D., Christensen V., Dalsgaard J., Froese R., Torres Jr. F., 1998 – Fishing down marine food webs. *Science* 279: 860-863.

Pauly D., Christensen V., Froese R., Palomares M.L., 2000 – Fishing down aquatic food webs. *American Scientist*, 88.

Pauly D., Froese R., Sa-a P.S., Palomares M.L., Christensen V., and Rius J., 2000 – TrophLab Manual. ICLARM, Manila.

Pauly D., Palomares M. L. – Fishing down marine food web: it is far more pervasive than we thought. *In press*

Pauly D., V.Christensen, S Guénette, T.J. Pitcher, U.R. Sumaila, C.J.Walters, R.Watson, D. Zeller, 2002 - Towards sustainability in world fisheries. *Nature*, 418: 689-695.

Pinnegar J.K., Jennings S., O'Brien C.M., Polunin N.V.C., 2002 – Long-term changes in the trophic level of the Celtic Sea fish community and fish market price distribution. *Journal of applied Ecology*, 39: 377-390.

Pranovi F. e Giovanardi O., 1994 – The impact of hydraulic dredging for short-neckd clams, *Tapes* spp., on an infaunal community in the lagoon of Venice. *Sci Mar*, 58 (4): 345-353.

Pranovi F., Libralato S., Raicevich S., Granzotto A., Pastres R., e Giovanardi O., 2002 – Mechanical clam dredging in Venice Lagoon: effects on ecosystem stability evaluated with a trophic mass-balance model. *Marine Biology*, *submitted*.

Provincia di Venezia, 2000 – Piano per la gestione delle risorse alieutiche delle lagune della provincia di Venezia. 1-50.

Ricklefs R.E., 1993 – Il flusso di energia nell'ecosistema. In: Ecologia. Ed. Zanichelli. pp.849

Rosenberg A., Bigford T.E., Leathery S., Hill R.L., Bickers K., 2000 – Ecosystem approaches to fishery management through essential fish habitat. *Bulletin of Marine Science*, 66(3): 535-542.

Sissenwine M.P., Mace P.M., 2001 – Governance for responsible fisheries: an ecosystem approach. Reykjavik, Iceland 1- 4 October 2001.

Sfriso A. & Marcomini A., 1999. Macrophyte production in a shallow coastal lagoon. Part II: Coupling with sediment, SPM and tissue carbon, nitrogen and phosphorous concentrations. *Marine Environmental Research*: 47: 285-309.

Stefansson G., 2001 – Multi-species and ecosystem models. Reykjavik conference on responsible fisheries in the marine ecosystem. Reykjavik, Iceland 1- 4 October 2001

Stergiou K.I. e Koulouris M., 2000 – Fishing down the marine food webs in the Hellenic seas. *CIESM Workshop Series*, 12: 73-78.

Sumaila U.R., 1998 – Markets and the fishing down marine food webs phenomenon. *Bulletin Echos of expo '98* 11(3-4): 25-26

Symes D., 2000 – Integrated management: the implications of an ecosystem approach to fisheries management. *In: Effects of fishing on non-target species and habitats*. Ed. Kaiser M.J. e de Groot S.J. Blackwell Science Oxford.

Sumaila U.R., 1999 - Economic analyses of fisheries impacts on food webs: pricing down marine food webs. *In: Pauly D., Christensen V., Coelho L. "Proceedings of the EXPO'98 Conference on Ocean Food Webs and Economic Productivity"*. ACP-EU Fisheries Research Report Number 5.

Vasconcelos M. e Sumaila U.R., 1999 – Regional ecological-economic analysis of fisheries:
The case of the Eastern Bering Sea Ecosystem. ACP-EU Fisheries Research Report Number 7

RAPPORTI SULLO SVILUPPO SOSTENIBILE DELLA FONDAZIONE ENI ENRICO MATTEI
[HTTP://WWW.FEEM.IT/WEB/ACTIV/_RAPSVSOST.HTML](http://www.feem.it/web/attiv/_rapsvsost.html)

- 1.2001 *Alfonso GAMBARDELLA e Salvatore TORRISI: Nuova industria o nuova economia? L'impatto dell'informatica sulla produttività dei settori manifatturieri in Italia*
- 2.2001 *A. GRANZOTTO, P. FRANZOI, A. LONGO, F. PRANOVI e P. TORRICELLI: La pesca nella laguna di Venezia: un percorso di sostenibilità nel recupero delle tradizioni. Lo stato dell'arte*
- 3.2001 *Duccio BIANCHI, Daniela MAURI e Giuseppe SAMMARCO: Dal Bilancio sociale al Bilancio di sostenibilità: metodologie ed esperienze a confronto*
- 4.2001 *Giovanna LANDI, Erica SOZZI e Elena STEFANONI: La Protezione dell'aria ambiente nelle città. La disciplina per la tutela dell'aria in ambiente urbano. Casi nazionali ed europei.*
- 1.2002 *Roberta SALOMONE e Giorgio VICINI: La gestione ambientale d'impresa in Europa e in Italia: territori a confronto*
- 2.2002 *Mirko MORO e Giorgio VICINI: L'informativa ambientale nei bilanci d'esercizio: risultati di un'indagine empirica nel settore oil & gas*
- 3.2002 *Roberta CAMERA e Marialuisa TAMBORRA: Gli accordi volontari in Italia: risultati di un'indagine empirica*
- 4.2002 *Alessandro COSTA e Jan VAN DER BORG: Cluster di attività e competitività urbana. Quattro casi di studio*
- 1.2003 *Daniela MAURI e Teresa Dina VALENTINI: Un approccio alla rendicontazione di sostenibilità: impostazione metodologica ed indicatori*
- 2.2003 *Gabriella CAMARSA: Turismo sostenibile: l'impatto ambientale provocato dalle navi da crociera e dai turisti. Azioni e metodologie*
- 3.2003 *A. GRANZOTTO, F. PRANOVI, S. LIBRALATO, P. TORRICELLI, D. MAINARDI: Valutazione degli effetti della pesca a livello ecosistemico in laguna di Venezia*