



**IMPATTO E GESTIONE DELLA PESCA  
IN LAGUNA**



## STUDIO MULTIDISCIPLINARE SUGLI EFFETTI DELLA RACCOLTA DELLE VONGOLE CON LA RUSCA IN LAGUNA DI VENEZIA

Tratto da: PRANOVI F., DA PONTE F., RAICEVICH S., GIOVANARDI O., 2003, "A multidisciplinary study of the immediate effects of mechanical clam harvesting in the Venice Lagoon", *ICES Journal of Marine Science.*, 61/1: 43-52

La pesca è l'attività umana più diffusa per lo sfruttamento dell'ambiente marino (Jennings e Kaiser 1998) ed attualmente è riconosciuta come una delle cause del cambiamento della biodiversità marina su scala globale (NRC 1995). Durante gli ultimi anni la comunità scientifica ha posto attenzione agli ampi effetti ecosistemici che l'attività di pesca ha sulla catena trofica, sulle interazioni tra le specie, sulla struttura e la dinamica delle popolazioni, sugli effetti sulle specie non commerciali e sull'ambiente fisico bentonico (Jennings e Kaiser 1998; Kaiser *et al.* 2001).

In alcuni casi, l'attività di pesca ha prodotto degli spostamenti nelle condizioni di equilibrio degli ecosistemi, con gravi perdite in termini di risorse ecologiche ed economiche (Peterson *et al.* 1987; Scheffer *et al.* 2001). Per questo motivo, la minimizzazione degli effetti negativi delle attività di pesca è percepita come un importante componente nei programmi di gestione in molte parti del mondo (Benaka 1999; Kaiser e De Groot 2000) ed essa deve essere uno degli obiettivi principali delle politiche di gestione delle "zone sensibili". Fra i vari tipi di attrezzature da pesca, quelli che effettuano il dragaggio del fondale per la cattura delle specie demersali producono un impatto che supera quello di qualunque altro disturbo naturale e antropogenico sulla piattaforma e sulla scarpata continentale (Wätling e Norse, 1998). Queste attrezzature raschiano o arano il fondo marino, sospendono il sedimento, alterano i processi biogeochimici nell'interfaccia acqua-sedimento, cambiano la tessitura del sedimento, distruggono gli organismi del fondale ed anche rimuovono e trasportano in altre aree le specie non commerciali (Wätling e Norse, 1998; Collie *et al.* 2000; Duplisea *et al.* 2001). La raccolta dei molluschi e di altri invertebrati marini delle zone di marea è un'attività diffusa e può assumere i connotati di attività commerciale su scala nazionale. Tale attività esercitata su substrato incoerente richiede la dispersione fisica del sedimento con la possibilità che si producano degli effetti morfologici sulle aree di prelievo e in quelle attigue. Molti estuari e lagune litoranee svolgono un ruolo chiave fornendo alimento e riparo ai vari stadi di maturazione di molte specie animali, comprese quelle commerciali, e pertanto devono essere considerate "zone sensibili". In Laguna di Venezia uno dei principali impatti ambientali è derivato dallo sfruttamento della vongola filippina *Tapes philippinarum*. Specie introdotta nel 1983 (Cesari e Pellizzato 1985) che si è rapidamente diffusa in tutta la laguna, anche in seguito all'attività di allevamento. Attualmente, circa il 50% (40000 t) della produzione italiana di vongole veraci filippine proviene dalla Laguna di Venezia, quando nel 1990 ne erano commercializzate solo 1300 t (Granzotto *et al.* 2001). La tecnica di pesca attualmente più diffusa in questa laguna prevede l'utilizzo della "rusca". L'attrezzo consiste in una gabbia di ferro, di circa 60 cm di base, con due slitte che le impediscono di infossarsi nel sedimento e che nella parte posteriore porta una sacca di rete che trattiene i molluschi raccolti (Fig. 1). Un motore fuoribordo (25 hp) collocato lateralmente sul fianco della barca produce un flusso d'acqua direttamente sul sedimento ottenendo l'azione di scavatura. Il movimento dell'elica sospende i sedimenti e con essi le vongole (e tutti gli altri invertebrati) che sono quindi convogliate e raccolte nella sacca posteriore. Il sistema di pesca permette lo sfruttamento degli specchi d'acqua poco profondi (0,5-1,5 m). L'area sperimentale era collocata (profondità media di 0,5-0,8 m) nel bacino centrale della Laguna di Venezia, 2 chilometri a sud della città di Venezia, sul lato orientale dell'isola di Sacca Sessola. Il fondale era relativamente piano ed uniforme, costituito principalmente da sabbia e silt. La zona non era in quel momento interessata dall'attività di raccolta delle vongole, anche se *T. philippinarum* era presente con densità di interesse commerciale.

La fase sperimentale si è svolta ad ottobre 2000. Il primo giorno di campionamento sono stati prelevati dei campioni da due stazioni per ottenere una descrizione del sito indisturbato (campioni di controllo). Il giorno successivo si è utilizzata una barca per l'attività commerciale armata con la rusca e i campioni delle aree "trattate" sono stati raccolti all'interno del solco provocato dal passaggio dell'attrezzo in due stazioni. Per mezzo di una sorta di "pettine" di plastica con i denti mobili si

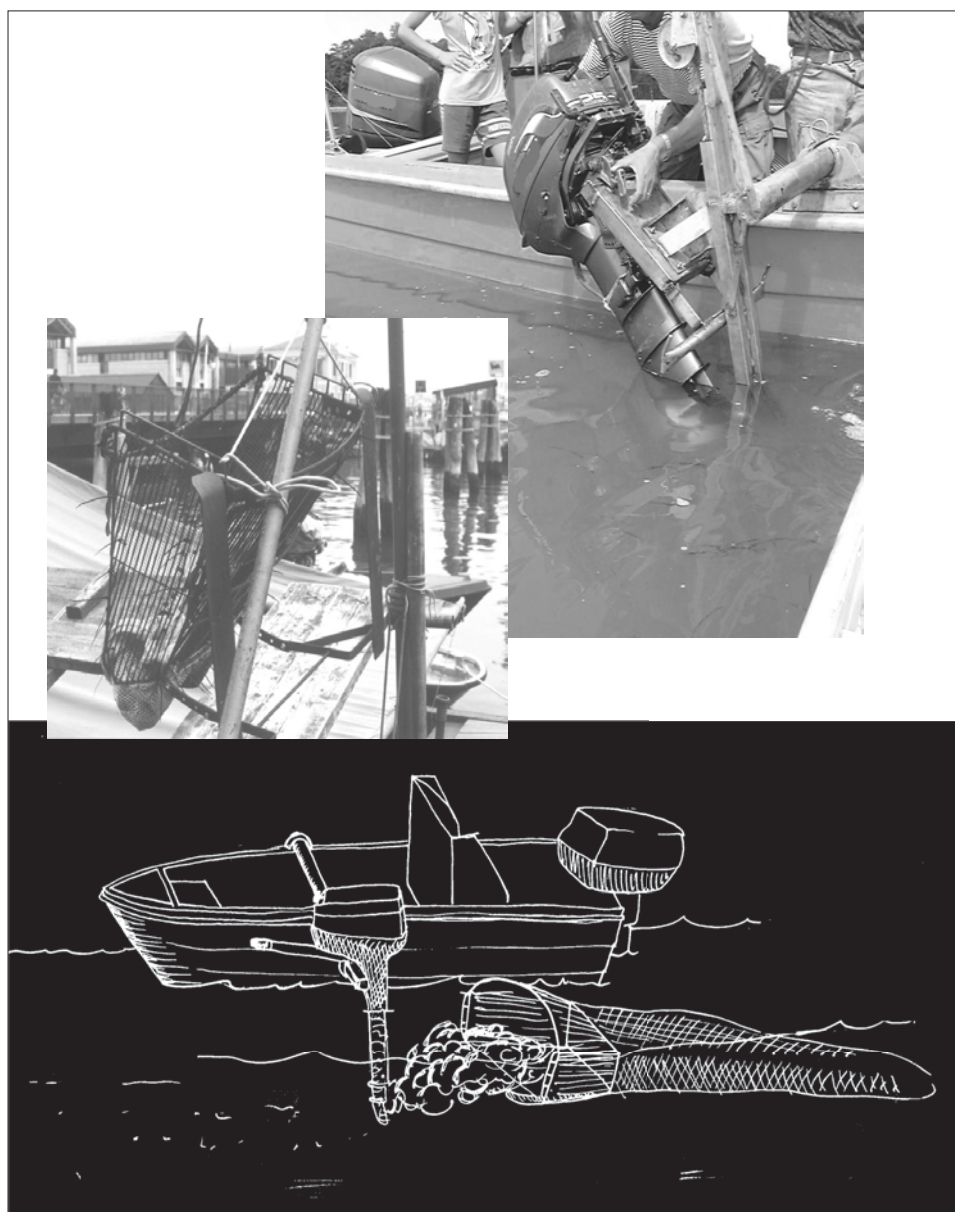


Figura 1 – Particolari della “rusca” e tecnica di pesca.

è ottenuto il profilo del solco, in quanto i denti di tale strumento adagiandosi sul fondale si adattavano al substrato e ne riproducevano la sinuosità. Inserendo un cilindro di PVC (di 30 cm d'altezza e con diametro di 3 cm) nel sedimento si sono ottenute delle carote che successivamente sono state analizzate dopo averle suddivise in 3 sezioni di 0-0,5, 0,5-6 e 6-12 cm. I parametri sedimentologici considerati sono: la granulometria, il contenuto in carbonio e azoto totali e il contenuto in carbonio organico. La “nuvola” (*plume*) di materiale sospeso dal passaggio dell'attrezzo è stata caratterizzata raccogliendone campioni entro 10 secondi dalla sua formazione. Mentre per analizzarne il tasso di sedimentazione sono stati raccolti dei campioni dopo 1, 2, 7, 17 e 37 minuti seguendo la deriva del *plume*. I parametri misurati sono: C e N totali, C organico, zolfo, quantità di materiale sospeso (SPM) e la richiesta biologica di ossigeno (BOD<sub>25</sub>). L'efficienza dell'attrezzo è stata valutata confrontando la densità delle vongole raccolte in 10 passaggi di 50 m e la densità delle vongole raccolte con la benna (da 0,1 m<sup>2</sup>) in 10 repliche effettuate prima del passaggio dell'attrezzo; sono anche state caratterizzate le comunità macrobentonica e meiobentonica.

La rusca produce un solco a forma di V con ampiezza di circa 60 cm e profondità di circa 7 cm (Fig. 2) e il sedimento sospeso dal flusso d'acqua generato dall'elica del motore fuoribordo, in parte si accumula sui bordi del solco. L'azione di scavatura non ha ecceduto una profondità di 10 cm e poiché il sedimento nei primi 12 cm di profondità risulta omogeneo, un singolo passaggio della rusca



Tabella 1 - Medie e deviazioni standard dei parametri della colonna d'acqua prima e dopo il passaggio sperimentale della rusca. P è il valore di significatività del test di Student per il confronto tra coppie di uno stesso parametro.

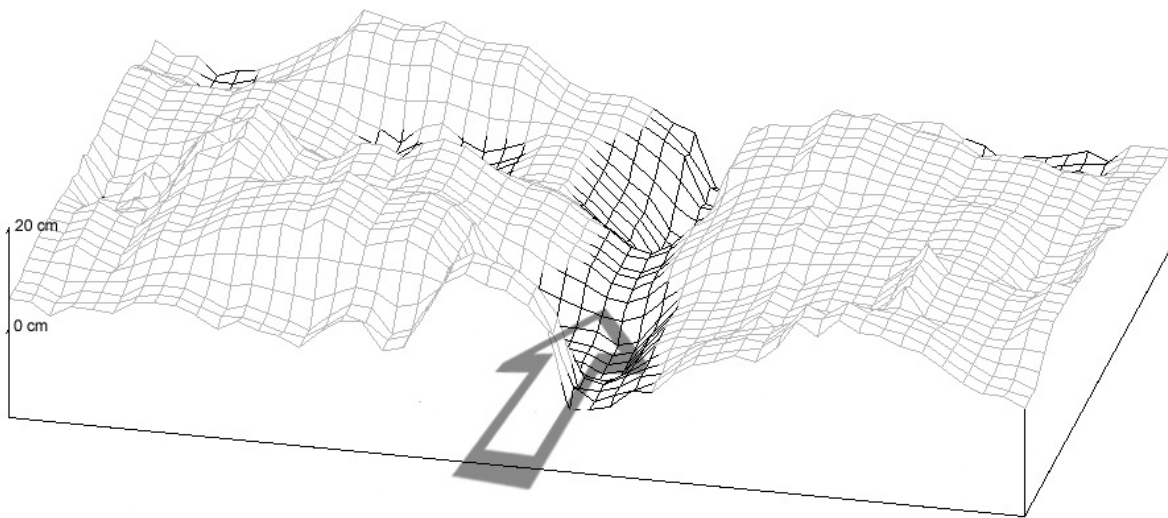


Figura 2 – Solco della rusca ricostruito con 5 profili adiacenti ottenuti dal “pettine”. La freccia indica il verso di utilizzo dell’attrezzo da pesca.

non va a modificare in modo apprezzabile la granulometria del fondale. Tuttavia, i passaggi ripetuti con la rusca mantengono in sospensione la frazione più fine del sedimento che può produrre un cambiamento permanente nella granulometria del fondale. Questo effetto è già stato osservato per differenti tipi di attrezzatura di pesca ed in vari luoghi (Pranovi e Giovanardi 1994; Watling *et al.* 2001).

Subito dopo il passaggio della rusca, la “nuvola” di sedimento prodotta aveva una composizione granulometrica molto simile a quella del sedimento del fondale valutata prima dell’utilizzo dell’attrezzo; ciò indica che tutte le frazioni di sedimento sono state smosse e sospese assieme. Nei primi 40 minuti più del 90% del sedimento sospeso si era depositato sul fondo.

La pesca con la rusca influisce sulla distribuzione del carbonio organico nei sedimenti e sulla concentrazione della sostanza organica particolata. Subito dopo il passaggio sperimentale tutti i parametri considerati (SPM, C<sub>tot</sub>, C<sub>org</sub>, N<sub>tot</sub>, BOD<sub>25</sub>) hanno mostrato un aumento significativo (Tab. 1); i solfuri compaiono solo dopo il passaggio. Gli effetti sulla comunità bentonica sono di grande impatto (Pranovi *et al.* 2000; Watling *et al.* 2001), un singolo passaggio riduce la densità degli individui ma non ha effetti sulla ricchezza di specie. La rimozione, il danneggiamento o la morte di una porzione degli organismi bentonici induce dei cambiamenti nella struttura della comunità, che a medio termine potrebbero portare alla perdita della specie più sensibili (MacDonald *et al.* 1996). Il passaggio della rusca ha attirato in breve tempo alcuni organismi “spazzino” nei solchi prodotti. Il paguro *Diogenes pugilator* è aumentato di densità nella zona sperimentale appena un’ora dopo il passaggio dell’attrezzo, probabilmente attratto dagli organismi danneggiati o morti. Un singolo passaggio della rusca non produce effetti immediati sulla meiofauna, ma le modifiche indotte nel sedimento presu-



mibilmente interesseranno la comunità nel breve/medio periodo. I diversi effetti avuti sulla macrofauna e sulla meiofauna sono da ricercarsi nella differente vulnerabilità dei due componenti, infatti la meiofauna date le piccole dimensioni (0,1-0,5 mm) non può essere catturata dall'attrezzo ma solamente risospesa nell'acqua. L'efficienza dell'attrezzo, ottenuta comparando la densità delle vongole catturate dalla rusca con quella trovata nei campioni di controllo usando la benna è del 25% per unità d'area dragata, mentre il rapporto tra le biomasse del *Tapes* trovate utilizzando la rusca prima e dopo il passaggio è del 60%. Queste percentuali indicano che non tutte le vongole rispesse sono state raccolte nel sacco, mentre il 90% del pescato è consistito in scarto (soprattutto gusci di molluschi) e il rapporto scarto/commerciale ha raggiunto il valore 2,5 (Tab. 2).

	<b>Peso umido (g/m<sup>2</sup>)</b>	
	<b>media</b>	<b>dev. st.</b>
<b>densità vongole misurata con benna</b>	17.82	23.97
<b>densità vongole osservata con rusca</b>	4.55	4.89
<b>scarto</b>	11.36	5.83
<b>residuo</b>	222.54	82.92
<b>efficienza %</b>	25.51	-
<b>scarto/commerciale</b>	2.50	-

Tabella 2 – Valori d'efficienza della rusca.

La profondità e la morfologia del solco prodotto dalla rusca permettono di stimare che circa 0,06 m<sup>3</sup> di sedimento sono mobilizzati per metro quadrato di area sottoposta al dragaggio. Usando i dati sperimentali e i dati in letteratura si può supporre che circa 25 x 10<sup>-6</sup> m<sup>3</sup> all'anno di sedimento vengano rispesi. L'attività di pesca con la rusca altera in modo grave la struttura del sedimento interferendo negativamente sui processi coesivi di natura biologica, che si instaurano sugli strati più superficiali del fondale, aumentando così la probabilità di risospensione ad ogni evento naturale caratterizzato da elevato idrodinamismo (Black e Parry 1999). Inoltre, la risospensione operata dalla rusca può avere importanti ripercussioni sulla qualità e la quantità di alimento disponibile per gli organismi filtratori. Uno dei principali effetti della risospensione è l'aumento della torbidità che può influire fortemente sull'attività primaria sia sul fondo che nella colonna d'acqua e in Laguna di Venezia un incremento significativo della torbidità è stato segnalato sin dall'inizio degli anni '90 (Sfriso e Marcomini 1996). Il sedimento risospeso può essere trasportato dalle correnti ed eventualmente riempire i canali navigabili o uscire dalla laguna per le bocche di porto; anche se il materiale in sospensione si sedimenta altrove questo non è stabilizzato e quindi è più facilmente esposto ai processi di erosione. Così nella Laguna di Venezia, la risospensione dovuta alla raccolta meccanica delle vongole potrebbe produrre un effetto aggiuntivo all'erosione naturale dei fondali poco profondi, che è attualmente uno dei punti principali nella politica di salvaguardia della Laguna di Venezia (CVN 1996). Dati preliminari sulla risospensione del sedimento dopo un evento di tempesta registrato nel mese di novembre del 2001 caratterizzato da venti di bora (direzione N-NE) con velocità di 18-19 m s<sup>-1</sup>, hanno rivelato che il particolato sospeso (0,018 g l<sup>-1</sup>) dovuto all'azione naturale delle condizioni meteorologiche era di un ordine di grandezza più basso delle concentrazioni registrate dopo l'azione sperimentale di pesca. L'analisi delle serie storiche, su dati non pubblicati del Consorzio Venezia Nuova, ha rivelato che nell'ultima decade (1992-2001) sono stati registrati una media di 13,2 e venti con almeno 1 ora di durata e una media di 7,8 e venti con almeno 6 ore di durata in cui la velocità del vento era superiore a 15 m s<sup>-1</sup>. Poiché i dati raccolti indicano che le zone di raccolta del *Tapes* in media sono ripassate 3,2 volte all'anno, ciò significa che su una base annuale l'uso della rusca produce una risospensione (in termini di sostanza particolata sospesa) almeno comparabile a quella causata dagli eventi di tempesta. Ovviamente la comparazione deve tenere conto delle modalità di manifestazione dei due fenomeni, infatti gli effetti della risospensione causata dalle tempeste si manifestano simultaneamente su scala di intero bacino lagunare mentre le attività di pesca sono localizzate e largamente distribuite nel tempo.

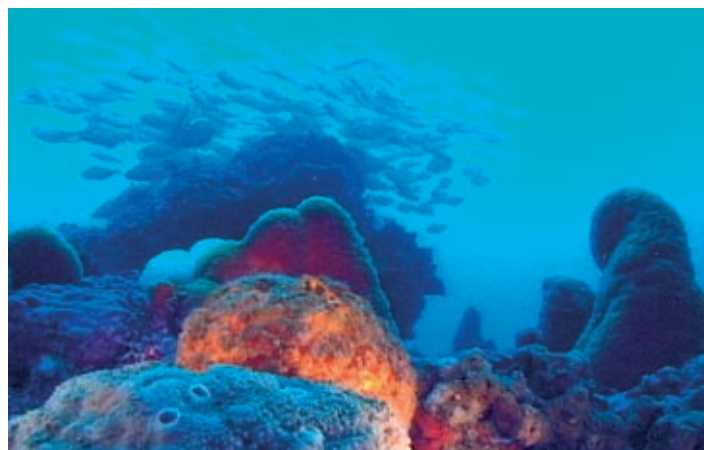


## Ringraziamenti

Questo lavoro è stato effettuato con il contributo della DG Pesca ed Acquicoltura del Mi.P.A.F. attraverso il programma di ricerca “Studio dell’impatto della raccolta delle vongole vere filippine (*T. philippinarum*) nella Laguna di Venezia per una gestione razionale della risorsa e dell’ambiente”, nell’ambito IV Piano Triennale della Pesca.

## Bibliografia

- BENAKA L (1999). Fish habitat: essential fish habitat and rehabilitation. Bethesda, MD: American Fishery Society.
- BLACK K.P., PARRY G.D., (1999). Entrainment, dispersal and settlement of scallop dredge sediment plumes: field measurements and numerical modelling. *Can. J. Fis. Aquat. Sci.*, 56: 2271-2281.
- CESARI, P., & M. PELLIZZATO M, (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.
- COLLIE J.S., HALL S.J., KAISER M.J., POINER I.R., (2000). A quantitative analysis of fishing impact on shelf-sea benthos. *J. Anim. Ecol.*, 69: 785-798.
- CONSORZIO VENEZIA NUOVA, (1996). Quaderni trimestrali I. Consorzio Venezia Nuova, Venezia: 7-14.
- DUPLISEA D.E., JENNINGS S., MALCOM S.J., PARKER R., SIVYER B., (2001). Modelling potential impacts of bottom trawl fisheries on soft sediment biogeochemistry in the North Sea. *Geochem. Trans.*, 14: 1-6.
- 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 2.2001, Fondazione Enrico Mattei, 60 pp.
- JENNINGS S, KAISER MJ (1998) The effects of fishing on marine ecosystems. *Adv Min Mar Biol* 34: 201-351.
- KAISER M.J., DE GROOT S.J, (2000). Effects of fishing on non-target species and habitats : biological, conservation and socio-economic issues. Blackwell Science, Oxford: Blackwell Science.
- KAISER M. J., COLLIE J. S., HALL S. J., JENNINGS S., POINER I R., (2001). Impact of fishing gear on marine benthic habitats. Reykjavik Conference on Responsible Fisheries in the Marine Ecosystem, Reykjavik, Iceland.
- MACDONALD DS, LITTLE M, ENO NC, AND HISCOCK K (1996) Disturbance of benthic species by fishing activities: a sensitivity index. *Aquatic Conservation: marine and freshwater ecosystems* 6: 257-268.
- NATIONAL RESEARCH COUNCIL (NRC) (1995) Understanding marine biodiversity: a research agenda for the nation. National Academy Press, Washington, DC.
- PETERSON C.H., SUMMERSON H.C., FEGLEY S.R., (1987). Ecological consequences of mechanical harvesting of clams. *Fishery Bulletin*, 85: 281-298.
- PRANOVI F., E GIOVANARDI O., (1994). The impact of hydraulic dredging for short-necked clams, *Tapes* spp., on an infaunal community in the Venice Lagoon. *Scientia Marina* 58 (4): 345-353.
- PRANOVI F., RAICEVICH S., FRANCESCHINI G., FARRACE M.G., GIOVANARDI O., (2000). “Rapido” trawling in the Northern Adriatic Sea: effects on benthic communities in an experimental area. *ICES Journal of Marine Science* 57: 517-524.
- SHEFFER M., CARPENTER S., FOLEY J.A., FOLKE C., WALKER B., (2001). Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature*, 413: 591-596.
- SFRISO A., MARCOMINI A., (1996). Decline of *Ulva* growth in the Lagoon of Venice. *Bioresources Technology*, 58: 299-307.
- WATLING L., NORSE E.A., (1998). Disturbance of the seabed by mobile fishing gear: a comparison to forest clear cutting. *Conserv. Biol.*, 12: 1180-1197.
- WATLING L., FINDLAY R.H., MAYER L.M.M, SCHICK D.F., (2001). Impact of a scallop drag on the sediment chemistry, microbiota, and faunal of a shallow subtidal marine benthic community. *J. Sea Res.*, 46: 309-324.



## UTILIZZO DELLE IMMAGINI DEL PROFILO DEL SEDIMENTO NELLA VALUTAZIONE DELL'IMPATTO DELLA PESCA MECCANIZZATA DELLE VONGOLE IN LAGUNA DI VENEZIA CON DUE DIVERSI ATTREZZI

Tratto da:

BADINO G., BONA F., MAFFIOTTI A., GIOVANARDI O., PRANOVI F., in stampa, "Impact of mechanical clam harvesting on benthic habitat: an evaluation by means of Sediment Profile Imaging", *Aquatic Conservation*.

PRANOVI F., RAICEVICH S., DA PONTE F., BOSCOLO R., FRANCESCHINI G., TORRICELLI P., GIOVANARDI O. 2001. Effect of mechanical clam harvesting on bottom sediment in the Venice Lagoon. *Rapp. Comm. Int. Mer Médit.*, 36, p.410.

La laguna di Venezia è sottoposta a molte tipologie di impatto di natura antropica quali gli scarichi industriali, il drenaggio delle acque interne, gli scarichi fognari urbani, il dragaggio dei canali e la pesca. Nell'ultima decade l'intensa attività di raccolta della vongola filippina (*Tapes philippinarum*) ha determinato una grave minaccia all'ecosistema lagunare (Libralato *et al.*, 2002). In 12 mesi, fra il 1995 e il 1996, sono stati raccolti e venduti in laguna circa 45-55000 t di vongole. I danni ambientali causati da tale attività al fondale marino sono enormi (Pranovi e Giovanardi, 1994; Amm. Prov. Venezia, 1998; Da Ponte, 2001). La raccolta meccanizzata delle vongole influenza, direttamente ed indirettamente, molti altri comparti dell'ecosistema lagunare, come le praterie delle fanerogame marine (*Cymodocea nodosa*, *Zostera marina* e *Z. noltii*) e l'attività riproduttiva di molti pesci della laguna come le orate, i branzini, i cefali, le sogliole e le passere (Libralato *et al.*, 2002).

Tramite l'analisi delle immagini del profilo del sedimento (SPI, *Sediment Profile Imaging*) si è cercato di studiare *in-situ* la dispersione dei sedimenti del fondale lagunare indotta dalla raccolta meccanica delle vongole. Inoltre è stato effettuato un confronto fra le modifiche indotte dalla "rusca" e un prototipo sperimentale denominato "cestello rotante". La rusca consiste di una gabbia di ferro, larga 60 centimetri, con due slitte che le impediscono l'infossamento nel sedimento e di un sacco terminale in cui finiscono i molluschi (fig. 1). L'azione di scavatura è ottenuta dalla rotazione dell'elica di un motore fuori-



Fig. 1 – Rusca.

bordo, posizionato lateralmente sul fianco della barca. Il flusso d'acqua sospende il sedimento e quindi i molluschi che vengono convogliati e raccolti nel sacco di rete. Con il prototipo, le vongole sono estratte dal sedimento per mezzo di tre linee di denti metallici inseriti in un cestello rotante e ripulite nello stesso cestello per mezzo dell'azione di rotazione, quindi sono trasferite a bordo per mezzo di un nastro trasportatore (fig. 2).

Lo studio è stato condotto nel mese di ottobre 2000 in un'area (di 100 x 300 m e profondità 0,7 m) situata nel bacino centrale della Laguna di Venezia (sul lato orientale di Sacca Sessola). Il sistema SPI è stato utilizzato in 6 stazioni casuali con tre repliche ciascuna, prima dei trattamenti speri-



Fig. 2 – Prototipo del “cestello rotante”.

mentali. Quindi l'area è stata divisa in due sezioni, una trattata con la rusca (zona R) e l'altra trattata con il prototipo (zona P). Subito dopo che è stata effettuata la raccolta sperimentale delle vongole è stato utilizzato il SPI in cinque stazioni con tre repliche ciascuna. Quella del SPI è una tecnica in cui una macchina fotografica subacquea è usata per ottenere delle fotografie verticali ed indisturbate del sedimento (profili) con sezioni di 20-25 cm a partire dall'interfaccia con l'acqua (Rhoads e Germano, 1982). È un sistema d'indagine utilizzato per la raccolta e l'interpretazione rapida dei dati sulle caratteristiche fisiche e biologiche del fondo. L'analisi delle immagini del profilo del sedimento avviene per mezzo di sistemi computerizzati e permettono di individuare i gradienti chimico-fisici, granulometria, profondità dello strato di discontinuità del potenziale ossido-ridotti, ossia lo strato compreso tra il sedimento ossigenato di colore grigio chiaro e il sedimento ipossico o anossico di colore scuro, e anche di seguire la colonizzazione bentonica di un substrato disturbato secondo la teoria sviluppata da Rhoads e Boyer (1982) e Rhoads e Germano (1982). La fase I della colonizzazione bentonica è caratterizzata dai piccoli organismi come i vermi policheti che sono presenti in grandi quantità. Questi possono essere chiamati opportunisti per l'arricchimento (Pearson e Rosenberg, 1978) perché sono i colonizzatori iniziali delle zone ricche di sostanza organica e possono sopravvivere in condizioni di grave deossigenazione. La fase II è una fase di transizione caratterizzata da popolazioni ad alta densità di piccoli crostacei anfipodi e di bivalvi tellinidi. Dopo un'azione di disturbo del sedimento di natura fisica la suddetta fase II è velocemente sostituita dalla fase III, che rappresenta la fase di colonizzazione più matura e più profonda del substrato. La fase III è caratterizzata da una complessa struttura faunale con specie di grosse dimensioni che scavano cunicoli e piccole specie che vivono in tubi o infossate nel sedimento. La presenza di specie che smuovono il sedimento fa sì che una maggiore superficie sia ossigenata, migliorando le condizioni del substrato e favorendo la sopravvivenza di molte specie. Durante le fasi di successione bentonica, si può assistere alla presenza congiunta di organismi appartenenti a fasi differenti: in questo caso, in superficie saranno presenti le specie delle fasi I e/o II, mentre gli strati più profondi saranno colonizzati dagli organismi della fase III. La penetrazione nel sedimento della fotocamera SPI è inversamente correlata alla compattezza del sedimento (Rhoads e Germano, 1982). Dopo il passaggio della rusca la profondità di penetrazione si è quasi dimezzata, mentre è rimasta approssimativamente la stessa dopo il passaggio del prototipo. La granulometria del fondale non sembra essere influenzata dai due attrezzi, in quanto la frazione prevalente rimane l'argilla in entrambe le zone trattate. La profondità dello strato di discontinuità del potenziale redox (RPD) nell'area di controllo ( $3,34 \pm 0,44$  cm) indica una bassa richiesta d'ossigeno nel sedimento e quindi una situazione generalmente buona per l'infauna.





Il dragaggio ha aumentato la variabilità nei dati di RPD, benché gli effetti siano stati variabili da luogo a luogo. Le stazioni della sezione R hanno mostrato una diminuzione significativa della profondità di RPD ( $0,37 \pm 0,27$  cm) e in un caso è stato rilevato uno stato anossico in superficie. Nella sezione P, invece, la profondità di RPD ha mostrato una più piccola diminuzione ( $2,30 \pm 1,63$  cm, ancora indice di un buon habitat bentonico). Il substrato della zona di controllo ospita una degli organismi della fase I e della fase III, con elevata presenza di spazi vuoti che indicano un apprezzabile effetto di bioturbazione a carico dell'infauna (fig. 3). Nella sezione R, dopo il passaggio della rusca, le condizioni si sono fatte molto critiche. La situazione prevalente è stata definita come "azoica", senza attività animale rilevabile. Un deterioramento significativo nella comunità bentonica è stato

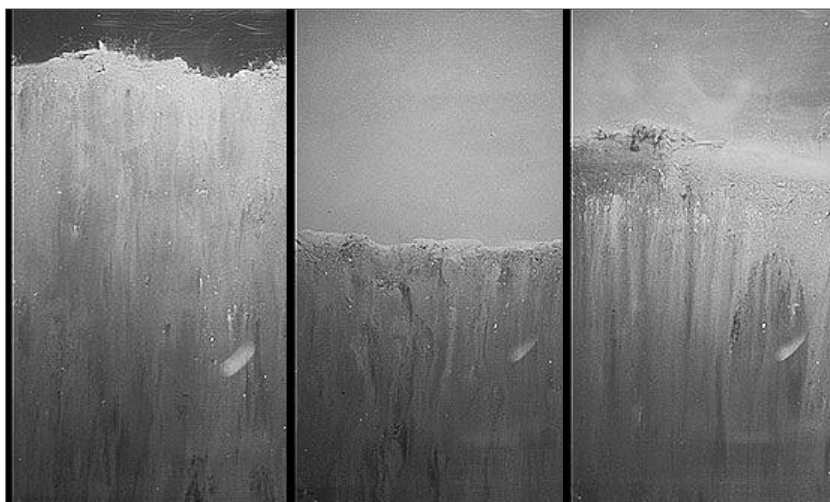


Fig. 3 – Esempi di immagine SPI; a sinistra prima del passaggio, al centro dopo il passaggio della rusca, a destra dopo l'attività del prototipo.

registrato anche nella sezione P; la fauna era limitata al sedimento più superficiale, tranne in una stazione in cui le condizioni del sedimento sono rimaste buone.

La raccolta meccanica delle vongole ha causato un cambiamento significativo nelle caratteristiche del sedimento. Questi cambiamenti potranno avere effetti sui cicli biogeochimici e influenzare la struttura e la dinamica delle comunità micro-, meio- e macrobentoniche. Per esempio, la perdita dello strato superficiale di sedimento ossidato osservato dopo il dragaggio sperimentale, potrebbe essere un ostacolo all'azione di infossamento degli organismi infaunali dispersi in superficie dall'attrezzo durante l'attività di pesca. Comunque, dopo il dragaggio sperimentale i sedimenti sono stati classificati come azoici o in fase I. La rusca è risultata maggiormente impattante rispetto al prototipo e ciò ne suggerirebbe l'utilizzo commerciale di quest'ultimo al fine di attenuare le conseguenze sull'ambiente. Ma il rapporto di efficienza delle catture fra la rusca ed il prototipo è circa 3:1. Ciò significa che un pescatore usando il prototipo, per ottenere lo stesso quantitativo di vongole della rusca deve dragare un'area 3 volte più grande, probabilmente con un conseguente effetto di disturbo ambientale paragonabile. Date le sue caratteristiche sperimentali è probabile che il prototipo possa essere migliorato sensibilmente dal punto di vista tecnico e della sua efficienza.

### Ringraziamenti

Questo lavoro è stato effettuato con il contributo della DG Pesca ed Acquicoltura del Mi.P.A.F. attraverso il programma di ricerca "Studio dell'impatto della raccolta delle vongole vere filippine (*T. philippinarum*) nella Laguna di Venezia per una gestione razionale della risorsa e dell'ambiente", nell'ambito IV Piano Triennale della Pesca. Il prototipo dell'attrezzo denominato "cestello rotante" è stato inventato e costruito dal Sig. Ulisse Pregnolato di Polesine Camerini (Ro). La ditta Cocci Luciano di Riccione ha collaborato alla fase sperimentale in Laguna di Venezia.



## **Bibliografia**

- AMMINISTRAZIONE PROVINCIALE DI VENEZIA, 1998. Piano per la gestione delle risorse alieutiche delle lagune della Provincia di Venezia. Provincia di Venezia Technical report, 188 pp.
- DA PONTE F. 2001. La pesca a strascico come fattore di disturbo ecologico in laguna di Venezia e in alto Adriatico. M.SC Thesis, Università di Venezia, 80 pp.
- LIBRALATO S, PASTRES R, PRANOVI F, RAICEVICH S, GRANZOTTO A., GIOVANARDI O, TORRICELLI P. 2002. Comparison between the energy flow networks of two habitats in the Venice Lagoon. *MAR. ECOL. P.S.Z.N., in press.*
- PEARSON TH, ROSENBERG R. 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev*, 16, 229- 311.
- PRANOVI F, GIOVANARDI O. 1994. The impact of hydraulic dredging for short necked clams, *Tapes* spp., on an infaunal community in the Lagoon of Venice. *Scientia Marina*, 58 (4): 345-353
- RHOADS D, GERMANO JD. 1982. Characterization of organism - sediment relations using sediment profile imaging; an efficient method of Remote Ecological Monitoring of the Seafloor (REMOTS System). *Marine Ecology Progress Series* 8:115-128.
- RHOADS D, BOYER LF. 1982. The effects of marine benthos on physical properties of sediments, p.3-52. In: P.L. McCall and M.J.S. Tevesz (eds.), *Animal - Sediment Relations*. Plenum Press, New York.



## UTILIZZO DI UN MODELLO ECOSISTEMICO PER IL CONFRONTO TRA LA PESCA ARTIGIANALE E LA PESCA MECCANIZZATA IN LAGUNA DI VENEZIA

Tratto da: GRANZOTTO A., LIBRALATO S., PRANOVI F., RAICEVICH S., GIOVANARDI O., 2004, "Comparison between artisanal and industrial fishery by using ecosystem indicators", *Chemistry and Ecology* vol. 20 (suppl. 1): 435-449

Lo sfruttamento delle risorse ittiche si sta rivelando insostenibile come indicato, su scala globale, dai fenomeni di deplezione degli stock (Botsford *et al.*, 1997), dalla riduzione dei livelli trofici medi delle catture (Pauly *et al.*, 1998) e dall'impatto sull'habitat (Hall, 1999). Questa situazione, quando non è gestita correttamente, tende a sviluppare, nell'industria della pesca, la ricerca di nuove tecnologie che permettano l'intensificazione dello sforzo di pesca. Di conseguenza con imbarcazioni più grandi e più veloci, che utilizzano tecnologie all'avanguardia, la spaccatura tra sfruttamento della risorsa e sostenibilità aumenta. Nelle zone costiere, dove la pesca artigianale su scala locale è particolarmente radicata (FAO, 2000), i conflitti fra le nuove e vecchie attività di pesca possono essere amplificati e la sostituzione di una tipologia di pesca con un'altra può comportare mutamenti di carattere economico, sociale ed ecologico (FAO, 2000; Ruttan *et al.*, 2000; Sumaila *et al.*, 2001). Grande attenzione è rivolta dagli organismi internazionali verso politiche che regolino le attività umane litoranee nell'ottica dello sviluppo sostenibile, con l'intento di proteggere e favorire il recupero delle lagune, che sono aree di deposizione delle uova, di sviluppo dei giovanili, di riparo e di migrazione.

La Laguna di Venezia è caratterizzata dalla presenza di due attività di pesca: da un lato quella artigianale, statica, multi-obiettivo e multi-attrezzo, dall'altra quella monospecifica e meccanizzata della von-

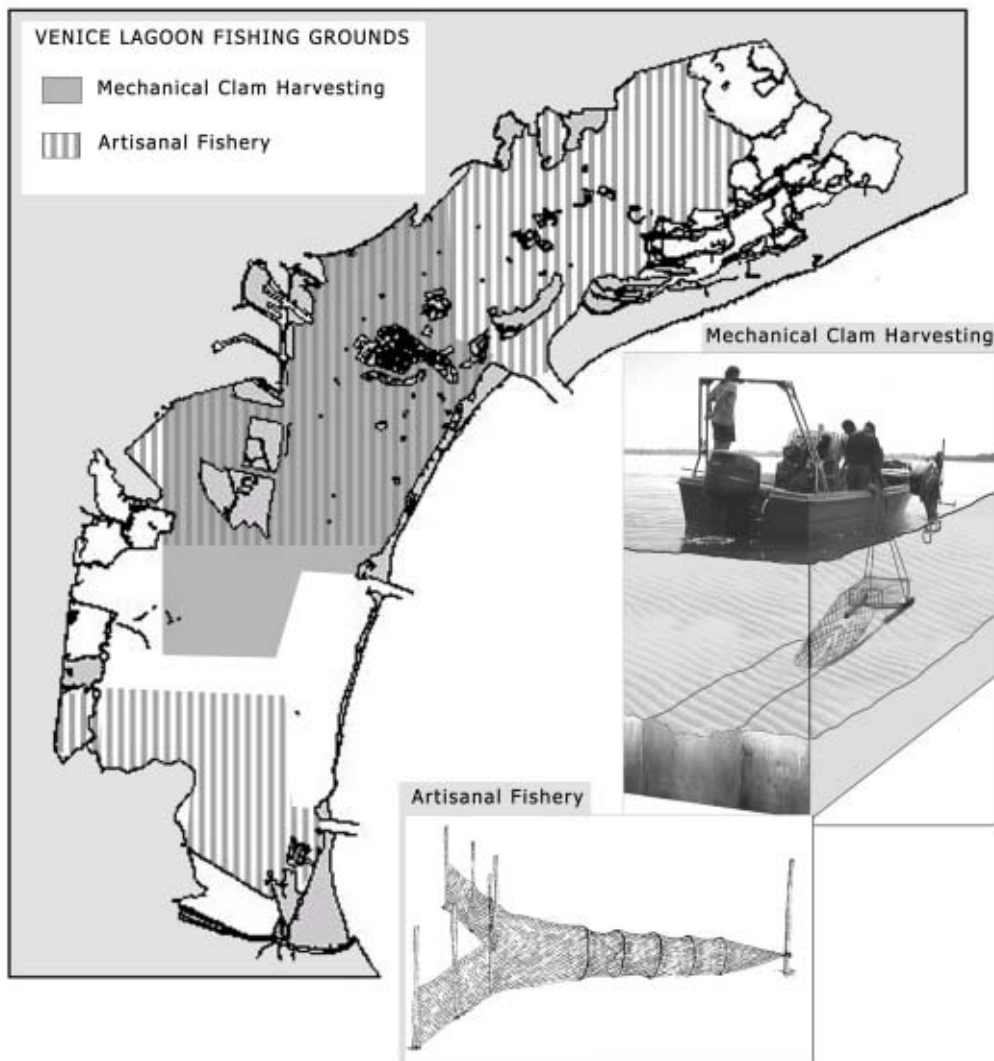


Fig. 1 – Aree in cui vengono praticate le due principali attività di pesca in La guna di Venezia. LEGENDA: Mechanical Clam Harvesting = raccolta meccanizzata delle vongole; Artisanal Fishery = pesca artigianale.

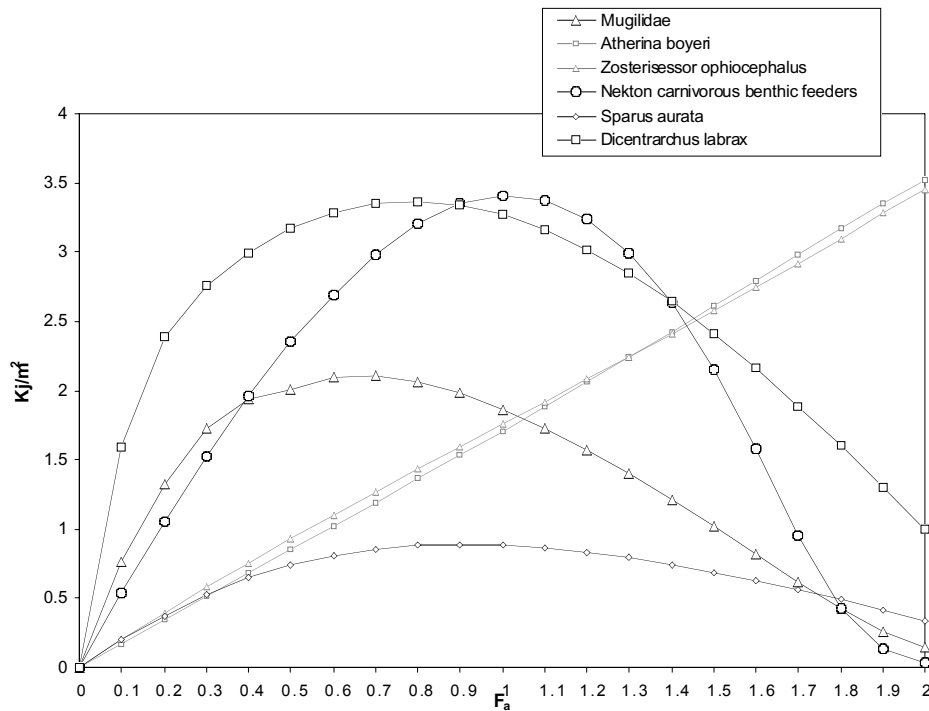


Fig. 2 – Stima delle catture operate dalla pesca artigianale al variare della pressione di pesca ( $F_a$ ) mantenendo costante al livello attuale lo sforzo di pesca operato sulle vongole filippine. Le biomasse sono riferite in unità di misura energetica. LEGENDA: Mugilidae = famiglia dei cefali, Atherina boyeri = latterino, Zosterisessor ophiocephalus = go, Nekton carnivorous benthic feeders = fauna che si nutre di macroorganismi del fondo, Sparus aurata = orata, Dicentrarchus labrax = branzino.

gola filippina (*Tapes philippinarum*). Nella prospettiva di uno sfruttamento sostenibile delle risorse, lo sforzo maggiore deve essere fatto per la definizione e l'applicazione delle strategie di gestione che assicurino la coesistenza di entrambe le attività con il minor impatto possibile per un ambiente così critico come è la Laguna di Venezia. La pesca artigianale è il risultato di secoli di tradizione, il che comporta una conoscenza profonda ed un inevitabile stretto legame con l'ambiente in cui si opera. Nella prima metà degli anni '50 in Laguna di Venezia erano ancora utilizzate almeno 25 tecniche di pesca (Granzotto *et al.*, 2001), mentre attualmente soltanto due attrezzature di pesca statica sono in uso. Una di queste, il "cogollo" è usato in acque poco profonde e consiste di una barriera di rete lunga una quarantina di metri che convoglia il pesce verso quattro o più camere che al termine imprigionano il pesce (fig. 1). I pescatori artigianali hanno una vasta gamma di specie bersaglio comprendenti specie marine, residenti e migranti, in funzione della stagione, delle zone di pesca e della marea (Mainardi *et al.*, 2002). La raccolta meccanizzata delle vongole è effettuata per mezzo di piccole barche con uno o due motori fuoribordo

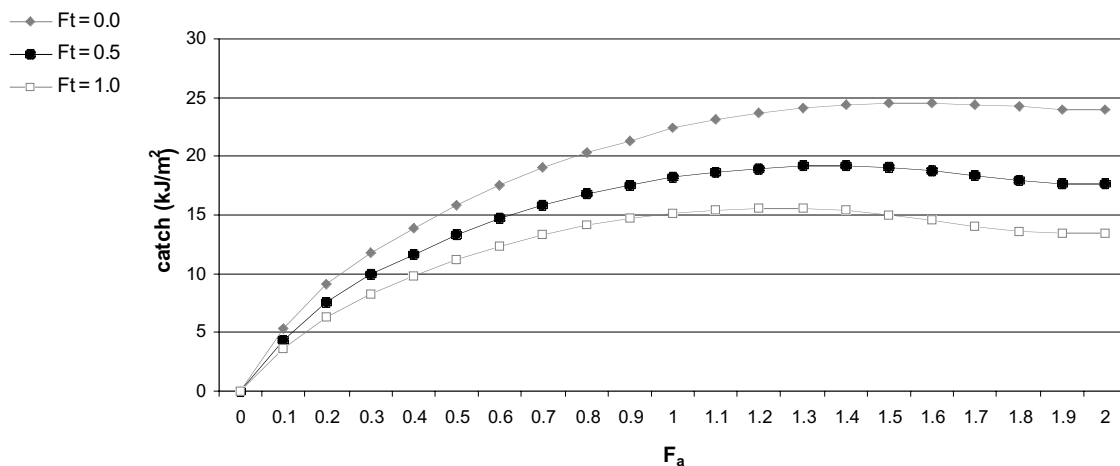


Fig. 3 – Catture totali operate dalla pesca artigianale all'aumentare dello sforzo di pesca ( $F_a$ ) sotto la condizione di tre diversi livelli di sfruttamento delle vongole filippine ( $F_t$ ). Le catture (catch) sono espresse in unità di misura energetiche.

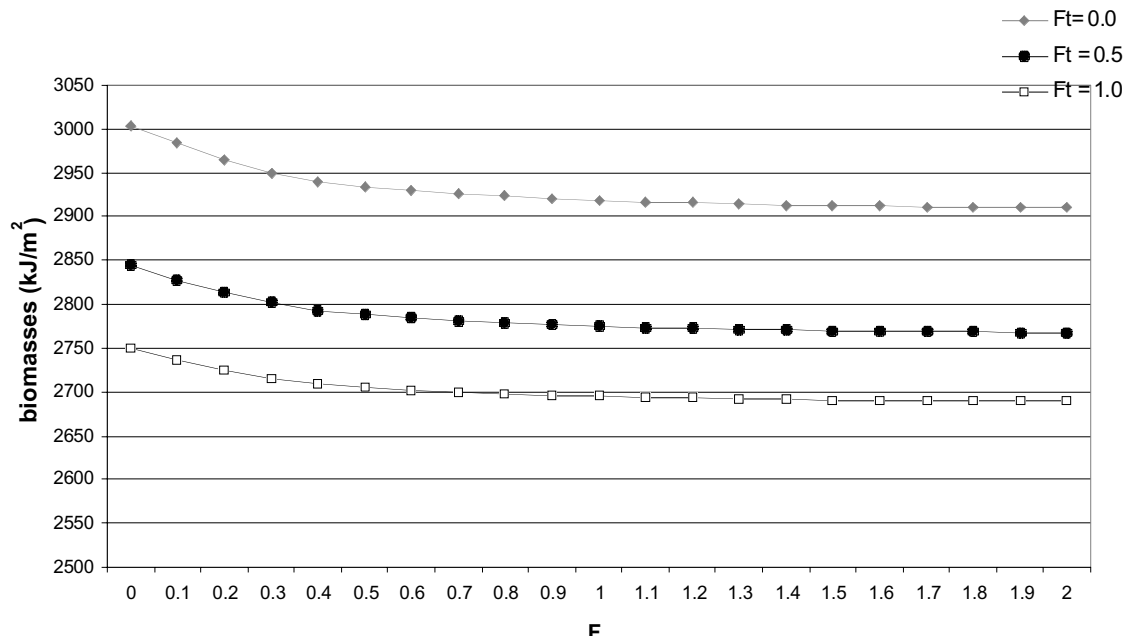


Fig. 4 – Stime della biomassa totale all'aumentare dello sforzo di pesca artigianale ( $F_a$ ) sotto la condizione di tre diversi livelli di sfruttamento delle vongole filippine ( $F_t$ ). Le biomasse (biomasses) sono espresse in unità di misura energetiche.

da 25HP posizionati lateralmente sulle fiancate dei barchini (fig. 1). La pesca si effettua in zone poco profonde dove l'elica dei motori supplementari può raggiungere il fondale e risospingere il sedimento, i molluschi e tutti gli altri organismi macrobentonici. Questi sono quindi convogliati dentro una cassa metallica munita di slitte che ne evitano l'affossamento e raccolti in un sacco di rete terminale. Queste barche sono dotate di motori fuoribordo molto potenti (circa 300HP) e hanno un pescaggio ridotto che permette di raggiungere velocemente qualsiasi zona della laguna. La raccolta meccanizzata delle vongole influenza la morfologia del fondale, modificando l'habitat, e incrementa la risospensione alterando i cicli biogeochimici di riciclo della materia organica (Pranovi *et al.*, 2003a). In sostanza, questa attività di pesca, altamente impattante, mantiene l'ecosistema in uno stadio a bassa maturazione (Pranovi *et al.*, 2003b) in cui la risospensione favorisce la popolazione di *T. philippinarum*, che è una specie ad ampio spettro trofico in grado di alimentarsi con il particolato risospeso (Sorokin e Giovanardi, 1995). Fino agli anni '80 tutto il pescato in laguna era frutto dell'attività artigianale; in media le catture al mercato del pesce di Chioggia per il decennio 1971-1981 furono di 2127 t all'anno. Nel 1999 lo sbarcato di *Tapes* fu di 40000 t, mentre la pesca artigianale si era ridotta a 629 t.

Utilizzando il software ECOPATH si sono sviluppati dei modelli che simulavano diversi scenari per la Laguna di Venezia in cui lo sfruttamento ittico artigianale ( $F_a$ ) e quello meccanizzato delle vongole ( $F_t$ ) subiva delle variazioni nello sforzo di pesca.  $F=1$  è considerato lo sforzo attuale per entrambe le strategie di pesca; ad es.  $F_t=1,3$  è risultato il limite oltre il quale si è calcolato che non ci sia un incremento nella cattura delle vongole. Il modello valuta solo lo scarto di pesca dipendente dalla raccolta meccanizzata, dato che quello relativo alla pesca artigianale è stato considerato pressoché ininfluenza.

In figura 2 sono riportate le simulazioni delle catture operate dalla pesca artigianale aumentando progressivamente questo sforzo di pesca e mantenendo costante ai livelli attuali lo sfruttamento delle vongole. Le varie specie considerate hanno tutte un massimo a diversi valori di incremento dello sforzo, tranne il go (*Z. ophiocephalus*) e il latterino (*A. boyeri*) che crescono continuamente in modo lineare entro l'intervallo considerato. In figura 3 è rappresentato l'andamento delle catture totali operate dall'attività artigianale all'aumentare dello sforzo di pesca con la condizione di tre valori fissi dello sfruttamento del *Tapes*; si vede che la produttività del pescato diminuisce all'aumentare dello sfruttamento delle vongole. In figura 4 sono riportate le biomasse totali per l'ecosistema a differenti pressioni di pesca; l'intensità di sfruttamento del *Tapes* influisce negativamente sulla quantità di biomassa vivente.

Il livello attuale di sfruttamento della pesca artigianale è inferiore alla massima produttività totale (anche se per qualche specie commerciale è già stata raggiunta). Inoltre, è influenzato fortemente dallo sforzo di pesca operato sulle vongole, a tal punto che sarebbe più efficace intervenire sulla raccolta dei bivalvi per ottenere variazioni sulla produttività commerciale della pesca artigianale. Allo stesso modo



anche la biomassa totale dell'ecosistema è influenzata fortemente dalla raccolta meccanizzata mentre l'influenza dei metodi artigianali è di molto inferiore. Inoltre, più della metà delle catture operate con i sistemi meccanici risultano essere a carico di specie di scarto non commerciali.

### **Bibliografia**

- BOTSFORD, L.W., CASTILLA, J.C., PETERSON, C.H. (1997). The management of fisheries and marine ecosystems. *Science*, 277, 509 – 515.
- FAO (2000). State of the world fisheries and aquaculture – SOFIA. Rome [www http://www.blouk.com/article.html]
- GRANZOTTO, A. FRANTOIFRANZOI, P. LONGO, A. PRANOVI, F. AND 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*, 2, 1-61.
- HALL, S.J. (1999). The effects of fishing on marine ecosystems and communities. Blackwell Science, Oxford, England.
- MAINARDI, D. FIORIN, R. FRANCO, A. FRANZOI, P. GIOVANARDI, O. GRANZOTTO, A. FIORIN, LIBERTINI, A. MALAVASI, S. PRANOVI, S. RICCATO, F. TORRICELLI, P. (2001). Fish diversity in the Venice Lagoon: Preliminary Report. In Campostrini P. (ed.) Scientific research and safeguarding of Venice, 583-594.
- PAULY, D., CHRISTENSEN, V., DALSGAARD, J., FROESE, R., TORRES, JR. F. (1998). Fishing down marine food webs. *Science*, 279, 860 – 863.
- PRANOVI, F., LIBRALATO, S., RAICEVICH, S., GRANZOTTO, A., PASTRES, R. AND GIOVANARDI, O., (2003a). Mechanical clam dredging in Venice Lagoon: effects on ecosystem stability evaluated with a trophic mass-balance model. *Marine Biology*, 143: 393-403 in press.
- PRANOVI F., DA PONTE F., RAICEVICH S., GIOVANARDI O., (2003b) – A multidisciplinary study of the immediate effects of mechanical clam harvesting in the Venice Lagoon. *ICES Journal of Marine Science*, 61/1:43-52.
- RUTTAN, L.M., GAYANILO, JR. F.C., SUMAILA, U.R., PAULY, D.(2000). Small versus large-scale fisheries: a multi-species, multi-fleet model for evaluating their interactions and potential benefits. *Fisheries Centre Research Report* 64-78.
- SOROKIN, YI, GIOVANARDI, O. (1995) Trophic characteristics of the Manila clam (*T. philippinarum* Adams & Reeve, 1850). *ICES Journal of Marine Science*, 52: 853-862.
- SUMAILA, U.R., LIU, Y., TYEDMERS, P. (2001). Small versus Large-Scale Fishing operation in the North Atlantic. *Fisheries Centre Research Report* 28-35.





## PROBLEMATICHE AMBIENTALI LEGATE ALLO SFRUTTAMENTO DELLA VONGOLA FILIPPINA: ANALOGIE TRA LA PESCA IN LAGUNA DI VENEZIA E NELLE BACK SOUND DEL NORTH CAROLINA (USA)

Tratto da: CASALE M., GIOVANARDI O., 1999, "Venericoltura e impatto ambientale", *Laguna*, 4: 8-15.

Fra tutti i molluschi presenti nella Laguna di Venezia la vongola verace filippina è quella che attualmente è interessata dalla maggiore pressione di raccolta. La vongola in questione ha il nome scientifico di *Tapes philippinarum* (Adams & Reeve, 1850) e non è una specie autoctona, provenendo dell'area indo-pacifica. La sua diffusione però è molto ampia a causa delle continue introduzioni antropiche a scopo d'allevamento. La presenza di *T. philippinarum* nelle acque italiane risale al 1983, a seguito dell'introduzione sperimentale per l'allevamento proprio nella Laguna di Venezia. Lo scopo era quello di verificare le capacità di adattamento alle condizioni ambientali dell'area in questione per poter eventualmente iniziare l'allevamento di questa nuova specie. Rispetto alla vongola verace nostrana *T. decussatus* (Linnaeus, 1758), quella filippina denota una maggiore resistenza alle variazioni di temperatura e salinità, si adatta ad una maggiore gamma di substrati e, aspetto molto importante, ha un tasso di crescita ben più elevato (Breber, 1985). Visti i risultati incoraggianti, negli anni seguenti si è avuta l'estensione delle aree di semina nella maggior parte delle lagune dell'alto Adriatico e in altre aree costiere italiane (Toscana, Sardegna, Lazio, ecc.). Attualmente l'Italia registra la più alta produzione europea di *T. philippinarum*, per la gran parte concentrata nelle zone estuarine dell'alto Adriatico.

L'intensa attività di raccolta di questo bivalve nella Laguna di Venezia ha indotto gli esperti a verificare l'impatto e gli eventuali danni prodotti dai diversi attrezzi utilizzati nelle acque lagunari (vedi Pranovi e Giovanardi, 1995). Gli attrezzi possono essere manuali (rastrello, rasca) o meccanici (draga idraulica, draga vibrante, rusca), ma tutti hanno il medesimo scopo: penetrare il sedimento per recuperare il bivalve infossato. L'azione di penetrazione e l'intensità di raccolta sono ovviamente diversificate per ogni attrezzo, soprattutto se andiamo a confrontare la raccolta manuale con quella meccanica; per questo motivo i diversi attrezzi non causano sull'ambiente lagunare lo stesso grado di effetti. Tra gli attrezzi meccanizzati, la "rusca" è caratterizzata principalmente da un'intelaiatura di metallo con 2 aperture: la bocca di forma pentagonale (larghezza 70 cm ca., altezza 40 cm ca.) è provvista alla base di una lama a forma di V, mentre l'estremità opposta, che si collega alla rete, è rettangolare. Tra le due aperture, sul fondo e sui fianchi dell'attrezzo, si colloca una griglia metallica. L'intera struttura opera in vicinanza di un motore fuoribordo ausiliario (15-25 HP) posto su un lato dell'imbarcazione; la sua azione consente di rimuovere il sedimento del fondo e spingere il pescato all'interno del telaio. Mentre la barca, con il suo lento avanzamento, permette alla lama della rusca di penetrare il sedimento per raccogliere i bivalvi infossati, due pattini posti alla base del telaio evitano che a sprofondare sia tutta la struttura.

I solchi prodotti dal passaggio dell'attrezzo rappresentano dei particolari ambienti dove, per ristagno delle acque lagunari, possono intervenire locali fenomeni distrofici; inoltre, il fondale così arato è maggiormente soggetto ad erosione. E un aspetto problematico riguarda proprio la mobilizzazione del sedimento che si rideposita all'interno della laguna, incrementando così anche l'interramento di tratti che richiedono invece fondali più profondi (canali di navigazione), e in parte è perso dalla laguna stessa perché trasportato al mare attraverso le bocche di porto. Si è stimato che da quindici anni a questa parte l'attività di raccolta delle vongole abbia causato una perdita di circa  $10^6$  m<sup>3</sup>/anno (C.V.N., 1993).

Dal punto di vista biologico l'influenza che gli organismi subiscono dall'azione di scavo e mobilizzazione del sedimento dei fondali da parte degli attrezzi di raccolta è notevole. Per esempio, l'acqua resa torbida dal sedimento in sospensione non permette un'adeguata penetrazione della radiazione luminosa al fondo, necessaria alla crescita di fanerogame e alghe; oppure, la stessa penetrazione degli attrezzi nel fondo, provoca la distruzione delle tane di tutti quegli organismi bentonici che nella laguna trovano il loro habitat ideale (ad esempio i pesci della famiglia Gobidae). È stato osservato che gli ambienti interessati da un simile impatto vengono ricolonizzati prontamente da specie



opportunistiche e con cicli di vita più brevi, operando così una selezione sulla fauna bentonica. Molti autori (Pranovi e Giovanardi, 1994; Pranovi *et al.*, 1998; Fontolan *et al.*, 1995; Provincia di Venezia, 1998) ritengono, infatti, che l'azione degli strumenti di raccolta della vongola verace causino al benthos un generale impoverimento delle specie e della biomassa totale. Questi ricercatori sono tuttavia concordi nel ritenere che sebbene una simile tendenza possa essere invertita nell'arco di alcuni mesi (grazie soprattutto all'attività di riproduzione delle specie), la ricostituzione di una struttura demografica delle comunità bentoniche necessita invece di periodi ben più lunghi. È facile immaginare che l'uso degli strumenti di raccolta dei bivalvi infossati nel sedimento non contempli la presenza della prateria di fanerogame per ovvie ragioni di funzionalità degli attrezzi. L'asportazione delle fanerogame riduce la quantità e la qualità degli habitats, influenzando la fauna che da questi ambienti dipende, come l'aguglia (*Belone belone*) e il latterino (*Atherina boyeri*) le cui uova si fissano anche sulle foglie di queste piante (Giovanardi e Pranovi, 1999).

Lo sfruttamento dei bivalvi dovrebbe quindi presupporre una gestione ecocompatibile dei sistemi di raccolta. Le sopracitate motivazioni di carattere ambientale si associano a motivazioni economiche; in primo luogo perché per poter essere sfruttabile nel tempo e garantire così occupazioni stabili, la risorsa deve sopportare il carico di una raccolta continuata, in seconda analisi perché la raccolta non deve interferire con la presenza e l'eventuale sfruttamento di altre risorse naturali.

È interessante riportare quanto accade negli Stati Uniti dove si svolge la raccolta di una specie di vongola sia con mezzi manuali che meccanici. Tali sistemi di raccolta denotano caratteristiche simili a quelle usate per *T. philippinarum* nella laguna veneta. La zona in questione si trova nelle *Back Sound* del *North Carolina*, un ambiente estuarino di acque basse. In quest'area i parametri ambientali sono confrontabili con quelli della Laguna di Venezia; infatti, i valori della salinità variano tra 28 e 34‰, la temperatura oscilla da un minimo invernale di 2-4 °C ad un massimo estivo di 29-30 °C, in più la marea lunare ha un'ampiezza di circa 0,6 m. Per finire, nelle *Back Sound* sono presenti due diversi tipi di habitat: a) fondali ricoperti a fanerogame marine delle specie *Zostera marina* e *Halodule wrightii*; b) fondali prevalentemente sabbiosi privi di vegetazione.

Nei primi anni '80, Charles H. Peterson e i suoi collaboratori iniziarono nell'area una ricerca durata oltre 4 anni e finalizzata a valutare l'impatto ecologico di alcuni attrezzi utilizzati per la raccolta del bivalve Veneridae *Mercenaria mercenaria* (Linnaeus, 1758) una specie segnalata oggi anche nell'alto Adriatico (FAO, 1987) e simile per aspetto alla nostra vongola *Chamelea gallina*. Questi strumenti sono il rastrello manuale (*clam raking*) e un sistema meccanico di raccolta simile per struttura e funzionamento alla rusca nostrana (*clam kicking*); quest'ultimo attrezzo venne testato a due diverse intensità di lavoro (Peterson *et al.*, 1987). Stando a quanto riportato dalla letteratura scientifica, sembra che i pescatori del *North Carolina* e del nord Adriatico siano gli unici al mondo ad utilizzare un sistema simile per la raccolta meccanica di vongole.

L'esperimento fu condotto su di un'estensione di 1225 m<sup>2</sup>. L'analisi delle conseguenze ecologiche dell'impiego di tali attrezzi venne realizzata valutando l'impatto su: 1) reclutamento di *M. mercenaria*; 2) biomassa delle fanerogame marine; 3) densità dei macroinvertebrati bentonici; 4) densità del Pectinidae *Argopecten irradians* (una sorta di capasanta locale).

Sperimentando la raccolta di *M. mercenaria* mediante un'azione poco intensa della rusca (che per brevità indicheremo con CKL: *Clam Kicking Low*) nell'area a fondali prevalentemente sabbiosi, privi di vegetazione, Peterson e collaboratori registrarono una raccolta media per unità di tempo di 8,1 bivalvi/minuto contro i 6,2 di un'azione più intensa del medesimo attrezzo (CKH: *Clam Kicking High*); il rastrello manuale (CR: *Clam Raking*) riuscì invece a pescare mediamente 0,9 bivalvi/min. In presenza di fondali su cui giace una prateria di fanerogame marine, l'azione sperimentale di raccolta registrò una media di 8,1 bivalvi/min. mediante CKL, 16,1 con CKH e solo 0,4 bivalvi/min. con CR.

Questi esperimenti mettono in risalto come l'attrezzo meccanico migliori l'efficienza di raccolta (definita come bivalvi catturati per unità di tempo) di oltre un ordine di grandezza rispetto al sistema manuale. Inoltre, il rapporto n. bivalvi/tempo aumenta nelle aree di prateria (dal 15% al 50% dei bivalvi disponibili); Peterson ritiene che questo sia una normale conseguenza della graduale e progressiva rimozione della vegetazione dal fondo che, quando presente, riduce l'efficienza di raccolta.





Per quanto concerne il reclutamento Peterson hanno potuto osservare che, sulla scala degli esperimenti condotti, non fu registrato, in ambiente di prateria, alcun aumento nel reclutamento di *M. mercenaria* mediante la raccolta degli adulti con mezzi meccanici. Anzi, la raccolta sembra invece aver ridotto il reclutamento sia in un simile habitat che in quello privo di vegetazione. Nei fondali a prateria, qualsiasi attrezzo venga impiegato per la raccolta di *M. mercenaria* si registra lo stesso immediato effetto: una riduzione della biomassa della prateria stessa. Tale riduzione è strettamente legata all'intensità di raccolta e al tipo di attrezzo utilizzato; infatti, un'azione intensa della rusca (CKH) ha effetti di riduzione ben più ampi rispetto agli altri sistemi testati. Il recupero della biomassa vegetale (ai livelli previsti dalle stazioni di controllo) avvenne entro un anno per le aree trattate con CKL e CR mentre, per quelle interessate da una raccolta con CKH, i primi segnali di una ripresa si ebbero non prima di 2 anni, e addirittura dopo 4 anni non furono ancora raggiunti i livelli indicati dalle stazioni di controllo. È lecito pensare che l'impatto della rusca sulla biomassa vegetale, quando utilizzata a fini commerciali in ambienti di prateria marina, sia sottostimata dai dati raccolti durante la ricerca. A causa dell'importante ruolo che rivestono le praterie di fanerogame marine nella strutturazione e produttività degli ambienti estuarini, nonché nella pesca costiera, un'azione intensa della rusca nelle aree di vegetazione potrebbe scontrarsi con gli interessi di molti tipi di pesca commerciale. Ad esempio, fu riscontrato un impatto decisamente negativo oltre che per il reclutamento della stessa *M. mercenaria* anche nei confronti dell'abbondanza di *A. irradians*, bivalve Pectinidae pescato commercialmente nell'area di studio. I valori della densità media di quest'ultima specie evidenziarono immediatamente un sostanziale declino. Dalle osservazioni fatte, i ricercatori notarono che *A. irradians* attecchisce con il bisso alle lunghe foglie delle fanerogame dove vi rimane per i primi mesi della sua vita, mentre le forme adulte, che sono mobili, stazionano principalmente sul fondo, ai piedi delle piante. La loro nutrizione può avvenire più efficientemente nell'ambiente di prateria, dove le correnti sono più lente. È naturale quindi che la riduzione nella densità di *A. irradians* avvenga di pari passo con il declino della biomassa vegetale della prateria. La raccolta dei bivalvi non evidenziò, invece, nessun importante effetto sull'abbondanza dei piccoli invertebrati bentonici. I parametri di densità non subirono importanti variazioni e la composizione delle specie più abbondanti non cambiò nemmeno dopo un'azione intensa della rusca. I ricercatori statunitensi giustificano la mancata risposta all'azione degli attrezzi di raccolta come conseguenza della dominanza dei piccoli policheti nella comunità infaunale. Questi organismi rispetto a molluschi, echinodermi e molti altri invertebrati di più grandi dimensioni, denotano periodi di vita piuttosto brevi, rapido *turnover*, nonché una colonizzazione rapida degli ambienti; per questo motivo ci si aspetta che recuperino più velocemente dopo un'azione di disturbo.

In virtù della similarità degli ambienti, per la natura della risorsa sfruttata e per la straordinaria somiglianza dei mezzi meccanici di raccolta utilizzati (la rusca nostrana e l'omologo statunitense *clam kicking*), la conclusione della ricerca condotta nelle *Back Sound* del *North Carolina* ha messo in risalto interessanti aspetti, che possono essere presi in considerazione anche per la realtà della Laguna di Venezia, e che qui di seguito sono elencati:

- migliore efficienza del processo di raccolta meccanica dei bivalvi con la rusca (*clam kicking*) rispetto alla raccolta con il rastrello manuale (*hand raking*);
- la miglior efficienza può essere tuttavia essa stessa un pericolo, se la risorsa è sfruttata oltre il limite di sostenibilità;
- i dati ottenuti dalla ricerca non permettono di selezionare un metodo rispetto ad un altro, eccetto per il fatto che il rastrello manuale non causa lo stesso grado di effetti sulla prateria di fanerogame e sulla sua fauna;
- in fondali privi di prateria, l'uso della rusca non sembra avere alcun importante effetto negativo sui parametri ecologici investigati, con la possibile eccezione del reclutamento di *Mercenaria mercenaria*.
- Questo effetto è un possibile prezzo da pagare per la raccolta dell'adulto;
- all'interno della prateria di fanerogame sono preoccupanti gli effetti della rusca sulla biomassa vegetale e sull'abbondanza della capasanta locale *Argopecten irradians*;
- poiché la prateria di fanerogame marine contribuisce in maniera notevole al rendimento di molti



tipi di pesca costiera, è auspicabile un qualsiasi tipo di regolamentazione che possa limitare l'intensità di raccolta dei bivalvi in questo specifico habitat. La restrizione dell'uso dei raccoglitori meccanici di bivalvi alle aree con fondali privi di vegetazione potrebbe essere un sistema che merita di essere preso in considerazione per limitare la pressione totale di raccolta nelle praterie, preservando così il rendimento degli altri tipi di pesca costiera.

Dalle esperienze riportate sembra chiaro che in ogni caso la raccolta di bivalvi fossori influenza in maniera più o meno diretta l'ambiente circostante. Il problema sta nel valutare il grado dell'impatto e successivamente stabilire quale sia il sistema di raccolta che produce gli effetti meno deleteri per l'ecosistema in questione. In più, devono essere considerati gli aspetti economici di una tale scelta, studiando modalità di pesca delle vongole che abbiano rese accettabili. Nella Laguna veneta sono stati intrapresi diversi progetti per comprendere quali siano le strategie e i mezzi di raccolta che più rispondono a queste condizioni (ICRAM, 1994, 1995; ICRAM-Univ. Trieste, 1999; Provincia di Venezia, 1998; Fondazione della Pesca di Chioggia-ASAP, 1999; UNIMAR, 1999). Spesso sono state comparate le azioni di diversi attrezzi tra loro. I problemi determinati dall'azione dei sistemi di raccolta delle vongole, come per il caso statunitense, sono certamente diversi per ogni attrezzo, ma i mezzi meccanizzati usati fino ad ora in laguna hanno evidenziato una serie di effetti che mettono a rischio l'intero ecosistema lagunare e le altre attività di pesca che ruotano attorno alla laguna. Gli studi finalizzati a valutare i tempi di recupero della fauna bentonica dopo il passaggio del rastrello manuale e della draga idraulica (Pranovi e Giovanardi, 1995), mostrano che per il primo attrezzo i tempi sono ridotti della metà rispetto al mezzo meccanizzato e che in ambiente lagunare, proprio per le sue caratteristiche e la fragilità degli equilibri ambientali, i periodi di recupero sono circa il doppio che in mare aperto. Questo evidenzia pesantemente la difficoltà dell'*ecosistema laguna* di sostenere il carico di una pesca intensiva e non controllata delle vongole. A tal fine, un progetto di sperimentazione di un rastrello vibrante (ICRAM, 1995) ha verificato il minore impatto ambientale e una capacità di raccolta di molluschi di circa il 60% di questo nuovo attrezzo rispetto alla draga idraulica. Tuttavia, la sperimentazione si è svolta limitatamente al caso delle aree in concessione demaniale, non rappresentative quindi dell'intero ambiente lagunare (pesca vagantiva). Sebbene la sperimentazione richiedesse ulteriori analisi e approfondimenti, i pescatori hanno incominciato ad utilizzare il rastrello vibrante in maniera indiscriminata al di fuori delle aree in concessione demaniale. Ciò è contrario ad esempio a quanto invece raccomandato dal Codice Internazionale di Condotta per una Pesca Responsabile (FAO, 1995): *“gli stati dovrebbero assicurare che, prima dell'introduzione nel mercato di nuovi attrezzi, sia valutato scientificamente il loro impatto sulla pesca e sugli ecosistemi interessati dal loro utilizzo. Inoltre, dovrebbero essere monitorati nel tempo gli effetti dell'introduzione di un tale attrezzo”* (art. 12 – *Fisheries Research*, par. 12.11).

In Laguna di Venezia sono diverse le attività di pesca e molte le persone che vi partecipano e, come già detto, alcune specie sono pesantemente influenzate dall'uso indiscriminato degli attrezzi ad alto impatto ambientale usati per la raccolta delle vongole filippine (Giovanardi e Pranovi, 1999). Sulla base delle raccomandazioni fatte dal Comitato per la Pesca (COFI), la FAO consiglia che *“...nessuna nuova attività di pesca dovrebbe essere introdotta senza che una preventiva valutazione abbia dimostrato che non si abbia a verificare alcuna perdita significativa sia delle specie bersaglio che di tutte le altre non commerciabili. In tal modo, nessuna nuova attività o attrezzo di pesca dovrebbe essere introdotto a livello commerciale senza che sia stato prima dimostrato che questo non comporti alcun danno alla piccola pesca o alla pesca artigianale locale e alla comunità che di questo vive”* (FAO, 1996, art. 6 – *Guidelines for Fishing Activities: Fishing Gear*, par. 71).

Analogamente a quanto raccomandato da Peterson alla fine della sua ricerca condotta nelle *Back Sound* del Nord Carolina, anche nella Laguna di Venezia si pensa di confinare la raccolta delle vongole in aree prestabilite, per ridurre al minimo gli effetti sull'ambiente e sulle altre attività di pesca. Questo presuppone che tali aree (ancora in fase di definizione) vengano anche interessate da una preventiva semina di stadi giovanili di *T. philippinarum*. A questo proposito, un'ulteriore osservazione deve essere fatta. In base a recenti studi condotti in laguna (Sorokin *et al.*, 1999) emerge che un'alta densità di semina di vongole, convoglia nel sedimento (per filtrazione dell'acqua) grandi quantità di materia organica, che contribuiscono a formare un ambiente riducente per la formazione di sol-



furi. Questo, a sua volta, potrebbe ripercuotersi sulla distribuzione delle macrofite presenti in laguna (Everett *et al.*, 1995).

In conclusione, la futura gestione della risorsa vongola filippina deve tener conto degli innumerevoli fattori che sono in gioco. L'ecosistema della Laguna di Venezia è sostenuto da fragili equilibri ambientali e deve sostenere un gran numero di attività umane economiche e ricreative. Il ruolo determinante nella soluzione dei vari problemi gestionali risiede nei consorzi che uniscono gli operatori della laguna, strutture di cui le istituzioni locali necessitano come riferimento e unici interlocutori per una gestione fattibile e credibile della risorsa e dell'ambiente. Ciò che è auspicabile, nel più breve tempo possibile, è che si riesca a far convivere tutti gli interessi e le esigenze presenti sul piatto della bilancia, sapendo che se si vuole salvaguardare e conservare il patrimonio lagunare dovranno essere fatte necessariamente alcune rinunce, soprattutto da parte di chi in questa situazione di disordine trae enormi vantaggi economici.

### Bibliografia

- BREBER P., 1985. L'introduzione e l'allevamento in Italia dell'arsella del Pacifico *Tapes semidecussatus* REEVE (BIVALVIA; VENERIDAE). In: "Oebalia". 11(2): 675-680.
- C. V. N., 1993. Il recupero morfologico della Laguna di Venezia. In: "Quaderni trimestrali". Anno I. N. 1. Gennaio-Marzo, 1993.
- EVERETT R. A., G. M. RUIZ & J. T. CARLETON, 1995. Effect of oyster mariculture on submerged aquatic vegetation. In: "Mar. Ecol. Prog. Ser.". 125: 205-217.
- F. A. O., 1987. Fiches FAO d'identification des espèces pour les besoins de la pêche. (Révision 1). Méditerranée et mer Noire. Zone de pêche 37. Volume I. Végétaux et Invertébrés. Fischer W., M. -L. Bauchot & M. Schneider rédacteurs. Publication préparée par la FAO, résultat d'un accord entre la FAO et la Commission des Communautés Européennes (Project GCP/INT/422/EEC) financée conjointement par ces deux organisations. Rome, FAO, 1: 760 pp.
- F. A. O., 1995. Code of Conduct for Responsible Fisheries. Rome, FAO. 41 pp.
- F. A. O., 1996. Fishing operations. In: "FAO - Technical Guidelines for Responsible Fisheries". Rome, FAO. 1: 26 pp., 6 annexes.
- FONDAZIONE DELLA PESCA DI CHIOGGIA - A. S. A. P., 1999. Studio per la razionalizzazione delle attività di pesca e di molluschi-coltura nel bacino di Chioggia - Laguna di Venezia. 53 pp.
- FONTOLAN G., G. OREL, G. PESSA & A. ZENTILIN, 1995. Modificazioni indotte dalla venericoltura sulla struttura dei sedimenti e dei popolamenti macrozoobentonici della laguna di Marano. In: "PIM per le zone lagunari e l'Adriatico settentrionale. Ricerche e Sperimentazioni 1988-1994". A cura di: M. Berletti, R. Rossi & E. Spreafico. 231-243.
- GIOVANARDI O. & F. PRANOVI, 1999. Elementi per una gestione ecocompatibile della risorsa (*Tapes philippinarum*) in un'area sensibile quale la Laguna di Venezia. In: "Biologia Marina Mediterranea". 6: 136-139.
- ICRAM - UNIV. TRIESTE, 1999. Studio dell'impatto della raccolta delle vongole veraci filippine (*Tapes philippinarum*) nella laguna di Venezia per una gestione razionale della risorsa e dell'ambiente. IV Piano triennale Pesca Acquacoltura. I° Rapporto Intermedio. 54 pp.
- ICRAM, 1994. Indagine preliminare sull'utilizzo della draga idraulica (turbosoffiante) per la pesca ai bivalvi in ambiente lagunare. A cura di Giovanardi O., M. Ferretti, F. Pranovi & F. Savelli. In: "Quaderni ICRAM". 7: 54 pp.
- ICRAM, 1995. Sperimentazione di un "rastrello vibrante" per la pesca delle vongole veraci in concessione demaniale lagunare. Relazione finale. Chioggia. 32 pp.
- PETERSON C. H., H. C. SUMMERSON & S. R. FEGLEY, 1987. Ecological consequences of mechanical harvesting of clams. In: "Fishery Bulletin". 85(2): 281-298.
- PRANOVI F. & O. GIOVANARDI, 1994. The impact of hydraulic dredging for short-necked clams, *Tapes sp p.*, on an infaunal community in the lagoon of Venice. In: "Scientia Marina". 58(4): 345-353.
- PRANOVI F. & O. GIOVANARDI, 1995. La pesca di molluschi bivalvi nella Laguna di Venezia: effetti e conseguenze. In: "Biologia Marina Mediterranea". 2(2): 121-122.
- PRANOVI F., O. GIOVANARDI & G. FRANCESCHINI, 1998. Recolonization dynamics in areas disturbed by bottom fishing gears. In: "Recruitment, Colonization and Physical-Chemical Forcing in Marine Biological Systems". Baden, Pihl, Rosenberg, Stromberg, Svane & Tiselius Eds. Proceedings of the 32<sup>nd</sup> European Marine Biology Symposium. 16-22 August 1997. Lysekil, Sweden. 123-135.
- PROVINCIA DI VENEZIA, 1998. *Tapes philippinarum*, vongola verace filippina: nuovo problema o nuova risorsa per Venezia. In: "Piano per la gestione delle risorse alieutiche delle lagune della provincia di Venezia". Provincia di Venezia - Assessorato alla pesca, Venezia, 87-124.
- SOROKIN I. I., O. GIOVANARDI, F. PRANOVI & P. I. SOROKIN, 1999. Need for restricting bivalve culture in the southern basin of the Lagoon of Venice. In: "Hydrobiologia", 400: 141-148.
- UNIMAR, 1999. Progetto di studio di attrezzi innovativi per la pesca nella Laguna di Venezia. In: "Provincia di Venezia". Pagina web della Provincia di Venezia.



## ELEMENTI PER UNA GESTIONE ECOCOMPATIBILE DELLA RISORSA VONGOLE (*TAPES PHILIPPINARUM*) IN UN'AREA SENSIBILE QUALE LA LAGUNA DI VENEZIA

Tratto da: GIOVANARDI O., PRANOVI F., 1999, *Biologia Marina Mediterranea*, 6 (1): 136-138.

Secondo i dati riportati nel V Piano Triennale della Pesca e dell'Acquacoltura del Ministero per le Politiche Agricole e secondo altre stime (Melaku Canu, 1998), la Laguna di Venezia in questi ultimi anni produrrebbe 40-50000 t/anno di vongole veraci filippine (*Tapes philippinarum*), oltre la metà dello sbarcato nazionale. La progressione della produzione, iniziata praticamente solo nel 1990, appare notevole e, come spesso accade in questi casi, corrisponde ad un parallelo crollo dei prezzi. La quasi totalità della risorsa proviene dalla pesca vagantiva, che vede soprattutto l'uso di attrezzi che la normativa attuale proibisce (es. la draga "vibrante") o non contempla affatto, anche perché frutto di recenti invenzioni locali (es. la "rusca"; A.S.A.P., 1997). Quest'ultima consiste di un piccolo ma robusto telaio metallico provvisto di lama a forma di V. Essa opera in vicinanza dell'elica del motore ausiliario fuoribordo il cui movimento facilita l'avanzamento, il sommovimento del sedimento ed il suo convogliamento, insieme ai bivalvi, all'interno dell'attrezzo. Nel periodo sopracitato si è assistito ad un notevole aumento della pressione di pesca e del numero di operatori (2-3.000 secondo alcune stime attuali), richiamati soprattutto dai facili guadagni. Si è così effettuata una raccolta di dati, pubblicati e non, disponibili sull'argomento specifico e sono stati analizzati i dati di produzione al Mercato di Chioggia di alcune specie commerciali della laguna negli ultimi 50 anni. Inoltre, sono state analizzate alcune fotografie da aereo (gentilmente fornite da Consorzio Venezia Nuova) che mostrano in maniera chiara i solchi lasciati dalle "rusche" sui fondali lagunari. Lo stock di *T. philippinarum* non pare ancora manifestare segni di sovrasfruttamento (fig. 1).

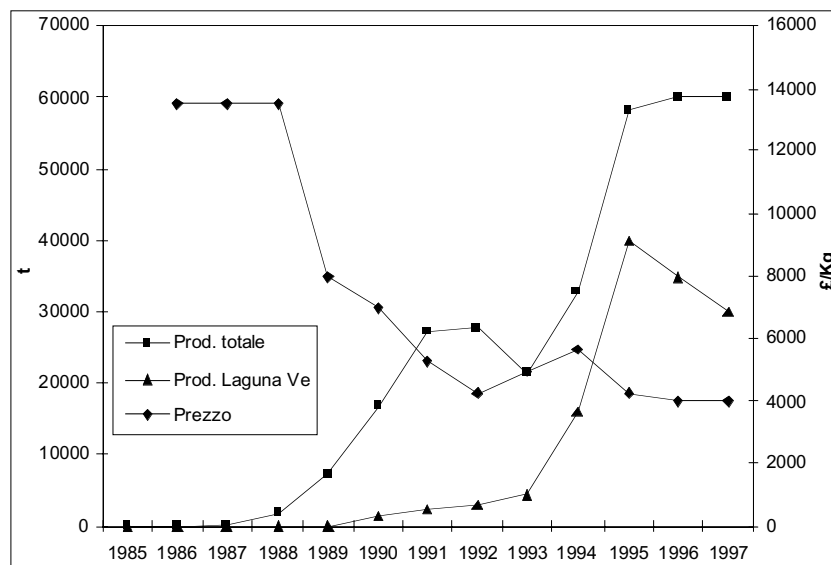


Fig. 1 – Andamento della produzione e dei prezzi di *T. philippinarum* (da Melaku Canu, 1998).

Segni di stress e sofferenza sembrano invece provenire dall'intero ecosistema lagunare. Limitandoci a quelli più evidenti possiamo elencare i seguenti:

- Una alterazione delle caratteristiche granulometriche dei sedimenti (Giovanardi *et al.*, 1994) con l'allontanamento delle componenti più fini in un regime sedimentario già nettamente deficitario (Consorzio Venezia Nuova, 1993), e con la possibilità, inoltre, di eventuali risospensioni di microinquinanti organici ed inorganici.
- Un cambiamento della morfologia dei fondali con aumenti del battente d'acqua e conformazione "a catino" delle velme (Orel, com. pers.). Questi ultimi possono facilitare localmente l'insorgere di episodi distrofici, di anossie, di formazione di macroalghe, di H<sub>2</sub>S, ecc.
- Impatto diretto degli attrezzi su flora e fauna bentonica. Quello più evidente è la possibile riduzione delle praterie di fanerogame, poco compatibili con l'uso degli attuali attrezzi di raccolta. È probabile un effetto diretto/indiretto su varie specie commerciali. Ad esempio sui gobidi, ed in particolare sul



“go”, *Zosterisessor ophiocephalus*, considerata la natura bentonica della specie ed il suo tipico comportamento riproduttivo, che prevede, fra l'altro, l'incubazione delle uova in tane scavate nel sedimento. Il latterino, *Atherina boyeri*, e anche l'aguglia, *Belone belone*, per quanto abbiano abitudini demersali e pelagiche, presentano delle fasi embrionali caratterizzate da uova fissate a substrati di varia natura, incluse le fanerogame, e possono risentire anch'essi degli effetti del passaggio degli attrezzi da traino in oggetto. Analizzando le catture di latterini e go registrate dal 1945 presso il Mercato di Chioggia, dove passa la gran parte del catturato della laguna, è stato notato come dai primi anni '90 le catture di questi pesci siano scese significativamente al di sotto della media (fig. 2). Ovviamente anche altri fattori, sia naturali che antropici, possono avere avuto degli effetti sulla consistenza di queste popolazioni, come pure non sono disponibili dati sulle variazioni dello sforzo di pesca nel periodo considerato.

- Conflittualità di vario tipo con attività di pesca che vantano lunghe tradizioni, di natura più selettiva, di minor impatto sui sedimenti e sulle biocenosi, e quindi in uno stato ormai di “equilibrio” sia con la laguna che con la consistenza nel lungo termine delle specie bersaglio.

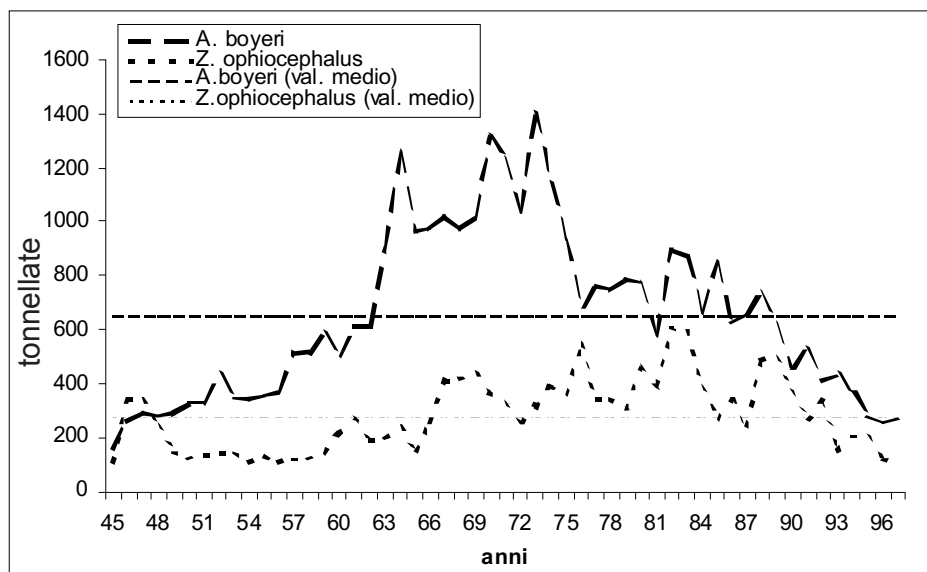


Fig. 2 – Andamento della produzione del latterino (*A. boyeri*) e del go (*Z. ophiocephalus*) presso il mercato ittico all'ingrosso di Chioggia dal 1945 al 1997.

Le proposte di gestione della risorsa vongole dovrebbero quindi necessariamente prevedere una riduzione progressiva della pesca libera indirizzando l'attività verso forme di pesca/coltura in aree ben definite, vocate, controllate dal punto di vista igienico-sanitario e autogestite attraverso l'uso regolamentato di attrezzi caratterizzati da un impatto limitato. Appare fondamentale individuare un unico reale referente degli operatori ed effettuare sperimentazioni di gestione che, attraverso interventi su scala limitata, abbiano anche una funzione dimostrativa. Una gestione attraverso un consorzio ed un piano di intervento unitario, in accordo con gli enti responsabili della gestione della laguna, potrebbe anche rivoluzionare il mercato, con produzioni eventualmente più limitate ma di qualità e, quindi, più remunerative e durature.

### Ringraziamenti

Questo lavoro è stato effettuato con il contributo della DG Pesca ed Acquicoltura del Mi.P.A.F. attraverso il programma di ricerca “Studio dell'impatto della raccolta delle vongole veraci filippine (*T. philippinarum*) nella Laguna di Venezia per una gestione razionale della risorsa e dell'ambiente”, nell'ambito IV Piano Triennale della Pesca.

### Bibliografia

- A.S.A.P. (1997) - Attrezzi e sistemi di pesca nella provincia di Venezia. Provincia di Venezia, Assessorato Pesca: 190 pp.  
 CONSORZIO VENEZIA NUOVA (1993) - Il recupero morfologico della Laguna di Venezia. *Quad. Trim. C.V.N.*, I, 1, suppl.  
 GIOVANARDI O., PRANOVI F., SAVELLI F., FERRETTI M. (1994) - Indagine preliminare sull'utilizzo della draga idraulica (“turbo-soffiante”) per la pesca dei bivalvi in ambiente lagunare. QUAD. ICRAM n. 7: 54 pp.  
 MELAKU CANU D. (1998) - *Tapes philippinarum* nelle lagune dell'alto Adriatico: analisi modellistica in relazione alle variabili ambientali ed aspetti socioeconomici. Tesi di laurea, Univ. di Venezia, A.A. 1996/97: 149 pp



## ANALISI DELLE SERIE STORICHE DEGLI SBARCHI ITTICI E STADI ECOLOGICI DELLA LAGUNA DI VENEZIA

Tratto da: LIBRALATO S., PRANOVI F., RAICEVICH S., DA PONTE F., GIOVANARDI O., PASTRES R., TORRICELLI P., MAINARDI D., in stampa, "Ecological stages of the Venice Lagoon analysed using landing time series data", *Journal of Marine System*.

L'incremento dello sforzo di pesca causa la riduzione del numero dei predatori terminali (*top predator*) al vertice della catena alimentare e la conseguenza è una variazione della composizione della comunità ittica, in cui sono favorite le specie di piccole dimensione e a rapido ciclo vitale. Conseguentemente, queste ultime, che appartengono a livelli trofici più bassi, diventano le nuove specie bersaglio nell'attività di pesca. Secondo Pauly *et al.* (1998) i cambiamenti nella composizione della comunità ittica, quindi nell'ecosistema, si riflettono negli sbarchi commerciali permettendo di fare delle considerazioni su un ecosistema specifico conoscendo la qualità (intesa come appartenenza ai diversi livelli trofici) e la quantità di pesce sbarcato. Tuttavia, i cambiamenti nella quantità e composizione degli sbarchi potrebbero essere un effetto non direttamente collegato allo sforzo di pesca, ma essere dipendenti dalle attrezzature utilizzate, dalle zone di pesca o dalle variazioni del mercato.

In alcuni casi, la diminuzione del livello trofico medio degli sbarchi potrebbe essere il risultato di una scelta gestionale dell'attività di pesca piuttosto che un segnale di sofferenza a livello della comunità ittica o dell'intero ecosistema; ciò accade quando è il mercato a richiedere pesci a basso livello trofico. Inoltre, altri agenti potrebbero indurre cambiamenti simili a quelli prodotti dall'intensificarsi dello sforzo di pesca, per esempio l'eutrofizzazione tende a ridurre e semplificare la rete trofica abbassando il livello trofico medio e la biodiversità, inducendo la dominanza numerica dei piccoli planctofagi (De Leiva Moreno *et al.*, 2000). È chiaro che la semplice analisi della dinamica temporale del livello trofico medio derivata dagli sbarchi non può essere sufficiente per discriminare le cause che hanno indotto i cambiamenti osservati nell'ecosistema, ma deve essere accompagnata da altri indici quali: l'"equilibrio di pesca" FIB (*Fishing In Balance*; Pauly *et al.*, 2000a), l'"efficienza di trasferimento" TE (*Transfer Efficiency*; Pauly e Palomares, in stampa) e il rapporto "pelagico/demersale" P/D (*Pelagic on Demersal ratio*; Caddy, 2000). Nella storia recente, l'ecosistema della Laguna di Venezia è stato sottoposto a molte disturbi di natura antropica quali lo scarico di sostanze inquinanti e sostanze nutrienti dalla zona industriale e dal bacino di drenaggio, lo scarico dei reflui urbani dalla città di Venezia (Cossu e De Fraja Frangipane, 1985) e l'aumento dello sfruttamento delle risorse biologiche. La laguna si estende su una superficie di 550 km<sup>2</sup> ed è il più vasto ambiente estuarino del mare Adriatico settentrionale. Si può considerare come un bacino semi-chiuso che riceve l'acqua dolce da 24 tributari e che scambia con il mare, attraverso tre bocche, circa 1,5 x 10<sup>8</sup> m<sup>3</sup> di acqua ad ogni ciclo di marea (DRAIN, 2001). Questo ambiente è sfruttato da secoli dall'attività tradizionale di pesca che si effettua principalmente per mezzo di attrezzi statici e solo alla conclusione dell'ultima guerra mondiale si può parlare di un aumento nello sforzo di pesca (Mozzi, 1967). Ma nell'ultima decade si è assistito all'aumento esponenziale dello sfruttamento della vongola filippina, *Tapes philippinarum*, una specie aliena per la Laguna di Venezia che fu introdotta sperimentalmente nel 1983 a scopo d'allevamento (Cesari e Pellizzato, 1985). Nel 1999 le catture della vongola, utilizzando degli attrezzi altamente impattanti (Pranovi e Giovanardi, 1994; Da Ponte *et al.*, 2001; Libralato *et al.*, 2002), raggiunsero 6 x 10<sup>7</sup> kg, più della metà dell'intera produzione nazionale di vongola "verace" (ASAP, 1999; Provincia di Venezia, 1999).

La serie storica dal 1945 al 2001 è stata ottenuta dai registri dei mercati ittici di Chioggia e di Venezia, dove confluisce tutto il pescato lagunare. I dati grezzi sono stati trattati preliminarmente per minimizzare le tre fonti possibili di errore (si veda Caddy *et al.*, 1998; Pauly *et al.*, 1998): la produzione d'allevamento, gli sbarchi di provenienza marina e i prodotti commercializzati illegalmente (e che riguardano in particolare la vongola filippina).

Il livello trofico (TL) è definito dal numero medio di passaggi che deve compiere l'alimento attraverso la catena trofica, a partire dai produttori primari ed il detrito, fino ad arrivare ad un dato organismo (Lindeman, 1942). In conformità con questa definizione, il TL di un consumatore è un numero reale che varia da 2 (per i detritivori o gli erbivori) fino a 5 (per i grandi predatori, come i tonni



e gli squali); al detrito e ai produttori primari (che fissano l'energia solare come le alghe e il fitoplancton) e che sono predati dai livelli trofici successivi si assegna un TL=1. I TL per ogni specie, in base alla loro dieta, sono stati computati usando il software TROPHLAB (Pauly *et al.*, 2000b).

Poiché i cambiamenti della struttura di un ecosistema sono collegati con i cambiamenti nei rapporti trofici, l'analisi dei rapporti d'abbondanza tra i gruppi trofici può dare delle informazioni importanti sullo sviluppo degli ecosistemi. I gruppi trofici sono definiti come raggruppamenti di specie con caratteristiche ecologiche e trofiche simili. Le 19 voci riportate nelle annotazioni dei due mercati ittici, che definiscono specie, gruppi di specie o la stessa specie in differenti fasi di sviluppo, sono state aggregate in 8 gruppi trofici, come riportato in tabella 1. Gli sbarchi e il livello trofi-

gruppo	nome scientifico	nome comune	dialettale	TL
<b>Pesci predatori</b>	<i>Dicentrarchus labrax</i>	spigola (giovane)	baicoli	3,80
	<i>Dicentrarchus labrax</i>	spigola	branzini	3,80
	<i>Anguilla anguilla</i>	anguilla	bisati	3,50
<b>Pesci detritivori</b>	<i>Chelon labrosus</i>	muggine chelone	boseghe	2,42
	<i>Mugilidae</i>	cefalo	cefali	2,05
<b>Pesci planctivori</b>	<i>Engraulis encrasicolus</i>	alice	acciuغه	3,40
	<i>Sprattus sprattus</i>	papalina	papaline	3,10
	<i>Atherina boyeri</i>	latterino	anguelle	3,30
<b>Pesci bentonici</b>	<i>Platichthys flesus</i>	passera	passarini	4,40
	<i>Solea sp.</i>	sogliola	sogliole	3,28
	<i>Zosterisessor ophiocephalus</i>	ghiozzo	go	3,60
	<i>Pomatoschistus sp.</i>	ghiozzetto	mansioni	3,80
<b>Cefalopodi</b>	<i>Sepia officinalis, Loligo vulgaris</i>	Seppia e calamaro	seppie	4,50
<b>Vongole</b>	<i>Tapes philippinarum</i>	vongola filippina	caparozzoli	2,70
<b>Gamberi</b>	<i>Crangon crangon</i>	gamberetto grigio	schie	2,80
	<i>Palaemon spp.</i>	gamberetto	gambareti	2,80
<b>Granchi</b>	<i>Carcinus aestuarii</i>	granchio comune (♀ ovigera)	masanete	3,40
	<i>Carcinus aestuarii</i>	granchio comune (in muta)	moeche	3,40
	<i>Carcinus aestuarii</i>	granchio comune	gransi	3,40

Tab. 1: Composizione degli sbarchi della Laguna di Venezia e valore del TL stimato. A volte la stessa specie, essendo sfruttata in fasi differenti del ciclo vitale, è segnalata come prodotto commerciale differente (vedi nome dialettale). I 19 prodotti sono stati aggregati in 8 gruppi.

co medio (mTL) possono essere usati anche per valutare l'efficienza media di trasferimento (TE) del sistema, che è un indicatore della condizione e dello stato di sistema (Pauly e Palomares, in stampa). L'indice FIB permette di valutare se un determinato livello di sfruttamento può essere sostenuto da un dato ecosistema marino (Pauly e Palomares, in stampa). L'indice FIB rappresenta il rapporto fra l'energia richiesta per sostenere il pescato negli anni ed il valore basale (cioè relativo al primo anno di attività). Una tendenza positiva in una serie storica può essere causata dall'aumento dello sforzo di pesca (attività in espansione) o dall'aumento del rendimento dell'ecosistema (Pauly e Palomares, 2000). Nel caso in cui ci sia compromissione dell'ecosistema l'indice FIB diminuisce a causa di un decremento congiunto degli sbarchi e di mTL. Il rapporto P/D è valutato come il rapporto fra le piccole specie pelagiche (che si nutrono di plancton) e le specie piscivore (gruppi predatori e bentonici). I primi sono influenzati positivamente dall'arricchimento in nutrienti quando va a stimolare la



produzione planctonica (Caddy, 1993), mentre i secondi sono influenzati dalle dinamiche della comunità bentonica che in genere risponde in modo negativo alle condizioni di eccessivo arricchimento. Ne consegue che una tendenza positiva nel tempo del rapporto P/D, può dipendere sia dall'arricchimento in nutrienti sia dal sovrasfruttamento delle risorse.

Per quanto riguarda il mTL in figura 1 si possono osservare delle piccole fluttuazioni intorno al valore medio di 3,40 fra il 1945 e il 1960, nonostante la tendenza positiva delle catture. Nel corso dei seguen-

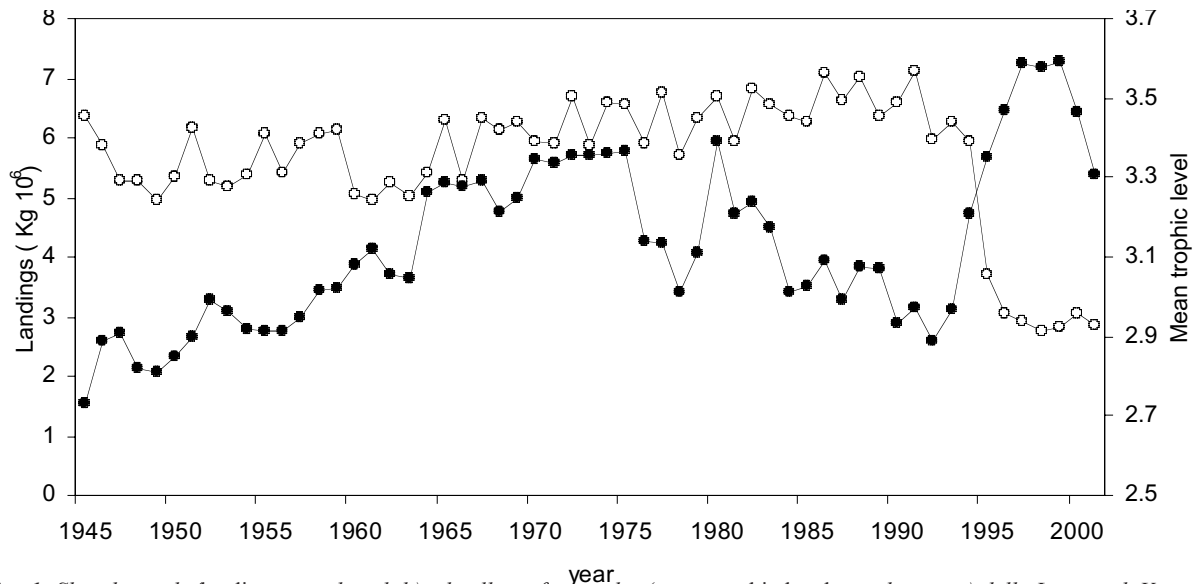


Fig. 1: Sbarchi totali (landings; cerchi solidi) e livello trofico medio (mean trophic level; cerchi aperti) della Laguna di Venezia durante il periodo 1945-2001. Gli sbarchi della vongola filippina sono espressi come peso umido senza conciglia.

ti trent'anni, l'andamento del mTL è caratterizzato da un leggero ma costante aumento e il valore massimo di 3,60 è raggiunto nel 1991. Nell'ultima decade, il mTL ha subito una diminuzione marcata, dovuto all'aumento degli sbarchi della vongola filippina; il minimo assoluto è stato osservato nel 1998, con un valore di 2,90. Inoltre, analizzando questo set di dati si possono individuare quattro periodi principali: 1) dal 1945 al 1973, l'andamento degli sbarchi totali e del loro mTL è positivo per entrambi; 2) dal 1974 al 1989, l'andamento del commerciale sbarcato è negativo mentre quello del mTL è leggermente positivo; 3) dal 1990 al 1998, gli sbarchi riprendono ad aumentare e il mTL cala; 4) dal 1998 al 2001 si assiste ad una forte diminuzione delle catture commerciali ed a una leggera diminuzione del mTL. La serie dell'indice FIB in figura 2A, mostra una tendenza all'aumento accompagnata da fluttuazioni piuttosto ampie dal 1945 alla metà degli anni '70. L'indice tende a diminuire negli anni successivi e il decremento si fa più marcato a partire dal 1996. Il periodo compreso tra il 1962 e 1996 è stato scelto per stimare l'efficienza di trasferimento (TE) della catena trofica lineare idealizzata. Il TE è stato valutato separatamente per 3 sub-periodi identificati sulla base del diagramma del mTL contro il logaritmo degli sbarchi (fig. 2B). I valori ottenuti per TE erano 16,24% per gli anni 1962-73, 0,5% per gli anni 1974-1989 e 20,01% per gli anni 1990-96. La serie storica del rapporto P/D per gli sbarchi in laguna dal 1945 a 2001 è tracciata in figura 3. Tra il 1945 ed il 1973 c'è una tendenza ad aumentare, che in seguito si inverte dopo un profondo decremento del valore P/D (periodo 1973-1976). La tendenza positiva degli sbarchi e del mTL osservata dal 1945 al 1973 può essere spiegata sia dall'incremento dello sforzo di pesca che dall'arricchimento di nutrienti, nonché dalla combinazione dei due fattori. Il leggero aumento del mTL suggerisce, però, che gli effetti dell'eutrofizzazione e dello sforzo di pesca in questo periodo non siano tali da stressare la comunità biologica della laguna. Tuttavia, l'analisi del rapporto P/D, caratterizzato anch'esso da una tendenza positiva durante quegli anni, fa supporre che il sistema fosse sottoposto ad un tipico controllo *bottom-up* probabilmente dovuto all'aumento nelle concentrazioni di azoto (N) e fosforo (P) inorganici disciolti, che hanno portato ad una predominanza della rete trofica planctonica rispetto a quella bentonica. Infatti, la tendenza positiva degli sbarchi totali in questo primo periodo era dovuta soprattutto all'aumento delle catture di pesci planctivori, quali il latterino *Atherina boyeri*, l'alice *Engraulis encrasicolus* e la papalina *Sprattus sprattus* (fig. 4). Questa ipotesi è supportata dal valore



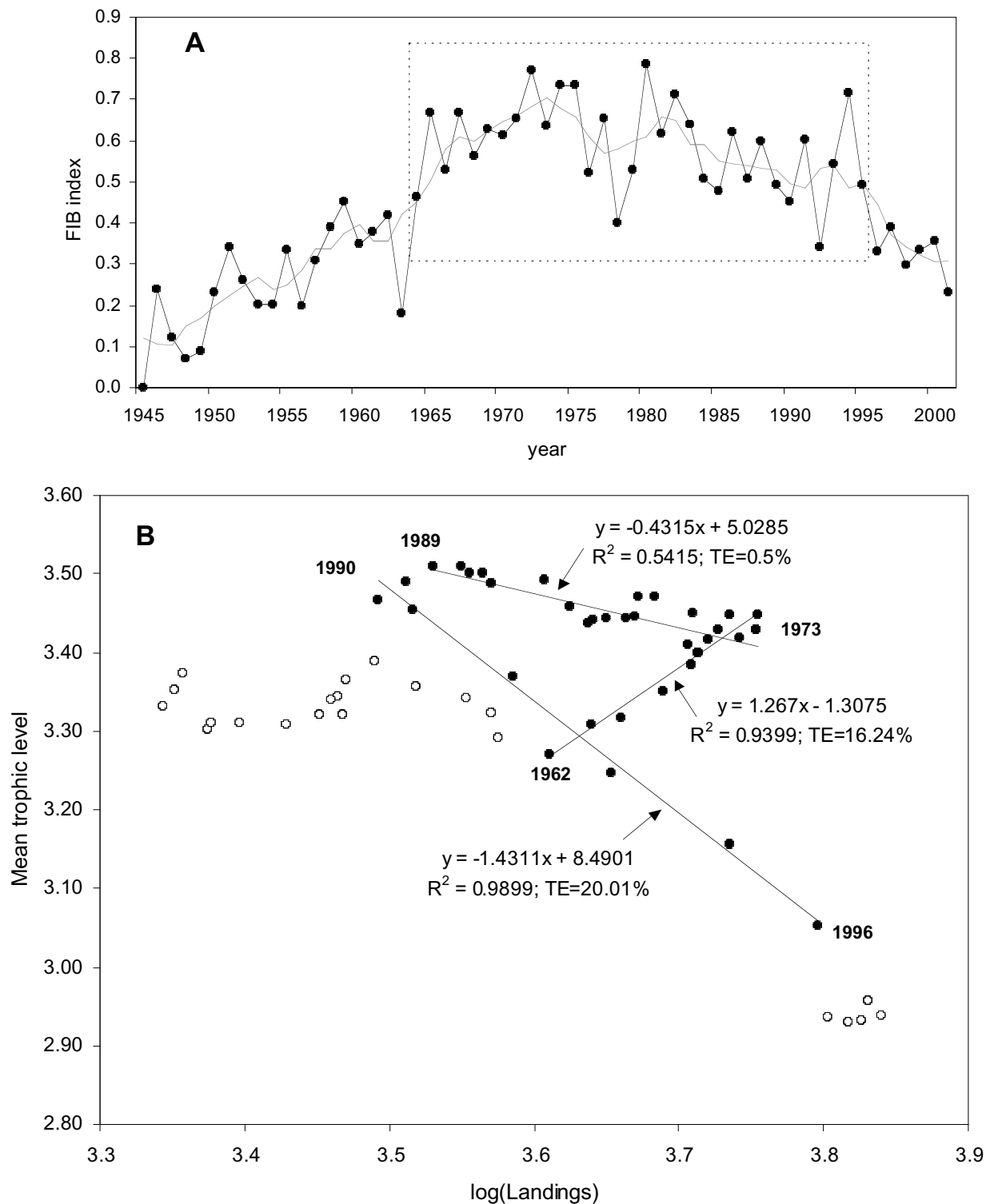


Fig. 2: A) Serie storica dell'indice FIB (FIB index; linea spezzata con punti) e media mobile (linea continua). Il periodo fra il 1962 e il 1996 (finestra) corrisponde agli anni usati per la valutazione dell'efficienza di trasferimento (TE). B) Rapporto fra gli sbarchi (al logaritmo) e il mTL per il periodo 1962-1996. La TE è stata valutata dalla regressione lineare di tre sub-periodi: 1962-1973, 1974-1989, 1990-1996. LEGENDA: mean trophic level = livello trofico medio; log (landings) = logaritmo degli sbarchi.

relativamente alto della TE stimato per il periodo 1962-73 (TE = 16%; Fig. 2B). L'aumento della capacità di pesca, derivato dall'introduzione delle barche a motore nell'intera flotta lagunare (ISTAT 1964-1993; Mozzi, 1967), ha condotto ad un aumento progressivo dello sfruttamento delle risorse. Tuttavia, la serie storica degli sbarchi ed il loro mTL non rivelano effetti notevoli di esaurimento delle risorse ittiche nel periodo 1945-1973; di conseguenza, possiamo concludere che l'aumento dello sforzo di pesca è stato compensato dall'aumento della produttività della laguna, dovuto all'arricchimento di nutrienti.



Mentre il mTL era ancora in aumento, dopo il 1975 è stato registrato un cospicuo decremento degli sbarchi (fig. 1), accompagnato da una diminuzione del rapporto P/D (fig. 3), che ha oscillato intorno al valore 1 durante il periodo 1975-1995. Tuttavia, il fatto che l'indice FIB fosse quasi stabile (fig. 2A) e che la tendenza del mTL si manteneva positiva, suggerisce che il sovrasfruttamento delle risorse ittiche

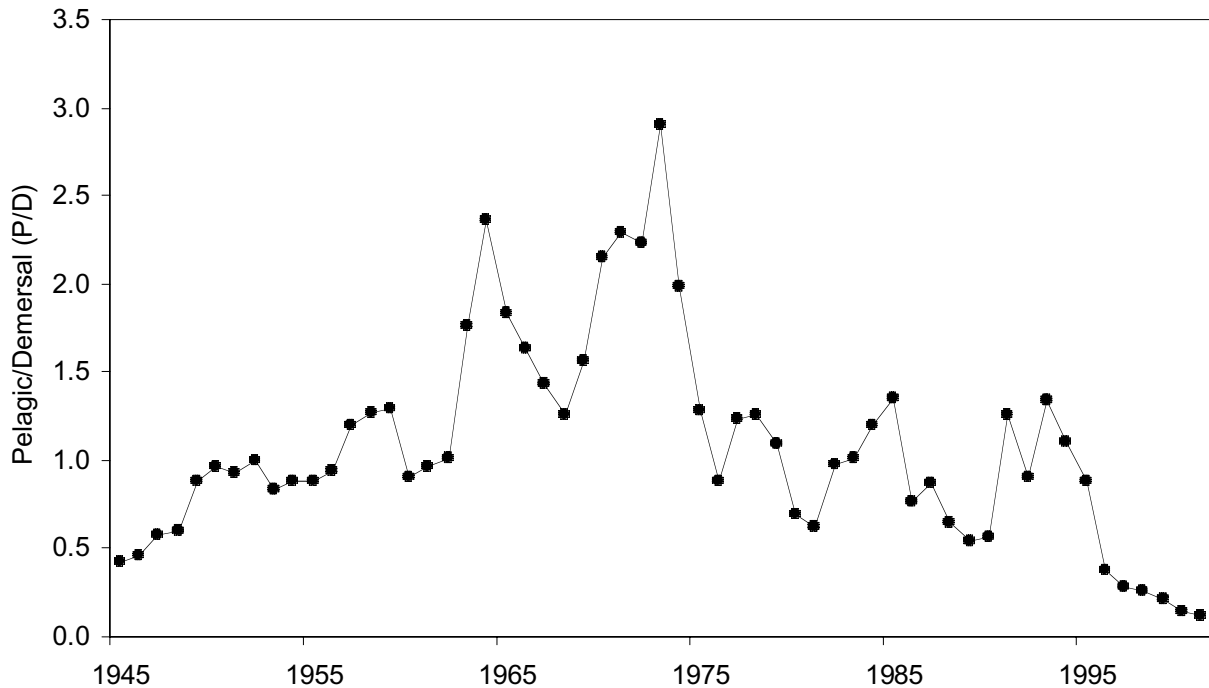


Fig. 3: Rapporto P/D degli sbarchi di pesci pelagici e demersali (Pelagic/Demersal), valutato per la Laguna di Venezia.

non era la causa del crollo degli sbarchi commerciali. Un tale sviluppo degli indici fa supporre che dopo la metà degli anni '70 e durante gli anni '80 le concentrazioni di azoto e di fosforo inorganici fossero in diminuzione comportando la riduzione dell'abbondanza dei planctivori: un effetto *bottom-up* a cascata sulla catena trofica, che va interpretato come depressione della produzione primaria fitoplanctonica a seguito del diminuito apporto in nutrienti; come descritto per altri ecosistemi (Caddy, 1993; Caddy, 2000; De Leiva Moreno *et al.*, 2000). A sostegno di ciò vi è, durante questo periodo, l'emanazione di una serie di regolamentazioni nazionali e locali, da parte delle amministrazioni interessate, tese a ridurre il carico di elementi nutritivi in mare e in laguna (Cossu e De Fraja Frangipane, 1985). La diminuzione della concentrazione dei due principali macronutrienti (azoto e fosforo) non è avvenuta simultaneamente e di conseguenza è nel cambiamento del rapporto N:P che va cercata l'eventuale causa della variazione nella produzione primaria della colonna d'acqua (fitoplancton) e del fondo (macroalghe) che è stata osservata durante la seconda metà degli anni '80 (Sfriso *et al.*, 1989). Le macroalghe (soprattutto il genere *Ulva*) essendo meno appetite dagli organismi erbivori (Sfriso e Marcomini, 1997; Flint *et al.*, 1997) hanno avuto delle fioriture abnormi (Sfriso *et al.*, 1989) che hanno portato alla segregazione dell'energia proveniente dal comparto fototrofico. A ciò si è aggiunto il consumo di ossigeno disciolto nell'acqua per respirazione della biomassa vegetale e per l'attività di demolizione operata dai microrganismi sulle macroalghe in putrefazione. La conseguenza è stata l'avvio di estesi processi ipossici e anossici con produzione di solfuri nel fondale (Cossu e De Fraja Frangipane, 1985). Le ripetute crisi distroficche, che sono state osservate durante la seconda metà degli anni '80, hanno stressato la comunità bentonica, favorendo l'accumulo della sostanza organica nel fondale e causato la drammatica riduzione delle praterie di fanerogame marine. Nei bacini soggetti a eutrofizzazione si assiste ad un aumento della biomassa di quegli organismi ad ampio spettro trofico e che sono resistenti alle drastiche diminuzioni dell'ossigeno disciolto, come le meduse (Kideys, 2002) o in certi casi le seppie ed i calamari (Caddy, 1993). Questo stadio è chiaramente riconoscibile nella Laguna di Venezia: nel 1975 il mercato ebbe un



crollò negli sbarchi dei granchi e dei piccoli pelagici che si nutrono di plancton, mentre le seppie rimasero un'importante frazione degli sbarchi fino all'inizio degli anni '90 (vedi fig. 4). Anche i valori della TE sono concordi con lo sviluppo eutrofico descritto; la bassa efficienza ( $TE=0.5\%$ ) valutata per il periodo 1974-89, (fig. 2B) è riconducibile alla serie di crisi distrofiche avvenute durante quegli anni ed alla bassa disponibilità di energia nel sistema, immagazzinata nella enorme biomassa di macroalghe.

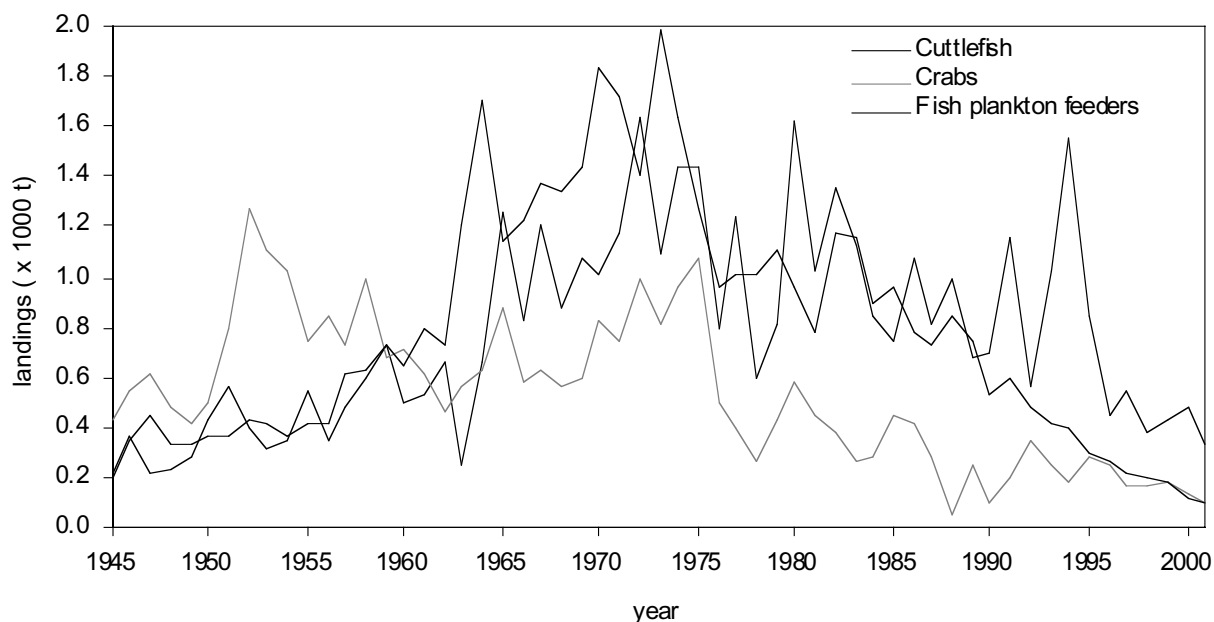


Fig. 4: Serie storiche degli sbarchi (landings) dei pesci planctivori, dei granchi e delle seppie, raggruppati come specificato in tabella 1. LEGENDA: cuttlefish = seppie, crabs = granchi, fish plankton feeders = pesci planctivori.

La specie alloctona *Tapes philippinarum* fu introdotta nella Laguna di Venezia nel 1983 per avviare la produzione in acquacoltura (Cesari e Pellizzato, 1985) e in pochi anni la specie si era così ampiamente diffusa da diventare l'obiettivo di una nuova attività di pesca. Questa specie è a rapido accrescimento ed a ampio spettro trofico (Sorokin e Giovanardi, 1995), e così è stata in grado di diffondersi per l'intera laguna, diventando un'importante risorsa economica. Tra il 1992 e il 1999 *T. philippinarum* rappresentava fino al 90% degli sbarchi e nel solo 1999 ne sono stati prodotti  $60 \times 10^6$  Kg (Provincia di Venezia, 1999; Granzotto *et al.*, 2001). In questo stesso periodo si è verificato un grande decremento della biomassa macroalgale e non si sono più verificati casi di *bloom*. Ma il previsto recupero della catena trofica basata sul fitoplancton non si verificò, probabilmente proprio per l'elevata attività di pascolo (filtrazione planctonica) della vongola filippina. La TE valutata per il periodo 1990-'96 (uguale a 20,01%) rappresenta un valore molto elevato per un sistema marino (Pauly e Christensen, 1995); ciò potrebbe essere determinato dal contributo dato dal *Tapes*, che è una specie molto produttiva, capace di sfruttare al meglio l'energia che si è accumulata nel sedimento nel precedente periodo. Il pesante sfruttamento della vongola filippina ha prodotto una diminuzione del mTL nel periodo 1990-'96 ed è chiara la crisi per la pesca artigianale a partire dal 1995. Ciò sembra confermato dall'indice FIB, che, anche se in presenza di elevate quantità di pescato, mostra una tendenza alla diminuzione rapida dal 1995 al 2001 (fig. 2A). Considerato che negli ultimi 30 anni lo sforzo di pesca artigianale è rimasto costante (ISTAT 1964-1993; Mozzi, 1967), la causa della diminuzione del pescato non può essere ricondotta ad un sovrasfruttamento delle risorse operato con le tecniche di pesca statiche. La diminuzione degli sbarchi andrebbe invece imputata all'attività di raccolta meccanizzata della vongola, dove gli effetti diretti e indiretti a carico dell'ecosistema sono tali da confondersi con l'azione di ipersfruttamento delle risorse.



## Bibliografia

- AZIENDA SPECIALE ACQUACOLTURA E PESCA DI VENEZIA (ASAP), 1999: Studio per la razionalizzazione delle attività di pesca e di molluschicoltura nel bacino di Chioggia, laguna di Venezia. ASAP, Venice, Italy, 54 pp.
- 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., 2000. Marine catchment basin effects versus impacts of fisheries on semi-enclosed seas. *ICES Journal of Marine Science*, 57:628-640.
- CADDY, J.F., CSIRKE, J., GARCIA, S.M. AND GRAINGER, R.J.R., 1998. How pervasive is "Fishing down marine food webs"? *Science*, 282: 1383a.
- CESARI, P. AND PELLIZZATO, M., 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.
- COSSU, R. AND DE FRAJA FRANGIPANE, E., 1985. Stato delle conoscenze sull'inquinamento della laguna di Venezia. Ministro dei Lavori Pubblici - Magistrato alle acque, Consorzio Venezia Nuova, Venice, Italy (Vol. I-IV), 438 pp.
- DA PONTE, F., RAICEVICH, S., PRANOVI, F., FRANCESCHINI, G., BOSCOLO, R. & GIOVANARDI, O., 2001. A multidisciplinary study of the effects of mechanical clam harvesting on benthic compartment in the Venice Lagoon. 36th European Marine Biology Symposium, Menorca, Spain.
- DE LEIVA MORENO, J. I., AGOSTANI, V. N., CADDY, J. F. AND CAROCCI, F., 2000. Is the pelagic-demersal ratio from fishery landings a useful proxy for nutrient availability? A preliminary data exploration for the semi-enclosed seas around Europe. *ICES Journal of Marine Science*, 57: 1091-1102.
- DRAIN, 2001. Determination of the pollutant load discharged into the Venice Lagoon by the drainage basin. Discussion and presentation of the methods and the main results of the DRAIN project. Ministro dei Lavori Pubblici - Magistrato alle acque, Consorzio Venezia Nuova, CNR, Venice, Italy, 111 pp.
- FLINDT, M., SALOMONSEN, J., CARRER, M., BOCCI, M. AND 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.
- GRANZOTTO, A., FRANZOI, P., LONGO, A., PRANOVI, F. AND 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, 2: 1-61.
- ISTAT, 1964-1993. Annuario statistico della pesca e della caccia. ISTAT, Rome, Italy (29 volumes).
- KIDEYS, A.E., 2002. Fall and rise of the Black Sea ecosystem. *Science*, 297: 1482-1484.
- LIBRALATO, S., PASTRES, R., PRANOVI, F., RAICEVICH, S., GRANZOTTO, A., GIOVANARDI, O. AND TORRICELLI, P., 2002. Comparison between the energy flow networks of two habitats in the Venice Lagoon. *Marine Ecology*, 23: 228-236.
- 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. AND CHRISTENSEN, V., 1995. Primary Production required to sustain global fisheries. *Nature*, 374: 255-257.
- PAULY, D. AND PALOMARES, M.L., 2000. Approaches for dealing with three sources of bias when studying the fishing down marine food web phenomenon. *CIESM Workshop Series*, 12: 61-66.
- PAULY, D. AND PALOMARES, M.L., 2003. Fishing down marine food web: it is far more pervasive than we thought. *In press*.
- PAULY, D., CHRISTENSEN, V., DALSGAARD, J., FROESE, R. AND TORRES, F.JR., 1998. Fishing down marine food webs. *Science*, 279: 860-863.
- PAULY, D., CHRISTENSEN, V. AND WALTERS, C., 2000a. Ecopath, Ecosim, and Ecospace as tools for evaluating ecosystem impacts on marine ecosystems. *ICES J. Mar. Sci.* 57, 697-706.
- PAULY, D., FROESE, R., SA-A, P.S., PALOMARES, M.L., CHRISTENSEN, V. AND RIUS, J., 2000b. TrophLab Manual. ICLARM, Manila, Philippines.
- PRANOVI, F. AND GIOVANARDI, O., 1994: The impact of hydraulic dredging for short-necked clams, *Tapes* spp., on an infaunal community in the lagoon of Venice. *Sci. Mar.*, 58 (4): 345-353.
- PROVINCIA DI VENEZIA, 1999. Piano per la gestione delle risorse aliutiche delle lagune della provincia di Venezia. Provincia di Venezia, Venice, Italy, 1-50.
- SFRISO, A. AND MARCOMINI, A., 1997. Macrophyte production in a shallow coastal lagoon. Part II: Coupling with chemico-physical parameters and nutrient concentrations in waters. *Marine Environmental Research*: 44: 351-375.
- SFRISO, A., PAVONI, B. AND MARCOMINI, A., 1989. Macroalgae and phytoplankton standing crops in the central Venice Lagoon: primary production and nutrient balance. *The Science of Total Environment*, 80: 139-159.
- SOROKIN, Y.I. AND GIOVANARDI, O., 1995. Trophic characteristics of the Manila clam (*T. philippinarum* Adams & Reeve, 1850). *ICES J. Mar. Sci.*, 52: 853-862.



## MIXED TROPHIC IMPACT E TRANSFER EFFICIENCY COME INDICATORI DEL RUOLO DI UNA SPECIE E DELLO STATO DELL'ECOSISTEMA

Tratto da: LIBRALATO S., PRANOVI F., RAICEVICH S., GIOVANARDI O., 2003, *Biol. Mar. Medit.*, in stampa.

L'evidenza di relazioni non semplicemente lineari, la presenza di effetti indiretti ed effetti a cascata (Rice, 2001), hanno contribuito ad accrescere la domanda di un approccio ecosistemico per lo studio e per l'individuazione delle soluzioni gestionali dei conflitti tra uomo e ambiente (Link, 2002). La necessità di un approccio olistico è contemporaneamente affiancata dall'esigenza di individuare elementi dell'ecosistema da utilizzare come indicatori (Rice, 2000), e specie dal ruolo chiave da utilizzare come bioindicatori. Tali specie, particolarmente sensibili alle variazioni ambientali o che comunque giocano un ruolo centrale nel sistema in cui sono inserite, possono essere utili per monitorare lo stato e la qualità di un ecosistema, consentendo di individuare le aree d'intervento e gli habitat di riferimento, e di verificare l'adeguatezza delle pratiche gestionali adottate. Ad esempio, le *keystone species* sono specie chiave dalla biomassa contenuta, ma dall'alta importanza funzionale per l'intera comunità biologica. Alcuni ecosistemi presentano, inoltre, specie molto abbondanti in una posizione intermedia della rete trofica che garantiscono il flusso dell'energia alla parte superiore della rete e vengono chiamate *waist* (Rice, 2001). Le *keystone* e *wasp-waist* (vitino di vespa), sono specie importanti nella configurazione e nella struttura dell'ecosistema (Cury *et al.*, 2000; Rice, 2001). Modifiche naturali o indotte dall'uomo sull'abbondanza o sulla presenza di tali specie comportano modifiche sostanziali della struttura, ovvero cambi delle relazioni trofiche e più in generale vie alternative ai flussi di energia (sistemi resilienti; Kondoh, 2003), oppure pur mantenendo inalterata la struttura variano le dimensioni: in questi casi si osserva la riduzione dei flussi energetici del sistema ed il collasso degli stocks (es. Kideys, 2002). Le specie dal ruolo chiave sono tali se considerate all'interno di un determinato ecosistema e sono identificabili solo dopo aver quantificato le relazioni funzionali tra tutte le componenti del sistema: il loro studio necessita, quindi, di un approccio di tipo ecosistemico. In questo ambito l'utilizzo di modelli può essere di grande aiuto, in quanto essi sono utili strumenti di sintesi delle conoscenze di un ecosistema (Jarre-Teichmann, 1998), mediante i quali è possibile identificare proprietà emergenti altrimenti nascoste (Muller, 1997) e confrontare ecosistemi e habitat diversi con indici quantitativi (ad es. Christian *et al.*, 1993; Libralato *et al.*, 2002). L'approccio modellistico consente, infatti, di riassumere le diverse conoscenze biologiche in modo quantitativo, affiancandole ad informazioni anche qualitative che descrivono i rapporti tra le componenti del sistema con forme funzionali empiriche (Puccia, 1992; Hallowed *et al.*, 2000).

In particolare, i modelli a bilancio di massa permettono di rappresentare l'ecosistema attraverso uno stato stazionario che costituisce una immagine istantanea dell'andamento medio del sistema nel periodo oggetto di studio (Christensen *et al.*, 2000). Inoltre essi consentono di descrivere l'ecosistema preservandone le caratteristiche di complessità (Puccia, 1992), e di rappresentare le interazioni trofiche tra organismi (descritti da comparti che rappresentano una singola specie o più specie caratterizzate da ruolo trofico simile) e le forzanti di origine antropica (ad esempio la pesca) (Christensen *et al.*, 2000). Il modello a bilancio di massa descrive implicitamente gli effetti sia diretti che indiretti (positivi e negativi), delle interazioni tra le diverse componenti del sistema: tali effetti sono quantificati (e resi confrontabili) dal *Mixed Trophic Impact* (Ulanowicz e Puccia, 1990). Inoltre, la descrizione dei flussi di energia della rete trofica consente di quantificare l'efficienza di trasferimento (*Transfer Efficiency*), che può rivelarsi un utile indicatore dello stato complessivo delle comunità biologiche (Pauly e Christensen, 1995). La laguna di Venezia è un ambiente in cui la componente naturale e l'attività antropica convivono in modo stretto, legati da interazioni complesse. Il polo industriale, gli scarichi dal bacino scolante e gli scarichi urbani influiscono sui cicli biogeochimici ed energetici della laguna (Drain, 2001); anche l'acquacoltura e la pesca agiscono sugli organismi e sull'habitat con effetti diretti ed indiretti (Giovanardi e Pranovi, 1997). Dopo gli anni di crisi dovuti ai *bloom* macroalgali (Sfriso *et al.*, 1989), l'introduzione della vongola filippina (*Tapes philippinarum*) negli anni '80, ha costituito un ulteriore elemento di crisi: contemporaneamente alla rapida invasione dell'ambiente lagunare si è diffuso, infatti, lo sfruttamento di questa specie con attrezzi ad



elevato impatto ambientale (Pranovi e Giovanardi, 1994; Pranovi *et al.*, 2003). Nell'ottica di una necessaria gestione delle risorse naturali della laguna, e in particolare per la gestione delle attività di pesca, assume rilevante importanza l'individuazione di specie sensibili e specie dal ruolo chiave, che possono costituire i punti critici nella fase gestionale. Lo scopo del presente lavoro quindi, è di utilizzare le proprietà emergenti delle reti trofiche per determinare, in scenari differenti, il ruolo delle specie nell'ecosistema della laguna di Venezia, da mettere in relazione con lo stato del sistema e con l'attività di pesca. Allo scopo di confrontare i diversi stati dell'ecosistema lagunare, sono utilizzati vari modelli a bilancio di massa costruiti per la rappresentazione del bacino centrale e quello meridionale della laguna di Venezia. Per la laguna centrale sono state utilizzate le reti trofiche ricostruite per l'anno 1988, quando le vongole filippine e l'attività di pesca erano pressoché assenti, per il 1998, quando l'area era soggetta ad intensa attività di raccolta meccanizzata delle vongole e una rete trofica "prevista" simulando la chiusura totale alla pesca delle vongole (chiamato modello 2008). Il modello della laguna meridionale descrive l'habitat di una prateria di fanerogame ed è costruito con dati relativi al 1998 (Libralato *et al.*, 2002). In queste reti trofiche, l'ecosistema è rappresentato mediante 25 comparti biologici e 2 comparti di detrito (per un totale di 27 gruppi trofici), sui quali agiscono le attività di pesca artigianale e pesca delle vongole, quest'ultima rappresentata anche con lo scarto di pesca e la risospensione dei sedimenti (maggiori dettagli in Pranovi *et al.*, 2003).

La rete trofica così descritta permette l'applicazione dell'analisi input-output, derivata dall'economia, per determinare gli impatti trofici. La somma pesata degli impatti che un comparto ha su tutti gli altri costituisce un indice dell'impatto globale (GI) e dell'importanza funzionale di una specie nell'ecosistema. L'indice aGI, che rappresenta l'effetto assoluto di una variazione unitaria di biomassa, consente di valutare l'importanza funzionale dell'unità di biomassa di ogni comparto. L'indice rGI, invece, costituisce una quantificazione dell'impatto sull'intero ecosistema di una variazione percentuale della biomassa del comparto rispetto al valore attuale. Le specie *keystone*, dalle biomassa ridotte ma dall'elevato valore funzionale nella rete trofica, avranno valori elevati di aGI, mentre specie che esercitano un controllo prevalente sul sistema (*bottom-up*, *top-down* o *wasp-waist*) avranno valori elevati dell'indice di impatto relativo per frazione di biomassa, ovvero rGI. L'efficienza di trasferimento (TE, *transfer efficiency*) è calcolata per ogni livello trofico (TL) come la frazione della produzione lorda utilizzata dal livello trofico successivo (Pauly e Christensen, 1995), ovvero come il rapporto tra gli *exports* e consumi da un certo livello trofico e la sua produzione totale (Christensen *et al.*, 2000). In Fig. 1a sono riportati i valori di aGI per la rete trofica della laguna centrale soggetta ad intenso sfruttamento (1998): l'ordine di importanza è Zooplancton>Detritivori>Filtratori da cui emerge il ruolo di specie *keystone* dello zooplancton. L'indice di impatto globale relativo (rGI, Fig. 1b) ordina invece per importanza i gruppi Vongola> Detritivori>Onnivori, da cui emerge il ruolo *wasp-waist* esercitato da *Tapes philippinarum*, ma anche l'importante ruolo di controllo di detritivori e onnivori. Prima della diffusione delle vongole, scenario 1988 (Fig. 2a), lo zooplancton era ancora la specie dal ruolo funzionale chiave, con aGI nell'ordine Zooplancton>Detritivori>Filtratori,

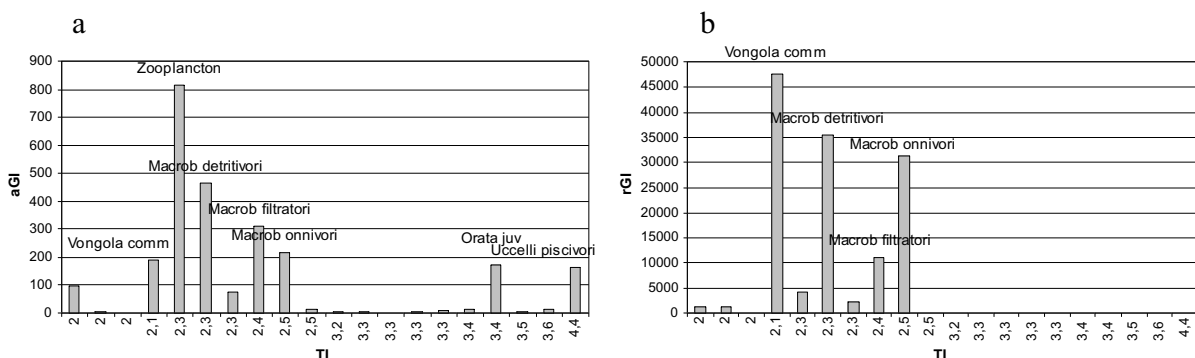


Fig. 1 - Indici globali, derivati dal Mixed Trophic Impact, dell'impatto dei principali comparti sull'intera rete trofica del bacino centrale della laguna di Venezia, nella situazione attuale con elevate densità ed elevato sfruttamento di *T. philippinarum* (anno 1998). Gli indici sono riportati per livelli trofici (TL) crescenti e per chiarezza sono esclusi dai grafici i produttori primari e le due forme di detrito.

a) Indice globale dell'impatto per unità di biomassa (aGI); b) Indice globale relativo (rGI), misura dell'impatto di una frazione della biomassa attuale del comparto. LEGENDA: comm = commerciale, juv = giovanile, macrob = macrobenthos.

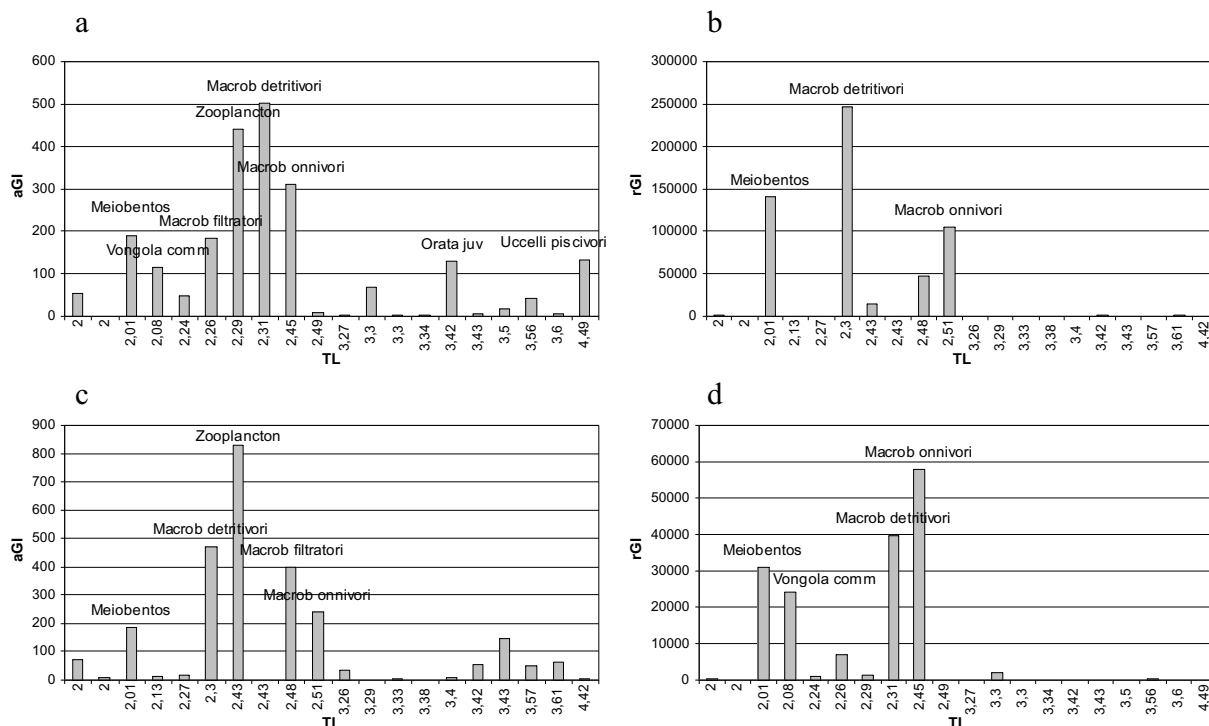


Fig. 2 – Indici globali per il bacino centrale della laguna di Venezia: ricostruzione della rete trofica per l'anno 1988 (a e b), con *T. philippinarum* e attività di pesca pressoché assenti, e rete trofica prevista senza l'attività di pesca delle vongole, scenario 2008 (c e d). a,c) Indice globale dell'impatto per unità di biomassa (aGI); b,d) Indice globale r relativo (rGI). Legenda come in Fig. 1.

mentre i gruppi legati al detrito costituiscono i principali elementi di controllo della rete trofica (rGI decrescente per Detritivori> Meiobentos>Onnivori, Fig. 2b).

L'eliminazione della pesca (scenario 2008) riduce l'importanza dello zooplankton a favore dei detritivori (Detritivori>Zooplankton>Onnivori, Fig. 2c), inoltre nel ruolo di specie di controllo la vongola viene sostituita da Onnivori>Detritivori>Meiobentos (rGI di Fig. 2d). I risultati ottenuti per l'habitat a fanerogame mettono in risalto gli onnivori come specie chiave a fianco dello zooplankton e il ruolo secondario dei filtratori (Fig. 3a, con Zooplankton≈Onnivori>Filtratori). Tra i gruppi di controllo risulta dominante il ruolo del meiobentos e secondariamente quello di onnivori e filtratori (Fig. 3b, Meiobentos>Onnivori>Filtratori). L'efficienza di trasferimento (Fig. 4) ha mostrato valori simili per il TL II nelle quattro reti trofiche (circa 10-12%) ma l'andamento per i TL superiori si discosta in maniera sostanziale nei quattro scenari. Le reti trofiche dell'ecosistema attuale, dell'ambiente senza la pesca delle vongole e dell'area a fanerogame presentano il massimo di efficienza al TL III (rispettivamente circa 15%, 12% e 17%).

La rete trofica prima dell'introduzione del *Tapes* ha il massimo di efficienza al TL II e minimo a TL V (circa 6%, minimo osservato). Nell'area a fanerogame il TE decresce in modo sostanziale

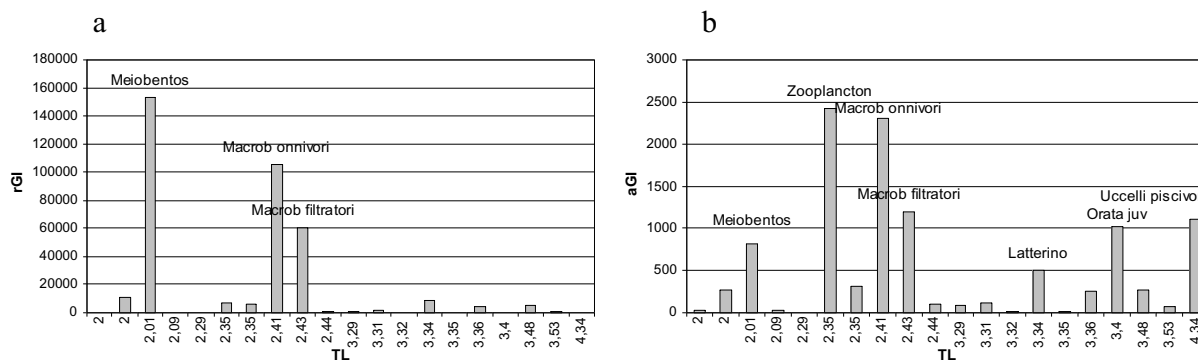


Fig. 3 - Indici globali dell'impatto dei principali comparti sull'intera rete trofica attuale (anno 1998) del bacino sud della laguna di Venezia, caratterizzato da praterie di fanerogame. a) Indice globale dell'impatto per unità di biomassa (aGI); b) Indice globale r relativo (rGI). Legenda come in Fig. 1.

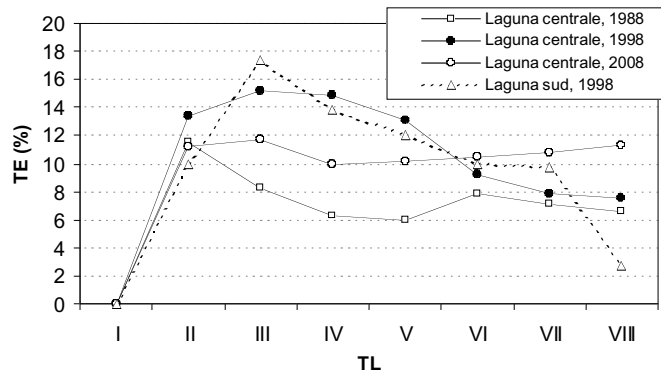


Fig. 4 – Transfer Efficiency (TE) in funzione del livello trofico (TL) per i quattro modelli della rete trofica della laguna di Venezia: bacino centrale prima della diffusione di *T. philippinarum* e della raccolta meccanica (1988), situazione attuale con elevato sfruttamento delle vongole (1998), scenario previsto in assenza di pesca (2008) e attuale rete trofica del bacino meridionale (anno 1998).

all'aumentare del TL (minimo 2% a TL VIII), mentre la riduzione di efficienza nell'area centrale della laguna è più contenuta e si assesta su valori dell'8% per TL VIII.

L'analisi della rete trofica consente di descrivere i principi ecologici fondamentali della crescita, riproduzione, predazione, competizione e successione ecologica (Rice, 2001), che sono desunti da ricerche a livello di individuo e popolazione e che, con il modello a bilancio di massa, vengono applicati alla scala ecosistemica (Jarre-Teichmann, 1998). Il *Mixed Trophic Impact* quantifica le prime quattro funzioni e può essere applicato a diversi stati dell'ecosistema, nello spazio e nel tempo, in modo da avere indicazioni sulle eventuali evoluzioni ecologiche, frutto di transizioni trofiche degli organismi coinvolti, che si esplicano poi nella successione ecologica (Rice, 2001). Con il *Mixed Trophic Impact* è stato quantificato l'indice di impatto globale assoluto (aGI), che ha consentito di identificare nello zooplancton un gruppo dall'alto ruolo funzionale (*keystone*) per unità di biomassa in tutti gli scenari analizzati. Inoltre, alcuni gruppi trofici del macrobenthos rivestono un ruolo secondario ma importante, talvolta addirittura più importante di quello dello zooplancton (come nel caso dei detritivori nello scenario della laguna centrale senza pesca meccanica delle vongole) oppure paragonabile (onnivori nell'habitat a fanerogame). Il ruolo chiave (anche se secondario) dei detritivori in tutte le reti trofiche della laguna centrale mette in evidenza l'importanza della catena del detrito in tale habitat. Diversamente, nell'habitat a fanerogame il ruolo funzionale prevalente appare più slegato dal detrito, come rivelano gli elevati valori di aGI per onnivori e filtratori. Prima della diffusione del *T. philippinarum* e della pesca meccanica (scenario 1988), era prevalente il controllo sul sistema da parte dei detritivori e onnivori. L'introduzione e lo sfruttamento della vongola filippina fa di questa specie un gruppo che esercita un notevole controllo sul sistema, soprattutto sui gruppi inferiori (tipo *top-down*). Tuttavia esiste anche un effetto *bottom-up* delle vongole sull'attività di pesca, che è giustificato dallo scarso effetto della pesca sullo stock del bivalve.

La pesca meccanica, infatti, produce effetti positivi sulle vongole eliminando i competitori e mettendo in sospensione notevoli quantità di sedimento, il quale è utilizzato come fonte energetica dal bivalve stesso (*Tapes paradox*, Pranovi *et al.*, 2003). Questi *feedbacks* positivi dell'azione di pesca sono esplicabili in un controllo *bottom-up* (che tuttavia non è totalmente quantificato con l'analisi del rGI), e che, insieme all'individuato controllo *top-down* del *T. philippinarum*, alle elevate biomasse ed alla posizione intermedia nella catena trofica ne fa una specie *wasp-waist* per la laguna di Venezia. Il *Tapes philippinarum* rappresenta quindi un importante trasduttore di energia dai livelli intermedi della catena trofica a cui si aggiunge l'importante ruolo funzionale (alto impatto globale) tipico delle specie *waist*. Questo tipo di controllo viene meno nello scenario in cui è eliminata la raccolta meccanica (2008): infatti, anche se con biomasse minori al 1998 e con scarso sfruttamento da parte dei predatori della rete trofica lagunare, permane un controllo *top-down* delle vongole, che tuttavia è di gran lunga inferiore a quello esercitato da detritivori ed onnivori. Infine, l'analisi dell'indice rGI evidenzia che il controllo *top-down* del meiobentos e dei filtratori è dominante nell'habitat a fanerogame, rispetto al *bottom-up* esercitato dagli onnivori. Il ruolo di trasduttore di energia della vongola filippina è evidenziato anche dall'andamento dell'efficienza di trasferimento (TE) che con





l'introduzione delle vongole è aumentata soprattutto ai livelli trofici TL III-V, rispetto al 1988, mentre è rimasta pressoché invariata ai TL più alti. Tale incremento dell'efficienza è parzialmente dovuto all'azione di pesca, che rimuovendo competitori intra ed inter specifici (con la cattura di specie non bersaglio) consente alte produzioni. In assenza della pesca delle vongole (scenario 2008), infatti, l'aumento di efficienza stimato è più contenuto ai TL III-V, ma mostra valori molto elevati per i livelli trofici superiori (TL VI-VIII): la vongola filippina mantiene quindi un certo controllo e agevola i flussi di energia verso la parte alta della catena trofica. L'efficienza di trasferimento per la laguna meridionale, tipicamente a prateria di fanerogame, ha andamento differente in funzione del TL: è stimata una TE bassa al TL II, quindi particolarmente alta al TL III-V, comparabile con quelle stimate nelle aree centrali della laguna soggette a pesca meccanica. Il controllo *wasp-waist*, tipico ad esempio di ecosistemi temperati molto produttivi (Cury *et al.*, 2000), si differenzia in modo peculiare dai controlli *top-down* e *bottom-up*, per una elevata sensibilità dell'intero ecosistema al minimo cambio delle pressioni ambientali (e antropiche) sulla specie *waist* (Rice, 2001). La gestione di un ecosistema presuppone una "ragionevole" conoscenza delle interazioni tra il complesso delle specie e tra loro e l'ambiente (Link, 2002), tuttavia in presenza di un controllo *wasp-waist* sono necessarie maggiori attenzioni, perché variazioni anche modeste delle condizioni ambientali possono cambiare notevolmente la struttura della rete trofica e i flussi energetici, e rendere inefficace qualsiasi tentativo di gestione (Rice, 2001). In questi scenari dunque, diventa ancor più importante l'applicazione di un approccio ecosistemico, in grado di valutare effetti indiretti e modifiche della struttura trofica, affiancandolo ad un approccio di tipo cautelativo (ad esempio, *Precautionary approach*, FAO, 1996).

### Bibliografia

- CHRISTENSEN V., WALTERS C.J., PAULY D. (2000) - *ECOPATH 4 User Manual*. UBC and ICLARM, pp 125.
- CHRISTIAN R.R., FORES E., COMIN F., VIAROLI P., FERRARI I. (1993) - Comparative network analysis of the nitrogen cycling in several eutrophic coastal ecosystems. In Guerrero R., Pedros-Alio C. (eds), *Trends in microbial ecology*. Spanish Soc. for Microbiology. Spain: 449-452.
- CURY P., BAKUN A., CRAWFORD R.J.M., JARRE A., QUINOES R.A., SHANNON L.J., VERHEYE H.M. (2000) - Small pelagics in upwelling systems: patterns of interaction and structural changes in "wasp-waist" ecosystems. *ICES Journal of Marine Science*, 57: 603-618.
- DRAIN - Project Workshop (2001) - Determination of the pollutant load discharged into the Venice Lagoon by the drainage basin. Discussion and presentation of the methods and the main results of the DRAIN project. Ministero Lavori Pubblici, Magistrato alle Acque di Venezia, Consorzio Venezia Nuova, CNR, pp. 111.
- FAO (1996) - *Precautionary approach to capture fisheries and species introductions*. FAO Technical Guidelines for Responsible Fisheries, 2, 64 p.
- GIOVANARDI O., PRANOVI F. (1997) - *Pesca e ambiente nella laguna di Venezia e nell'alto Adriatico*. Il Leggio Editore, Chioggia, 232 pp.
- HOLLOWED A.B., BAX N., BEAMISH R., COLLIE J., FOGARTY M., P. LIVINGSTON, POPE J., RICE J.C. (2000) - Are multispecies models an improvement on single-species models for measuring fishing impacts on marine ecosystems? *ICES Journal of Marine Science*, 57: 707-719.
- JARRE-TEICHMANN A. (1998) - The potential role of mass balance models for the management of upwelling ecosystems. *Ecological Applications*, 8: 93-103.
- KIDEYS A.E. (2002) - Fall and rise of the Black Sea ecosystem. *Science*, 297: 1482-1484.
- KONDOH M. (2003) - Foraging adaptation and the relationship between food-web complexity and stability. *Science*, 299: 1388-1391.
- LIBRALATO S., PASTRES R., PRANOVI F., RAICEVICH S., GRANZOTTO A., GIOVANARDI O., TORRICELLI P. (2002) - Comparison between the energy flow networks of two habitats in the Venice Lagoon. *P.S.Z.N.I. Marine Ecology*, 23: 228-236.
- LINK J.S. (2002) - Ecological considerations in fisheries management: when does it matter? *Fisheries*, 27: 10-17.
- MULLER F. (1997) - State-of-the-art in ecosystem theory. *Ecological Modelling*, 100: 135-161.
- PAULY D., CHRISTENSEN V. (1995) - Primary Production required to sustain global fisheries. *Nature*, 374: 255-257.
- PRANOVI F., GIOVANARDI O. (1994) - The impact of hydraulic dredging for short-necked clams, *Tapes* spp., on an infaunal community in the lagoon of Venice. *Scientia Marina*, 58 (4): 345-353.
- PRANOVI F., LIBRALATO S., RAICEVICH S., GRANZOTTO A., PASTRES R., GIOVANARDI O. (2003) - Mechanical clam dredging in Venice Lagoon: effects on ecosystem stability evaluated with a trophic mass-balance model. *Marine Biology*, 143: 393-403.
- PUCCIA C.J. (1992) - An approach to developing ecological models for the lagoon of Venice. In: A. Marani & A. Rinaldo (Eds). *Environmental dynamics series. II. Transport process and the hydrological cycle*. Istituto Veneto di Scienze lettere ed arti, Venice, 208-237.
- RICE J.C. (2000) - Evaluating fishery impacts using metrics of community structure. *ICES Journal of Marine Science*, 57: 682-688.
- RICE J.C. (2001) - Implications of variability on many time scales for scientific advice on sustainable management of living marine resources. *Progress in Oceanography*, 49: 189-209.
- SFRISO A., PAVONI B., MARCOMINI A. (1989) - Macroalgae and phytoplankton standing crops in the central Venice Lagoon: primary production and nutrient balance. *The Science of Total Environment*, 80: 139-159.
- ULANOWICZ R.E., PUCCIA C.J. (1990) - Mixed trophic impacts in Ecosystems. *Coenoses*, 5: 7-16.



## LA PESCA DEI BIVALVI CON LA "RUSCA" IN LAGUNA DI VENEZIA: GLI EFFETTI SULLA STABILITÀ DELL'ECOSISTEMA VALUTATA CON UN MODELLO TROFICO A BILANCIO DI MASSA.

Tratto da:

PRANOVI F., LIBRALATO S., RAICEVICH S., GRANZOTTO A., PASTRES R., GIOVANARDI O., 2003, "Mechanical clam dredging in Venice lagoon: ecosystem effects evaluated with a trophic mass-balance model", *Marine Biology*, 143: 393-403.

LIBRALATO S., PASTRES R., PRANOVI F., RAICEVICH S., GRANZOTTO A., GIOVANARDI O., TORRICELLI P., 2002, "Comparison between the energy flow networks of two habitats in the Venice Lagoon", *PSZN Marine Ecology*, 23 (1): 228-236.

In tutto il globo, le risorse marine viventi stanno sostenendo livelli di pressione antropogenica senza precedenti; molti sono gli stock che rischiano di collassare e molti sono gli habitat severamente minacciati (NRC, 1995; Botsford *et al.*, 1997; Watson e Pauly, 2001). Malgrado i progressi nel campo della gestione della pesca, la domanda a cui bisogna trovare risposta è se possiamo o meno conservare le risorse dall'estinzione (commerciale) e mantenere le funzioni degli ecosistemi (Caddy e Cochrane, 2001). La diversità biologica gioca un ruolo determinante nel funzionamento degli ecosistemi e ciò si realizza attraverso le interazioni trofiche e gli effetti indiretti sugli altri processi dell'ecosistema (Naeem, 2002). Cambiamenti nella biodiversità di un livello trofico è risaputo che vanno ad alterare il livello trofico superiormente adiacente con una reazione a catena di cui può risentire l'intero ecosistema.

Negli ultimi anni, gli scienziati hanno messo a fuoco la loro attenzione sull'impatto della pesca sulla struttura trofica delle comunità marine. Effettivamente, le risorse marine viventi sfruttate sono collegate con reti complesse di rapporti funzionali con altri organismi nei propri ecosistemi. Di conseguenza, lo sfruttamento degli ecosistemi marini ha effetti diretti ed indiretti sulla rete trofica che vanno ad aggiungersi agli effetti dei cambiamenti climatici globali e all'inquinamento generalizzato (Jennings *et al.*, 2001). Inoltre, l'attività di pesca interessa direttamente la capacità di carico degli ecosistemi alterandone la struttura trofica e cambiando il loro rendimento potenziale (Christensen e Pauly, 1998). Recentemente Pauly *et al.*, (1998) hanno evidenziato un declino generale nel livello trofico medio in molte regioni. Tutto ciò è confermato da studi sperimentali, studi inferenziali e serie storiche di dati. La struttura dell'ecosistema gioca un ruolo chiave nella determinazione e nella descrizione della risposta del sistema allo sforzo di pesca, misurata spesso in funzione della relativa stabilità (Fox e Olsen, 2000). La propagazione degli effetti indiretti sulla rete trofica ha differenti gradi di complessità e accade che i predatori che stanno al vertice della catena alimentare dimostrino maggiore sensibilità alle perturbazioni sull'ecosistema, che non le specie che stanno alla base delle reti trofiche. Il modello a bilancio di massa ECOPATH (Christensen e Pauly, 1993) è un utile strumento sia per investigare quali sono gli effetti dell'azione di disturbo esterno (attività di pesca) sulla struttura di un ecosistema, sia per identificare le specie che giocano un ruolo chiave nella funzionalità dell'ecosistema. Questo modello può dare una rappresentazione statica dei flussi di energia degli ecosistemi marini, compresi i rapporti trofici fra gli organismi, le interazioni con le componenti abiotiche e del flusso in uscita dovuto all'attività di pesca. Nell'insieme, questi flussi rappresentano la struttura della rete dell'ecosistema (Christensen *et al.*, 2000). L'immagine statica dei flussi trofici dell'ecosistema è il punto di partenza per lo sviluppo delle simulazioni dinamiche, in grado di contribuire a valutare l'idoneità dei differenti interventi possibili simulando la risposta dinamica dell'ecosistema (Walters *et al.*, 1997). La laguna di Venezia è la più grande laguna mediterranea (oltre 400 km<sup>2</sup>) ed è sottoposta a molti generi di pressione antropica, tra cui un grande porto commerciale e turistico, importanti attività industriali e chimiche, numerosi agglomerati urbani. Fino alla conclusione degli anni '80, le risorse biologiche sono state sfruttate soltanto per mezzo dell'attività di pesca artigianale (principalmente con attrezzi statici). Nel 1983, in seguito all'introduzione e alla successiva diffusione di *Tapes philippinarum*, la raccolta di questo mollusco bivalve è diventata l'attività di pesca principale (Cesari e Pellizzato, 1985). Dall'inizio degli anni '90, la vongola filippina è raccolta per mezzo di attrezzature meccaniche e attualmente quasi 600 barche utilizzano la "rusca". Per mezzo di questo attrezzo meccanico (Provincia di Venezia, 2000), è raccolto più del 50% (circa 40.000 t) dell'intero quantitativo nazionale di vongole filippine.



*T. philippinarum* è distribuita in tutta la Laguna di Venezia, ma le attività di raccolta dei molluschi con la "rusca" sono concentrate nel bacino centrale, dove sono più abbondanti (Casale *et al.*, 2001); l'area interessata è di circa 134 km<sup>2</sup>, quasi un terzo della superficie della laguna. Questo sistema di pesca è di grande impatto sull'ecosistema lagunare. L'attività di sfruttamento economico della risorsa vongola è in conflitto con la necessità di conservazione degli equilibri ambientali della laguna e ciò richiede la rapida attivazione di strategie efficaci alla riduzione della pressione antropica sull'ambiente (Provincia di Venezia, 2000). I parametri di *input* del modello sono stati valutati usando i dati biologici dalle zone sottoposte al dragaggio di *T. philippinarum*. Questi dati sono organizzati per stimare i parametri e le biomasse medie per le zone sfruttate, di modo che il modello rappresenti "l'habitat medio" sottoposto a sfruttamento. I gruppi trofici sono stati identificati in base a tre criteri:

- caratteristiche biologiche simili (sviluppo, mortalità e tassi metabolici);
- caratteristiche trofiche simili;
- importanza come specie bersaglio per la pesca lagunare.

Quindi, i componenti biologici sono stati aggregati in 25 gruppi funzionali, mentre il sedimento di fondo e la sostanza organica sospesa/disciolta nella colonna d'acqua hanno composto due gruppi di detrito, per un totale di 27 gruppi (Tab. 1). Il modello tiene conto anche dell'attività di pesca artigianale effettuata con attrezzi statici tradizionali (Granzotto *et al.*, 2000), che sfrutta principalmente

Gruppo trofico (TG)	Descrizione	B (kJ m <sup>-2</sup> )	P/B (year <sup>-1</sup> )	Q/B (year <sup>-1</sup> )	EE	P/Q	Un/Q
Ulvales	<i>Ulva rigida</i>	1480.0	11.68		(0.008)		
Fanerogame	<i>Zostera marina</i> , <i>Z. noltii</i> , <i>Cymodocea nodosa</i>	1.00	6.81		(0.005)		
Altre macroalgae	<i>Chaetomorpha</i> sp., <i>Cladophora</i> sp., <i>Gracilaria verrucosa</i>	421.3	16.8		(0.022)		
Epifite		1.00	273.7		(0.612)		
Fitoplancton		2.55	759.1		(0.800)		
Batterioplancton		12.1	163.0	336.0	(0.773)	(0.485)	0.10
Zooplancton		5.00	117.1	(585.3)	(0.825)	0.200	0.50
Micro-Meioibenthos	Protozoi, Nematodi, Copepodi	187.7	(13.7)	68.5	(0.407)	0.200	0.40
Macrobenthos detritivoro	Policheti, Anfipodi, Isopodi	76.5	5.2290	18.0	(0.837)	(0.290)	0.40
Macrobenthos erbivoro	Gastropodi, Anfipodi	0.069	1.66	(8.32)	(0.901)	0.200	0.40
Macrobenthos filtratore	Bivalvi (esclusa <i>T. philippinarum</i> )	35.9	4.36	(21.8)	(0.804)	0.200	0.30
Vongola filippina juv.	<i>Tapes philippinarum</i> giovanile	29.8	6.20	(23.0)	(0.472)	0.270	0.40
Vongola filippina comm.	<i>Tapes philippinarum</i> taglia commerciale	250.5	6.20	(23.0)	(0.253)	0.270	0.40
Macrobenthos onnivoro	Antozoi, Decapodi	143.9	4.45	9.60	(0.466)	(0.463)	0.20
Macrobenthos carnivoro	Decapodi, Gastropodi, Policheti	15.8	2.67	(13.4)	(0.909)	0.200	0.20
Cefali juv.	Mugilidi giovanili	0.044	1.74	23.4	(0.042)	(0.074)	0.50
Cefali ad.	Mugilidi adulti	3.39	0.600	23.5	(0.938)	(0.025)	0.50
Latterino	<i>Atherina boyeri</i>	6.10	1.70	15.6	(0.773)	(0.109)	0.20
Go	<i>Zosterisessor ophiocephalus</i>	6.27	1.94	6.70	(0.493)	(0.290)	0.20
Megabenthos carnivoro	<i>Solea</i> sp., <i>Sepia</i> sp., Gobiidae, <i>Plathychthys</i> sp.	5.14	(1.30)	6.48	(0.857)	0.200	0.26
Orata juv.	<i>Sparus auratus</i> giovanile	0.036	2.06	8.25	(0.038)	(0.250)	0.20
Orata ad.	<i>Sparus auratus</i> adulti	1.228	0.990	4.74	(0.725)	(0.209)	0.20
Branzino juv.	<i>Dicentrarchus labrax</i> giovanile	0.0004	1.52	6.08	(0.000)	(0.250)	0.20
Branzino ad.	<i>Dicentrarchus labrax</i> adulti	8.82	0.570	5.13	(0.869)	(0.111)	0.20
Uccelli	<i>Phalacrocorax carbo sinensis</i>	0.042	(4.22)	21.1	(0.000)	0.200	0.20
SOM & LOM	Sostanza organica sospesa e labile	214.1			(1.00)		
Detrito	Sedimento del fondo	23638.9			(0.446)		

Tab. 1 – Lista dei gruppi trofici delle aree di raccolta delle vongole e parametri usati per il bilancio di massa per l'anno 1998. Le specie sono state raggruppate in funzione della similarità del tasso metabolico (crescita, respirazione, assimilazione), della dieta e della pesca (specie d'interesse per lo stesso sistema di pesca). I parametri considerati sono: biomassa per unità di superficie (B), produttività per unità di biomassa (P/B), assimilazione per unità di biomassa (Q/B), efficienza eco-trofica (EE), rapporto tra produzione e assimilazione (P/Q) e tasso di assimilazione (Un/Q); i valori tra parentesi sono stati calcolati da ECOPATH.



le specie ittiche, e dell'attività di raccolta della vongola filippina con sistemi meccanici, che è caratterizzata da un grande quantitativo di scarto in rapporto alla cattura commerciale e produce un cospicuo effetto sul fondale.

Il bilancio energetico è calcolato per ogni gruppo trofico fissando il rapporto fra la produzione e il flusso di energia in uscita (determinato dalla pressione predatoria esercitata dalla biomassa dei predatori, dalla migrazione al di fuori della rete trofica e dal prelievo praticato dall'attività di pesca). Il modello considera anche l'accumulo della biomassa nel sistema e altre cause di mortalità. Il sistema di equazioni lineari da applicare a tutti i gruppi trofici del sistema è risolto da ECOPATH con ECOSIM, un pacchetto software originariamente sviluppato per la modellistica dell'impatto delle attività di pesca ma attualmente ampiamente adottato nella gestione degli ecosistemi. ECOPATH richiede l'immissione di molti parametri di input: composizione della dieta, tasso di assimilazione dell'alimento, saldo migratorio, catture, accumulazione della biomassa. Inoltre, l'utente può scegliere di fornire soltanto tre dei quattro parametri input di base, che sono: biomassa, tasso di produzione, tasso di consumo ed efficienza eco-trofica, permettendo che il quarto parametro venga stimato (ulteriori particolari sul *software* in Christensen *et al.*, 2000). Le biomasse sono espresse in unità di misura energetiche ( $\text{kJ m}^2$ ) ed i tassi metabolici sono calcolati sull'unità di tempo ( $\text{year}^{-1}$ ); quindi, il modello descrive i flussi di energia nella rete trofica durante un anno. Il modello è stato sviluppato per l'anno 1998 e lo si è considerato come condizione attuale dell'ecosistema. Utilizzando dati e stime degli anni compresi tra il 1988 e il 1991 si è ottenuto un modello rappresentativo della condizione alla fine degli anni '80, chiamato "scenario 1988". Dallo scenario attuale (anno 1998), usando la procedura ECOSIM si è ottenuto un modello che rappresenta la Laguna di Venezia del futuro in cui è stato precluso l'utilizzo della rusca. Anche se lo scenario del 1998 è intrinsecamente più accurato degli scenari passato e futuro, a causa della maggior quantità di dati disponibili, il confronto tra queste tre fotografie istantanee della rete trofica permette di effettuare delle utili valutazioni sullo stato degli ecosistemi. In Tabella 1 sono riportati i dati di input usati per la rete trofica dell'anno 1998. Le biomasse e gli altri parametri dei gruppi bentonici sono derivati da campionamenti condotti nel 1998 nel bacino centrale della Laguna di Venezia. Il tasso di produzione (P/B) è stato stimato per gruppi utilizzando delle relazioni empiriche (Brey, 1990). La biomassa dei giovanili e degli adulti di *T. philippinarum* è stata valutata utilizzando i dati di lunghezza (Casale *et al.*, 2001) e applicando le relazioni allometriche fra lunghezza e peso (Solidoro *et al.*, 2000); il tasso di produzione per i gruppi di bivalvi è stato stimato dai tassi di accrescimento e metabolico (Sorokin e Giovanardi, 1995; Solidoro *et al.*, 2000). Le biomasse delle specie ittiche sono state stimate a partire dagli sbarchi commerciali e per i pesci giovanili si è anche proceduto ad un confronto con dati sperimentali (Franzoi, com. pers.). I dati di pesca sono stati stimati in base allo sbarcato del 1998 nel mercato ittico di Chioggia e Venezia e ai dati dell'ASAP (1999), mentre le catture delle vongole dovute agli attrezzi meccanici sono state stimate dai dati sperimentali. I parametri per le altre componenti biologiche sono stati presi da dati pubblicati e non, come si vede in Tabella 1, mentre i collegamenti tra le fasi giovanile ed adulta per le differenti specie sono derivati da modelli (Gouletquer *et al.*, 1989; Auteri *et al.*, 1993; Solidoro *et al.*, 2000). Gli elementi introdotti nella matrice della dieta sono stati definiti a partire da studi principalmente condotti in Laguna di Venezia (Barbaro *et al.*, 1983; Francescon *et al.*, 1986; Ceretti *et al.*, 1987; Carrer ed Opitz, 1999; Malavasi, dati non pubblicati); ove i dati locali non fossero stati disponibili sono state usate altre fonti per la stessa specie (Arias, 1980; Auteri *et al.*, 1993; Pinnegar e Polunin, 1999). Questa matrice rappresenta, se comparata agli altri parametri, la maggior fonte di incertezza ed è stata leggermente modificata durante il processo di equilibratura del modello. Il periodo 1988-1991 è stato scelto per rappresentare la condizione della Laguna di Venezia prima della diffusione della vongola filippina e del suo intenso sfruttamento. La struttura ed alcuni parametri del modello dello stato attuale (anno 1998) sono stati usati anche per simulare lo stato iniziale (anno 1988), ma le biomasse della maggior parte dei gruppi trofici (*Ulva rigida*, fitoplancton, macrobenthos), per questo scenario passato, sono state valutate basandosi sugli studi di Sfriso *et al.* (1989) e di Pranovi (dati non pubblicati). Quando le stime della biomassa per il 1988 non erano disponibili, si è utilizzato come parametro di input l'efficienza eco-trofica valutata da ECOPATH per l'anno 1998, partendo dal presupposto che la frazione di produzione utilizzata all'interno del siste-



ma fosse la stesso nel passato e nel presente. Questo presupposto è ragionevole poiché i rapporti trofici e i metodi di pesca non cambiano durante il periodo studiato. I parametri che rappresentano i tassi metabolici e le preferenze alimentari sono stati presi dal modello di base (cioè lo scenario attuale relativo all'anno 1998). Le catture operate nell'attività di pesca artigianale per il modello passato sono state valutate usando i dati di mercato del 1988 e, anche se estremamente basso, lo sbarco a terra di vongole è stato inserito nel modello utilizzando una stima dell'ASAP (1999). Le catture delle specie di scarto e la risospensione dei sedimenti connessi alla raccolta delle vongole sono stati valutati proporzionalmente allo sbarco del *Tapes* attraverso gli anni. Il modello per lo scenario futuro è stato ottenuto applicando la procedura di ECOSIM allo scenario attuale relativo al 1998. Impostando differenti politiche di gestione, sono stati messi a fuoco gli scenari prodotti riducendo la mortalità (di vongole e specie non-bersaglio) dovuta alla raccolta meccanizzata con la rusca e di conseguenza la quantità di sedimento in sospensione. Poiché i gruppi del detrito in ECOSIM non possono essere usati direttamente per forzare la dinamica del sistema, è stata applicata una funzione di mediazione lineare a tutti i gruppi che si alimentano della materia organica sospesa; essa rappresenta una relazione proporzionale tra il sedimento e l'alimento risospeso (per ulteriori particolari sulla funzione di mediazione si veda Christensen *et al.*, 2000). Nelle simulazioni per il futuro dopo 50 anni, la pressione di pesca effettuata con metodi artigianali è stata mantenuta costante ai livelli del 1998, mentre, sempre a partire da questa data, l'attività di raccolta con mezzi meccanici della vongola filippina è stata azzerata nel tempo di 10 anni in diversi modi: terminandola drasticamente oppure riducendola linearmente in 5 e 10 anni; nei successivi 40 anni della simulazione la raccolta è stata mantenuta a livello 0. Anche se il modello mostra delle differenze all'avvio di ogni politica di riduzione, tutte le simulazioni hanno portato allo stesso stato di stabilità finale dopo 10 anni, indicato come "scenario 2008". Per confrontare le condizioni degli ecosistemi nei tre scenari (1988, 1998, 2008) sono stati utilizzati degli indici. Il *Mixed Trophic Index* (MTI; Ulanowicz e Puccia, 1990) è stato calcolato per valutare gli effetti diretti ed indiretti che ogni gruppo ha su un altro al variare della biomassa, come pure l'effetto che un incremento di biomassa di un gruppo ha sull'intero sistema. A seguito delle considerazioni ecologiche proposte da Odum (1969) quali indici relativi alla maturità ed alla stabilità dell'ecosistema sono stati calcolati: la produzione primaria netta totale (NPP), il rapporto tra la produzione primaria totale e la respirazione totale (P/R), la produzione netta del sistema (NP), il rapporto tra la produzione primaria totale e la biomassa totale (PP/B), il rapporto tra la biomassa totale e il rendimento totale (B/T), la biomassa totale del sistema (B). Inoltre sono stati calcolati gli indici termodinamici *Ascendency* (Ulanowicz, 1986) e *System Overhead* (Monaco e Ulanowicz, 1997) e gli indici ciclianti proposti da Finn (1976) e da Christensen (1995). I livelli trofici di ogni gruppo (TL) sono stati computati dal modello, che ha fornito una valutazione del livello trofico medio delle catture (mTL; Pauly *et al.*, 1998). Il valore di mTL della pesca artigianale è stato calcolato separatamente per evitare l'effetto che la pesca con la rusca ha sul mTL delle catture totali. Lo "scenario 1998" ha indicato che l'energia richiesta per sostenere la popolazione di *T. philippinarum* in Laguna di Venezia è superiore al plancton disponibile come alimento. Questo risultato è in accordo con i risultati di altri autori che indicano che una grande componente della dieta della vongola filippina consiste della sostanza organica sospesa non-vivente (Sorokin e Giovanardi, 1995; Solidoro *et al.*, 2000). La risospensione del sedimento e della sostanza organica operata dalla rusca permette quindi di avere una quantità di alimento sufficiente per rispondere al fabbisogno energetico della popolazione di *T. philippinarum*. La composizione del materiale risospeso non è stata studiata, ma Sorokin e Giovanardi (1995) hanno indicato che *T. philippinarum* ha un'ampia variabilità alimentare (diversamente dalla specie autoctona *T. decussatus*), comprendente le diatomee bentoniche e la sostanza organica sia particolata che disciolta. Per lo scenario attuale, le biomasse ed i flussi sono aggregati nei livelli trofici (TL) rappresentati dai box in figura 1. In questa rappresentazione semplificata della catena trofica, l'energia disponibile al livello trofico I (1906,4 kJ m<sup>2</sup>) è diminuita considerevolmente al livello trofico VI (0,127 kJ m<sup>2</sup>) e la massima efficienza di trasferimento si presenta al TL III (il 15,2% della produzione è utilizzato dall'attività di pesca e come alimento per il TL IV). Le frazioni di flusso e di biomassa che interessano *T. philippinarum* sono riportate in grassetto come percentuali; tutti i flussi dei livelli trofici II e III hanno un alto contributo derivante dalle von-

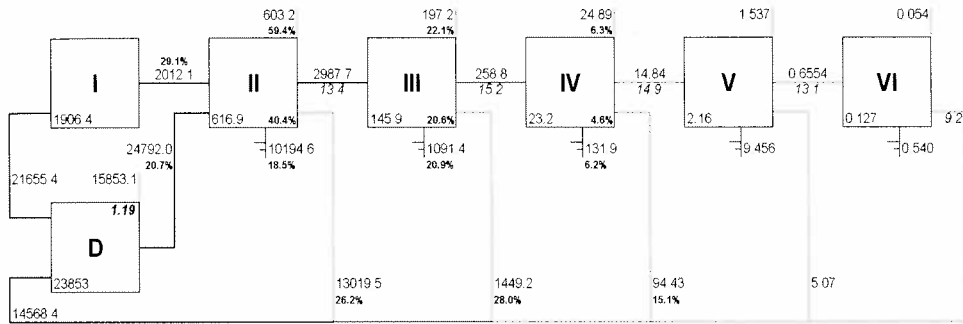


Fig. 1 - Catena trofica dell'area sfruttata nello scenario 1998. La complessa rete trofica è schematizzata aggregando le biomasse e i flussi nei livelli trofici (TL). Le unità di misura usate sono kJ m<sup>-2</sup> per la biomassa e kJ m<sup>-2</sup> year<sup>-1</sup> i flussi d'energia; i livelli sono numerati progressivamente con cifre romane e D rappresenta il detrito. Le percentuali in grassetto indicano la frazione energetica in biomassa e flusso relativa alle vongole filippine per ogni TL.

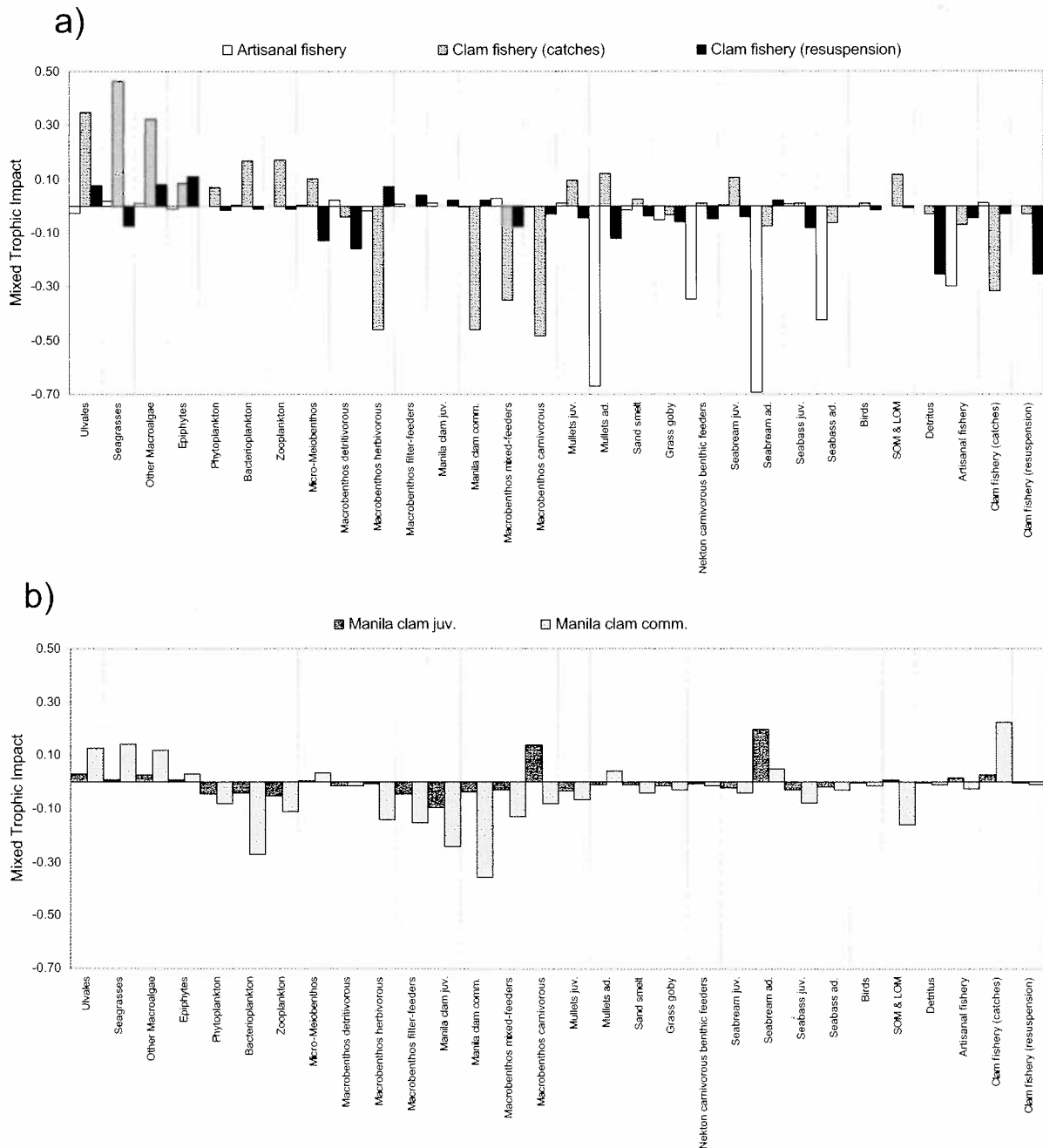


Fig. 2 - a) Impatto attuale della pesca sui gruppi trofici del modello. La pesca artigianale è rappresentata dalle barre bianche, gli effetti meccanici diretti della rusca sono indicati in grigio mentre quelli dovuti alla risospensione sono mostrati dalle barre nere. b) Impatto della vongola filippina sull'ecosistema attuale modellizzato. Nella legenda juv. = giovanili e comm. = commerciali.



gole sia per la respirazione che per l'export delle catture. Il ruolo delle vongole nell'ecosistema lagunare assomiglia fortemente ad un controllo di tipo *wasp-waist* (vitino di vespa). Le specie *wasp-waist* occupano i livelli trofici intermedi e forniscono collegamenti importanti fra i livelli trofici più bassi e più elevati. Queste specie di "collegamento" sono indicate da rendimenti ad alta energia se vengono confrontate con altre specie che occupano un livello trofico simile.

In un sistema *wasp-waist* una gran parte della produzione primaria (circa il 15-30%) è richiesta per sostenere il "componente centrale" e la vongola filippina, appunto, esercita un forte controllo sull'abbondanza del plancton. Ciò è evidenziato dal MTI che mostra un effetto negativo del *Tapes* su tutti i gruppi del plancton, mentre c'è un effetto positivo sul plancton esercitato dall'attività di raccolta meccanica delle vongole. Inoltre, tale attività dell'uomo, che è il principale predatore di *T. philippinarum*, produce effetti positivi su diversi gruppi, quali: stadi giovanili di orate e triglie, plancton, fanerogame, macroalghe, gli stessi stadi giovanili di *T. philippinarum* e sulla sostanza organica sospesa; ha invece effetti negativi sull'intero compartimento bentonico (compresi i pesci che si alimentano sul fondale e quindi sulla pesca artigianale). L'impatto positivo sulla risospensione del particolato diminuisce leggermente l'impatto negativo sugli adulti del *Tapes*.

L'analisi del MTI (Fig. 2) indica anche che la pesca artigianale ha un forte impatto negativo sulle specie sfruttate commercialmente da tale attività ed ha un leggero effetto positivo sul macrobenthos detritivoro e ad alimentazione mista (*mixed feeders*). La figura 3 mostra l'impatto (positivo o negativo) di un gruppo sull'intero sistema, stimato da tutti i valori del MTI. Le vongole filippine (considerando sia gli adulti sia i giovanili) risultano uno dei gruppi più impattanti. Tutti gli indici per le tre condizioni di ecosistema: passato, presente e futuro sono riportati in Tabella 1. La maggior parte degli indici sono minimi per lo "scenario 1998", ciò sta ad indicare che la situazione attuale è quella a più bassa maturità e maggiormente compromessa. Fanno eccezione gli indici di produzione e di respirazione che rivelano un maggior equilibrio rispetto agli altri scenari. Confrontando gli indici termodinamici (*sensu Vasconcellos et al.*, 1997), i tre scenari risultano equivalenti in termini di complessità della struttura della comunità, ma questo era prevedibile data la non-indipendenza nel processo di costruzione del modello. In termini di energetica della comunità (PP/B, P/R, B/T, NPP e NP) lo scenario del 1988 mostra i valori più alti; ciò è probabilmente dovuto all'elevata biomassa di alghe (*Ulva*) introdotta nel modello. La drammatica riduzione delle macroalghe dallo scenario passato a quello attuale potrebbe trovare una causa anche nell'attività di pesca dei bivalvi che ha incrementato la torbidità dell'acqua riducendone la trasparenza e quindi la penetrazione della luce. In termini di omeostasi la comunità dello scenario attuale sembra essere quella meno matura (indici *Ascendency* e *Overhead*) malgrado i valori dell'indice di Finn. Ciò confermerebbe che nei sistemi

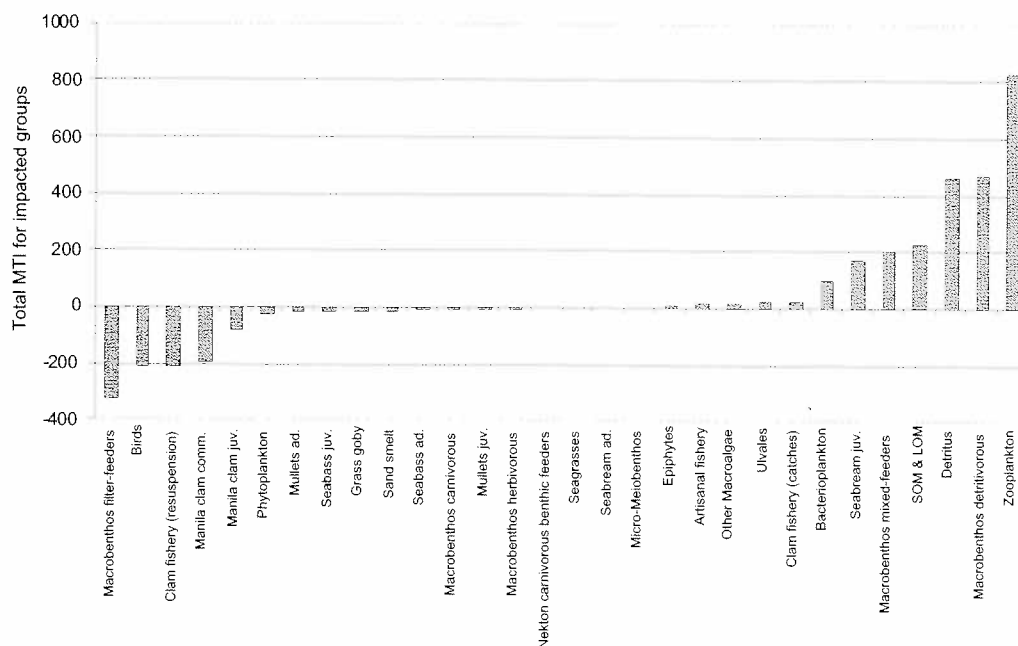


Fig. 3 – Impatto previsto per ogni gruppo impattante sull'insieme dei gruppi impattati. I valori sono ordinati dal più negativo al più positivo.



perturbati c'è una forte tendenza al riciclo (Vasconcellos *et al.*, 1997). L'alta attività di riciclo dello scenario 1998 potrebbe essere dovuta alla sottrazione dal sistema del *Tapes* operata dai pescatori e dalla sospensione del detrito come conseguenza di tale attività. Quindi, lo scenario attuale è meno maturo di quello del 1988, ma più efficiente nel riciclare la sostanza organica. I due habitat, prateria di fanerogame marine e fondali di raccolta del *Tapes* sono rappresentativi di due dei sottosistemi tipici della laguna di Venezia. Le praterie di fanerogame rappresentano una fase matura nella successione ecologica degli ambienti lagunari mentre le zone di pesca della vongola sono sottoposte alla raccolta meccanizzata dei molluschi. Il confronto tra i flussi di energia di questi due habitat hanno confermato i risultati ottenuti con altri studi diretti rivelando il ruolo chiave (specie *key-stone*) giocato dalle fanerogame marine nella laguna. I risultati per l'habitat delle vongole indicano che il flusso di energia dal sedimento alla colonna d'acqua è estremamente importante: in effetti l'alta biomassa di *T. philippinarum* non può essere sostenuta soltanto dalla produzione primaria del fitoplancton locale, mentre può essere sostenuta se si considera anche l'*input* di sostanza organica risospesa dal sedimento dall'attività di pesca. Il consumo di carbonio organico risospeso spiegherebbe perché la popolazione di vongole trae beneficio dallo sfruttamento, generando quello che può essere chiamato il "paradosso del *Tapes*". Infatti, la specie è maggiormente abbondante nelle zone di pesca (Casale *et al.*, 2002) che altrove e non mostra particolari segni di sovrasfruttamento malgrado l'alto sforzo di pesca esercitato in tali aree. Il *feedback* positivo tra attività di dragaggio e crescita delle vongole cesserebbe secondo le simulazioni se lo sforzo di pesca attuato nel 1998 aumentasse di 1,2 volte, livello oltre il quale non ci sarebbe un aumento delle catture, mentre ipotizzando uno sforzo di pesca nullo nel 2008 la biomassa dei bivalvi diminuirebbe del 20%. In sostanza la raccolta con la "rusca" funge da "*beneficial top predator*" (predatore terminale benefico; Ulanowicz e Puccia, 1990). L'utilizzo della "rusca" influenza anche la biogeochimica dei sedimenti, da una parte rimuovendo gli organismi bioturbatori, che rimescolando in modo naturale il sedimento contribuiscono agli scambi chimici a livello dell'interfaccia acqua-sedimento, e dall'altra sottoponendo il fondale a un forte rimescolamento forzato che ne altera la naturale tessitura. Gli organismi bioturbatori hanno un ruolo attivo in molti cicli biogeochimici e secondo Vasconcellos *et al.* (1997) il riciclo della sostanza organica è il principale meccanismo di *feedback* positivo che contribuisce alla stabilità dei sistemi maturi capaci di tamponare gli effetti degli eventi stressori esterni. Nei tre scenari del modello si assiste ad un decremento della biomassa dei bioturbatori passando dal 1988 (678,3 kJ m<sup>-2</sup>) al 1998 (392,6 kJ m<sup>-2</sup>) per finire al 2008 (351,9 kJ m<sup>-2</sup>) in cui si registra il più basso valore dovuto principalmente alla riduzione della popolazione di *Tapes*.

Nella figura 4 sono riportate le catture totali per la pesca artigianale nei tre scenari considerati. Nello scenario del 1998, le catture totali sono circa 20 volte superiori a quelle ottenute per il 1988 e il 2008, essendo predominanti gli sbarchi di *Tapes*. Tuttavia, lo scenario del 2008 indica un aumento del 33% delle catture legate alla pesca artigianale rispetto allo scenario attuale, se si interrompe la raccolta del *Tapes* con mezzi meccanici e si mantiene inalterato lo sforzo di pesca artigianale come nel 1998. Comunque, le catture totali hanno raggiunto i valori maggiori (22,53 kJ m<sup>2</sup> year<sup>-1</sup>) nel modello passato, ma con un mTL più basso che per lo scenario 2008. La figura 4 mostra anche la tendenza del valore economico degli sbarchi per la pesca artigianale (per il 2008 sono stati utilizzati i prezzi del 1998). Il *trend* è simile a quello delle catture con un massimo per il passato (circa 36000 €/km<sup>2</sup> nel 1988), il minimo nello scenario attuale (circa 20000 €/km<sup>2</sup>) a cui segue un aumento nel 2008 (29000 €/km<sup>2</sup>). Anche se l'aumento delle catture in avvenire è valutato per circa il 33% dell'attuale scenario, il valore economico mostra un aumento di circa il 49%; la differenza è dovuta all'aumento degli sbarchi di specie pregiate (che occupano spesso un livello trofico più elevato, come per esempio i branzini). Questo aumento economico valutato per lo scenario futuro è però di molto inferiore alla ricaduta economica che ha attualmente l'attività di raccolta del *Tapes* (valutata in 480000 €/km<sup>2</sup> nel 1998). Esso comunque rappresenta un effetto positivo che va considerato nella valutazione delle differenti strategie di gestione della pesca ai bivalvi in Laguna di Venezia. Inoltre deve essere considerato anche il costo (valutato in circa 3 milioni di € all'anno) per ristabilire la morfologia dei fondali lagunari alterati dall'attività di dragaggio da parte della "rusca" (piano Provinciale, 2000). Lo scenario 2008, rappresenta una situazione particolarmente desiderabile, in cui l'eliminazione di una attività di pesca deleteria per





l'ambiente comporta un aumento nella ricaduta economica della pesca artigianale con un aumento delle catture pregiate, anche se la cessazione dell'attività di raccolta meccanizzata nell'arco di 10 anni non comporta la completa ripresa dell'ecosistema lagunare.

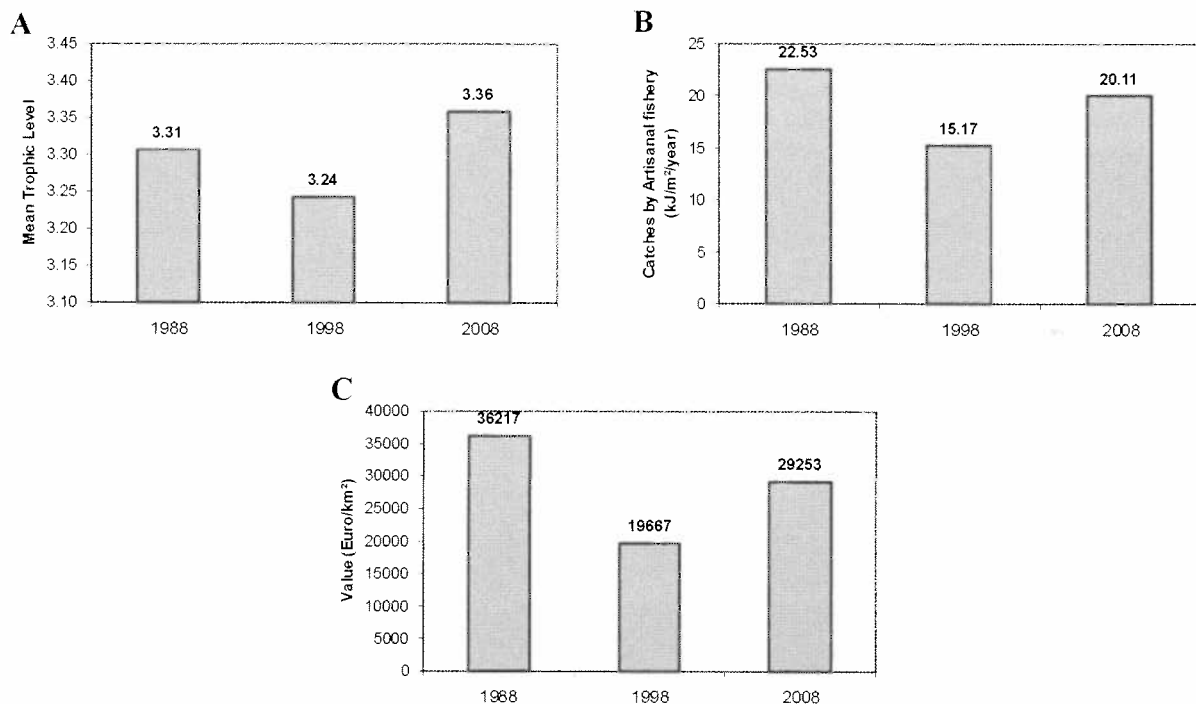


Fig. 4 – Analisi delle catture dovute alla pesca artigianale in termini di: a) livello trofico medio (mTL, Mean Trophic Level); b) quantità di cattura da pesca artigianale in unità di misura energetica per anno; c) valore economico delle catture previste dal modello nel 2008 è stato calcolato usando i prezzi al mercato del 1998.

### Ringraziamenti

Questo lavoro è stato effettuato con il contributo della DG Pesca ed Acquicoltura del Mi.P.A.F. attraverso il programma di ricerca "Studio dell'impatto della raccolta delle vongole veraci filippine (*T. philippinarum*) nella Laguna di Venezia per una gestione razionale della risorsa e dell'ambiente", nell'ambito IV Piano Triennale della Pesca.

### Bibliografia

- ARIAS A (1980) Crecimiento, regimen alimentario y reproduccion de la dorada (*Sparus aurata* L.) y del robalo (*Dicentrarchus labrax* L.) en los esteros de Cadiz. *Inv Pesq* 44: 59-83
- ASAP (1999) Studio per la razionalizzazione delle attività di pesca e di molluschicoltura nel bacino di Chioggia, laguna di Venezia. ASAP, Venice, pp 54
- AUTERI R, ABELLA A, BAINO R, RIGHINI P, SERENA F, SILVESTRI R, VOLIANI A (1993) Interazioni trofiche e attività di pesca nella laguna di Orbetello. *Cons Reg Idrobiol Pesca* Vol. VI
- BARBARO A, FRANCESCON A, GUIDASTRI R (1983) Allevamento in una valle da pesca della laguna veneta di *Sparus aurata* L. ottenuta per riproduzione artificiale. *Nova Thal* 6: 281-286
- BREY T (1990) Estimating productivity of macrobenthic invertebrates from biomass and mean individual weight. *Meeresforsch.* 32: 329-343
- CADDY JF, COCHRANE KL (2001) A review of fisheries management past and present and some future perspectives for the third millenium. *Ocean Coast Man* 44: 653-682.
- CARRER S, OPITZ S (1999) Trophic network model of a shallow water area in the northern part of the Lagoon of Venice. *Ecol Model* 124: 193-219
- CASALE M, GIOVANARDI O, GRIMM F, OREL G, PESSA G (2001) Distribuzione ed abbondanza delle principali specie di molluschi bivalvi nella Laguna di Venezia nell'estate 1999, con particolare riguardo per *Tapes philippinarum* (Adams and Reeve, 1850). *Biol Mar Medit* 8: (1): 413-423.



- CERETTI G, FERRARESI U, FRANCESCON A, BARBARO A (1987) Chironomids (Diptera: Chironomidae) in the natural diet of gilt-head seabream (*Sparus aurata* L.) farmed in the Venice lagoon. *Entom Scand Suppl* 29: 289-292
- CESARI P, PELLIZZATO M (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
- CHRISTENSEN V (1995) Ecosystem maturity, towards quantification. *Ecol Model* 77: 3-32
- CHRISTENSEN V, PAULY D (1993) Trophic models of aquatic ecosystems. ICLARM Conf. Proc. 26, pp 390
- CHRISTENSEN V, PAULY D (1998) Changes in models of aquatic ecosystem approaching carrying capacity. *Ecol Appl* 8 (1) Suppl: S104-S109
- CHRISTENSEN V, WALTERS CJ, PAULY D (2000) ECOPATH 4 User Manual. UBC and ICLARM, pp 125
- FINN JT (1976) Measures of ecosystem structure and function derived from analysis. *J Theor Biol* 56: 363-380
- FOX JW, OLSEN E (2000) Food web structure and the strength of transient indirect effects. *Oikos* 90: 219-226
- FRANCESCON A, BARBARO A, ANTONINI G (1986) Alimentazione ed accrescimento dell'orata (*Sparus aurata* L.) in valli da pesca del nord Adriatico. *Agricoltura e Ricerca* 60: 7-12
- GOULLETQUER P, HERAL M, DESLOUS-PAOLI JM, PROU J, GARNIER J, RAZET D, BOROMTHANARAT W (1989) Ecophysiologie et bilan energetique de la palourde japonaise d'levage *Ruditapes philippinarum*. *Journal of Experience Marine Ecology and Biology* 132: 85-108
- GRANZOTTO A, FRANZOI A, LONGO A, PRANOVI F, TORRICELLI P (2000) La pesca nella laguna di Venezia: un percorso di sostenibilita nel recupero delle tradizioni - lo stato dell'arte. FEEM Rep 2.2001, pp 60
- JENNINGS S, PINNEGAR JK, POLUNIN NVC, WARR KJ (2001) Impacts of trawling disturbance on the trophic structure of benthic invertebrate communities. *Mar Ecol Prog Ser* 213: 127-142
- MONACO ME, ULANOWICZ RE (1997) Comparative ecosystem trophic structure of three U.S. mid-Atlantic estuaries. *Mar Ecol Progr Ser* 161: 239-254
- NAEEM S (2002) Biodiversity equals instability? *Nature* 416: 23-24.
- NATIONAL RESEARCH COUNCIL (NRC) (1995) Understanding marine biodiversity: a research agenda for the nation. National Academy Press, Washington, DC.
- ODUM EP (1969) The strategy of ecosystem development. *Science*, 164: 262-270
- Pauly D, Christensen V, Dalsgaard J, Froese R, Torres FJr (1998) Fishing down marine food webs. *Science* 279: 860-863
- PROVINCIA DI VENEZIA (2000) Piano per la gestione delle risorse alieutiche delle lagune della provincia di Venezia. Provincia di Venezia pp.102
- PINNEGAR JK, POLUNIN NVC (1999) Contributions of stable-isotope data to elucidating food webs of Mediterranean rocky littoral fishes. *Oecologia* 122: 399-409
- SFRISO A, PAVONI B, MARCOMINI A (1989) Macroalgae and phytoplankton standing crops in the central Venice Lagoon: primary production and nutrient balance. *Sci Tot Environ* 80: 139-159
- SOLIDORO C, PASTRES R, MELAKU CANU D, PELLIZZATO M, ROSSI R (2000) Modelling the growth of *Tapes philippinarum* in the northern Adriatic lagoons. *Mar Ecol Prog Ser* 199: 137-148
- SOROKIN YI, GIOVANNARDI O (1995) Trophic characteristics of the Manila clam (*T. philippinarum* Adams & Reeve, 1850). *ICES J Mar Sci* 52: 853-862
- ULANOWICZ RE (1986) Growth and development: ecosystems phenomenology. Springer-Verlag, New York, pp 203
- ULANOWICZ RE, PUCCIA CJ (1990) Mixed trophic impacts in ecosystems. *Coenoses* 5 (1): 7-16
- VASCONCELLOS M, MACKINSON S, SLOMAN K, PAULY D (1997) The stability of trophic mass-balance models of marine ecosystems a comparative analysis. *Ecol Mod* 100: 125-134
- WALTERS C, CHRISTENSEN V, PAULY D (1997) Structuring dynamic models of exploited ecosystems from trophic mass-balance assessments. *Rev Fish Biol Fish* 7: 139-172
- WATSON R, PAULY D (2001) Systematic distortion in world fisheries catch trends. *Nature* 414: 534-536

