

CNR - ISMAR, Lesina (Italy)

Universidade do Algarve, Faro (Portugal)

Eutrophication in Transitional Waters



La laguna Ria Formosa, Portogallo

Fruitore
Dr. Leonilde Roselli

Proponente
Dr. Paolo Breber

Introduzione

Tra gli ecosistemi più produttivi della biosfera, le lagune costiere occupano il 13% delle coste (Picot et al., 1990) e costituiscono un'interfaccia tra continente e atmosfera (Wollast 1993; Castel et al., 1995). Le lagune costiere sono ecotoni, o unità di transizione tra gli ecosistemi terrestri, marini e di acqua dolce. Come gli altri ecosistemi di transizione svolgono alcuni ruoli ecologici chiave a differenti scale, essendo essenziali aree di denitrificazione per il mantenimento della composizione atmosferica, habitat fondamentali per specie di uccelli migratori, aree *nursery* per specie ittiche ed invertebrati molti dei quali di interesse commerciale.

Esse sono ecosistemi ad alto potenziale (UNESCO, 1981), altamente produttivi (Alonghi, 1998), con una bassa diversità specifica (Carrada, 1990) ma con una varietà di habitat per numerose specie (Clark, 1998) che mantengono alti livelli di diversità biologica.

Tuttavia, la crescita esponenziale della popolazione e delle conseguenti domande di risorse ed energia ha stimolato, nell'ultimo secolo, una produzione economica guidata dai principi di un'economia neoclassica, la quale ha promosso e promuove tutt'oggi, uno sfruttamento o una sostituzione estensiva dei sistemi ecologici naturali e seminaturali, o delle componenti *self-maintained* delle risorse naturali, nelle componenti *human-dominated*. Di conseguenza molti di questi ecosistemi tra i quali, principalmente gli ambienti umidi, sono stati sostituiti da colture intensive, piantagioni, porti, complessi industriali e stanziamenti antropici (Schot, 1999; Vadineanu, 1998) oppure fortemente sfruttati attraverso le attività di pesca, acquacoltura, turismo, insediamenti agricoli, urbani ed industriali i quali inducono cambiamenti che influenzano la loro ecologia.

Negli ultimi 40 anni, la preservazione di zone umide e acque di transizione è stata riconosciuta come una priorità a livello nazionale ed internazionale attraverso una serie di atti (Federal Water Pollution Control Act, USA, 1972), convenzioni (Convenzione di Ramsar, 1977) ed iniziative (Mediterranean Wetland Initiative, 1991); l'importanza degli habitat di zone umide è ampiamente riconosciuta (Keddy, 2000).

La mancanza di un background scientifico relativo alla comprensione e alla stima del ruolo multifunzionale delle aree umide ha prodotto una mancata considerazione da parte delle politiche decisionali rispetto alle risorse e ai servizi che questi ambienti hanno da sempre messo a disposizione dell'uomo (Vadineanu, 2005).

Le lagune costiere

Gli ecosistemi costieri lagunari sono sistemi dinamici ed aperti, dominati da energia fisica e definiti da particolari caratteristiche come la bassa profondità del fondo, la presenza di interfacce fisiche ed ecologiche e l'isolamento (UNESCO, 1981) e sono tra gli ambienti acquatici più complessi e variabili, caratterizzati da alta produttività, molteplicità delle interfacce, complessità e stabilità ecologica (Carrada e Fresi, 1988).

L'ecosistema lagunare è attraversato da elevati flussi di energia, la radiazione solare utilizzata per la fotosintesi, e forme di energia meccanica ausiliaria fornite dal vento e dalle maree. I flussi di energia ausiliaria non vengono direttamente sfruttati dagli organismi ma assicurano loro il rifornimento delle risorse limitanti, aumentando in questo modo l'efficienza dei trasferimenti energetici da un livello trofico all'altro (Carrada, 1990) e spiegando gli alti tassi di produzione primaria e secondaria di questi ecosistemi. In questi ecosistemi la produzione primaria media risulta di 200-400 grammi di sostanza organica per metro quadrato all'anno che, in condizioni ottimali, può raggiungere i 700-900 contro una media di circa 30-60 grammi nel resto dell'oceano (Carrada, 1990).

La scarsa profondità del fondo fornisce luce fino all'interfaccia acqua-sedimento che permette lo sviluppo di tutte le componenti autotrofe (macroalghe, fanerogame, fitoplancton e fitobentos) e, insieme al regime tidale e all'effetto del vento, l'intera colonna d'acqua è sottoposta a risospensione di materiale, nutrienti, ma anche di organismi dal sedimento allo strato superficiale. Si riscontra normalmente una più elevata produzione primaria, sostenuta essenzialmente da piante vascolari, macroalghe e microalghe, bentoniche ed epifitiche e, da fitoplancton in funzione del forte apporto continentale di nutrienti (soprattutto nitrati e fosfati) e dell'effetto trappola esercitato dal sedimento sui nutrienti stessi. La disponibilità di nutrienti dipende direttamente dalla rimineralizzazione batterica che ha luogo nei sedimenti del fondo mentre la circolazione dei nutrienti è assicurata dalla turbolenza indotta dal vento ed è sostenuta dalla ridotta profondità della colonna d'acqua (Carrada, 1990).

La molteplicità delle interfacce (tra acqua e sedimento, comunità bentoniche e della colonna d'acqua, e tra laguna e i sistemi terrestri, marino e continentale e con l'atmosfera) induce forti gradienti e di conseguenza, conferisce a questi ambienti un alto potenziale (UNESCO, 1981).

Per queste ragioni le lagune costiere sono gli ecosistemi a più alta produttività biologica (Alonghi, 1998). L'input di nutrienti dovuto al runoff, al dilavamento dei terreni circostanti e alle correnti marine provenienti dai canali di marea contribuiscono ad aumentare la produttività

primaria. D'altra parte, l'isolamento del sistema stesso e i limitati scambi tidali (Bird, 1982), si traducono in una serie di barriere fisiche, chimiche e idrodinamiche (Clark, 1998). Tutto ciò si riflette in complesse interazioni tra parametri e processi fisici (luce, temperatura, mescolamento), chimici (carbonio organico ed inorganico, nutrienti, ossigeno) e biologici (assorbimento di nutrienti, predazione, competizione).

L'azione "vivificante" degli ecosistemi lagunari è svolta dai meccanismi di marea mediante i quali il parziale ricambio idrico contribuisce a migliorare le condizioni mesologiche delle acque, innalzando, ad esempio, la concentrazione dell'ossigeno disciolto (Carrada, 1990).

La complessità delle lagune mediterranee è riferita ad un'elevata diversità ambientale, ossia ad un coinvolgimento dei fattori forzanti quali la radiazione solare, il vento, le maree e l'apporto continentale, piuttosto che alla diversità specifica che è, invece, relativamente bassa (Carrada, 1988). Le lagune costiere sono in grado di ripristinare il proprio "baricentro ecologico" in seguito ad una perturbazione dell'ambiente, mesologicamente instabile, e in questa accezione del concetto di stabilità esse risultano resilienti (Carrada, 1990).

Le lagune costiere possono svolgere funzioni differenti per le specie che compongono le comunità ittiche lagunari: aree di *spawning*, aree *nursery*, aree di alimentazione e aree di transizione durante le migrazioni delle specie diadrome (Shenker e Dean, 1979; Heck Jr. et al., 1989; Pihl et al., 2002; Franco et al., 2006). Esse rappresentano infatti, aree con condizioni termiche e trofiche ottimali per la fase iniziale del ciclo vitale delle specie migratrici; il novellame colonizza massivamente i bassi fondali e le praterie di macrofite dove la pressione di predazione su questi organismi è minore che in ambiente prettamente marino (aree *nursery*). Gli individui si accrescono velocemente permettendo un rapido superamento della fase critica del loro ciclo vitale.

L' Eutrofizzazione

L'attività antropica è responsabile delle modificazioni degli habitat, della chimica dell'atmosfera e delle acque, dei tassi e del bilancio dei processi biogeochimici, e della diversità della vita sul pianeta (Vitousek, 1997). Come conseguenza di attività antropiche quali il disboscamento, l'utilizzo di fertilizzanti, lo svernamento di reflui, la combustione di combustibili fossili (Nixon, 1995), le acque superficiali e sotterranee presentano elevate concentrazioni di azoto (N) e fosforo (P) rispetto alle concentrazioni della metà del XX secolo; fornendo un serio problema ambientale dovuto alla mobilitazione e al conseguente aumento di flusso di tali elementi verso gli ecosistemi costieri (Cloern, 2001).

Le zone con ridotti scambi di masse d'acqua, come le lagune costiere (Tett et al., 2003), sono vulnerabili alla pressione antropica prodotta dall'agricoltura, dall'urbanizzazione, dall'industria, dall'acquacoltura e dallo scarico di reflui (Vallejo, 1982).

Le lagune del Sud Europa sono particolarmente vulnerabili alla pressione antropica dovuta a turismo di massa, urbanizzazione, industrializzazione e agricolture intensive (Viaroli et al., 2005).

Una delle potenziali conseguenze di tale pressione antropica è l'eutrofizzazione che è stata ritenuta per più di 30 anni una delle principali minacce dello stato di salute degli ecosistemi marini (Ryther & Dunstan, 1971; Nixon, 1995; Bachmann et al., 2006).

L'eutrofizzazione è un processo (Likens, 1972), non uno stato trofico, recentemente definito come un fenomeno di "aumento nel tasso di rifornimento di materia organica ad un ecosistema" (Nixon, 1995) e che, nel senso stretto della definizione, investe un ecosistema periodicamente (Odum, 1995).

Il processo di eutrofizzazione è stato ampiamente studiato dai limnologi a partire dagli anni '60. I primi modelli concettuali individuano il cambiamento nell'input di nutrienti come un segnale e le risposte a tale segnale come l'aumento della biomassa fitoplanctonica e della produzione primaria, la decomposizione della materia organica derivante dal fitoplancton in sedimentazione, la stimolazione della decomposizione microbica e l'esaurimento dell'ossigeno delle acque di fondo. Inoltre, tale modello implica che, ad un carico maggiore di nutrienti, corrisponda una risposta proporzionale.

Secondo Cloern (2001) vi è stata un'evoluzione del modello concettuale di eutrofizzazione costiera, rispetto ai primi modelli. Negli ultimi anni, diversi studi hanno evidenziato un diverso comportamento in risposta all'arricchimento di nutrienti da parte di ecosistemi lacustri e marino-costieri. Questi ultimi mostrano una debole correlazione tra il segnale di carico di nutrienti e la risposta della biomassa fitoplanctonica. Certamente esiste un legame fondamentale tra il rilascio di azoto e la risposta algale come espressioni di eutrofizzazione, tuttavia, Borum (1996) suggerisce che il tasso di input di azoto non può essere l'unico elemento per prevedere un tasso di sviluppo algale e che, nonostante quest'ultimo sia naturalmente limitato dalla disponibilità di azoto o fosforo, solo poche serie temporali documentano un chiaro *trend* di cambiamento di biomassa fitoplanctonica in risposta ad un aumento nella concentrazione di nutrienti.

Una parte del carbonio organico e di N e P prodotti dal fitoplancton, sedimenta e viene mineralizzato attraverso i processi aerobici ed anaerobici (Jørgensen, 1996). Quando, in risposta al carico di nutrienti, aumenta il tasso di deposizione di materia organica all'interfaccia acqua-

sedimento, viene stimolato il metabolismo microbico che causa cambiamenti nella chimica dei sedimenti, nel rilascio di nutrienti nell'acqua circostante e nei tassi di consumo dell'ossigeno.

Probabilmente, la risposta diretta all'arricchimento di nutrienti è quella del cambiamento della struttura della comunità dei produttori primari caratterizzata da alghe a crescita veloce ossia fitoplancton, microfitobenthos e macroalghe effimere le quali si adattano meglio a condizioni di alti livelli di nutrienti e che quindi, sostituiscono le piante vascolari e le macroalghe perenni adattate a basse concentrazioni di nutrienti (Duarte, 1995; Borum, 1996). Quando la biomassa fitoplanctonica aumenta, proporzionalmente diminuisce la trasparenza della colonna d'acqua riducendo la disponibilità di luce al fondo. Il cambiamento della comunità delle macrofite causa profondi cambiamenti della qualità ambientale per la fauna (Valiela et al., 1992; Weaver et al., 1997); inoltre, il carico organico proveniente dall'aumento di fitoplancton e il conseguente consumo di ossigeno sul fondo provocano drastici cambiamenti nella struttura della comunità bentonica (Cloern, 2001).

Secondo il primo modello di eutrofizzazione un carico di N totale implica un aumento dello *standing stock* di clorofilla, oggi una chiave di lettura per la comprensione dei cambiamenti sulla selezione delle risorse di particolari gruppi di produttori primari è quella dei rapporti tra gli elementi azoto (N), fosforo (P) e Silicio (Si) (Cloern, 2001). In funzione dell'attività antropica sono aumentate le concentrazioni di N e P, ma non di Si, elemento potenzialmente limitante per lo sviluppo di diatomee. Alcune serie temporali mostrano, in relazione ad incrementi di N, conseguente diminuzione del rapporto Si:N; le diatomee competono effettivamente con taxa algali con vantaggi selettivi dovuti alla inferiore richiesta di Si (Conley et al., 1993). In particolare, per rapporti $Si:N < 0.1$, la dominanza fitoplanctonica si sposta da diatomee a flagellati e dinoflagellati (Radach et al., 1990). In accordo con la teoria della competizione sulle risorse (nutrienti), gli ecosistemi costieri mostrano un cambiamento della comunità planctonica da una dominanza di diatomee ad un progressivo aumento di altri taxa quali dinoflegellati e fitoflagellati, alcuni dei quali dannosi e pericolosi per l'intero biota soprattutto quando sviluppano *bloom* tossici (Harmful Algal Blooms) (Cloern, 2001). Le risposte all'arricchimento di nutrienti includono cambiamenti nelle comunità a livello di specie, nei tassi dei processi biogeochimici come il ciclo dei nutrienti (Nixon et al., 1982), e nei *pattern* stagionali (Smetacek et al., 1991).

La serie di risposte dirette ed indirette all'arricchimento di nutrienti è in funzione del tipo di ecosistema, che quindi agisce da "filtro", in grado di modulare le risposte al segnale di cambiamento del carico di nutrienti (Cloern, 2001). Inoltre, a fronte di una forte esperienza, è

possibile che appropriate azioni volte a ridurre gli input di nutrienti derivati dall'attività antropica possano invertire alcune delle risposte dirette e indirette (Cloern, 2001).

Inquadramento problematico

Le lagune costiere sono particolarmente vulnerabili al deterioramento della qualità delle acque e all'eutrofizzazione, che è spesso causata da un rapido arricchimento di nutrienti come conseguenza di alcune attività antropiche. Il carico di nutrienti proveniente dai sistemi adiacenti la laguna è aumentato considerevolmente negli ultimi anni mostrando un maggiore impatto sulla qualità delle acque e l'ecologia delle lagune stesse (Nixon, 1995).

Diversi indicatori, indici e modelli sono stati sviluppati per valutare lo stato trofico e la qualità delle acque nei sistemi di acqua dolce e marino-costieri. Gli indicatori più utilizzati sono le concentrazioni di nutrienti; alcuni indici considerano anche la clorofilla *a* e le concentrazioni di ossigeno disciolto; i modelli complessi integrano l'informazione tra diversi comparti dell'ecosistema, dai parametri chimico-fisici al fitoplancton, zooplancton, benthos, macroalghe, sedimento (Newton, 2003).

La Water Framework Directive (WFD, 2000/60/EC), entrata in vigore nel Dicembre 2000, fornisce una struttura istituzionale per il monitoraggio di ecosistemi acquatici in Europa. Lo scopo della direttiva è ottenere un *buono stato ecologico* di tutti i corpi d'acqua significativi entro il 2015. L'implementazione della direttiva richiede le definizioni di *tipologia* e *stato ecologico* di un ecosistema e l'identificazione di descrittori (fisico-chimici e biologici) dello stato ecologico e delle loro caratteristiche scale di variazione.

Sulla scia di precedenti direttive europee che hanno prima posto enfasi sulla misurazione della concentrazione di nutrienti nella valutazione della qualità delle acque (EEB, 2001) e poi considerato che lo stato eutrofico deve essere valutato in termini di concentrazioni di nutrienti, clorofilla *a* e ossigeno disciolto al fondo (EEA, 2001), la EU WFD è intesa a migliorare lo stato ecologico, incluso lo stato di eutrofizzazione di tutte le acque europee, molte delle quali considerate essere eutrofiche (EEA, 2001, 2003). La legislazione ambientale dell'Unione Europea, include la Urban Waste Water Treatment Directive che, ha prodotto considerevoli cambiamenti riducendo il carico di fosforo in molte zone europee costiere durante gli ultimi 15 anni del XX secolo (EEA, 2003) e la Nitrate Directive che, al contrario, non è risultata efficace.

Gli ecosistemi acquatici sono caratterizzati da ampie variazioni delle variabili abiotiche e degli assemblaggi delle specie, e da cambiamenti non prevedibili nello spazio e nel tempo. La loro suddivisione in un numero definito di tipologie richiederebbe una chiara definizione dei fattori

forzanti ecologici e una valutazione sperimentale della loro relativa importanza ai fini di generalizzare un pur complesso e variabile sistema.

La definizione di stato ecologico per gli ambienti di transizione è ancora più critica, per molte aree non esistono adeguate condizioni di base o linee guida che possano essere utilizzate come siti di riferimento per programmi di monitoraggio (Basset, 2004). Il monitoraggio dello stato ecologico di un ecosistema di transizione è basato sul concetto di ecosistema derivante da laghi profondi, strutturalmente oligotrofici, ed acque costiere oppure risultante da approcci fenomenologici mediante l'applicazione di numerosi indici o modelli che, storicamente, sono sempre stati applicati ad acque dolci (Vollenweider, 1976; Rast & Lee, 1978; OECD, 1982; Landner & Wahlgren, 1988; Carlson, 1977) o costiere (Vollenweider, 1998; Penna et al., 2004). Gli ecosistemi di transizione sono essenzialmente differenti dai laghi profondi e dalle acque costiere; il monitoraggio della concentrazione di nutrienti e dei descrittori abiotici non ha lo stesso significato e non richiede le stesse scale temporali di osservazione (Basset, 2006).

Essendo molte lagune profondamente influenzate dalle attività antropiche e risultando difficile valutare lo stato trofico e la qualità delle acque è probabile che molti Paesi non abbiano ancora definito i criteri di riferimento per le lagune costiere, richiesto dalla WFD 2000/60/EC (INAG, 2005).

Le lagune costiere, complessi sistemi di interazioni spazio-temporali, sono state soggette a numerosi studi focalizzati sulla comprensione dei loro *pattern* di qualità ambientale spaziale e temporale considerando che queste caratteristiche sono fortemente legate alle condizioni trofiche (Fourqurean et al., 1992; Karydis et al., 1983). Esse presentano differenti risposte a cambiamenti a breve termine quali ad esempio, periodi di emissioni di acque dolci, cicli tidali e variazioni di temperatura. La qualità delle acque riflette variazioni in termini di mescolamento verticale e avvezione laterale di masse d'acqua, gradienti di torbidità verticale ed orizzontale, variazioni dei processi biogeochimici, risospensione di materiale sedimentario superficiale e cambiamenti stagionali a bassa scala nel regime di luce (Kjerfve, 1994; Knoppers et al., 1988).

Questo complesso scenario è la ragione della necessità dell'implementazione di programmi di monitoraggio ambientale specifici per l'ecosistema che intendano produrre una migliore conoscenza ai fini di una attenta gestione dello stesso.

E' quindi necessaria, ai fini dello sviluppo di strategie appropriate per il rischio di riduzione della qualità ambientale di questi ecosistemi, una approfondita conoscenza delle variazioni delle variabili mesologiche, dei cicli dei nutrienti e delle variabili biologiche e lo

sviluppo e l'implementazione di ricerche e programmi di monitoraggio con appropriate scale spaziali e temporali relative all'unità idrogeomorfologica lagunare.

Obiettivi

Gli obiettivi proposti sono stati:

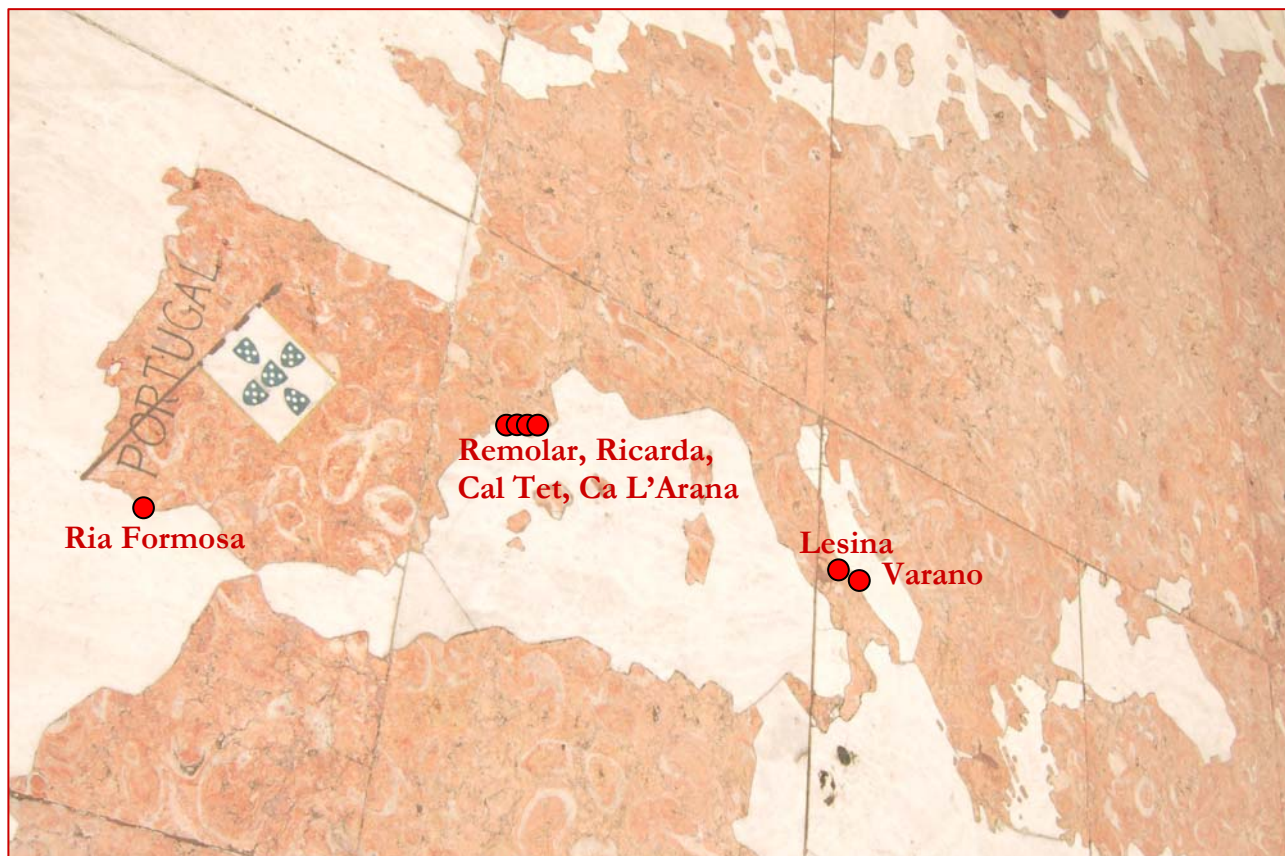
- Descrivere la variabilità spazio-temporale di ambienti di transizione di contesti geografici differenti;
- Investigare l'effetto ecologico dei nutrienti e i rapporti stechiometrici tra essi,

considerando sei lagune costiere mediterranee microtidali (Lesina, Varano, Remolar, Ca L'Arana, Caltet e Ricarda) e la laguna costiera atlantica mesotidale del Ria Formosa; al fine di fornire un contributo alle richieste della WFD sulle questioni relative agli ecosistemi di transizione e alla definizione di descrittori ecologici e scale temporali dei processi; ed una riflessione sul termine *acque di transizione* il quale risulta probabilmente troppo generico rispetto alle reali categorie ecologiche strutturali e funzionali.

La spiegazione di alcuni *pattern* di eterogeneità ambientale e le relazioni tra le variabili ambientali risulta essere fondamentale per la conoscenza della dinamica delle lagune costiere e quindi, per la pianificazione e l'implementazione di strategie di gestione ai fini di assicurare la conservazione ma, anche, lo sfruttamento delle stesse.

Le lagune costiere oggetto dello studio sono influenzate da differenti tipologie di impatti antropici, dalle attività agricole a quelle industriali. La laguna del Ria Formosa, a differenza delle altre, è caratterizzata da un ampio scambio tidale e da un forte mescolamento delle acque.

Lagune del Sud Europa

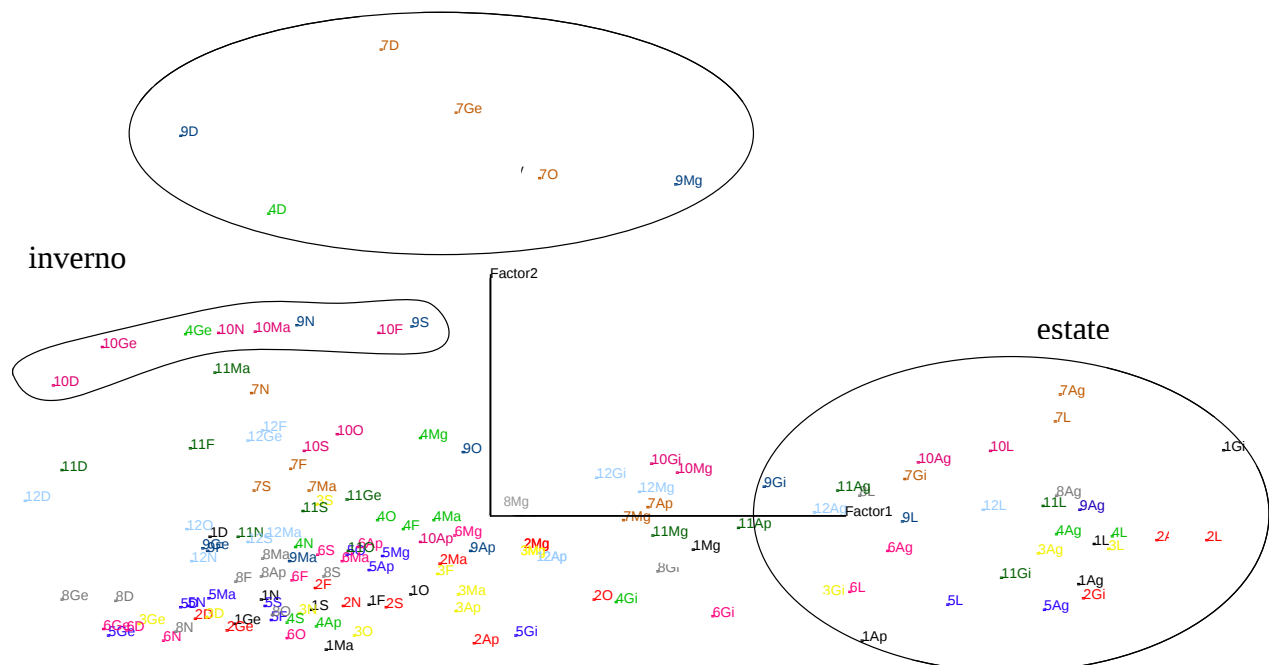


Laguna	latitudine	longitudine	area	prof media	prof max	origine
LESINA	41.88°N	15.45°E	55 km ²	0.7 m	2 m	Natural
VARANO	41.88°N	15.75°E	65 km ²	3.5 m	5 m	Natural
CA L'ARANA	41.30°N	2.13°E	0.01km ²	7.06 m	7.5 m	Extraction basin (1960's)
REMOLAR	41.30°N	2.07°E	0.06 km ²	4.05 m	5 m	Natural
CAL TET	41.30°N	2.12°E	0.16 km ²	1.41 m	1.6 m	Compensation for wetland loss (2003)
RICARDA	41.30°N	2.11°E	0.08 km ²	2.34 m	2.8 m	
RIA FORMOSA	36.97°N	-7.87°E	160 km ²	3 m	4 m	Natural

Lesina



La laguna di Lesina si estende per una lunghezza di circa 22 km, ed ha un'area complessiva di 51 km², con una profondità che varia da 0,7 a 1,5 m. È separata dal mare da un cordone dunale (Bosco Isola) largo 1-2 km ed è in comunicazione con esso attraverso due canali di marea artificiali che ne assicurano lo scambio idrico. Il bacino imbrifero della laguna di Lesina è di circa 600 km². Numerosi corsi d'acqua sono distribuiti principalmente lungo il bordo meridionale del bacino convogliano in laguna le acque reflue urbane e di dilavamento dei terreni agricoli. Il regime idrologico oltre che dagli apporti di acque dolci continentali, è fortemente influenzato dalle condizioni meteo-climatiche locali (venti e piogge); gli effetti tidali sono scarsi dovuti anche alla bassa efficienza dei canali di marea.

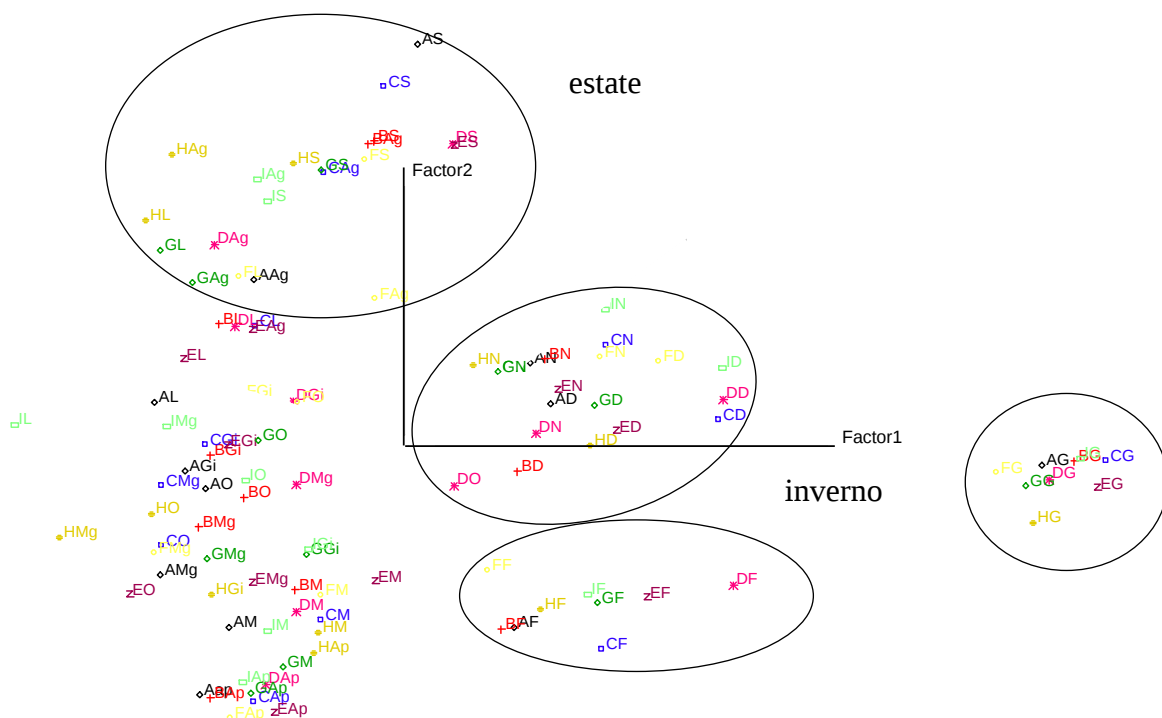


Il contributo delle acque dolci continentali e l'entità di queste immissioni durante il periodo invernale è evidenziato nell'ordinamento dei campioni, specialmente nella parte sud della laguna

Varano



La laguna di Varano, collocata sul lato nord-est del promontorio del Gargano, copre un'area di 65 km² con profondità media di 4 m. E' separata sul versante nord dal mare mediante una striscia dunale, comunica con esso attraverso due canali artificiali. Il bilancio idrico è stimato circa 87,000 m³ d⁻¹; il sistema idrologico dipende dagli scambi con i due canali di marea e dall'input di acque dolci rappresentato da un bacino imbrifero di circa 300 km². In laguna convogliano i reflui urbani provenienti dai comuni limitrofi e il runoff dei terreni circostanti utilizzati per attività agricole (di cui circa il 50% coperti da uliveti e agrumeti) e per allevamento di bestiame. Il tasso di residenza delle acque stimato è di circa 3 anni a causa delle ridotte escursioni tidali. L' allevamento di mitili (*Mytilus galloprovincialis*), all'interno della laguna, ha rappresentato per anni la principale risorsa dei pescatori della zona.

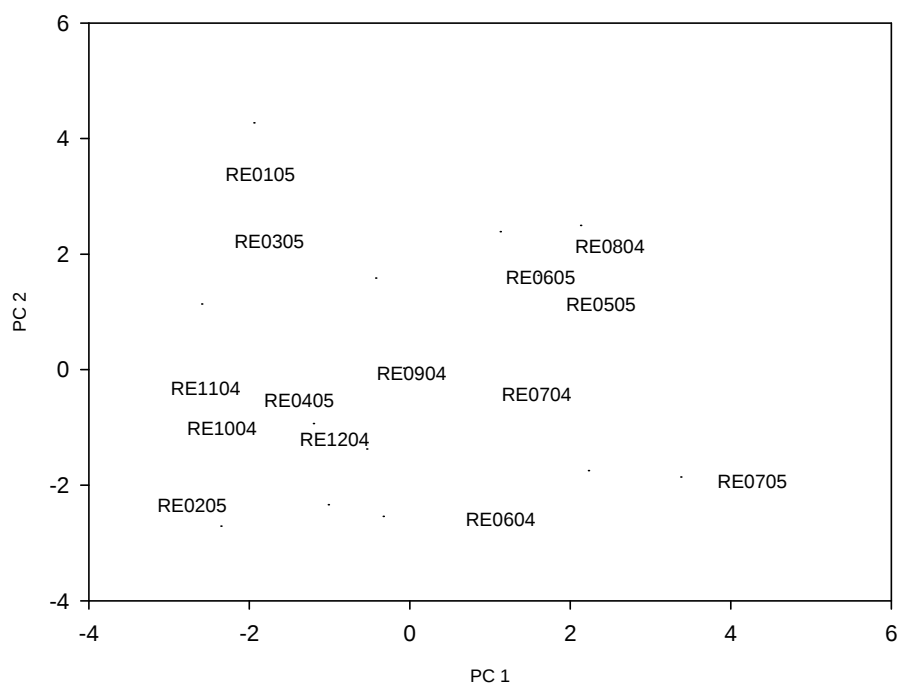


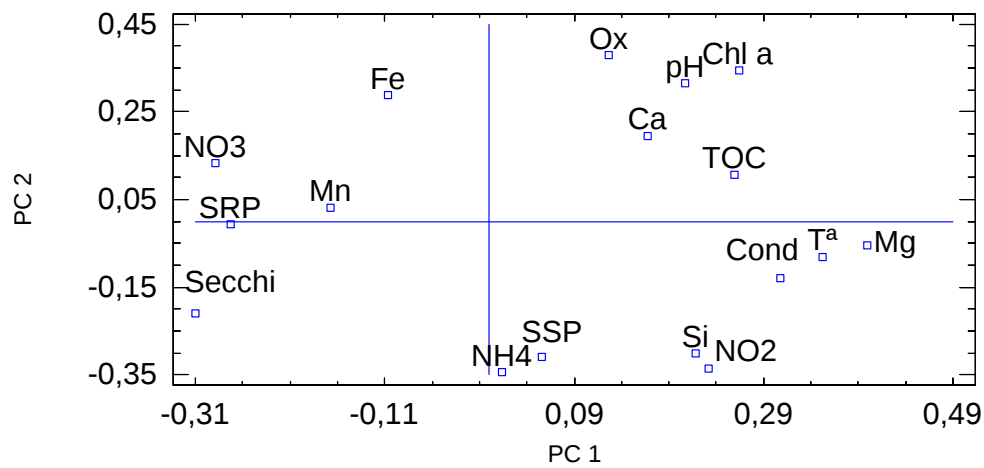
La laguna di Varano presenta una forte stagionalità.

Remolar



La laguna di Remolar è separata dal mare da un cordone sabbioso e comunica con esso attraverso uno stretto canale. Lo scambio tidale è scarso ed essa riceve grandi quantità di acque di runoff agricole e sorgenti puntiformi di scarichi urbani creando un aloclino permanente con uno strato di acqua dolce in superficie, ricco di nutrienti e uno più profondo anossico.



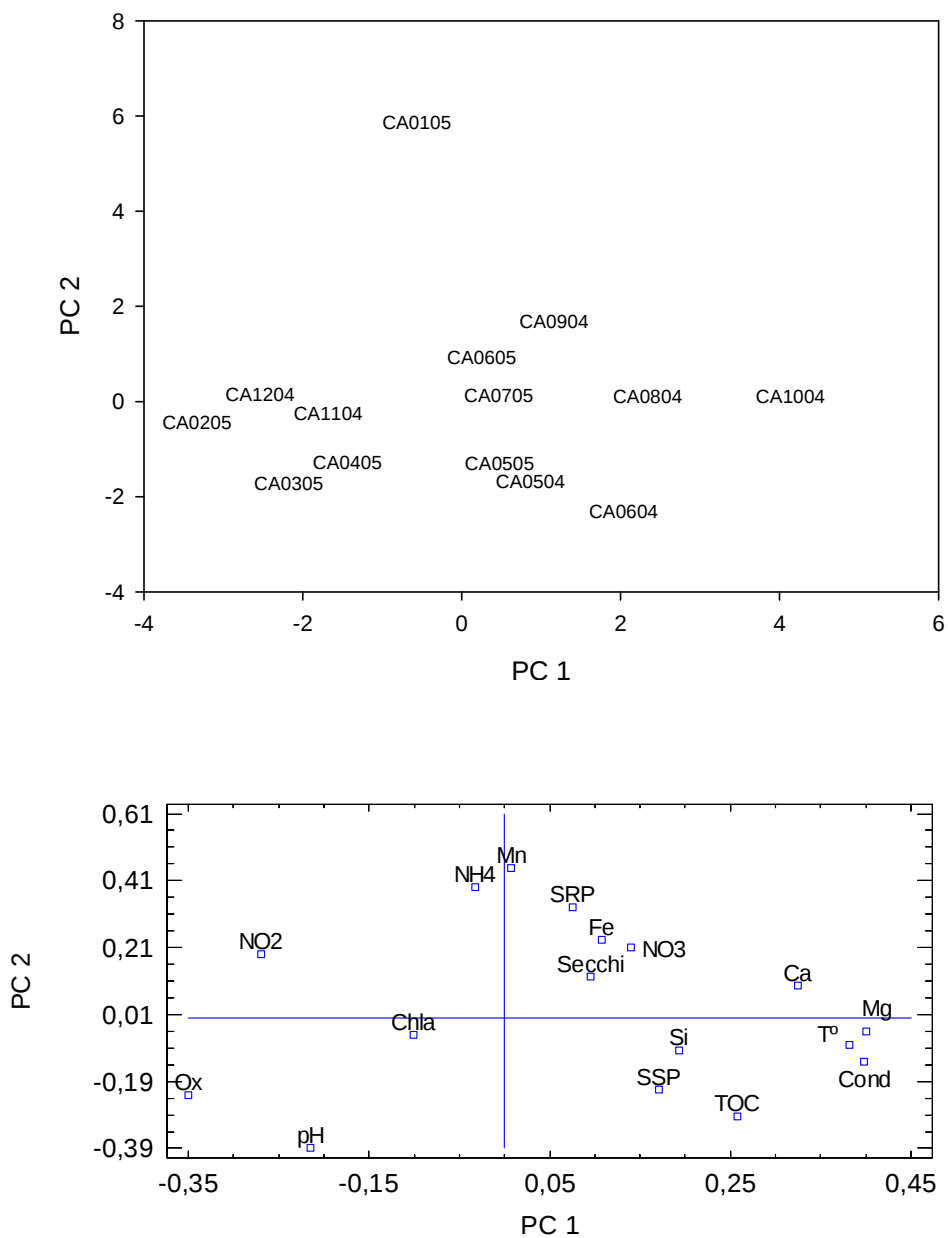


La prima componente separa il periodo estivo (temperatura e conduttività più elevate) dal resto. La seconda componente separa i campioni con maggiore attività fotosintetica. L'attività fotosintetica consuma silicati e sembra diminuire in periodi di più elevato runoff agricolo (ammonio e particelle solide sospese in maggiori quantità).

Ca L'Arana



Questa laguna è stata creata negli anni 60. La profondità massima è di 9 metri e non è connessa al mare.

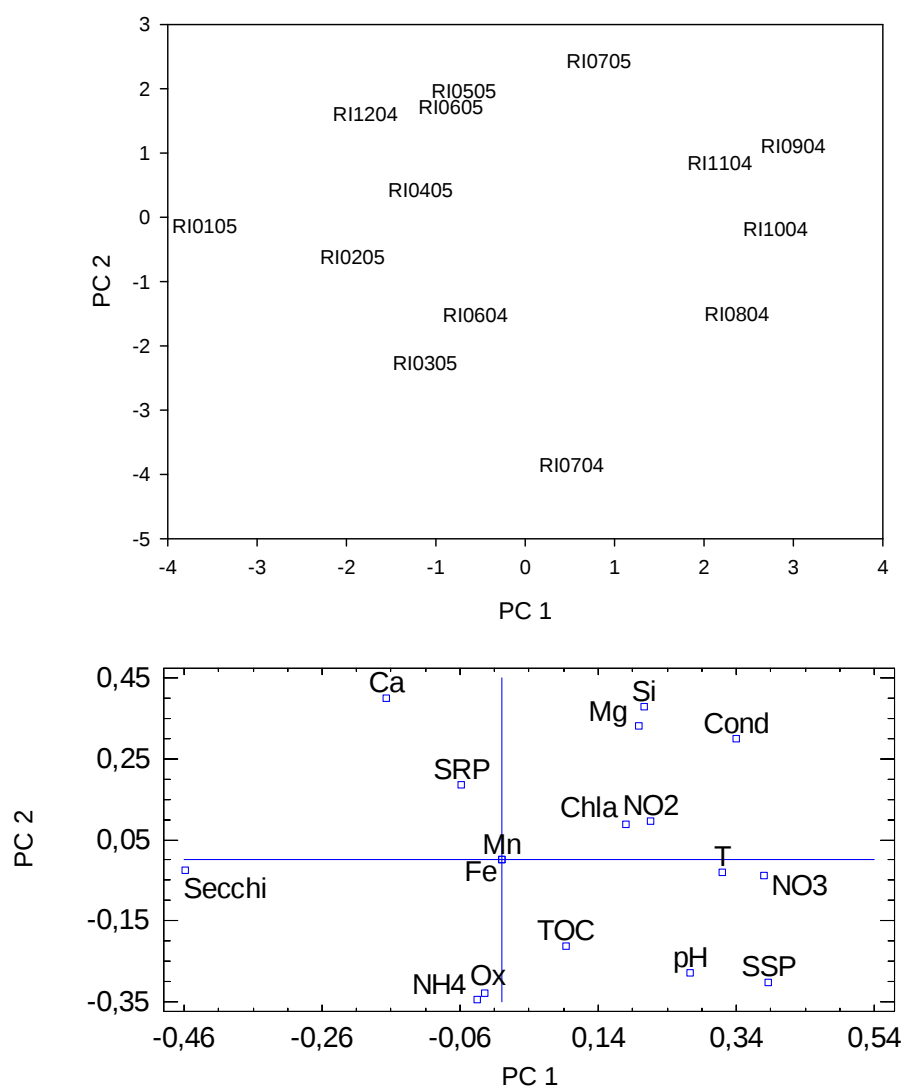


La prima componente separa il periodo estivo, di inizio autunno e fine primavera con alte temperature e conduttività. La seconda componente evidenzia i campioni di gennaio con elevato carico di nutrienti. I due outlier del sistema, CA104 (October 2004) e CA105 (January 2005), sono probabilmente legati agli input artificiali in laguna con conseguenti cambiamenti delle condizioni del sistema.

Ricarda



Questa laguna è situata in un'area privata. Essa presenta un *pointsource* artificiale di acque dolci ed è separata dal mare da un cordone sabbioso. La profondità media è di 2 m.

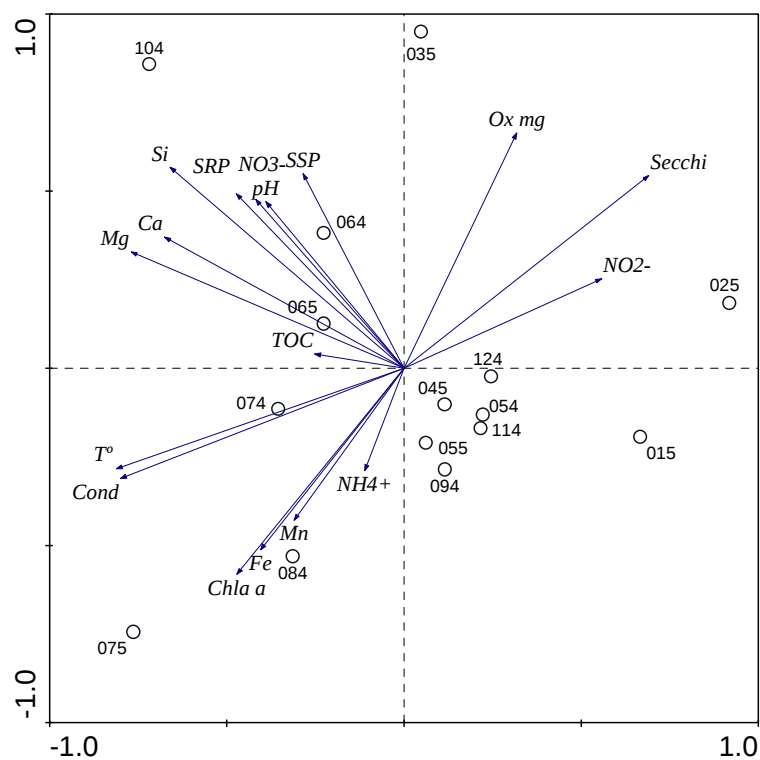


La prima componente separa i campioni di fine estate e di tutto l'autunno dal resto. In questo periodo le acque presentano alta conduttività ed elevate concentrazioni di nitrato e solidi sospesi. In dicembre la composizione delle acque varia, evidenziando una diminuzione di temperatura e TOC e un aumento di SRP. La seconda componente separa i campioni estivi e invernali dal resto; tali campioni sono caratterizzati da alti contenuti di ammonio, ossigeno e materiale organico particellato.

Cal Tet



Questa laguna è stata creata nel 2003 come una compensazione per la perdita di habitat naturale del delta. La profondità massima è di circa 2 m. Il fondo è colonizzato da macrofite.



La prima componente separa i campioni estivi con elevata T, conduttività e chla dal resto. La seconda componente sembra separare i campioni dei mesi piovosi dal resto.

Ria Formosa (Portogallo)



La laguna Ria Formosa si estende per un'area di 160 km². Essa è circondata da una striscia dunale ed è connessa al mare mediante numerosi inlets. Ad ogni marea corrisponde uno scambio d'acqua del 50-75% circa. Il principale input di acqua dolce è il fiume Gilão nella parte orientale della laguna.

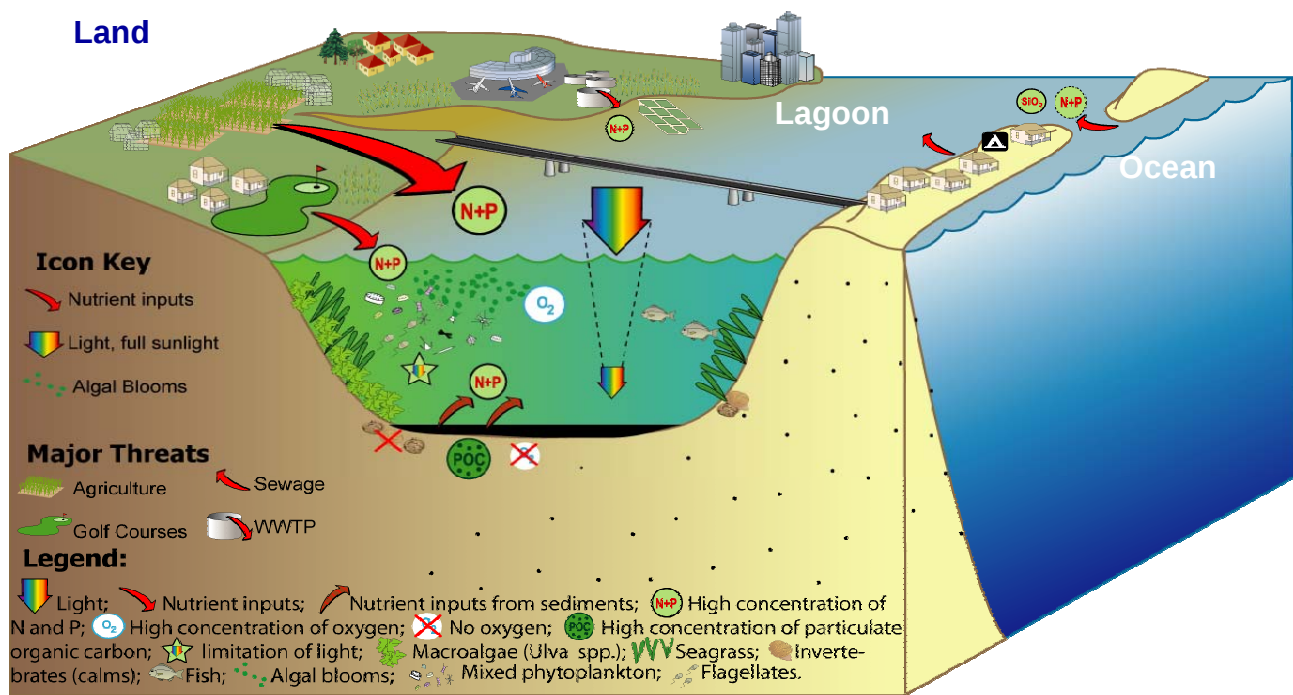


Diagramma concettuale della Ria Formosa (Sonia Cristina)

Potenziali input di nutrienti in laguna includono le acque atlantiche, le acque di run off e i reflui provenienti dai terreni agricoli e dagli insediamenti urbani ed industriali, i flussi bentonici.

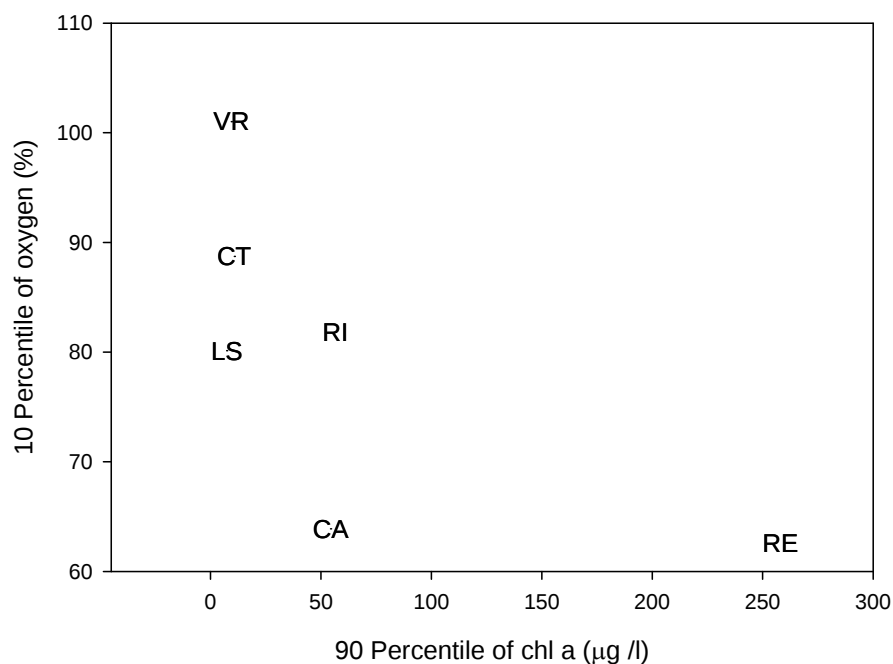
Discussione

La Direttiva Europea sulle Acque (WFD, 2000/60/EC) è intesa a valutare e a migliorare lo stato ecologico delle acque superficiali e del bacino versante adiacente. In particolare, le aree a ridotto scambio tidale, come le lagune costiere (Tett et al., 2003) e tra queste, le lagune del sud Europa, sono particolarmente vulnerabili alla pressione antropica dovuta ad attività di pesca, acquacoltura, turismo, insediamenti agricoli, urbani ed industriali (Viaroli et al., 2005). Una delle potenziali conseguenze dell'impatto antropico è il processo di eutrofizzazione (Nixon, 1995) definito, nelle Direttive dell'Unione Europea, come l'arricchimento delle acque di nutrienti, specialmente composti di azoto e fosforo, che causa una crescita accelerata di biomassa algale inducendo un disturbo all'equilibrio del biota e della qualità delle acque. Il grado di deterioramento della qualità delle acque dipende dalla capacità di assimilazione del sistema (Bricker et al., 1999) che è modulato dai cambiamenti della produzione, del consumo e della decomposizione algale (Malone et al., 1996). Le conseguenze dell'eutrofizzazione possono essere

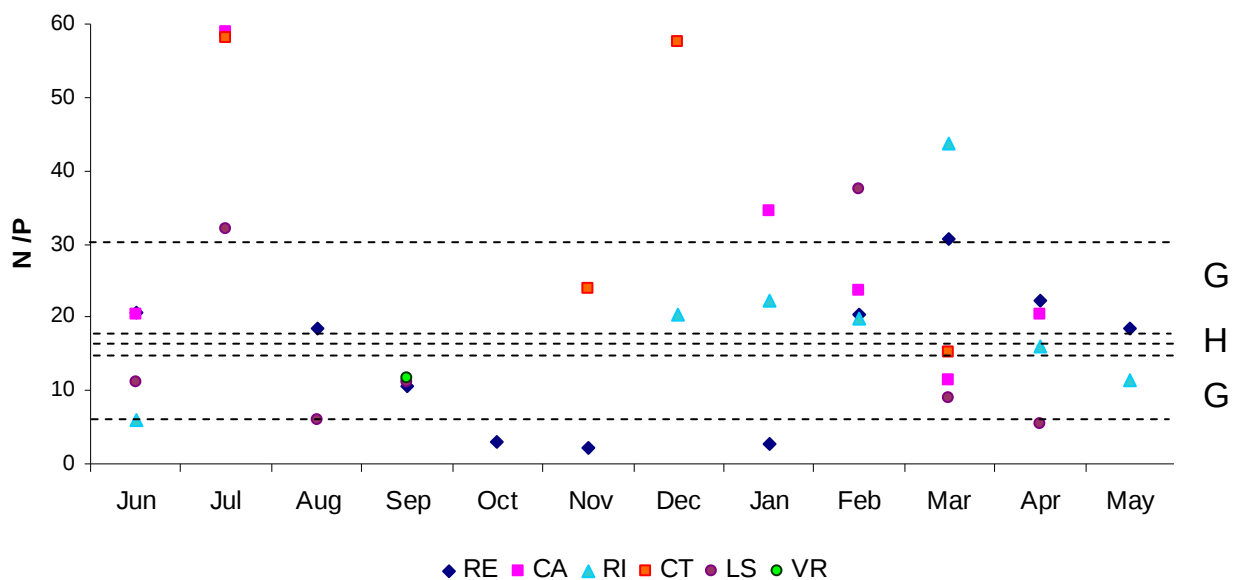
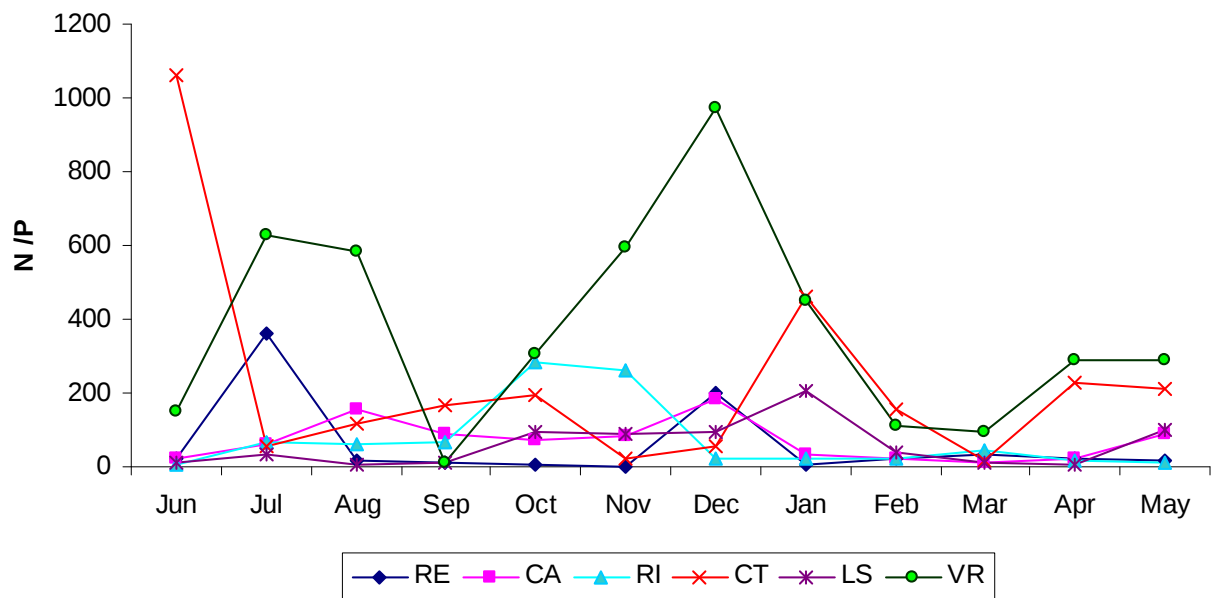
minimizzate identificando il nutriente specifico che limita la crescita algale e la produzione primaria.

Sulla base di una prima fase “conoscitiva” degli ambienti descritti, considerando la diversità geomorfologica, ecologica e funzionale degli stessi, il passo successivo è stato quello di tentare un approccio sulla qualità delle acque di tali ambienti confrontando la quantità di chl *a* rispetto alla concentrazione di ossigeno disciolto e i rapporti stechiometrici N/P, in modo diverso rispetto ai vari indici ed indicatori elencati precedentemente.

Il primo tentativo rappresenta il confronto tra la concentrazione di chl*a* e ossigeno disciolto espressi come percentile rispettivamente al 90% e al 10%, sulla base di riferimenti bibliografici considerati (Carstensen, 2007).



Il secondo tentativo, dopo aver mostrato l'andamento del rapporto N/P per le varie lagune, è stato quello di tentare di individuare delle categorie di qualità delle acque in funzione di intervalli di rapporto N/P .



Una conclusione del tutto preliminare potrebbe essere che l'applicazione di indici trofici e di qualità delle acque, ai fini di stabilire i *pattern* di qualità ambientale delle lagune, richiederebbe una chiara definizione dei fattori ecologici forzanti e una valutazione sperimentale della loro relativa importanza, per evitare di generalizzare i complessi sistemi di interazioni spazio-temporali. Accomunare ambienti acquatici di interfaccia risulta quindi, troppo generico per quanto riguarda le reali categorie ecologiche strutturali e funzionali che si rinvencono nei diversi contesti geografici, soprattutto per quanto riguarda gli effetti di forzanti fortemente caratterizzanti quali l'escursione di marea e gli apporti del bacino versante che controllano il bilancio idrico della laguna, caratteristiche che differenziano tutte le lagune oggetto di studio.

Tuttavia, a causa del breve tempo a disposizione e della complessità e vastità dell'argomento trattato, una collaborazione e uno scambio di conoscenze, che sicuramente è lo scopo ultimo del programma di mobilità, è tuttora in corso.

Bibliografia

- Alonghi, D.M., 1998. Coastal Ecosystem Processes. CRC Press, Boca Raton, FL, 188 pp.
- Balkis, N., 2003. Seasonal variations in the phytoplankton and nutrient dynamics in the neritic water of Büyükçekmece Bay, Sea of Marmara. *Journal of Plankton Research* 25, 703-727.
- Ballesteros, E., Torras, X., Pinedo, S., García, M., Mangialajo, L., de Torres, M., 2007. A new methodology based on littoral community cartography dominated by macroalgae for the implementation of the European Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin* 55 (1-6), 172-180.
- Barnes, R.S.K., 1980. Coastal Lagoons. Cambridge Univ. Press, Cambridge, 106 pp.
- Basset A., & Abbiati M., 2004. Challenges to transitional water monitoring: ecological descriptors and scales. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystem* 14, S1-S3.
- Basset, A., Sabetta, L., Carrada, G.C., 2006. Conservation of transitional water ecosystems in the Mediterranean area: bridging basic ecological research and theories with requirements of application. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystem* 16, 439-440.
- Bricker, S.B., Ferreira, J.G., Simas, T., 2003. An integrated methodology for assessment of estuarine trophic status. *Ecological Modelling* 169, 39-60.
- Borja, A., Franco, J., Valencia, V., Bald, J., Muxika, I., Belzunce, M.J., Solaun, O., 2004. Implementation of the European Water Framework Directive from Basque Country (northern Spain): a methodological approach. *Marine Pollution Bulletin* 48 (3-4), 209-218.
- Carlson, R.E., 1977. A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography* 22, 361-369.

- Carrada, G.C. e Fresi, E., 1988. Le lagune salmastre. Alcune riflessioni sui problemi e sui metodi . In: G.C. Carrada, F. Cicogna, E. Fresi (Editors), *Le lagune costiere: Ricerca e gestione*. Clem, Massa Lubrense, Napoli. pp. 35-55.
- Carstensen, J., 2007. Statistical principles for ecological status classification of Water Framework Directive monitoring data. *Marine Pollution Bulletin* 55, 3-15.
- Cloern, J. E., 2001. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Marine Ecology Progress Series* 210, 210-223.
- Conley, D.J.; Schelske, CL., Stoermer, EF., 1993. Modification of the biogeochemical cycle of silica with eutrophication. *Marine Ecology Progress Series* 101, 179-192.
- Conley, D.J., 2000. Biogeochemical nutrient cycles and nutrient management strategies. *Hydrobiologia* 410, 87-96.
- EEA, 2001. Eutrophication in Europe's coastal waters. Topic Report n° 1/2003 European Environmental Agency, Copenhagen, 97 pp.
- EEA, 2003. Europe's water: an indicator-based assessment. Topic report n° 7 European Environmental Agency.
- EEB, European Environmental Bureau, 2001. Handbook on EU Water Policy under the Water Framework Directive, Brussels, 56 pp.
- Ficca, G., Pierini, S., Purini, R., 1995. Numerical study of the dynamics of a lagoon. Proc. Int. Conf. MEDCOAST 95. Tarragona, Spain, pp. 1607-1617.
- Karlson, K., Rosemberg, R., Bonsdorff, E., 2002. Temporal and spatial large-scale effects of eutrophication and oxygen deficiency on benthic fauna in Scandinavian and Baltic waters – a review. *Oceanography and Marine Biology Annual Review* 40, 427-489.
- Kjerfve, B., 1994. Coastal lagoons In: B. Kjerfve (Editor), *Coastal lagoon processes*.

- Newton, A., Icely, J.D., Falcao, M., Nobre, A., Nunes, J.P., Ferreira, J.G., Vale, C., 2003. Evaluation of eutrophication in the Ria Formosa coastal lagoon, Portugal. *Continental Shelf Science* 23, 1945-1961.
- Newton, A. & Mudge, S., 2005. Lagoon-sea exchanges, nutrient dynamics and water quality management of the Ria Formosa (Portugal). *Estuarine and Coastal Shelf Science* 62, 405-414.
- Nixon, S.W., 1995. Coastal Marine eutrophication: a definition, social causes, and future concerns. *Ophelia* 41, 199-219.
- Odum, W.E., Odum, E.P., Odum, H.T., 1995. Nature's pulsing paradigm. *Estuaries* 18, 547-555.
- Officer, C.B., & Ryther, J.H., 1980. The possible importance of silicon in marine eutrophication. *Marine Ecology Progress Series* 3, 83.
- Radach, G., Berg, J., Hagmeier, E., 1990. Long term changes of the annual cycles of meteorological, hydrographic, nutrient and phytoplankton time series at Helgoland and at LV ELBE 1 in the German Bight. *Continental Shelf Research* 10, 305-328.
- Tett, P., Gilpin L., Svendsen, H., Erlandsson, P., Larsson, U., Kratzer, S., Fouilland, E., Janzen, C., Lee, J.Y., Grenz, C., Newton, A., Ferreira, J.G., Fernandes, T., Scory, S., 2003. Eutrophication and some European waters of restricted exchange. *Continental Shelf Research* 23, 1635-1671.
- Tyler, A.C., McGlathery, K.J., Anderson, I.C., 2003. Benthic algae control sediment-water column fluxes of organic and inorganic nitrogen compounds in a temperate lagoon. *Limnology and Oceanography* 48 (6), 2125-2137.

- Vadineanu, A., 2001. Sustainable Development Theory and Practice Regarding the Transition of Socio-Economic Systems Towards Sustainability, UNESCO-CEPES, Bucharest.
- Vadineanu, A., 2005. Identification of the Lagoon Ecosystems. In: I.E. Gönenç, J.P. Wolflin (Editors), Coastal Lagoons. Ecosystem Processes and Modeling for Sustainable Use and Development. CRC Press, Boca Raton, FL, 500 pp..
- Valiela, I., 1995. Nutrient cycles and ecosystem stoichiometry. In: Marine Ecological Processes, Springer-Verlag, New York, 686 pp.
- Viaroli, P., Mistri, Guerzoni, S., Cardoso, AC., 2005. Structure, functions and ecosystems alteration in Southern European coastal lagoon: preface. Hydrobiologia 550, 7-9.
- Vollenweider, R.A., Giovanardi, F., Montanari, G., Rinaldi, A., 1998. Characterization of the trophic conditions of marine coastal waters with special reference to the NW Adriatic Sea: proposal for a trophic scale, turbidity and generalized water quality index. Environments 9, 329-357.
- WFD, 2000. European Commission Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. Official Journal of the European Communities, L 327/1-72, Brussels.