

SEDE AMMINISTRATIVA: UNIVERSITÀ DI PADOVA

SEDE CONSORZIATA: UNIVERSITÀ DI VENEZIA

DIPARTIMENTO DI SCIENZE AMBIENTALI

DOTTORATO DI RICERCA IN MODELLISTICA DEI SISTEMI AMBIENTALI

CICLO XII

**I dati telerilevati iperspettrali e i modelli trofici
quali strumenti descrittivi della condizione ecologica
della Laguna di Orbetello**

COORDINATORE: Ch.mo Prof. Giovanni Marchesini

SUPERVISORI: Prof. Alessandro Marani (Università di Venezia)

Prof. Luigi Alberotanza (CNR ISDGM, Venezia)

DOTTORANDO: Vittorio Ernesto Brando

INDICE

Riassunto	1
Summary	5
Capitolo 1 Introduzione	9
Capitolo 2 La Laguna di Orbetello	11
2.1 Caratteristiche generali dell'ecosistema "Laguna costiera"	11
2.1.1 Le attività di pesca e di acquacoltura nelle lagune costiere	12
2.2 Successioni ecologiche in ambienti eutrofici	13
2.2.1 Variazioni della vegetazione sommersa	13
2.2.1.1 Strategie di selezione: lo schema r-K	14
2.2.1.2 Relazioni allometriche	15
2.2.2 Interventi di gestione straordinaria	16
2.2.3 Variazioni dello zoobenthos	16
2.3 Descrizione del sito	17
2.3.1 Eutrofizzazione nella laguna di Orbetello: cause ed effetti	21
2.3.2 La gestione commissariale: interventi	22
2.3.2.1 Raccolta delle alghe	22
2.3.2.2 Incremento della circolazione	22
2.3.2.3 Ricambio idrico forzato	24
2.3.2.4 Riduzione degli apporti eutrofizzanti	24
2.3.3 Vegetazione sommersa	25
2.3.3.1 Abbondanza e dominanza	25
2.3.3.2 Distribuzione	26
2.3.4 Lo zoobenthos	28
2.3.5 L'attività di pesca in laguna	29
2.3.6 Uccelli acquatici	30
2.3.6.1 I cormorani	30
2.3.6.2 Conflitto nell'uso delle risorse	32
Capitolo 3 Mappe della vegetazione sommersa e dati iperspettrali	33
3.1 Spettrometria ad immagini	34
3.1.1 Il MIVIS	36
3.2 I rilievi iperspettrali da aereo in Laguna di Orbetello	37
3.3 Caratterizzazione Spettrale della vegetazione sommersa	37

**I dati telerilevati iperspettrali e i modelli trofici quali strumenti descrittivi
della condizione ecologica della Laguna di Orbetello**

3.3.1	Analisi spettrale della vegetazione sommersa	38
3.4	Procedure di classificazione	41
3.4.1	Procedura con dati 'in situ' contemporanei	42
3.4.1.1	Risultati e discussione	43
3.4.2	Estensione della procedura	45
3.4.2.1	Verifica dello schema di correzione atmosferica	46
3.4.2.2	Risultati e discussione	51
Capitolo 4	Le reti trofiche	55
4.1	Analisi delle reti trofiche e bilanci di massa	55
4.1.1	ECOPATH	55
4.1.2	Stime delle reti	56
4.1.2.1	Il bilancio di massa	56
4.1.3	Struttura trofica dei compartimenti	57
4.1.3.1	Rappresentazione grafica	57
4.1.3.2	Livello trofico	58
4.1.4	Struttura dei Flussi e dei Cicli	58
4.1.5	Indici dell'ecosistema	59
4.1.6	Confronto tra reti	61
4.2	Il caso di studio	62
4.2.1	Modelli preesistenti	62
4.2.2	Revisione del modello	64
4.2.3	Descrizione dei parametri necessari alla costruzione del bilancio trofico	64
4.2.3.1	Dati sui Cormorani	64
4.2.3.2	Dati sui pesci	65
4.2.3.3	Dati di pesca	66
4.2.3.4	Dati sui produttori primari e secondari	66
4.2.3.5	Dati sulle macroalghe	67
4.2.3.6	Dati sul detrito	67
4.2.3.7	Input Table	67
4.2.3.8	Composizione delle diete	68
4.3	Risultati e discussione	69
4.3.1	Struttura trofica	69
4.3.2	Struttura dei flussi	74
4.3.3	Indici Globali	74

4.3.4	Tassi di turnover delle macroalghe	76
4.3.5	Consumo medio dei cormorani: impatto sulla pesca	77
Capitolo 5	Conclusioni	79
Appendice A	Cenni di trasferimento radiativo	83
A.1	Grandezze radiometriche fondamentali	83
A.2	La radiazione elettromagnetica nella materia	84
A.3	Modelli di trasferimento radiativo	84
A.3.1	ACQUA	85
A.3.1.1	I parametri di qualità dell'acqua.	85
A.3.1.2	Acque marine e acque costiere	86
A.3.1.3	Un modello analitico bio-ottico per le acque di "caso II".	87
A.3.2	ATMOSFERA	88
A.3.2.1	Assorbimento gassoso	88
A.3.2.2	Scattering molecolare e di aerosol	88
A.3.2.3	Correzione Atmosferica	89
A.3.2.4	Un modello analitico di trasferimento radiativo atmosferico	90
	Bibliografia	93
	Ringraziamenti	109

RIASSUNTO

La Laguna di Orbetello (27 Km²) è stata interessata dagli anni '80 da un continuo processo di eutrofizzazione. La proliferazione di biomasse algali nel periodo primaverile ed estivo con densità sempre crescenti sono state accompagnate da una serie di frequenti e ricorrenti anossie che hanno causato variazione nella composizione vegetale e animale del bacino e ingenti danni alle risorse ittiche sfruttate nella acquacoltura estensiva.

L'accelerazione della successione serale della vegetazione sommersa ha visto la progressiva sostituzione delle fanerogame, specie radicate a crescita lenta, indicatrici di ambienti stabili, con le pleustofite, macroalghe flottanti con tassi di crescita più veloci, che raggiungono densità molto alte nei periodi primaverili ed estivi, e che a seguito delle crisi anossiche e distrofiche arricchiscono il sedimento di sostanza organica e nutrienti.

Esiste quindi la necessità di stimare la copertura algale per descrivere i processi in atto nel bacino e seguire l'evoluzione della condizione ecologica. Inoltre informazioni sulla copertura algale possono essere di supporto per la pianificazione e degli interventi di gestione del sistema. Inoltre per valutare gli effetti degli interventi appare necessario descrivere come le variazioni della produzione primaria si propaghino attraverso la rete trofica.

Ai metodi tradizionali di mappatura della distribuzione spaziale della vegetazione sommersa, che necessitano di un elevato tempo-uomo, si può affiancare l'analisi di dati telerilevati, che permette una visione sinottica del bacino in tempi rapidi. In particolare, sono stati utilizzati i dati di un sensore iperspettrale rilevati da aereo durante delle missioni di acquisizione dedicate, per descrivere la variazione stagionale e annuale della distribuzione della vegetazione sommersa durante due anni, rispettivamente, in primavera, estate e autunno. L'acquisizione è stata effettuata con le stesse modalità e allo stesso orario per garantire un confronto più accurato tra le immagini. Inoltre, il sensore iperspettrale utilizzato fornisce dati ad alta definizione spaziale e spettrale, che permettono quindi di descrivere dettagliatamente le variazioni spaziali che si verificano nel bacino, e di effettuare confronti diretti tra gli spettri rilevati al sensore e gli spettri rilevati in campo, per caratterizzare le diverse specie della vegetazione sommersa nelle fasi vegetative.

Per l'analisi dei dati telerilevati è spesso necessario definire delle procedure 'regionali', ovvero che si basano sulle caratteristiche peculiari del bacino di interesse. In particolare, per la laguna di Orbetello, per attribuire le variazioni spaziali dovute solo ai fenomeni oggetto di

studio, si sono sfruttate la morfologia omogenea e l'assenza di oscillazioni mareali; infatti, l'effetto della colonna d'acqua, non produce variazioni apprezzabili, anche spazialmente, sul dato rilevato al sensore.

Per spiegare i meccanismi di trasferimento di energia tra i diversi livelli trofici dell'ecosistema lagunare è stato adottato un modello compartimentale nel quale sono inclusi i gruppi che compongono la comunità lagunare, e in cui sono definiti i rapporti trofici esistenti tra loro considerando anche l'impatto dell'attività di pesca sui gruppi presenti.

L'analisi delle reti permette di quantificare i trasferimenti di energia negli ecosistemi e di stimare il valore delle interazioni trofiche dirette e indirette attraverso tutta la rete alimentare e si configura come strumento di analisi completa degli ambienti costieri. Inoltre l'analisi comparativa di periodi diversi per lo stesso sistema, può essere di supporto per i gestori degli ecosistemi per determinarne lo stato trofico o il grado di sviluppo.

L'analisi delle reti utilizza modelli allo stato stazionario per calcolare i flussi tra i comparti e i cicli presenti nel sistema e poi permette di caratterizzare il sistema con indici globali effettuando un confronto tra i vari anni.

Divisione del lavoro

Nel capitolo 2 si descrive del sito e le caratteristiche generali degli stagni costieri. Inoltre, viene presentata la dinamica della vegetazione sommersa dell'ultimo decennio, inquadrata nel quadro teorico che spiega la successione vegetazionale in ambienti costieri in relazione all'eutrofizzazione come risultato delle strategie di selezione. Sono poi presentati i principali gruppi trofici che saranno oggetto d'indagine nel capitolo sull'analisi della rete alimentare.

Nel capitolo 3 sono descritte le peculiarità dei dati iperspettrali, e se ne valuta l'adeguatezza per descrivere spettralmente e spazialmente la vegetazione sommersa. Dopo aver analizzato la caratterizzazione spettrale effettuata in campo della vegetazione sommersa, è stata implementata una procedura di classificazione dell'immagine acquisita contemporaneamente alla caratterizzazione in situ. Successivamente tale procedura operativa è stata estesa per classificare un'immagine per cui non esistevano dati rilevati in campo, utilizzando uno schema di correzione atmosferica più accurato. Al fine di alleggerire il corpo del testo e garantirne la comprensione, sono riportati nell'Appendice A le definizioni delle grandezze radiometriche fondamentali e cenni sui modelli di trasferimento radiativo nell'acqua e nell'atmosfera.

Nel capitolo 4 sono presentati i metodi dell'analisi delle reti, che poi sono stati applicati ai bilanci allo stato stazionario per valutare gli effetti delle variazioni dei produttori primari e dello sforzo di pesca. In particolare, sono stati analizzati i modelli trofici di due anni che presentavano delle caratteristiche ecologiche differenti per tentare di quantificare gli effetti della variazione del produttore primario principale sulla rete trofica. Infine si è tentato di valutare l'effetto della pressione predatoria dei cormorani, e in confronto alla pesca e alla predazione interna alla rete.

Conclusioni

La procedura adottata è in grado di riconoscere le classi stabili e di individuare le variazioni tra le immagini. L'accuratezza spettrale e spaziale del MIVIS permettono di descrivere le variazioni ecologiche avvenute in laguna.

Le mappe di classificazione e gli sketch vegetazionali prodotti in situ risultano ben confrontabili. Le differenze sono dovute ad anomalie ottiche indotte da crisi anossiche all'interno della colonna d'acqua. Effetti della crisi distrofica avvenute nel bacino sono state riconosciute e caratterizzate spettralmente. E' stato inoltre possibile stimare l'ampiezza dell'area interessata dal processo di fermentazione nell'immagine del luglio 1996.

E' emerso come sia necessario effettuare una accurata caratterizzazione spettrale, utilizzando metodologie standard per le misure radiometriche, delle specie algali in relazione ai differenti stadi di crescita della vegetazione, per i coefficienti di attenuazione della colonna d'acqua. Tutte le firme spettrali così raccolte, vanno ad arricchire la libreria spettrale da utilizzare per la classificazione delle immagini iperspettrali, permettendo di generare le mappe della vegetazione sommersa rapidamente e garantendo la visione sinottica necessaria per descrivere i fenomeni in atto nel bacino.

I risultati ottenuti incoraggiano l'utilizzo delle tecniche iperspettrali da aereo per monitorare la qualità delle acque lagunari. Miglioramenti nelle procedure di riconoscimento automatico possono portare ad adottare tali tecniche come procedure standard per la ricerca ecologica, e la gestione dell'acquacoltura o della piscicoltura. Infatti le immagini iperspettrali da aereo sono sensori capaci di restituire firme spettrali chiare e distinte, direttamente confrontabili con le misure spettrali in campo. Inoltre, tali immagini sono adatte a distinguere i dettagli spettrali di interesse, non direttamente rilevabili da sensori ad ampie bande.

I dati telerilevati iperspettrali e i modelli trofici quali strumenti descrittivi della condizione ecologica della Laguna di Orbetello

L'analisi delle reti trofiche è stata utilizzata per mettere in luce, in particolare, il ruolo del detrito e dei produttori primari per le singole categorie commerciali di pesce, e per valutare la predazione dovuta ai cormorani (predazioni esterne), contro le predazioni interne

Dall'analisi dei tre indici che quantificano il grado di maturità del sistema appare univocamente che il 1996 fosse in una condizione più stabile dell'anno precedente. Con ECOPATH è stato possibile stimare il tasso di turnover delle pleustofite per le due reti, e sono stati confrontati con i valori di μ_{max} stimati per *Cladophora* e *Gracilaria* con le relazione allometrica presentata nel capitolo 2. Il rapporto tra i P/B stimati per i 2 anni non coincide, con il rapporto tra i μ_{max} stimati per le specie dominanti nei due anni, *Cladophora* e *Gracilaria*, poiché P/B non è un tasso intrinseco della specie, come μ_{max} , ma dipende dalle condizioni di limitazione ambientale. Comunque anche P/B può essere utilizzato come indicatore della qualità ambientale poiché permette di stimare la posizione della specie dominante della vegetazione sommersa lungo l'asse delle strategie di adattamento alla selezione naturale.

I due approcci adottati hanno permesso di valutare le condizioni ecologiche del bacino e le loro variazioni. La variazione della vegetazione sommersa è stata descritta adeguatamente dalle due metodologie che hanno permesso di avere una visione sinottica e completa dei fenomeni legati al processo di eutrofizzazione e agli interventi atti a contrastarlo.

SUMMARY

A eutrophication process has affected the Orbetello Lagoon (27 km²) since the eighties. Together with the increasing density of algal blooms, during springs and summers, frequent and recurrent anoxia took place; they brought a change in the animal and vegetal composition pattern of the basin, and serious damages to the fish species extensively aquacultured.

The speed up in the seral succession of submersed vegetation got to a decline of phanerogames, species with radical apparatus slowly growing up, that can be considered as indicators of steady environment, and a proliferation of pleustophytes, floating macroalgae, having a steeper grow rate; pleustofite reach very high density during spring and summer, and after anoxia and dystrophic crisis increase the organic content and nutrients of bottom sediments.

Then, there is the need of assessing the algal covering in order to describe the process in the basin and to follow the ecological condition evolution's. Further, information on the algal covering may help out the system planning and management. In order to evaluate the management effects, it seems necessary to describe how changes in the primary production spread through the trophic chain.

Remote sensed data allow a rapid synoptic vision of the basin, whereas traditional methods for mapping the submersed vegetation are very work-time consuming. Particularly, airborne hyperspectral imagery, obtained during specific missions were used to describe the seasonal and annual variations in the submersed vegetation. two years of spring, summer and autumn variations were analysed.

All surveys carried out on the Orbetello Lagoons were performed in the same way, such to compare imagery with more accuracy. The hyperspectral sensor give out high definition spatial and spectral data, which allow of describing in detail any spatial variations in the basin and to compare the calibrated image data with field spectral measurements, such to identify the different algal species in the different growth stages.

Analysis of remotely sensed imagery need the definition of 'regional' procedures, based on the peculiar characteristic of the studied environment. As regard the Orbetello Lagoon, the weak tidal excursion and the flat and shallow morphology of the bottom were considered to define spatial variations; in fact, the water column almost do not effect the spatial variations of the data.

A box model was adopted in order to explain the energy transfer through the trophic levels in the Lagoon ecosystem; in the model, the groups from the lagoon community are considered, and their trophic interactions are defined also considering the fishing impact.

Trophic network analysis allows of quantify the energy transfer through ecosystems and to value direct and indirect trophic interactions through all the net; then, it is a tool for a complete analysis of coastal environment. Moreover, the comparative analysis of the same environment in different periods, may support the ecosystem manager to know the trophic stage or the development level.

Contents

The studied site and general characteristics of coastal water are described in chapter 2. Furthermore the last ten year evolution of submerged vegetation is presented, located in the theoretical framework explaining the vegetational succession in coastal environment in relation with eutrophication, as result of selection strategies. Successively, the main trophic groups are described, which will be deeply analysed in the network analysis chapter.

In chapter 3, peculiarity of hyperspectral data will be described and they will be evaluated in relation of their adequacy in spectral and spatial describing the submersed vegetation. After the ananalysis of the in situ spectral characterisation of submersed vegetation, a procedure for the classification of the submerged vegetation was set up for the imagery acquired contemoprarely with the on field spectral sampling. This procedure was extended in order to run the classification on imagery having no contemporaneous on field spectral sampling. In Appendix A are presented the definitions of the main radiometric quantities and some notes on the radiative transfes models in water and atmosphere are given.

Conclusions

The adopted procedure was used to describe the variation of the ecological status occurred in the lagoon, since it is able to recognise stable classes and to detect changes in the images.

Classification result maps and the *in situ* vegetational sketches are well comparable. Differences arise from the optical anomalies induced by the anoxic crisis within the water column. The effects of a dystrophic crisis occurred in the basin were recognised and spectrally characterised. A rough estimate of the area interested by the fermentation processes was given.

An accurate spectral characterization, using standard radiometric measurement methods, of the different algal species in relationship to the different vegetation growth stages, for attenuation coefficients of the water column, is needed. All the acquired spectral signatures are collected in a spectral library to be used for imagery classification that will give the necessary synoptic vision from the description of the phenomenon acting in the basin.

The results reported here are encouraging in suggesting the usefulness of airborne hyperspectral techniques to the monitoring of inland waters. Advancement in automatic recognition procedures could lead airborne imaging spectrometry to be used as standard procedure for ecological research and fisheries or aquaculture management. In fact, airborne imaging spectrometers are sensors presently capable of returning clearly, distinct spectral signatures, directly comparable with field spectral measurements. Moreover, imaging spectrometers are appropriate to distinguish spectral details of interest, that are not directly detectable by broad band sensors.

The network analysis was used to focus on the role of detritus and primary producers on the commercial fish species, and to evaluate the predation pressure of cormorants.

From the trophic aggregation the algal harvesting is a quarter of the network fluxes, on the order of magnitude of the flows reaching detritus. As expected, the detritus had the main role in this food network, since the flows into it from detritus are a third of the Total System Throughput.

The analysis of the three indicators related to ecosystem maturity showed that 1996 was more stable than 1995. The turnover rate of pleustophytes were estimated for two networks with ECOPATH and were compared with μ_{max} values retrieved for *Cladophora* e *Gracilaria* with the allometric relation presented in chapter 2.

The ratio between the two P/B was smaller than the ratio of the μ_{max} values estimated for the dominant species in 1995 e 1996, *Cladophora* e *Gracilaria*.

, because P/B is not an intrinsic parameter for the species, since it depends on the limiting conditions. The turnover rate could be also used as indicator of environmental quality because it allows to estimate the position of the dominant species of the submerged vegetation within the r-K continuum, the axis of adaptation strategies to natural selection dominant.

The adopted approaches allowed the evaluation of the ecological conditions in the basin and to estimate their variations. The changes of submerged vegetation were described

**I dati telerilevati iperspettrali e i modelli trofici quali strumenti descrittivi
della condizione ecologica della Laguna di Orbetello**

with the methodologies that gave a complete and synoptic vision of the processes related to eutrophication and interventions carried out to stop it.

Capitolo 1 INTRODUZIONE

La Laguna di Orbetello (27 km²) è stata interessata dagli anni '80 da un continuo processo di eutrofizzazione. La proliferazione di biomasse algali nel periodo primaverile ed estivo con densità sempre crescenti sono state accompagnate da una serie di frequenti e ricorrenti anossie che hanno causato variazione nella composizione vegetale e animale del bacino e ingenti danni alle risorse ittiche sfruttate nella acquacoltura estensiva.

L'eutrofizzazione della Laguna di Orbetello, come per molti bacini lagunari e costieri, è principalmente imputabile all'aumento del carico di nutrienti di origine antropica, dovuto all'immissione di reflui urbani non depurati direttamente in laguna, agli scarichi di attività produttive, quali impianti industriali di fertilizzanti azotati e impianti di acquacoltura intensiva, e al carico diffuso proveniente dall'agricoltura. Gli scambi limitati con il mare aperto e la scarsa circolazione, intrappolano nel bacino nutrienti e sostanza organica innescando un ciclo di cause – effetti legati al processo di eutrofizzazione.

Effetto visibile dell'eutrofizzazione in ambienti costieri e lagunari è l'accelerazione della successione serale della vegetazione sommersa, con la progressiva sostituzione delle fanerogame, specie radicate a crescita lenta, indicatrici di ambienti stabili, con pleustofite, macroalghe flottanti con tassi di crescita più veloci che raggiungono densità molto alte nei periodi primaverili ed estivi, e che a seguito delle crisi anossiche e distrofiche arricchiscono il sedimento di sostanza organica e nutrienti.

Per porre fine agli effetti di eutrofizzazione, nel 1993 è stata attivata una serie di interventi di gestione straordinaria del bacino, che ha utilizzato gli strumenti 'classici' di La gestione degli ambienti eutrofizzati quali la diminuzione del carico di nutrienti nel bacino attraverso la riduzione delle immissioni, la vivificazione dei bacini con aumento della circolazione e tentativi di migliorare il potenziale redox del sedimento, e la raccolta della masse macroalgali per rimuovere la sostanza organica e i nutrienti che arricchirebbero il sedimento e tornerebbero in circolo sempre più velocemente.

Esiste quindi la necessità di stimare la copertura algale per descrivere i processi in atto nel bacino e seguire l'evoluzione della condizione ecologica. Inoltre informazioni sulla copertura algale possono essere di supporto per la pianificazione e degli interventi di gestione del sistema. Inoltre per valutare gli effetti degli interventi appare necessario descrivere come le variazioni della produzione primaria si propaghino attraverso la rete trofica.

Ai metodi tradizionali di mappatura della distribuzione spaziale della vegetazione sommersa, che sono dispendiosi in termini di tempo-uomo, si può affiancare l'analisi di dati telerilevati, che fornisce una visione sinottica del bacino in tempi rapidi. In particolare, sono stati utilizzati i dati di un sensore iperspettrale rilevati da aereo durante delle missioni di acquisizione dedicate, per descrivere la variazione stagionale e annuale della distribuzione della vegetazione sommersa durante due anni, in primavera, estate e autunno. Il sensore iperspettrale utilizzato fornisce dati ad alta definizione spaziale e spettrale, che permettono quindi di descrivere dettagliatamente le variazioni spaziali che si verificano nel bacino, e di effettuare confronti diretti tra gli spettri rilevati al sensore e gli spettri rilevati in campo, per caratterizzare le diverse specie della vegetazione sommersa nelle fasi vegetative.

La definizione delle procedure di trattamento di dati telerilevati passa attraverso un processo iterativo, in cui si formulano ipotesi di analisi che vengono verificate o si rifiutate, per poi identificare il passo successivo per cui vengono formulate ulteriori ipotesi etc. Quindi, in tale fase del lavoro, non è possibile distinguere i metodi di analisi da risultati e discussioni.

Per spiegare i meccanismi di trasferimento di energia tra i diversi livelli trofici dell'ecosistema lagunare è stato adottato un modello compartimentale nel quale sono inclusi i gruppi che compongono la comunità lagunare, e in cui sono definiti i rapporti trofici esistenti tra loro considerando anche l'impatto dell'attività di pesca sui gruppi presenti.

L'analisi delle reti si configura come strumento di analisi completa degli ambienti costieri poiché permette di quantificare i trasferimenti di energia negli ecosistemi e di stimare il valore delle interazioni trofiche dirette e indirette attraverso tutta la rete alimentare e . Quindi si è deciso di adottare tale strumento di analisi per confrontare tra loro due anni che hanno rappresentato l'inizio della risposta del sistema agli interventi di gestione del bacino.

I modelli trofici saranno analizzati per tentare di quantificare gli effetti della variazione del produttore primario principale sulla rete trofica, e valutare l'effetto dei della pressione predatoria dei cormorani, e in confronto alla pesca e alla predazione interna alla rete.

Capitolo 2 LA LAGUNA DI ORBETELLO

La Laguna di Orbetello (27 km²) è stata interessata dagli anni '80 da un continuo processo di eutrofizzazione che si è manifestato con effetti sempre crescenti. La proliferazione di biomasse algali nel periodo primaverile ed estivo con densità sempre crescenti sono state accompagnate da una serie di frequenti e ricorrenti anossie che hanno causato variazione nella composizione vegetale e animale del bacino e ingenti danni alle risorse ittiche sfruttate nella acquacoltura estensiva.

In questo capitolo sarà fornita una descrizione del sito e delle caratteristiche generali degli stagni costieri. Inoltre, viene presentata la dinamica della vegetazione sommersa dell'ultimo decennio, inquadrata nel quadro teorico che spiega la successione vegetazionale in ambienti costieri in relazione all'eutrofizzazione come risultato delle strategie di selezione. Sono poi presentati i principali gruppi trofici che saranno oggetto d'indagine nel capitolo sull'analisi della rete alimentare.

2.1 Caratteristiche generali dell'ecosistema “Laguna costiera”

Le lagune costiere sono dei bacini semichiusi in connessione con il mare in cui l'immissione di acque dolci ed una forte evaporazione danno vita ad un ecosistema molto particolare (Lankford 1977), caratterizzato da alta produttività, complessità e resilienza (Carrada e Fresi 1988).

Le lagune costiere sono caratterizzate da alti tassi di produzione primaria e secondaria e da importanti biomasse autotrofe ed eterotrofe. La ragione di ciò sembra risiedere nel fatto che gli ecosistemi lagunari sono alimentati da elevati flussi di energia, intesa questa nell'accezione più vasta che comprende, la PAR (radiazione utilizzabile per la fotosintesi)(Valiela 1995), l'energia meccanica (di origine marina e eolica) (Nixon 1988) e chimica (Mann 1988, Kimor 1992, Nienhuis 1993). La produzione, che è 10-15 volte quella della platea continentale (Carrada e Fresi 1988, Duarte 1995, Valiela 1995), si realizza attraverso un intenso metabolismo batterico che assicura una pronta rimineralizzazione che facilita la ricircolazione dei nutrienti, compresi quelli intrappolati nei sedimenti (Mann 1988, Sorokin *et al.* 1996). La dinamica della produzione primaria è inoltre legata al ruolo relativo, e spesso vicariante, del comparto bentonico e di quello planctonico (Mann 1988, Izzo e Hull 1991, Borum e Sand-Jensen 1996).

La complessità dell'ecosistema può essere descritta in termini di diversità specifica, di diversità dei fattori ambientali, e di diversità di interfacciamenti sia all'interno del sistema sia tra questo e gli altri circostanti (Carrada e Fresi 1988). Le lagune costiere mostrano in genere

una ridotta diversità strutturale e un'elevata diversità ambientale dovuta alle principali forzanti ambientali: vento e radiazione solare, l'apporto continentale (Nixon 1988). A tale complessità va aggiunta quella relativa ai cicli biologici e agli adattamenti fisiologici estremamente diversificati messi in atto dalle singole specie (Carrada e Fresi 1988).

Le lagune costiere sono caratterizzate da un'elevata resilienza, ovvero dalla capacità del sistema di ritornare allo stato originario dopo una perturbazione (es. distrofia) (Carrada e Fresi 1988, Izzo e Hull 1991). I meccanismi coinvolti nella resilienza sono da ricercarsi soprattutto negli adattamenti fisio-etologici delle diverse specie, tra i quali quello di tipo alimentare determinano un'alta interconnettività delle reti trofiche nella cui configurazione il detrito organico funge da volano, essendo in larga misura svincolato dalle fluttuazioni cicliche che caratterizzano, ad esempio, la produzione primaria (Mann 1988).

2.1.1 Le attività di pesca e di acquacoltura nelle lagune costiere

L'elevata produttività delle lagune fa sì che vi si peschino specie di buona qualità e con alte rese commerciali. La pesca lagunare rappresenta circa il 10% in peso, del pescato in Italia, come nel resto degli altri paesi dell'area mediterranea (Levi e Trodec 1974). Le lagune costiere ospitano aree di "nursery" e "ingrasso" per numerose specie pregiate e contribuiscono anche ad arricchire l'area costiera con l'apporto di nutrienti che dalla laguna defluiscono in mare.

La pesca e le varie forme di acquacoltura hanno giocato un ruolo fondamentale nella conservazione delle lagune costiere, soprattutto nel Mediterraneo (Ardizzone *et al.* 1988). Infatti, l'esercizio della pesca in tali ambienti richiede interventi ordinari e straordinari, atti a garantire gli scambi alle foci e lo svolgimento delle migrazioni ittiche tra mare e laguna su cui si basano le attività produttive (Kapetsky e Lasserre 1984, Cataudella *et al.* 1995). Nel nostro paese, la pesca lagunare ha fortemente risentito della modificazione dei bacini idrografici, della degradata qualità degli apporti idrici continentali, dello sviluppo urbanistico, agricolo, ed industriale direttamente incidenti sugli ambienti lagunari. Naturalmente anche il depauperamento delle risorse ittiche, dovuto all'eccessivo prelievo, ha inciso sulla capacità produttiva delle lagune (Cataudella *et al.* 1995).

I lavorieri (o peschiere) sono delle strutture fisse site allo sbocco delle lagune, nei canali di comunicazione con il mare, che permettono di 'trasformare' una laguna in un bacino di acquacoltura gestito con criteri estensivi (Cataudella 1988, EC 1995). Nei lavorieri avviene la cattura delle specie commerciali durante i periodi di rimonta naturale, e la selezione delle taglie ottimali; le capacità selettive dei lavorieri modificano, quindi, le strategie di utilizzo degli specchi lagunari. Lo sviluppo dell'acquacoltura intensiva e semi-intensiva per aumentare

le produzioni ittiche (pesci, molluschi, crostacei) ha visto uno sfruttamento delle aree lagunari paragonabile ad un qualsiasi bene fondiario. Infatti, le produzioni da cattura non più competitive sono state accresciute con semina di avannotti, e aree di preingrasso e protezione del novellame.

2.2 Successioni ecologiche in ambienti eutrofici

Per ovviare alla confusione esistente in letteratura tra la causa e/o gli effetti dell'eutrofizzazione con il fenomeno in sé, Nixon (1995) ha definito l'eutrofizzazione come l'aumento del tasso di fornitura della sostanza organica ad un ecosistema. Questa definizione focalizza sul cambio nelle risorse metaboliche e, potenzialmente, nello stato trofico del sistema. Le *cause* dell'eutrofizzazione di un bacino possono derivare da un aumento del carico di nutrienti (Duarte 1995, Nixon 1995, Borum e Sand-Jensen 1996), da un calo della pressione predatoria (Nixon 1995) o da altri fattori. Altri fenomeni possono essere *associati a* o essere *causati dall'*aumento di fornitura di sostanza organica, ad esempio cambiamenti nella composizione delle comunità vegetali e animali, anossie, morie di pesci (Kerr e Ryder 1992, Lavery *et al.* 1992, Lenzi 1992, Duarte 1995, Nixon 1995, Valiela 1995).

L'instabilità degli ambiente lagunari si manifesta soprattutto nei periodi estivi, in cui le alte temperature dell'acqua associata a condizioni di intensità luminosa e di disponibilità dei nutrienti favoriscono alti tassi di crescita per i produttori primari e un conseguente sovraccarico dei processi di mineralizzazione della sostanza organica, che possono dar luogo a crisi distrofiche (Lavery e McComb 1991, Silvestri *et al.* 1999).

2.2.1 Variazioni della vegetazione sommersa

Le comunità vegetali delle alghe planctoniche, microalghe bentoniche, macroalghe bentoniche e macrofite contribuiscono alla produzione primaria totale degli ambienti costieri a basso fondale; la risposta dell'ecosistema all'arricchimento di nutrienti, seguito all'eutrofizzazione, dipenderà da come i diversi gruppi sono influenzati dalla maggiore disponibilità di nutrienti e da come interagiscono tra loro. La risposta della vegetazione all'eutrofizzazione combina effetti diretti ed indiretti. Gli effetti diretti includono la proliferazione di microalghe e delle macroalghe a crescita veloce a causa dell'aumento della disponibilità di nutrienti (Nienhuis 1989, Lavery e Mc Comb 1991, Duarte 1995) e un effetto tossico delle alte concentrazioni di nitrati sulle macrofite (Duarte 1990). Gli effetti indiretti implicano un aumento dell'ombreggiamento da parte di fitoplancton, epifite e macroalghe galleggianti ai danni delle macrofite (Borum e Sand-Jensen 1996), e un metabolismo radicale alterato nei sedimenti anossici (Duarte 1995).

In generale, lo spostamento nella composizione in specie della comunità vegetale degli ambienti costieri vede la sostituzione delle macrofite radicate, fanerogame, con le macroalghe galleggianti e il fitoplancton (Nienhuis 1992, Duarte 1995, De Vries *et al.* 1996, Nielsen 1997, Lavery *et al.* 1999). I cambiamenti nella vegetazione sommersa non avvengono in un processo continuo e graduale parallelo all'aumento di nutrienti (Lavery *et al.* 1992, Nienhuis 1992, Duarte 1995, Silvestri *et al.* 1999), ma appaiono come cambiamenti 'discreti', quasi fossero dei 'salti quantici' (Borum e Sand-Jensen 1996), in cui si osservano spostamenti improvvisi non direttamente accoppiati all'aumento del carico di nutrienti (Nienhuis 1992, Duarte 1995, Borum e Sand-Jensen 1996).

Le fanerogame sono spesso limitate per la crescita dalla luce (Enriquez *et al.* 1995) mentre il fattore limitante per il fitoplancton e le macroalghe è spesso l'azoto (Valiela 1995, Duarte 1995). Infatti, l'arricchimento di nutrienti stimola raramente la produzione delle macrofite bentiche, ma spesso riduce la loro distribuzione spaziale e la loro produzione nell'ecosistema (Borum e Sand-Jensen 1996), a causa della dell'ombreggiamento creato dalla crescita di epifite sulla superficie della macrofite e del fitoplancton (Nienhuis 1992, Enriquez *et al.* 1995)

Quindi il cambiamento nella composizione della comunità dei produttori primari, può essere considerato come una transizione da specie con una crescita relativamente lenta, le specie K-strateghe, verso specie con tassi di crescita sempre maggiori, le r-strateghe (Littler e Littler 1980, Nienhuis 1992, Duarte 1995, Nielsen 1997, Coffaro *et al.* 1997).

2.2.1.1 Strategie di selezione: lo schema r-K

Le strategie di adattamento alla selezione naturale sono state descritte da Pianka (1970) che ha identificato due tipi di organismi che possono considerarsi i poli opposti dello spettro evolutivo. Il primo gruppo, gli organismi frutto della selezione *r* (o r-strateghi), sono organismi con una vita media breve e un grosso sforzo riproduttivo, mentre il secondo gruppo, i K-selezionati (o K-strateghi), sono organismi con vita dell'individuo lunga e che investono poca energia per la riproduzione. I due termini si rifanno ai parametri dell'equazione logistica *r* e *K*, dove appaiono in una correlazione inversa: *r*, il tasso di crescita intrinseco, esprime la capacità riproduttiva della specie, e *K*, la "carrying capacity", indica la capacità di accumulo di biomassa. Ovviamente nessun organismo è completamente r-selezionato o K-selezionato ma tutti saranno frutto di un compromesso e tra i due estremi. E' possibile quindi definire un continuum r-K, ovvero un asse che abbia ad un estremo i valori massimi di *r* e all'altro i massimi di *K*, e lungo il quale le varie specie possano essere ordinate in base al prevalere dell'attitudine alla riproduzione oppure all'accumulo in biomassa.

Questo modello evolutivo, inizialmente definito per le specie animali, è stato esteso alle specie vegetali terrestri da Grime (1979). Grime, infatti, approfondisce lo schema r -K, sovrapponendo all'asse r -K un gradiente disturbo - limitazione delle risorse e identificando tre strategie di adattamento alla selezione naturali. Le specie, in base ai loro adattamenti, possono essere Competitive, Ruderali e Stress-tolleranti. Le specie Competitive massimizzano la crescita vegetativa in condizioni di risorse abbondanti e relativamente indisturbate; le specie Ruderali (opportuniste) sono caratterizzate da una durata breve della vita e un alto sforzo riproduttivo e si trovano in ambienti molto disturbati ma potenzialmente produttivi; le specie Stress tolleranti si affermano in ambienti con risorse ridotte e resistono a condizioni improduttive. Le strategie Ruderali e Stress Tolleranti corrispondono rispettivamente agli estremi dell'asse r -K, mentre le specie Competitive occupano una posizione intermedia.

Per la vegetazione acquatica sommersa, le alghe blu-verdi (cianobatteri) e generi di macroalghe quali *Ulva*, *Enteromorpha*, *Cladophora*, sono ampiamente riconosciute tra i taxa più resistenti agli stress, ma a differenza delle piante terrestri stress tolleranti descritte da Grime, sono capaci di crescita rapida e grosso sforzo riproduttivo, e quindi si pongono nei pressi dell'estremo r dell'asse r -K, coincidendo con le specie 'Opportuniste' (sensu Grime) (Littler e Littler 1980). Le fanerogame, invece, sono riconosciute come specie che richiedono ambienti stabili, ('Competitive' sensu Grime) (Duarte 1991), e quindi si pongono nei pressi dell'estremo K del continuum r -K (Enriquez *et al.* 1995, Nielsen 1997).

2.2.1.2 Relazioni allometriche

Esiste una correlazione tra le strategie di vita, la morfologia generale (e quindi il rapporto Superficie/Volume), e il tasso massimo di crescita di un organismo (Nielsen e Sand-Jensen 1990). La relazione allometrica proposta da Nielsen e Sand-Jensen (1990) permette la stima di tassi di crescita, per ecosistemi di basso fondale contenenti fitoplancton, macroalghe e macrofite radicate. In tabella 1 sono riportati, a titolo di esempio, i valori del tasso di crescita (μ_{\max}) stimati con la relazione allometrica di Nielsen e Sand-Jensen per le principali specie algali della successione serale dell'eutrofizzazione.

In particolare, gli ecosistemi acquatici dominati da macroalghe a crescita rapida e foglie sottili, quali *Cladophora* sp. e *Chetomorpha* sp. dovrebbero raggiungere produttività per unità di biomassa molto maggiori degli ecosistemi dominati da macroalghe a crescita lenta e talli spessi (*Gracilaria*) o da macrofite radicate.

Tabella 1. Valori del tasso di crescita (μ_{\max}) stimati con la relazione allometrica di Nielsen e Sand-Jensen per le principali specie algali della successione serale dell'eutrofizzazione. I dati di S/V relativi a *Cladophora*, *Enteromorpha*, *Ulva* e *Chaetomorpha* sono tratti da Nielsen e Sand-Jensen (1990), quello di *Gracilaria* da Coffaro *et al.* (1997).

specie	S/V	μ_{\max}
<i>Cladophora sp</i>	62800	0.232
<i>Enteromorpha</i>	44900	0.185
<i>Ulva sp</i>	39500	0.170
<i>Chaetomorpha sp</i>	37000	0.159
<i>Gracilaria</i>	8000	0.059

2.2.2 Interventi di gestione straordinaria

La successione naturale verso specie a crescita sempre più veloce può essere rallentata, bloccata, o addirittura invertita, con interventi di gestione straordinaria degli ambienti costieri e lagunari, che spesso comprendono la riduzione dei nutrienti, la raccolta della macroalghe, e la vivificazione dei bacini (Galanti 1991, Lenzi 1992, Consorzio Venezia Nuova, 1993, 1994a, 1995, Bendoricchio e Baschieri 1997, Innamorati 1998 Lavery *et al.* 1999).

In particolare, la rimozione delle alghe e del pool di nutrienti ad esso associato, è uno strumento di cui sono noti gli effetti a breve termine (Consorzio Venezia Nuova 1994b), ma non nel medio lungo termine. Infatti, la raccolta delle alghe rimuove una fonte di carbonio organico e nutrienti dal sistema, diminuendo le possibilità che insorgano nel bacino crisi distrofiche, con anossie e morie (Lenzi e Mattei 1998, Lavery *et al.* 1999). Nel lungo termine, gli strumenti di gestione possono facilitare il ritorno di specie caratteristiche di ambienti più stabili, K-Strategie, (Duarte 1995, Silvestri *et al.* 1999), ma non è possibile prevedere il tempo e i modi della ricolonizzazione delle fanerogame (Cecconi e Silvestrini 1995), dato che la sostituzione di specie a crescita veloce con specie a crescita lenta, implica un tempo di risposta del sistema che può variare dagli anni ai decenni (Duarte 1995).

2.2.3 Variazioni dello zoobenthos

L'arricchimento in sostanza organica è una delle cause più comuni di 'disturbo' delle comunità macrobentiche (Pearson e Rosenberg 1978, Stachowitsch 1992, Heip 1995). La varietà e l'abbondanza del benthos variano con la latitudine, la profondità, la temperatura dell'acqua e la salinità, e saranno localmente determinate da condizioni esterne quali la natura del substrato e dalle relazioni interspecifiche di predazione e competizione (Pearson e

Rosenberg 1978). In acque basse, i rapidi cambiamenti dell'ambiente fisico sopraffanno i fattori biotici, influenzando più fortemente l'epifauna, le specie che vivono sul fondale, rispetto all'infauna, le specie che vivono nel sedimento (Heip 1995).

Le relazioni tra le caratteristiche delle comunità bentiche (abbondanza, biomassa e ricchezza in specie) con l'aumento della sostanza organica sono spiegate dal modello di Pearson e Rosenberg (1978). Questo modello qualitativo è sufficientemente generale per essere usato come cornice concettuale (Heip 1995) e prevede che all'aumento della sostanza organica segua: (1) una diminuzione di ricchezza in specie e un aumento di numero di individui, ovvero alte densità di poche specie opportuniste; (2) una riduzione della biomassa, a meno dell'aumento dovuto al picco degli opportunisti; e (3) una diminuzione della dimensione corporea. A causa delle variazioni nel potenziale redox del sedimento dovute agli episodi anossici, oltre ai cambi in diversità, abbondanza, biomassa e peso, si osserva anche una diminuzione marcata della profondità in cui si rileva la presenza della fauna (Heip 1995).

La copertura algale può offrire rifugio per molte specie zoobentiche dalla predazione, ma può produrre anche effetti negativi sulle comunità bentoniche: gli ammassi algali possono influire sull'infauna con l'ombreggiamento e, creando condizioni di anossia al sotto delle alghe, impedire l'allocazione delle larve invertebrate, ridurre l'infauna e soffocare le colonie di macrofite (Stachowitsch 1992, Lardicci *et al.* 1997). L'alternarsi dei blooms macroalgali e delle severe crisi anossiche causate dalle condizioni di ipertrofia dei bacini, influenzano le comunità zoobentiche portando ad una semplificazione della catena trofica verso la decomposizione del detrito (Heip 1995, Lardicci *et al.* 1997)

2.3 Descrizione del sito

La Laguna di Orbetello (GR) (fig. 1) ha una superficie di 27 Km² ed è delimitata a Sud-Ovest dal Monte Argentario, a Nord-Est dal tombolo della Giannella e a Sud-Est da quello della Feniglia. Un terzo tombolo incompleto, prolungato artificialmente fino all'Argentario mediante un ponte-diga, la divide in due parti: il bacino di levante e il bacino di ponente, che hanno rispettivamente una superficie di 12 Km² e 15 Km².

E' necessario sottolineare che il termine laguna, è spesso utilizzato in modo improprio ad indicare specchi d'acqua salmastra separati dal mare da corpi sabbiosi. L'esempio classico italiano è dato appunto dalla Laguna di Orbetello, che è costituita da due bacini che non sono lagune ma stagni costieri (Brambati 1988).



Figura 1. La laguna di Orbetello.

Il parametro fondamentale che differenzia le lagune dagli stagni costieri è essenzialmente la marea (Brambati 1988, Orme 1990, Barnes 1994). Per laguna, infatti, si intende un bacino costiero, dominato dalle maree, separato dal mare da un cordone litorale (insieme di lidi), ma comunicante con esso attraverso bocche (foci) lagunari. Per stagno costiero invece, s'intende sempre un bacino costiero non dominato però dalle maree, separato dal mare da un cordone litorale (freccia litorale, tombolo), ma che può comunicare con esso attraverso dei varchi. Gli stagni costieri presentano caratteristiche morfologiche completamente differenti dalle lagune, difatti mancando l'effetto delle maree, sono assenti i canali, le morfologie intertidali e le barene. (Brambati 1988, Orme 1990, Barnes 1994).

La Laguna di Orbetello è il risultato di una lenta evoluzione che solo in tempi storici, con il completamento del tombolo della Giannella, ha raggiunto l'assetto attuale. Difatti i due stagni di Orbetello si sono formati per trasporto longitudinale (convergente verso l'Argentario) degli apporti sabbiosi del fiume Albegna da Nord, e dei depositi alluvionali costieri presenti a sud di Ansedonia (fig. 2). I fondali dei due stagni costieri che costituiscono la Laguna sono leggermente concavi verso il centro e privi di qualsiasi morfologia significativa (fig. 3). La profondità massima nella zona centrale è di poco superiore al metro.

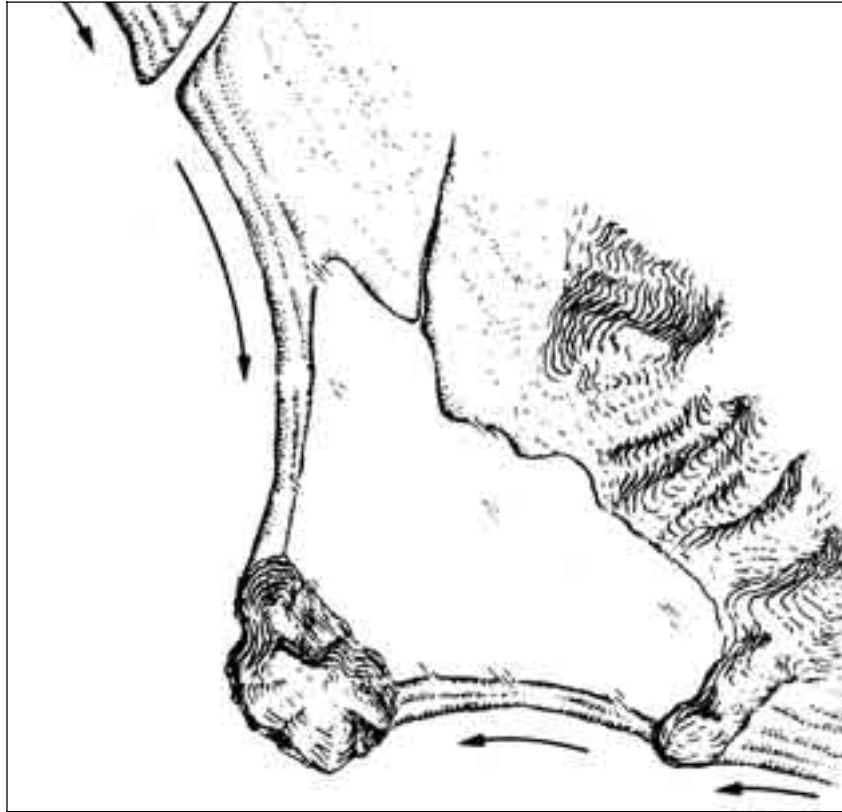


Figura 2. Genesi della laguna (modificato da Brambati 1988)



Figura 3. Batimetria della laguna (modificato da Brambati 1988).

La circolazione delle acque è legata soprattutto all'azione dei venti che inducono moti convettivi ossigenando così le acque. Gli scambi delle acque lagunari con le acque di mare e con le acque della foce del fiume Albegna avvengono mediante tre canali: Nassa, Fibbia e Ansedonia (fig. 1). Inoltre sono possibili scambi attraverso le falde freatiche presenti nel tombolo che separa lo stagno dal mare. L'influenza freatico-marina, freatico-continentale o

pluviale determina il grado di salinità delle acque lagunari, che varia tra 25 e 40 ‰ durante l'anno (Baldi *et al.* 1994, Alberotanza *et al.* 1999b).

La distribuzione granulometrica del sedimento riproduce le condizioni morfologiche e idrologiche lacustri; i sedimenti più grossolani si distribuiscono lungo tutta la costa interna, quelli più fini via via verso il centro dello specchio d'acqua o comunque, verso le parti più profonde del bacino (fig. 4).

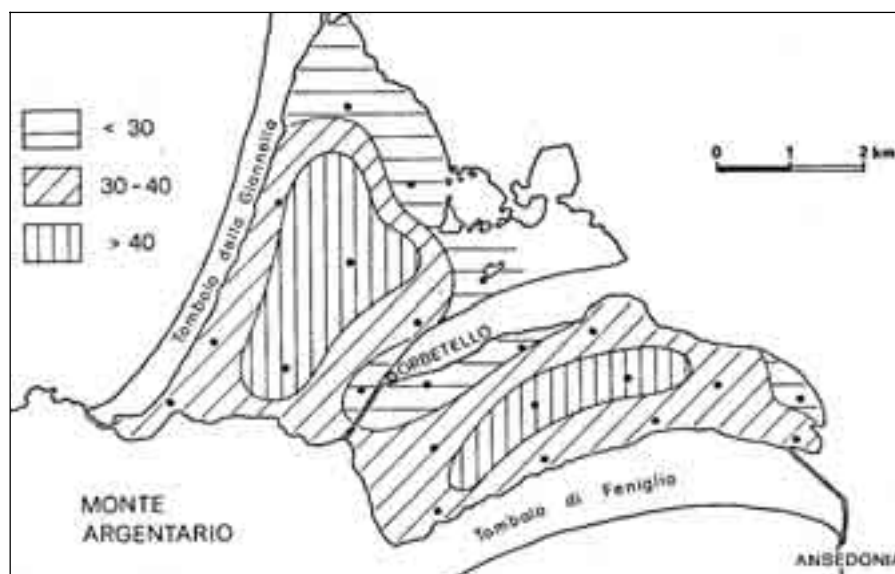


Figura 4. Distribuzione granulometrica della laguna.

La laguna di Orbetello è un ambiente di difficile gestione in quanto vi insistono differenti realtà. Infatti, una possibile visione conservazionista dell'ambiente lagunare si scontra con gli interessi economici di attività quali la pesca ed il turismo. La pesca, effettuata come acquacoltura, utilizza i bacini lagunari come vasche, ha fortemente condizionato gli equilibri ecologici degli ambienti lagunari, con l'immissione più o meno cospicua di diverse specie nei vari anni. D'altra parte anche per la tutela e la salvaguardia del bene acquacoltura si è proceduto con interventi straordinari mirati al recupero della laguna, recupero di cui non ha potuto non beneficiare il turismo delle zone costiere limitrofe, con un miglioramento della qualità delle acque che arrivano in mare.

Inoltre l'atteggiamento di sfruttamento della laguna per l'utilizzo della fauna ittica si scontra con elementi "esterni" e di disturbo come può essere considerata la fauna selvatica e soprattutto i cormorani. La laguna di Orbetello, infatti, è situata lungo una delle principali rotte migratorie fra Europa, Asia e Africa, ed emerge tra le altre per l'abbondanza e la varietà delle specie che vi sostano durante i passi e lo svernamento. Oggi la laguna è sede di un importante progetto (*Life*), di recupero e gestione delle risorse naturali, attraverso il

risanamento e il mantenimento dei complessi equilibri ecologici e l'oculato sfruttamento delle risorse ittiche.

2.3.1 Eutrofizzazione nella laguna di Orbetello: cause ed effetti

Attualmente la laguna di Orbetello è caratterizzata da un disequilibrio trofico permanente, visto che ogni anno si verifica un intenso bloom algale sia pur con l'alternarsi delle specie dominanti. Storicamente i fenomeni eutrofici sono ben documentati in questo sito, esistendone traccia già in documenti del '600. L'elevata continentalità dovuta ai bassi fondali e al cattivo ricambio idrico rende il bacino preda di fenomeni distrofici: i nutrienti vengono catturati dalla biomassa vegetale che prospera e morendo si deposita sul fondo, generando ulteriore fonte di nutrimento che potrà essere riutilizzato con fenomeni aerobi o anaerobi (Mann 1988, Izzo e Hull 1991, Lenzi 1992, Duarte 1995, Nixon 1995).

Le crisi trofiche sono sempre state accompagnate da morie della fauna ittica, tuttavia fino all'inizio degli anni '70, il fenomeno era quasi esclusivamente dovuto all'autopolluzione ed allo scarso ricambio idrico (Cognetti *et al.* 1978). Infatti, le influenze esercitate dall'impatto di attività antropiche, quali reflui urbani, agricoltura, turismo, erano di scarsa entità, ed alla fine degli anni '70, a corollario di una indagine quinquennale sullo stato della laguna (Cognetti *et al.* 1981), si trova un'esortazione ad una efficace protezione e valorizzazione di un ambiente lagunare che si stava trasformando. Dagli anni '70 agli anni '80, l'aumento vertiginoso del turismo ha innalzato il livello di nutrienti di circa 3000 volte (Lenzi e Salvatori 1986), con oltre un milione di presenze annue a concentrazione nella stagione estiva nei comprensori di Orbetello e Monte Argentario (Lenzi 1992).

In questo ambiente salmastro, nel corso degli ultimi trent'anni, vi è stato un considerevole incremento degli effetti dell'eutrofizzazione (Cognetti *et al.* 1978, Lenzi e Angelini 1984, TEI 1989, Bucci *et al.* 1991, Bucci *et al.* 1992, Bombelli e Lenzi 1995, Cartei e Innamorati 1997) che ha avuto come effetti visibili la serie di crisi distrofiche estive verificatesi, con frequenza sempre crescente, negli anni 1966, 1969, 1979, 1981, 1983, 1986, 1988, 1989, 1992, 1993 (Lenzi 1992, Innamorati 1998), spesso accompagnate dalle morie degli organismi aerobi della fauna bentonica e soprattutto della fauna ittica (Lenzi e Salvatori 1986). In particolare nelle crisi del 1986 e del 1993 sono state raccolte 150 e 90 tonnellate di pesce morto rispettivamente (Lenzi com. pers., Mattei com. pers. in Innamorati 1998). Inoltre le crisi avevano anche interessato, con la fuoriuscita al ritmo mareale di acque intensamente colorate e cariche di alghe filamentose, le acque marine costiere e le limitrofe aree balneari, creando disagi alla pesca e al turismo (Bucci *et al.* 1992, Lenzi e Mattei 1998).

2.3.2 La gestione commissariale: interventi

Tentativi per approdare a processi di risanamento sono stati avviati più volte dalle autorità locali, sempre sulla spinta degli episodi di morie della fauna ittica, tuttavia solo in seguito alla grave e prolungata crisi degli anni 1992-1993, è stata istituita una gestione commissariale per attuare una strategia migliorativa atta a trovare soluzione alla crisi ambientale. L'ordinanza del Ministero dell'Ambiente che nominava il Commissario Delegato al Risanamento della Laguna di Orbetello, e quelle che sono seguite, prevedevano interventi su precisi obiettivi: raccolta delle masse algali; miglioramenti delle comunicazioni di foce, dei canali mare-laguna, e dell'interscambio tra i due bacini, di levante e di ponente; potenziamento del sistema idrovoro, per il ricambio forzato con acqua marina; opere per l'immediata limitazione degli apporti inquinanti civili e produttivi; realizzazione di un sistema di monitoraggio.

2.3.2.1 Raccolta delle alghe

La raccolta delle alghe è stato il primo urgente intervento che il Commissario Delegato ha dovuto affrontare. Le masse algali prodotte quasi ininterrottamente nel corso dell'anno, con la sola sosta durante la stagione più calda e il rallentamento nei brevi periodi freddi, si spostano con il vento e si accumulano fino a raggiungere densità molto alte, talvolta superiori ai 20 kg/mq, determinando processi fermentativi (Bucci *et al.* 1991, Lenzi 1992).

In figura 5 è riportato lo sforzo di raccolta delle alghe durante il periodo 1988-1998. Fino al 1993 ogni primavera è stata effettuata una raccolta algale dall'Orbetello Pesca Lagunare, nell'ambito degli interventi ordinari tendenti a mantenere stabili i cicli produttivi per l'esercizio della pesca in laguna (Lenzi e Salvatori 1986). Dal 1994 in poi, lo sforzo di raccolta è stato distribuito nel periodo febbraio - novembre, ed è culminato nel 1995 con circa 9000 tonnellate di biomassa algale (Lenzi e Mattei 1998). La raccolta delle alghe ne riduce l'impatto e allontana dalla laguna una quantità importante di nutrienti. Tra il 1994 e il 1997 sono state raccolte circa 18.000 tonnellate di biomassa algale umida pari a circa 53 tonnellate di N atomico e a 1,5 tonnellate di P (Lenzi e Mattei 1998).

2.3.2.2 Incremento della circolazione

La realizzazione e il ripristino di canalizzazioni, rappresentati in figura 6, che sono stati ultimati nella primavera del 1996, hanno costituito un polmone idrico importante e prodotto un significativo incremento del ricambio idrico. Inoltre, i canali profondi fungono anche da rifugio nel periodo invernale per il pesce pregiato come orate e spigole (Cognetti *et al.* 1978).

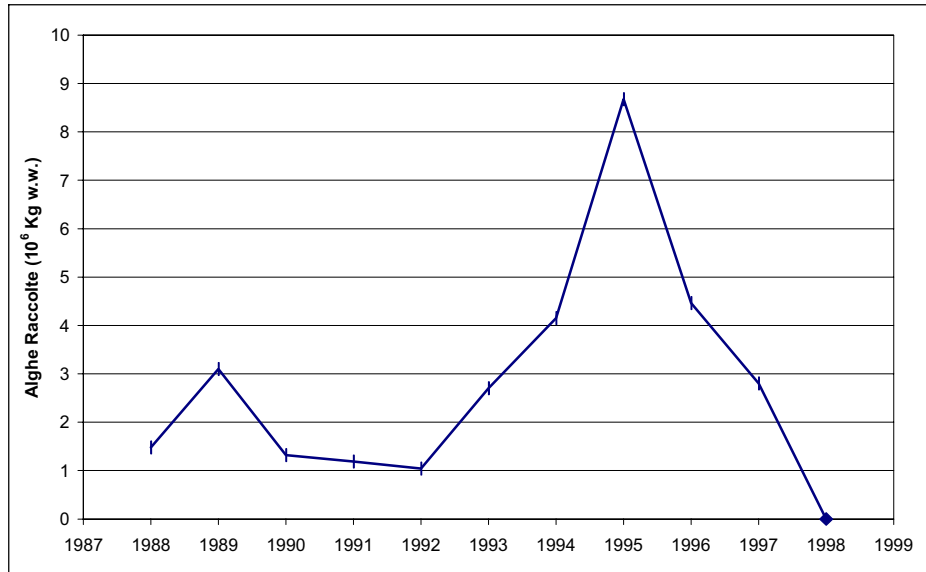


Figura 5. Biomassa di macroalghe raccolta, in migliaia di tonnellate di peso umido (Lenzi e Mattei 1998, Lenzi dati non pubblicati).

Complessivamente, la rete di canalizzazioni sommerse ha richiesto l'allontanamento di 700.000 metri cubi di fanghi, sabbie e detriti pelitici. Tali materiali di risulta sono stati accumulati in aree di colmata poste in laguna, a costituire isole artificiali (fig. 6). Le isole sono state rimodellate nel quadro del progetto *Life* (EU) e si sono rapidamente ben inserite nell'ambiente naturale, attraverso lo sviluppo di vegetazione spontanea alofila (Alberotanza *et al.* 1999b). In tal modo, pur nella perdita di un centinaio di ettari di aree sommerse, si è avuto il vantaggio di realizzare aree di interesse naturalistico, per la sosta e la nidificazione di avifauna.

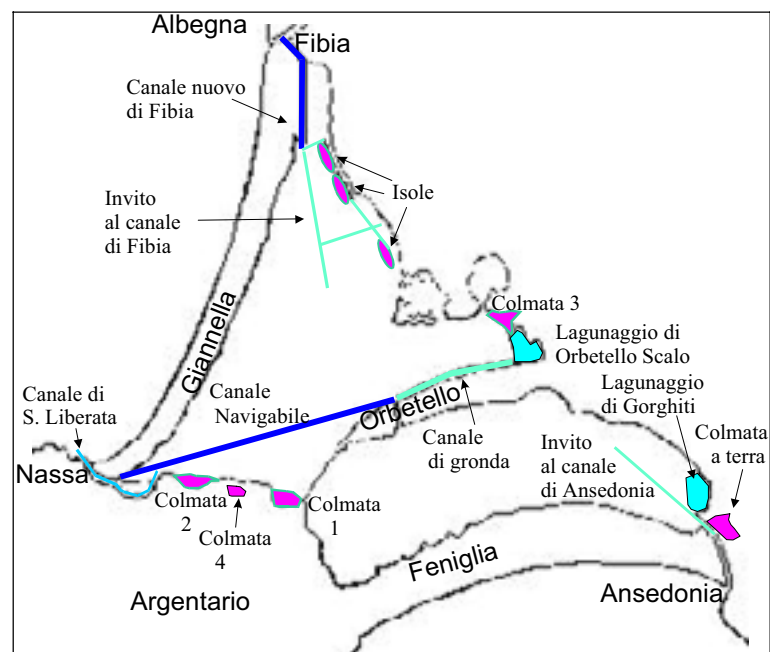


Figura 6. Insieme degli interventi straordinari coordinati dal commissario ad acta.

2.3.2.3 Ricambio idrico forzato

Il ricambio forzato delle acque lagunari, mediante l'immissione di acque marine, dalle stazioni idrovore poste alle foci lagunari dei canali mare-laguna di Nassa, Fibbia e Ansedonia, è stato potenziato, e dai precedenti complessivi 8000 l/sec, si è passati nel 1994 a 20.000 l/sec (Alberotanza *et al.* 1999b). Il pompaggio viene effettuato escludendo la naturale circolazione ai canali di comunicazione, mediante la chiusura delle paratoie, e immettendo le acque marine da ciascuna stazione idrovora. Una delle foci resta aperta e non operante, pertanto viene a crearsi una corrente in costante uscita da quella foce che non risente più delle escursioni mareali, dal momento che il pompaggio produce un graduale innalzamento del livello lagunare.

In seguito al potenziamento delle idrovore, è risultato vantaggioso creare una corrente in uscita da Ansedonia. In tal modo il bacino di levante, quello che maggiormente soffre dei problemi della stagnazione delle acque, viene ricambiato con un flusso di circa 16.000 l/sec, contro i 4000 con i quali veniva ricambiato prima del 1994, quando si faceva defluire da Fibbia (Lenzi e Mattei 1998). Dal 1993 al 1997, il ricambio forzato ha avuto una durata di circa 16 mesi e sono stati immessi in laguna 622 milioni di metri cubi di acqua marina, pari a 26 ricambi completi delle acque lagunari. Inoltre, durante i mesi caldi, quando le escursioni mareali sono modeste e i venti di debole intensità, è stata assicurata una circolazione, seppure di pochi cm/sec. Tale flusso riesce a ridurre i ristagni all'interfaccia acqua-sedimento, e quindi a contenere i fenomeni fermentativi (Lenzi e Mattei 1998).

2.3.2.4 Riduzione degli apporti eutrofizzanti

Gli scarichi cloacali provenienti dai centri urbani di Orbetello sono stati collettati e trasferiti al depuratore di Neghelli, dove il processo a fanghi attivi è stato potenziato con ossigeno liquido. Una ossidazione spinta è stata effettuata sulle acque depurate durante l'immissione in un'area lagunare appositamente conterminata dell'estensione di circa 10 ettari, denominata bacino di Orbetello Scalo (fig. 6). Un'altra conterminazione, denominata bacino di Gorghiti (fig. 6), è stata realizzata in un'area lagunare di circa 9 ettari, in prossimità di Ansedonia, area che per trent'anni ha ricevuto i reflui delle itticolture e che pertanto si è enormemente arricchita nel sedimento di nutrienti e sostanza organica (Lenzi *et al.* 1998, Alberotanza *et al.* 1999b).

Le due conterminazioni di Orbetello Scalo e di Gorghiti effettuano il lagunaggio degli affluenti eutrofizzanti, evitandone lo sversamento diretto in laguna, e confinano due aree di basso fondale il cui degrado comprometteva vaste aree della laguna. In seguito al processo di

lagunaggio, avvenuto prevalentemente attraverso lo sviluppo spontaneo di fioriture microalgali, si è verificato abbattimento degli apporti di azoto e fosforo, rispettivamente del 60 e del 50%, dall'entrata dell'apporto all'uscita in laguna aperta (Lenzi *et al.* 1998).

2.3.3 *Vegetazione sommersa*

Le macrofite sono un'evidente manifestazione dell'instabilità delle lagune di Orbetello. Le macrofite più abbondanti sono *Chaetomorpha*, *Gracilaria*, *Ulvaes* and *Cladophora*, taxa nitrofilo tipici di vari bacini con acque eutrofiche o ipertrofiche (Fillit 1995), mentre la distribuzione di *Ruppia*, e di *Cymodocea* è diminuita negli ultimi venti anni (Lenzi 1992). Inoltre l'incremento degli effetti dell'eutrofizzazione e probabilmente il susseguirsi di variazioni nei rapporti tra N e P, hanno, nel tempo, determinato cambiamenti dell'assetto vegetazionale, modificando l'abbondanza la dominanza e la distribuzione spaziale (Lenzi e Mattei 1998),

2.3.3.1 *Abbondanza e dominanza*

Per descrivere le variazioni qualitative e quantitative avvenute nel bacino, sono riportate in Figura 7a, b l'abbondanza e dominanza delle specie macroalgali durante il periodo 1988-1998. Nel corso degli anni '80 si è avuta la dominanza della rodoficea nitrofila *Gracilaria verrucosa* e della cloroficea nitrofila *Ulva rigida* (Lenzi 1984, Lenzi e Bombelli 1985, Lenzi e Salvatori 1986), i cui sviluppi hanno fortemente ridotto le fanerogame radicate; successivamente, a partire dal 1987 e fino al 1990 la dominanza è stata della cloroficea *Chaetomorpha linum*, che ha raggiunto importanti densità sia a Levante che a Ponente (Naviglio *et al.* 1988); tra il 1991 e il 1994 la cloroficea *Cladophora vagabunda* ha avuto crescite notevoli ed è diventata la specie dominante con un popolamento quasi monoxenico (Bombelli e Lenzi 1995). In seguito alla raccolta delle masse algali eseguita nell'ambito degli interventi commissariali, *G. verrucosa* e *U. rigida* hanno sostituito la cloroficea, ma non con le densità che queste due specie avevano raggiunto in passato (Lenzi e Mattei, 1998). Inoltre dal confronto delle figure 7a e b si può notare che negli anni in cui sono stati osservati i cambi di dominanza, 1992 e 1996, sono stati raggiunti valori di biomassa minori, e per ognuna delle specie della successione serale si possono identificare un anno in cui la specie compare e entra in competizione con la specie dominante, poi la specie che subentra domina per alcuni anni, fino a declinare all'arrivo della specie successiva.

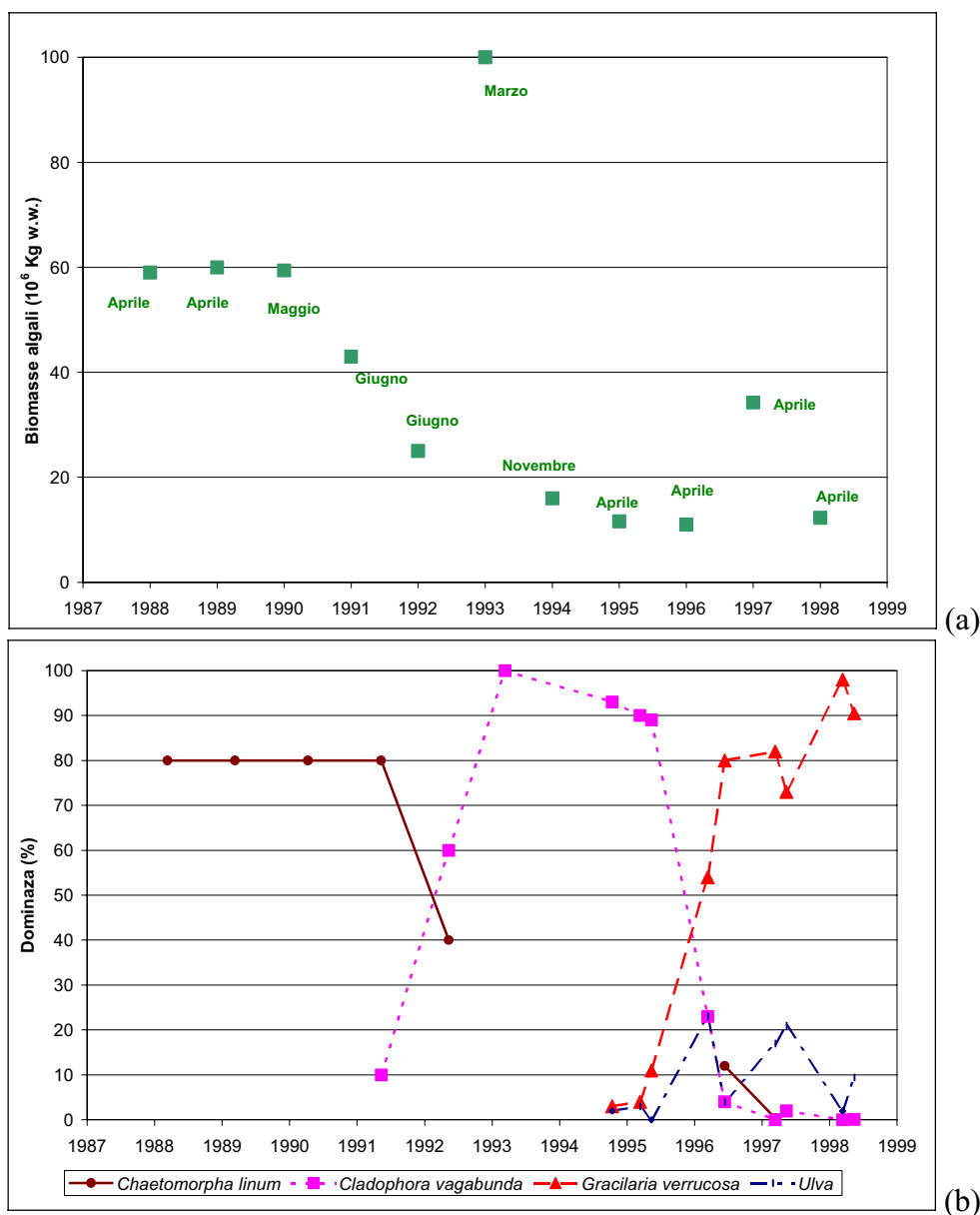


Figura 7. Vegetazione sommersa: a) standing crops; b) dominanza percentuale.

2.3.3.2 Distribuzione

Dall'ottobre 1994, al fine di gestire la raccolta algale selettiva, è stata preparata una serie di sketch della vegetazione sommersa, che accoppiavano i risultati di un monitoraggio effettuato in campo con quelli ottenuti da fotografie aeree a bassa altitudine (Lenzi e Mattei 1998, Alberotanza *et al.* 1999b). Le fotografie aeree hanno permesso di rilevare i banchi sommersi di macroalghe e di valutare la loro estensione. Successivamente si è svolta una valutazione più accurata dell'estensione dei banchi, delle biomasse (kg peso umido/m² e Standing Crop), e della dominanza algale, mediante delle metodiche di campionamento già standardizzate per questo ecosistema (Lenzi e Bombelli 1985).

In Figura 8 sono riportati 4 passi salienti della evoluzione dell'assetto vegetazionale della Laguna di Orbetello. Infatti tra il 1995 e il 1996 si sono potuti osservare i primi effetti della raccolta algale selettiva e degli interventi di gestione straordinaria.

A partire dal 1996, si è osservato il ripopolamento dei substrati da parte delle fanerogame acquatiche, in particolare di *Ruppia cirrhosa* e *Zostera noltii*, che hanno colonizzato prima le aree periferiche e successivamente anche le aree centrali. La vegetazione a fanerogame, sostanzialmente scomparsa in seguito al degrado ambientale, è un elemento di forte stabilità per gli stagni costieri (Duarte 1995, Borum e Sand-Jensen 1996) e costituisce area di pascolo per molte specie ittiche (Lavery *et al.* 1999), inoltre le fronde che stagionalmente muoiono e si staccano dal fondo hanno tempi di degrado molto lunghi relativamente alle macroalghe, per il loro elevato contenuto in fibre (Duarte 1990, Lenzi e Mattei 1998).

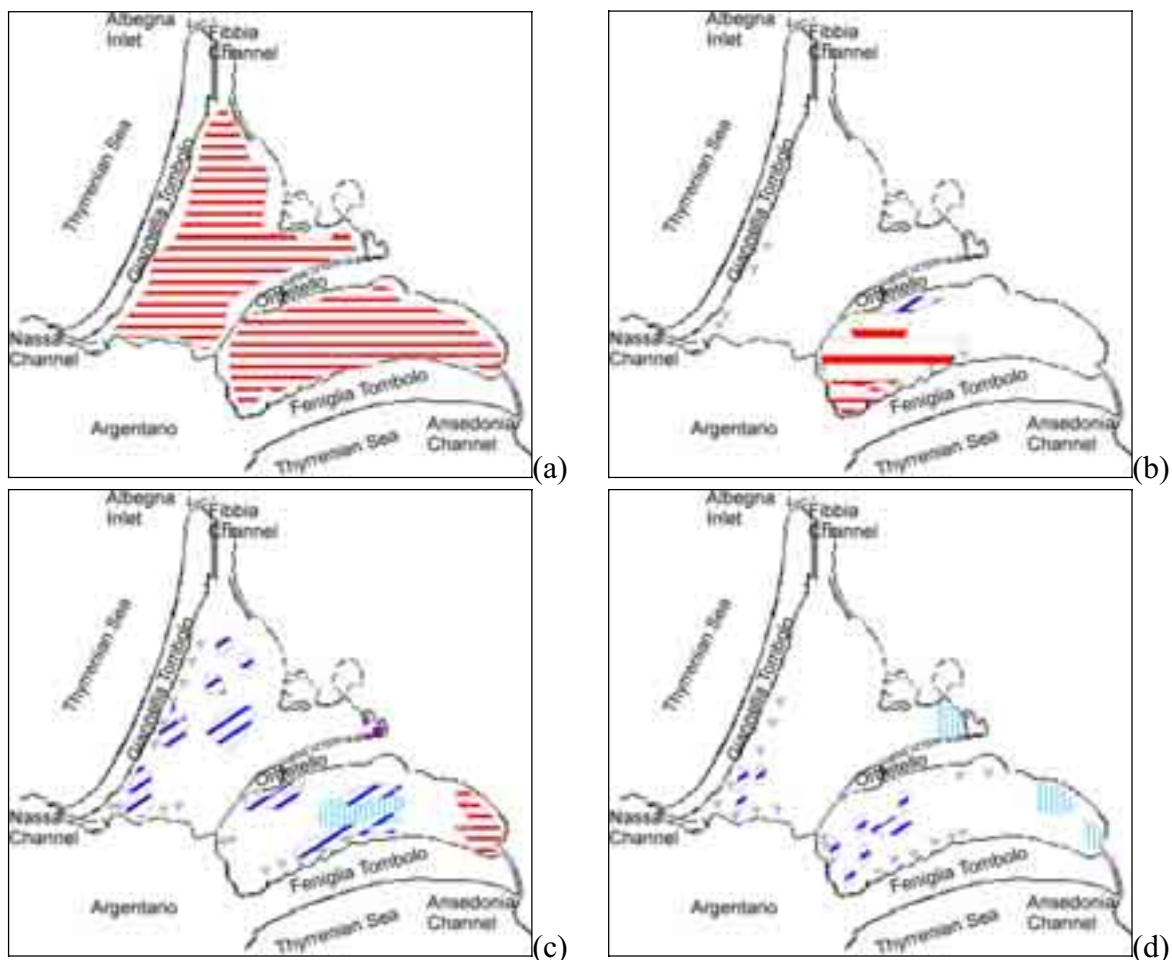


Figura 8. Distribuzione spaziale della vegetazione sommersa nella laguna di Orbetello: a) marzo 1993; b) giugno 1995; c) giugno 1996; d) luglio 1998 (■: *Ruppia Cirrosa*; ■: *Cladophora*; ■: *Ulva*; ■: *Gracilaria*; ■: *Enteromorpha*; ■: *Chaetomorpha*) (Alberotanza *et al.* 1998b).

Inoltre, come già discusso, la successione serale vede una sequenza di specie con il rapporto Superficie/Volume sempre crescente, come riportato in tabella 1, ovvero con valori di produttività sempre maggiori, sempre più prossimi all'estremo r del continuum r -K. Dal 1995 in poi l'effetto degli interventi di gestione ambientale hanno portato alla ricomparsa della *Gracilaria*, che ha valori del rapporto Superficie/Volume bassi, e delle fanerogame radicate. Entrambi questi gruppi sono considerati specie 'Competitive' (sensu Grime), ovvero verso l'estremo K del continuum r -K.

2.3.4 Lo zoobenthos

La laguna di Orbetello appartiene alle lagune mesomediterranee con una biocenosi lagunare eurialina ed euriterma; benchè la salinità si mantenga su valori medi costanti, vi si osserva uno schema di zonazione della macrofauna bentonica sessile dall'interno verso l'esterno (Bianchi 1988). La comunità bentonica è composta principalmente di specie euriecie ed opportuniste: policheti, molluschi e crostacei dove i detritivori e i filtratori ciliati costituiscono i maggiori produttori secondari (Bianchi 1988).

La struttura della comunità macrobenthiche animali è stata oggetto di studio nel 1976 (Cognetti *et al.* 1978) nel 1988 (Morgana e Naviglio 1989, 1995) e nel 1994 (Rossi e Lardicci 1995, Lardicci *et al.* 1997, Lardicci e Rossi 1998). Nei tre studi sono stati effettuati campionamenti in stazioni comparabili della laguna con frequenza stagionale durante l'anno solare.

Il notevole deterioramento delle condizioni della laguna dovuto al progressivo aumento del carico trofico e alle conseguenti crisi distrofiche ha provocato una variazione nella composizione specifica dei popolamenti (Lardicci *et al.* 1997); la riduzione delle specie di origine marina e l'instaurarsi di popolamenti caratterizzati da specie considerate opportunistiche, principalmente detritivore, indica una semplificazione della catena trofica, tipica di zone molto ricche di sostanza organica (Lardicci e Rossi 1998).

In particolare, confrontando i dati relativi al 1976 con le indagini del 1988 e del 1994 si è osservata una drastica diminuzione delle specie raccolte (100 nel 1976, 36 nel 1988 e 56 nel 1994), tale decrescita ha interessato soprattutto i popolamenti di policheti e molluschi (Rossi e Lardicci 1995). Le differenze tra il 1988 e il 1994 sembrano indicare un moderato recupero dei popolamenti. Tale recupero, visualizzato soprattutto in una stazione nell'area di bocca del canale di Ansedonia si può imputare all'effetto vivificante dell'aumentata circolazione e ai primi effetti degli interventi di risanamento (Lardicci *et al.* 1997).

2.3.5 L'attività di pesca in laguna

La pesca in laguna è sempre stata la principale risorsa della popolazione di Orbetello, che ha ideato con il tempo sistemi di cattura semplici ed efficaci per prelevare i pesci che spontaneamente entrano in laguna dal mare. Attualmente, l'attività di pesca è affidata in esclusiva ad una cooperativa (Orbetello Pesca lagunare) che gestisce la laguna come un bacino di acquacoltura (Cataudella 1988). Gran parte delle catture vengono effettuate con impianti fissi di reti a tramaglio o a nassa e con gabbioni metallici situati all'altezza delle chiuse, detti lavorieri; inoltre le capacità selettive delle strutture fisse, lavorieri, e peschiere, sono potenziate con la semina di avannotti, e con l'uso aree di preingrasso e protezione del novellame.

Nelle acque lagunari sono presenti quindici specie di pesci, e nove presentano particolare interesse alimentare e commerciale: *Dicentrarchus labrax* (Spigole), *Sparus aurata* (Orate), *Anguilla anguilla* (Anguille), *Solea Vulgaris* (Sogliole), *Mugil cephalus*, *Chelon labrosus*, *Liza Aurata*, *Liza ramada* e *Liza saliens* (Mugilidi). Il rifornimento ittico della laguna avviene sia attraverso la montata naturale sia per mezzo di semine artificiale di novellame. La pesca viene esercitata alle stazioni fisse, le peschiere, e con attrezzature mobili, ovvero la pesca vagantiva. Le peschiere sono ubicate allo sbocco dei canali di comunicazione con il mare e con il fiume Albegna: peschiere di Nassa e Fibbia nella Laguna di Ponente, Ansedonia in quella di Levante.

L'alto carico trofico del bacino supporta un'acquacoltura estensiva con produttività abbastanza alta (Cognetti *et al.* 1978, Bucci *et al.* 1991), al punto da far supporre una correlazione diretta tra eutrofia del sistema e produttività, che invece sono legate da relazioni non lineari (Bucci *et al.* 1991, Kerr e Ryder 1992). Gli eventi distrofici osservati durante la crisi ambientale del 1993 si sono rivelati dannosi e hanno avuto effetti decisamente negativi sull'acquacoltura estensiva. Infatti, il valore medio del pescato totale per il bacino è passato dalle 420 Tonnellate (4 Miliardi di fatturato) del triennio 1990-92, alle 280 Tonnellate (2.8 miliardi) del periodo 1993-1998 (dati OPL).

E' importante osservare che la composizione del raccolto è cambiata negli anni (fig. 9). In particolare sono diminuite drasticamente le catture di anguille e mugilidi, aumentate quelle di orate, mentre i raccolti di spigole sono stati variabili. Inoltre, le catture di esemplari di dimensioni non commerciali di spigole e orate, sono nulle dal 1996, per scelta strategica della cooperativa.

Quindi, i cambiamenti sono da imputare in parte alle variazioni delle condizioni trofiche del bacino e in parte al cambio della strategia di pesca, compresa la semina e il preingrasso di avannotti delle specie commercialmente più pregiate, quali orate e spigole.

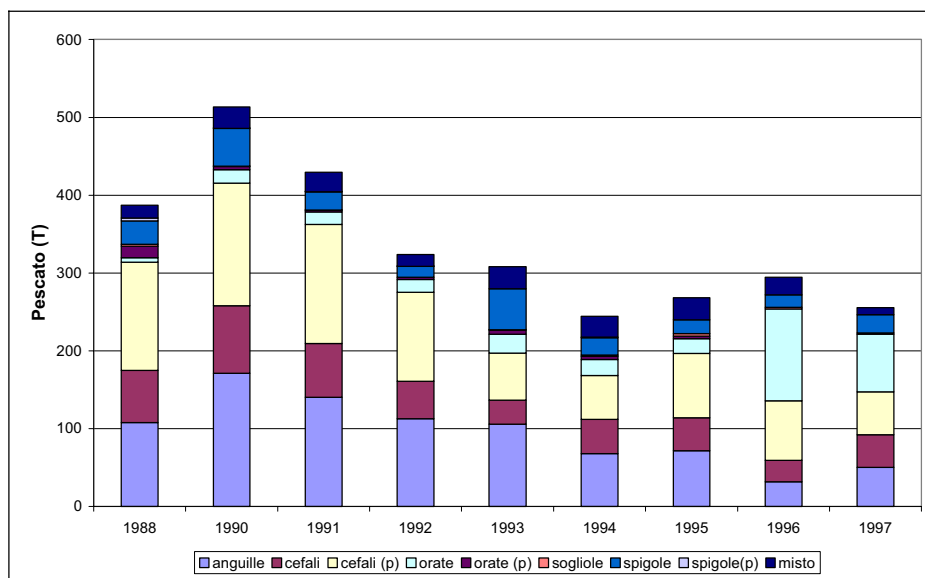


Figura 9. Composizione del pescato in laguna per il periodo 1988-1997 (dati OPL).

2.3.6 Uccelli acquatici

La Laguna di Orbetello è situata lungo una delle più importanti rotte migratorie, e rappresenta uno dei principali siti di svernamento per gli uccelli che nidificano nell'Europa Settentrionale. La laguna, che è una zona di umida di rilevanza internazionale ai sensi della convenzione di Ramsar del 1973, ospita una fauna ricca con circa 200 specie di uccelli acquatici svernanti o nidificanti, le cui popolazioni sono stimate annualmente con censimenti invernali. Tra le specie presenti a Orbetello, il cormorano riveste un ruolo centrale nella regolazione delle biomasse dei gruppi animali di interesse commerciale presenti nell'ecosistema. Infatti, altre specie di uccelli presenti in laguna si cibano di crostacei e piccoli pesci, ma con una scarsa incidenza sulla rete alimentare (Auteri *et al.* 1993).

2.3.6.1 I cormorani

La popolazione di cormorani svernante in Italia lungo la costa tirrenica e adriatica è composta prevalentemente da individui nidificanti lungo le coste del Mar Baltico, in particolare dalla Germania, Danimarca e Polonia. La stima della popolazione italiana è effettuata nell'ambito del censimento internazionale degli uccelli acquatici (International Waterfowl Census, IWC), che è un progetto internazionale dedicato allo studio della distribuzione e della consistenza numerica delle popolazioni di uccelli acquatici svernanti. Tale censimento, promosso e coordinato dall'International Waterfowl Research Bureau, si

effettua annualmente durante il periodo centrale della stagione fredda (metà gennaio), quando molte delle specie svernanti si concentrano con migliaia di individui in siti adatti (Serra *et al.* 1997). La tecnica del censimento è quella del conteggio diretto nelle aree di sosta diurna mediante l'ausilio di binocoli e cannocchiali. Solo per alcune specie, quali il Cormorano, è necessario effettuare conteggi mirati nei pressi di siti di concentrazione notturna, i quali fanno registrare stime della popolazione svernante più accurate di quelle ottenute con i conteggi diurni (Baccetti 1988).

Da una stima grossolana iniziale della popolazione di cormorani svernanti in Italia per il 1980 di circa 3000 esemplari, nel 1987 è stato ottenuto il primo dato nazionale relativamente completo di 13.000 individui circa (Baccetti e Corbi 1988), a cui segue il dato relativo al gennaio 1995 di 49000 esemplari (Baccetti *et al.* 1997, Serra *et al.* 1997).

Per quanto riguarda la laguna di Orbetello esistono le stime di metà gennaio per il periodo 1987-1995 (fig. 10). Il numero massimo di esemplari svernanti in laguna, riferiti alla metà di gennaio, appare aver raggiunto la carrying capacity dell'area che è stimata in circa 0.6 individui per ettaro (Cherubini, com. pers.), dopo aver avuto alcune fluttuazioni rilevanti, legate alla dinamica della popolazione europea (Serra *et al.* 1997).

I primi esemplari arrivano nell'area laguna in ottobre, raggiungono la massima consistenza in gennaio e si allontanano definitivamente in marzo-aprile. La fenologia dello svernamento del cormorano, descritta attraverso l'analisi delle presenze relative mensili riferite al massimo di metà gennaio, per la laguna di Orbetello si presenta con una distribuzione centrata sul massimo di metà gennaio (Baccetti *et al.* 1988).

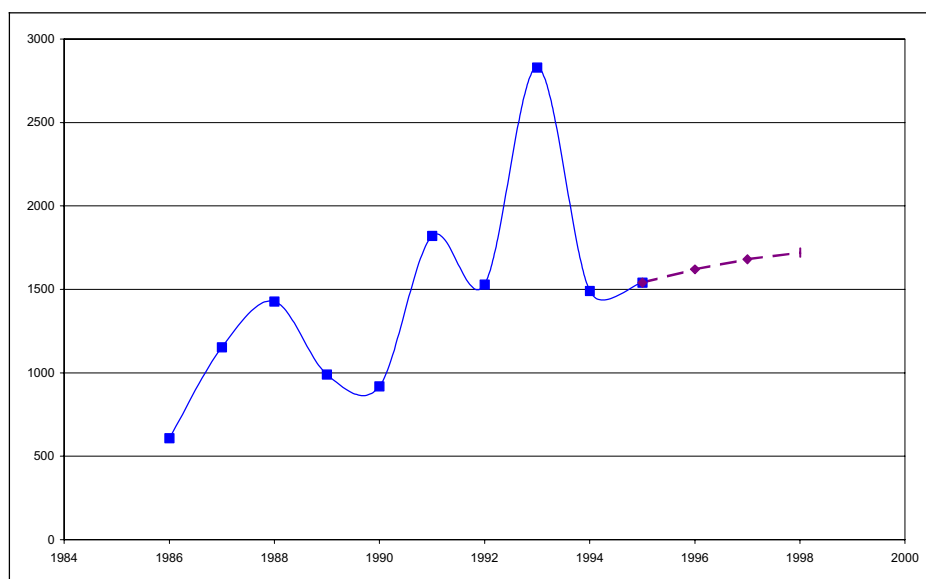


Figura 10. Stima del numero di cormorani svernanti in laguna, conte di metà gennaio (Modificato da Baccetti *et al.* 1997 con la stima di Cherubini (Cherubini, com. pers.).

2.3.6.2 Conflitto nell'uso delle risorse

La fauna selvatica e soprattutto i cormorani sono considerati elementi “esterni” e di disturbo per lo sfruttamento della laguna. Infatti, il massimo delle presenze dei cormorani si centra tra dicembre e gennaio, periodo che coincide con quello in cui i pesci di maggior pregio raggiungono la taglia commerciale e vengono pescati durante la rimonta naturale alle peschiere.

Ogni cormorano consuma mediamente un sesto del proprio peso al giorno, pari a 500 grammi di pesce (Auteri *et al.* 1993), quindi si può stimare che nel periodo dicembre e gennaio degli anni 1995 e 1996, si è verificato un prelievo da parte dei cormorani di circa 40 tonnellate di pesce. Per valutare l'importanza del conflitto dell'uso delle risorse presenti nel bacino, tale stima va confrontata sia con il pescato da parte dell'OPL nello stesso periodo che risulta pari a circa 75 tonnellate (dati OPL), sia con la stima della quantità di pesce consumato all'interno della catena alimentare, parametro non visibile dalle statistiche, ma che può essere stimato tramite il bilancio di massa della rete trofica.

Capitolo 3 MAPPE DELLA VEGETAZIONE SOMMERSA E DATI IPERSPETTRALI

I metodi tradizionali utilizzati per descrivere la distribuzione spaziale della vegetazione acquatica sommersa sono basati sui metodi dei transetti e dei quadrati, che sono molto simili a quelli usati per la vegetazione terrestre. L'applicazione di questi metodi per mappare accuratamente la distribuzione delle macroalghe e macrofite in grandi aree richiede molto tempo-uomo. Il telerilevamento può offrire una valida alternativa per la costruzione di mappe della distribuzione e composizione della vegetazione sommersa, fornendo rapidamente la visione sinottica necessaria su grandi scale per descrivere fenomeni a rapida evoluzione.

Le immagini telerilevate di ambienti lagunari sono, a prima vista, suggestive e ricche di informazioni, tuttavia nella realtà, presentano grosse difficoltà per l'interpretazione qualitativa dei fenomeni. Infatti, tutta una serie di fattori concorrono in diversa misura e con grande variabilità a formare il segnale dell'irradianza emergente dalla superficie marina. La luce penetrando in acqua viene assorbita in maniera selettiva a seconda della colorazione di questa (che funziona alla stregua di un monocromatore), viene diffusa dal particolato in sospensione e viene infine riflessa dal fondale. Inoltre le variazioni mareali e gli eventi meteorologici rendono più complessa la fenomenologia da interpretare.

Per ottenere mappe della vegetazione sommersa, sono state utilizzate tecniche di fotografia aerea, spesso integrate con analisi sul campo. Tale tecnica è stata adottata anche per seguire la dinamica della vegetazione sommersa nella laguna di Orbetello (Lenzi e Mattei 1998) tra il 1994 e il 1998, come già discusso nel capitolo 2. Dalle fotografie aeree è possibile solo rilevare i banchi sommersi di macroalghe e di valutare la loro estensione, mentre per il riconoscimento delle specie è necessario il rilievo in campo ed eventualmente il riconoscimento in laboratorio (Lenzi e Bombelli 1985). Per ottenere una mappa accurata della laguna di Orbetello (27 km²) mediante rilievi diretti, sono necessari dai 5 ai 10 giorni uomo, ma può essere necessario diluire il lavoro anche in un mese per avere condizioni meteorologiche favorevoli e la colonna d'acqua trasparente (Lenzi, com. pers.).

L'applicazione delle tecniche di telerilevamento per la mappatura delle specie algali e per una stima delle biomasse è un problema relativamente poco studiato (Malthus e George 1997). Diversi autori hanno fatto uso di immagini rilevate da satellite a bande larghe (Landsat 5 –Thematic Mapper) ma hanno dovuto definire algoritmi e procedure 'regionali' per far fronte alle difficoltà dovute a bande spettrali ridondanti e non contigue, che non permettono di discriminare le caratteristiche spettrali (Goetz *et al.* 1985, Dekker *et al.* 1992). Inoltre, spesso le procedure sono applicabili solo agli ambienti per cui sono state definite, risentono delle

condizioni locali su cui sono basate, e perciò vengono definite ‘regionali’. Ad esempio per il riconoscimento delle macroalghe della laguna di Venezia sono state messe a punto e confrontate una serie di metodologie, quali i rapporti tra bande, le reti neurali e l’analisi vettoriale per l’analisi dei dati del Landsat 5-TM (Zibordi *et al.* 1990, Alberotanza *et al.* 1991) poiché i dati telerilevati dai sensori multispettrali non consentivano un’identificazione diretta (Goetz *et al.* 1992).

Anche per il riconoscimento delle macroalghe della laguna di Orbetello era stata definita una procedura regionale (Alberotanza e Zandonella 1987) che sfruttava le caratteristiche morfologiche del bacino, in particolare la profondità costante e la variazione mareale contenuta in pochi centimetri. Con tali presupposti, (Alberotanza e Zandonella 1987) è stata applicata una classificazione basata su metriche del colore ad immagini Landsat 5-TM, caratterizzando la diversità dei colori di tipi di alghe e di fondale con la definizione di misure di similarità in colore di una classe e misure di diversità di colore tra due classi, a seguito di una caratterizzazione spettrale in campo.

Tuttavia, la mappatura della vegetazione acquatica sommersa analizzando dati telerilevati pone dei problemi, tra cui i principali sono costituiti dalla difficoltà di avere una conoscenza dettagliata delle proprietà spettrali della vegetazione sommersa, macroalghe e macrofite, e dell’effetto della colonna d’acqua. Infatti l’effetto della colonna d’acqua influisce notevolmente sugli spettri acquisiti in campo, in quanto l’assorbimento dell’acqua appiattisce notevolmente gli spettri, soprattutto nel primo infrarosso (Peñuelas *et al.* 1993)

3.1 Spettrometria ad immagini

Il telerilevamento ha avuto un notevole sviluppo negli ultimi decenni grazie all’introduzione di sensori di nuova generazione. L’introduzione della spettrometria ad immagini, è attualmente quella che avuto le maggiori implicazioni in campo ambientale (Goetz *et al.* 1985, Doerffer 1992, Kramer 1996).

L’obiettivo della spettrometria ad immagini è la caratterizzazione quantitativa della superficie terrestre e dell’atmosfera con misure spettroradiometriche geometricamente coerenti. Gli spettrometri ad immagini acquisiscono le immagini in un alto numero di canali spettrali contigui cosicché si può ottenere uno spettro completo in riflettanza (o in radianza) per ciascun pixel, ovvero il singolo elemento fotografico, della regione coperta (Goetz *et al.* 1985), (fig. 1).

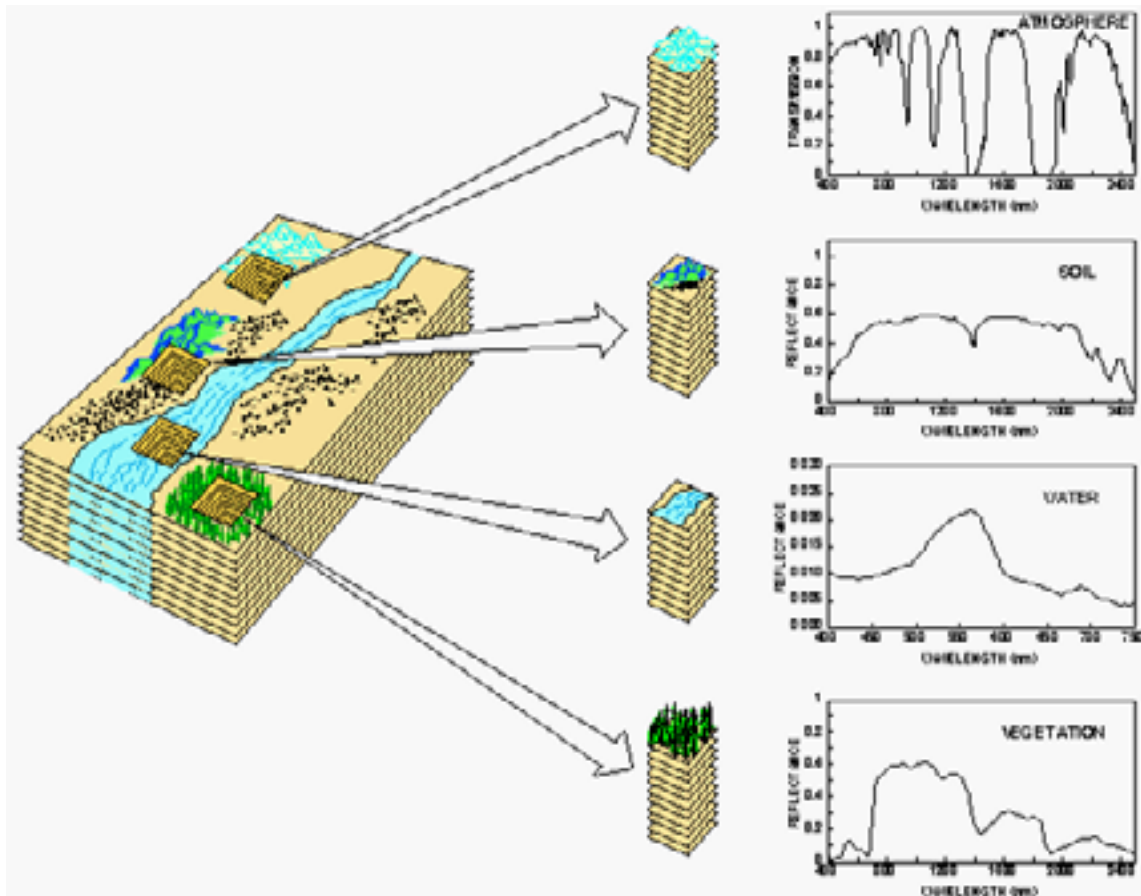


Figura 1. Rappresentazione concettuale della spettrometria ad immagini. Ad ogni elemento spaziale (pixel) è associato uno spettro continuo, formando così un set di varie decine di immagini (modificato da materiale informativo AVIRIS, <http://makalu.jpl.nasa.gov>) Gli spettrometri ad immagini sono definiti sensori iperspettrali, per sottolinearne l'alta definizione spettrale e per differenziarli dai sensori multispettrali, quali il Landsat 5-TM, che acquisiscono le immagini in bande spettrali ampie e non contigue (Dekker *et al.* 1992, Goetz 1992). La spettrometria ad immagine permette di riconoscere ed identificare i costituenti della superficie terrestre e dell'atmosfera. Invece, i sensori multispettrali non forniscono informazione spettrale sufficiente, per consentire l'identificazione diretta delle 'caratteristiche spettrali', vale a dire la posizione dei massimi e dei minimi degli spettri di radianza o riflettanza e che concorrono a definire la 'firma spettrale' (Dekker *et al.* 1992, Kruse *et al.* 1997). Inoltre l'alta definizione dei dati iperspettrali permette il confronto diretto dei dati dell'immagine con spettri rilevati in laboratorio o sul campo (Goetz 1992, Kruse *et al.* 1993).

Gli spettrometri ad immagini sono stati introdotti nei primi anni '90 come sensori aerotrasportati ed è previsto che nei prossimi anni siano lanciati i primi sensori sperimentali su satellite, ad esempio CHRIS PROBA che sarà lanciato dall'ESA nel 2001. E' importante sottolineare che al recente sviluppo dei sensori iperspettrali, non ha ancora fatto seguito uno sviluppo maturo delle metodologie di trattamento dei dati iperspettrali (Goetz 1992, Hoffbeck

e Landgrebe 1996, Kruse *et al.* 1997). Quindi, considerato che la letteratura specifica è relativamente carente, emerge la necessità di studi specifici che portino alla definizione di procedure semi-operative.

3.1.1 II MIVIS

Il MIVIS (Multispectral Infrared and VISIBLE Spectrometer) è un sistema iperspettrale aerotrasportato, di proprietà del CNR-LARA, che opera con una copertura di 102 canali nelle regioni spettrali del visibile, infrarosso vicino, infrarosso medio riflesso e infrarosso termico (cfr. tabella 1) (Bianchi *et al.* 1994, Kramer 1996).

Le immagini del MIVIS hanno una larghezza di 775 pixel per linea di scansione, un FOV (Field Of View, angolo di vista) di 71.1° e un IFOV (Instantaneous Field Of View, angolo istantaneo di vista) di 2 mrad. I valori dei dati (DN) dei pixel di tutti i canali del MIVIS variano tra 0 e 4095 poiché sono acquisiti con una digitalizzazione in 12 bit.

Tabella 1. Spettrometri, regioni spettrali, intervalli spettrali e ampiezza di banda del MIVIS. Sono contrassegnati con l'asterisco gli spettrometri non utilizzati per la classificazione delle macroalghe.

Spettrometro	Regione Spettrale	Intervallo spettrale (µm)	N. di bande	Ampiezza di banda (µm)
1	Visibile	0.430- 0.830	20	0.020
2	Infrarosso	1.150- 1.550	8	0.050
3 *	Infrarosso	2.000 - 2.500	64	0.008
4 *	Infrarosso Termico	8.200 - 12.700	10	0.400 - 0.500

I dati relativi alla posizione e alla velocità dell'aereo, al beccheggio e all'imbardata sono forniti dal PAS (Position and Attitude Sensor), costituito da un ricevitore GPS integrato con un giroscopio e una bussola a flux gate. L'imbardata dell'aereo viene automaticamente corretta entro un range di $\pm 10^\circ$. Questi dati sono usati per le correzioni geometriche.

I dati vengono pretrattati presso la sede del progetto CNR-LARA, dove la produzione dei dati viene gestita con il software MIDAS (Multispectral Interactive Data Analysis System). I dati MIVIS vengono diffusi in scene di 512 linee a quattro livelli di processamento, che possono includere la calibrazione radiometrica, la correzione geometrica e quella atmosferica. La calibrazione radiometrica utilizza le sorgenti di riferimento interno dello strumento e le informazioni registrate al banco ottico prima di ogni volo (Bianchi *et al.* 1996). La correzione geometrica rettifica le immagini per eliminare le distorsioni panoramiche,

dovute alla geometria dello strumento, e gli effetti dovuti a variazione della posizione e altitudine della piattaforma aerea, utilizzando i dati raccolti dal PAS. I dati sono espressi come radianza al sensore ($W/sr\ m^2$).

3.2 I rilievi iperspettrali da aereo in Laguna di Orbetello

Nell'ambito delle attività di ricerca e monitoraggio eseguite durante la gestione commissariale, tra il 1994 e il 1996, sono state effettuate sette campagne di acquisizione di dati MIVIS al fine di stimare la distribuzione della vegetazione sommersa e valutarne le variazioni stagionali e annuali. Tutte le missioni di acquisizione effettuate sulla laguna di Orbetello sono state eseguite seguendo la stessa metodica. La quota di volo era di 2000 metri, quindi la risoluzione spaziale del pixel al suolo risulta pari a $4m \times 4m$. Le immagini sono state acquisite in cinque strisciate parallele con una sovrapposizione di circa il 25 – 30 %, con direzioni alternate (SE-NW, NW-SE), come riportato in figura 2. Per minimizzare gli effetti dello scattering atmosferico sulla radianza rilevata al sensore, l'acquisizione avveniva tra le 9 e le 11 del mattino, con il volo nella direzione del sole e in quella opposta.

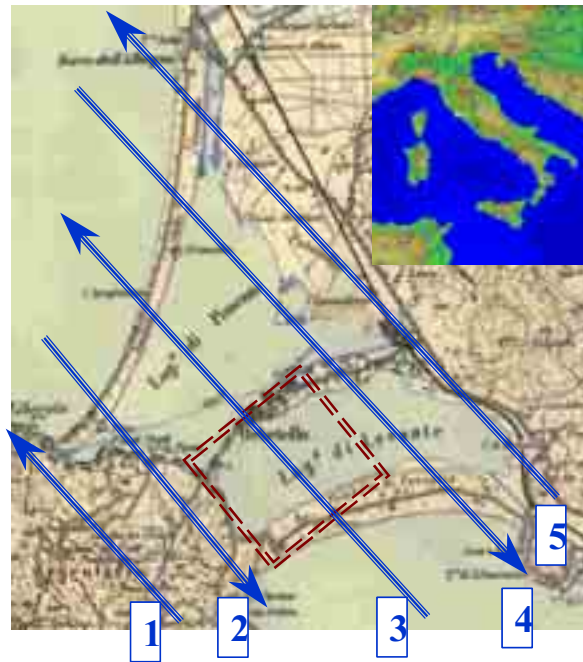


Figura 2. Piano di volo definito per tutte le missioni di acquisizione MIVIS sulla Laguna di Orbetello. (Le frecce indicano direzione, verso e lunghezza delle strisciate, i numeri ne contrassegnano l'ordine)

3.3 Caratterizzazione Spettrale della vegetazione sommersa

In occasione al passaggio del MIVIS del 23 luglio 1996, sono state effettuate una serie di misure di radianza *in situ* il 23 e 24 luglio 1996 per caratterizzare spettralmente le

macroalghe in situ e per permettere un confronto qualitativo con i dati MIVIS, sfruttando le peculiarità delle immagini spettrali che permettono l'uso contemporaneo di informazioni spaziali e spettrali per analisi integrate e offrono la possibilità di confrontare dati di immagini calibrate con dati di misure spettrali in campo (Goetz 1992, Kruse *et al.* 1993).

Infatti, sebbene gli spettri di riflettanza dei corpi d'acqua siano stati spesso caratterizzati in termini di assorbimento e diffusione della luce da parte dei costituenti principali della colonna d'acqua sia in mare aperto (Morel e Prieur 1977, Gordon e Morel 1983) che in acque costiere e interne (Klemas e Hardisky 1987, Dekker *et al.* 1997, Rijkeboer *et al.* 1998), la riflettanza della vegetazione sommersa è stata poco studiata, anche a causa delle difficoltà di interpretazione dipendenti dall'assorbimento dell'acqua, soprattutto nell'infrarosso (Peñuelas *et al.* 1993). Una caratterizzazione in situ delle macroalghe della laguna di Orbetello era stata fatta nel 1987 (Alberotanza e Zandonella 1987) con uno spettroradiometro con una risoluzione spettrale di 25nm.

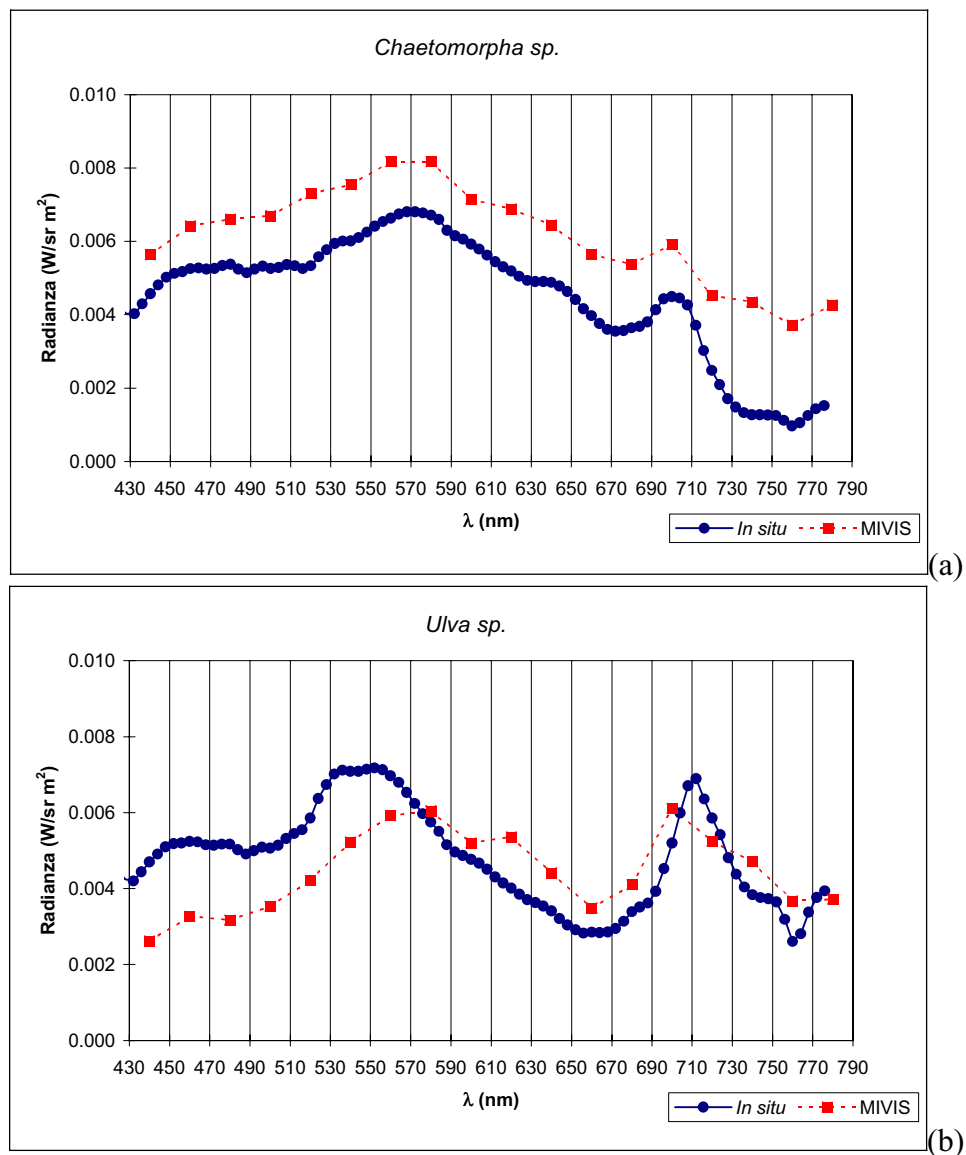
Gli spettri delle specie algali sono stati raccolti da una piccola imbarcazione con un radiometro multispettrale portatile PR-650 (Photo Research®) che opera tra i 380 e i 780 nm con una risoluzione spettrale di 4 nm. Con lo spettroradiometro sono stati misurati gli spettri della radianza uscente dall'acqua (water-leaving radiance) di ognuna delle specie algale predominante nel bacino. Per poter stimare la riflettanza apparente è stata misurata anche la radianza di un pannello bianco calibrato (Alberotanza *et al.* 1993). Inoltre, i siti di campionamento spettrale sono stati georeferenziati con un GPS portatile.

3.3.1 Analisi spettrale della vegetazione sommersa

Per analizzare le caratteristiche spettrali della vegetazione sommersa presente nel bacino e per valutare l'accuratezza spettrale del MIVIS, in figura 3, sono riportati gli spettri rilevati in situ e gli spettri estratti dai pixel dell'immagine MIVIS di alcune specie macroalgali.

Dal confronto degli spettri, è possibile osservare una corrispondenza generale nel trend, dato che gli spettrometri ad immagini possono misurare accuratamente e adeguatamente l'informazione della firma spettrale desiderata poiché raccolgono quasi tutta l'informazione spettrale (Dekker *et al.* 1992). In particolare, per tutti gli spettri si osservano bassi valori di radianza, nella regione tra 430 e 510 nm, dovuti all'assorbimento da parte della materia organica dissolta e particellata e dei pigmenti fotosintetici (clorofilla *a*, β -carotene), mentre i valori di radianza più alti, tra 510 e 600 nm, sono dovuti all'assorbimento da parte dei pigmenti algali.

Gli spettri delle Chlorophyceae (*Chaetomorpha* sp., *Ulva* sp. e *Enteromorpha* sp.) (figura 3a, b, c), risultano simili, infatti si riscontra un minimo tra 670 e 690 nm, dovuto all'assorbimento della clorofilla-*a* (Stumpf e Tyler 1988, Quibell 1992); risulta, poi, evidente un picco di radianza a 700-710 nm, dovuto ad un minimo nelle curve di assorbimento combinate di alghe e acqua (Dekker *et al.* 1992, Gitelson 1992), nonché alla fluorescenza indotta dalla radiazione solare sulle molecole di clorofilla-*a* *in vivo* (Gordon 1979, Gower *et al.* 1984).



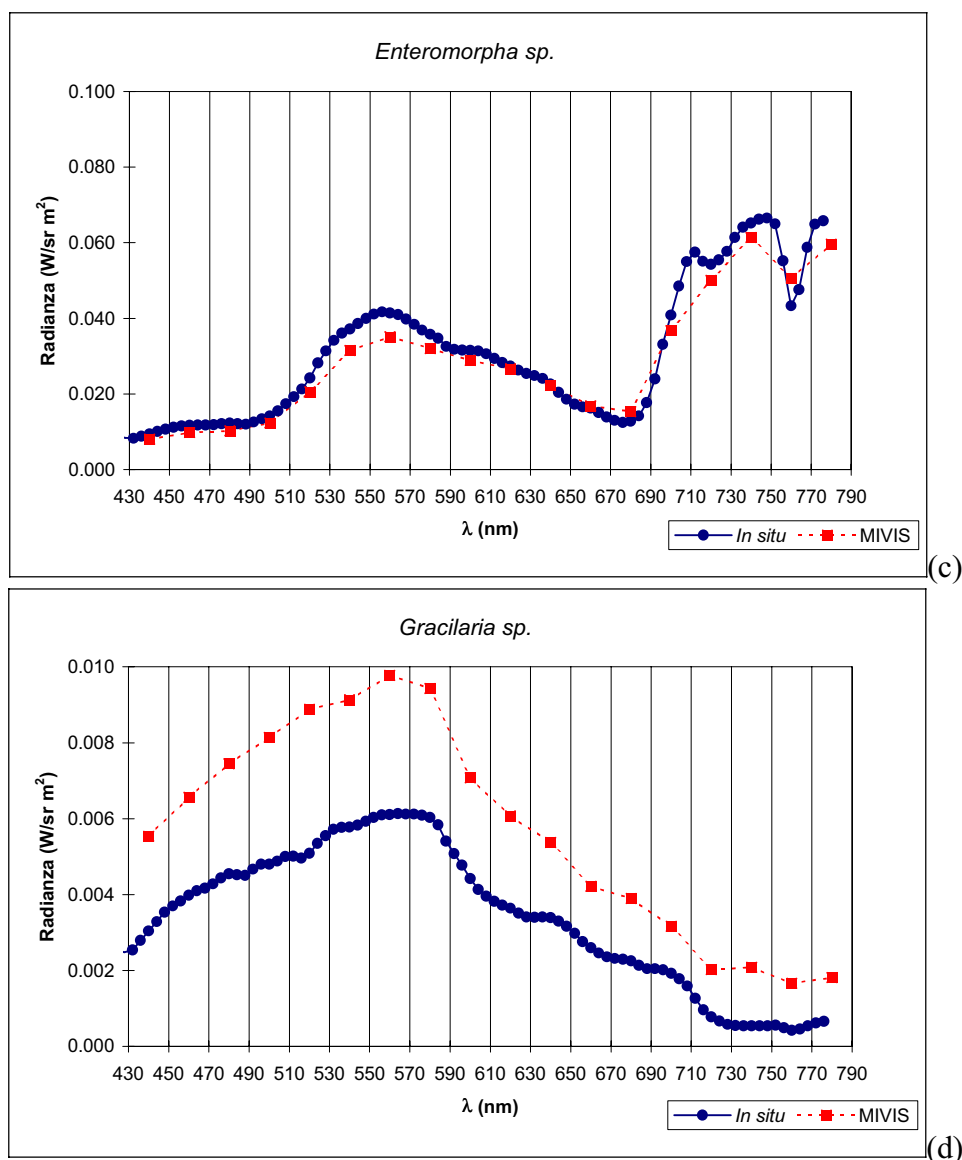


Figura 3. Confronto tra spettri di radianza rilevati *in situ* e spettri estratti dalle immagini MIVIS per le specie algali dominanti: *Chaetomorpha* sp. (a), *Ulva* sp. (b), *Enteromorpha* sp. (c) e *Gracilaria* sp. (d).

Inoltre, per quanto riguarda l'*Ulva* sp (fig. 3b), le posizioni dei picchi sono spostate tra loro di 20 o 30 nm. Tale situazione si ritiene dovuta alla presenza di sostanza organica disciolta nella colonna d'acqua ed alla sedimentazione del detrito che si verifica nei talli delle alghe (Mann 1988, Bucci *et al.* 1991, Lavery *et al.* 1992); di conseguenza si verifica un aumento del coefficiente di assorbimento nella regione del blu che altera la curva spettrale.

Lo spettro di radianza di *Enteromorpha* sp. (fig. 3c) presenta un range di valori dieci volte maggiore dei range misurati per gli altri taxa, e per quanto riguarda la lunghezza d'onda si osserva un alto valore di radianza tra 710 e 770 nm; tale situazione si origina nella presenza dei talli galleggianti a pochi centimetri dalla superficie dell'acqua. Poiché è praticamente assente l'assorbimento da parte della colonna d'acqua nella regione spettrale del rosso e

dell'infrarosso vicino, questi spettri sono simili a quelli caratteristici delle piante terrestri (Quibell 1992, Penuelas 1993).

A causa della suo caratteristico contenuto di ficobiliproteine, quali pigmenti accessori alla fotosintesi, la *Gracilaria* sp.(fig. 3d) mostra uno spettro della radianza senza ne' la presenza del minimo a 670 nm, ne' il picco di 700-710 nm (Gantt 1990).

3.4 Procedure di classificazione

E' necessario ribadire che allo sviluppo tecnologico dei sensori, non è subito seguita la definizione delle metodologie di analisi che permettessero di sfruttare a pieno le capacità delle immagini iperspettrali. La potenza dei dati iperspettrali consiste nell'uso contemporaneo di informazioni spaziali e spettrali per analisi integrate e per la possibilità di confrontare dati di immagini calibrate con dati di misure spettrali in campo (Goetz 1992, Kruse *et al.* 1993). Molte delle procedure definite per l'analisi dei dati iperspettrali, sono messe a punto per il riconoscimento di materiali superficiali, rocce o minerali, poiché le caratteristiche di assorbimento possono essere considerate diagnostiche (Yuhas *et al.* 1992, Kruse *et al.* 1993 Hoffbeck e Landgrebe 1996), o sono tentativi di applicazioni di queste stesse metodologie agli ambienti acquatici (Kruse *et al.* 1997).

La caratterizzazione spettrale delle macroalghe ha mostrato un buon accordo tra le misure effettuate in campo e gli spettri estratti dalle immagini MIVIS. Infatti, l'alta definizione dei dati iperspettrali permette di discernere ed identificare le caratteristiche peculiari delle specie della vegetazione sommersa.

Per mappare la vegetazione sommersa di Orbetello sono state messe a punto due procedure di trattamento dei dati MIVIS, che sfruttano le particolari caratteristiche della laguna e che rendono possibile e significativo il confronto tra le radianze misurate in campo e i dati MIVIS. Infatti, la debole escursione di marea, la morfologia del fondale, piatto e poco profondo, e una circolazione idrodinamica povera, danno luogo a condizioni accettabili di trasparenza dell'acqua ed un livello quasi costante di altezza della colonna d'acqua.

Una prima procedura è stata definita per la classificazione della vegetazione sommersa per le immagini del luglio 1996, utilizzando la caratterizzazione spettrale effettuata in campo (Alberotanza *et al.* 1999a). Per descrivere la variazione della distribuzione e della composizione vegetazionale avvenuta nel bacino tra il 1995 e il 1996, tale procedura è poi stata estesa per effettuare il riconoscimento sulle immagini del luglio 1995, per le quali non esistevano misure effettuate in campo contemporaneamente al volo, e si sono utilizzati le informazioni spettrali del 1996 (Alberotanza *et al.* 1998).

Le due procedure si differenziano principalmente per lo schema di correzione atmosferica adottato. Per i dati del 1996, si era scelto di definire una procedura semi-operativa e quindi è stato adottato il metodo della sottrazione del minimo. Tale metodologia semplificata si può utilizzare quando non è necessaria la calibrazione dei dati, cioè quando si lavora con un solo set di dati e non è necessario fare confronti spettrali quantitativi. Nel caso in cui sia necessario fare confronti multitemporali, come per l'analisi delle immagini del 1995, è necessario introdurre degli schemi di correzione atmosferica basati sulla teoria del trasferimento radiativo (per ulteriori approfondimenti, vedi Appendice A).

3.4.1 Procedura con dati 'in situ' contemporanei

La procedura usata per la classificazione della vegetazione sommersa è stata elaborata per i dati MIVIS del 23 luglio 1996, utilizzando la caratterizzazione spettrale effettuata in campo il 23 e il 24 luglio 1996. La metodologia (Alberotanza et al. 1999) è suddivisa nelle seguenti fasi:

- Estrazione del sub-set di 28 canali (spettrometri 1 e 2), dal data-set completo del MIVIS. Le bande dell'InfraRosso Vicino e dell'InfraRosso Medio sono state prese in considerazione benché non abbiano alcuna penetrazione ottica nell'acqua, perché permettono di discriminare i pixel relativi all'acqua da quelli della superficie emersa e perché evidenziano la presenza di alcuni prodotti secondari del metabolismo anaerobio di degradazione (CO_2 , H_2S , H_2), che avviene soprattutto a seguito degli eventi distrofici.
- Costruzione del mosaico delle immagini ottenute nelle diverse bande spettrali lungo tutte le strisciate. Le procedure di mosaicature sono state effettuate sui dati geometricamente corretti. A causa delle interferenze radio sul ricevitore GPS, in diverse zone della laguna, per queste correzioni sono stati utilizzati i valori medi relativi strisciata del beccheggio, dell'imbardata e della direzione del volo (Avanzi *et al.* 1995).
- Correzioni dello scattering atmosferico eseguite con il metodo della sottrazione del minimo valore della scena, che vengono applicate indipendentemente per ogni banda spettrale (Chavez 1988, Gastellu-Etchegorry and Stancalie 1994), per ottenere una stima delle radianze uscenti dall'acqua (water leaving radiances) dalle radianza misurate al sensore.
- Costruzione di una libreria spettrale per la classificazione. Gli spettri di riferimento per la vegetazione sommersa sono stati selezionati con un confronto qualitativo tra gli spettri collezionati *in situ* e le radianze emergenti dall'acqua (water-leaving radiances), estratte dalle immagini MIVIS. Gli spettri di riferimento sono stati selezionati in immagini a colori quasi-naturali (composizione delle bande MIVIS 13, 7 e 1 in Rosso, Verde e Blu

rispettivamente), con le localizzazioni GPS, e basandosi sulle indicazioni fornite da Lenzi (com. pers.).

- La classificazione è stata eseguita usando la tecnica Spectral Angle Mapper (SAM). Il SAM è un metodo automatico di classificazione che permette di valutare le similarità spettrali tra gli spettri dell'immagine e gli spettri di riferimento (Yuhas *et al.* 1992, Kruse *et al.* 1993). Un algoritmo determina la similarità tra i due spettri calcolando l'angolo spettrale esistente tra loro, trattandoli dunque come vettori in uno spazio con dimensione pari al numero delle bande spettrali utilizzate (Kruse *et al.* 1993). Questa tecnica è relativamente poco sensibile agli effetti dell'illuminazione e dell'albedo, dato che l'angolo tra i due vettori è invariante rispetto alla lunghezza dei vettori stessi (Kruse *et al.* 1997).

Durante la selezione degli spettri di riferimento per la classificazione, è stato osservato che gli spettri di radianza al sensore riguardanti gli stessi target estratti dalle zone di sovrapposizione laterale tra strisciate contigue mostrano alcune apprezzabili differenze.

3.4.1.1 Risultati e discussione

In figura 4 sono riportati, a titolo di esempio, due spettri estratti da pixel di due strisciate contigue riguardanti lo stesso target. Tali spettri mostrano lo stesso comportamento qualitativo nell'intervallo di lunghezze d'onda tra 510 e 770 nm; in particolare, sono evidenti il largo picco centrato a 570 nm, il minimo a 685 nm e il picco a 700-710 nm. Infatti il differente angolo di esposizione al sole potrebbe amplificare l'effetto della materia sospesa sullo scattering della luce, in particolare in questa regione spettrale.

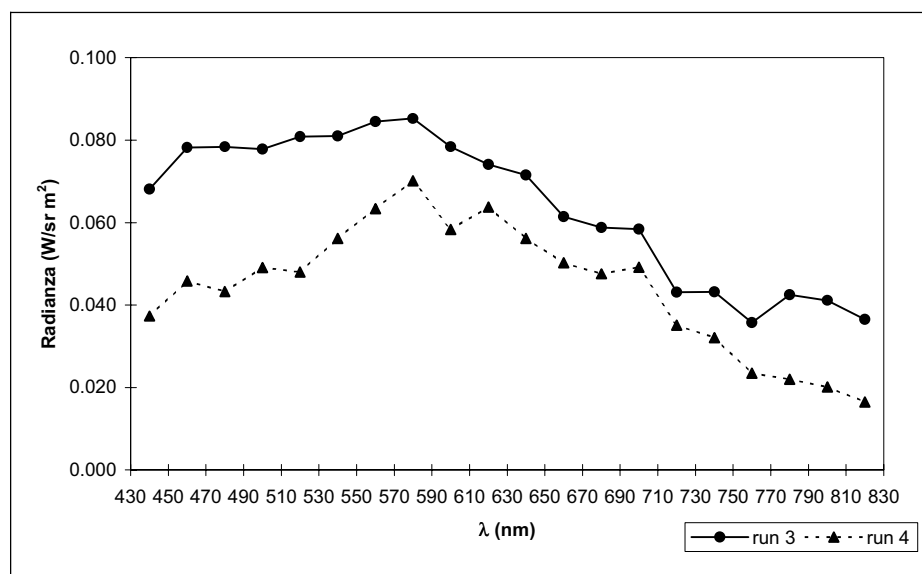


Figura 4. Confronto tra due spettri in radianza dello stesso target estratti dalla zona di sovrapposizione di due strisciate MIVIS adiacenti.

Inoltre, parte di questi effetti potrebbe essere imputabile ai limiti intrinseci dello schema di correzione atmosferica adottato, piuttosto operativo, che non assicura la possibilità di fare confronti tra immagini.

Per tale ragione, la procedura di classificazione è stata applicata alle singole strisciate, utilizzando gli spettri di riferimento estratti dagli stessi dati. Dopo che la procedura di classificazione è stata applicata alle cinque strisciate, è stata assemblata la mappa tematica per la distribuzione algale.

I risultati della classificazione mostrati in figura 5 risultano in accordo con la partizione della laguna in diversi ecotoni, dipendentemente dai gradienti di salinità, temperatura dell'acqua e concentrazione dei nutrienti, così come descritto da TEI (1989) e dall'abbondanza di vegetazione sommersa e dalla dominanza rilevata in campo (rappresentata in figura 6), come riportato da Lenzi e Mattei (1998) con le metodologie descritte in Bombelli

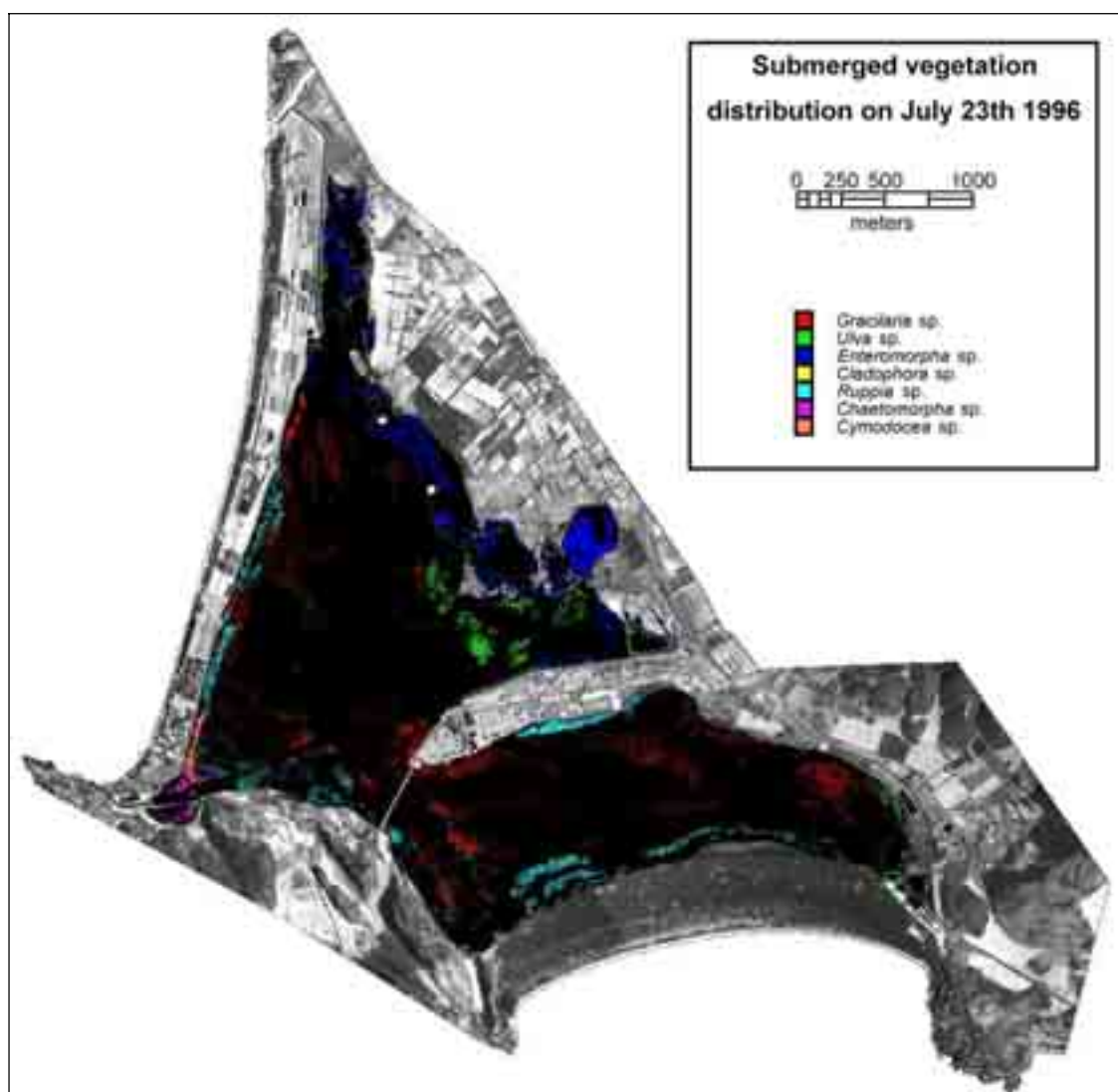


Figura 5. Mappa della vegetazione sommersa riconosciuta utilizzando la procedura adottata (Aut SMA n 240, 13/6/1996).

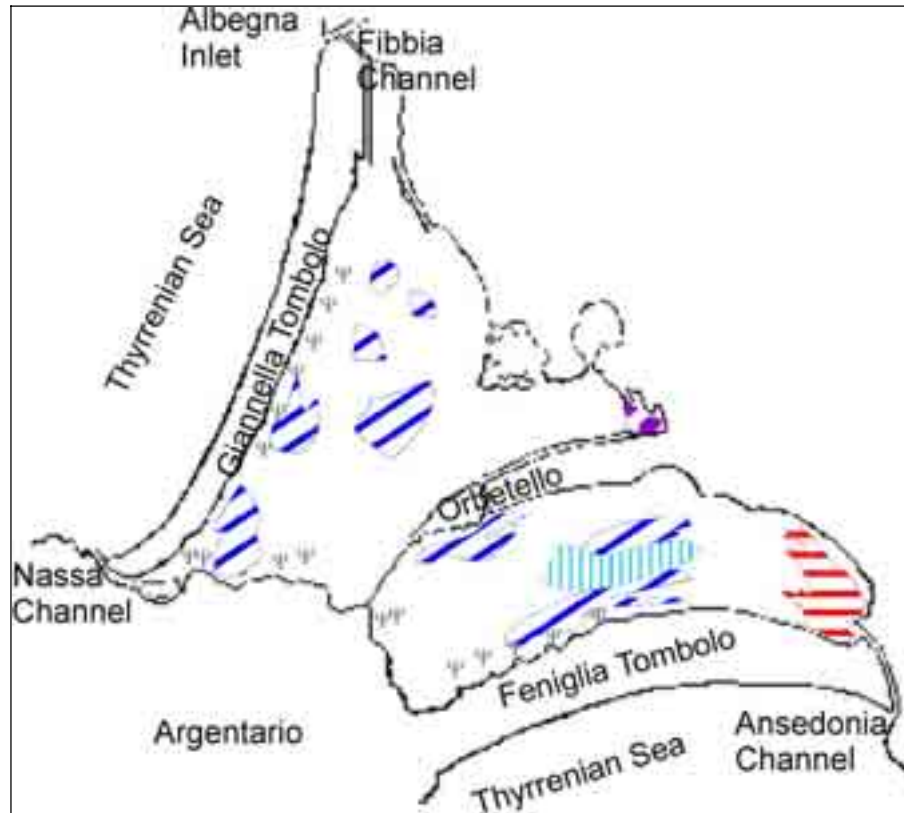


Figura 6. Sketch di distribuzione della vegetazione sommersa basati su analisi in sito, campionamenti in laguna e sull'analisi delle biomasse algali raccolte durante la rimozione delle alghe dal bacino. (▨ : Rhuppia Cirrosa; ▨ : Cladophora; ▨ : Ulva; ▨ : Gracilaria; ▨ : Enteromorpha; ▨ : Chaetomorpha) (Alberotanza 1999b).

e Lenzi (1995, 1996). Alcuni errori nella classificazione potrebbero essere dovuti alla registrazione della localizzazione del sito di campionamento sull'immagine MIVIS. Inoltre, a causa delle caratteristiche peculiari delle lagune, più di una specie di alghe potrebbero essere adiacenti o le popolazioni algali potrebbero essere mescolate.

3.4.2 Estensione della procedura

Per descrivere la variazione della distribuzione e della composizione vegetazionale avvenuta nel bacino tra il 1995 e il 1996, sono state analizzate due immagini MIVIS (22 luglio 1995 e 23 luglio 1996). Tale analisi è stata effettuata su una porzione della Laguna di Levante in cui le variazioni della condizione ecologica sono state molto evidenti (Alberotanza *et al.* 1999b).

Durante entrambe le missioni le condizioni atmosferiche erano buone, il 23 luglio 1996 la qualità delle immagini acquisite è stata eccellente, la visibilità orizzontale era di circa 20 Km, mentre il 22 luglio 1995 la visibilità era di 25 Km. I dati relativi alla visibilità orizzontale sono stati forniti dalla stazione meteorologica dell'Aviazione Militare Italiana sita sul monte Argentario.

In figura 7 sono riportate le composizioni in colori quasi naturali (Mivis 13,7,1, in RGB) della zona in esame per le due date (luglio 1995 e luglio 1996), corrispondenti alla porzione della terza strisciate, come rappresentato con il riquadro in figura 2. In figura 8 sono riportati le mappe effettuate con i rilievi in campo relativi al luglio 1995 (fig. 8a) e 1996 (fig. 8b). Dal confronto si rileva che, in questa zona, la *Cladophora* è scomparsa durante la primavera – estate del 1996, la *Gracilaria* è ricomparsa durante il 1996, e i banchi di *Ruppia*, che erano minimi nel 1995, sono aumentati durante il 1996 (Lenzi e Mattei 1998).

3.4.2.1 Verifica dello schema di correzione atmosferica

Per poter estendere la procedura di riconoscimento algale ad immagini a cui non si può associare una serie misure spettrali *in situ* contemporanee (come quella del luglio 1995), era necessario verificare se lo schema di correzione atmosferica adottato fosse sufficiente, o se era necessario fare ricorso a modelli di trasferimento radiativo per il calcolo delle riflettanze atmosfericamente corrette.

A tal fine, in figura 9 si riportano gli spettri della radianza estratti da entrambe le immagini del MIVIS relativi a due target considerati radiometricamente stabili, l'asfalto di un parcheggio (fig. 9a) e la pineta del tombolo della Feniglia (fig. 9b), e poi la media degli spettri dei pixel d'acqua della scena (fig. 9c). Si può notare che le forme degli spettri per classi corrispondenti sono abbastanza simili da permettere un riconoscimento qualitativo, ma differiscono per un fattore di scala e gli spettri corrispondenti sono ognuno fuori delle barre d'errore dell'altro. Dunque, si è verificato che lo schema operativo di correzione atmosferica fosse abbastanza robusto applicando la procedura di classificazione alle immagini di radianza al sensore, ma i risultati non hanno mostrato un appropriato livello di accuratezza. Sebbene ci fossero condizioni di buona visibilità durante entrambi i voli, è emersa quindi la necessità di rendere ininfluenti, o quasi, gli effetti delle condizioni di illuminazione e gli effetti dell'atmosfera.

Quindi, per estendere la procedura ad immagini acquisite in assenza di misure spettrali *in situ* contemporanee (come quella del luglio 1995), sono state introdotte la correzione atmosferica e il calcolo delle riflettanze. Il modello di trasferimento radiativo 6S (Vermote *et al.* 1995) è stato applicato ad ognuna delle bande MIVIS del primo spettrometro (430-830 nm), per calcolare le riflettanze atmosfericamente corrette per le due date. Come input per la densità degli aerosol, sono stati utilizzati i dati di visibilità orizzontale rilevati con cadenza oraria dalla stazione meteorologica dell'Aeronautica Militare sita sul Monte Argentario.

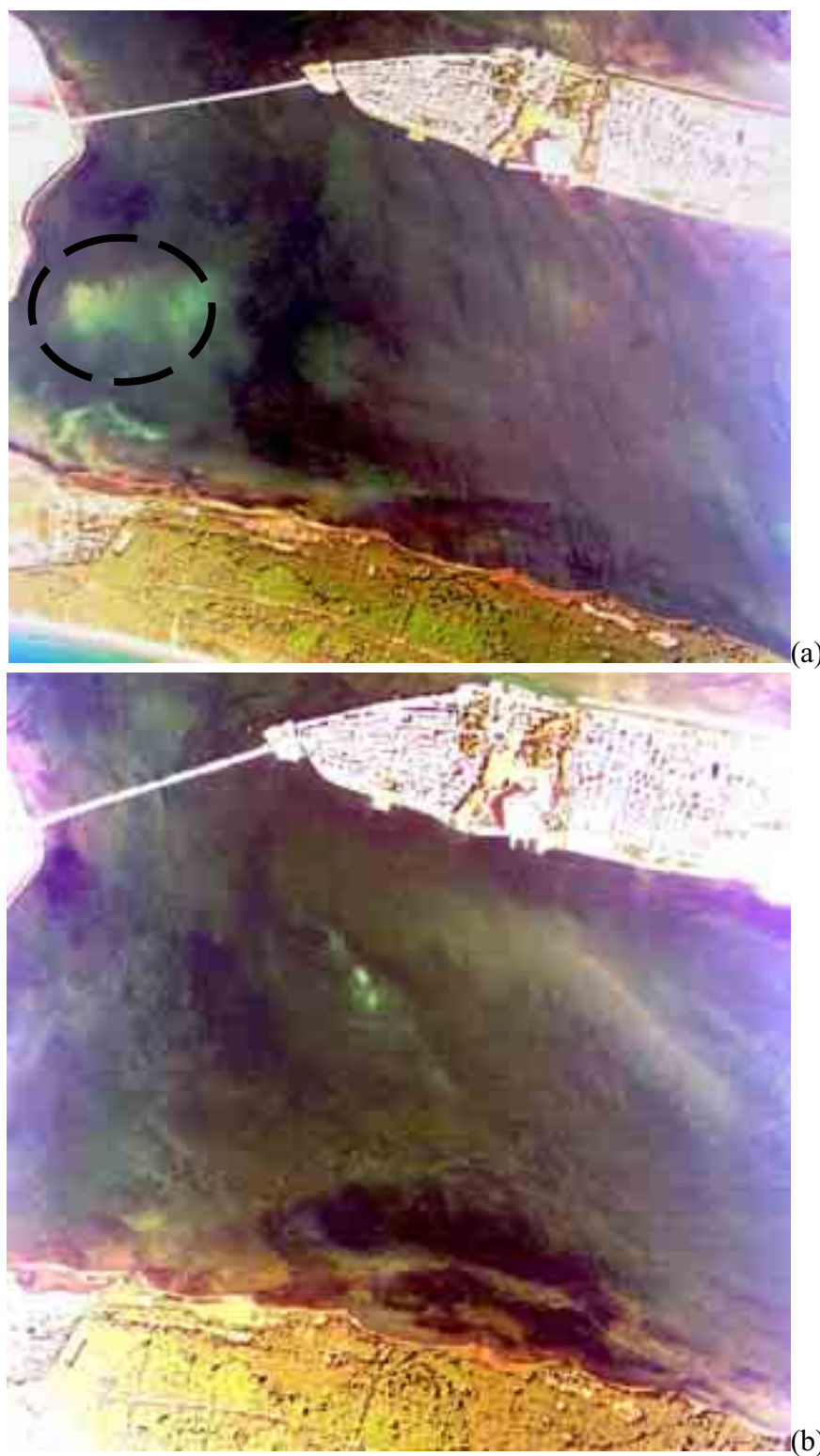


Figura 7. Composizione in colori pseudo-naturali [bande 13 (671-694 nm), 7 (551-572 nm) e 1 (430-450 nm) in RGB] della zona in esame: (a) luglio 1995; (b) luglio 1996 (Aut SMA n 240, 13/6/1996)

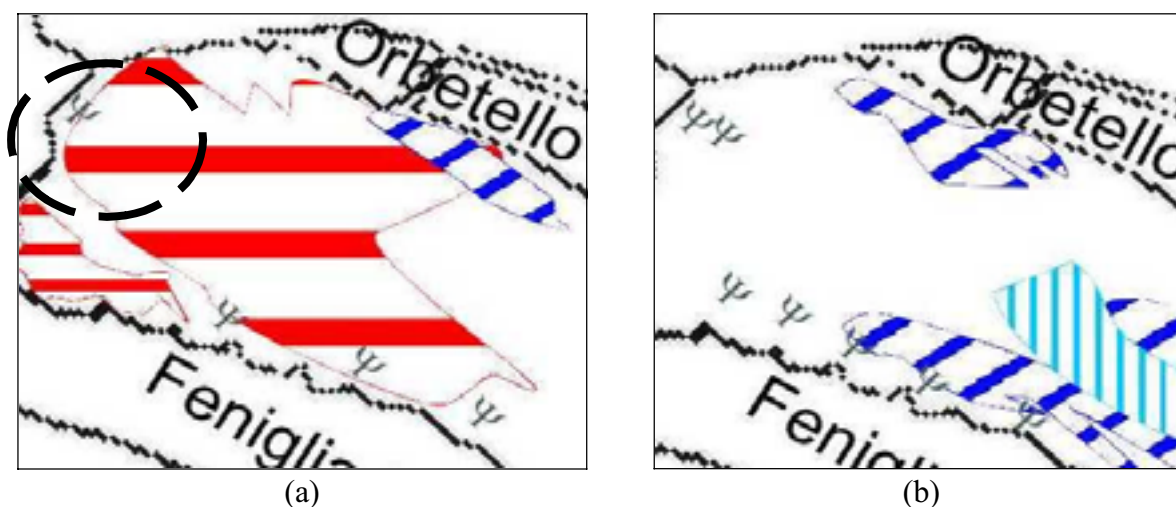


Figura 8. Distribuzione vegetazione sommersa nella zona in esame: a) luglio 1995; B) luglio 1996 (◻ : Rhuppia Cirrosa; ◼ : Cladophora; ◼◼ : Ulva; ◼◼ : Gracilaria; ◼◼ : Enteromorpha; ◼◼ : Chaetomorpha), (particolare estratto da Alberotanza 1999b).

La figura 10 riporta le riflettanze corrette per l'atmosfera relativi agli stessi target della figura 9. Per i due set di dati, gli spettri dei target radiometricamente stabili (fig 10a e 10b) corrispondono abbastanza bene. Le medie, relative ai due anni, degli spettri dei pixel d'acqua (fig 10c) appaiono sovrapposte nella regione spettrale del blu-verde, ma non alle regioni del rosso e dell'infrarosso vicino. A seguito di un'attenta analisi delle informazioni relative alle specie algali presenti nel bacino è ragionevole affermare che tale differenza, nella regione tra i 600 e gli 800 nm, è dovuta al cambiamento avvenuto nella composizione della vegetazione della laguna, che ha visto la sostituzione di *Cladophora* (Clorophyceae), che ha uno spettro abbastanza simile a quello di *Ulva* e *Chaetomorpha* (figure 3a e 3b), con *Gracilaria* che ha un comportamento spettrale differente nella regione del rosso, per i suoi caratteristici pigmenti accessori alla fotosintesi (figura 3d).

Lo schema della correzione atmosferica è sembrato dare buoni risultati, poiché gli spettri dei due target stabili sono sovrapposti. Quindi, la procedura già descritta è stata cambiata per rendere possibile il confronto tra le due immagini. Una libreria spettrale di riflettanze atmosfericamente corrette è stata ottenuta dalla libreria spettrale di radianze relativa all'immagine del luglio 1996 (Fondale/vegetazione, Cladophora, Ruppia, Gracilaria e Ulva), e la procedura di classificazione è stata applicata ad entrambe le immagini.

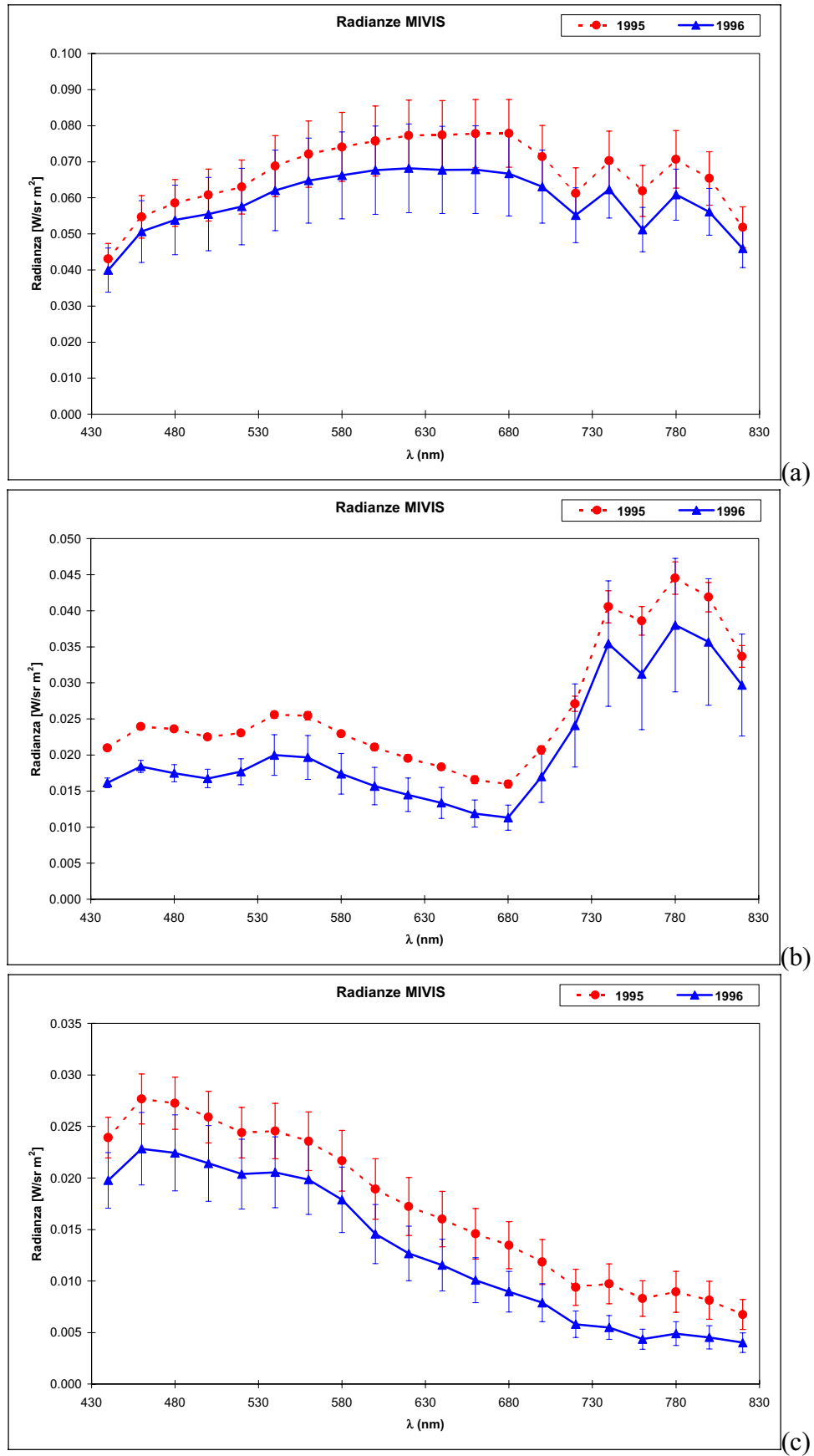


Figura 9. Confronto tra spettri di radianza MIVIS del dataset del luglio 1995 e del luglio 1996 per: (a) asfalto di un parcheggio; (b) Pineta del tombolo della Feniglia; (c) media degli spettri dei pixel d'acqua della scena.

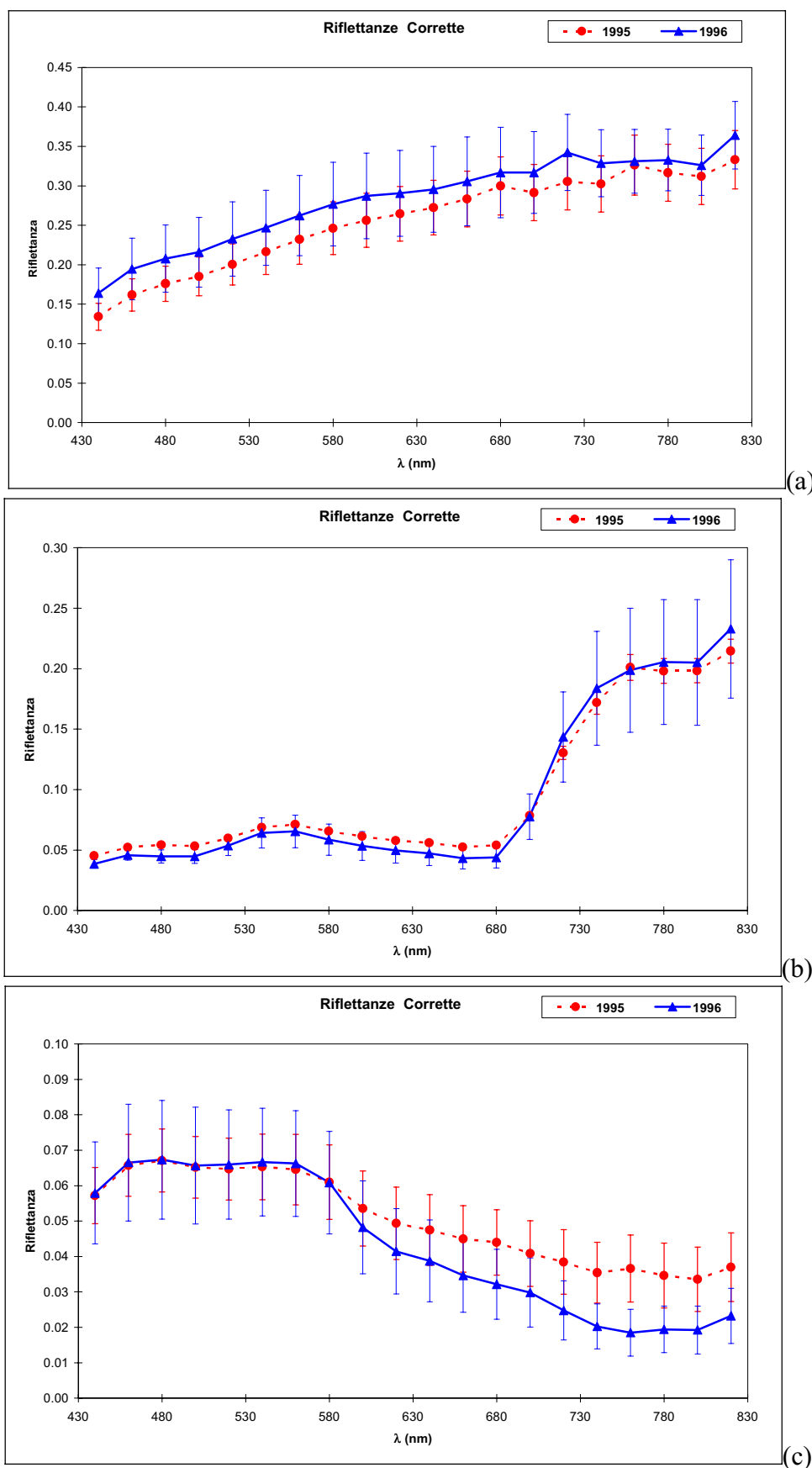


Figura 10. Confronto tra spettri di riflettanza atmosfericamente corretta calcolata dalla radianza MIVIS del dataset del luglio 1995 e del luglio 1996 per (a) asfalto di un parcheggio; (b) Pineta del tombolo della Feniglia; (c) media degli spettri dei pixel d'acqua della scena.

3.4.2.2 Risultati e discussione

Per verificare la validità della procedura così modificata, i risultati della classificazione effettuata sulla scena selezionata (figure 11 a, b) sono stati confrontati con gli sketch della distribuzione sommersa, basati sulle analisi in sito relativi ad un'area del bacino di Levante (fig. 8a, b), in cui le variazioni ecologiche erano molto evidenti (Alberotanza *et al.* 1998, Lenzi e Mattei, 1998). I risultati ottenuti dalla classificazione sono concordi con la distribuzione della vegetazione sommersa campionata in campo, e sembrano riconoscere i cambiamenti vegetazionali avvenuti tra i due anni. I pixel non classificati possono avere una vegetazione rada o avere elevata quantità di solidi sospesi in colonna d'acqua, poiché in entrambi i casi mancano le informazioni caratteristiche della vegetazione sommersa.

Dal confronto tra i risultati della classificazione per l'immagine del luglio 1996 (figura 11a) e la distribuzione della vegetazione rilevata in campo agli inizi di luglio (figura 10a), si nota una differenza per la copertura della *Cladophora* sul lato destro della mappa. Infatti, la mappa rilevata in campo presenta una forma convessa, contrassegnata con un tratteggio, mentre i risultati della classificazione dei dati telerilevati mostrano una concavità evidente, contrassegnata dal tratteggio. Tale area si riconosce anche nella figura 7a, la composizione a colori quasi naturali, perché è caratterizzata da un colore biancastro caratteristico dei solidi sospesi e della massa algale in fermentazione. L'estensione dell'area interessata dagli effetti dell'anossia è stata stimata in modo approssimato intorno a 5000 pixel pari a 8 ettari (Alberotanza *et al.* 1999c)

In tale area si è verificato un evento distrofico (Lenzi, com. pers.), e per l'algoritmo di classificazione la suddetta zona è risultata un'area a non presenza di alghe come risultato di un 'cambio di colore' dovuto ai processi di fermentazione nelle masse algali nel periodo intercorso tra la mappatura *in situ* e le acquisizioni di immagini iperspettrali.

Per interpretare gli effetti spettrali della crisi distrofica e valutare il 'cambio di colore' in figura 12 si riportano gli spettri di riflettanza delle zone classificate come *Cladophora* e della zona in cui è avvenuta la crisi anossica. Lo spettro riferito alla zona anossica presenta dei valori di riflettanza più alti su tutto il range spettrale, e soprattutto tra i 530 e i 630 nm. In figura 13 è raffigurata la differenza spettrale tra i due spettri della figura 12, al fine di analizzare l'effetto spettrale dei processi di fermentazione verificatisi sulle biomasse algali. Tale effetto può essere descritto principalmente con un aumento del backscattering dovuto all'aumento del particolato presente nella colonna d'acqua a causa dell'attività batterica (Alberotanza *et al.* 1999c).

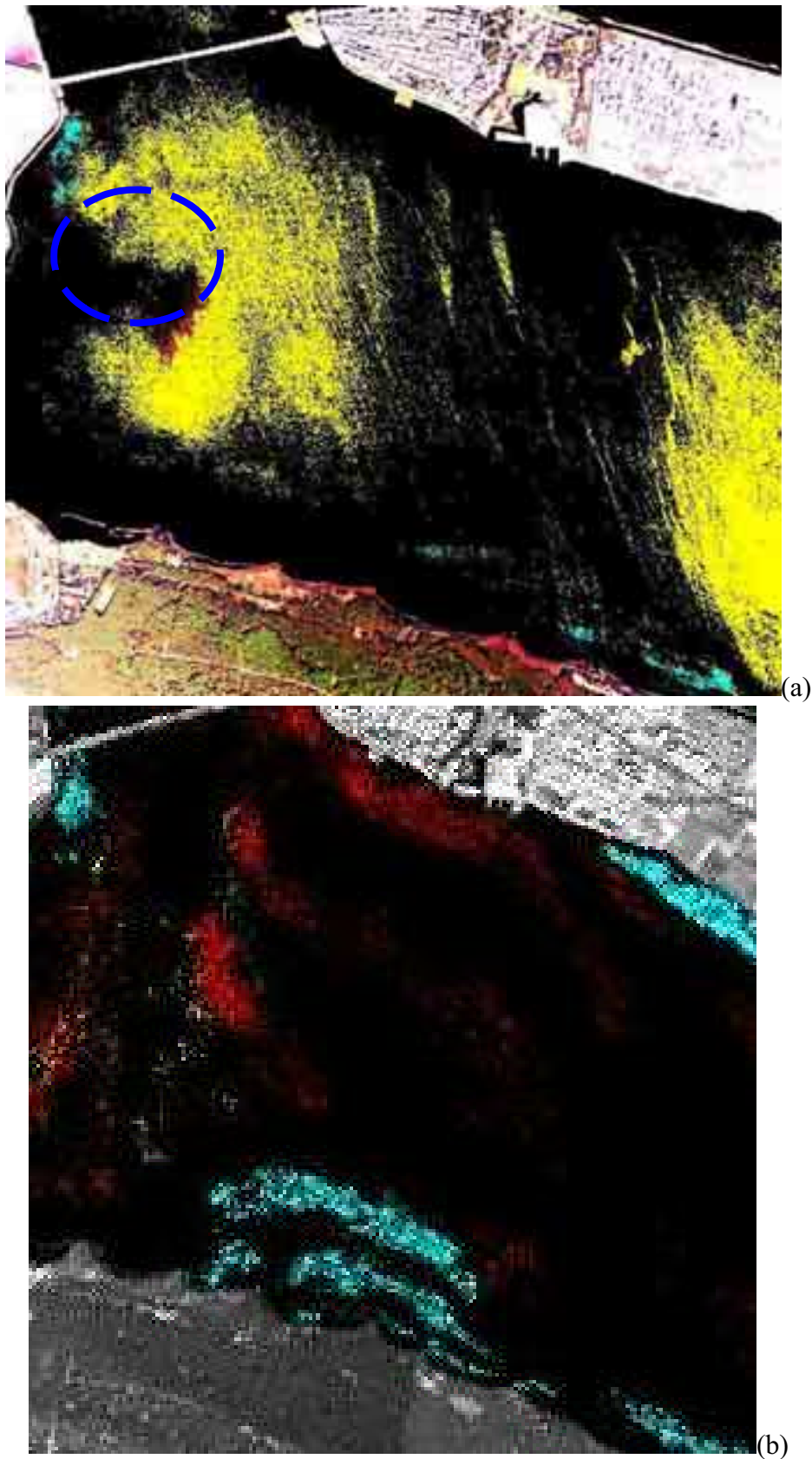


Figura 11. Risultati della classificazione di una porzione del bacino di levante: (a) luglio 1995; (b) luglio 1996. (■: *Rhuppia Cirrosa*; ■: *Cladophora*; ■: *Ulva*; ■: *Gracilaria*; ■: *Enteromorpha*; ■: *Chaetomorpha*)

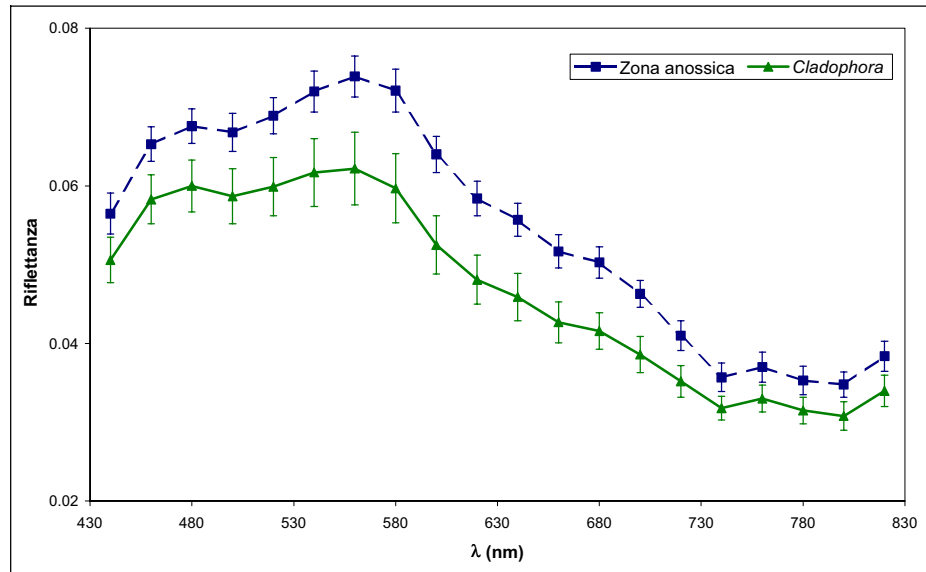


Figura 12. Spettri di riflettanza atmosfericamente corrette, estratti dall'immagine MIVIS del 1995, delle aree classificate come *Cladophora* e dalla zona in cui sono stati riconosciuti gli effetti della crisi distrofica.

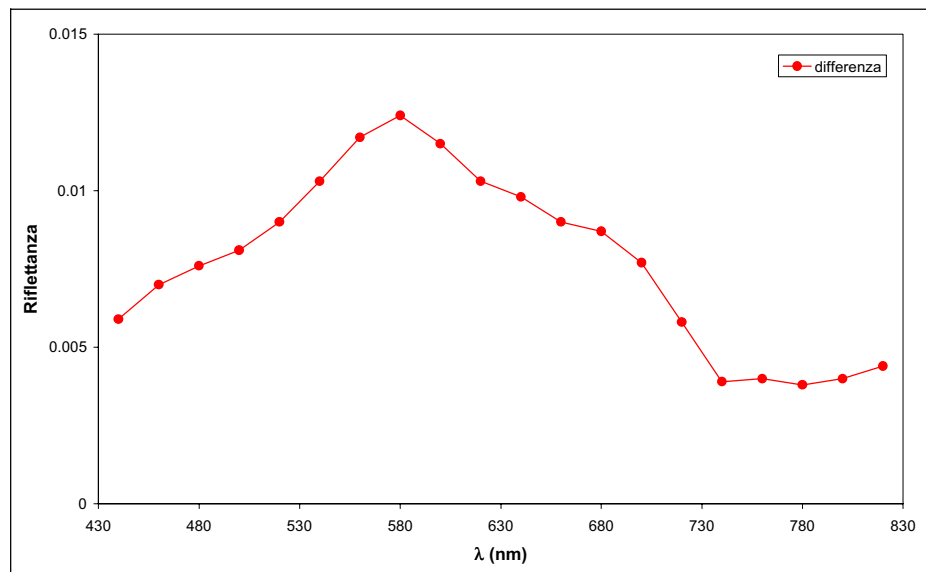


Figura 13. Differenza spettrale tra gli spettri di riflettanza atmosfericamente corrette, estratti dall'immagine MIVIS del 1995, delle aree classificate riconosciuta come *Cladophora* e dalla zona.

La caratterizzazione spettrale dei processi di fermentazione ha permesso quindi di aggiungere una classe alla libreria spettrale per la classificazione supervised di ulteriori immagini spettrali

Capitolo 4 LE RETI TROFICHE

Obiettivo del presente capitolo è quello di descrivere la rete trofica della Laguna di Orbetello del 1995 e quella del 1996. Questi due sono gli anni in cui sono stati visibili i primi effetti degli interventi di risanamento, evidenziati dal cambio della specie dominante della vegetazione sommersa. Saranno inoltre presentati le principali metodologie utilizzate per l'analisi delle reti trofiche.

4.1 Analisi delle reti trofiche e bilanci di massa

I bilanci di massa rappresentano una descrizione statica dei flussi trofici nell'ecosistema lagunare e forniscono un riassunto di uno stato tipico del sistema, come una fotografia istantanea del sistema (Christensen 1994). Tali istantanee sono adatte per compiere confronti tra diversi stati e quindi per descrivere l'evoluzione di un sistema attraverso fasi differenti (Christensen e Pauly 1993). L'analisi delle reti consiste in una serie di algoritmi che descrivono i flussi di energia, i cicli e le proprietà globali del sistema attraverso l'esame della rete alimentare (Ulanowicz 1986, Odum 1996). Difatti la struttura dei flussi tra i comparti che compongono un sistema e la loro dimensione contengono informazioni preziose sull'ecosistema (Ulanowicz 1986, Wulff *et al.* 1989).

L'analisi delle reti è stata raccomandata e applicata come strumento di gestione di ambienti costieri e lacustri (Mann *et al.* 1989, Christensen e Pauly 1993). Inoltre l'analisi comparativa di più sistemi o di periodi diversi per lo stesso sistema, può essere di supporto per i gestori degli ecosistemi per determinare lo stato trofico o il grado di sviluppo degli ecosistemi presi in esame (Mann *et al.* 1989, DeLos Reyes e Martens 1994, Christian *et al.* 1996, Monaco e Ulanowicz 1997), e può servire come strumento per valutare la salute dell'intera comunità del sistema costiero invece che solo la struttura della pesca o dei produttori primari (Christensen 1998). Gli indici delle reti e le caratteristiche quantitative della struttura dei trasferimenti di energia negli ecosistemi servono a caratterizzare l'efficienza con cui l'energia è trasferita attraverso i gruppi trofici, e per stimare il valore delle interazioni trofiche dirette e indirette attraverso tutta la rete alimentare degli ambienti costieri (Ulanowicz 1986, Monaco e Ulanowicz 1997).

4.1.1 ECOPATH

ECOPATH (Pauly *et al.* 1993) è un programma che si propone come strumento completo per l'analisi delle reti trofiche in quanto permette di costruire la rete da una serie di parametri quali i tassi metabolici e la composizione della dieta, e incorpora gli algoritmi per il

calcolo di quell'insieme di indici ecologici, termodinamici e informativi, necessari per l'analisi delle reti (Ulanowicz 1993). ECOPATH, infatti, permette di calcolare i flussi tra i comparti presenti nel sistema, con un modello allo stato stazionario che descrive le popolazioni di un ecosistema e le relazioni che intercorrono tra esse. Il bilancio dell'ecosistema si ottiene attraverso un sistema di equazioni lineari che descrivono il bilancio energetico (o di massa) per ogni gruppo *i* del sistema (Christensen e Pauly 1993a b, Pauly *et al.* 1993). Inoltre, è possibile determinare le efficienze di trasferimento trofico tra i gruppi, quantificare i flussi dai produttori primari e dal detrito, descrivere le proprietà dei cicli e calcolare le proprietà globali definite da Ulanowicz (1986) per caratterizzare lo stato di sviluppo della rete di un ecosistema.

4.1.2 Stime delle reti

Per spiegare i meccanismi di trasferimento di energia tra i diversi livelli trofici dell'ecosistema lagunare è stato adottato un modello compartimentale ('box models') nel quale sono inclusi i gruppi che compongono la comunità lagunare, e in cui sono definiti i rapporti trofici esistenti tra loro considerando anche l'impatto dell'attività di pesca sui gruppi presenti. In particolare sono descritte le caratteristiche eco-trofiche dei taxa inclusi in ogni contenitore (o 'box') e la biomassa media, i flussi di trasferimento di biomassa fra i box e la loro direzione. All'interno di ogni compartimento possono essere collocati specie o gruppi di specie con caratteristiche ecologiche simili.

Una stima dei flussi energetici di una rete richiede informazioni sulle biomasse delle componenti viventi e non viventi dell'ecosistema, le diete di tutte le specie predatrici, e i tassi di trasferimento energetico tra i diversi gruppi della rete alimentare.

4.1.2.1 Il bilancio di massa

Per definire il bilancio di massa di ogni singolo gruppo trofico, si può partire dalla relazione che definisce la mortalità:

$$Z = M_0 + M_2 + F + E \quad (\text{eq. 1})$$

ovvero:

mortalità = altra mortalità + mortalità da predazione + catture + altre esportazioni

se si definiscono i singoli termini con:

$$Z = \frac{P}{B} ; \quad (\text{eq. 2 a})$$

$$M_0 = (1 - EE) * \frac{P}{B} ; \quad (\text{eq. 2 b})$$

$$M_i = \sum_{j=1}^n \frac{Q_j}{B_j} * DC_{ji} ; \quad (\text{eq 2. c})$$

$$F + E = EX \quad (\text{eq 2. d})$$

dove B_i è la biomassa di i ; P_i/B_i è il rapporto produzione/biomassa di i ; EE_i è l'efficienza ecotrofica di i ; Q_i/B_i è il rapporto consumo/biomassa di i ; DC_{ji} è la frazione della preda i nella dieta media del predatore j ; EX_i è l'esportazione di i dal sistema

Sostituendo i termini delle eq 2 a, b, c, d nella eq.1, si ottiene:

$$\frac{P_i}{B_i} = \frac{P_i}{B_i} (1 - EE_i) + \sum_{j=1}^n \frac{Q_j}{B_j} * DC_{ji} + EX_i \quad (\text{eq. 3})$$

ovvero:

produzione di (i) = perdite non da predazione di (i) + predazione su (i) + export di (i)

Moltiplicando la eq. 3 per la Biomassa (B_i) di ogni singolo gruppo, si ottiene:

$$B_i * \frac{P_i}{B_i} = \sum_{j=1}^n B_j * \frac{Q_j}{B_j} * DC_{ji} + B_i * \frac{P_i}{B_i} (1 - EE_i) + EX_i = 0 \quad (\text{eq. 4})$$

L'equazione precedente può essere quindi semplificata in:

$$B_i * \frac{P_i}{B_i} - \sum_{j=1}^n B_j * \frac{Q_j}{B_j} * DC_{ji} - EX_i = 0 \quad (\text{eq. 5})$$

Per costruire un bilancio allo stato stazionario con Ecopath sono necessarie: la matrice della dieta che descrive le interconnessioni tra i gruppi; le biomasse relative ad ogni gruppo, i tassi metabolici unitari, ovvero produzione e consumo per unità di biomassa, e l'efficienza ecotrofica, che descrive la capacità di un gruppo a 'sfuggire' alla predazione (Christensen e Pauly 1993a).

La soluzione del sistema lineare dei bilanci dell'equazione 5 per tutti i gruppi considerati permette di calcolare le biomasse medie dei gruppi e la dimensione dei flussi tra i diversi gruppi. Solo dopo aver ottenuto un quadro dei flussi energetici nel sistema possono essere condotte ulteriori analisi come l'interazione tra i singoli componenti o il ruolo della pesca.

4.1.3 Struttura trofica dei compartimenti

4.1.3.1 Rappresentazione grafica

Il primo passo per l'analisi della rete è quello della rappresentazione grafica secondo una serie di regole raccolte da Pauly e Christensen (1993). Ogni compartimento è posto sull'asse Y secondo il livello trofico che il gruppo rappresenta; è rappresentato da un rettangolo che è la proiezione sul piano XY di un parallelepipedo rettangolo di volume proporzionale alla biomassa. I flussi uscenti dal compartimento partono dalla parte alta e dai

lati del rettangolo, e possono essere connessi ad altri flussi che raggiungono lo stesso compartimento. I flussi entranti in un compartimento si inseriscono nella base del rettangolo. Ogni compartimento sarà allo stato stazionario perciò i flussi entranti saranno bilanciati dai flussi uscenti, compresa anche la respirazione.

4.1.3.2 Livello trofico

Il livello trofico dei singoli gruppi può essere valutato con il Livello Trofico Effettivo (LTE), che si calcola tenendo conto della composizione della dieta (media pesata del livello trofico delle prede, secondo le quantità ingerite) e che rappresenta la posizione trofica di un compartimento ed è un buon indice con cui ordinare i compartimenti per poi procedere a valutazioni e confronti (Kay *et al.* 1989).

Per avere una visione del sistema come se fosse una catena alimentare lineare, si può utilizzare l'aggregazione trofica dei singoli gruppi nei livelli trofici interi, secondo la definizione classica di Lindeman (1942). E' possibile valutare come ogni singolo gruppo trofico contribuisca effettivamente ai livelli trofici interi (produttori primari, erbivori, carnivori ...). Inoltre, attraverso la rappresentazione grafica dell'aggregazione trofica, vengono valutati l'origine dei flussi dai produttori primari e dal detrito e le somme di tutti flussi verso i livelli trofici superiori e si possono anche stimare le efficienze di trasferimento tra Livelli Trofici.

L'Omnivory index (OI), [*indice dell'onnivorità*]¹ che esprime la varianza nei livelli trofici effettivi delle prede per ogni gruppo predatore (Christensen e Pauly 1993b), è utile a caratterizzare le interazioni nella catena alimentare poiché fornisce una stima di come le interazioni alimentari siano distribuite lungo i livelli trofici. Tale indice può variare in un intervallo tra 0 e 1: un valore 0 indica che il consumatore è altamente specializzato, mentre valori prossimi a 1 indicano una predazione su molti livelli trofici.

4.1.4 Struttura dei Flussi e dei Cicli

Dopo aver definito la rete è importante analizzare come l'energia fluisce attraverso la rete. Infatti si possono identificare flussi diretti e cicli. I flussi diretti convogliano il trasferimento di energia verso i livelli trofici superiori, mentre i cicli, consentendo la conservazione dell'energia nel sistema, fungono da feedback positivo (Kay *et al.* 1989)

¹ Per uniformità con la letteratura, si è deciso di usare nel testo per tutti gli indicatori descritti e utilizzati, il loro nome inglese, e riportare, solo al momento della definizione, in corsivo tra parentesi quadre, la traduzione letterale in italiano del significato.

Inoltre, la circolazione di materiale ed energia negli ecosistemi è considerata un aspetto importante delle funzioni che contribuiscono ad un comportamento autonomo del sistema (Ulanowicz 1986).

Per valutare il trasferimento di energia verso i livelli trofici superiori, si possono analizzare i percorsi che dal livello trofico 1 raggiungono i consumatori e quelli dalle prede verso i top predators, attraverso il numero di collegamenti e la loro lunghezza media (Kay *et al.* 1989).

Il livello di riciclo si può quantificare con il Finn Cycling Index (FCI) [*indice di riciclo di Finn*] (Finn 1976) che dipende dal livello di detritivoria del sistema e dai cicli di ordine zero ('cannibalismo') del sistema. Inoltre, ECOPATH include il Predatory Cycling Index [*indice di riciclo predatorio*] calcolato dopo aver rimosso tutti i cicli che coinvolgono il detrito. Un'altra stima di quanto il sistema trattienga in sé l'energia è fornita dall'Average Path Length (APL) [*lunghezza media del passo*], che è definita come il numero medio di gruppi che un flusso attraversa, ed è calcolata come rapporto tra il Total System Throughput e la somma delle respirazioni e degli exports (Kay *et al.* 1989). Tale indice è molto correlato con FCI (Christensen e Pauly 1993).

4.1.5 Indici dell'ecosistema

Ulanowicz (1986) ha caratterizzato lo stato di sviluppo della rete di un ecosistema con un insieme di indici definiti applicando la teoria dell'informazione alla struttura dei flussi:

- Il Total System Throughput (T) [*capacità di trattamento totale del sistema*] è la somma di tutti i flussi di un ecosistema, e può essere considerato una stima della dimensione dell'ecosistema in termini dell'attività complessiva (Ulanowicz 1986).

$T = \text{Consumi totali} + \text{export totali} + \text{respirazioni totali} + \text{flussi totali verso il detrito}$

- L'Ascendancy (A) [*ascendente, influenza*] è definita come la misura della mutua informazione media di un sistema, normalizzata dall'attività complessiva della rete (T):

$$A = I * T; \text{ dove } I = \sum_i \sum_j f_{ij} Q_i \log \left(\frac{f_{ij}}{\sum_k f_{kj} Q_k} \right) \quad (\text{eq. 6})$$

L'Ascendancy è l'indice chiave che caratterizza il grado di sviluppo e maturità un sistema (Ulanowicz, 1986), poiché racchiude sia la dimensione (T) che l'organizzazione (mutua informazione media) dei flussi.

- La Development Capacity (Cd) [*Capacità di Sviluppo*] è il limite superiore dell'Ascendancy, definito attraverso la teoria informazionale (Ulanowicz 1986). Difatti la Development Capacity è definita come l'entropia informazionale (definita con la formula

di Shannon-Weaver) normalizzata dal Total System Throughput (Ulanowicz 1986, Kay *et al.* 1989):

$$Cd = H \cdot T; \text{ dove } H = \sum_i Q_i \log Q_i \quad (\text{eq. 7})$$

L'indice di Shannon-Weaver (H) rappresenta il limite superiore della mutua informazione media (I), quindi, Cd può essere identificata con la capacità del sistema di ulteriore sviluppo. Inoltre, poichè la diversità del flusso è calcolata usando una relazione logaritmica, piccole differenze nel valore di questo indice possono riflettere differenze quantitative molto più ampie (Ulanowicz 1986).

- La differenza tra la Development Capacity e l'Ascendancy è definita System Overhead [*spese generali del sistema, ovvero quella parte delle spese non attribuibile a nessuna fase particolare del lavoro*] (Ulanowicz 1986, Mann *et al.* 1989):

$$O = Cd - A$$

Il System Overhead è generato dalle ambiguità strutturali derivanti dalle molteplicità degli input, export, dissipazioni (respirazioni) e scambi interni (ridondanza) e rappresenta la porzione della Development Capacity che non appare come struttura organizzata o come vincoli al sistema. L'Overhead rappresenta il costo per il sistema per far circolare energia e materia nel modo in cui lo fa, ovvero, l'Overhead comprende ciò che è comunemente considerato come inefficienze nelle operazioni o ambiguità nelle strutture (Monaco e Ulanowicz 1997). Inoltre, l'Overhead rappresenta i gradi di libertà che il sistema ha a disposizione per rispondere ad eventuali perturbazioni (Ulanowicz 1986).

La ridondanza interna, che è quella componente dell'Overhead che è generata dai parallelismi nei percorsi interni dei trasferimenti trofici, può essere considerata una misura della stabilità del sistema sensu Odum (1969).

Ascendancy, Overhead e Capacity possono essere divise nei contributi additivi relativi a import, flussi interni, export e dissipazioni (respirazioni). L'unità di misura di tali indici è il "flowbits", ovvero il prodotto del flusso e dei bits; 'bits' è l'unità informazionale, corrispondente all'incertezza associata con una singola decisione binaria.

Il grado di sviluppo del sistema può essere considerato come la frazione della possibile organizzazione che è veramente realizzata, ovvero A/Cd , la Relative Ascendancy. Una caratteristica dei sistemi altamente organizzati è la loro tendenza a internalizzare la maggior parte delle proprie attività (flussi), diventando quindi relativamente indifferente alle forniture e richieste esterne.

La Internal Relative Ascendancy (A_i/C_i) [*Ascendancy Interna Relativa*] è un rapporto adimensionale delle componenti generate dagli scambi interni alla rete, che esclude quindi

l'influenza di T (la componente di crescita) da A_i e C_i , e rappresenta il bilancio tra l'efficienza del flusso di carbonio e la ridondanza del sistema. Ambienti con valori relativamente alti di A_i/C_i possono essere considerati ben organizzati e quindi poco probabilmente inclini a disintegrarsi spontaneamente. Tali sistemi possiedono una stabilità interna rilevante che rende difficile a nuove influenze endogene di cambiare la loro configurazione; la mancanza di ridondanza, d'altronde, potrebbe esporre il sistema a stress di origine esterna. Quindi, deve essere raggiunto un compromesso tra l'ascendancy dell'ecosistema (efficienza dei flussi) e la ridondanza o complessità dei percorsi (Monaco e Ulanowicz 1997)

Le interazioni nella catena alimentare a livello di sistema possono essere caratterizzate utilizzando il System Omnivory index (SOI) [*indice dell'onnivorità del sistema*], che esprime la varianza nei livelli trofici delle prede per i gruppi predatori (Pauly 1993). Il System Omnivory Index è definito come la media dell'Omnivory Index per i predatori pesato sul logaritmo del consumo di cibo di ogni predatore (prodotto della biomassa per il Q/B). Il System Omnivory Index fornisce quindi una stima di come le interazioni alimentari siano distribuite lungo i livelli trofici. Tale indice può variare in un intervallo tra 0 e 1: un valore 0 indica che i consumatori del sistema sono altamente specializzati, mentre valori prossimi a 1 indicano una predazione su molti livelli trofici.

4.1.6 Confronto tra reti

La struttura della rete trofica e le proprietà dell'ecosistema, se considerate insieme, possono fornire indicazioni chiare sulla struttura trofica, la complessità e gli stress dei sistemi confrontati tra loro (Mann *et al.* 1989, Monaco e Ulanowicz 1997). A causa della complessità dei parametri di input per gli indici di analisi delle reti non esistono test di significatività per valutare le differenze dei vari indicatori tra diversi ecosistemi o diverse fasi dello stesso sistema (Monaco e Ulanowicz 1997).

Inoltre, Ascendancy, Total System Throughput, e Developemnt Capacity, sono sensibili, per definizione, alla struttura del modello e al suo grado di aggregazione trofica e quindi non sono adatti a confronti tra reti trofiche diverse, a meno che non siano state costruite con gli stessi criteri (Mann *et al.* 1989). Anche la Relative Ascendancy, sebbene sia adimensionale, risente della struttura e dell'unità di misura adottate per i flussi. Quindi per confrontare adeguatamente modelli trofici è necessario che questi siano definite con lo stesso grado di aggregazione e con la stessa unità di misura dell'energia. La Internal Relative Ascendancy, che rappresenta il bilancio tra l'efficienza del flusso di carbonio e la ridondanza del sistema, è molto adatta a confrontare ecosistemi differenti (Monaco e Ulanowicz 1997).

4.2 Il caso di studio

Obiettivo del presente lavoro è quello di descrivere la rete trofica della Laguna di Orbetello del 1995 e quella del 1996. Questi due sono gli anni in cui i sono stati visibili i primi effetti degli interventi di risanamento, evidenziati dal cambio della specie dominante della vegetazione sommersa. Quindi l'interesse sarà focalizzato su come la variazione nei produttori primari si sia propagata lungo la rete

4.2.1 Modelli preesistenti

Un primo bilancio di massa allo stato stazionario per la laguna di Orbetello è stato sviluppato per il periodo 1990-1992, da Auteri et al (1993). Tale bilancio era implementato in ECOPATH II () e poneva l'obiettivo di studiare lo stato di sfruttamento delle risorse ittiche in laguna. La rete trofica descritta consisteva di 16 gruppi: detrito, 2 produttori primari (fitoplancton e fitobenthos), 2 produttori secondari (zooplankton e zoobenthos), 10 box per le specie ittiche (uno per ogni categoria commerciale), e i cormorani quali top predator (tabella 1). Il bilancio è espresso in T/km² di peso umido, ed è riferito all'intero anno solare, quindi i flussi calcolati sono espressi in T/km² anno.

Tabella 1. Laguna di Orbetello– Gruppi trofici in Auteri *et al.* 1993.

Gruppo Trofico	Taxa
cormorani	<i>Phalacrocorax carbo sinensis</i>
spigole (G)	<i>Dicentrarchus labrax</i>
spigole (P)	
anguille (G)	<i>Anguilla anguilla</i>
anguille (P)	
Orate (G)	<i>Sparus aurata</i>
Orate(P)	<i>Sparus aurata, Diplodus annularis, Diplodus sargus, Diplodus vulgaris,</i>
Sogliole	<i>Solea Vulgaris</i>
Pesci Foraggio	<i>Atherina boyeri, Aphanius fasciatus, Engraulis encrasicolus, Sardina pilchardus</i>
zoobenthos	'suspension feeders', 'deposit feeders'
Mugilidi (P)	
Mugilidi (G)	<i>Mugil cephalus, Chelon labrosus, Liza Aurata, Liza ramada, Liza saliens</i>
zooplancton	---
phytoplankton	---
Prod. bentici	<i>Chaetomorpha linum</i>
Detrito	

Inoltre, tale rete trofica è stata utilizzata anche da Ceccarelli e Pianese (1998), per implementare con il modello ECOSIM (Walters et al., 1997) una serie di simulazioni dinamiche finalizzate all'analisi delle interazioni a medio lungo termine tra le risorse sfruttate e l'ecosistema. In particolare il lavoro era focalizzato allo sfruttamento commerciale delle orate e che mostrano un alto livello di stress a causa delle modalità in cui lo sforzo di pesca è attuato in laguna.

Dall'analisi della rete trofica costruita da Auteri (figura 1) risulta evidente che la scelta di descrivere ognuno delle categorie commerciali come gruppo trofico a se' rende la rete certamente sbilanciata. Infatti, alla descrizione accurata dei gruppi con un alto livello trofico si oppone una descrizione dei produttori primari e secondari molto semplificata. Inoltre l'importanza del detrito in questa rete alimentare appare trascurata, considerando che la laguna è un sistema nel quale la base delle reti trofiche non è il fitoplancton bensì il detrito organico (Mann 1988, Rosado-Solorzano 1998). Infatti, esso risulta alimento fondamentale per zooplankton e zoobenthos e anche alcune specie di pesci come i cefali.

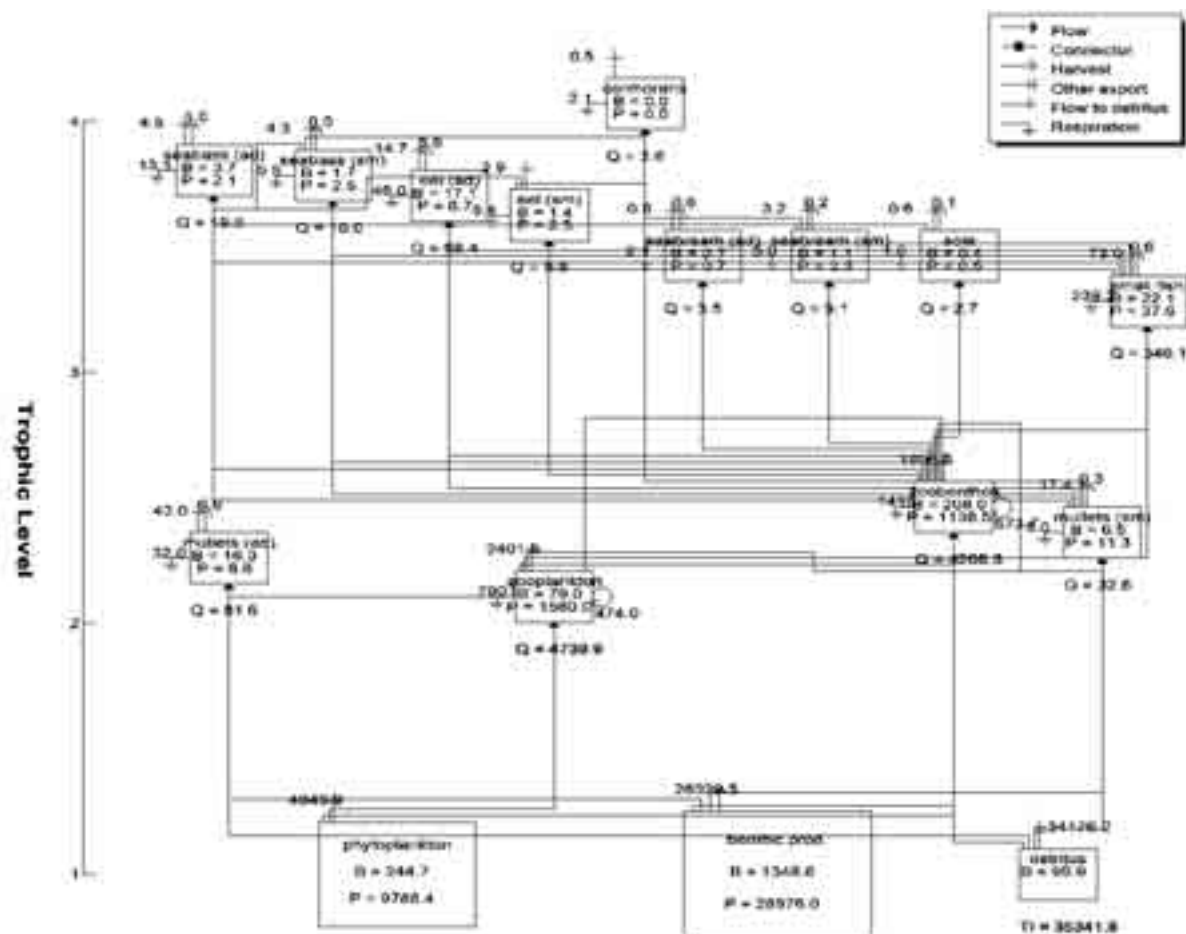


Figura 1. Rete trofica della laguna di Orbetello per il 1991 (Auteri et al. 1993)

4.2.2 Revisione del modello

Il livello di approfondimento con cui si descrivono i gruppi trofici di una rete alimentare, dovrebbe essere analogo e costante (Mann et al. 1989, Christensen e Pauly 1993a). Inoltre l'aggregazione di specie in gruppi trofici è spesso necessaria per l'analisi delle reti degli ecosistemi naturali (Carrer e Opitz 1999, Christian *et al.* 1999).

Per rendere la descrizione più omogenea, sarebbe stato necessario estendere e differenziare la rete trofica di Auteri *et al.* (1993) per i comparti della vegetazione sommersa e dello zoobenthos e le relazioni con il detrito. Tuttavia, i dati esistenti sulle comunità fito- e zoo-bentiche del sito in esame e sulla interazioni con i livelli trofici superiori risultano carenti, e l'accuratezza dei dati esistenti sul sito e in bibliografia non ha reso possibile tale estensione. Quindi la rete è stata semplificata accorpendo in un solo gruppo i giovani dei predatori con la sogliola e gli altri pesci 'foraggio'. Tale aggregazione è stata effettuata rispettando le 'regole' per minimizzare l'errore l'aggregazione in gruppi trofici riportate in Christian *et al.* 1999, che prevedono che l'accorpamento dovrebbe coinvolgere 1) componenti con tempi di turnover simili, 2) componenti parallele, 3) componenti con input comune, 4) componenti con output comune. La rete così semplificata è composta dai dodici gruppi riportati in tabella 2. Il bilancio è espresso in T/km² di peso umido, ed è riferito all'intero anno solare, quindi i flussi calcolati sono espressi in T/km² anno.

Inoltre tutti i parametri utilizzati in Auteri *et al.* (1993) sono stati confrontati con la bibliografia recente disponibile per la laguna di Orbetello, e altri ambienti costieri temperati, e modificati ove necessario.

4.2.3 Descrizione dei parametri necessari alla costruzione del bilancio trofico

Per costruire accuratamente una rete trofica si dovrebbero possedere le stime di tutti i parametri necessari ricavate nello stesso arco temporale. L'ipotesi di stazionarietà, che è alla base di tali bilanci, permette comunque di utilizzare dati di periodi prossimi a quello considerato, se non sono avvenuti nel sistema grosse variazioni o perturbazioni (Kay *et al.* 1989, Pauly *et al.* 1993).

4.2.3.1 Dati sui Cormorani

La stima della biomassa media di cormorani presenti nel bacino si ottiene calcolando il numero medio di cormorani presenti nell'anno. Tale valore può essere ricavato dalle conte di metà gennaio (Baccetti *et al.* 1997) e dalla fenologia dello svernamento (Baccetti *et al.* 1988) già discusse nel capitolo 2. In particolare per il 1995 e il 1996 sono stati stimati 430 e 450

Tabella 2. Laguna di Orbetello– Gruppi trofici dopo l'accorpamento.

gruppi trofici	Taxa
Cormorani	<i>Phalacrocorax carbo sinensis</i>
Spigole	<i>Dicetrarchus labrax</i>
Anguille	<i>Anguilla anguilla</i>
Orate	<i>Sparus aurata</i>
Misto (Pesci Foraggio e giovani predatori)	<i>Atherina boyeri, Aphanus fasciatus, Engraulis encrasicolus, Sardina pilchardus, Diplodus annularis, Diplodus sargus, Diplodus vulgaris, Solea Vulgaris, Dicetrarchus labrax(P) Sparus aurata(P), Anguilla anguilla (P)</i>
Zoobenthos	'suspension feeders', 'deposit feeders'
Mugilidi (juv)	
Mugilidi	<i>Mugil cephalus, Chelon labrosus, Liza Aurata, Liza ramada, Liza saliens,</i>
zooplankton	---
Phytoplankton	---
Prod. Bentici	<i>Cladophora vagabunda, Gracilaria verrucosa, Ulva rigida, Enteromorpha spp., Chaetomorpha linum</i>
Detrito	

esemplari di cormorani idealmente presenti tutto l'anno che sono risultati pari a 0.050 e 0.052 T/km². I valori di P/B e Q/B sono pari a 0.040 e 58.4 (Auteri *et al.* 1993)

4.2.3.2 Dati sui pesci

Nel lavoro di Auteri *et al.* (1993), la stima dei parametri richiesti da ECOPATH per la definizione della rete quali P/B, Q/B e la composizione della dieta per i box delle specie ittiche esaminate è stata basata sull'analisi del pescato. Il metodo dell'analisi delle coorti strutturate per taglie è stato applicato ai dati di frequenza delle taglie e di cattura globale giornaliera, stimando così i parametri principali del modello di von Bertalanffy che descrive l'accrescimento dei pesci. Da tali parametri sono stati ricavati i tassi di mortalità naturale e di mortalità totale nonché le biomasse di alcuni gruppi trofici. Considerato che la mortalità istantanea Z è uguale al rapporto Produzione/Biomassa (eq 2a) (Allen, 1971), i valori di P/B sono stati ricavati mediante la stima di Z ottenuta con metodi tradizionali come la curva di cattura trasformata in taglia e con alcune relazioni empiriche. I valori di Q/B sono stati ricavati da relazioni empiriche grazie all'utilizzo di parametri derivati dall'analisi delle coorti (Palomares e Pauly 1989), attribuendo agli esemplari giovani valori più alti rispetto al Q/B di 'mantenimento' degli esemplari adulti.

**I dati telerilevati iperspettrali e i modelli trofici quali strumenti descrittivi
della condizione ecologica della Laguna di Orbetello**

4.2.3.3 Dati di pesca

I dati di pressione di pesca per il decennio sono presentati in tabella 3, ripartiti nelle categorie commerciali e nei gruppi trofici, per mostrare la composizione del gruppo misto, che comprende i pesci 'foraggio' le sogliole e i giovani predatori. Dal confronto tra il 1995 e il 1996 emerge un notevole aumento del raccolto delle orate, una diminuzione marcata del pescato di anguille e cefali, e valori pressoché costanti per spigole e cefaletti. L'aumento delle orate è principalmente dovuto alla semina di novellame effettuata in laguna dal 1994 (Dati OPL), mentre la diminuzione di anguille e mugilidi rientra nel trend osservato per tutto il periodo 1988-1998, già discusso nel capitolo 2.

Tabella 3. Pressione di pesca ripartita secondo le categorie commerciali e i gruppi trofici (T/km²).

Categoria Commerciale	1995	1996	Gruppo trofico	1995	1996
Spigole	0.652	0.602	2. spigole	0.652	0.602
Spigole(p)	0.000	0.000			
Anguille	2.655	1.173	3. anguille	2.655	1.173
Orate	0.702	4.384	4. orate	0.702	4.384
Orate (p)	0.122	0.004			
Sogliole	0.128	0.062			
Misto	1.055	0.837	5. misto	1.306	0.902
Cefali (p)	3.051	2.826	7. mugilidi (juv)	3.051	2.826
Cefali	1.571	1.020	8. mugilidi	1.571	1.020

4.2.3.4 Dati sui produttori primari e secondari

Per quanto riguarda i parametri di input di ECOPATH di fitoplancton, zooplancton e zoobenthos, sono stati utilizzati alcuni dati relativi al bilancio trofico dell'Etang de Thau (Palomares *et al.* 1993), un ambiente costiero mediterraneo con caratteristiche analoghe alla Laguna di Orbetello. Anche l'Etang de Thau, infatti, è una laguna mesomediterranea secondo la classificazione ecotipologica proposta da Bianchi (Bianchi 1988). In particolare, per lo zoobenthos è stata adottata una media pesata dei valori del P/B e Q/B relativi a crostacei e molluschi secondo la composizione del benthos in laguna (Morgana e Naviglio 1989, Rossi e Lardicci 1995).

Per i valori di fitoplancton si sono utilizzati valori simili a quelli di altri modelli di lagune costiere (Delacruz-Aguero 1993, Lin *et al.* 1999)

4.2.3.5 *Dati sulle macroalghe*

Per quanto riguarda le macroalghe, per il 1995 e il 1996, è possibile compiere una stima abbastanza accurata della biomassa mediata sull'anno per tutta la laguna. Infatti, esistono le stime di copertura e standing crop effettuate con cadenza quasi mensili da Lenzi durante la gestione commissariale (Lenzi, dati non pubblicati). Tali dati permettono di stimare un valore di circa 5830 T per il 1995, prevalentemente a *Cladophora*, e di circa 6060 T per il 1996, prevalentemente a *Gracilaria*. Per il 1995 e 1996 è possibile quindi valutare le densità di 215 e 225 T/km², rispettivamente.

Inoltre, per il bilancio delle macroalghe bisogna considerare le biomasse asportate durante la raccolta selettiva come export dal sistema (per il 1995 8675 T, ovvero 320 T/km²; per il 1996 4450 T pari a 165 T/km²)

4.2.3.6 *Dati sul detrito*

La stima del contenuto di sostanza organica del sedimento è stata ricavata da valori medi relativi a carotaggi effettuati nel bacino tra il 1997 e il 1998 (Villa 1999). Tenori di sostanza organica di 0.12 g/g sono stati estratti da carote profonde 10 cm, con una densità dei sedimenti di 1.5. Quindi è possibile stimare un valore medio 18 kg di sost. org/m² (Villa 1999), pari a 18000 T/km².

Il peso della sostanza organica del detrito, comprende anche la comunità microbica, essenzialmente composta da batteri, funghi e protozoi, che sebbene non sia stata considerata nel modello, è straordinariamente importante per la rete trofica (Mann 1988, Sorokin *et al.* 1996, Lin *et al.* 1999). Infatti è molto legata al detrito come agente dei processi di mineralizzazione della sostanza organica ed è la vera fonte di cibo dei detritivori (Mann 1988, Sorokin *et al.* 1996, RosadoSolorzano e Guzman dalProo 1998).

4.2.3.7 *Input Table*

Tutti i dati sui gruppi trofici, descritti nei paragrafi nei precedenti, sono raccolti nell'input table di ECOPATH, riportata in tabella 4. In tabella sono riassunti tutti i parametri necessari per stimare le biomasse e i flussi della rete, attraverso la soluzione del bilancio di massa (eq. 5) per tutti i gruppi.

**I dati telerilevati iperspettrali e i modelli trofici quali strumenti descrittivi
della condizione ecologica della Laguna di Orbetello**

Tabella 4. Ecopath Input table dopo l'accorpamento.

	Biomass (t/km²)	Prod./ Biom. (/year)	Cons./ Biom. (/year)	Ecotrophic efficiency	Unassimil./ Consumption
Cormorani	0.045	0.040	58.400		0.200
Spigole		0.570	5.130	0.369	0.200
Anguille		0.390	4.000	0.840	0.200
Orate		0.990	4.740	0.800	0.200
MISTO		1.700	14.200	0.800	0.200
Zoobenthos		4.100	17.000	0.900	0.400
Mugilidi (P)		1.740	23.450	0.900	0.500
Mugilidi (G)		0.540	23.450	0.750	0.500
Zooplankton		20.000	70.000	0.980	0.500
Fitoplancton		40.000	0.000	0.722	0.000
Prod. Bentici	Biomassa		0.000	0.400	0.000
Detrito					

4.2.3.8 Composizione delle diete

Le diete dei gruppi trofici accorpati sono state ottenute dalla composizione delle diete del modello preesistente (Auteri *et al.* 1993), e sono riportate in tabella 5. Bisogna notare come la predazione dei cormorani sia stata centrata sul gruppo misto, che comprende i giovani predatori e il pesce foraggio. Inoltre, si può vedere come lo zoobentos giochi un ruolo importante in questa rete, visto che i sette gruppi trofici dei pesci effettuano una predazione su di esso.

Tabella 5. Composizione della dieta per il bilancio trofico.

Preda \ Predatore	1	2	3	4	5	6	7	8	9
1. cormorani									
2. spigole									
3. anguille									
4. orate									
5. misto	0.650	0.410	0.300		0.015				
6. zoobenthos		0.350	0.650	1.000	0.523	0.158	0.210	0.180	
7. mugilidi (juv)	0.350	0.240	0.050		0.002				
8. mugilidi									
9. zooplankton					0.460	0.211	0.050		0.100
10. fitoplancton						0.158			0.900
11. pleustofite						0.211	0.410	0.410	
12. Detrito						0.262	0.330	0.410	

4.3 Risultati e discussione

Per stimare le biomasse e i flussi tra i comparti per il 1995 e i 1996, sono state utilizzate quindi l'input table (tabella 4), modificate solo per le biomasse di cormorani e pleustofite, le pressioni di pesca relativi ai due anni (tabella 3) e la composizione della dieta (tabella 5). La calibrazione del modello è stata eseguita verificando l'equazione del bilancio di massa. I valori di EE devono essere minori di 1 e le efficienze lorde di ogni gruppo devono essere compresi tra 0.1 e 0.3.

4.3.1 Struttura trofica

La rappresentazione grafica delle reti del 1995 e del 1996 è riportata in figura 2 e 3 rispettivamente, dove sono riportati le biomasse e la dimensione dei flussi associati ad ogni compartimento. Inoltre per uniformità di rappresentazione i box del Detrito di entrambe le reti, che hanno biomassa uguale, hanno uguale dimensione.

Le due reti sono comunque, basate sulla stessa composizione della dieta e quindi parte dell'analisi può essere effettuata in comune. Indicazioni sulle caratteristiche delle reti considerate sono ottenute dall'analisi dell'aggregazione trofica, e dei Livelli Trofici Effettivi e gli indici di onnivorità calcolati per ogni gruppo e riportati in tabella 6.

Tabella 6. Suddivisione dei flussi relativi dai singoli gruppi verso i livelli trofici, Livelli Trofici Effettivi (LTE) e Indice di Onnivorità (IO) per i gruppi della rete di Orbetello.

	I	II	III	IV	V	LTE	IO
1. cormorani	-	-	0.26	0.64	0.11	3.98	0.21
2. spigole	-	-	0.44	0.49	0.07	3.79	0.19
3. anguille	-	-	0.52	0.43	0.04	3.72	0.16
4. orate	-	-	0.75	0.25	-	3.47	0.00
5. misto	-	-	0.87	0.13	0	3.32	0.05
6. zoobenthos	-	0.75	0.25	-	-	2.47	0.38
7. mugilidi (juv)	-	0.74	0.21	0.05	-	2.36	0.38
8. mugilidi	-	0.82	0.13	0.05	-	2.26	0.32
9. zooplankton	-	1	-	-	-	2.11	0.11
10. fitoplancton	1	-	-	-	-	1.00	0.00
11. pleustofite	1	-	-	-	-	1.00	0.00
12. Detrito	1	-	-	-	-	1.00	0.42

I risultati dell'aggregazione trofica mostrano la presenza di sei livelli trofici discreti (sensu Lindeman 1942). Poiché solo flussi molto piccoli raggiungono il sesto livello e rappresentano una frazione minima dei flussi dei top predator del sistema, il sesto livello può

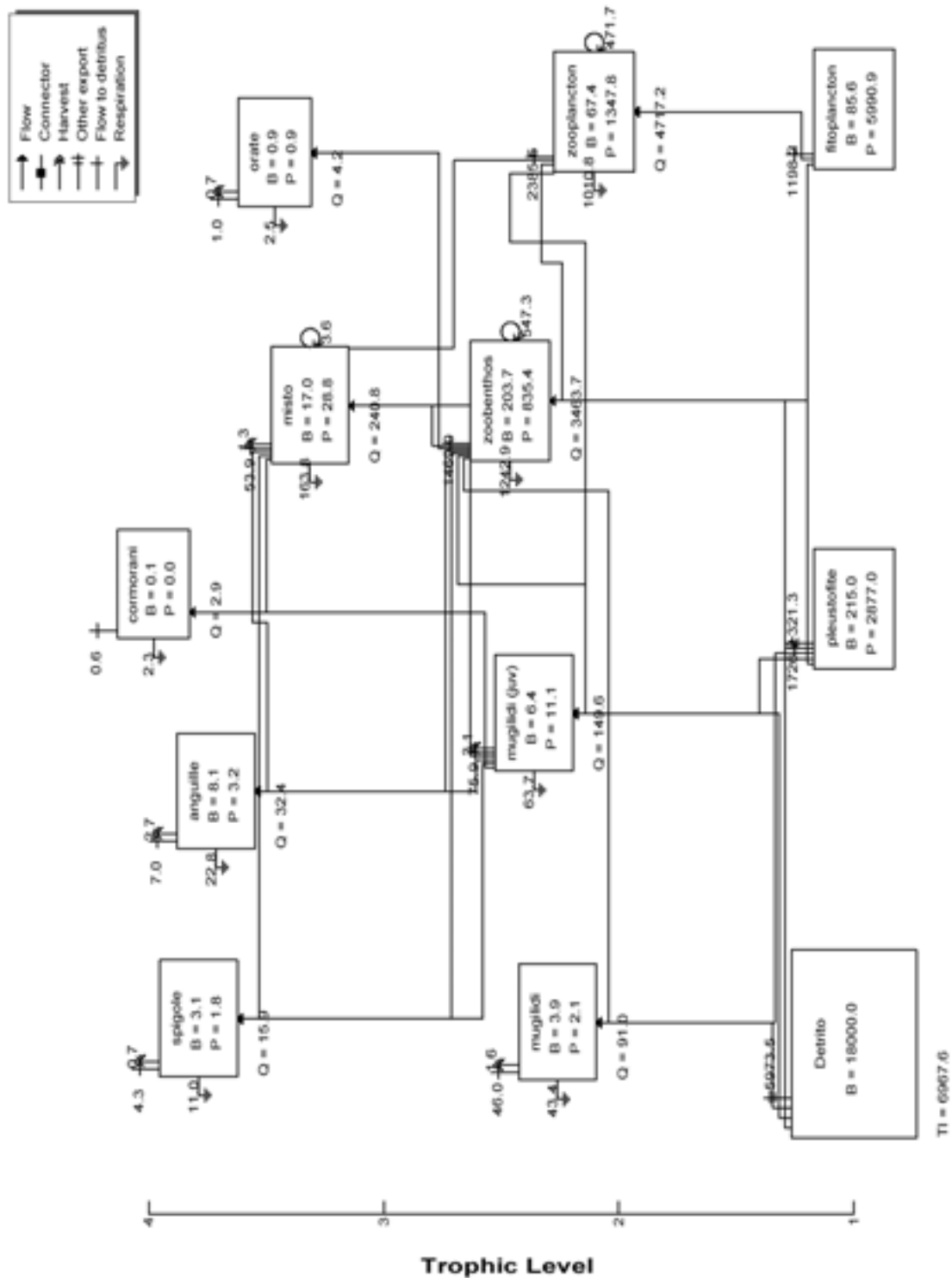


Figura 2. Rete trofica accorpata per il 1995.

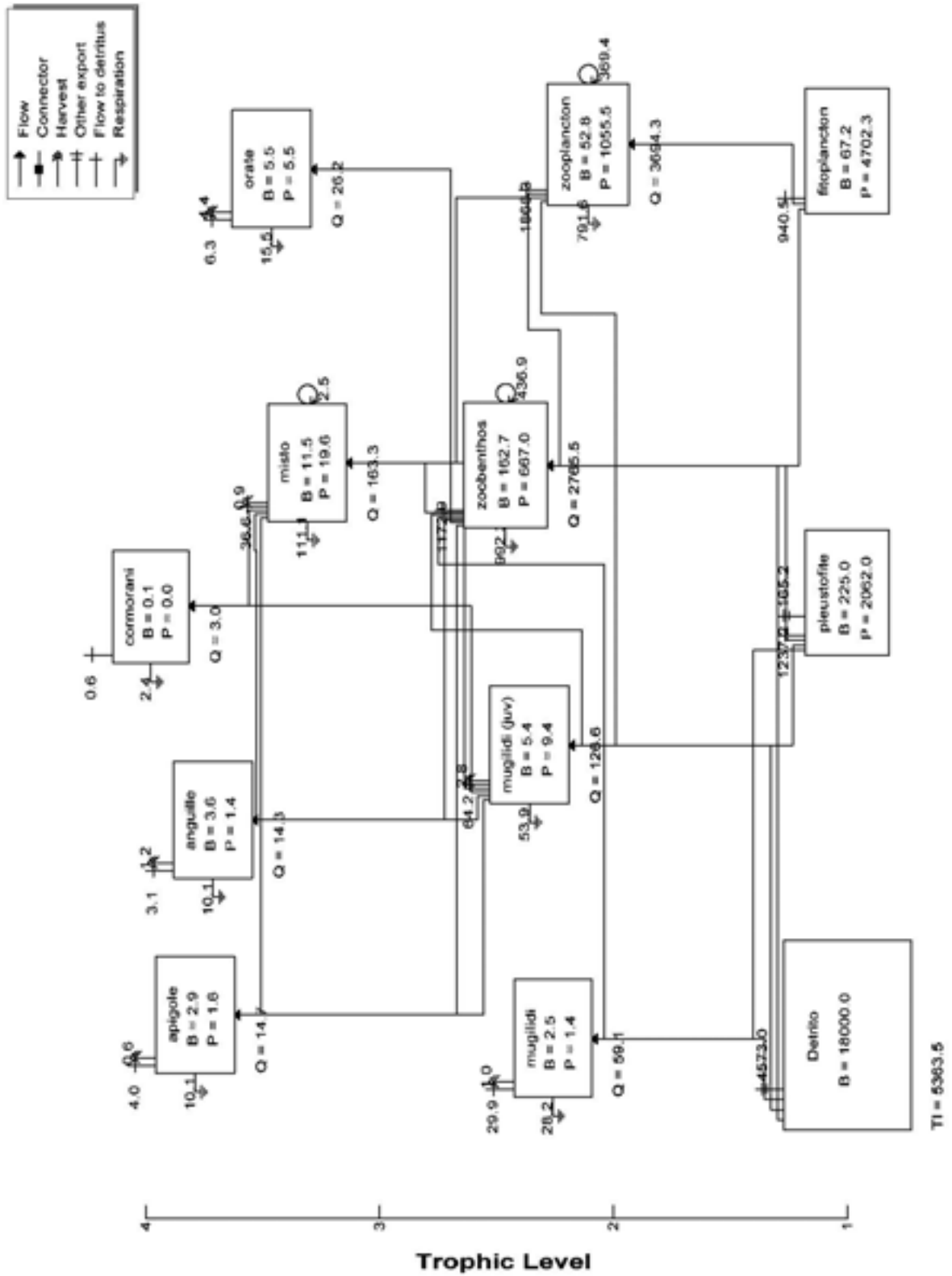


Figura 3. Rete trofica accorpata per il 1996.

I dati telerilevati iperspettrali e i modelli trofici quali strumenti descrittivi della condizione ecologica della Laguna di Orbetello

essere omesso per le analisi successive. La suddivisione dei flussi relativi dai singoli gruppi verso i livelli trofici è rappresentata in tabella 6. I flussi verso il livello II (detritivori ed erbivori) sono attribuiti allo zooplankton (l'erbivoro dominante) e a zoobenthos e ai due gruppi di mugilidi che si collocano quasi del tutto (più del 75%) in questo livello. I flussi verso il livello trofico III raggruppano la porzione rimanente dei flussi da zoobenthos e mugilidi e parte importante dei flussi dai gruppi dei pesci. Al Livello IV i flussi sono dominati dai pesci carnivori (anguille e spigole) e dai cormorani, che raggiungono anche in porzione più limitata il livello trofico V.

Indicazioni analoghe possono essere tratte dall'indice del Livello Trofico Effettivo (riportato in tabella 6) che raggruppa con valori compresi tra 2.11 e 2.47 gli erbivori e i detritivori, tra 3.32 e 3.47 le Orate e il gruppo misto ovvero pesci predatori dei produttori secondari, e con valori tra 3.72 e 3.98 anguille spigole e i cormorani che si configurano quasi come predatori di secondo livello puri (TLE=4). Dall'analisi degli indici di Onnivorità, che descrivono come le interazioni alimentari siano distribuite lungo i livelli trofici, emerge che i gruppi con la dieta a spettro più ampio sono detrito, Zoobenthos, e i Juvenili dei mugilidi con un valore di circa il 40 %, poi attorno al 20% si trovano Cormorani, Spigole e Anguille. I valori nulli o quasi nulli riferiti a Orate, Gruppo Misto e Zooplankton derivano certamente dal livello di accorpamento scelto per la descrizione della rete.

I risultati dell'aggregazione trofica mostrano anche l'origine dei flussi dai produttori primari e dal detrito e le somme di tutti flussi, normalizzati sulla somma dei flussi nel sistema, il Total System Troughput, che sono rappresentati in figura FL. In particolare si vede come la raccolta delle alghe (l'export relativo ai produttori primari) è in entrambi casi pari circa ad un quarto del TST. I flussi dal detrito e dai produttori primari sono proporzionalmente maggiori nel 1996 (4.16% e 23.28% contro 4.05% e 22.90%). Inoltre le efficienze di trasferimento energetico del livello III e IV sono leggermente migliori nel 1996 (7.4% e 7.9% contro 7.2% e 7.1%). A tutti i flussi riportati in figura FL bisogna aggiungere la quota estratta per rompere i cicli che risulta pari a 1022.596 T/km²anno (4.16% del TST) per il 1995 e a 808.828 T/km²anno (4.26% del TST) per il 1996.

Dall'analisi dell'aggregazione trofica emerge come lo sforzo di raccolta delle alghe sia stato elevato, racchiude circa un quarto di tutti i flussi della rete, e risulta quasi pari al flusso totale che raggiunge il detrito. Emerge comunque il ruolo fondamentale del detrito per questa rete alimentare, considerato che i flussi da e verso il detrito sono circa un terzo del totale.

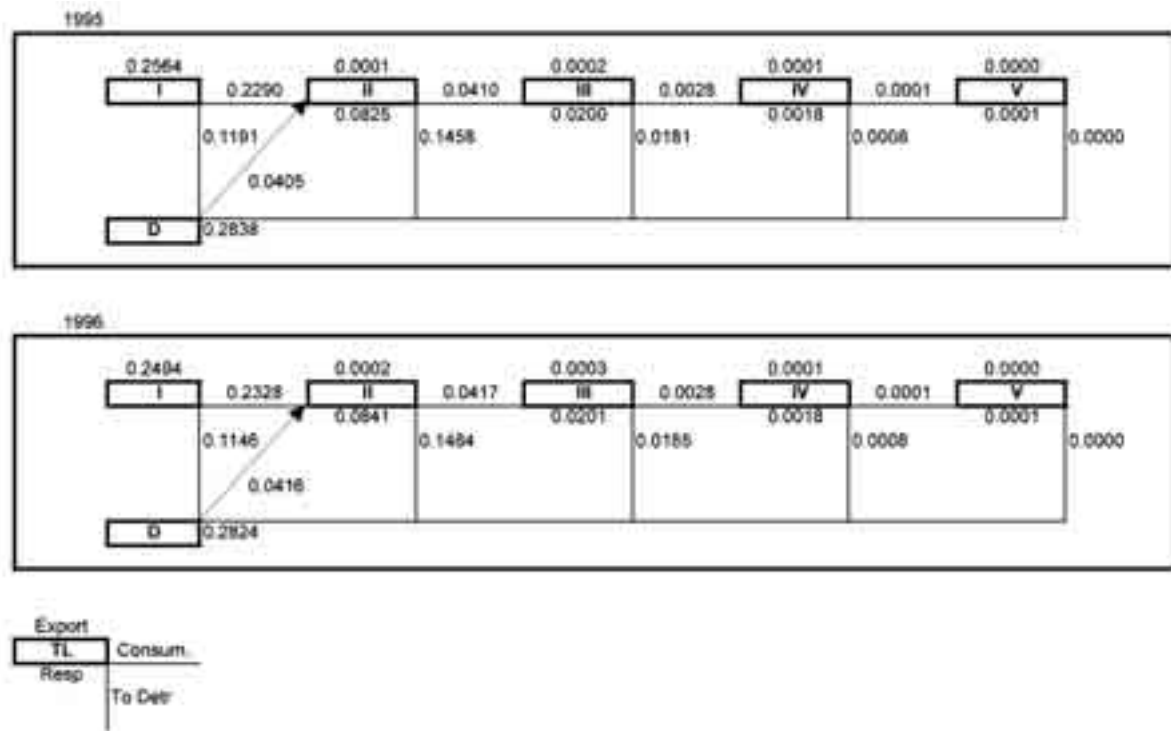


Figura 4. Aggregazione dei flussi delle figure 2 e 3 in una catena lineare mostrando per ognuno dei livelli trofici (sensu Lindeman 1942) i flussi relativi.

Dal confronto tra le reti si vede come i modelli dei due anni sono sostanzialmente simili, e le differenze sono nelle biomasse stimate dei comparti e nei flussi tra i comparti. Per quanto riguarda le categorie ittiche commerciali, il 1995 sono state stimate biomasse più alte per le anguille, il gruppo misto, mentre nel 1996 sono più alte le biomasse delle orate. Queste differenze riflettono pressoché totalmente la pressione di pesca esercitata nel bacino nei due anni (tabella 3). Le biomasse di erbivori/detritivori e dei produttori primari sono maggiori per il 1995. Questa differenza tra i due anni dipende dalla differenza nella composizione della dieta tra orate, che si basano esclusivamente sullo zoobenthos, e anguille e gruppo misto, che hanno una dieta ad ampio spettro, e quindi la differenza nei livelli trofici superiori si propaga ai livelli trofici inferiori.

In tabella 7 sono riportati la Biomasse e i Flussi relativi alle due reti. Da una prima analisi delle 2 reti trofiche (Fig 2 e 3) e della tabella, emerge che la biomassa totale e il Total System Throughput hanno un valore maggiore per la rete del 1995. In particolare, si nota che la differenza in biomassa si concentra principalmente sui produttori secondari e sui consumatori, con un incremento di circa il 20%, mentre i produttori primari hanno pressoché la stessa biomassa. Per quanto riguarda i flussi, TST vale 24553.191 e 18994.942 T/km²anno per il 1995 e 1996 rispettivamente, ovvero nel 1995 è circa il 30% maggiore che nel 1996.

Il rapporto tra Produzione Primaria Netta e Respirazione Totale è considerato un'importante indice della maturità dell'ecosistema (Odum 1969, Perez-Espana e Arreguin Sanchez 1999). Infatti valori prossimi a 1 indicano ecosistemi maturi, prossimi al climax, dove l'energia fissata tende ad essere bilanciata dal costo energetico del mantenimento. I valori di 3.460 e 3.357 per il 1995 e 1996 rispettivamente, indicherebbero quindi una situazione di autotrofia e immaturità del sistema. La Produzione netta del sistema corrisponde alla differenza tra Produzione Primaria Netta e Respirazione Totale, e quindi in situazione bilanciata dovrebbe essere nulla. Per il 1995 e 1996 la produzione netta vale 6304.715 e 4749.056. Poiché la produzione eccede la respirazione, la materia organica e la biomassa tenderanno ad accumularsi e anche il rapporto Produzione Primaria/Biomassa, avrà valori superiori a 1. Anche per quest'indicatore valori vicini a 1 esprimono una maggiore maturità del sistema (Odum 1969). Nel nostro caso, l'indice assume valori relativamente alti: 14.364 e 12.151 per il 1995 e 1996. Dall'analisi dei tre indici di maturità appare univocamente che il 1996 fosse in una condizione più stabile dell'anno precedente.

4.3.2 *Struttura dei flussi*

L'analisi dei flussi che attraversano la rete si può fare per i due modelli contemporaneamente perché dipende solo dalla topologia delle connessioni. Per descrivere i flussi di energia che attraversa la rete, dal livello trofico 1 vero i consumatori e dalle prede verso i 'top predators' (i predatori posti all'apice della rete alimentare), in tabella 8 sono riportati il numero delle interazioni trofiche relativo ad ogni gruppo e la media dei passaggi necessari per arrivare ad un determinato consumatore, o a uno dei 'top predators'.

Si può osservare ad esempio, come per i predatori posti all'apice della rete alimentare il numero di connessioni sia elevato e articolato in molti passi. In particolare emerge il gruppo delle orate che avendo una dieta basata esclusivamente sullo zoobenthos ha un numero di relazioni trofiche molto minori degli altri gruppi con TLE maggiore di 3.

4.3.3 *Indici Globali*

In tabella 9 sono riportati gli indici globali dell'analisi delle reti. Si può notare che la variazione tra i 2 anni dipende esclusivamente dal total system throughput che varia quasi del 30%, mentre l'informazione rimane costante poiché la struttura della rete è invariata.

Tabella 7: Riassunto dei dati statistici ottenuti per la laguna di Orbetello per la rete del 1995 e del 1996²

	1995	1996	95/96
Biomassa Totale (Detrito escluso)	617.382	556.668	<i>1.109</i>
Biomassa Consumatori (Pesci e Cormorani)	39.357	31.450	<i>1.251</i>
Biomassa Produttori secondari	271.137	215.451	<i>1.258</i>
Biomassa Produttori primari	300.584	292.176	<i>1.028</i>
Somma di tutti i flussi nel Sistema (Throughput)	24553.191	18994.942	<i>1.293</i>
Somma di tutti i consumi	8717.696	6867.085	<i>1.269</i>
Somma di tutti gli export	6304.715	4749.056	<i>1.328</i>
Somma di tutti i flussi respiratori	2563.130	2015.265	<i>1.272</i>
Somma di tutti i flussi verso il detrito	6967.649	5363.536	<i>1.299</i>
Somma di tutte le Produzioni	11098.803	8525.628	<i>1.302</i>
Produzione Primaria Netta Calcolata (PPN)	8867.84	6764.32	<i>1.311</i>
Produzione Primaria Totale / Respirazione Totale	3.460	3.357	<i>1.031</i>
Produzione Netta del Sistema	6304.715	4749.056	<i>1.328</i>
Produzione Primaria Totale / Biomassa Totale	14.364	12.151	<i>1.182</i>
Biomassa Totale / Total Throughput	0.025	0.029	<i>0.862</i>
Connectance Index	0.223	0.223	<i>1.000</i>
System Omnivory Index	0.229	0.217	<i>1.055</i>
Pescato Totale	9.937	10.907	<i>0.911</i>
Livello trofico medio del Pescato	4.006	4.100	<i>0.977</i>
Efficienza lorda del sistema (Pescato/PPN)	0.0011	0.0016	<i>0.688</i>

Bisogna ricordare che il bilancio tra Ascendency e Redundancy è controllato da due fattori: il numero totale di collegamenti nella rete alimentare e la dimensione relativa dei flussi tra i collegamenti. Poiché in qualsiasi sistema esiste un necessario compromesso tra l'efficienza del trasferimento di energia e la ridondanza dei flussi, ci si può aspettare che ambienti con valori di A_i/C_i relativamente alti possano esser più stabili rispetto a perturbazioni interne alla rete alimentare (Monaco 1997). Per la rete della Laguna di Orbetello A_i/C_i ha valore di 0.202 e 0.203 per il 1995 e 1996, che è un valore decisamente basso. Difatti tale valore per i tre ambienti estuarini analizzati da Monaco e Ulanowicz (1997), vale circa 0.4.

² in questa tabella e nelle tabelle successive, si è calcolato il rapporto tra i valori degli indici calcolato per le due reti, per facilitarne il confronto.

**I dati telerilevati iperspettrali e i modelli trofici quali strumenti descrittivi
della condizione ecologica della Laguna di Orbetello**

Tabella 8. Flussi da TL1 verso i consumatori e da prede verso predatori

	TL1 -> consumatori		preda -> top predators	
	Total No. of Paths	mean length of pathways	Total No. of Paths	mean length of pathways
1. cormorani	90	5.09		
2. spigole	108	4.96		
3. anguille	108	4.96		
4. orate	27	5.04		
5. misto	50	4.22	3	1
6. zoobenthos	28	3.96	13	1.92
7. mugilidi (juv)	49	4.12	6	1.5
8. mugilidi	99	4.87		
9. zooplankton	1	1	22	2.68
10. fitoplancton			35	3.4
11. pleustofite			20	2.7
12. Detrito			20	2.7

Tabella 9: Flow indices: ascend totale

	1995	1996	95/96
Throughput	24553.19	18994.94	1.293
Ascendency	27273.34	21158.55	1.289
Overhead	61014.11	47552.14	1.283
Capacity	90297.44	69841.34	1.293
Information	1.11	1.11	1.000
A/C	0.302	0.303	0.997
Ai/Ci	0.203	0.202	1.005

Anche i valori della relative Ascendency sono molto bassi (0.300) e potrebbe essere un'ulteriore indicazione dell'eutrofizzazione del sistema. Infatti, valori alti della Relative Ascendency implicano livelli bassi di stress nel sistema e viceversa (Wulff e Ulanowicz 1989). Inoltre l'eutrofizzazione potrebbe essere caratterizzata a livello di sistema come un aumento di A causato da un incremento di T che compensa un eventuale diminuzione contemporanea della mutua informazione della rete dei flussi (Ulanowicz 1986).

4.3.4 Tassi di turnover delle macroalghe

Con ECOPATH è stato possibile stimare il tasso di turnover delle pleustofite per le due reti, e i valori sono riportati in tabella 10. In tabella 10 sono riportati anche i valori di μ_{max} stimati per *Cladophora* e *Gracilaria* con le relazione allometrica di Nielsen e Sand-Jensen (1990), già presentata nel capitolo 2.

Tabella 10. Valori di P/B e μ_{\max} stimati per il 1995 e 1996

	1995	1996	95/96
P/B	13.381	9.165	1.46
	<i>Cladophora</i>	<i>Gracilaria</i>	clado/graci
μ_{\max}	0.232	0.059 :	3.893

Il rapporto tra i P/B stimati per i 2 anni non coincide, con il rapporto tra i μ_{\max} stimati per le specie dominanti nei due anni, *Cladophora* e *Gracilaria*, poiché P/B non è un tasso intrinseco della specie, come μ_{\max} , ma dipende dalle condizioni di limitazione ambientale. Comunque anche P/B può essere utilizzato come indicatore della qualità ambientale poiché permette di stimare la posizione della specie dominante della vegetazione sommersa lungo l'asse delle strategie di adattamento alla selezione naturale.

4.3.5 Consumo medio dei cormorani: impatto sulla pesca

Il massimo delle presenze dei cormorani si centra tra dicembre e gennaio, che è il periodo in cui pesci di maggior pregio raggiungono la taglia commerciale e vengono pescati durante la rimonta naturale alle peschiere. Per valutare l'importanza del conflitto dell'uso delle risorse nel bacino è necessario stimare il consumo dei cormorani e confrontare tale stima con l'effetto della pressione di pesca e degli altri pesci predatori sulle stesse prede, il gruppo misto che raggruppa il pesce 'foraggio' e i giovani predatori e il gruppo dei mugilidi piccoli.

Il livello trofico dei cormorani, 3.98, e il Livello trofico medio del pescato, (Tabella 7), 4.006 sono pressoché uguali, ma la pesca ha una dieta a spettro più ampio (tabella 3).

Per analizzare la competizione esistente tra cormorani e pescatori, in tabella 11 è riportato il consumo totale, ripartito tra pesci predatori, pesca e cormorani, di misto e mugilidi, per semplicità, saranno i valutati relativi alla rete del 1995.

La pesca di 'misto' e mugilidi, 100 T, rappresenta circa il 40 % del pescato totale del 1995 (270 tonnellate, dati OPL), mentre il prelievo totale dei cormorani e dei pesci predatori è stato di 80 e 470 tonnellate, rispettivamente.

Tabella 11: Consumo totale (T) dei gruppo 'misto' e mugilidi piccoli ripartito tra pesci predatori, pesca e cormorani, calcolato per la rete dell Laguna di Orbetello del 1995.

	pesci predatori	cormorani	pesca	totale
5. misto	86.1%	8.2%	5.7%	622.647
7. mugilidi (juv)	59.2%	10.2%	30.5%	269.811
5+7	468.018	81.999	100.656	650.673

**I dati telerilevati iperspettrali e i modelli trofici quali strumenti descrittivi
della condizione ecologica della Laguna di Orbetello**

Il peso della predazione dei cormorani sui due gruppi è dell'8 e del 10%; e per il misto, che non rappresenta nessuna categoria di valori commerciale, ad eccezione della sogliola, il peso della pesca è minimo e più dell'85% va verso i pesci predatori, mentre per i mugilidi, che hanno un valore commerciale, la pesca rappresenta il 30% del consumo totale e i predatori circa il 60%.

Capitolo 5 CONCLUSIONI

Le variazioni della composizione vegetazionale osservata nel decennio in Laguna di Orbetello sono state inquadrate ed interpretate nella successione serale associata all'eutrofizzazione, che vede una transizione da specie di ambienti stabili, con cicli di vita lunghi e tassi di crescita lenti (K-strategie), verso specie con un ciclo di vita più breve e tassi di crescita veloci (r-strategie). Utilizzando una relazione allometrica tra morfologia e tassi di crescita è stato possibile ordinare le specie della successione serale e utilizzare come indicatore di qualità ambientale la posizione della specie dominante della vegetazione sommersa lungo l'asse delle strategie di adattamento alla selezione naturale.

La caratterizzazione spettrale della vegetazione sommersa effettuata in campo ha mostrato un buon accordo tra le misure effettuate in campo e gli spettri estratti dalle immagini MIVIS. Infatti, l'alta definizione dei dati iperspettrali permette di discernere ed identificare le caratteristiche peculiari delle specie della vegetazione sommersa.

Per ottenere le mappe della vegetazione sommersa analizzando i dati iperspettrali sono state definite delle procedure 'regionali', ovvero che si basano sulle caratteristiche peculiari del bacino di interesse. In particolare, per la laguna di Orbetello, per attribuire le variazioni spaziali dovute solo ai fenomeni oggetto di studio, si sono sfruttate la morfologia omogenea e l'assenza di oscillazioni mareali; infatti, l'effetto della colonna d'acqua, non produce variazioni apprezzabili, anche spazialmente, sul dato rilevato al sensore.

Una prima procedura è stata definita per la classificazione della vegetazione sommersa per le immagini del luglio 1996, utilizzando la caratterizzazione spettrale effettuata in campo. Successivamente, per descrivere la variazione della distribuzione e della composizione vegetazionale avvenuta nel bacino tra il 1995 e il 1996, tale procedura è stata estesa per effettuare il riconoscimento sulle immagini del luglio 1995, per le quali non esistevano misure effettuate in campo contemporaneamente al volo, e si sono utilizzati le informazioni spettrali del 1996. Le due procedure si differenziano principalmente per lo schema di correzione atmosferica adottato. Per i dati del 1996, si era scelto di definire una procedura semi-operativa e quindi è stato adottato il metodo della sottrazione del minimo. Tale metodologia semplificata si può utilizzare quando non è necessaria la calibrazione dei dati, cioè quando si lavora con un solo set di dati e non è necessario fare confronti spettrali quantitativi. Nel caso in cui sia necessario fare confronti multitemporali, come per l'analisi delle immagini del 1995,

è necessario introdurre degli schemi di correzione atmosferica basati sulla teoria del trasferimento radiativo.

Le due procedure adottate si sono dimostrate grado di riconoscere le classi stabili e di individuare le variazioni tra le immagini. L'accuratezza spettrale e spaziale del MIVIS permettono di descrivere le variazioni ecologiche avvenute in laguna.

Per il confronto tra il 1995 e il 1996, le mappe di classificazione e gli sketch vegetazionali prodotti in campo sono risultati ben confrontabili. Le differenze sono dovute ad anomalie ottiche indotte da una crisi anossica all'interno della colonna d'acqua. Gli effetti della crisi distrofica avvenute nel bacino sono state riconosciute e caratterizzate spettralmente. E' stato inoltre possibile stimare l'ampiezza dell'area interessata dal processo di fermentazione nell'immagine del luglio 1996.

E' emerso come sia necessario effettuare una accurata caratterizzazione spettrale, utilizzando metodologie standard per le misure radiometriche, delle specie algali in relazione ai differenti stadi di crescita della vegetazione, per i coefficienti di attenuazione della colonna d'acqua. Tutte le firme spettrali così raccolte, vanno ad arricchire la libreria spettrale da utilizzare per la classificazione delle immagini iperspettrali, permettendo di generare le mappe della vegetazione sommersa rapidamente e garantendo la visione sinottica necessaria per descrivere i fenomeni in atto nel bacino.

I risultati sopra riportati incoraggiano l'utilizzo delle tecniche iperspettrali da aereo per monitorare la qualità delle acque lagunari. Miglioramenti nelle procedure di riconoscimento automatico possono portare ad adottare tali tecniche come procedure standard per la ricerca ecologica e la gestione dell'acquacoltura. Infatti, le immagini iperspettrali da aereo sono sensori capaci di restituire firme spettrali chiare e distinte, direttamente confrontabili con le misure spettrali in campo. Inoltre, tali immagini sono adatte a distinguere i dettagli spettrali di interesse, non direttamente rilevabili da sensori ad ampie bande.

L'analisi delle reti è stata applicata come strumento di gestione di ambienti costieri e lacustri. Inoltre l'analisi comparativa di periodi diversi per lo stesso sistema, può essere di supporto per i gestori degli ecosistemi per determinare lo stato trofico o il grado di sviluppo degli ecosistemi presi in esame. Gli indici delle reti e le caratteristiche quantitative della struttura dei trasferimenti di energia negli ecosistemi servono a caratterizzare l'efficienza con cui l'energia è trasferita attraverso i gruppi trofici, e per stimare il valore delle interazioni trofiche dirette e indirette attraverso tutta la rete alimentare degli ambienti costieri.

Dall'analisi dell'aggregazione trofica è emerso come lo sforzo di raccolta delle alghe attuato nell'ambito della gestione straordinaria della laguna sia stato elevato. Infatti alla raccolta delle alghe è associato un flusso di energia pari a circa un quarto di tutti i flussi della rete, e che risulta quasi pari al flusso totale che raggiunge il detrito. E' emerso comunque il ruolo fondamentale del detrito per questa rete alimentare, considerato che i flussi da e verso il detrito sono circa un terzo del totale.

Dall'analisi dei tre indici che quantificano il grado di maturità del sistema appare univocamente che il 1996 fosse in una condizione più stabile dell'anno precedente. Con ECOPATH è stato possibile stimare il tasso di turnover delle pleustofite per le due reti, e sono stati confrontati con i valori di μ_{max} stimati per *Cladophora* e *Gracilaria* con le relazione allometrica presentata nel capitolo 2. Il rapporto tra i P/B stimati per i 2 anni non coincide, con il rapporto tra i μ_{max} stimati per le specie dominanti nei due anni, *Cladophora* e *Gracilaria*, poiché P/B non è un tasso intrinseco della specie, come μ_{max} , ma dipende dalle condizioni di limitazione ambientale. Comunque anche P/B può essere utilizzato come indicatore della qualità ambientale poiché permette di stimare la posizione della specie dominante della vegetazione sommersa lungo l'asse delle strategie di adattamento alla selezione naturale.

I cormorani sono considerati elementi "esterni" e di disturbo per lo sfruttamento della laguna. Infatti, il massimo delle presenze dei cormorani si centra tra dicembre e gennaio, periodo che coincide con quello in cui i pesci di maggior pregio raggiungono la taglia commerciale e vengono pescati durante la rimonta naturale alle peschiere. Per valutare l'importanza del conflitto dell'uso delle risorse nel bacino è stata stimata il consumo dei cormorani e si è confrontata tale stima con l'effetto della pressione di pesca e degli altri pesci predatori sulle stesse prede, la stima della quantità di pesce consumato all'interno della catena alimentare, parametro non visibile dalle statistiche, ma che è stato stimato tramite il bilancio di massa della rete trofica.

I due approcci adottati hanno permesso di valutare le condizioni ecologiche del bacino e le loro variazioni. La variazione della vegetazione sommersa è stata descritta adeguatamente dalle due metodologie che hanno permesso di avere una visione sinottica e completa dei fenomeni legati al processo di eutrofizzazione e agli interventi atti a contrastarlo.

Appendice A CENNI DI TRASFERIMENTO RADIATIVO

Uno degli obiettivi principali del telerilevamento degli ambienti marini è quello di formulare uno strumento utile a osservare la fenomenologia e a misurare parametri fisici e biologici ad essa associata. Una di questa è il 'colore del mare', che è il risultato di un insieme di processi derivanti dalla presenza di particelle sospese o disciolte nella colonna d'acqua. Le metodologie di indagine e analisi sono ormai definite e consolidate per il mare aperto (Morel e Prieur 1977, Gordon e Morel 1983, Robinson 1985). Scarsa è l'operatività avvicinandosi alla fascia costiera in cui gli effetti morfologici e dinamici dei bacini, e gli apporti di acque fluviali e le attività antropiche influenzano notevolmente le caratteristiche ottiche dell'acqua.

A.1 Grandezze radiometriche fondamentali

Di seguito si riportano i principali parametri ottici utilizzati nella modellistica del trasferimento radiativo, con il relativo simbolo, unità di misura e modalità di ottenimento (Jerlov, 1976; Kirk, 1983), ed in figura 1 sono rappresentate le grandezze principali.

Radianza spettrale - Flusso radiante per unità di angolo solido per unità di area proiettata di una superficie. $L(z, \lambda) = d^2\Phi / (dS \cos\epsilon d\omega)$ [$W/m^2 sr$]

Irradianza spettrale - Flusso radiante $d\Phi$ incidente su una superficie infinitesima dS , diviso l'area della superficie. $E(z, \lambda) = d\Phi/dS = L(\theta, \phi) \cos\theta d\omega$ [W/m^2]

Irradianza spettrale ascendente $E_u(z, \lambda) = - \int_{-2\pi} L(\theta, \phi) \cos\theta d\omega$. (Misurata *in situ*)

Irradianza spettrale discendente $E_d(z, \lambda) = E_d(z, \lambda) = \int_{2\pi} L(\theta, \phi) \cos\theta d\omega$. (Misurata *in situ*.)

Irradianza spettrale discendente netta $E(z, \lambda) = E_d(z, \lambda) - E_u(z, \lambda)$

Riflettività spettrale dell'irradianza subsuperficiale (Riflettanza) $R(0^-, \lambda) = E_u(0^-, \lambda) / E_d(0^-, \lambda)$

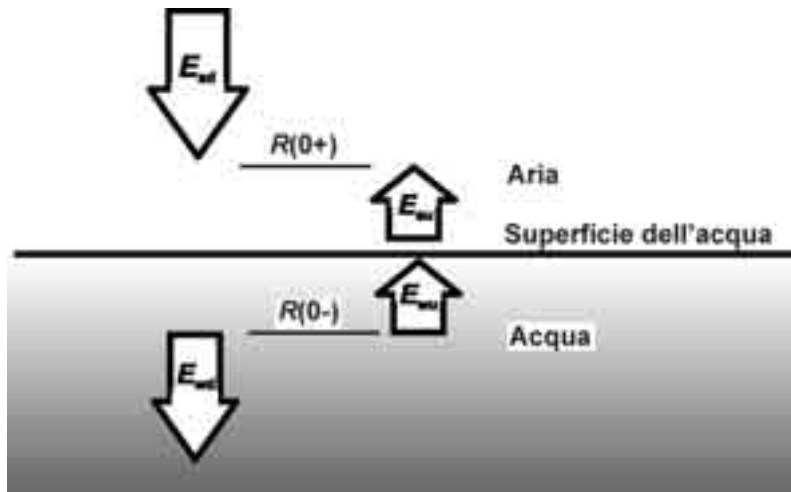


Figura 1. Rappresentazione grafica delle relazioni tra radianze e riflettanze.

A.2 La radiazione elettromagnetica nella materia

Quando un'onda elettromagnetica attraversa un qualunque mezzo, interagisce con esso e il risultato di tale interazione è un'attenuazione dell'onda. La descrizione delle interazioni che avvengono nel mezzo viene fatta attraverso la teoria del trasferimento radiativo che considera l'attenuazione dell'onda come l'effetto additivo di due processi distinti: l'assorbimento e la diffusione (scattering).

Si ha assorbimento quando un mezzo accresce la sua energia sottraendola ad un fascio di radiazioni elettromagnetiche. L'assorbimento avviene in regioni spettrali definite per ogni singola molecola; molecole semplici hanno spettri di assorbimento a righe, dove ciascuna riga è alla lunghezza d'onda corrispondente alla quantità di energia necessaria per una delle possibili transizioni di livello elettronico. Molecole più complesse, o comunque sostanze allo stato solido o liquido, hanno uno spettro di assorbimento continuo.

La diffusione o scattering è il fenomeno per cui i fotoni che compongono il fascio elettromagnetico vengono deviati dalle particelle che costituiscono il mezzo. Quindi il fascio originario perde fotoni che sono deviati dalle particelle, ma può incorporare fotoni che provengano da direzioni diverse e sono state deviate nella direzione del fascio stesso.

A seconda delle dimensioni delle particelle si definiscono due diversi tipi di scattering:

- scattering di rayleigh, quando le particelle hanno un diametro minore di 0.2 volte la lunghezza d'onda. Di questo tipo è lo scattering molecolare, che hanno dimensione di pochi Å ($1\text{Å}=10^{-10}\text{ m}$).
- scattering di Mie, quando le particelle hanno dimensione confrontabile con la lunghezza d'onda o superiori. Questo è il caso delle cellule di fitoplancton o dei solidi in sospensione in acqua, e degli aerosol in atmosfera.

A.3 Modelli di trasferimento radiativo

La teoria del trasferimento radiativo permette quindi di seguire il percorso ideale dei fotoni dal sole al sensore, attraverso le sue interazioni con l'atmosfera e l'acqua. Tale teoria permette di definire dei modelli che, date le caratteristiche del mezzo e delle particelle che lo compongono, permettono di simulare e/o analizzare le caratteristiche spettrali (Mobley 1994).

I modelli di irradianza e/o di riflettanza per masse d'acqua stratificate contenenti materiale in sospensione, basati sulla teoria del trasferimento radiativo, possono essere utilizzati in due modi, schematizzati in figura 2:

- modelli diretti, per ottenere il campo di irradianza/riflettanza a partire dalle proprietà ottiche della massa d'acqua (Kirk 1994, Dekker *et al.* 1997);
- modelli inversi, per ricavare le proprietà ottiche della colonna d'acqua a partire dal campo di luce subacqueo (Lee *et al.* 1994, Gould e Arnone 1997).

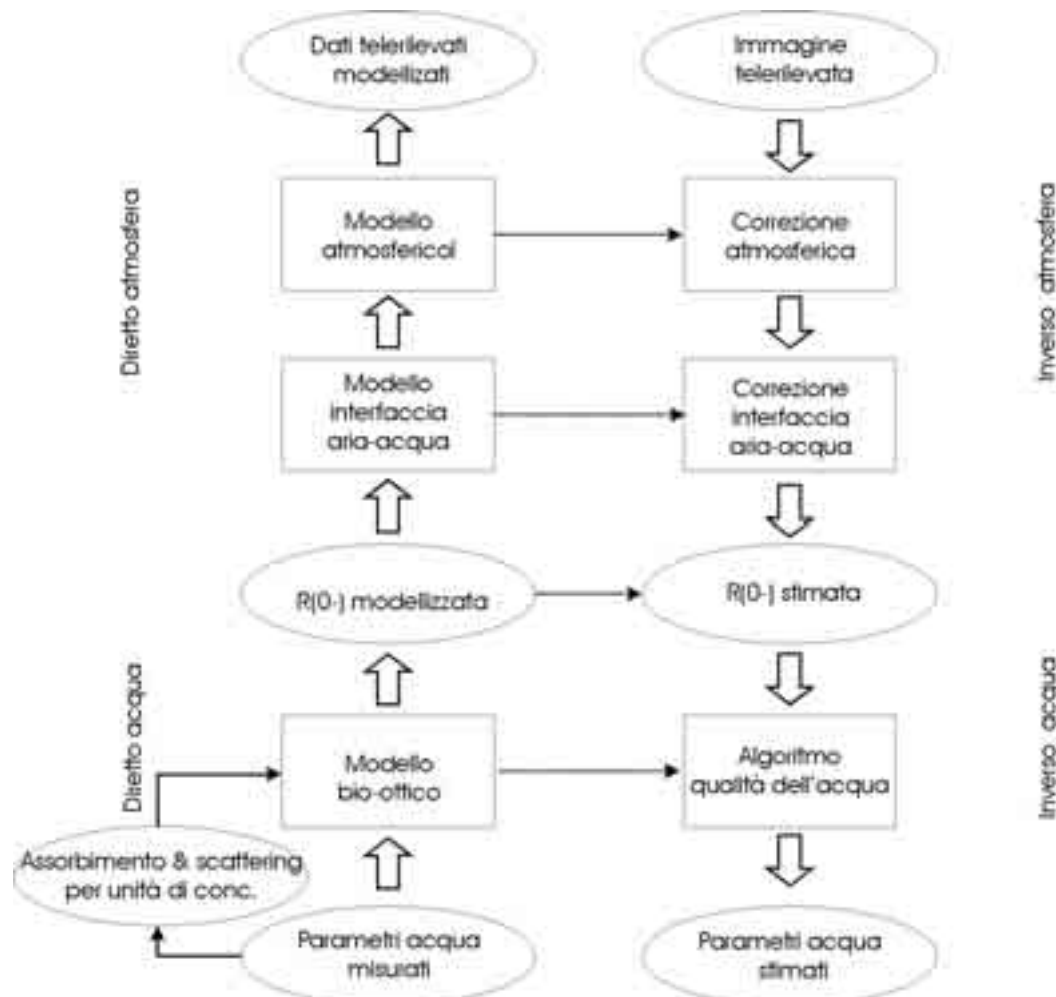


Figura 2. Schema di modelli diretti e inversi

A.3.1 ACQUA

A.3.1.1 I parametri di qualità dell'acqua.

Nel contesto delle applicazioni del telerilevamento, lo studio della qualità dell'acqua è limitato a quei parametri che sono in qualche modo correlati con il colore dell'acqua stessa. Tutti i corpi d'acqua naturali sono composti da materiali sospesi e disciolti che possono essere divisi in molteplici gruppi e sottogruppi. Tra questi, il materiale sospeso di dimensioni comprese tra $0.45 \mu\text{m}$ e $150 \mu\text{m}$ viene detto seston (anche noto come materia sospesa totale), e può essere a sua volta suddiviso in fitoplancton e in tutte le altre particelle di origine non

biologica, dette tripton (Kirk 1994). La materia disciolta che influisce sul colore dell'acqua è chiamata gilvin (in letteratura vengono utilizzati altri sinonimi, quali materia organica disciolta colorata, humus acquatico, Gelbstoff o, infine, sostanza gialla). Gilvin è un termine generico inizialmente introdotto da Kirk (1994) che si riferisce a tutta la sostanza solubile che contribuisce in modo significativo all'assorbimento. In questo caso, solubile significa che riesce a passare attraverso filtri di diametro pari a 0.45 μm .

Una misura quantitativa del colore dell'acqua è riflettanza subsuperficiale dell'irradianza spettrale $R(0-)$. Questo spettro viene dato dal rapporto tra la radianza di upwelling e la radianza di downwelling, appena al di sotto della superficie dell'acqua. Le componenti delle acque naturali influiranno sulle proprietà ottiche principalmente attraverso due processi: l'assorbimento e lo scattering elastico della luce. L'ammontare dell'assorbimento e dello scattering elastico è determinato grazie al coefficiente di assorbimento spettrale a (m^{-1}), al coefficiente di scattering b (m^{-1}), ed alla funzione $\beta(0)$ di scattering di volume. Queste proprietà vengono dette proprietà ottiche inerenti (IOP), dato che dipendono solo dal mezzo (l'acqua e i suoi costituenti), e non dal campo di luce ambientale. Dunque, fitoplancton, tripton e gilvin saranno fondamentali per determinare le caratteristiche ottiche dell'acqua.

A.3.1.2 Acque marine e acque costiere

Nell'ambito dell'oceanografia ottica, sono state definite due tipi principali di acque marine (Gordon e Morel, 1983): acque di caso I e di caso II.

Le acque di "caso I" comprendono generalmente le superfici oceaniche aperte, in cui tutte le sostanze sono fortemente legate al fitoplancton e dunque le proprietà ottiche possono venire definite soltanto in termini di CHL; in questo caso il fitoplancton è il costituente che assorbe principalmente la luce, arrivando fino al 95%, grazie ai suoi pigmenti assorbenti clorofilla a, b, c e i carotenoidi (Aiken *et al.* 1995). Nelle acque del "caso I" anche le particelle di scattering sono principalmente dovute al fitoplancton e ai prodotti collegati con detrito e batteri.

Le acque di "caso II" sono tutte quelle che non rientrano nel "caso I" e sono caratterizzate da correlazioni basse o addirittura assenti tra la concentrazione di fitoplancton, tripton e gilvin. La materia particellata aumenta a causa dell'immissione di acque fluviali, della risospensione del fondo o dell'erosione costiera e la sua concentrazione non varia di pari passo alla concentrazione del fitoplancton. Per esempio la risospensione mareale interessa soltanto il sedimento sospeso e non, almeno direttamente, la concentrazione del fitoplancton.

Nelle acque di "caso II" il gilvin viene trasportato principalmente dal flusso dei fiumi o dalla degradazione del terreno ed in acque molto produttive dalla degradazione del

fitoplancton. Inoltre si verifica un aumento del coefficiente di assorbimento dovuto ad alte concentrazioni di gilvin e tripton, soprattutto nella parte del blu dello spettro, visto che il coefficiente di assorbimento di questi costituenti aumenta esponenzialmente con lunghezze d'onda più piccole e inoltre lo scattering dalle particelle può arrivare fino a 1000 volte il backscattering delle acque oceaniche più limpide.

La fluorescenza può essere significativa per acque di "caso II" con valori di CHL fino a 10 mg m^{-3} e basse concentrazioni di materia sospesa, ma tuttavia in acque torbide ed eutrofiche (con concentrazioni di CHL fino a 1000 mg m^{-3}) l'assorbimento e lo scattering dei costituenti domineranno le proprietà ottiche dell'acqua.

In molte acque costiere e interne l'effetto combinato del backscattering del particolato e di un alto assorbimento introduce delle relazioni non lineari tra i costituenti dell'acqua e la riflettanza spettrale. Dunque per ricavare le concentrazioni dei costituenti dalla riflettanza è necessario seguire un approccio analitico, basato su un modello bio-ottico che descrive la relazione tra la riflettanza e le concentrazioni dei costituenti (fig. 2). I parametri principali di questi modelli sono le specifiche proprietà ottiche inerenti (SIOP), come la concentrazione per unità di l'assorbimento ed backscattering, per ciascun costituente.

A.3.1.3 Un modello analitico bio-ottico per le acque di "caso II".

A causa del vasto range di concentrazioni dei costituenti, le acque di "caso II" e soprattutto molte acque interne, sono otticamente molto più complesse delle acque di "caso I"

Nelle acque di "caso I" la riflettanza risulta, in prima approssimazione, proporzionale al rapporto del backscattering sull'assorbimento. Nelle acque di "caso II" si ritrova un termine in più, relativo al backscattering al denominatore del modello di riflettanza, al fine di considerare la luce dell'upwelling che si diffonde lungo la colonna d'acqua (per esempio gli effetti di scattering del secondo ordine):

$$R(0-) = f \frac{b_b}{a + b_b} \quad (\text{eq. 1})$$

Per quanto riguarda le proprietà ottiche inerenti di ciascun costituente a e b_b , si assume che esse siano funzione lineare della concentrazione del costituente stesso; ciò permette di introdurre le proprietà ottiche inerenti specifiche (SIOP), che sono uguali alle proprietà ottiche inerenti per unità di concentrazione. Per esempio, il coefficiente di assorbimento specifico del fitoplancton, a^*_{ph} , sarà il coefficiente di assorbimento associato con 1 mg m^{-3} della concentrazione di clorofilla (CHL). La legge di Beer permette di esprimere il coefficiente di assorbimento totale a come la somma del coefficiente di assorbimento dell'acqua e dei coefficienti specifici di assorbimento di fitoplancton, tripton e gilvin

moltiplicati rispettivamente per della concentrazione di clorofilla (CHL), il peso secco del tripton (DW_{tr}) e l'assorbimento a 440 nm (g_{440}):

$$\begin{aligned} a &= a_w + a_{tr}^* DW_{tr} + a_{ph}^* CHL + a_g^* g_{440} \\ b_b &= b_{bw} + b_{btr}^* DW_{tr} + b_{bph}^* CHL \end{aligned} \quad (\text{eq. 2})$$

A.3.2 ATMOSFERA

Quando si utilizzano dati telerilevati per stimare dati quantitativi della superficie terrestre, è necessario adottare una procedura per correggere la radianza misurata al sensore dal contributo dell'atmosfera al segnale. Per capire la necessità di questa correzione, si possono fare alcune considerazioni su un sensore che guardi la terra dall'alto. Tale sensore misura la quantità di energia, ovvero la radianza, che viene riflessa nel suo angolo di vista dal sistema 'Atmosfera - Superficie terrestre' illuminato dal sole. Questo segnale dipende dalla riflettanza della superficie terrestre e da due processi atmosferici: l'assorbimento dei gas e la diffusione di molecole e aerosol.

A.3.2.1 Assorbimento gassoso

Nell'atmosfera ci sono circa trenta gas e la maggior parte di questi non ha assorbimenti spettrali nella regione compresa tra 0.4-2.5 μm , in condizioni atmosferiche tipiche. Infatti, soltanto sette gas quali il vapor d'acqua (H_2O), l'anidride carbonica (CO_2), l'ozono (O_3), l'ossido nitroso (N_2O), il monossido di carbonio (CO), il metano (CH_4) e l'ossigeno (O_2) producono effetti osservabili in questa regione. Circa metà della regione compresa tra 0.4-2.5 μm è interessata dall'assorbimento dei gas dell'atmosfera. Le regioni spettrali in cui ci sono soltanto piccoli assorbimenti da parte dei gas sono dette "finestre" e nella regione tra 0.4 e 2.5 μm ne esistono diverse. La stretta regione spettrale intorno a 0.85, 1.05 e 1.25 μm costituiscono un esempio.

A.3.2.2 Scattering molecolare e di aerosol

Le molecole atmosferiche e gli aerosol hanno un effetto di scattering sulla radiazione solare. Mentre l'assorbimento dei gas atmosferici è importante soprattutto nella regione tra 1.0 e μm , lo scattering molecolare e degli aerosol si verifica principalmente nella regione delle lunghezze d'onda corte del visibile. Lo scattering molecolare, anche detto scattering di Rayleigh, diminuisce rapidamente ($\sim \lambda^{-4}$) con l'aumentare della lunghezza d'onda; al di sopra di 1 μm tale effetto è trascurabile. Anche lo scattering dovuto all'aerosol diminuisce con l'aumentare della lunghezza d'onda, ma non tanto rapidamente quanto lo scattering di

Rayleigh; vicino ad 1 μm lo scattering dell'aerosol contribuisce per circa l'10% della radianza totale misurata al sensore di un satellite in condizioni atmosferiche tipiche.

A.3.2.3 *Correzione Atmosferica*

Se l'atmosfera fosse assente, la luce emessa dal sole sarebbe assorbita e riflessa solo dalla superficie terrestre, e quindi la radianza rilevata al sensore sarebbe direttamente legata alle proprietà della terra. In questo caso, sarebbe possibile calcolare la riflettanza di un oggetto posto sulla superficie terrestre come il rapporto tra la radianza rilevata al sensore per l'oggetto e la radianza totale incidente sulla superficie terrestre.

Più realisticamente, una parte della radiazione incidente è assorbita e diffusa dall'atmosfera, prima e dopo dell'interazione con la superficie terrestre, in dipendenza della lunghezza d'onda. Mentre l'assorbimento dei gas atmosferici è importante soprattutto nella regione tra 1.0 e 2.5 μm , lo scattering (diffusione) molecolare e degli aerosol si verifica principalmente nella regione delle lunghezze d'onda corte del visibile. In particolare, la porzione di energia che raggiunge il sensore può variare dal 50% a 0.450 μm (regione del blu dello spettro visibile) all'80% a 0.85 μm (regione dell'infrarosso vicino) (Vermote *et al.* 1995).

L'energia radiante osservata da un sensore (ipotizzando un oggetto posto sulla superficie terrestre con riflettanza omogenea), consiste di varie componenti e può essere approssimata come:

$$L_{\text{sat}} = T(L_{\text{atm}} + L_{\text{up}})$$

dove L_{sat} è la radianza raccolta dal sensore; T è la trasmittanza atmosferica dovuta ai gas atmosferici; L_{atm} è il contributo dell'atmosfera alla radianza, dovuto alla diffusione della luce di gas e aerosol; L_{up} è la radianza che arriva al sensore dall'oggetto posto sulla superficie terrestre, ed è la quantità che bisogna stimare con la procedura di correzione atmosferica, per ogni pixel dell'immagine. Per stimare L_{up} possiamo invertire la relazione precedente e scrivere:

$$L_{\text{up}} = (L_{\text{sat}}/T) - L_{\text{atm}}.$$

In questa relazione noi conosciamo solo il valore della radianza rilevata al sensore (L_{sat}) e quindi è necessario stimare la trasmittanza atmosferica e la radianza atmosferica in qualche modo.

Gli effetti dello scattering atmosferico o della foschia possono essere ridotti ipotizzando che lo scattering abbia un effetto additivo ponendo la trasmittanza atmosferica $T =$

1. In un algoritmo basato su questa ipotesi, il valore appropriato per la correzione di ogni banda spettrale è determinato dall'istogramma, e quindi ponendo il valore minimo di ogni banda a zero. Questo approccio è valido per le regioni spettrali del visibile in cui lo scattering atmosferico è l'effetto dominante in confronto all'attenuazione causata dall'atmosfera.

A.3.2.4 Un modello analitico di trasferimento radiativo atmosferico

Un codice di trasferimento radiativo approssimato ma comunque ancora abbastanza accurato, chiamato Second Simulation of the Satellite Signal in the Solar Spectrum (6S), è stato sviluppato da Vermote *et al.* (1997); in questo codice, la riflettanza apparente $\rho^*(\theta_s, \phi_s, \theta_v, \phi_v, \lambda)$, è utilizzata nella formulazione del trasferimento radiativo. La riflettanza apparente è definita da:

$$\rho^*(\theta_s, \phi_s, \theta_v, \phi_v, \lambda) = \frac{\pi L(\theta_s, \phi_s, \theta_v, \phi_v, \lambda)}{\mu_s E_s(\lambda)} \quad (\text{eq. 3})$$

dove θ_s è l'angolo di zenit del sole; ϕ_s è l'angolo di azimut del sole; θ_v è l'angolo di zenit del sensore; ϕ_v è l'angolo di azimut del sensore; λ è la lunghezza d'onda; L è la radianza misurata dal satellite; E_s è l'irradianza solare al di sopra dell'atmosfera; $\mu_s = \cos \theta_s$

Quindi, per una superficie orizzontale con riflettanza lambertiana uniforme, la riflettanza apparente $\rho^*(\theta_s, \phi_s, \theta_v, \phi_v, \lambda)$ può anche essere espressa come:

$$\rho^*(\theta_s, \theta_v, \phi_s - \phi_v) = \rho_a(\theta_s, \theta_v, \phi_s - \phi_v) + \frac{\rho_s}{1 - \rho_s S} T(\theta_s) T(\theta_v) \quad (\text{eq. 4})$$

dove ρ_a è la riflettanza atmosferica; $T(\theta_s)$ è la trasmittanza dello scattering verso il basso; $T(\theta_v)$ è la trasmittanza dello scattering verso l'alto; S è l'albedo sferico dell'atmosfera; ρ è la riflettanza della superficie; ρ^* è la riflettanza apparente.

Nel 6S, un parametro di input permette di attivare la correzione atmosferica. In questo caso, il terreno è considerato come lambertiano, e dato che le condizioni atmosferiche sono note, il codice ricava la riflettanza atmosfericamente corretta ρ_{ac} in cui la riflettanza sarà uguale alla riflettanza apparente ρ_i^* (Eq.(1)) introdotta come input.

Dall'eq 4 ρ_{ac} può essere determinata come segue:

$$\rho_{ac}(\theta_s, \theta_v, \phi_s - \phi_v) = \frac{\rho_{ac}'}{1 + \rho_{ac}' s} \quad (\text{eq. 6})$$

con:

$$\rho_{ac}' = \frac{\frac{\rho_i^*(\theta_s, \theta_v, \phi_s - \phi_v)}{T_g} - \rho_a(\theta_s, \theta_v, \phi_s - \phi_v)}{T(\theta_s) T(\theta_v)} \quad (\text{eq. 7})$$

dove ρ_i^* è la riflettanza apparente, mentre tutti gli altri parametri sono calcolati con le condizioni atmosferiche descritte dall'utente.

BIBLIOGRAFIA

- Aiken, J., G.F.T.C.C. Moore, S.B. Hooker, D.K. Clark, 1995. *The SeaWiFS CZCS type pigment algorithm*, Vol.29.
- Alberotanza, L., A. Zandonella, 1986. Una procedura per il riconoscimento automatico di alghe in ambienti lagunari con i dati "TM". *Convegno Nazionale Telerilevamento per la gestione del suolo e delle acque*, 6-10 ottobre, p. 99-112.
- Alberotanza, L. and A. Zandonella, 1987. Alga classification in lagoon environments: a methodology of TM data processing based on color metrics. *Proceeding of Remote sensing from space, Oldenburg (FRG), March 31-April 3*, p. 150-161.
- Alberotanza, L., M. Pavanati, G. Zibordi, A. Zandonella, 1991. Landsat 5/Thematic Mapper images used to identify macroalgae vegetation in the Venice Lagoon. In: Wijnen, M.M., C.A. Brebbia (Eds.), *Water pollution: modelling, measuring and prediction*, Southampton, Computational Mechanics Publications, p. 355-368.
- Alberotanza, L., I. Canossi, M. Pavanati, C. Ramasco. G. Zibordi, 1993. Spettri di riflettanza di superfici naturali: metodologia di misura ed applicazione ad acque lagunari. *AIT Informa - Rivista Italiana di Telerilevamento*, Vol. 2, p. 17-20.
- Alberotanza, L., V.E. Brando, G. Ferro Milone, M. Pavanati, and G. Ravagnan, 1998. Airborne hyperspectral imagery as operational tool of the ecological status of a coastal lagoon. *Fifth International Conference Remote sensing and Coastal Environment. S. Diego (Ca, USA), October 5-7, 1998*, p. 127-134.
- Alberotanza, L., V.E. Brando, G. Ravagnan. A. Zandonella, 1999a. Hyperspectral aerial images. A valuable tool for submerged vegetation recognition in the Orbetello Lagoons, Italy. *International Journal of Remote Sensing*, Vol. 20 (3), p. 523-533.
- Alberotanza, L., V.E. Brando, R. Ceccarelli, M. Di Bitetto, M. Lenzi, N. Mattei, G. Ravagnan, 1999b. Eutrophication and environmental recovery of the Orbetello Lagoon. In: Faranda, F.M., L. Guglielmo, G. Spezie (Eds.), *Structure and processes in the mediterranean ecosystems*, Springer, p. (in press).
- Alberotanza, L., V.E. Brando, M. Lenzi. G. Ravagnan, 1999c. Caratterizzazione degli effetti di una crisi distrofica in laguna di Orbetello: l'analisi di dati iperspettrali rilevati da aereo. *Rivista Italiana Telerilevamento*, p. (submitted).

**I dati telerilevati iperspettrali e i modelli trofici quali strumenti descrittivi
della condizione ecologica della Laguna di Orbetello**

- Allen, K.R., 1971. Relation between production and biomass. *J. Fish. Res. Board Can.*, Vol. 28, p. 1573-1581.
- Ardizzone, G., S. Cataudella, R. Rossi, 1988. *Management of coastal lagoon fisheries and aquaculture in Italy*, FAO Fisheries Technical Papers 293, 103 p.
- Arreguin-Sanchez, F., E. Valero-Pacheco, E.A. Chavez, 1993. A trophic box model of the coastal fish communities of the southwestern Gulf of Mexico. In: Christensen, V., D. Pauly (Eds.), *Trophic models of aquatic ecosystems*, ICLARM, p. 197-205.
- Auteri, R., A. Abella, R. Baino, P. Righini, F. Serena, R. Silvestri, A. Voliani, 1993. *Interazioni trofiche e attività di pesca nella laguna di Orbetello*, Consorzio regionale di idrobiologia e pesca, Regione Toscana., 222 p.
- Avanzi, G., R. Bianchi, M. Capece, R.M. Cavalli, C.M. Marino, S. Pignatti, 1995. Studio metodologico per la referenziazione geografica dei dati MIVIS. In: Zaghi, A., M. Gomarasca (Eds.), *Telerilevamento, GIS e cartografia al servizio dell'informazione territoriale*, Torino, CSEA, p. 367-372.
- Baccetti, N., F. Ciani, R. Mainardi, 1988. Lo svernamento del cormorano in Italia - Orbetello e San Rossore (Toscana). In: Baccetti, N. (Ed.), *Lo svernamento del cormorano in Italia*, p. 103-127.
- Baccetti, N., 1988. Lo svernamento del cormorano in Italia - Toscana. In: Baccetti, N. (Ed.), *Lo svernamento del cormorano in Italia*, p. 45-56.
- Baccetti, N., F. Corbi, 1988. Lo svernamento del cormorano in Italia - Note Conclusive. In: Baccetti, N. (Ed.), *Lo svernamento del cormorano in Italia*, p. 151-155.
- Baccetti, N., G. Cherubini, R. Santolini, L. Serra, 1997. Cormorant wintering in Italy: numbers and trends. In: Baccetti, N., G. Cherubini (Eds.), *IV European Conference on Cormorants*, p. 363-366.
- Baldi, A., E. Bassano, R. Boniforti, M. Iacovelli, A. Pezzanni, S. Racalbuto, R. Schirone, 1994. Continuous monitoring of the Orbetello lagoon (Central Italy). *Proceedings of european Coastal zone Association for Science and Technology, Second International Symposium (Littoral 94), Lisboa, Portugal, 26-29 September*, Oporto: Eurocoast-Portugal, p. 301-310.
- Barnes, R.S.K., 1994. The Coastal Lagoons of Europe. *Coastline*, Vol. 3 (1994-2), p. 3-8.
- Bendoricchio, G., P. Baschieri, 1997. Integrated management of water quality in the Lagoon of Venice. In: Rajar, R., C.A. Brebbia (Eds.), *Water pollution IV: Modelling, Measuring and Prediction*, Southampton, UK, Computation Mechanics Publications,

BIBLIOGRAFIA

- Bianchi, C.N., 1988. Tipologia ecologica delle lagune costiere italiane. In: Carrada, G.C., F. Cicogna, E. Fresi (Eds.), *Le lagune costiere: ricerca e gestione*, Massa Lubrense, CLEM, p. 57-66.
- Bianchi, R. and C.M. Marino, 1994. CNR LARA Project Italy: MIVIS/MIDAS Environmental Airborne Hyperspectral Remote Sensing System. *First International Airborne Remote Sensing Conference and Exhibition, Strasbourg, France, 12-15 September*, ERIM, Ann Arbor, p. 613-619.
- Bianchi, R., R.M. Cavalli, L. Fiumi, C.M. Marino, and S. Pignatti, 1996. Airborne remote sensing: results of two years of imaging spectrometry for the study of environmental problems. In: A. Spiteri, editor. *Remote Sensing '96*, Balkema, Rotterdam, p. 269-273.
- Bianchi, R., R.M. Cavalli, L. Fiumi, C.M. Marino, and S. Pignatti, 1996. Airborne remote sensing; results of two years of imaging spectrometry for the study of environmental problems. In: A. Spiteri, editor. *16th Earsel Symposium; Integrated Applications for Risk Assessment and Disaster prevention for the Mediterranean*, 5 -1996, Balkema, Rotterdam, p. 269-273.
- Bombelli, V., M. Lenzi, 1995. Evoluzione del sistema laguno-costiero di Orbetello: rapporto tra eutrofizzazione, struttura dei popolamenti e produttività. *Biol. Mar. Medit.*, Vol. 2 (2), p. 31-36.
- Bombelli, V., M. Lenzi, 1996. Italy-The Orbetello lagoon and the Tuscan coast. In: Schramm, W., P.H. Nienhuis (Eds.), *Marine benthic vegetation. Recent changes and the effects of eutrophication*, Springer-Verlag, p. 331-337.
- Bonvicini Pagliai, A.M., G. Cognetti, 1982. Ecology of polychaetes in the Orbetello lagoon (Tuscany). *Boll. Zool.*, Vol. 49, p. 51-60.
- Borum, J., K. SandJensen, 1996. Is total primary production in shallow coastal marine waters stimulated by nitrogen loading? *Oikos*, Vol. 76 (2), p. 406-410.
- Brambati, A., 1988. Lagune e stagni costieri: due ambienti a confronto. In: Carrada, G.C., F. Cicogna, E. Fresi (Eds.), *Le lagune costiere: ricerca e gestione*, Massa Lubrense, CLEM, p. 9-33.
- Bucci, M., E. Ghiara, V. Gorelli, R. Gragnani, G. Izzo, J.G. Morgana, L. Naviglio, R. Uccelli, 1991. Risanamento ambientale della laguna di Orbetello. Ricerche e risultati. *L'ENEA per l'ambiente*, ENEA, p. 89-103.
- Bucci, M., E. Ghiara, V. Gorelli, R. Gragnani, G. Izzo, J.G. Morgana, L. Naviglio, R. Uccelli, 1992. Ecological conditions in the Orbetello Lagoon and suggested actions for its

**I dati telerilevati iperspettrali e i modelli trofici quali strumenti descrittivi
della condizione ecologica della Laguna di Orbetello**

- restoration. In: Vollenweider, R.A., R. Marchetti, R. Viviani (Eds.), *Marine coastal eutrophication*, Elsevier, p. 1179-1188.
- Carrada, G.C., E. Fresi, 1988. Le lagune salmastre costiere. Alcune riflessioni sui problemi e sui metodi. In: Carrada, G.C., F. Cicogna, E. Fresi (Eds.), *Le lagune costiere: ricerca e gestione*, Massa Lubrense, CLEM, p. 35-56.
- Carrer S., Opitz S., 1999. Trophic network model of a shallow water area in the northern part of the Lagoon of Venice. *Ecological Modelling*, Vol. 124, p. 193-219.
- Cartei, P., M. Innamorati, 1997. Variazioni delle condizioni trofiche della laguna di Orbetello. *Biol. Mar. Medit.*, Vol. 4 (1), p. 579-582.
- Cartei, P., M. Innamorati. C. Melillo, 1998. Omeostasi trofica modulata dal mare ed ipertrofia autoctona lagunare. *Biol. Mar. Medit.*, Vol. 5 (1), p. 41-46.
- Cataudella, S., 1988. Contributi dell'acquacoltura alla gestione produttiva degli ambienti lagunari. In: Carrada, G.C., F. Cicogna, E. Fresi (Eds.), *Le lagune costiere: ricerca e gestione*, Massa Lubrense, CLEM, p. 147-156.
- Cataudella, S., A. Cannas, F. Donati. R. Rossi, 1995. Elementi per l'identificazione di un modello di gestione conservativa delle lagune costiere attraverso l'uso multiplo delle risorse. *Biol. Mar. Medit.*, Vol. 2 (2), p. 5-15.
- Ceccarelli, R., C. Pianese, 1998. A Dynamic Simulation of a Mediterranean Lagoon Ecosystem. *Placing Fisheries Resources in Their Ecosystem Context: Cooperation, Comparisons, and Human Impact. North Sea Centre Workshop, 3-9 August, 1998.*
- Cecconi, G., G. Silvestrini, 1995. Sperimentazioni per la diffusione delle fanerogame marine sui fondali della Laguna di Venezia. *Quaderni Trimestrali*. Consorzio Venezia Nuova. Venezia,
- Chavez, P.S., 1988. An improved dark-object subtraction technique for atmospheric correction of multispectral data. *Remote Sensing of Environment*, Vol. 24, p. 459-479.
- Christensen, V., D. Pauly, 1993a. On steady-state modelling of ecosystems. In: Christensen, V., D. Pauly (Eds.), *Trophic models of aquatic ecosystems*, ICLARM, p. 14-19.
- Christensen, V., D. Pauly, 1993b. Flow characteristics of aquatic ecosystems. In: Christensen, V., D. Pauly (Eds.), *Trophic models of aquatic ecosystems*, ICLARM, p. 338-352.
- Christensen, V., 1994a. Emergy-based ascendency. *Ecological Modelling*, Vol. 72, p. 129-144.
- Christensen, V., 1994b. On the behavior of some proposed goal functions for ecosystem development. *Ecological Modelling*, Vol. 75-76, p. 37-49.

BIBLIOGRAFIA

- Christensen, V., 1998. Fishery-induced changes in a marine ecosystem: insight from models of the Gulf of Thailand. *Journal of Fish Biology*, Vol. 53 (Suppl A), p. 128-142.
- Christian, R.R., E. Fores, F. Comin, P. Viaroli, M. Naldi, I. Ferrari, 1996. Nitrogen cycling networks of coastal ecosystems: influence of trophic status and primary producer form. *Ecological Modelling*, Vol. 87 (1-3), p. 111-129.
- Christian, R.R., J.J. Luczkovich, 1999. Organizing and understanding a winter's seagrass foodweb network through effective trophic levels. *Ecological Modelling*, Vol. 117, p. 99-124.
- Coffaro, G., M. Bocci, G. Bendoricchio, 1997. Application of structural dynamic approach to estimate space variability of primary producers in shallow marine water. *Ecological Modelling*, Vol. 102 (1), p. 97-114.
- Cognetti, G., C.M. De Angelis, E. Orlando, A.M. Bonvicini Pagliai, A.M. Cognetti Varriale, R. Crema, M. Mari, M. Mauri, P. Tongiorgi, R. Vandini Zunarelli, E. de Fraja Frangipane, A. Brambati, G. Giaccone, R. Olivotti, 1978. *Risanamento e protezione dell'ambiente idrologico delle lagune di Orbetello*, Comune di Orbetello, Regione Toscana,
- Cognetti, G., C.M. De Angelis, E. Orlando, A.M. Bonvicini Pagliai, A.M. Cognetti Varriale, R. Crema, M. Mari, M. Mauri, P. Tongiorgi, R. Vandini Zunarelli, 1981. Situazione ecologica delle lagune di Orbetello: sintesi dei risultati di due anni di ricerche. *Quad. Lab. Tecnol. Pesca*, Vol. 3 (1 suppl.), p. 233-247.
- Consorzio Venezia Nuova, 1993. *Interventi per l'arresto del degrado connesso alla proliferazione delle macroalghe in Laguna di Venezia - 3° ciclo*, Venezia,
- Consorzio Venezia Nuova, 1994. *Verifica di tecniche sperimentali per l'inversione e l'arresto del degrado in Laguna di Venezia - 1st Fase Operativa*, Venezia,
- Consorzio Venezia Nuova, 1994. *Dati di Raccolta Macroalghe*, Magistrato alle Acque di Venezia,
- Consorzio Venezia Nuova, 1995. *Verifica di tecniche sperimentali per l'inversione e l'arresto del degrado in Laguna di Venezia - 2nd Fase Operativa*, Venezia,
- De La Cruz-Aguero, G., 1993. A preliminary model of Mandinga Lagoon, Veracruz, Mexico. In: Christensen, V., D. Pauly (Eds.), *Trophic models of aquatic ecosystems*, ICLARM, p. 193-196.
- De vries, I., C.J.M. Philippart, E.G. DeGroot, M.W.M. Van der Tol, 1996. Coastal eutrophication and Marine benthic vegetation: a model analysis. In: Schramm, W., P.H.

**I dati telerilevati iperspettrali e i modelli trofici quali strumenti descrittivi
della condizione ecologica della Laguna di Orbetello**

-
- Nienhuis (Eds.), *Marine benthic vegetation. Recent changes and the effects of eutrophication*, Springer-Verlag, p. 79-113.
- Dekker, A.G., T.J.M. Malthus, M.M. Wijnen. E. Seyhan, 1992. The effect of spectral band width and positioning on the spectral signature analysis of inland waters. *Remote Sensing of Environment*, Vol. 41 (2/3), p. 211-226.
- Dekker, A.G., 1993. *Detection of optical water quality parameters for eutrophic waters by high resolution remote sensing*. PhD. Thesis, Vrije Universiteit, Amsterdam, The Netherlands; 240 p.
- Dekker, A.G., H.J. Hoogenboom, L.M. Goddijn. T.J.M. Malthus, 1997. The relation between inherent optical properties and reflectance spectra in turbid inland waters. *Remote Sensing Reviews*, Vol. 15, p. 59-74.
- Delos Reyes, M., R. Martens, 1994. Geoecology of Laguna de Bay, Philippines I. Techno-commercial impact on trophic level structure of the Laguna de Bay aquatic ecosystem 1968-1980. *Ecological Modelling*, Vol. 75-76, p. 497-509.
- Doerffer, R., 1992. Imaging spectroscopy for detection of Chlorophyll and suspended matter. In: Toselli, F., J. Bodechtel (Eds.), *Imaging spectrometry: fundamentals and prospective applications*, Dordrecht, Kluwer, p. 215-257.
- Duarte, C.M., 1990. Seagrass nutrient content. *Marine Ecology Progress Series*, Vol. 67, p. 201-207.
- Duarte, C.M., 1991. Allometric scaling of seagrass form and productivity. *Marine Ecology Progress Series*, Vol. 77, p. 289-300.
- Duarte, C.M., 1995. Submerged aquatic vegetation in relation to different nutrient regimes. *Ophelia*, Vol. 41, p. 87-112.
- Enriquez, S., C.M. Duarte. K. SandJensen, 1995. Patterns in the photosynthetic metabolism of Mediterranean macrophytes. *Marine Ecology Progress Series*, Vol. 119 (1-3), p. 243-252.
- Enriquez, S., C.M. Duarte, K. SandJensen. S.L. Nielsen, 1996. Broad-scale comparison of photosynthetic rates across phototrophic organisms. *Oecologia*, Vol. 108 (2), p. 197-206.
- European Commission, 1995. *Aquaculture and environment in the european commission*, Louxembourg, 81 p.
- Field, J.G., F. Wulff, K.H. Mann, 1989. The need to analyze ecological networks. In: Wulff, F., J.G. Field, K.H. Mann (Eds.), *Network analysis in marine ecology. Methods and applications*, Berlin, Springer Verlag, p. 3-12.

BIBLIOGRAFIA

- Fillit, M., 1995. Seasonal changes in photosynthetic capacities and pigment content of *Ulva rigida* in a Mediterranean coastal lagoon. *Botanica Marina*, Vol. 38, p. 271-280.
- Finn, J.T., 1976. Measures of ecosystem structure and function derived from analysis. *Journal Theor. Biol.*, Vol. 56, p. 363-380.
- Galanti, G., P. Guilizzoni, M. Mangoni, A. Nocentini, A. Piva, 1991. A study of the littoral sediments and macrobenthos in connection with the harvesting of aquatic macrophytes in Lago di Candia (N. Italy). *Memorie dell'Istituto Italiano di Idrobiologia*, Vol. 48, p. 153-184.
- Gantt, E., 1990. Pigmentation and photoacclimation. In: Cole, K.M., R.G. Sheat (Eds.), *Biology of the red algae*, Cambridge, University Press, p. 203-219.
- Gastellu-Etchegorry, J.P. and G. Stancalie, 1994. Correction of atmospheric effects for the high resolution airborne spectrometry data. *First International Airborne Remote Sensing Conference and Exhibition, Strasbourg, France, 12-15 September*, ERIM, Ann Arbor,
- Gitelson, A., 1992. The peak near 700 nm on radiance spectra of algae and water: relationships of its magnitude and position with chlorophyll concentration. *International Journal of Remote Sensing*, Vol. 13 (17), p. 3367-3373.
- Goetz, A.F.H., G. Vane, J.E. Solomon, B.N. Rock, 1985. Imaging spectrometry for earth remote sensing. *Science*, Vol. 228, p. 1147-1153.
- Goetz, A.F.H., 1992. Principles of narrow band spectrometry in the visible and IR: instruments and data analysis. In: Toselli, F., J. Bodechtel (Eds.), *Imaging spectrometry: fundamentals and prospective applications*, Dordrecht, Kluwer, p. 21-32.
- Gordon, H.R., 1979. Diffuse reflectance of the ocean: the theory of its augmentation by chlorophyll-a fluorescence at 685 nm. *Applied Optics*, Vol. 18 (8), p. 1161-1167.
- Gordon, H.R., A. Morel, 1983. *Remote assessment of ocean color for interpretation of satellite visible imagery: a review*, Springer-Verlag, New York, 114 p.
- Gould, R.W.J., R.A. Arnone, 1997. Remote sensing estimates of inherent optical properties in a coastal environment. *Remote Sensing of Environment*, Vol. 61, p. 290-301.
- Gower, J.F.R., S. Lin, G.A. Borstadt, 1984. The information content of different optical spectral ranges for remote chlorophyll estimation in coastal waters. *International Journal of Remote Sensing*, Vol. 5 (2), p. 349-364.

**I dati telerilevati iperspettrali e i modelli trofici quali strumenti descrittivi
della condizione ecologica della Laguna di Orbetello**

-
- Grime, J.P., 1979. Evidence for the existence of three primary strategies in plant and its relevance to ecological and evolutionary theory. *The American Naturalist*, Vol. 111, p. 1169-1194.
- Hein, M., M.F. Pedersen, K. Sand-Jensen, 1995. Size-dependent nitrogen uptake in micro- and macroalgae. *Marine Ecology Progress Series*, Vol. 118 (1-3), p. 247-253.
- Heip, C., 1995. Eutrophication and zoobenthos dynamics. *Ophelia*, Vol. 41, p. 113-136.
- Heymans, J.J., A. McLachlan, 1996. Carbon budget and network analysis of a high energy beach/surf-zone ecosystem. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, Vol. 43, p. 485-505.
- Hoffbeck, J.P., D.A. Landgrebe, 1996. Classification of remote sensing images having high spectral resolution. *Remote Sensing of Environment*, Vol. 57, p. 119-126.
- Innamorati, M., 1998. La laguna di Orbetello: risanamento e gestione conservativa. *Biol. Mar. Medit.*, Vol. 5 (3), p. 1352-1361.
- Izzo, G., V. Hull, 1991. The anoxic crises in dystrophic processes of coastal lagoons: an energetic explanation. In: Rossi, C., E. Tiezzi (Eds.), *Ecological Physical Chemistry*, Elsevier, p. 559-572.
- Kapetsky, J.M., G. Lasserre, 1984. *Management of coastal lagoon fisheries*, 776 p.
- Kay, J.J., L.A. Graham, R.E. Ulanowicz, 1989. A detailed guide to network analysis. In: Wulff, F., J.G. Field, K.H. Mann (Eds.), *Network analysis in marine ecology. Methods and applications*, Berlin, Springer Verlag, p. 15-60.
- Kerr, S.R., R.A. Ryder, 1992. Effects of cultural eutrophication on coastal marine fisheries: a comparative approach. In: Vollenweider, R.A., R. Marchetti, R. Viviani (Eds.), *Marine coastal eutrophication*, Elsevier, p. 599-614.
- Kimor, B., 1992. The impact of eutrophication on phytoplankton composition in coastal marine ecosystems. In: Vollenweider, R.A., R. Marchetti, R. Viviani (Eds.), *Marine coastal eutrophication*, Elsevier, p. 871-878.
- Kirk, J.T.O., 1994. *Light & photosynthesis in aquatic ecosystems*, 2 ed., 509 p.
- Klemas, V. and M.A. Hardisky, 1987. Remote sensing of estuaries: an overview. *21st Symp. on Rem. Sens. of Environm*, 10-1987, Ann Arbor, Michigan, p. 183-203.
- Kramer, H.J., 1996. *Observation of the Earth and its Environment. Survey of Missions and Sensors*, 3rd ed., Springer, Berlin,

BIBLIOGRAFIA

- Krijgsman, J., 1994. *Optical remote sensing of water quality parameters: interpretation of reflectance spectra*. PhD. Thesis, Delft University Press, Delft University of Technology; 198 p.
- Kruse, F.A., A.B. Lefkoff, J.W. Boardman, K.B. Heidebreche, A.B. Shapiro, P.J. Barloo. A.F.H. Goetz, 1993. The Spectral ImagProcessing System (SIPS) - Interactive Visualization and Analysis of Imaging spectrometer Data. *Remote Sensing of Environment*, Vol. 44, p. 145-163.
- Kruse, F.A., L.L. Richardson, and V.G. Ambrosia, 1997. Techniques developed for geological analysis of hyperspectral data applied to near-shore hyperspectral ocean data. *Fourth International Conference on Remote Sensing and Coastal Environments, Orlando, Florida, 17-19 March*.
- Lanckford, R.R., 1977. Coastal lagoons of Mexico. The origin and classification. In: Wiley (Ed.), *Estuarine Processes*, NY, Academic Press, p. 182-215.
- Lardicci, C., F. Rossi. A. Castelli, 1997. Analysis of macrozoobenthic community structure after severe dystrophic crises in a mediterranean coastal lagoon. *Marine Pollution Bulletin*, Vol. 34 (7), p. 536-547.
- Lardicci, C., F. Rossi, 1998. Detection of stress on macrozoobenthos - Evaluation of some methods in a coastal mediterranean lagoon. *Marine Environmental Research*, Vol. 45 (4-5), p. 367-386.
- Lavery, P.S., A.J. McComb, 1991. Macroalgal-sediment nutrients interaction and their importance to macroalgal nutrition in a eutrophic estuary. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, Vol. 32, p. 281-295.
- Lavery, P.S., R.J. Lukatelich. A.J. McComb, 1992. Changes in the biomass and species composition of macroalgae in a eutrophic estuary. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, Vol. 33, p. 1-22.
- Lavery, P.S., S. Bootle. M. Vanderklift, 1999. Ecological effects of macroalgal harvesting on beaches in the Peel-arvey estuary, Western Australia. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, Vol. 49, p. 295-309.
- Lee, Z., K.L. Carder, S.K. Hawes, R.G. Steward, T.G. Peacock. C.O. Davis, 1994. Model for the interpretation of hyperspectral remote-sensing reflectance. *Applied Optics*, Vol. 33 (24), p. 5721-5732.
- Lenzi, M., M. Angelini, 1984. Indagine sulle condizioni ambientali della laguna di Orbetello. Chimico-fisica e carica microfitica. *Atti Mus. Civ. Stor. Nat. Livorno*, Vol. 10, p. 3-17.

**I dati telerilevati iperspettrali e i modelli trofici quali strumenti descrittivi
della condizione ecologica della Laguna di Orbetello**

- Lenzi, M., V. Bombelli, 1985. Prime valutazioni della biomassa macrofita della laguna di Orbetello (GR), in considerazione di uno sfruttamento industriale. *Nova Thalassia*, Vol. 7 (suppl. 3), p. 335-360.
- Lenzi, M., R. Salvatori, 1986. Eutrofizzazione, distrofie e produzione ittica nella laguna di Orbetello. *Atti Mus. Civ. Stor. Nat. Grosseto*, Vol. 9-10, p. 45-55.
- Lenzi, M., 1992. Experiences for the management of Orbetello lagoon: eutrophication and fishing. In: Vollenweider, R.A., R. Marchetti, R. Viviani (Eds.), *Marine coastal eutrophication*, Elsevier, p. 1189-1198.
- Lenzi, M., N. Mattei, 1998. Risultati di quattro anni di gestione dell'ecosistema lagunare di Orbetello attraverso la raccolta delle biomasse algali. *Biologi Italiani*, (2), p. 7-12.
- Lenzi, M., N. Mattei, P. Solimeno, 1998. Lagunaggio degli effluenti civili depurati in un'area marginale della laguna di Orbetello (Toscana) appositamente conterminata. *Biologi Italiani*, (3), p. 23-28.
- Levi, D., J.P. Trodec, 1974. Les ressources halitiques de Méditerranée et la mer Noire. *CGPM Stud. Rev.*, Vol. 54, p. 29-52.
- Lin, H.J., K.T. Shao, S.R. Kuo, H.L. Hsieh, S.L. Wong, I.M. Chen, W.T. Lo, J.J. Hung, 1999. A trophic model of a sandy barrier lagoon at Chiku, in Southwestern Taiwan. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, Vol. 48, p. 575-588.
- Lindeman, R.L., 1942. The trophic-dynamic aspect of ecology. *Environmental Science & Technology*, Vol. 23, p. 399-418.
- Littler, M.M., D.S. Littler, 1980. The evolution of thallus form and survival strategies in benthic marine macroalgae: field and laboratory tests of a functional form model. *The American Naturalist*, Vol. 116 (1), p. 25-44.
- Malthus, T.J.M., D.G. George, 1997. Airborne remote sensing of macrophytes in Cefni Reservoir, Anglesey, UK. *Aquatic Botany*, Vol. 58, p. 317-332.
- Manickchand-Heileman, S., L.A. Soto, E. Escobar, 1998. A preliminary trophic model of the continental shelf, South-Western Gulf of Mexico. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, Vol. 46, p. 885-899.
- Mann, K.H., 1988. Production and use of detritus in various freshwater, estuarine and coastal marine ecosystems. *Limnology and Oceanography*, Vol. 33, p. 910-930.

BIBLIOGRAFIA

- Mann, K.H., J.G. Field, F. Wulff, 1989. Network analysis in marine ecology: an assessment. In: Wulff, F., J.G. Field, K.H. Mann (Eds.), *Network analysis in marine ecology. Methods and applications*, Berlin, Springer Verlag, p. 261-282.
- Middelboe, A.L., K. Sand-Jensen, D. Krause-Jensen, 1998. Patterns of macroalgal species diversity Danish estuaries. *Journal Of Phycology*, Vol. 34 (3), p. 457-466.
- Mobley, C.D., 1994. *Light and water; Radiative transfer in natural waters*, Academic Press, London.
- Monaco, M.E., R.E. Ulanowicz, 1997. Comparative ecosystem trophic structure of three U.S. mid-Atlantic estuaries. *Marine Ecology-Progress Series*, Vol. 161, p. 239-254.
- Morel, A., L. Prieur, 1977. Analysis of variations in ocean colour. *Limnology Oceanography*, Vol. 22 (4), p. 709-722.
- Moreno, T., J.J. Castro, 1998. Trophic structure of the Maspalomas Lagoon (Gran Canaria, Canary Islands), a regenerated ecosystem of brackish water. *Bol. Mus. Mun. Funchal*, Vol. 5, p. 245-261.
- Morgana, J.G., L. Naviglio, 1989. Risanamento ambientale della laguna di Orbetello: Indagine sulla struttura delle comunità macrobentoniche animali. In: Bucci, M., M. Canditelli, R. Caprioli (Eds.), *Risanamento ambientale della laguna di Orbetello. Relazioni delle attività svolte nel 1988*, ENEA, RT/PAS/89/18, p. 141-165.
- Morgana, J.G., L. Naviglio, 1995. The zoobenthic community of the Orbetello lagoon, Central Italy. *Oebalia*, Vol. 21, p. 125-136.
- Naviglio, L., R. Uccelli, G. Falchi, M. Lenzi, 1988. *Risanamento ambientale della laguna di Orbetello: indagine preliminare sulla distribuzione e sull'abbondanza della vegetazione macrofitica*, RT/PAS/88/11, ENEA.
- Nielsen, S.L., K. Sand-Jensen, 1990. Allometric scaling of maximal photosynthetic growth ratio to surface/volume ratio. *Limnology & Oceanography*, Vol. 35 (1), p. 177-181.
- Nielsen, S.L., S. Enriquez, C.M. Duarte, K. Sand-Jensen, 1996. Scaling maximum growth rates across photosynthetic organisms. *Functional Ecology*, Vol. 10 (2), p. 167-175.
- Nielsen, S.N., 1997. Examination and optimization of different exergy forms in macrophyte societies. *Ecological Modelling*, Vol. 102 (1), p. 115-127.
- Nienhuis, P.H., 1989. Eutrophication of estuaries and brackish lagoons in the SouthWest Netherlands. In: Hooghart, J.C., C.V.S. Posthumus (Eds.), *Hydro-ecological relations in Delta waters of the SouthWest Netherlands*, TNO, p. 49-70.

**I dati telerilevati iperspettrali e i modelli trofici quali strumenti descrittivi
della condizione ecologica della Laguna di Orbetello**

-
- Nienhuis, P.H., 1992. Ecology of coastal lagoons in Netherlands (Veerse meer and Grevelingen). *Vie Milieu*, Vol. 42 (2), p. 59-72.
- Nienhuis, P.H., 1993. Nutrient cycling and foodwebs in Dutch estuaries. *Hydrobiologia*, Vol. 265, p. 15-44.
- Nixon, S.W., 1988. Physical energy inputs and the comparative ecology of lake and marine ecosystems. *Limnology Oceanography*, Vol. 33, p. 1005-1025.
- Nixon, S.W., 1995. Coastal marine eutrophication: a definition, social causes, and future concerns. *Ophelia*, Vol. 41, p. 199-219.
- Odum, E.P., 1969. The strategy of ecosystem development. *Science*, Vol. 164, p. 262-270.
- Odum, H.T., N. Peterson, 1996. Simulation and evaluation with energy systems blocks. *Ecological Modelling*, Vol. 93 (1-3), p. 155-173.
- Orme, A.R., 1990. Wetland morphology, hydrodynamics and sedimentation. In: Williams, M. (Ed.), *Wetlands. A threatened landscape*, Blackwell, p. 42-94.
- Palomares, M.L.D., D. Pauly, 1989. Multiple regression model for predicting the food consumption of marine fish population. *Aust. J. Mar. Freshwat. Res.*, Vol. 40, p. 259-273.
- Palomares, M.L.D., P. Reyes-Marchant, N. Lair, M. Zainure, G. Barnabe, G. Lasserre, 1993. A trophic model of a Mediterranean Lagoon, Etang de Thau, France. In: Christensen, V., D. Pauly (Eds.), *Trophic models of aquatic ecosystems*, p. 224-229.
- Palomares, M.L.D., D. Pauly, 1998. Predicting food consumption of fish populations as functions of mortality, food type, morphometrics, temperature and salinity. *Marine & Freshwater Research*, Vol. 49 (5), p. 447-453.
- Pauly, D., M.L. Soriano-Bartz, M.L.D. Palomares, 1993. Improved construction, parametrization and interpretation of steady-state ecosystem models. In: Christensen, V., D. Pauly (Eds.), *Trophic models of aquatic ecosystems*, p. 1-13.
- Pauly, D., V. Christensen, 1993. Graphical representation of steady-state trophic ecosystem models. In: Christensen, V., D. Pauly (Eds.), *Trophic models of aquatic ecosystems*, p. 20-28.
- Pearson, T.H., R. Rosenberg, 1978. Macrobenthic succession relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanography and Marine Biology Annual Review*, Vol. 16, p. 229-311.

BIBLIOGRAFIA

- Peñuelas, J., J.A. Gamon, K.L. Griffin. C.B. Field, 1993. Assessing Community Type, Plant Biomass, Pigment Composition, and Photosynthetic Efficiency of Aquatic Vegetation from Spectral Reflectance. *Remote Sensing of Environment*, Vol. 46, p. 110-118.
- Peñuelas, J., I. Filella, J.A. Gamon. C. Field, 1997. Assessing photosynthetic radiation-use efficiency of emergent aquatic vegetation from spectral reflectance. *Aquatic Botany*, Vol. 58, p. 307-315.
- Perez-Espana, H., F. Arreguin-Sanchez, 1999. A measure of ecosystem maturity. *Ecological Modelling*, (119), p. 79-85.
- Pianka, E.R., 1970. On *r*- and *K*-selection. *American Naturalist*, Vol. 104, p. 592-597.
- Pratesi, I., A. Canu, 1993. Italy's coastal heritage. *Coastline*, Vol. 2, p. 3-6.
- Quibell, G., 1992. Estimating chlorophyll concentration using upwelling radiance from different freshwater algal genera. *International Journal of Remote Sensing*, Vol. 13, p. 2611-2621.
- Rijkeboer, M., A.G. Dekker. H.J. Gons, 1998. Subsurface irradiance reflectance spectra of inland waters differing in morphometry and hydrology. *Aquatic ecology*, Vol. 31, p. 313-323.
- Robinson, I.S., 1985. *Satellite oceanography*, Ellis Horwood.
- Rosadosolorzano, R., S.A.G. Delproo, 1998. Preliminary trophic structure model for Tampamachoco Lagoon, Veracruz, Mexico. *Ecological Modelling*, Vol. 109 (2), p. 141-154.
- Rossi, F., C. Lardicci, 1995. Evoluzioni delle comunità zoobentoniche di fondo molle della laguna di Orbetello: variazioni nella composizione specifica. *Atti Soc. Tosc. Sci. Nat.*, Vol. 102, p. 31-36.
- SandJensen, K., D. KrauseJensen, 1997. Broad-scale comparison of photosynthesis in terrestrial and aquatic plant communities. *Oikos*, Vol. 80 (1), p. 203-208.
- Serra, L., A. Magnani, P. Dall'Antonia, N. Baccetti, Risultati dei censimenti degli uccelli acquatici svernanti in Italia, 1991-1995. *Biologia e Conservazione della fauna*, 1997. Vol. 101.
- Sfriso, A., A. Marcomini. B. Pavoni, 1987. Relationships between macroalgal bioamass and nutrient concentration in a hypertrophic area of the Venice Lagoon. *Environmental Research*, Vol. 22, p. 297-312.
- Sfriso, A., B. Pavoni, A. Marcomini. A.A. Orio, 1992. Macroalgae, nutrient cycles, and pollutants in the Lagoon of Venice. *Estuaries*, Vol. 15, p. 517-528.

**I dati telerilevati iperspettrali e i modelli trofici quali strumenti descrittivi
della condizione ecologica della Laguna di Orbetello**

- Silvestri, R., A. Signorini, P. Giordano, F. Ottolenghi, C. Creo, G. Massini, A. Allegro, and G. Izzo, 1999. Stabilità ecologica in lagune e laghi costieri italiani in relazione al processo di eutrofizzazione. In: A. Basset and L. Fedele, editors.
- Sorokin, Y.I., P. Sorokin, O. Giovanardi. L. Dalla Venezia, 1996. Study of ecosystem of the Lagoon of Venice, with emphasis on anthropogenic impact. *Marine Ecology-Progress Series*, Vol. 141, p. 247-261.
- Stachowitsch, M., 1992. Benthic community: eutrophication's "memory mode". In: Vollenweider, R.A., R. Marchetti, R. Viviani (Eds.), *Marine coastal eutrophication*, Elsevier, p. 1017-1028.
- Stumpf, R.P., M.A. Tyler, 1988. Satellite Detection of Bloom and Pigment distribution in Estuaries. *Remote Sens. Environ.*, Elsevier Science. Vol. 24, p. 385-403.
- Svirezhev, Y.M., 1997. On some general properties of trophic networks. *Ecological Modelling*, (99), p. 7-17.
- TEI Ingegneria dell'Ambiente SpA, 1989. *Intervento globale di risanamento delle lagune di Orbetello dal fenomeno dell'eutrofizzazione del corpo idrico. Rapporto Finale*,
- Tiezzi, E., S. Bastianoni. N. Marchettini, 1996. Environmental cost and steady state - The problem of adiabaticity in the emergy value. *Ecological Modelling*, Vol. 90 (1), p. 33-37.
- Ulanowicz, R.E., 1986. *Growth and development. Ecosystems phenomenology*, Springer-Verlag, Berlin.
- Ulanowicz, R.E., 1993. Inventing the Ecoscope. In: Christensen, V., D. Pauly (Eds.), *Trophic models of aquatic ecosystems*, ICLARM, p. ix-x.
- Valiela, I., 1995. *Marine ecological processes*, second ed., Springer,
- Vasconcellos, M., S. Mackinson, K. Sloman. D. Pauly, 1997. The stability of trophic mass-balance models of marine ecosystems - A comparative analysis. *Ecological Modelling*, Vol. 100 (1-3), p. 125-134.
- Vermaat, J.E., N.S.R. Agawin, M.D. Fortes, J.S. Uri, C.M. Duarte, N. Marba, S. Enriquez. W. vanVierssen, 1997. The capacity of seagrasses to survive increased turbidity and siltation: The significance of growth form and light use. *Ambio*, Vol. 26 (8), p. 499-504.
- Vermote, E., D. Tanre, J.L. Deuze, M. Herman, J.J. Morcrette, *Second Simulation of the Satellite Signal in the Solar Spectrum (6S)* (1994) WWW-site.
- Vermote, E., D. Tanre, J.L. Deuze, M. Herman, J.J. Morcrette, 1995. *A 6S user guide version 1*, Université des Sciences et Technologies de Lille, Lille.

BIBLIOGRAFIA

- Vermote, E., D. Tanre, J.L. Deuze, M. Herman. J.J. Morcrette, 1997. Second Simulation of the Satellite Signal in the Solar Spectrum, 6S: an overview. *IEEE Transaction on Geoscience and Remote Sensing*, Vol. 35, p. 675-686.
- Vidondo, B., Y.T. Prairie, J.M. Blanco. C.M. Duarte, 1997. Some aspects of the analysis of size spectra in aquatic ecology. *Limnology and Oceanography*, Vol. 42 (1), p. 184-192.
- Villa, S., 1999. *La stima del rischio ambientale dovuto all'utilizzazione di fitofarmaci per organismi non bersaglio. Il sistema Laguna di Orbetello*. Tesi di Dottorato, Università di Milano.
- Walters, C., V. Christensen. D. Pauly, 1997. Structuring dynamic models of exploited ecosystems from trophic mass-balance assessments. *Reviews in Fish Biology & Fisheries*, Vol. 7 (2), p. 139-172.
- Williams, M., 1990. Understanding Wetlands. In: Williams, M. (Ed.), *Wetlands: a threatned landscape*, Oxford, Blackwell, p. 1-41.
- Wulff, F., J.G. Field, K.H. Mann, 1989. *Network analysis in marine ecology. Methods and applications*, Springer Verlag, Berlin.
- Wulff, F., R.E. Ulanowicz, 1989. A comparative anatomy of the Baltic Sea and Chesapeake ecosystems. In: Wulff, F., J.G. Field, K.H. Mann (Eds.), *Network analysis in marine ecology. Methods and applications*, Berlin, Springer Verlag.
- Yahas, R.H., A.F.H. Goetz, and J.W. Boardman, 1992. Discrimination among semiarid landscape endmembers using the Spectral Angle Mapper (SAM) algorithm. *Summaries of the Third Annual JPL Airborne Geoscience Workshop, 1 June, Pasadena, CA*, Jet Propulsion Laboratory, p. 147-149.
- Zibordi, G., F. Parmiggiani. L. Alberotanza, 1990. Application of aircraft multispectral scanner data to algae mapping over the Venice Lagoon. *Remote Sensing of Environment*, (34), p. 49-54.

RINGRAZIAMENTI

Un doveroso ringraziamento va rivolto ai miei due supervisori, il prof. Marani e il dott. Alberotanza, da cui ho avuto molte indicazioni stimolanti, e al professor Ravagnan che ha indirizzato la mia attività di ricerca verso la Laguna di Orbetello

Voglio poi ringraziare Claudia Ramasco, Marino Pavanati, Giovanni Ferro Milone e Sandro Vianello dell'ISDGM, e il gruppo con cui mi sono occupato di Orbetello, Mauro Lenzi, Riccardo Ceccarelli e Massimiliano Di Bitetto per le discussioni, gli spunti e le varie comunicazioni personali.

Un ringraziamento anche a chi mi ha aiutato durante la raccolta di dati, ovvero: il dott. Cherubini (Provincia di Venezia) e il sig. Arcamone (Provincia di Livorno) per dati e le stime sui cormorani, Sara Villa (Università di Milano) per le stime di sostanza organica, il Dott. Lardicci (Università di Pisa) per le stime sulle biomasse di zoobenthos, Orbetello Pesca Lagunare per dati sul pescato della Laguna e l'ARPA Emilia Romagna per dati meteorologici dell'Aeronautica Militare.

Infine, un ringraziamento ad Alessandra, mia moglie, per avermi sopportato, e supportato, durante questi tre anni, e soprattutto negli ultimi mesi.