

# 2

## Analisi dei dati e risultati preliminari

### **2.1. INTRODUZIONE**

Con questa prima elaborazione dei dati Si.Di.Mar., è possibile tracciare un quadro preliminare ma senz'altro significativo dello stato di qualità dell'ambiente marino costiero italiano. I valori assunti dai parametri fissati nelle convenzioni e il loro andamento temporale e spaziale rappresentano infatti la base conoscitiva necessaria per descrivere la qualità ambientale delle aree costiere italiane, in relazione principalmente a:

- livelli trofici, che individuano le aree costiere soggette a inquinamento da nutrienti e aiutano alla comprensione delle dinamiche dei sistemi costieri, almeno per quanto riguarda l'intensità di produzione di biomassa algale;
- livelli di contaminazione microbiologica delle acque e del biota, in relazione alla presenza di scarichi civili, trattati e non;
- livelli di contaminazione chimica dei molluschi, definiti in base al bioaccumulo di metalli pesanti, e microinquinanti organici in *Mytilus galloprovincialis*, la comune cozza, un organismo fissile e filtratore, ubiquitario lungo le nostre coste.

I principali fattori che influenzano lo stato di qualità degli ambienti marini costieri sono:

- gli apporti fluviali: i corsi d'acqua che recapitano in mare, proporzionalmente all'entità dei carichi di nutrienti che veicolano e della loro portata, aumentano il naturale livello trofico, per tratti costieri più o meno estesi. Le particolari condizioni di tipo morfologico e dinamico che caratterizzano la zona costiera (quadro correntometrico locale, aree a scarso ricambio, coste basse e sabbiose ecc.) possono aumentare il rischio eutrofico;
- la presenza di aree urbanizzate e/o di zone con forti flussi turistici, che, unitamente agli apporti dai fiumi, determinano localmente situazioni di degrado della qualità microbiologica delle acque. Elevate cariche di batteri fecali sono infatti da ascrivere alla presenza di scarichi di acque reflue urbane non depurate o non adeguatamente trattate;
- la presenza di aree industrializzate i cui scarichi immettono nell'ambiente marino costiero sostanze inquinanti, rappresentate principalmente da metalli pesanti e microinquinanti organici (pesticidi clorurati e PCB's). L'individuazione delle aree costiere a rischio di contaminazione può essere effettuata sulla base della conoscenza della morfologia e degli usi prevalenti del tratto di costa interessata.

### **2.2. ELABORAZIONE DEI RISULTATI**

#### **2.2.1 PARAMETRI CHIMICO-FISICI E BIOLOGICI DI QUALITÀ DELLE ACQUE**

##### **a) RAPPRESENTAZIONE GRAFICA DEI RISULTATI**

Per ciascuno dei parametri chimico-fisici e biologici riguardanti l'acqua costiera, vengono riportate in forma grafica le seguenti rappresentazioni:

- andamento delle medie mensili, valutate sull'intero data-set regionale disponibile, secondo lo sviluppo temporale illustrato nella tabella 1;
- descrizione delle distribuzioni statistiche dei dati mediante diagrammi Box & Whisker.

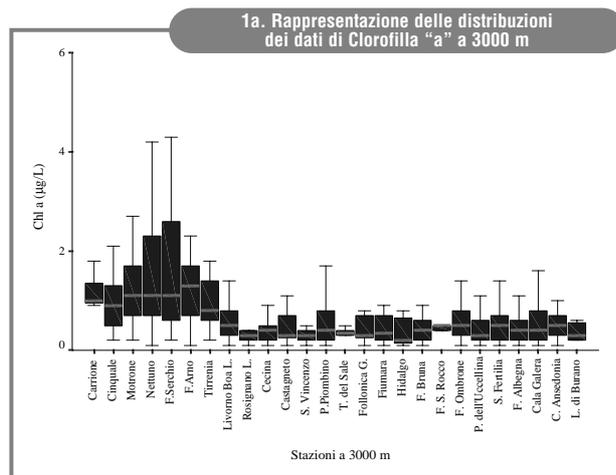
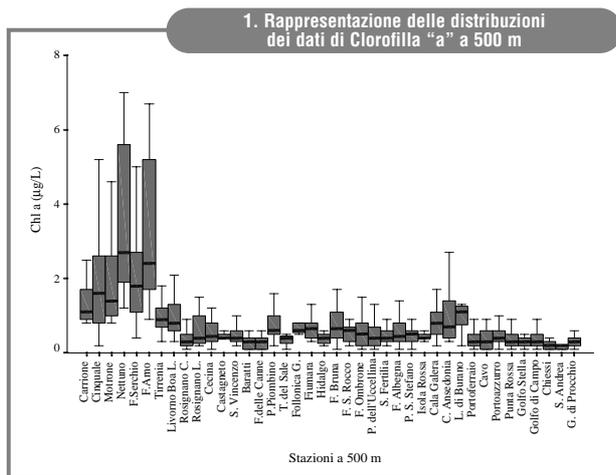
Il tipo di rappresentazione adottato non persegue la finalità di descrivere singoli eventi, ma quella di fornire in un'unica e sintetica restituzione grafica il comportamento delle singole variabili nell'arco annuale e, per ciascuna località indagata, i valori delle medie, dei massimi e dei minimi assunti dai parametri di qualità delle acque costiere.

I diagrammi Box & Whisker sono basati sui quartili di una distribuzione statistica di dati, disposti verticalmente:

- l'area della scatola corrisponde ai due quartili centrali, dal 25-esimo al 75-esimo percentile della distribuzione dei dati;
- l'estremità inferiore corrisponde al limite del primo quartile (limite dei valori mediamente bassi), quella superiore è riferita al limite del terzo quartile (limite dei valori mediamente elevati);
- i minimi e i massimi, intesi come valori di picco, sono indicati dai "baffi" inferiore e superiore, che ci forniscono i valori che può assumere la variabile in questione con probabilità molto basse (valori eccezionali che si presentano in genere con  $P < 5\%$  dei casi);
- la linea centrale rappresenta il valore della mediana della distribuzione: dalla sua posizione si può capire se la distribuzione dei dati è simmetrica intorno al valore medio (i.e. distribuzione normale – in tal caso la mediana occupa la posizione centrale della scatola e tende a coincidere con la media dei dati), oppure se la variabile considerata si distribuisce in maniera asimmetrica e quindi necessita di trasformazione adeguata ai fini della normalizzazione<sup>(1)</sup>.

A un attento esame, i diagrammi Box & Whisker si dimostrano estremamente ricchi di informazione e consentono di ricostruire per intero il comportamento statistico dei parametri rappresentati, per ognuna delle stazioni di misura considerate.

Le figure sottostanti 1 e 1a possono servire come esempio chiarificatore. Viene rappresentato il parametro clorofilla, nelle stazioni di prelievo del litorale toscano.



Si osserva la netta disparità di comportamento tra le stazioni a nord di Livorno e quelle poste a sud. Nel primo caso i valori medi oscillano intorno a 2-3 µg/L con massimi mediamente intorno a 5 µg/L (limite del terzo quartile). In corrispondenza delle stazioni di Nettuno e Foce Arno i valori di picco raggiungono circa 7 µg/L, sia pur con probabilità estremamente basse (i.e. picchi eccezionali, che si sono presentati raramente nel periodo considerato dalle indagini). È necessario ricordare che la corrente costiera predominante nell'Alto Tirreno è solitamente diretta verso nord, in modo che gli apporti d'acqua dolce del fiume Arno interessano il litorale versiliese per un ampio tratto.

Le stazioni poste a sud mostrano valori medi che non superano 1 µg di clorofilla/L, con picchi che non arrivano a 2 µg/L, anche nel caso della stazione di Foce Ombrone, influenzata dagli apporti del secondo fiume della Toscana per lunghezza e per dimensioni del bacino imbrifero. Infine le località dell'isola d'Elba si caratterizzano tutte per livelli di clorofilla estremamente contenuti (sempre inferiori a 1 µg/L), tipici di acque oligotrofiche, limpide e trasparenti.

(1) Come noto, il ricorso alla statistica parametrica è subordinato all'assunto di normalità delle distribuzioni, che presuppone l'indipendenza delle medie dalla varianza d'errore e l'omogeneità delle varianze tra gruppi. La trasformazione logaritmica decimale si è dimostrata efficace nel normalizzare le distribuzioni dei parametri fondamentali di stato trofico: clorofilla e nutrienti. In questo modo sono state poste le basi per lo studio della variabilità di questi indicatori, condizione necessaria per poter stabilire confronti, sia spaziali che temporali, tra le diverse situazioni trofiche che caratterizzano i mari italiani.

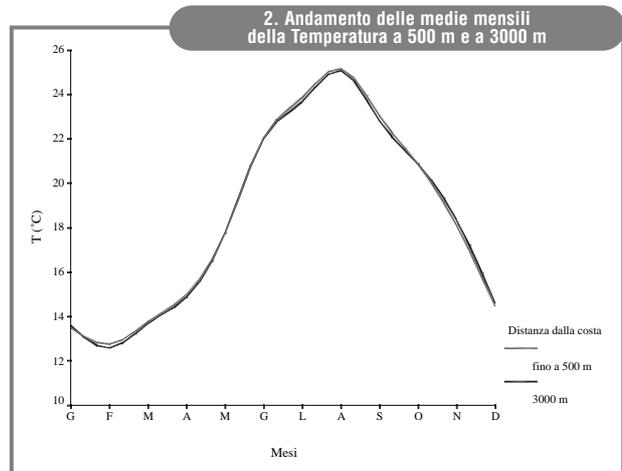
## b) TEMPERATURA

Le variazioni annuali di questo parametro assumono carattere di periodicità, con un tipico andamento sinusoidale che segue il ciclo delle stagioni. Nelle acque costiere la temperatura raggiunge elevati valori nei mesi estivi e subisce in generale una brusca caduta a fine estate.

Negli strati superficiali, le fluttuazioni che possono intercettare nella piccola scala temporale sono spesso riconducibili a fattori quali: apporti di acque dolci fluviali, moto ondoso e particolari situazioni idrodinamiche (masse d'acqua più fredde provenienti dal largo o richiamate dagli strati profondi ecc.).

I valori massimi della temperatura possono essere favoriti dalla presenza in sospensione lungo la colonna d'acqua di biomassa algale fitoplanctonica ad alta densità, che conferisce torbidità e determina un maggior assorbimento della radiazione solare da parte del corpo idrico. Tale fenomeno è più accentuato nel caso di fondali a bassa profondità, dove il rimescolamento verticale della colonna d'acqua può risultare molto rapido, con aumento della temperatura generalizzato a tutta la colonna d'acqua.

L'esempio riportato qui a lato (fig. 2), relativo alle acque costiere della Toscana, mostra un andamento estremamente regolare del parametro temperatura, senza differenze apprezzabili tra le medie mensili calcolate sui dati delle stazioni a 500 m e quelle delle stazioni a 3000 m.



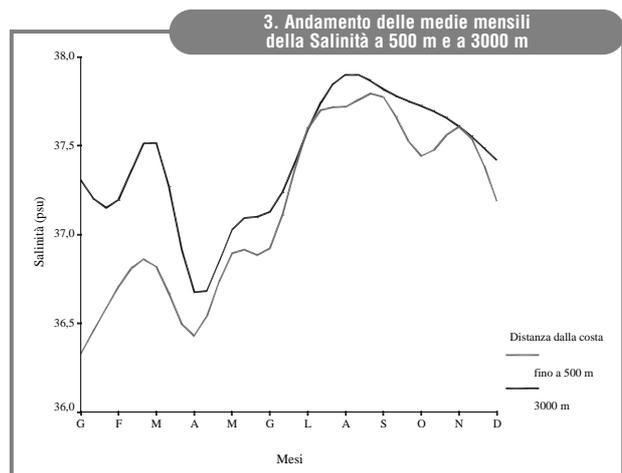
## c) SALINITÀ

La variabilità della salinità è strettamente correlata ai regimi di portata fluviale. Cadute di salinità accentuate si possono registrare in corrispondenza delle foci di grandi fiumi, quali l'Arno e il Tevere, con forti gradienti da riva verso il largo, o comunque nella direzione prevalente del *plume* delle acque dolci riversate in mare. Ancora più evidente è l'effetto del Po, che influenza in maniera pesante l'andamento di questo parametro con possibilità di valori molto bassi, anche a distanze rilevanti dal delta padano. Il gradiente di salinità da riva verso il largo è tuttavia una costante lungo tutto lo sviluppo costiero della Penisola, sia pure con situazioni locali estremamente variabili a seconda dell'intensità delle sorgenti d'acqua dolce.

L'uso combinato dei parametri salinità e temperatura consente di descrivere la struttura verticale della colonna d'acqua mediante l'esecuzione di profili verticali e di identificare l'origine di masse d'acqua diverse presenti nella stessa area costiera.

Circa le variazioni stagionali del parametro salinità, i minimi vengono di norma osservati in primavera e alla fine dell'estate o in autunno inoltrato e sono sempre da riferire ai regimi fluviali e alle piogge stagionali.

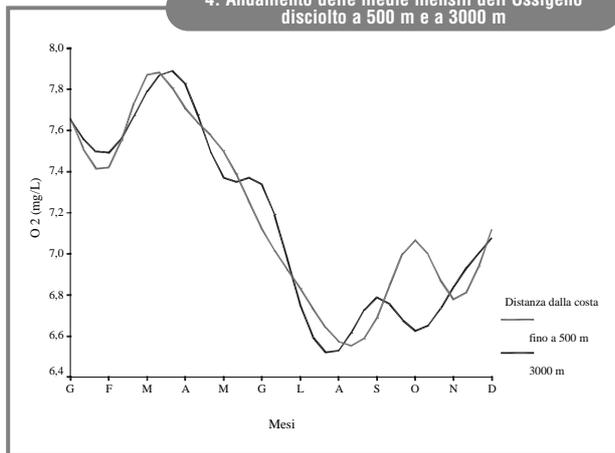
Il tipico comportamento di questo parametro nell'arco annuale è rappresentato nella figura a lato (fig. 3), che mostra: a) i minimi durante i mesi primaverili, b) il rapido aumento che si verifica nella stagione estiva e la caduta altrettanto verticale che prende avvio a partire dal mese di novembre. Da segnalare anche la presenza del gradiente di salinità tra le stazioni a 500 m e quelle situate a 3000 m (di un punto circa: da salinità di 36,4 a 37,4 psu, in gennaio). Il gradiente si attenua fino a scomparire a luglio, in piena estate, quando il parametro salinità tende a raggiungere i valori massimi.



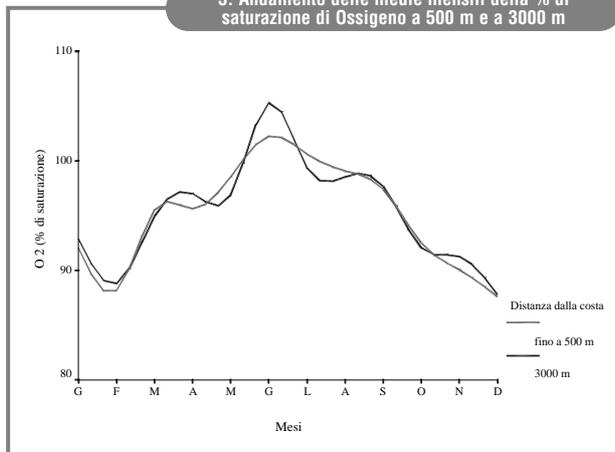
## d) OSSIGENO DISCIOLTO

L'ossigeno disciolto nella colonna d'acqua è un importante indicatore dello stato di trofia del corpo idrico. Negli strati superficiali delle acque costiere, la sua concentrazione è influenzata prevalentemente dai processi di produzione a opera del fitoplancton in crescita. Si è soliti rappresentare l'andamento di questo parametro in termini assoluti, come mg/L di O<sub>2</sub>, oppure come percentuale di sa-

4. Andamento delle medie mensili dell'Ossigeno disciolto a 500 m e a 3000 m



5. Andamento delle medie mensili della % di saturazione di Ossigeno a 500 m e a 3000 m

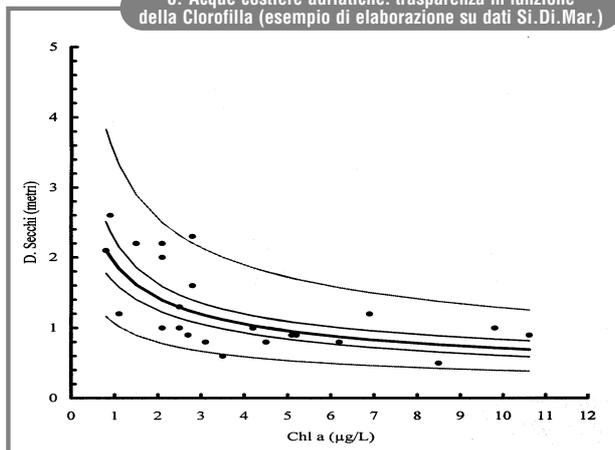


di O<sub>2</sub> che difficilmente superano il 100%, come ci si può attendere da un sistema costiero nel complesso scarsamente produttivo e che manifesta caratteri generali di oligotrofia. Interessante risulterà il confronto tra questo andamento e quello relativo a tratti costieri di alcune regioni adriatiche, dove sono spesso raggiunti considerevoli valori di sovrasaturazione di O<sub>2</sub>, a causa dell'intensa attività di fotosintesi, tipica di livelli trofici elevati.

**e) TRASPARENZA (misure di Disco Secchi)**

La vicinanza a estuari con discrete portate, la natura del sedimento e le frequenti fioriture algali sono i fattori che maggiormente condizionano la trasparenza delle acque costiere. Gli apporti fluviali interferiscono notevolmente con la limpidezza delle acque in quanto, oltre ad avere una bassa densità, sono ricchi di detrito organico e inorganico, che tende quindi a stratificarsi in superficie riducendo la trasparenza. In questi casi la trasparenza diminuisce mano a mano che ci si avvicina dal largo alla foce ed è in rapporto alla portata del fiume.

6. Acque costiere adriatiche: trasparenza in funzione della Clorofilla (esempio di elaborazione su dati Si.Di.Mar.)



turazione, per tenere conto degli effetti sulla solubilità di questo gas da parte di temperatura e salinità. Il tipico andamento stagionale delle medie di questo parametro è mostrato dalla figura a fianco (fig. 4), sempre relativa al litorale toscano.

I massimi valori di O<sub>2</sub> in soluzione, espressi in mg/L, sono raggiunti nei mesi primaverili, quando oltre alle basse temperature dell'acqua, che favoriscono la solubilizzazione di questo gas, si assiste alla rapida ripresa dei cicli algali, che contribuiscono a mantenere elevato il tenore di ossigeno. La diminuzione che si osserva a partire da maggio, e che raggiunge i valori minimi nel pieno dell'estate, è governata soprattutto dal sistema fisico, vale a dire dall'aumento della temperatura e della salinità delle acque superficiali, che infatti raggiungono i loro massimi proprio in concomitanza con il minimo di solubilità di O<sub>2</sub> disciolto.

La figura successiva (fig. 5) è particolarmente significativa perché chiarisce il ruolo della componente biologica nel mantenere un adeguato tenore d'ossigeno nelle acque superficiali. Espresso come % di saturazione, l'O<sub>2</sub> mostra un andamento annuale diverso da quello riportato nella figura precedente: il massimo valore della saturazione è raggiunto nel mese di giugno, periodo che coincide con la fine delle fioriture algali primaverili, e il lento ma costante decremento della saturazione nei mesi successivi, fino ai minimi invernali (< 90% in dicembre), trova una logica spiegazione nella progressiva stasi dei cicli fitoplanctonici e nel prevalere dei fenomeni di respirazione (mineralizzazione-ossidazione della sostanza organica) su quelli di produzione.

La figura conferma una caratteristica già nota per le acque costiere toscane, con i valori massimi di saturazione di O<sub>2</sub> che difficilmente superano il 100%, come ci si può attendere da un sistema costiero nel complesso scarsamente produttivo e che manifesta caratteri generali di oligotrofia. Interessante risulterà il confronto tra questo andamento e quello relativo a tratti costieri di alcune regioni adriatiche, dove sono spesso raggiunti considerevoli valori di sovrasaturazione di O<sub>2</sub>, a causa dell'intensa attività di fotosintesi, tipica di livelli trofici elevati.

Altro fattore che agisce direttamente sulla trasparenza è il moto ondoso. La parte più superficiale e fine dei sedimenti viene facilmente riportata in sospensione nel caso di bassi fondali. Soprattutto in occasione di forti mareggiate si verifica un elevato intorbidimento delle acque, che permane per alcuni giorni fino a quando il materiale portato in sospensione decade di nuovo a livello del fondale.

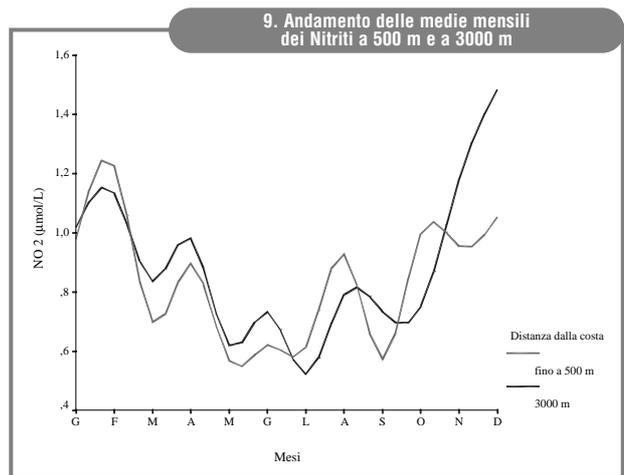
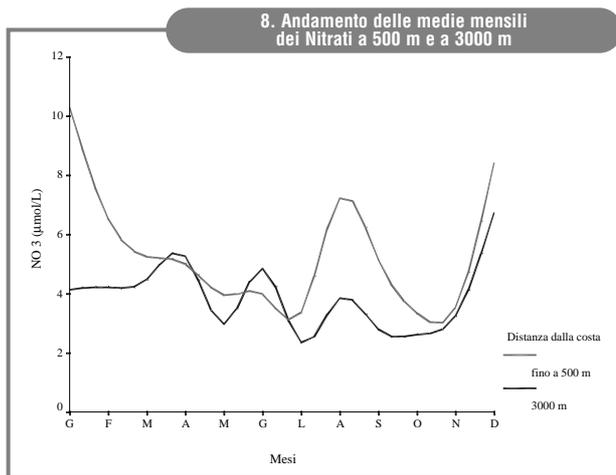
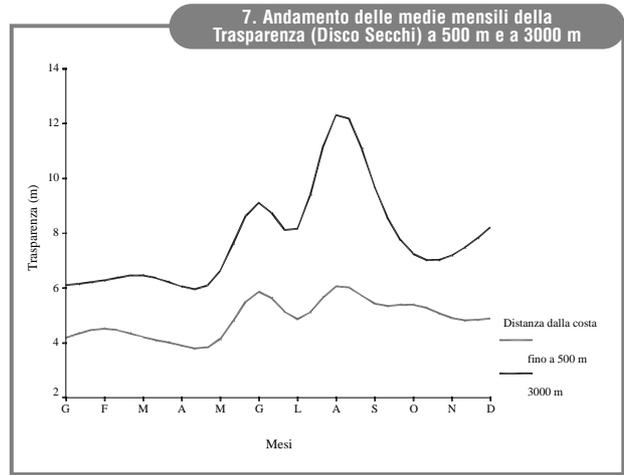
Anche le fioriture algali condizionano la trasparenza delle acque costiere e la misura del Disco Secchi risulta inversamente correlata alla quantità di biomassa algale presente nella colonna d'acqua. La figura qui accanto (fig. 6) è un esempio chiaro della stretta dipendenza tra il parametro trasparenza, inteso come profondità di scomparsa del Disco Secchi, e la clorofilla presente nella colonna d'acqua.

Un tipico andamento stagionale del parametro trasparenza, riferito al litorale toscano, è mostrato nella figura qui a destra (fig. 7). I valori minimi di Disco Secchi si registrano in inverno-primavera, per l'apporto diretto di torbide da terra dovuto alle piogge, ma soprattutto per la presenza di biomassa algale in crescita. I valori più elevati si riscontrano invece al largo (3000 m dalla costa), nel periodo di stasi dei cicli algali (luglio-agosto) con misure di trasparenza che, in media, eccedono i 10 m.

**f) NUTRIENTI**

*Azoto nitrico e nitroso*

In genere le concentrazioni dell'azoto nitrico e nitroso sono sempre ben correlate alle basse salinità, a riprova della provenienza di questo nutriente dai fiumi e dagli apporti da terra. Nell'Alto Adriatico questi parametri sono direttamente influenzati dal fiume Po e la presenza di picchi di concentrazione a mare corrispondono sempre a periodi di portata elevata di questo fiume. Le fluttuazioni stagionali seguono dunque questo andamento generale: massimi valori durante i mesi invernali e primaverili, progressivo calo nel corso dell'estate, anche a causa dell'utilizzo da parte del fitoplancton, e nuovo incremento ad autunno inoltrato. Le figure riportate qui sotto a titolo di esempio sono quelle del litorale toscano (figg. 8 e 9), dove è evidenziato, almeno per l'azoto nitrico, il gradiente negativo di concentrazione tra i valori misurati a 500 m e quelli riferiti ai prelievi effettuati a 3000 m.

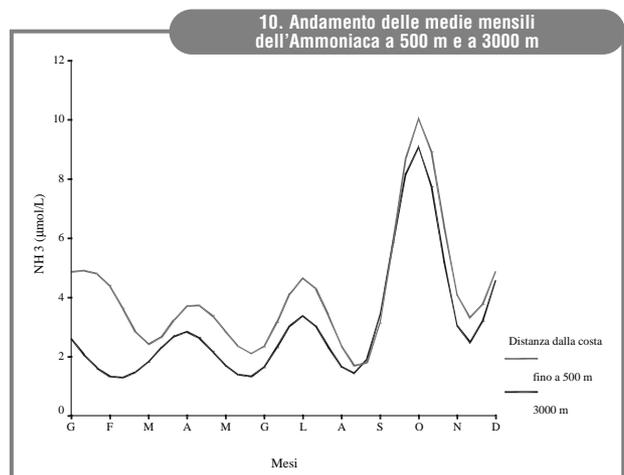


*Azoto ammoniacale*

L'andamento temporale dell'azoto ammoniacale è in genere in buon accordo con le portate fluviali e quindi segue un andamento temporale simile a quello dell'azoto nitrico. Risente in maniera evidente anche degli apporti estivi proveniente dagli insediamenti costieri, specialmente nei tratti intensamente urbanizzati o caratterizzati da notevole presenza turistica. In questo senso è spiegabile la sua elevata variabilità, che a volte mostra picchi di concentrazione anche durante il periodo di tempo secco.

La figura riportata a destra (fig. 10) mostra un andamento anomalo rispetto al comportamento dell'azoto nitrico, anche se è sempre presente il gradiente di concentrazione da riva verso il largo. Il picco di concentrazione che si rileva alla fine dell'estate è stato provocato da valori molto alti di ammoniaca registrati in ottobre nelle stazioni di Foce Arno e di Livorno, tanto da influenzare l'intero andamento medio regionale.

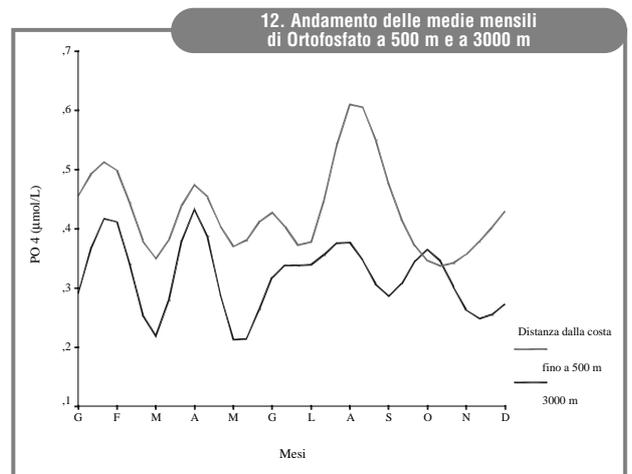
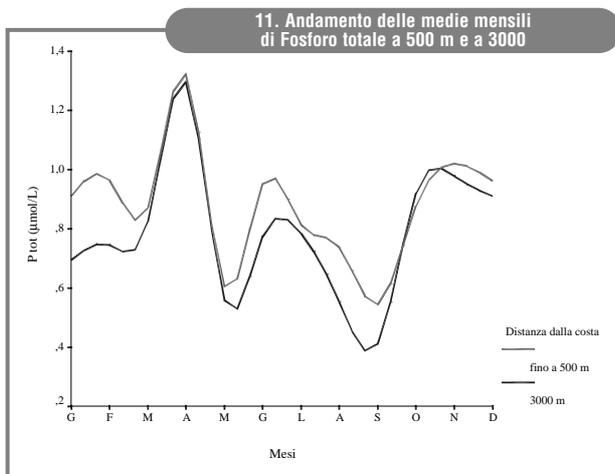
Nell'analizzare il comportamento dell'ammoniaca nelle acque costiere, occorre tenere in considerazione anche



un'altra sorgente che può determinare incrementi di concentrazione negli strati superficiali. Nelle aree ad elevato livello trofico, i valori di  $N/NH_3$  sono di norma più alti nelle acque di fondo, in ambiente ipossico, dove avvengono i processi di degradazione della sostanza organica per via anaerobica, e i loro massimi coincidono spesso con i minimi valori di ossigeno disciolto. La fine del periodo di stratificazione termica della colonna d'acqua che determina il rimescolamento verticale può contribuire all'innalzamento dell'ammoniaca negli strati superficiali. Anche fenomeni di *upwelling* (richiamo di acque di fondo in superficie) possono sortire lo stesso effetto, tuttavia queste spiegazioni sembrano essere poco realistiche, se adattate al caso toscano.

#### Fosforo totale e Fosforo ortofosfato

Le concentrazioni di fosforo totale, oltre che dipendere dai regimi fluviali, risentono fortemente del particolato organico in sospensione nella colonna d'acqua, sia esso di origine detritica o fitoplanctonica. In questo senso va interpretato l'esempio di riferimento relativo al litorale toscano riportato qui sotto a sinistra (fig. 11): le massime concentrazioni primaverili coincidono con i picchi di attività fitoplanctonica e con i massimi valori di clorofilla. Segue un decremento che raggiunge il mi-



nimo in piena estate (mesi di agosto e settembre) per poi risalire in autunno, a causa sia della parziale ripresa dei cicli algali (soprattutto Dinoflagellate), sia delle piogge autunnali che determinano nuove immissioni da terra e corrispondenti abbassamenti del parametro salinità.

Estremamente variabile il parametro fosforo ortofosfato, con tendenza a stabilizzarsi nelle stazioni di prelievo situate più al largo (fig. 12). Nonostante la sua importanza come fattore di crescita algale (esso è infatti presente nelle acque in una forma immediatamente utilizzabile da parte del fitoplancton), la sua determinazione nelle acque costiere può diventare problematica a causa delle sue bassissime concentrazioni: i minimi sono spesso dello stesso ordine dei limiti di rilevabilità analitica, secondo le metodiche attualmente in uso.

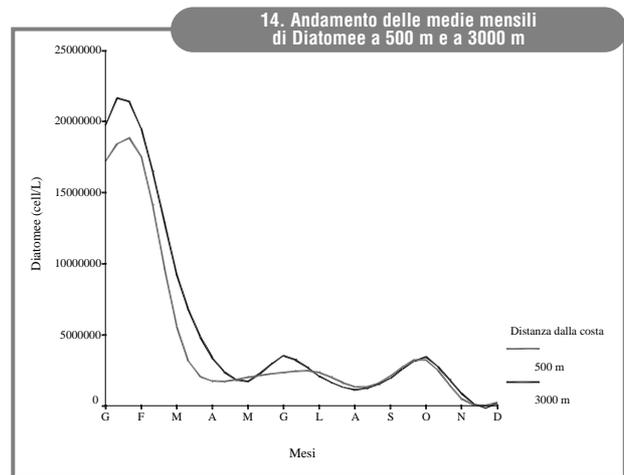
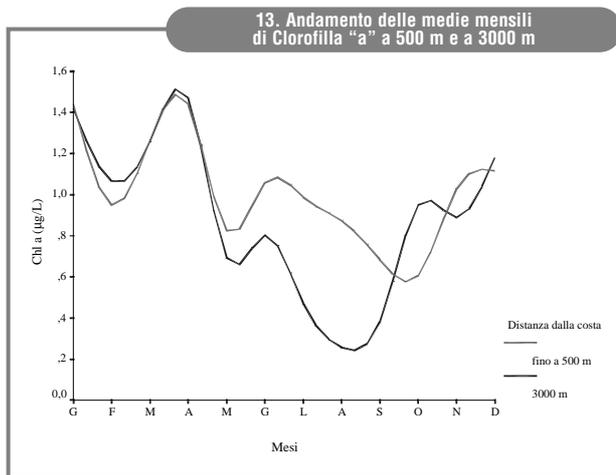
Nel corso di fioriture algali particolarmente intense, la sua concentrazione scende spesso sotto il limite di rilevabilità analitica. Il *pool* di fosfati disponibili viene rapidamente consumato, a tal punto che, per sostenere la crescita del fitoplancton, devono essere sicuramente ipotizzati meccanismi di riciclo di questo nutriente (i.e. di rapida mineralizzazione e successivo riutilizzo), come provano le elevate attività enzimatiche fosfatasiche rilevabili nella colonna d'acqua.

#### g) CLOROFILLA "a" E FITOPLANCTON

La clorofilla è sicuramente il più importante indicatore trofico, in quanto direttamente correlato alla quantità di biomassa fitoplanctonica presente nella colonna d'acqua. In generale, nelle acque costiere, i valori assunti da questo parametro variano in stretto rapporto con le cadute di salinità che si verificano a seguito degli apporti d'acqua dolce provenienti dai fiumi, con alto contenuto di nutrienti.

Nella fascia costiera dell'Emilia Romagna, è possibile prevedere picchi di concentrazione in risonanza con gli aumenti di portata del fiume Po, anche a notevole distanza dal delta padano, verso le stazioni di misura poste più a sud.

Pur con livelli di intensità diversi, a seconda del grado di trofia di un particolare tratto costiero, nell'arco annuale questo parametro mostra andamenti costanti, con picchi di clorofilla alla fine dell'inverno (ripresa dei cicli algali), valori minimi nei mesi estivi e nuovi incrementi in autun-

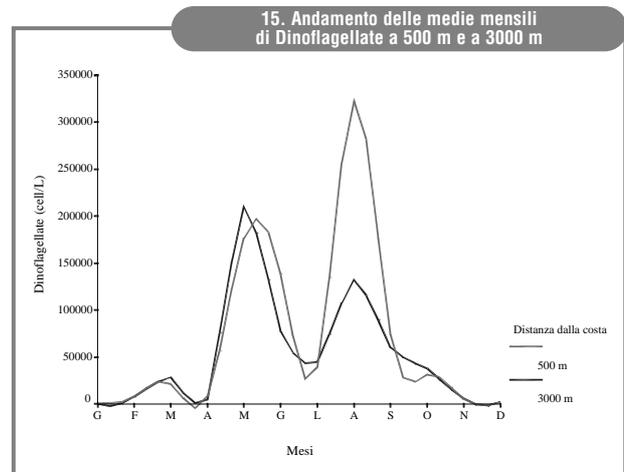


no. L'esempio qui sopra a sinistra (fig. 13), riferito al litorale toscano, sembra obbedire a questo schema, mostrando tuttavia valori mediamente elevati anche nel corso della stagione invernale. È interessante considerare il gradiente di clorofilla, a calare da riva verso il largo, limitato esclusivamente alla stagione estiva, segno evidente di una disponibilità di nutrienti nella zona immediatamente sotto costa, attribuibile a sorgenti di azoto e fosforo da scarichi domestici, piuttosto che da apporti dai fiumi.

Nel caso dell'Alto Adriatico, i picchi di clorofilla causati dagli apporti padani sono sempre a carico di fioriture di Diatomee (fig. 14), che caratterizzano con continuità il periodo di fine inverno fino ad aprile, con punte massime di densità dell'ordine dei 30 milioni di cellule/L. Le proliferazioni di Diatomee, da mettere in relazione all'ingressione nel sistema di acque dolci fluviali dal bacino padano e dai fiumi costieri, riesce a interessare con uniformità tutta l'area costiera dell'Emilia Romagna. Anche negli altri tratti costieri considerati, pur con qualche eccezione (per esempio, il litorale laziale e quello campano, con i picchi durante i mesi più caldi), le fioriture di Diatomee tendono a verificarsi nel periodo fine inverno-inizio primavera, per cedere poi il posto alle Dinoflagellate.

Le Dinoflagellate mostrano di norma densità molto basse nella maggior parte dei mesi dell'anno (da settembre ad aprile); l'aumento delle popolazioni, sia in termini di numero che di specie, prende avvio a maggio (fig. 15, relativa all'Emilia Romagna), con proliferazioni miste che in Alto Adriatico possono dare luogo a *blooms* algali brevi, ma particolarmente intensi, e che conferiscono alle acque colori caratteristici.

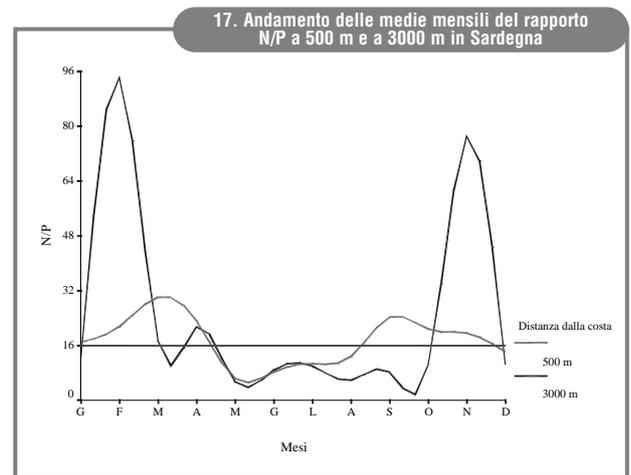
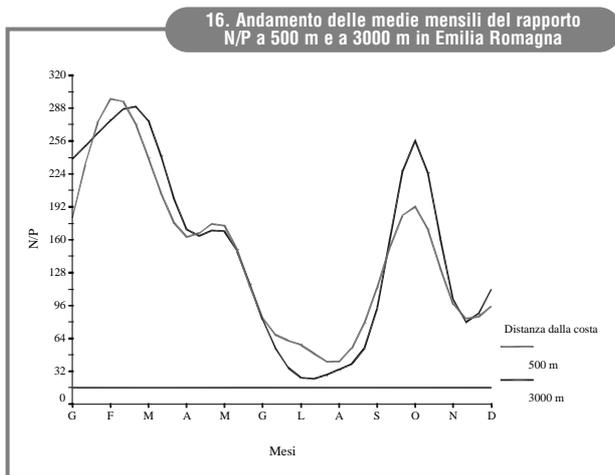
Le fioriture di Dinoflagellate hanno in genere una distribuzione spaziale e temporale non uniforme, esplodendo in tempi diversi e in aree diverse, anche se nello stesso ambito costiero regionale, con manifestazioni a macchie discontinue o a strisce parallele. È questo il caso della *Noctiluca miliaris*, una microalga eterotrofa di grosse dimensioni (fino a 1,5 mm), la cui proliferazione, tipica dei mesi estivi, si manifesta con addensamenti in strisce superficiali, sottoposte all'azione dei venti e delle correnti.



**h) ANDAMENTO DEL RAPPORTO AZOTO/FOSFORO E FATTORI LIMITANTI LA CRESCITA ALGALE**

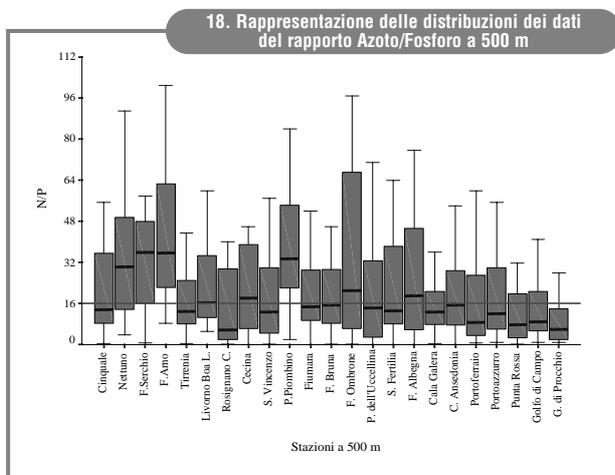
Di norma, nelle acque costiere adriatiche, il fosforo è stato considerato l'elemento chiave che limita e controlla la produttività delle acque. L'azoto riveste un ruolo secondario, anche se può diventare un fattore di controllo concomitante. Il fitoplancton assume infatti i nutrienti in soluzione, secondo lo stesso rapporto molare che questi elementi hanno all'interno della biomassa algale, cioè  $N/P$  elementare = 16 (il rapporto  $N/P$  diventa = circa 7, se i due nutrienti vengono espressi in peso).

Se il rapporto nel mezzo acquoso supera il valore  $N/P$  elementare = 16, si dice che il fosforo è il fattore limitante la crescita algale. L'azoto in eccesso non può essere utilizzato dalle alghe. In pratica, in caso di fosforo-limitazione, se gli interventi di risanamento sono tali da determinare una ulteriore diminuzione della concentrazione dei fosfati a mare, di fatto questi interventi contribuiscono a un ulteriore abbassamento del livello trofico, che si traduce in una diminuita frequenza delle fioriture algali e in una riduzione della loro intensità, con valori di picco della clorofilla molto più contenuti.



La situazione rappresentata qui sopra a sinistra (fig. 16), relativa alle medie mensili di N/P nelle acque costiere dell'Emilia Romagna, è l'esempio che meglio descrive la tendenza alla fosforo-limitazione per le acque costiere adriatiche: da valori intorno a 250-300 in inverno-primavera, il rapporto si abbassa nei mesi estivi fino a valori intorno a 20-40, senza comunque scendere sotto il limite di 16. La corretta interpretazione di questo andamento è da ricercare nel comportamento dell'azoto, i cui carichi raggiungono i fiumi, e quindi il mare, soprattutto dalle sorgenti diffuse (dilavamento dei suoli agrari operato dalle piogge). Nella stagione secca, quando gli apporti d'acqua dolce fluviale sono ridotti al minimo, minime sono anche le concentrazioni di azoto disciolto inorganico a mare e dunque il rapporto N/P scende.

La figura in alto a destra (fig. 17) è invece relativa alle acque costiere a bassa produttività della Sardegna. La situazione è molto diversa rispetto al caso precedente: anche se l'andamento è simile: i casi di azoto-limitazione sono una costante per gran parte del ciclo annuale. Solo in febbraio e novembre, in corrispondenza dei periodi di tempo piovoso, prevale la fosforo-limitazione, con valori comunque bassi, che a 500 m da riva non superano  $N/P = 30$ .



Un comportamento analogo è riscontrabile anche per altre regioni tirreniche, e per il mar Ligure, fermo restando che le elaborazioni si riferiscono sempre alle medie mensili del rapporto, calcolate sul totale dei dati di una singola regione, e non tengono pertanto in considerazione eventuali situazioni locali, specialmente in corrispondenza delle foci di grandi fiumi.

Queste situazioni locali sono invece evidenti se si analizzano le distribuzioni dei dati puntuali del rapporto N/P, nei diagrammi Box & Whisker riferiti alle singole località di prelievo. La figura a sinistra (fig. 18), relativa alle stazioni a 500 m da riva del litorale toscano, dimostra che valori del rapporto N/P elementare  $> 16$  sono limitati esclusivamente a tratti costieri urbanizzati e/o direttamente interessati da importanti apporti fluviali (es. Livorno, Piombino, foce Serchio, foce Arno); negli altri casi invece la mediana delle distribuzioni, ben al di sotto del valore N/P elementare = 16, testimonia il netto prevalere dei casi di azoto-limitazione.

### i) L'INDICE TROFICO DENOMINATO TRIX

Nella formulazione dell'Indice TRIX, sono stati presi in considerazione quei parametri di stato trofico che mostravano di possedere i seguenti requisiti:

- essere significativi in termini sia di produzione della biomassa fitoplanctonica che di dinamica della produzione stessa;
- esser rappresentativi in relazione ai principali fattori causali;
- essere basati su misure e parametri di routine, solitamente raccolti nell'ambito di campagne di monitoraggio costiero.

Un parametro sostitutivo della biomassa fitoplanctonica autotrofa è ben rappresentato dalla clorofilla. Questo parametro viene comunemente misurato in mare, perché la clorofilla è un ottimo

estimatore della biomassa fitoplanctonica, ma di per sé non esprime la dinamica della produzione primaria. Ovviamente sarebbe preferibile poter disporre di dati di produzione primaria ottenuti col metodo del <sup>14</sup>C, o con la tecnica dell'Ossigeno, o di entrambe le misure integrate da osservazioni sulla respirazione delle comunità fitoplanctoniche. Purtroppo queste misure non possono essere eseguite in maniera routinaria, anche perché richiedono laboratori e operatori specializzati.

D'altra parte sistemi produttivi caratterizzati da medi-elevati livelli trofici mostrano una notevole variazione nella saturazione d'ossigeno, mentre quelli a bassa produttività normalmente non evidenziano apprezzabili variazioni nella concentrazione di questo gas disciolto.

Il parametro |D%O| (deviazione in valore assoluto della saturazione di ossigeno dal 100%) può essere considerato un ottimo indicatore dell'intensità della produzione del sistema sotto osservazione, dal momento che esso esprime sia la fase di attiva fotosintesi (produzione di O<sub>2</sub>) sia la fase di prevalente respirazione (consumo di O<sub>2</sub>).

Tra i fattori causali da tenere sicuramente in considerazione, l'Azoto totale (NT) e il Fosforo totale (PT) sono i parametri più rappresentativi. Dal momento che l'NT non rientra tra le determinazioni eseguite regolarmente sui campioni d'acqua di mare, le sue componenti minerali disciolte (DIN), di norma oggetto di misura nelle campagne di monitoraggio, possono essere considerate buoni sostituti della corrispondente forma totale. Lo stesso potrebbe valere anche per il Fosforo ortofosfato come sostituto del PT, ma questo scambio è sicuramente più discutibile, tanto più che nella maggior parte dei casi le due determinazioni (P/PO<sub>4</sub> e PT) vengono normalmente effettuate.

I parametri che meglio rappresentano le componenti fondamentali di un indice trofico sono pertanto i seguenti:

a) fattori che sono diretta espressione di produttività:

- Clorofilla "a": [Ch: µg/L]
- Ossigeno, come deviazione assoluta [%] dalla saturazione: [ass|100 - %O| = D%O]

b) fattori nutrizionali:

1) totali

- Azoto totale: [NT: µg/L]
- Fosforo totale: [PT: µg/L]

2) disponibili

- Azoto inorganico disciolto come N-(NO<sub>3</sub>+NO<sub>2</sub>+NH<sub>3</sub>): [DIN = minN: µg/L]
- Fosforo inorganico disciolto come P-PO<sub>4</sub>: [DIP = P/PO<sub>4</sub>: µg/L]

La formulazione finale adottata per l'indice è stata la seguente (Vollenweider *et al.*, 1998<sup>(2)</sup>):

$$\text{Indice TRIX} = [\text{Log}_{10}(\text{Ch} \times \text{D}\% \text{O} \times \text{N} \times \text{P}) - a] / b;$$

dove con N si intende l'azoto disciolto inorganico (DIN), con P il fosforo totale (PT).

I coefficienti (a = -1,5; b = 1,2) che figurano nella formula non sono dei correttivi introdotti per adattare il TRIX a questo o a quell'ambiente costiero, ma coefficienti di scala necessari per far variare l'indice da 0 a 10 unità di TRIX. Questa infatti è risultata l'estensione ottimale della scala trofica, per consentire la possibilità di discriminazione tra due misure contigue di TRIX, secondo i metodi rigorosi offerti dalla teoria del controllo statistico. Il criterio di classificazione, basato sul valore medio assunto dall'Indice TRIX per un determinato tratto costiero, è proposto dal D. Lgs. 152/99 ed è riportato nella tabella n. 3.

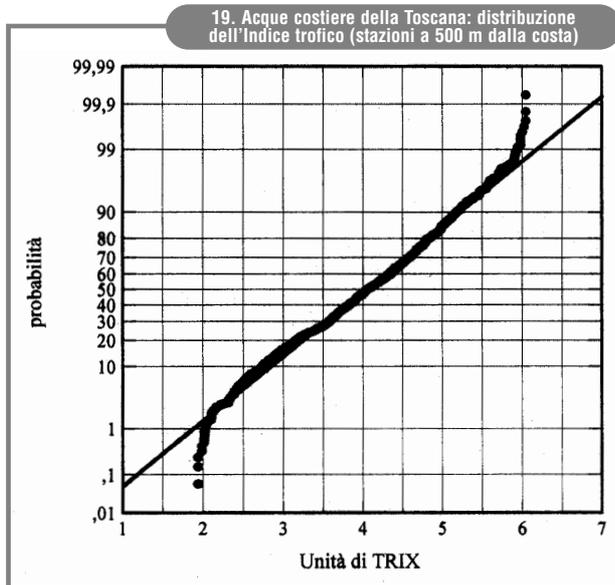
MEDIE DI TRIX	STATO	CONDIZIONI
2-4	ELEVATO	Acque scarsamente produttive Buona trasparenza delle acque Assenza di anomale colorazioni delle acque Assenza di sottosaturazione di ossigeno disciolto nelle acque bentoniche
4-5	BUONO	Acque moderatamente produttive Occasionali intorbidimenti delle acque Occasionali anomale colorazioni delle acque Occasionali ipossie nelle acque bentoniche
5-6	MEDIOCRE	Acque molto produttive Scarsa la trasparenza delle acque Anomale colorazioni delle acque Ipossie e occasionali anossie delle acque bentoniche Stati di sofferenza a livello bentonico
6-8	SCADENTE	Acque fortemente produttive Elevata torbidità delle acque Diffuse e persistenti anomalie nella colorazione delle acque Diffuse e persistenti ipossie/anossie nelle acque di fondo Morie di organismi bentonici Alterazione/semplificazione delle comunità bentoniche

Tab. 3: Classificazione in base ai valori di indice TRIX proposta nel D. LGS. 152/99

(2) Vollenweider, R.A., Giovanardi, F., Montanari, G. e A. Rinaldi: 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. *Environmetrics*, 9, 329-357 (1998).

Ai fini della prima classificazione trofica si considererà il valore medio assunto dall'indice TRIX, sulla base di un periodo di misura che copre per intero due anni solari, e 12 mesi per le verifiche successive.

La versatilità dell'Indice trofico e le sue possibilità d'impiego trovano riscontro nella figura qui sotto (fig. 19), relativa alla distribuzione statistica dei dati di TRIX lungo la fascia costiera della

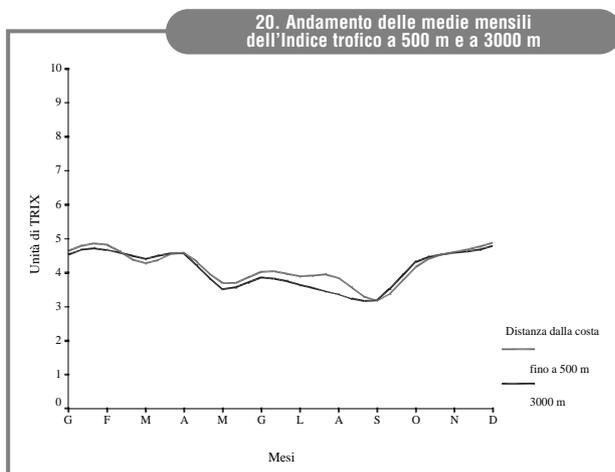


regione Toscana. Il buon allineamento dei punti lungo la linea retta garantisce l'approssimazione dei dati alla distribuzione normale, mentre il valore della pendenza della retta, definito dalla Deviazione standard della distribuzione, concorda con i parametri statistici valutati per le distribuzioni di TRIX relative anche alle altre regioni costiere italiane.

Il valore di Deviazione standard (D.S.) calcolato per questa distribuzione è intorno a 0,9, che è il tipico valore assunto dalle D.S. delle distribuzioni statistiche di questo indice. Le procedure seguite per la formulazione del TRIX permettono infatti di stabilizzare le varianze delle distribuzioni (con D.S. praticamente costanti) e di renderle omogenee: su queste basi è pertanto lecito operare confronti tra medie, secondo le regole della statistica parametrica, e definire ai fini della classificazione trofica un sistema di riferimento assoluto, basato esclusivamente sulle medie annuali delle distribuzioni di TRIX relative ai sistemi costieri che si intendono classificare.

Nel caso in esame, il valore della media dell'Indice trofico (circa 4 unità di TRIX, lette sull'asse delle ascisse e corrispondenti al 50% di probabilità, letto sull'asse delle ordinate) testimonia le caratteristiche complessive di bassa e moderata produttività, tipica delle acque costiere tirreniche, rispetto a quella sicuramente più elevata riscontrabile in Adriatico, per esempio lungo la riviera romagnola.

La figura 20 ci mostra le variazioni medie mensili assunte dall'Indice nell'arco annuale, sempre lungo il litorale toscano. La prima osservazione riguarda la relativa stabilità mostrata dall'andamento, con una differenza di poco più di una unità di TRIX tra il massimo del mese di febbraio (circa 4,8 unità) e il minimo del mese di settembre (circa 3,4 unità). Anche se la Log-trasformazione ha notevolmente ridotto l'intervallo di variazione delle singole componenti, la loro combinazione lineare (i.e. la procedura adottata per la formulazione dell'Indice) determina una ulteriore riduzione della variabilità complessiva espressa dal sistema.

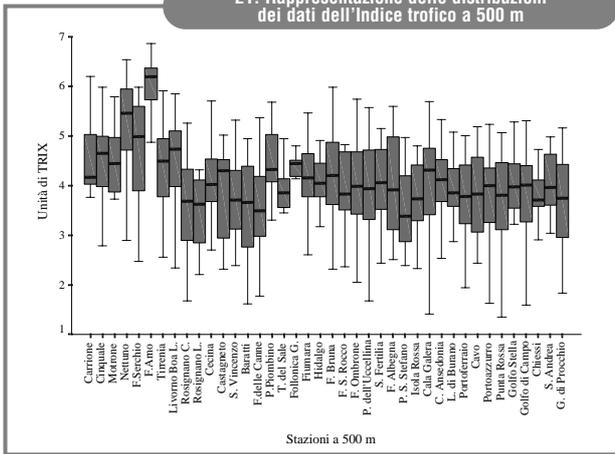


Tale riduzione è da riferire soprattutto all'alternare prevalere nell'arco annuale della componente espressione della produttività "attuale" (Clorofilla e D%O) rispetto alla componente "potenziale" (i nutrienti DIN e PT, da intendersi come biomassa "potenziale") e viceversa, in modo tale che la somma delle due componenti, cioè l'Indice trofico, oscilli nel tempo all'interno di un intervallo di variazione molto contenuto.

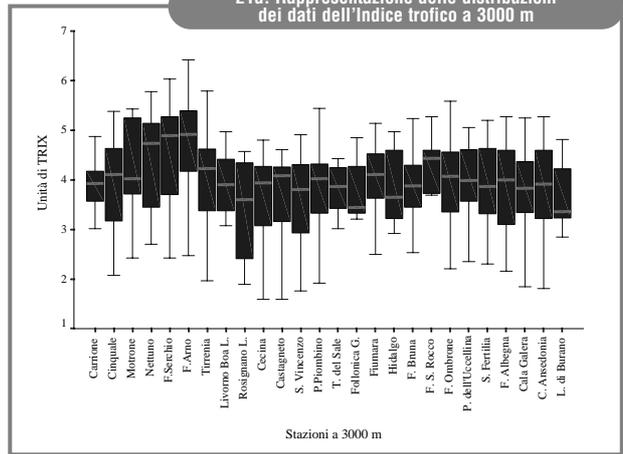
Sull'efficacia infine dell'Indice trofico a rappresentare adeguatamente situazioni locali che definiremmo a "rischio eutrofico", possiamo esaminare, delle due figure riprodotte in alto nella pagina seguente, quella relativa alle stazioni della Toscana situate a 500 m dalla riva (fig. 21). Vengono riportate mediante diagrammi "Box & Whisker" le distribuzioni dei dati puntuali di TRIX, con le mediane e i relativi massimi e minimi che si riscontrano in ciascuna stazione. Si individuano subito le situazioni a rischio eutrofico in corrispondenza delle stazioni del litorale nord (Nettuno, Foce Serchio, Foce Arno), con valori di TRIX che mediamente eccedono le 5 unità (oltre le 6 unità nel caso del fiume Arno: stato scadente, acque fortemente produttive).

L'allarme rientra se consideriamo la stessa rappresentazione riferita alle stazioni situate a 3000 m dalla costa (fig. 21a). Di fronte alla foce dell'Arno, soltanto eccezionalmente singole misure di TRIX superano le 6 unità, mentre nel complesso i valori medi delle tre stazioni elencate prima si attestano intorno a 4,7-4,8 unità (stato buono, acque moderatamente produttive).

21. Rappresentazione delle distribuzioni dei dati dell'Indice trofico a 500 m



21a. Rappresentazione delle distribuzioni dei dati dell'Indice trofico a 3000 m



**j) ULTERIORI APPROFONDIMENTI**

In via preliminare, allo scopo anche di saggiare le potenzialità dei dati Si.Di.Mar., sono state approntate elaborazioni che possono essere definite di II livello, rispetto al I livello costituito dallo studio delle distribuzioni statistiche dei parametri di base.

Nel caso dei nutrienti, è stata avviata la ricerca di correlazioni tra le concentrazioni in mare dei sali di azoto e di fosforo e gli apporti provenienti da terra. Essendo i nutrienti (come del resto le altre sostanze inquinanti che raggiungono le acque costiere) associati alle acque dolci di origine continentale, è possibile assegnare a questo trasporto un valore quantitativo, utilizzando un indicatore definito come:

$$F\% = \frac{S_{\text{mare aperto}} - S_i}{S_{\text{mare aperto}}} \cdot 100$$

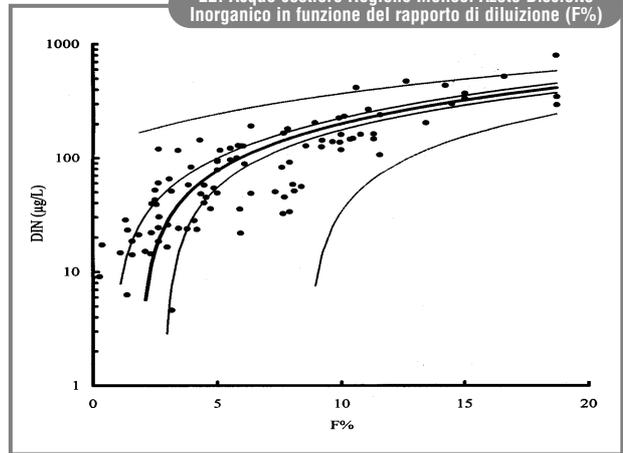
dove  $S_{\text{mare aperto}}$  rappresenta la salinità rilevata al largo (per esempio, il valore massimo registrato nel corso di una campagna di misura), mentre  $S_i$  è la misura di salinità nel punto  $i$ -esimo, rilevata all'atto del campionamento.

Questo rapporto ( $F\%$  = rapporto di diluizione) si rivela particolarmente utile nelle zone estuarine, nei tratti costieri influenzati da notevoli apporti d'acqua dolce, come appunto il sistema Po-Adriatico. Trova un utile impiego anche nelle aree dove i gradienti di salinità sono meno marcati, dove manca un'unica grossa sorgente d'acqua dolce (foce di un grande fiume), ma gli apporti provengono da corsi d'acqua minori distribuiti lungo la costa e da punti di scarico (collettori, scaricatori di piena, ecc.) diffusi lungo i tratti urbanizzati. Esso è assimilabile alla quantità di acqua dolce presente in un campione di acqua di mare e, come ovvio, può variare da  $F\% = 0$  (solo acqua di mare aperto) a  $F\% = 100$  (tutta acqua dolce).

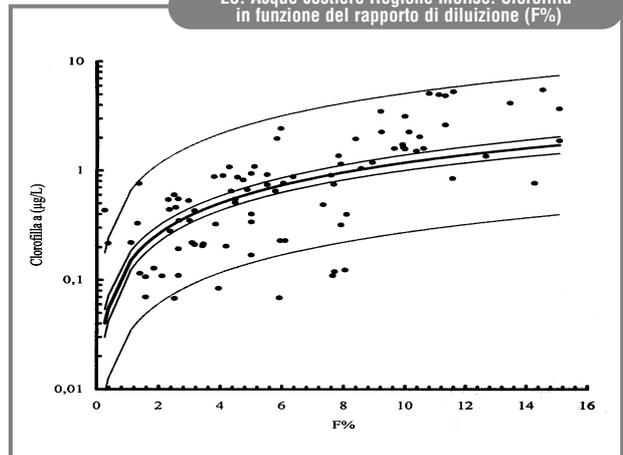
La dipendenza tra questo indicatore e la concentrazione delle sostanze di origine continentale è quasi sempre ben evidente e può essere quantificata ricorrendo alle tecniche statistiche della regressione. Le figure seguenti rappresentano esempi efficaci e si riferiscono a dati relativi alle acque costiere della Regione Molise.

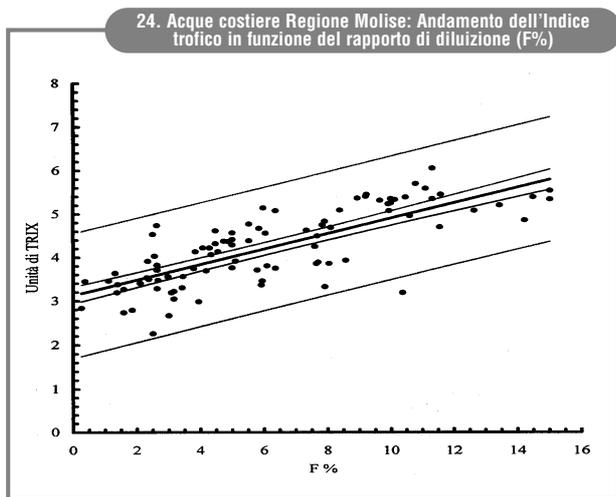
La relazione tra incremento del rapporto di diluizione  $F\%$  e aumento della concentrazione di nutrienti (nel caso specifico di azoto disciolto inorganico – DIN, come somma di  $N/NO_3$ ,  $N/NO_2$  e  $N/NH_3$ ) è presentato nella prima delle figure qui a lato (fig. 22). Il sistema costiero risponde con un incremento della concentrazione di clorofilla, principale indicatore di biomassa fitoplanctonica (fig. 23).

22. Acque costiere Regione Molise: Azoto Disciolto Inorganico in funzione del rapporto di diluizione (F%)



23. Acque costiere Regione Molise: Clorofilla in funzione del rapporto di diluizione (F%)





Questi esempi di elaborazione dei dati di base permettono di interpretare i *meccanismi di risposta* dei sistemi costieri alle sollecitazioni provenienti dal continente e di caratterizzare in qualche modo singoli tratti di costa in termini di *intensità di risposta*. Zone costiere diverse per morfologia o soggette a diversa pressione antropica possono così essere confrontate ricorrendo a relazioni quantitative di questo tipo. Nel caso specifico delle acque costiere del Molise, gli effetti degli apporti dal continente sui livelli trofici sono sintetizzati nella figura a sinistra (fig. 24), dove, a misura dell'intensità di risposta del sistema costiero, viene mostrato l'andamento dell'Indice trofico in funzione del fattore F%. Su questa base possono essere verificati l'evoluzione dello stesso tratto di costa nel tempo e gli eventuali effetti a mare delle strategie di risanamento, adottate nella pianificazione di bacino.

### 2.2.2 L'INQUINAMENTO ORGANICO E BATTERIOLOGICO DELLE ACQUE COSTIERE

#### a) INQUINAMENTO BATTERIOLOGICO

La presenza di carica microbica di origine fecale – Coliformi e Streptococchi fecali – a una notevole distanza dalla costa, pur non essendo di per sé una sorgente di rischio ambientale, rappresenta tuttavia un valido indicatore degli apporti civili sulla costa, sia diretti sia veicolati dai corpi idrici che vi si immettono.

In questo senso, l'analisi dei dati derivanti dalle analisi microbiologiche di campioni prelevati a 500, 1000 e 3000 m dalla costa, soprattutto se correlate alla salinità, dà utilissime indicazioni sugli impatti di origine antropica subiti dagli ambienti marini costieri.

Nell'analizzare i dati emersi dalle analisi microbiologiche si è presentato il problema dell'assenza di limiti di riferimento. La normativa infatti fa riferimento solo a valori derivati da valutazioni di rischio per la salute pubblica, ma non alla qualità dell'ambiente. Più in particolare, il recente Decreto Legislativo 152/99, che definisce lo stato di qualità ambientale per i diversi corpi idrici, pur indicando una parametro di tipo microbiologico – gli Enterococchi – tra quelli “di base” per la definizione dello stato ambientale, non ne stabilisce però i limiti di riferimento.

Quindi allo stato attuale gli unici limiti che possono essere assunti a riferimento sono quelli derivati dal DPR 470/82 “Attuazione della direttiva CEE n. 76/160, relativa alla qualità delle acque di balneazione”, che indicano come valore limite una concentrazione di Coliformi totali pari a 2.000/100mL e di 100/100mL per Coliformi fecali e Streptococchi fecali.

Questa situazione è comunque piuttosto generalizzata, dal momento che l'EEA (Agenzia Europea per l'Ambiente), nel suo ultimo rapporto sull'ambiente marino costiero del Mediterraneo<sup>(3)</sup>, mette in evidenza che gran parte dei Paesi di quest'area hanno adottato come criteri ambientali *ad interim* quelli basati sui parametri microbiologici derivanti dalla direttiva 76/160.

#### b) RAPPRESENTAZIONE DEI RISULTATI

I dati emersi dalle analisi microbiologiche sono stati elaborati in classi di abbondanza prendendo, come riferimento del limite superiore, quello imposto dalla norma sulla qualità delle acque di balneazione. Le classi identificate sono indicate nella tabella riportata qui a fianco (tab. 4).

Per ciascuna stazione e per ciascun campionamento sono indicate le classi di abbondanza rilevate per i tre parametri microbiologici analizzati, nonché il valore di salinità rilevato, che costituisce un'utile informazione aggiuntiva per spiegare la causa della contaminazione microbica, in riferimento sia al periodo dell'anno, sia alla presenza di acque dolci di origine fluviale o comunque provenienti da scarichi ubicati in prossimità della stazione di campionamento.

	CARICA BATTERICA (N/100 ML)	CLASSI DI ABBONDANZA
COLIFORMI TOTALI	≤ 200	I
	201-400	II
	401-1000	III
	1001-2000	IV
	> 2000	V
COLIFORMI FECALI E STREPTOCOCCI FECALI	≤ 10	I
	11-20	II
	21-50	III
	51-100	IV
	> 100	V

Tab. 4: Classi di abbondanza

(3) EEA, UNEP: State and pressures of the marine and coastal Mediterranean environment. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities, 1999, Environmental Assessment Series n. 5, 137 p.

## c) INQUINAMENTO DA SOSTANZA ORGANICA

Una notevole quantità di sostanza organica, rappresentata essenzialmente da carboidrati, proteine e sostanze grasse, nonché da altri composti quali detergenti, fenoli, ammine ecc., arriva nell'ambiente marino attraverso gli scarichi diretti o è veicolata in mare dai corsi d'acqua. Tali sostanze sono generalmente caratterizzate da una spiccata instabilità e, una volta pervenute nell'ambiente costiero (o nel corso d'acqua recettore, che recapita comunque a mare), in presenza di ossigeno vengono immediatamente attaccate dalla flora batterica aerobica e trasformate in composti progressivamente più semplici.

La demolizione della sostanza organica, detta "mineralizzazione", procede con un ritmo che è funzione di molteplici fattori, tra cui:

- la temperatura;
- la natura delle sostanze da demolire (molte sostanze, come il legno e i suoi derivati, sono difficilmente attaccabili dalla flora batterica, e vengono perciò demolite con estrema lentezza e in maniera incompleta, mentre altri materiali – la plastica – sono del tutto inattaccabili e permangono indefinitamente nell'ambiente);
- la presenza di ceppi batterici specializzati nella mineralizzazione di particolari sostanze;
- la presenza nelle acque di scarico di agenti ad azione batteriostatica o battericida (antibiotici), eventualità concreta laddove si ha mescolanza di acque domestiche con acque di provenienza industriale o zootecnica.

Il risultato principale e determinante di questi processi di mineralizzazione è la progressiva sottrazione di ossigeno all'ambiente acquoso, che può essere rilevante in funzione della quantità di sostanza organica immessa e della possibilità di ricambio di ossigeno. Quando l'esaurimento dell'ossigeno disponibile è completo, la strada della degradazione della sostanza organica per via aerobica è preclusa e alla flora aerobica se ne sostituisce una anaerobica. I processi di demolizione che questa flora determina sono di tipo putrefattivo e caratterizzati da intensa produzione di gas, quali metano e idrogeno solforato, più o meno tossici per la vita acquatica.

In genere i materiali organici in sospensione tendono a sedimentare. È pertanto a livello dei fondali che i processi di demolizione per via anaerobica sono particolarmente attivi. Negli strati profondi, il contenuto di ossigeno è già minimo di per sé, a causa della scarsa possibilità di ricambio e per l'attività respiratoria dei popolamenti bentonici che possono essere presenti. Ne deriva la frequente impossibilità, a livello dei sedimenti, di procedere ulteriormente sulla strada della demolizione aerobica anche se, negli strati più superficiali, le concentrazioni di ossigeno disciolto rimangono discretamente elevate.

Di particolare interesse appare il ruolo dei composti azotati ridotti, la cui ossidazione (nitrificazione) non ha inizio se non dopo che la degradazione della sostanza organica "carbonacea" è già in una fase avanzata del processo di mineralizzazione: soltanto allora si creano condizioni favorevoli per la flora batterica ossidante specializzata (*Nitrosomonas*, *Nitrobacter*), responsabile della nitrificazione. La reversibilità dei processi di nitrificazione (e solfatazione) conferisce ai nitrati così formati (e ai solfati, comunque sempre presenti in concentrazioni elevate nell'acqua di mare) l'importante ruolo di riserva di ossigeno, che essi restituiscono all'ambiente ritornando in forma ridotta e rendendo disponibile ad altri ceppi batterici specializzati l'ossigeno necessario per la mineralizzazione, quando quello libero è stato completamente consumato.

La formazione di composti ridotti di azoto e zolfo risulta particolarmente dannosa per la vita acquatica, a causa della elevata tossicità dell'ammoniaca ( $\text{NH}_3$ ) e dell'idrogeno solforato ( $\text{H}_2\text{S}$ ). Occorre poi sottolineare che la riduzione dei solfati a solfuri non ha luogo se non dopo che è stata completata la riduzione dei nitrati, a causa della competizione tra ceppi batterici denitrificanti e ceppi solfato/solfito riduttori, che si risolve a favore dei primi.

Questa circostanza è molto importante perché consente di definire molto rapidamente lo stato di un corpo idrico e il livello di inquinamento organico raggiunto. È infatti sufficiente avvertire il tipico odore di "uova marce" dell'idrogeno solforato in prossimità di un corso d'acqua o di un tratto di costa, per concludere che i processi di anaerobiosi hanno raggiunto lo stadio finale e che il corpo idrico in questione, almeno in quel tratto, ha perso definitivamente la sua capacità di auto-depurazione.

Corpi idrici che versano in queste condizioni sono ormai rari nel nostro Paese, grazie al progressivo adeguamento, nei due decenni trascorsi, degli scarichi civili e industriali ai limiti imposti dalla legge 319/76 (Legge Merli), anche se non è infrequente riscontrare la presenza di scarichi domestici non trattati o di scarichi abusivi, diffusi soprattutto nei tratti costieri fortemente urbanizzati, all'interno di strutture portuali ecc. In questi casi tuttavia, proprio per l'esiguità delle portate sca-

ricate, gli effetti dell'inquinamento organico sono riscontrabili nelle zone di mare immediatamente interessate dallo scarico stesso e non assumono carattere rilevante, se non in aree ben circoscritte.

I dati Si.Di.Mar. confermano questa tendenza: in tutte le stazioni di prelievo e misura situate a 500 m e a 3000 m dalla costa, non sono mai state rilevate situazioni di deficit di ossigeno da ascrivere direttamente a inquinamento organico, e molto raramente è stata registrata la presenza in concentrazioni apprezzabili di sostanze che sono solitamente contenute negli scarichi urbani, quali detergenti, fenoli, oli minerali ecc.

Il quadro che è stato delineato sopra può purtroppo assumere carattere di vera catastrofe ecologica, nel caso in cui la sostanza organica che determina il completo consumo dell'ossigeno disponibile sia prodotta da imponenti fioriture algali sostenute dall'eccessiva disponibilità di nutrienti nelle acque, come avvenne nel mare Adriatico sul finire degli anni Settanta e nel corso degli anni Ottanta; in quel periodo i fenomeni di eutrofizzazione delle acque costiere hanno provocato danni incalcolabili all'ecosistema costiero, con distruzione delle comunità bentoniche e con estese morie di pesce, e quindi anche danni incalcolabili all'economia e al turismo.

Negli anni più recenti, grazie ai risultati complessivi delle politiche di controllo attuate per contrastare l'Eutrofizzazione, il fenomeno non si è più ripresentato con i livelli di intensità cui si accennava sopra, anche se il continuo monitoraggio della fascia costiera evidenzia ancora situazioni di ipossia-anossia degli strati profondi delle acque e a livello dei sedimenti, sia pur per brevi periodi, in condizioni meteo-marine ben definite (marcate stratificazioni termo-aline, indotte dalle elevate temperature e dalla prolungata stabilità estiva), in aree limitate e ricadenti nella zona di mare direttamente interessata dagli apporti padani.

### 2.2.3 QUALITÀ CHIMICA ATTRAVERSO IL BIOACCUMULO NEI MOLLUSCHI BIVALVI

Alcuni organismi marini, e tra questi soprattutto i mitili, da un lato rappresentano una risorsa economica di primario valore, dall'altro assumono il ruolo di ottimi indicatori della qualità chimica e biologica dell'ambiente marino, capaci di fornire informazioni complessive e integrate sugli effetti indotti dai diversi impatti antropici, permettendo al contempo un confronto dei livelli di concentrazione delle sostanze da essi accumulate, sia su scala locale che regionale.

L'utilità di impiegare dei "bioindicatori" nelle attività di monitoraggio ambientale è ben riconosciuta. Gli organismi bioindicatori consentono di registrare il livello di contaminazione di un'area costiera con una misura "integrata nel tempo" e non legata al momento del prelievo, permettendo di rilevare gradienti spaziali e temporali dei livelli di inquinamento.

L'impiego di molluschi eduli lamellibranchi, e in particolare del *Mytilus galloprovincialis*, come bioindicatore è dovuta a una serie di caratteristiche proprie di questo organismo, quali la scarsa, o nulla, capacità di regolare le concentrazioni tissutali di contaminanti; la sessilità; le abitudini alimentari di tipo filtratorio; la facilità di raccolta; l'ampia diffusione geografica, e infine la conoscenza del ciclo biologico della specie utilizzata.

Il monitoraggio della contaminazione chimica degli ambienti marini costieri mediante Bivalvi (*Mussel Watch*) è da decenni attuato negli Stati Uniti e in numerosi Paesi europei. Sin dagli anni Settanta, infatti, sono stati avviati programmi che utilizzano i molluschi per monitorare i trend temporali dei principali contaminanti organici e inorganici nelle aree costiere. Ricordiamo il *Reseau National d'Observation de la qualité du milieu marin* (RNO), attivo dal 1979, finanziato dal Ministero dell'ambiente francese e gestito dall'Ifremer; ovvero il programma *National Status and Trends* (NS&T) del *National Oceanic and Atmospheric Administration* (NOAA), che conduce dal 1986 un programma di *Mussel Watch* lungo le coste degli USA. Ricordiamo, infine, i Progetti pilota per la determinazione dei contaminanti organici e inorganici condotti nell'ambito del MED POL e coordinati dall'UNEP in collaborazione con altre Agenzie delle Nazioni Unite.

Un approccio integrato al controllo degli ecosistemi costieri che prevede l'impiego dei bivalvi come indicatori di qualità ambientale è stato assunto ed espressamente richiesto anche dal D. Lgs. 152/99.

In Italia il primo tentativo di utilizzare a grande scala i molluschi bivalvi, e in particolare il mitilo mediterraneo *Mytilus galloprovincialis*, quale indicatore di "qualità" ambientale è stato condotto nell'ambito delle attività di monitoraggio previste ai sensi della 979/82 e attuate dalle Regioni costiere. La banca dati Si.Di.Mar. mette a disposizione una base di riferimento importante per fissare i livelli di contaminazione del biota e per consentire confronti con i risultati di successive indagini relativamente a molti parametri di rilevante interesse ambientale.

Un parametro sicuramente da considerare è l'effetto della taglia degli organismi sulla concentrazione dei metalli; le concentrazioni più elevate determinate negli individui di taglia minore sarebbero attribuibili a una maggiore attività metabolica e quindi a una più rapida assunzione dei contaminanti.

Le considerazioni precedentemente esposte non pregiudicano l'effettiva utilità del mitilo come bioindicatore, ma puntualizzano la necessità di prendere in considerazione tutte le variabili biologiche che possono influenzare i dati ottenuti e la loro corretta interpretazione.

Gli indicatori di contaminazione di cui generalmente si misura il bioaccumulo nei molluschi sono:

- parametri microbiologici;
- metalli pesanti;
- composti organici (di sintesi e non) quali pesticidi clorurati, policlorobifenili (PCB's), idrocarburi policiclici aromatici (IPA).

Tutti questi parametri assumono il ruolo di marcatori di attività antropica, civile, agricola e industriale, ovvero di indicatori di impatto da insediamenti urbani e industriali sull'ambiente marino costiero.

#### a) PARAMETRI MICROBIOLOGICI

I risultati delle analisi microbiologiche relative all'accumulo di indicatori fecali nei mitili solitamente rafforzano il quadro già delineato dal monitoraggio sulle acque costiere.

Nell'esaminare i dati di contaminazione microbiologica derivanti dalle osservazioni sui molluschi occorre tuttavia considerare due aspetti importanti:

- i mitili sono organismi filtratori e si nutrono del fitoplancton presente nella colonna d'acqua; le zone che permettono lo stabilirsi di banchi di mitili sono quindi caratterizzate da un livello trofico di per sé elevato, che si mantiene tale proprio per la continua disponibilità di nutrienti;
- per questa ragione, per la necessità cioè di reperire banchi naturali di cozze, la maggioranza dei campioni raccolti proveniva da aree immediatamente sottocosta, verosimilmente in prossimità di punti di scarico di acque reflue urbane ad alto contenuto di nutrienti.

#### b) PESTICIDI CLORURATI E POLICLOROBIFENILI (PCB's)

Un crescente interesse da parte degli organismi sovranazionali, rispetto alla tutela dell'ambiente marino, viene riconosciuto all'impatto esercitato dalle molecole che sono Persistenti, Bioaccumulabili e Tossiche (PBT). Fra queste meritano attenzione i POP's (*Persistent Organic Pollutants*), rispetto ai quali le Nazioni Unite e la stessa Comunità Europea hanno recentemente iniziato la negoziazione per più specifiche azioni di controllo dell'inquinamento, in generale, e dell'ambiente marino in particolare (EU. Doc. ECB4/33/98; Rev. 1).

Gli idrocarburi clorurati rappresentano i primi prodotti organici di sintesi impiegati come anti-parassitari e, in particolare, come insetticidi (Sampaolo, 1969)<sup>(4)</sup>: il più noto è senza dubbio il DDT (dicloro-difenil-tricloroetano) con i suoi prodotti di degradazione, che rappresenta ormai un contaminante praticamente ubiquitario in considerazione del vastissimo impiego che ne è stato fatto negli anni passati.

Gli idrocarburi clorurati mostrano una bassa tossicità acuta e una elevata stabilità chimica; quest'ultima caratteristica determina la loro persistenza e, conseguentemente, il loro accumulo nel biota e nei sedimenti: la loro presenza in tali matrici viene considerata un segnale di contaminazione di tipo "agricolo" dell'area di indagine.

Altra classe di composti compresi nella dizione di idrocarburi clorurati è quella dei Policlorobifenili (PCB's), composti industriali persistenti e lipofili, usati come fluidi dielettrici nei trasformatori, come plasticizzanti, come ritardanti di fiamma e prodotti per circa 35 anni, prima di essere identificati come contaminanti ambientali da Jensen, nel 1966<sup>(5)</sup>. La loro presenza come residui nell'ambiente marino indica una contaminazione di tipo industriale.

Le specie chimiche ricercate nell'ambito dei programmi di monitoraggio sono state le seguenti:

- ΣDDT = sommatoria del DDT e dei suoi prodotti di degradazione (DDT + DDE + DDD);
- HCH's = sommatoria dei congeneri dell'Esaclorocicloesano;
- PCB's = Policlorobifenili.

Per una corretta interpretazione dei risultati, si riportano i dati desunti dalla letteratura riferita alle coste italiane, ovvero dall'esame dei dati pubblicati dell'UNEP nell'ultimo decennio e selezio-

(4) A. Sampaolo, 1969. *La contaminazione chimica degli alimenti*. USES: Edizioni Scientifiche SpA, Firenze.

(5) In: Duinker, 1980. *Bull. Environm. Contam. Toxicol.* 25, 956-964 (1980).

nati come confronto in virtù della loro “omogeneità” e rappresentatività (derivando da Laboratori fra loro intercalibrati). I livelli di accumulo per i pesticidi clorurati e per i Policlorobifenili (PCB's) nel mitilo (*Mytilus galloprovincialis*) sono compresi negli intervalli di concentrazione indicati nella tabella seguente<sup>(6)</sup>.

MOLECOLA	CONCENTRAZIONE (INTERVALLO)	AREA	RIFERIMENTO
<b>PESTICIDI CLORURATI</b>			
ΣDDT*	9-57 µg/kg P.U.	Tirreno	1)
ΣDDT	n.d.-301 µg/kg P.U.	Adriatico	1)
ΣDDT	9-35 µg/kg P.U.	Ionio	1)
HCHs*	2-4 µg/kg P.U.	Tirreno	1)
HCHs	0,4-10 µg/kg P.U.	Adriatico	1)
HCHs	0,3-3- µg/kg P.U.	Ionio	1)
ΣDDT	1-55 µg/kg P.U.	Coste italiane	2)
DDT	1,2-17 µg/kg P.U.	Tirreno	3)
ΣDDT	13-25 µg/kg P.U.	Coste italiane	4)
HCHs	1,1-1,4 µg/kg P.U.	Coste italiane	4)
<b>PCB's</b>			
PCBs	Fino a 453 µg/kg P.U.**	Mediterraneo	5)
PCBs	20-172 µg/kg P.U.	Tirreno	1)
PCBs	n.d.-1586 µg/kg P.U.	Adriatico	1)
PCBs	42-101 µg/kg P.U.	Ionio	1)
PCBs	12-192 µg/kg P.U.	Coste italiane	2)
PCBs	5-420 µg/kg P.U.	Tirreno	3)
PCBs	5-2620 µg/kg P.U.	Adriatico	3)
PCBs	12-420 µg/kg P.U.	Coste italiane	4)
PCBs	40-150 µg/kg P.U.	Coste italiane	4)
<p>ΣDDT* = sommatoria del DDT e dei suoi prodotti di degradazione (DDT + DDE + DDD)                      HCHs* = sommatoria dei congeneri dell'Esaclorocicloesano                      n.d. = al di sotto del limite di determinazione                      ** = valore riferito genericamente al "Biota"</p> <p>1) UNEP/FAO/WHO/IAEA. <i>Assessment of the state of pollution of the Mediterranean Sea by organohalogen compounds</i>. MAP Technical Reports Series, n. 39; UNEP, Athens, 1990.                      2) Di Muccio et al. 1989. <i>Relazione finale dei lavori relativi alla parte C: "Presenza di pesticidi e di altri contaminanti organici di sintesi in campioni di acque, sedimenti ed organismi marini"</i> (Convenzione fra Ministero della Marina Mercantile ed Istituto Superiore di Sanità. ROMA, 1989).                      3) UNEP. <i>State of Mediterranean Marine Environment</i>. MAP Technical Reports Series n. 28; UNEP, Athens, 1989.                      4) UNEP/FAO: <i>Baseline Studies and Monitoring of DDT, PCBs and Other Chlorinated Hydrocarbons in Marine Organisms (MED-POL III)</i>. MAP Technical Reports Series N°3. UNEP, Athens, 1986.                      5) UNEP: <i>State of the Marine and Coastal Environment in the Mediterranean Region</i>. MAP Technical Report Series n. 100. UNEP, Athens, 1996.</p>			

Tab. 5: Concentrazioni di pesticidi clorurati e PCB's riportate in letteratura per l'area mediterranea

### c) METALLI PESANTI

Negli ultimi decenni l'incremento dell'immissione nell'ambiente marino di metalli in tracce derivanti prevalentemente dalle attività industriali, dal traffico veicolare e dall'incenerimento dei rifiuti ha richiamato l'attenzione sulla valutazione degli effetti riportati dagli organismi marini.

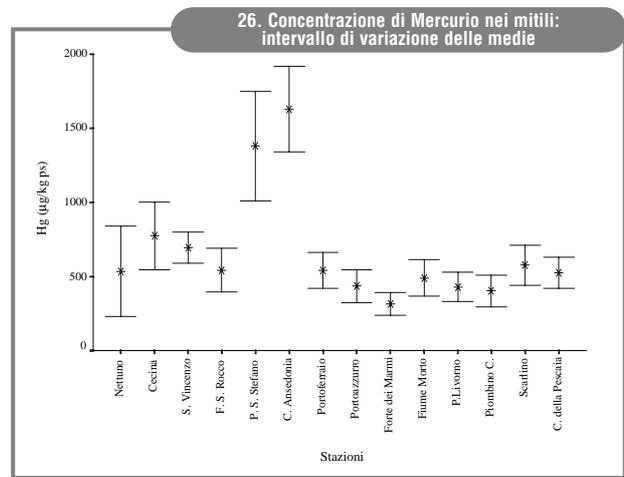
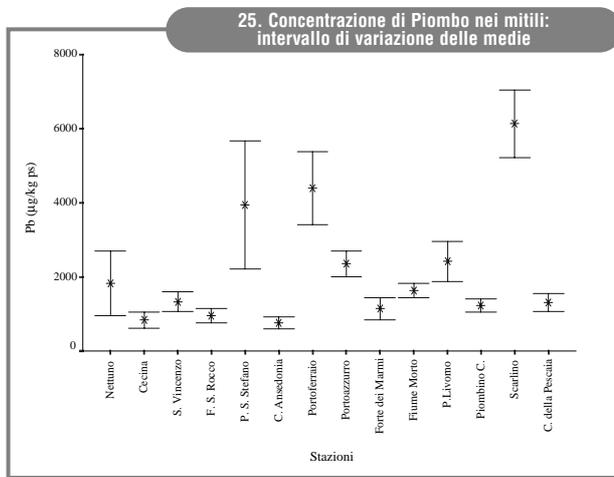
È ormai ben nota la tossicità di alcuni metalli pesanti come il mercurio, il cadmio e il piombo, che non svolgono alcun ruolo fisiologico negli organismi e vengono accumulati fino a raggiungere concentrazioni molto superiori rispetto a quelle presenti nell'acqua. Anche metalli come lo zinco e il rame, che sono essenziali in quanto presenti come coenzimi, possono esercitare effetti tossici se assunti in quantità superiori a quelle necessarie. Tuttavia, considerato il loro ruolo fisiologico possono sottostare a meccanismi di regolazione che potrebbero alterarne le capacità di bioaccumulo.

(6) Per facilitare il confronto con i dati Si.Di.Mar., occorre tenere in considerazione che il valore del rapporto Peso Umido/Peso Secco è pari a circa 6. (UNEP: *State of Mediterranean Marine Environment*. MAP; Technical Reports Series n. 28; UNEP, Athens, 1989).

Il livello di contaminazione del biota (in riferimento alle determinazioni analitiche eseguite sul Bivalve *Mytilus galloprovincialis*) è stato rappresentato riportando in diagramma, per ciascun parametro considerato, il valore delle medie e il corrispondente errore standard, da intendersi come l'intervallo di variazione entro cui si va a situare la vera media.

La rappresentazione grafica adottata si presta a un'interpretazione immediata dei risultati: il valore medio permette il possibile confronto con il dato della letteratura (per esempio, intervallo di variazione di quel particolare parametro, così come emerso da indagini similari sull'accumulo delle sostanze ad azione tossica negli organismi filtratori), mentre il valore dell'errore standard fornisce utili informazioni sulle sorgenti di variabilità che influenzano il parametro. La forte variabilità del dato nelle repliche dei campionamenti effettuati in diversi periodi dell'anno, può essere infatti associata alla presenza di sorgenti di inquinamento a volte facilmente individuabili.

Nell'esempio che riportiamo qui sotto a sinistra (fig. 25), relativo al contenuto medio di piombo nei mitili e riferito alla costa della Toscana, si individua la situazione anomala rappresentata dalla stazione di prelievo di Scarlino, che presenta un valore medio sei volte più elevato rispetto ai valori riscontrati in quasi tutte le altre località. D'altra parte, nella maggioranza degli altri casi, l'intervallo di variazione della media è molto basso, a significare che i valori di Pb intorno a 1000 µg/kg P.S. sono da considerarsi come valori di fondo, per questo elemento, nei tessuti dei mitili presenti negli ambienti costieri dell'Alto Tirreno.



Nella figura a destra (fig. 26), relativa alle concentrazioni di mercurio nei bivalvi, seguendo lo stesso approccio, si individuano le due situazioni anomale relative alle stazioni di Porto S. Stefano e Ansedonia. In queste due località il valore medio di contenuto di Hg nei mitili è almeno triplo rispetto a quello degli altri campioni, con un intervallo di variazione intorno alla media visibilmente più ampio. Questo esempio è particolarmente rappresentativo della anomalia geochimica caratteristica dei territori che si affacciano su questo tratto di costa, per la presenza del Monte Amiata con le sue miniere di Cinabro.

Al fine di poter confrontare i dati Si.Di.Mar. con i livelli di concentrazione dei metalli già rilevati nei bivalvi in analoghe indagini, nella tabella riprodotta alla pagina seguente (tab. 6) sono riportati i livelli di contaminazione relativi ai metalli di maggiore interesse determinati in campioni di *Mytilus galloprovincialis* provenienti da diverse zone costiere italiane. Gli organismi sono stati campionati sia in zone a elevato impatto antropico, come le aree portuali di Genova, La Spezia, Bari, Brindisi e Taranto, sia in zone dove tale impatto è di minore rilevanza.

Analisi dei dati e risultati preliminari

	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
GENOVA <sup>(1)</sup>		0,73			0,325		29,1	
LA SPEZIA <sup>(1)</sup>		0,84			0,177		7,50	
*LA SPEZIA <sup>(3)</sup>		0,076	0,266	1,5	0,05	0,423	0,317	23,77
PIOMBINO <sup>(1)</sup>		0,84			0,169		12,1	
TIRRENO SETTENTRIONALE <sup>(1)</sup>		0,57-2,11			0,14-0,29		2,63-3,88	
TIRRENO MERIDIONALE <sup>(1)</sup>		0,44-0,98			0,03-0,15		1,34-8,52	
SALENTO <sup>(2)</sup>	15-94	0,20-2,02	0,8-7,2	4,9-77	0,05-1,96	1,5-10	0,6-12	62-287
GIOIA TAURO <sup>(1)</sup>		1,12			0,099		2,27	
OLBIA <sup>(1)</sup>		0,23			0,044		0,55	
BARI <sup>(1)</sup>		0,77			0,092		5,72	
BRINDISI <sup>(2)</sup>	7,3-18	0,30-1,00	1,1-2,2	5,1-13	0,13-0,25	1,3-3,9	2,2-7,3	119-266
TARANTO <sup>(2)</sup>	8,1-14	0,20-0,85	0,8-4,1	4,9-44	0,11-0,29	1,5-4,1	0,6-3,3	62-187
ADRIATICO CENTRALE <sup>(4)</sup>		0,58-1,70	0,61-10,26	3,16-5,56	0,03-0,11		0,53-2,34	60-123
*TRIESTE <sup>(3)</sup>		0,16	0,755	0,757	0,061	0,915	0,089	26,2
*CHIOGGIA <sup>(3)</sup>		0,1	0,23	1,1	0,027	0,383	0,336	14,5

Riferimenti: (1) Giordano R. et al. (1990); (2) Martella L. et al. (1997); (3) Renzoni (1998); (4) Regoli e Orlando (1994); \* peso fresco.

a) Regoli F. and Orlando E., 1993. *Mytilus galloprovincialis* as a bioindicator of lead pollution: biological variables and cellular responses. The Science of the Total Environment, 1283-1292.

b) Regoli F. and Orlando E., 1994. Seasonal variation of trace metal concentration in the digestive gland of the Mediterranean mussel *Mytilus galloprovincialis*: comparison between a polluted and a non polluted site. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 27, 36-43.

c) Regoli F. and Orlando E., 1994. Accumulation and subcellular distribution of metals (Cu, Fe, Mn, Pb and Zn) in the Mediterranean mussel *Mytilus galloprovincialis* during a field transplant experiment. Mar. Poll. Bull., 28, 592-600.

d) Martella L., Nelli L. e Bargagli R., 1997. La diffusione degli elementi in tracce lungo le coste del Salento. Valutazioni preliminari mediante *Mytilus galloprovincialis* Lmk. Acqua & Aria, 111-117.

e) Giordano R., Arata P., Rinaldi S., Ciaralli L., Giani M., Rubbiani M. e Costantini S., 1990. Mercury, cadmium and lead levels in marine organisms (*Mytilus galloprovincialis* Lmk) collected along the Italian coasts. Mar. Poll. Bull., 1049-1059.

f) Renzoni A. (Resp. della ricerca), 1998. Valutazioni dei livelli di contaminanti: loro grado di tossicità, sistemi di difesa degli organismi e possibili riflessi sulla produzione ittica. Relazione finale (Ricerca condotta nell'ambito del III Piano Triennale della Pesca Marittima e dell'Acquacoltura nelle Acque marine e salmastre, del Ministero per lo Sviluppo delle Risorse Agricole, Alimentari e Forestali).

Tab. 6: Livelli di concentrazione dei metalli pesanti (mg/kg P.S.) determinati in campioni di *Mytilus galloprovincialis* raccolti in diverse località del Mediterraneo