



UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI GENOVA

Facoltà di Scienze Matematiche, Fisiche e Naturali

Corso di Laurea in Scienze Ambientali

Anno Accademico 2005/2006

TESI DI LAUREA

**Gestione di un impianto di maricoltura: sviluppo del
modello advettivo-dispersivo POM-LAMP3D tramite
il modulo degradativo e analisi degli impatti
ambientali**

Relatori

Prof. M.Fabiano

Dott. A.M.Doglioli

Dott P.Vassallo

Correlatori

Prof. R.Festa

Prof. G.C.Albertelli

Candidata

Patrizia De Gaetano

Indice

1	Introduzione	1
1.0.1	Scopi e sintesi del lavoro svolto	3
2	Acquacoltura sostenibile	7
2.1	Introduzione	7
2.1.1	Lo sfruttamento degli stock ittici	8
2.2	Interazioni tra pesca ed acquacoltura	12
2.3	Lo Sviluppo Sostenibile	14
2.3.1	Codice di condotta per una pesca responsabile della FAO - 1995	15
2.3.2	L'acquacoltura responsabile	21
2.3.3	Criteri e caratteristiche	21
2.3.4	Un modello di pesca responsabile	23
2.4	Gli effetti della maricoltura sull'ambiente	26
2.4.1	Variazioni nella qualità delle acque	26
2.4.2	Variazioni nel sedimento e nelle comunità bentoniche	27
3	Oceanografia costiera	29
3.1	Introduzione	29
3.2	Equazioni fondamentali	32
3.2.1	Equazione di continuità	32

3.2.2	Equazione del moto	33
3.2.3	Equazione idrostatica	37
3.2.4	Equazione del calore	38
3.2.5	Equazione della salinità	39
3.2.6	Equazione di stato dell'acqua marina	39
3.3	L'approssimazione in acqua bassa per fluidi omogenei	41
3.4	I processi di trasporto	42
3.4.1	La turbolenza	47
3.4.2	L'avvezione-dispersione	53
3.4.3	I modelli a particelle	56
3.5	Le correnti di deriva	61
3.5.1	Lo strato limite di Ekman in oceano	61
3.5.2	Trasporto di Ekman nello strato oceanografico superficiale	63
3.5.3	Lo strato limite di Ekman su fondali finiti	64
4	Implementazione dei modelli utilizzati	67
4.1	I modelli	67
4.2	Modello idrodinamico POM	69
4.2.1	Le equazioni del modello	69
4.2.2	La griglia Arakawa C	79
4.2.3	Il criterio di stabilità CFL	79
4.2.4	Condizioni ai bordi	83
4.3	Modello dispersivo LAMP3D	86
4.3.1	Il modello accoppiato POM2D-LAMP3D	89
4.3.2	I controlli per le particelle	90
4.3.3	Il calcolo della concentrazione	92
4.4	Modello degradativo	93
4.4.1	Valutazione della degradazione organica	95
4.4.2	Il parametro rI	97
5	Applicazione all'impianto di Lavagna	101
5.1	Descrizione dell'impianto di maricoltura di Lavagna	101

5.2	Impostazioni per la dispersione	105
5.2.1	Concentrazioni dei nutrienti nei residui metabolici	108
5.2.2	Concentrazioni dei nutrienti nei residui alimentari	110
5.2.3	Concentrazioni di carbonio nelle feci e nel mangime non ingerito	110
5.3	Risultati dei lavori precedenti e discussioni	111
6	Valutazione della sensibilità	115
6.1	Procedure fondamentali	115
6.1.1	Verifica	115
6.1.2	Calibrazione	116
6.1.3	Validazione	116
6.2	Analisi di sensibilità del modello	117
6.2.1	Stima dei parametri	118
6.2.2	Mangime non ingerito	121
6.2.3	Particelle di origine fecale	122
7	Simulazioni e validazione	125
7.1	Introduzione	125
7.2	Simulazioni del mangime non consumato	126
7.2.1	Area impattata	132
7.2.2	Baricentro dell'area impattata	136
7.2.3	Il parametro degradativo rI	137
7.3	Simulazioni delle particelle fecali	139
7.3.1	Area impattata, baricentro e parametro rI	142
7.4	Simulazioni in assenza di degradazione	146
7.5	Simulazioni con <i>restart</i> : eliminazione dello <i>spin-up</i>	148
7.6	Simulazioni di mangime e particelle fecali in simultanea: la non linearità della degradazione	159
7.7	Simulazioni con rilascio periodico	161
7.8	La validazione del modello	174
7.8.1	Le misure dei nutrienti	174

8 Conclusioni e prospettive

179

Bibliografia

183

Capitolo 1

Introduzione

L'utilizzo dei modelli matematici, insieme di equazioni che descrivono gli effetti chimico-fisici dei fenomeni osservati, in campo ambientale è attualmente molto diffuso essendo utili strumenti non solo nell'attività di ricerca scientifica, ma anche nella gestione del territorio, controllando gli impatti antropici. Per una corretta gestione del territorio è comunque fondamentale attuare campagne di monitoraggio che forniscono i dati necessari alle verifica e validazione dei modelli e insieme a questi ultimi diano indicazioni sulle strategie da attuare per il controllo e la riduzione degli impatti e dei fenomeni di inquinamento.

Le simulazioni modellistiche infatti permettono di riprodurre in dettaglio le dinamiche dei fenomeni e le loro conseguenze anche su tempi lunghi, mentre il monitoraggio fornisce informazione limitate nel tempo e nello spazio, ma permette di ricavare i dati sperimentali.

In particolare i modelli trovano applicazione nel campo della protezione dell'ambiente marino e del controllo degli impatti ambientali dovuti alle attività antropiche. Tra queste la maricoltura riguarda le acque costiere e negli ultimi anni si sta sviluppando molto rapidamente, di conseguenza cresce l'interesse pubblico al contenimento del potenziale inquinamento da essa derivante, legato soprattutto al materiale particolato che si deposita al di sotto delle gabbie e alle sostanze antibiotiche e farmaci veterinari utilizzati. La messa in opera di

un nuovo impianto oppure il permesso per aumentare la produzione di uno già esistente, richiedono un'attenta valutazione dell'eventuale impatto sull'ambiente circostante. Il controllo e la regolazione per minimizzare gli impatti della maricoltura è quindi diventato un argomento chiave nella gestione delle aree costiere. I modelli matematici permettono di testare specifiche ipotesi sulla collocazione e sulle caratteristiche degli impianti di maricoltura sulla base di informazioni sperimentali sull'ambiente circostante. Le possibili applicazioni alla maricoltura dei modelli numerici ricoprono diverse aree:

- indicatori per la messa a punto di strategie di monitoraggio ossia l'individuazione delle stazioni in cui effettuare i campionamenti e la frequenza con cui devono essere effettuati
- descrizione di processi fisici come ad esempio la deposizione del particolato
- alternativa a basso costo a imponenti campagne di monitoraggio per l'individuazione degli impatti antropici tra le variazioni naturali
- predizione di scenari di potenziali impatti

L'utilità dei modelli nelle strategie di monitoraggio e per la regolazione, il controllo e la gestione degli impatti ambientali è ormai riconosciuta ampiamente. Molti paesi hanno infatti stabilito procedure che richiedono la modellistica ambientale per indicare gli eventuali scenari di impatto derivante dagli impianti di acquacoltura. Anche in Italia comincia a prendere campo lo sviluppo di tali tecniche di gestione, che va di pari passo con la necessità di una moderna maricoltura.

Inoltre al fine di valutare gli impatti dovuti al particolato che si accumula sul fondale, è di fondamentale importanza considerare anche i fenomeni biologici che lo coinvolgono una volta depositatosi. In particolare la sostanza organica contenuta nel mangime e nelle particelle fecali può dar luogo ad un arricchimento organico del fondale con possibili fenomeni di anossia e diminuzione della diversità delle specie presenti.

1.0.1 Scopi e sintesi del lavoro svolto

Sulla base di tali considerazioni si è intrapreso il lavoro presentato in questa tesi di laurea che ha come scopo da un lato, quello di acquisire una buona conoscenza dei modelli matematici nel campo dell'idrodinamica costiera e della dispersione di inquinanti, dall'altro l'applicazione di tali modelli alla maricoltura, considerando la degradazione dei residui organici derivanti e il loro effetto sulle comunità bentoniche, quindi valutando l'impatto ambientale di tali attività antropiche nell'ottica di una migliore gestione della fascia costiera.

Si considerano infatti, oltre ai processi fisici che determinano la deposizione della sostanza organica, i fenomeni biologici che ne condizionano il destino e determinano lo stato di salute dell'ambiente circostante.

La valutazione della degradazione organica unita allo studio della dispersione, permetterà di ottenere previsioni modellistiche più accurate e realistiche, potenziando tale strumento per il controllo degli impatti permettendo una migliore gestione del territorio.

Il lavoro è articolato in un'introduzione ai problemi legati allo sfruttamento degli stock ittici, al ruolo dell'acquacoltura sia come possibile soluzione poiché può permettere una diminuzione della pressione sulla pesca da cattura permettendo il ripopolamento di questi stock ittici e rispondendo alla crescente domanda di pesce, sia come attività antropica a rapida crescita che necessita di una attenta gestione nell'ottica della sostenibilità ed ecocompatibilità. Si pone inoltre l'attenzione sugli effetti della maricoltura sull'ambiente acquatico e sul sedimento.

Nel terzo capitolo è riportata una sintesi riguardante l'oceanografia costiera in cui vengono descritte le equazioni fondamentali della fluidodinamica e le approssimazioni che possono essere fatte in acque basse, i processi di trasporto, la diffusione, la dispersione e l'avvezione, le correnti di deriva, correnti indotte dal vento che spirano sulla superficie marina e lo strato limite di Ekman.

Nel capitolo successivo sono descritti i modelli matematici utilizzati: **POM**

nella versione bidimensionale, modello numerico alle differenze finite per le simulazioni dei campi di corrente e **LAMP3D** modello Lagrangiano a singola particella che, utilizzando i campi bidimensionali di corrente calcolati da POM, ricava un profilo verticale della velocità basato sull'approssimazione della spirale di Ekman e calcola l'advezione-dispersione degli inquinanti. Viene presentato il **modulo degradativo** sviluppato in questo studio che dai dati in uscita da POM-LAMP3D sulla velocità della corrente vicino al fondo e la concentrazione di particelle in ogni maglia di griglia, calcola lo stato di stress del sedimento e delle comunità bentoniche presenti valutando la degradazione organica ad opera dei microrganismi attraverso il calcolo del parametro degradativo rI .

Si considera l'applicazione ambientale di questi modelli allo studio della dispersione dei residui della maricoltura quali particelle di mangime non consumato e particelle fecali applicato nello specifico all'impianto a gabbie a mare della società AQUA situato al largo di Lavagna per il valore ambientale del limitrofo Parco di Portofino e per l'importanza economica del turismo locale.

Dopo una valutazione generale delle procedure fondamentali per lo sviluppo dei modelli matematici quali la **verifica**, la **calibrazione** e la **validazione**, vengono individuati i parametri più sensibili del modello, le velocità di sedimentazione sia per il mangime non consumato sia per le particelle fecali e se ne sono ricercati valori più specifici per le condizioni considerate ossia per i pesci allevati e per le condizioni chimico-fisiche tipiche del mar Mediterraneo.

Sono quindi riportate le simulazioni condotte in diversi scenari e apportando le necessarie modifiche al codice (rilascio continuo, rilascio periodico, restart, mangime e particelle fecali in simultanea) con valori più precisi delle velocità al fine di migliorare l'accuratezza delle risposte del modello in uno scenario più realistico.

Si sono poi confrontati gli output del modello con i dati sperimentali ottenuti nelle campagne di monitoraggio ambientale imposte dall'Ufficio di VIA della Regione Liguria al momento dell'autorizzazione, per validare il modello dispersivo

e il nuovo modulo degradativo aggiunto ottenendo un buon accordo tra i dati misurati e quelli previsti dal modello.

La validazione è stata condotta confrontando i flussi di nutrienti e sostanza organica calcolati come coefficienti angolari delle rette che meglio approssimano i dati modellistici e quelli misurati.

Vengono infine riportate le conclusioni generali del lavoro in cui è messo in evidenza oltre al buon accordo con i dati sperimentali misurati nell'area in questione, anche come siano state migliorate le risposte del modello nei diversi scenari simulati, e rese più attendibili. Questo è stato possibile grazie all'inserimento dei processi biologici che avvengono sul fondale una volta che la sostanza organica si è depositata. Si pone inoltre l'attenzione sull'importanza di utilizzare parametri appropriati, misurati in condizioni simili a quelle in cui si applica il modello e di poter disporre di dati sperimentali più precisi e caratteristici soprattutto per quanto riguarda i tassi di degradazione organica per ottenere risultati modellistici ancora più accurati. Le varie simulazioni condotte hanno portato all'individuazione di diversi scenari in cui non viene superata la soglia di rischio di impatto per il sedimento e le comunità bentoniche presenti, quindi si può affermare che l'impianto in questione per la la posizione in cui è posto e per la quantità di pesce prodotta non provoca impatti sull'ambiente circostante.

Si ritiene che il lavoro svolto oltre a fornire informazioni attendibili sugli impatti ambientali dell'impianto di maricoltura considerato, presenti i presupposti per uno sviluppo futuro soprattutto per quanto riguarda la possibilità di estendere la modellizzazione con POM in tre dimensioni e considerando i fenomeni di risospensione del particolato giunto sul fondo. Per ottenere risultati migliori si potrebbe inoltre sviluppare il modulo degradativo con tassi di mineralizzazione misurati, specifici delle condizioni dell'ambiente circostante e la possibilità di applicare l'intero modello ad altri impianti di maricoltura situati in altre zone per validare il modello con dati diversi da quelli utilizzati per la calibrazione, operazione fondamentale per ottenere una buona validazione.

Capitolo 2

Acquacoltura sostenibile

2.1 Introduzione

Con il termine acquacoltura si intendono quelle attività distinte dalla pesca per la produzione controllata degli organismi acquatici.

In particolare se le specie allevate sono pesci si parla di piscicoltura. Questa produzione di pesce può essere condotta in modo estensivo o intensivo: nel primo caso l'alimentazione del pesce è basata su catene trofiche naturali, nel secondo avviene mediante la distribuzione di mangimi di qualsiasi natura.

Nell'*allevamento estensivo* non vengono somministrati alimenti dall'esterno, di conseguenza il pesce si alimenta con la risorsa prodotta dalla catena trofica naturale e l'impatto di tale attività produttiva sugli ambienti acquatici naturali può essere considerata trascurabile.

Nell'*allevamento intensivo* è di fondamentale importanza l'intervento umano per la somministrazione di alimenti con formulazioni complete e bilanciate adatte alle specie allevate, introdotti dall'esterno. L'alimentazione nelle gabbie avviene mediante mangime estruso a base di farina di pesce e farine vegetali; il cibo può essere distribuito in modo manuale da operatori oppure attraverso

distributori automatici programmabili. Le fasi di preingrasso e ingrasso permettono di ottenere nell'arco di poco più di un anno a seconda della temperatura, un pesce di taglia commerciale (circa 350 g) nel caso di spigole e orate.

In Italia l'allevamento ittico estensivo è prevalentemente praticato nelle valli da pesca dell'Adriatico settentrionale e in lagune costiere di tutta la penisola in impianti a terra con vasche o bacini artificiali di dimensioni dai 100 ai 10000 m²; questo schema è applicato per gran parte delle specie ittiche allevate: trota, anguilla, spigola, orata, storioni.

Negli ultimi anni è aumentato l'allevamento intensivo in mare con gabbie o con recinti collocati sia in prossimità della costa "in shore", sia in mare aperto "off shore".

2.1.1 Lo sfruttamento degli stock ittici

L'acquacoltura è l'attività produttiva a più rapida crescita mondiale nell'ambito delle produzioni alimentari, con una crescita media dell'11% per anno dal 1984 come mostrato nell'istogramma in figura 2.1.

La pesca negli ultimi 20 anni si è arrestata su una produzione di circa 90 milioni di tonnellate annue ed è ormai stabile anche perchè un aumento dello sforzo di pesca non implica un aumento del pescato.

La produzione nazionale di prodotti ittici, dati dalla pesca e dall'acquacoltura nel 1999 è stata pari a 680 760 tonnellate per un valore di circa 2 024 milioni di euro; il contributo dell'acquacoltura alla produzione interna ha raggiunto il valore del 28% nel 1998. I dati di produzione con riferimento alla piscicoltura mostrano che la produzione di trote è pari al 65% del totale mentre la produzione di spigole-orate è pari al 20%. Nel settore delle piscicoltura l'allevamento di spigole-orate e trote rappresenta l'85% della produzione di pesce allevato in Italia.

I dati della *FAO* in percentuale sono mostrati nelle tabelle 2.1, 2.2

Da quanto riportato nell'ultima edizione del *SOFIA*¹ [28], a partire dagli an-

¹Rapporto biennale della FAO: *Lo Stato della Pesca e dell'Acquacoltura nel mondo*

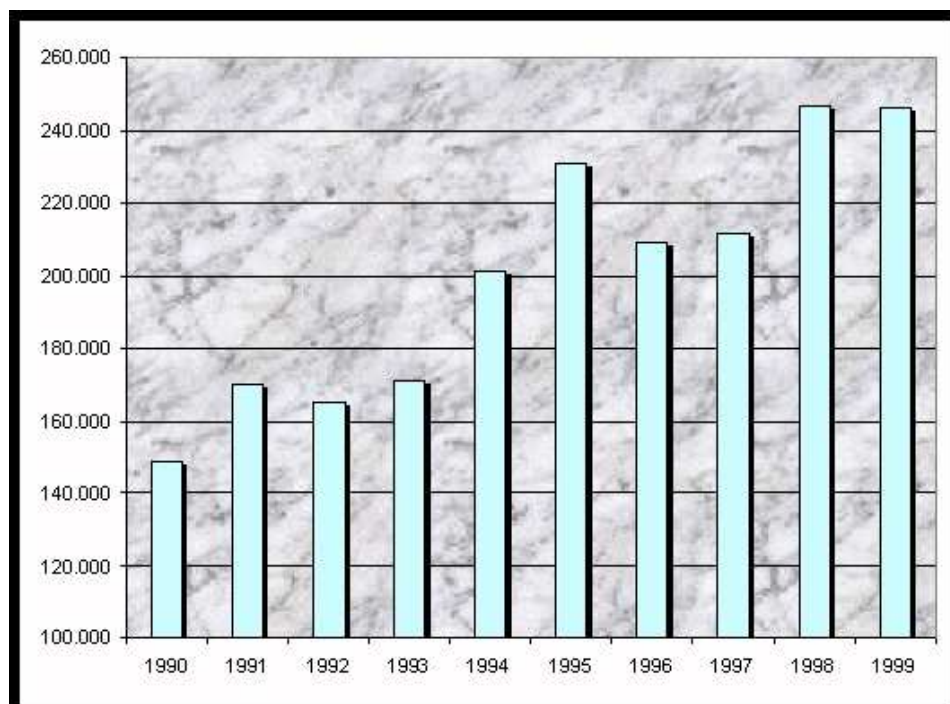


Figura 2.1: Dati dell'incremento di produzione dell'acquacoltura negli anni dal 1990 al 1999 - dati FAO.

Produzione ittica	2000	2001	2002
Catture	58,59	58,71	59,46
Acquacoltura	41,41	41,29	40,54
Totale	515.674	528.666	453.808

Tabella 2.1: Produzione ittica in Italia tra il 2000 e il 2002 distinta tra pesca e acquacoltura.

Specie	1999	2000	2001
Trote	65,33	64,87	61,58
Spigole	10,69	11,81	13,30
Orate	8,46	8,75	10,92
Anguille	4,75	3,9	3,50
Saraghi	0,52	0,58	0,56
Mitili	72,77	73,37	71,05
Totale (ton)	247.350	257.600	261.450

Tabella 2.2: Acquacoltura: produzione italiana per specie dal 1999 al 2001, valori in percentuale.

ni '50 si è assistito ad un calo costante del potenziale di sfruttamento degli stock ittici marini, insieme ad un aumento dello stock classificato come ipersfruttato o esaurito. Allo stato attuale, come mostrato in figura 2.2, il 3% degli stock marini sono sotto-sfruttati, mentre il 23% sono moderatamente sfruttati e potrebbero sostenere un modesto incremento nel livello di prelievo. Il 52% è sfruttato al massimo della sua capacità, il che vuol dire che il livello di prelievo coincide con il massimo della loro riproduttività biologica. Un aumento nella pesca di questi stock non produrrebbe nessun prelievo aggiuntivo sostenibile e causerebbe una riduzione della riproduzione a livelli pericolosamente bassi. Del restante 24%, il 16% è sfruttato in eccesso, il 7% è esaurito e l'1% si sta riprendendo da una situazione di totale impoverimento. Sette delle prime dieci specie marine - che insieme rappresentano circa il 30% di tutta la pesca di cattura - sono sfruttate al massimo della loro capacità o in eccesso e se si aumenta ulteriormente la loro capacità di prelievo si arrecherà un serio danno biologico ed economico a queste specie.

La situazione è più critica nell'Oceano Atlantico Nord orientale, nel Mediterraneo, nel Mar Nero, seguiti dall'Atlantico Nord occidentale e Sud orientale,

dall'Oceano Pacifico Sud orientale e dall'Oceano Antartico. È necessario quindi ripopolare gli stock esauriti, ma è altrettanto importante intervenire subito per evitare di impoverire quelli ancora in buona salute. Il rapporto suggerisce alcune strategie per consentire il ripopolamento: diminuire in modo significativo, o addirittura interrompere temporaneamente, la pesca nelle zone ipersfruttate, fermare il degrado dell'ambiente subacqueo e recuperare gli habitat danneggiati.

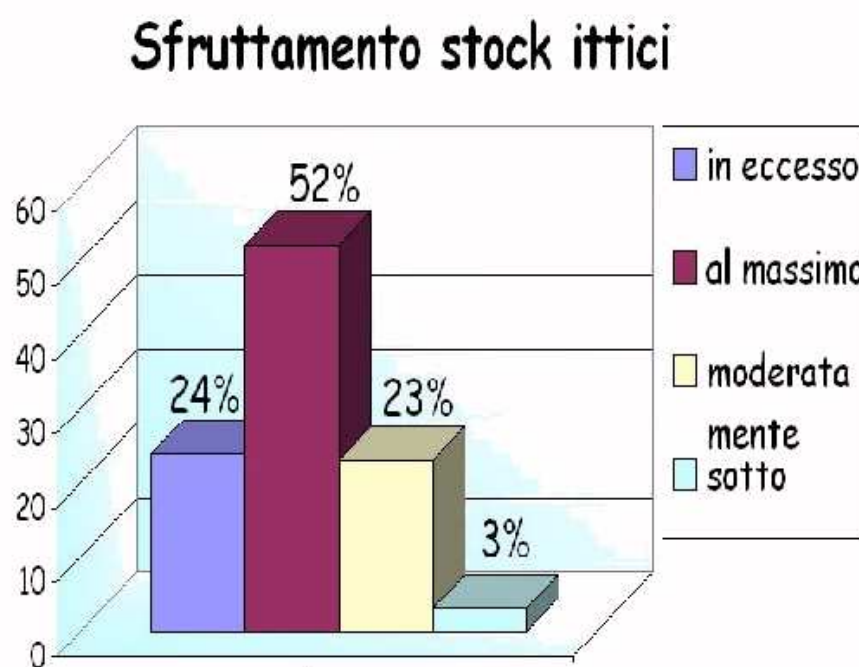


Figura 2.2: Dati sullo sfruttamento degli stock ittici come riportato nell'ultimo rapporto della FAO sullo Stato della Pesca e dell'Acquacoltura nel Mondo - SOFIA.

Considerati i progressi molto limitati fatti a questo riguardo nell'ultimo de-

cennio, ripopolare gli stock esauriti portandoli a sani livelli di biomassa entro il 2015 - uno degli obiettivi stabiliti nel 2002 al *Vertice Mondiale sullo Sviluppo Sostenibile*, necessita innanzitutto l'adattamento dell'attività di pesca a quello che questi stock sono in grado di sostenere. Nonostante queste difficoltà, il pescato nel suo insieme ha raggiunto nel 2002 il nuovo picco di 133 milioni di tonnellate, in gran parte come risultato dell'aumento registrato nella pesca d'allevamento. La proporzione della pesca mondiale attribuibile all'acquacoltura è passata tra il 1998 ed il 2002 dal 25,8% al 29,9%. Nello stesso periodo, la produzione della pesca di cattura è cresciuta del 6,3%, mentre l'acquacoltura è aumentata del 30%. La crescita maggiore nella pesca di cattura si è registrata tra il 1998 ed il 1999, mentre a partire dal 2000 la produzione da cattura è rimasta per lo più stabile.

Il consumo di pesce è passato da 93,6 milioni di tonnellate nel 1998 a 100,7 milioni di tonnellate nel 2002, ed ha rappresentato per la popolazione umana oltre il 20% dell'assunzione media annuale di proteine animali.

Il consumo totale di prodotti ittici a livello mondiale potrebbe raggiungere 179 milioni di tonnellate nel 2015, un aumento di 47 milioni di tonnellate rispetto al 2002. Una parte rilevante di questa accresciuta domanda dovrà essere soddisfatta dalla pesca d'allevamento, che nel 2015 potrebbe arrivare a rappresentare il 39% dell'intera produzione ittica.

La crescita dell'acquacoltura non renderà tuttavia meno urgente il problema di migliorare le attuali pratiche e la gestione della pesca: l'acquacoltura potrebbe aiutare a ridurre la pressione sulla pesca da cattura riducendo la domanda di pesce di mare aperto ed abbassando i prezzi, ma questo è solo una parte della soluzione.

2.2 Interazioni tra pesca ed acquacoltura

Sul piano ambientale le relazioni tra pesca ed acquacoltura sono molto strette, ad esempio si possono generare conflitti sull'uso degli spazi. Le attività di acquacoltura possono comportare deficit di habitat, ad esempio utilizzando aree

che sono tipici pascoli per i giovanili di specie marine pregiate, o impedendo, grazie ai lavorieri collocati sulle foci delle lagune, agli adulti di alcune specie ittiche (anguille, cefali, spigole, orate) di tornare al mare per riprodursi, riducendo di fatto la disponibilità di uova e larve. Effetti sulle comunità autoctone, ed anche rischi di inquinamento genetico, sono ben noti in casi di fuga di pesci da impianti di acquacoltura, ed anche in questo caso si tratta di impatti che possono generare svantaggi per la pesca. In sintesi, tutti gli impatti negativi della acquacoltura sugli ecosistemi marini possono avere riflessi negativi sulla pesca.

In questo quadro di riferimento sommario, va ricordato che, tra le relazioni principali tra pesca ed acquacoltura, c'è la stretta dipendenza dell'allevamento dalle produzioni di farine di pesce, anche se queste sono materie prime di importazione, e non riguardano strettamente lo scenario nazionale se non per il deficit che generano nella bilancia alimentare nazionale.

Molte sono anche le aspettative generate dall'acquacoltura per contribuire alla futura politica della pesca, non solo consentendo, come già detto, la riduzione dello sforzo di pesca con effetti sostitutivi nel soddisfare la crescente domanda, ma anche offrendo future opportunità, ad esempio giovanili da ripopolamento, e modelli di maricoltura che, come nel caso delle barriere artificiali, possono attrarre e proteggere specie marine pregiate, assumendo un ruolo rilevante sul piano ecologico generale. Gli stessi impianti di allevamento intensivo in mare, è cosa nota, hanno un effetto di attrazione di specie ittiche di rilevante interesse economico, che potrà essere meglio sfruttato a fini della conservazione e della difesa di alcune classi di età. Si tratterà di integrare al meglio la serie di opportunità competitive che le relazioni tra pesca ed acquacoltura possono offrire, per migliorare allo stesso tempo l'uso e la conservazione del mare. Queste sono le principali ragioni per cui pesca ed acquacoltura dovrebbero essere programmate nello stesso contesto, pur conservando la specificità richiesta da analisi separate ed appropriate.

2.3 Lo Sviluppo Sostenibile

Per *sviluppo sostenibile* si intende uno sviluppo compatibile con l'ambiente che scoraggi le forme di degrado attraverso sistemi politici ed economici che coniughino lo sviluppo e lo sfruttamento delle risorse con la conservazione dell'ambiente; si intende quindi uno sviluppo che sia in grado di soddisfare i bisogni delle generazioni attuali senza compromettere la possibilità che quelle future riescano a soddisfare i propri (Gro Harlem Brundtland 1987).

Un uso razionale delle risorse (inteso come ciò che l'uomo preleva dall'ambiente vivente e non, per soddisfare le proprie necessità e desideri) mediato da criteri di valutazione della reale efficacia di interventi di sfruttamento.

Per quanto riguarda l'acquacoltura lo sviluppo di pratiche produttive che rientrino nell'ottica di sviluppo sostenibile ed ecocompatibile, deve in particolare controllare i flussi di materia ed energia. Gli impianti di tipo intensivo possono creare problemi di compatibilità ambientale: i residui di mangime non consumato, feci e cataboliti degli animali allevati, i medicinali somministrati possono provocare alterazioni ambientali che vanno a interessare il sedimento e le specie bentoniche e neotoniche che vivono in vicinanza dell'allevamento. Le condizioni di sostenibilità vanno ricercate in una attenta e razionale gestione degli impianti: utilizzo di mangimi ad alta digeribilità, corretto dosaggio, attenta individuazione dei siti dove ubicare gli impianti privilegiando quelli 'off-shore' in gabbie sommerse e in siti ad elevato idrodinamismo.

Bisogna inoltre sottolineare che l'acquacoltura costituisce una parte rilevante della produzione ittica costituendo una alternativa alla pesca che, se non controllata, può portare allo sovrasfruttamento degli stock ittici.

Lo sviluppo dell'acquacoltura deve avere come obiettivo principale la salvaguardia della diversità genetica e la riduzione, per quanto possibile, degli effetti negativi dell'allevamento del pesce sulle specie indigene, aumentando, contemporaneamente, l'offerta di pesce per il consumo della popolazione umana.

Risorse come acqua, golfi e spazi terrestri sono spesso utilizzati da molteplici

fruttori oppure possiedono un potenziale per altri usi. Per evitare conflitti e scontri tra i fruitori delle risorse, i paesi devono instaurare delle politiche e dei piani di gestione che dovranno garantire equità nell'uso e nell'attribuzione di tali risorse. I paesi dovrebbero controllare che lo sviluppo dell'acquacoltura non abbia effetti negativi sui mezzi di sussistenza delle comunità locali, soprattutto per quanto riguarda l'accesso alle zone di pesca e la produttività di queste zone. Dovrebbero essere instaurate procedure di sorveglianza e valutazioni degli effetti sull'ambiente. Inoltre bisognerebbe sorvegliare il tipo di alimentazione per l'ingrasso, usato per l'allevamento del pesce. L'uso di prodotti farmaceutici per limitare l'insorgenza di malattie dovrebbe essere ridotto al minimo, perché possono avere un impatto negativo sull'ambiente.

È inoltre importante vigilare sulla sicurezza sanitaria, insieme alla qualità dei prodotti dell'acquacoltura. Nel caso in cui gli effetti dell'acquacoltura potessero estendersi al di là delle acque territoriali, i paesi dovrebbero consultare i loro vicini prima di introdurre delle specie non indigene nel loro sistema di allevamento. Per ridurre al minimo le malattie provocate da specie nuove, i paesi dovrebbero elaborare codici di uso o di condotta riconosciuti da tutti, inerenti l'introduzione di piante ed animali acquatici e il loro trasferimento da un posto all'altro. Mentre pianificano progetti dell'acquacoltura, i paesi, insieme al settore alieutico, dovrebbero concepire delle tecniche che permettano di ristabilire e di aumentare l'offerta di specie minacciate (quelle che poi potrebbero estinguersi, se non dovessero essere prese delle misure di conservazione).

2.3.1 Codice di condotta per una pesca responsabile della FAO - 1995

Da quanto emerge dalla relazione sull'*Uso Sostenibile delle Risorse* redatta dal professore Stefano Cataudella ², uno dei principali strumenti a disposizione

²professore ordinario di Ecologia Applicata all'Università degli Studi di Roma 'Tor Vergata' membro della Delegazione Italiana alla Conferenza COFI - FAO, Co-Chairman (EAS - European Aquaculture Society) per la Conferenza EAS - WAS AQUA 2000 1998 e membro Gruppo Misto ITA/FAO per la Conferenza sul Codice di Condotta nel Mediterraneo (1998)

degli Stati per orientare la propria gestione di sviluppo nel settore pesca è il *Codice di condotta per una pesca responsabile* della **FAO** pubblicato nel 1995.

Il Comitato sulla Pesca nella sua diciannovesima sessione, nel marzo 1991, fu convocato per lo sviluppo di nuovi concetti che avrebbero dovuto condurre ad una pesca responsabile. Conseguentemente, la Conferenza Internazionale sulla Pesca Responsabile, tenutasi a Cancun (Messico) nel 1992, richiese ancora alla FAO di preparare un Codice di Condotta internazionale per applicare queste indicazioni. Il risultato di questa conferenza, e particolarmente la Dichiarazione di Cancun, fu un importante contributo alla Conferenza delle Nazioni Unite sull'Ambiente e lo Sviluppo del 1992, e in particolare alla sua Agenda 21³.

Conseguentemente fu convocata la Conferenza delle Nazioni Unite sugli stock ittici sovrapposti e sugli stock ittici altamente migratori, per la quale la FAO fornì un importante supporto tecnico. Nel novembre 1993, alla ventisettesima sessione della Conferenza FAO fu adottato l'Accordo per la Promozione del Rispetto delle Misure Internazionali di Conservazione e Gestione da parte dei Pescherecci in Alto Mare. Notando questi ed altri importanti sviluppi nella pesca mondiale le strutture della FAO raccomandarono la formulazione di un *Codice di Condotta per la Pesca Responsabile globale*, che avrebbe dovuto essere coerente con questi strumenti e, in maniera non obbligatoria, stabilire principi e standard applicabili alla conservazione, gestione e sviluppo di tutta la pesca. Il Codice, che è stato unanimemente adottato il 31 ottobre 1995 dalla Conferenza della FAO, fornisce la struttura necessaria agli sforzi nazionali ed internazionali, per assicurare uno sfruttamento sostenibile delle risorse acquatiche viventi in armonia con l'ambiente.

Questo Codice stabilisce principi e modelli internazionali di comportamento, per pratiche responsabili, al fine di assicurare un'effettiva conservazione, gestione e

³Documento fondamentale approvato al Summit della Terra a Rio De Janeiro nel 1992, contenente un programma di intenti per la promozione di uno sviluppo sostenibile che, tenendo conto degli aspetti sociali, ambientali ed economici può cogliere anticipatamente eventuali elementi di incompatibilità esistenti tra le attività socio-economiche e le politiche di protezione e salvaguardia dell'ambiente e che si ripropone di tradurre i presupposti teorici della sostenibilità in azioni da attuarsi nei prossimi decenni (21 sta per Ventunesimo Secolo).

sviluppo delle risorse acquatiche viventi, con il dovuto rispetto per l'ecosistema e la biodiversità. La caratteristica del Codice è di essere facoltativo e non obbligatorio e riguarda tutti coloro che lavorano nell'ambito della pesca e dell'acquacoltura o che sono coinvolti nel settore, siano essi consumatori, commercianti o pescatori. Nel codice tutte le raccomandazioni elencate tendono ad armonizzare le esigenze di sviluppo con la gestione conservativa dell'ambiente. In particolare è l'*articolo 9* - elencato qui sotto - che traccia le linee di sviluppo di un'acquacoltura responsabile.

Articolo 9 - Sviluppo dell'acquacoltura

- *9.1 Sviluppo responsabile dell'acquacoltura, inclusa la pesca basata sull'allevamento, in zone sottoposte a giurisdizione nazionale*
- *9.1.1 Gli Stati dovrebbero creare, mantenere e sviluppare adeguate strutture amministrative e legali che facilitino lo sviluppo dell'acquacoltura responsabile.*
- *9.1.2. Gli Stati dovrebbero promuovere la gestione e lo sviluppo responsabile dell'acquacoltura, compresa la preventiva valutazione scientifica degli effetti dello sviluppo dell'acquacoltura sulla diversità genetica e sull'integrità dell'ecosistema, basati sulle migliori informazioni scientifiche disponibili.*
- *9.1 .3. Gli Stati dovrebbero produrre e aggiornare regolarmente piani e strategie per lo sviluppo dell'acquacoltura per assicurare che tale sviluppo sia ecologicamente sostenibile e per permettere l'uso razionale delle risorse condivise dall'acquacoltura e da altre attività.*
- *9.1.4 Gli Stati dovrebbero garantire che la sopravvivenza delle comunità locali ed il loro accesso alle zone di pesca non vengano negativamente condizionati dallo sviluppo dell'acquacoltura.*

- *9.1.5 Gli Stati dovrebbero istituire procedure efficaci specifiche per l'acquacoltura, per intraprendere valutazioni e controlli ambientali adeguati al fine di minimizzare i cambiamenti ecologici negativi e le relative conseguenze economiche e sociali derivanti dal prelievo dell'acqua, dall'uso del terreno, dallo scarico degli effluenti, dall'utilizzo di prodotti farmaceutici e sostanze chimiche e da altre attività legate all'acquacoltura.*

[...]

- *9.3 Uso delle risorse genetiche acquatiche per l'acquacoltura, inclusa la pesca basata sull'allevamento.*
- *9.3.1 Gli Stati dovrebbero conservare la diversità genetica e mantenere l'integrità delle comunità e degli ecosistemi acquatici attraverso un'adeguata gestione. In particolare dovrebbero sforzarsi di ridurre al minimo gli effetti nocivi prodotti dall'introduzione nelle acque di specie non indigene o di stock geneticamente modificati utilizzati per l'acquacoltura, inclusa la pesca basata sull'allevamento, soprattutto quando vi siano forti probabilità che queste specie non indigene o questi stock geneticamente modificati si diffondano in acque sottoposte tanto alla giurisdizione dello Stato di origine quanto di quella di altri Stati. Gli Stati dovrebbero, ogniqualvolta sia possibile, promuovere provvedimenti tesi a minimizzare effetti negativi dal punto di vista genetico e sanitario e ad evitare gli effetti della fuga dei pesci di allevamento sugli stock selvatici naturali.*

[...]

- *9.3.5 Gli Stati dovrebbero, laddove opportuno, promuovere la ricerca e, quando fattibile, lo sviluppo delle tecniche di coltura delle specie in via d'estinzione, al fine di proteggere, ricostituire e migliorare i loro stock, tenendo conto dell'urgente bisogno di conservare la diversità genetica delle specie in via d'estinzione*

Non si tratta di una serie di ricette per ridurre gli impatti ambientali ma piuttosto una serie di raccomandazioni da cui partire per dare alla pesca una

nuova dimensione in cui le istituzioni fanno proprie istanze e denunce sullo stato degli ecosistemi marini e delle risorse.

La pesca nelle logiche dello Sviluppo Sostenibile diventa sistema ed assume una serie di nuove responsabilità. Sono identificati i principi su cui definire i compiti degli Stati, della ricerca, degli operatori economici; i consumatori diventano anch'essi attori rilevanti.

Il *Codice di Condotta* rappresenta di fatto un nuovo strumento per la pesca mondiale e, pur nella sua valenza generale, è un utile strumento per indirizzare nuove elaborazioni per la programmazione della pesca del futuro anche ai livelli regionali e locali. L'Italia ha avviato attività di supporto alla FAO per l'adattamento e la diffusione del Codice nel Mediterraneo. Bisogna individuare metodi di valutazione per classificare condotte più o meno responsabili nel campo della pesca, anche ricercando indicatori per uno sviluppo sostenibile della pesca. Il tema coinvolge più dimensioni: alcuni autori hanno tentato di individuare criteri per le singole dimensioni, economica, sociale, ecologica ed amministrativa come mostrato in tabella 2.3.

Oggi, gli attori sulla scena della pesca non sono soltanto i pescatori e gli allevatori ma anche l'amministrazione che prende decisioni e che, con il supporto della ricerca, può valutare lo stato delle risorse o una tecnica ecocompatibile di allevamento in mare.

Le risorse del mare non sono più beni liberi, e l'attenzione collettiva non è posta soltanto sulle specie di interesse economico immediato. Le stesse conoscenze sulla struttura e sul funzionamento degli ecosistemi ci danno la consapevolezza che sono le intere reti trofiche che vanno tutelate, che i danni ai fondali marini hanno riflessi sulla capacità delle risorse, di interesse economico, di rinnovarsi. Dunque, una serie di nuove relazioni richiedono nuovi punti di riferimento e da ciò lo sforzo di ricercare nuovi indicatori.

Questi potranno servire a definire da un lato i comportamenti da premiare, dall'altro quelli da disincentivare o sanzionare. Sarà anche da considerare, perché non si rigenerino soltanto modalità di comando e controllo insostenibili per l'occupazione e l'economia, la serie di nuove opportunità competitive che possono

Dimensione	Criterio
Economica	Prodotto
	Valore del prodotto
	Contributo della pesca al PIL
	Esportazioni comparate al valore totale delle catture
	Impiego
	Utile netto dalla pesca
Sociale	Demografia
	Impiego/Partecipazione
	Educazione
	Proteine/Consumo
	Entrate
	Tradizione della pesca/cultura
Ecologica	Abbondanza relativa delle specie principali
	Struttura delle catture
	Tasso di sfruttamento
	Effetti diretti delle reti da pesca sulle specie secondarie
	Effetti indiretti della pesca: struttura trofica
	Effetti diretti delle reti sull'ambiente
	Biodiversità (specie)
	Cambiamenti nell'area e qualità di habitat importanti o critici
	Pressione da pesca: aree sfruttate vs aree non sfruttate
Amministrativa	Regime di conformità
	Trasparenza e partecipazione
	Capacità di gestione
	DECENTRAMENTO

Tabella 2.3: Esempi di criteri per le dimensioni principali di sviluppo sostenibile da: FAO, 1997. Development and use of indicators for sustainable development of marine capture fisheries. FAO Technical Guidelines for responsible fisheries, n. 8, Rome, FAO, 70 p.

nascere dalla trasformazione dei vincoli. Il ruolo dei pescatori e degli acquacoltori nel turismo, nelle aree marine protette, nella gestione delle lagune costiere, nella produzione di qualità certificabile, nell'educazione ambientale, nelle politiche per la sicurezza alimentare, nello sviluppo rurale per gli ambienti fluviali e lacustri, nella conservazione della fascia costiera attraverso nuovi servizi, che vanno dalle bonifiche dei fondali ad un presidio diffuso, sono tutti tasselli da considerare nella definizione di strumenti di programmazione a favore delle imprese e dell'ambiente.

2.3.2 L'acquacoltura responsabile

Tutti i principi generali considerati per la pesca valgono per l'acquacoltura, per la serie di relazioni appena identificate. Tutti concordano che l'acquacoltura giocherà un ruolo strategico ed il mondo della pesca ne comprende il potenziale, anche come occasione di riconversione. In Italia, i principi di un'acquacoltura responsabile sono del tutto condivisi dai produttori, anche perché essi si riconoscono nel carattere dell'agro-alimentare che punta sulla qualità per restare competitivo.

È dunque necessario che anche i Paesi che esportano le loro produzioni verso l'Italia, mercato ancora attraente, applichino le stesse regole e che un sistema di indici concordati e definiti sia applicato uniformemente alle produzioni mediterranee.

La valenza territoriale dell'acquacoltura richiede un intervento attento delle Regioni, in un quadro di indicatori di sostenibilità che abbiano una base condivisa a livello nazionale.

2.3.3 Criteri e caratteristiche

Alcuni autori, *Corbin Young, 1997* hanno identificato criteri per definire lo sviluppo di un'acquacoltura sostenibile e di successo a livello mondiale:

- definizione di obiettivi che uniformino le necessità del settore al contesto socio-economico

- definizione dell'acquacoltura come priorità nazionale
- formulazione di un Piano della ricerca guidato dalle necessità del settore
- interazione continua e coordinata tra settore pubblico e settore privato riguardo alle attività di sviluppo
- processo di Pianificazione dotato di un meccanismo retroattivo che consenta al settore di disporre della tecnologia più avanzata
- individuazione di nuove nicchie, nuovi mercati e nuovi ruoli per stimolare l'ulteriore espansione del settore
- meccanismi per identificare e rendere disponibili nuovi siti produttivi
- procedure per risolvere conflitti legati all'uso multiplo
- meccanismi per stabilire l'occupazione o la proprietà dei siti produttivi
- politica e regolamentazione per il possesso di imprese di acquacoltura da parte di compagnie straniere o multinazionali
- coordinamento di norme, licenze e permessi a livello locale e nazionale
- politica sito-specifica; infrastrutture legali, sociali ed ambientali; supporto tecnico e di mercato, e supporto delle condizioni necessarie allo sviluppo

In una prospettiva a lungo termine si identificano le caratteristiche dell'acquacoltura differenti per i Paesi in Via di Sviluppo e per quelli Industrializzati:

- Paesi In Via di Sviluppo:
 - sviluppo economico rurale, opportunità alternative di impiego
 - migliori livelli nutrizionali per le popolazioni di zone rurali
 - aumento delle entrate legate alle esportazioni
 - interesse da parte di investimenti stranieri

- riuso di scarichi domestici e dell'agricoltura
- sistemi integrati agricoltura-acquacoltura
- aumento degli approvvigionamenti di cibo di specie locali per l'auto-consumo
- Paesi industrializzati:
 - sviluppo economico rurale, in sostituzione di impieghi in agricoltura
 - diversificazione dell'offerta di prodotti ittici
 - sostituzione dell'importazione
 - riequilibrio della bilancia del commercio ittico
 - uso di sistemi di allevamento a circuito chiuso e con riuso delle acque
 - sviluppo di programmi che assicurino la qualità dei prodotti
 - valorizzazione della pesca a scopo ricreativo
 - valorizzazione della pesca a scopo commerciale

2.3.4 Un modello di pesca responsabile

I problemi della pesca, sia sul piano biologico, sia su quello economico, hanno occupato il pensiero di studiosi, di amministratori e di politici da oltre un secolo, con una forte accelerazione avviata dopo la seconda guerra mondiale, con lo sviluppo di teorie bio-economiche e con scelte che hanno avuto l'effetto di regolazione parziale delle attività dei pescatori.

È ormai noto che la rinnovabilità delle risorse biologiche dipende anche dal livello di consumo che se ne fa, nello spazio e nel tempo. È anche noto che il prelievo può essere regolato da una serie di fattori che vanno dalla capacità di accesso alle risorse stesse, all'energia impiegata, nonché dalla capacità del mercato di assorbire e valorizzare i prodotti della pesca.

L'azione amministrativa della pesca è stata storicamente finalizzata a regolare il prelievo, attraverso leggi e licenze, al fine di garantire la sopravvivenza economica delle imprese e la difesa simultanea delle risorse di interesse economico.

Alcune delle ragioni principali ed i punti di partenza che dovrebbero essere considerati, anche al fine di ricercare gli strumenti appropriati per indirizzare la pesca verso modelli sostenibili sul piano ecologico ed economico, sono riportate di seguito:

- lo sfruttamento delle risorse biologiche deve essere attuato in modo sostenibile, tale da garantirne la disponibilità alle future generazioni.
- sta crescendo la consapevolezza per il valore strategico, nutrizionale e salutistico degli alimenti di origine acquatica, se prodotti in ambienti non contaminati, e se allevati utilizzando alimenti artificiali appropriati ad esaltare le specificità biochimiche delle produzioni acquatiche utili alla salute umana.
- lo stato delle risorse non consente di aumentare lo sforzo di pesca, al contrario è necessario attuare strategie di riposo biologico, o di riduzione dei mezzi impiegati nella cattura, anche se possono esistere casi non del tutto riconducibili ai principi sopra esposti. Questo porta ad una regolazione dell'attività di pesca che richiede interventi armonizzati tra conservazione naturale e difesa delle attività economiche e dell'occupazione. Questo aspetto, se non regolato, porta anche ad aspri conflitti tra le parti, e non necessariamente alla conservazione delle risorse.
- la biodiversità assume valore intrinseco, a livello ecologico, genetico, sociale, economico, scientifico, educativo, culturale, ricreativo ed estetico. Non sono più le sole specie di interesse economico oggetto esclusivo di valorizzazione. Gli Stati dovranno considerare la salvaguardia degli interi ecosistemi.
- la crescita delle organizzazioni di categoria ha portato gli operatori della pesca a giocare un ruolo attivo, con una crescente partecipazione e capacità propositiva per modelli di uso innovativo delle risorse, e con l'arricchimento di servizi nell'ambito del sistema pesca. La volontà di partecipazione attiva alla politica sulle aree marine protette ne è un esempio.

- la ricerca scientifica ed economica finalizzata alle produzioni biologiche acquatiche ha assunto un crescente carattere interdisciplinare, acquisendo capacità di elaborazione in materia di sistemi, che si è sommata progressivamente al potenziale conoscitivo di carattere tecnologico e scientifico classico.
- il mondo ambientalistico, pur perseguendo la politica di denuncia e di allarme sullo stato di alcune risorse a rischio, pur denunciando le pesche illegali, sta assumendo posizioni più attente ai problemi degli occupati in attività economiche connesse con l'uso delle risorse rinnovabili.
- cresce, anche all'esterno del sistema pesca, la percezione del ruolo dell'inquinamento e dello stato di degrado complessivo delle coste sulla salute delle risorse biologiche viventi. L'attenzione non è più focalizzata solo sugli impatti della pesca, che comunque vanno minimizzati. Si considera con attenzione il ruolo dell'impatto delle attività antropiche lungo la fascia costiera, gli impatti dei trasporti, ecc. I pescatori sono comunque il bersaglio di ciò che succede in mare, proprio perché sono i più presenti.
- lo sviluppo dell'acquacoltura, che risulta essere uno dei sub-settori a più rapida crescita, dopo una fase di aspettative positive, sta evidenziando i suoi limiti, sia di mercato che ambientali. Nessuno mette in dubbio il ruolo strategico delle produzioni da allevamento di organismi acquatici, ma la necessità di promuovere modelli di acquacoltura responsabile, nelle logiche dello sviluppo sostenibile, risultano prioritarie per restituire competitività, sia attraverso una migliore immagine, sia grazie a politiche di certificazione ed integrazione dell'acquacoltura nelle politiche territoriali finalizzate alla fascia costiera ed ai contesti rurali.

È necessario che pescatori ed allevatori abbiano un ruolo centrale nelle politiche ambientali, poiché gran parte dei risultati dipenderanno dalla loro presa di coscienza, oltre che dalla capacità dei consumatori di premiare la qualità in base a sistemi di etichettatura appropriati. Si tratta di portare al tavolo am-

bientale gli operatori, di conoscere la realtà che si deve governare, di predisporre regole, sanzioni e premi, che siano utili a tutti. Si tratta, in sintesi, di ricercare quella saldatura tra sviluppo ed ambiente che sembra in notevole ritardo e che comunque per il mondo della pesca, che dall'ambiente dipende, risulta essere un'istanza improrogabile.

2.4 Gli effetti della maricoltura sull'ambiente

La maricoltura costituisce l'evoluzione dell'allevamento intensivo a terra grazie ad una migliore capacità nella minimizzazione dell'eventuale impatto ambientale. Essa inoltre costituisce una reale risposta alla necessità di alleviare la condizione deficitaria della bilancia alimentare italiana in materia di prodotti ittici.

Dal punto di vista ambientale gli allevamenti di piscicoltura, soprattutto per quanto riguarda quelli intensivi, possono dar luogo a immissioni nelle acque e sui fondali di cataboliti azotati, anidride carbonica, nutrienti, residui fecali e mangime non consumato che rischia di incrementare la trofia degli ecosistemi riceventi e gli eventi anossici sui fondali marini che possono portare ad una profonda alterazione delle comunità bentoniche. Inoltre bisogna considerare l'immissione nelle acque di residui di antibiotici e disinfettanti somministrati ai pesci allevati per evitare lo sviluppo di infezioni o patologie.

2.4.1 Variazioni nella qualità delle acque

Le variazioni a carico della colonna d'acqua sono fortemente correlate con la scelta del sito, con la densità di allevamento, con la qualità e quantità di alimento fornito e con la tecnologia di alimentazione utilizzata. La letteratura riporta come modesti gli effetti dell'attività di allevamento sulla colonna d'acqua e, se essi sono segnalati, sono riferibili alle immediate vicinanze dell'allevamento. Si può affermare che difficilmente l'allevamento in mare causa eutrofizzazione su larga scala, sebbene non possa essere esclusa una eutrofizzazione localizzata in aree con scarso ricambio d'acqua.

2.4.2 Variazioni nel sedimento e nelle comunità bentoniche

E' ormai generalmente riconosciuto che gli effetti di un allevamento in mare sono visibili e riscontrabili soprattutto nel sedimento. Difficile è invece trovare unicità di informazioni circa l'estensione dell'area dove avviene la deposizione del materiale fuoriuscito dalla gabbia.

I risultati riportati negli studi condotti nell'area mediterranea, considerano modesto l'impatto della maricoltura sull'ambiente con effetti che non si estendono sul sedimento ad oltre 20 – 50 metri dall'allevamento.

La rilevanza degli effetti dipende dalle specie allevate, dal cibo fornito, dalla gestione dell'allevamento, dalle correnti e dalla profondità del sito di allevamento. Forti input di materiale organico sul sedimento aumentano la domanda di ossigeno nel sedimento utilizzato in processi di degradazione con conseguente diminuzione della biodiversità delle specie macrobentoniche con la scomparsa delle specie intolleranti alle basse concentrazioni di ossigeno.

Si passa quindi da una situazione di normalità con respirazione aerobica e processi di nitrificazione, ad una ipossica con processi di denitrificazione che determinano un aumento della biomassa di poche specie opportunistiche. Infine si arriva ad una situazione anossica caratterizzata da processi di solfato riduzione (con formazione di idrogeno solforato) che provocano effetti sulla macrofauna bentonica.

Una comunità bentonica soggetta ad un incremento del carico della sostanza organica evidenzierà delle modificazioni spaziali e temporali che possono essere brevemente così riassunte:

- diminuzione della ricchezza specifica e incremento del numero totale di individui come risultato della presenza di poche specie opportuniste;
- una diminuzione della taglia media delle specie e degli individui;
- la diminuzione dello spessore di sedimento occupato dall'infauna;
- cambiamento delle dominanze relative dei gruppi trofici a cui fanno riferimento i taxa bentonici.

L'analisi simultanea di questi effetti su acqua e sedimento, raggiunge grande complessità e costituisce un limite rispetto alla necessità di ottenere risposte di fattibilità sia in fase progettuale che in fase di successivo monitoraggio.

Capitolo 3

Oceanografia costiera

3.1 Introduzione

Un corpo materiale viene assimilato ad una regione continua R dello spazio fisico, definita da una superficie chiusa δR di forma e posizione variabili nel tempo, ossia è assimilabile ad un *continuo materiale*; questo è giustificato dal fatto che pur essendo la materia costituita da spazi vuoti, le più piccole scale spaziali utilizzate negli studi di interesse oceanografico sono di gran lunga più grandi rispetto alle scale molecolari.

Un corpo rigido è un sistema materiale continuo indeformabile: la distanza relativa tra due punti costituenti il corpo non varia mai. Un corpo per cui ciò non accade è detto *deformabile*. In particolare, i diversi comportamenti di un corpo deformabile possono essere schematizzati in relazione alle diverse reazioni che il corpo assume una volta soggetto in condizioni statiche, a uno sforzo di taglio applicato alla sua superficie e alla conseguente deformazione. In quest'ottica un *fluido* è un corpo deformabile per cui vale la seguente relazione:

$$\frac{dh}{dt} = g(S(t))$$

essendo h la deformazione del corpo e $S(t)$ lo sforzo di taglio. La velocità di deformazione per i fluidi è quindi determinata dallo sforzo applicato.

La descrizione Lagrangiana

Il moto di un fluido è detto *flusso* ed è descritto dall'insieme dei moti di tutti i punti che lo costituiscono. Formalmente è descritto da una funzione

$$\Xi_t : \mathfrak{R} \longrightarrow \mathcal{S}$$

che a ogni punto del continuo $\mathbf{r}_0 \in \mathfrak{R}$ associa la posizione nello spazio fisico $\mathbf{r}_t \in \mathcal{S}$ assunta al tempo t

$$\mathbf{r}_t = \Xi(\mathbf{r}_0, t)$$

La velocità e l'accelerazione del fluido sono descritti rispettivamente dalle distribuzioni:

$$\mathbf{V}(\mathbf{r}_0, t) = \frac{d[\Xi(\mathbf{r}_0, t)]}{dt}$$

$$\mathbf{A}(\mathbf{r}_0, t) = \frac{d^2[\Xi(\mathbf{r}_0, t)]}{dt^2}$$

La descrizione di un flusso attraverso queste equazioni, detta *Lagrangiana*, consiste nel fissare un sistema di riferimento inerziale con il moto descrivendo il movimento delle singole particelle di fluido in questo sistema di riferimento. Tale approccio risulta concettualmente facile, ma risulta complicata la risoluzione delle equazioni differenziali associate perchè gli oggetti coinvolti nella descrizione $\mathbf{V}(\mathbf{r}_0, t)$ e $\mathbf{A}(\mathbf{r}_0, t)$ non sono campi vettoriali. Ciò dipende dal fatto che i vettori componenti la distribuzione vettoriale dipendono dal punto iniziale \mathbf{r}_0 e quindi non esclusivamente dal loro punto di applicazione \mathbf{r}_t .

La descrizione Euleriana

La difficoltà di risoluzione delle equazioni differenziali appena menzionate è superata dalla descrizione *Euleriana*. Essa consiste nel considerare veri e propri campi di velocità e di accelerazione per il fluido nello spazio fisico \mathcal{S} definiti da

$$\mathbf{v}(\mathbf{r}_t, t) = \mathbf{V}(\Xi^{-1}(\mathbf{r}_t), t) \quad (3.1)$$

$$\mathbf{a}(\mathbf{r}_t, t) = \mathbf{A}(\Xi^{-1}(\mathbf{r}_t), t) \quad (3.2)$$

dove $\mathbf{r}_0 = \Xi^{-1}(\mathbf{r}_t)$.

Questi campi sono definiti ad ogni istante ed in ogni punto della regione di spazio in cui il flusso ha luogo. Lo schema Euleriano non considera più il moto di ogni singola particella, ma prende in esame dei ‘punti di osservazione’. Insieme a quelli appena definiti si considerano campi quali:

$$\begin{aligned} T &= T(\mathbf{r}_t, t) && \text{temperatura} \\ S &= S(\mathbf{r}_t, t) && \text{salinità} \\ \rho &= \rho(\mathbf{r}_t, t) && \text{densità} \end{aligned}$$

dove \mathbf{r}_t è la posizione del punto di osservazione e t è l'istante in cui si effettua l'osservazione.

La derivata Lagrangiana

L'operatore di derivazione Lagrangiana

$$\frac{d}{dt} = \frac{\partial}{\partial t} + \mathbf{v} \cdot \nabla \quad (3.3)$$

applicato ad una qualsiasi quantità associata ad una particella fluida lega la descrizione Lagrangiana a quella Euleriana. Essa consegue dalla derivazione della 3.2. Data una generica quantità $g(\mathbf{r}_t, t)$ si ha:

$$\frac{dg}{dt} = \frac{\partial g}{\partial t} + \mathbf{v} \cdot \nabla g$$

La derivata a primo membro, chiamata *derivata Lagrangiana* è la derivata temporale della grandezza g , calcolata lungo il flusso. A sinistra compare la variabilità temporale del campo $g(\mathbf{r}_t, t)$ in ogni punto fissato e la variabilità spaziale di $g(\mathbf{r}_t, t)$ ad ogni istante fissato. Il termine $\mathbf{v} \cdot \nabla$ è detto *termine advettivo* e tiene conto della variazione della grandezza in questione dovuta al flusso. A tale termine sono dovute le maggiori difficoltà di calcolo nei problemi fluidodinamici a causa della sua non linearità.

3.2 Equazioni fondamentali

Lo studio generale dei flussi oceanografici utilizza le seguenti equazioni:

$$\frac{d\rho}{dt} + \rho \nabla \cdot \mathbf{v} = 0 \quad (3.4)$$

$$\frac{d\mathbf{v}}{dt} = -\frac{\nabla p}{\rho} + \frac{1}{\rho} \nabla \cdot \mathbf{T} + \frac{1}{\rho} \nabla \cdot \mathbf{R} - \nabla \Phi - \nabla \Phi_m + 2\boldsymbol{\Omega} \wedge \mathbf{v} \quad (3.5)$$

$$\frac{dT}{dt} = k_T \nabla^2 T + \frac{Q}{\rho c_\alpha} \quad (3.6)$$

$$\frac{dS}{dt} = k_S \nabla^2 T + \frac{\Sigma}{\rho} \quad (3.7)$$

$$\alpha = \alpha(T, \rho, S) \quad (3.8)$$

dove vale la 3.3. Di seguito esaminano brevemente il significato fisico di ciascuna equazione fondamentale.

3.2.1 Equazione di continuità

La legge di conservazione della massa stabilisce che, in assenza di sorgenti e pozzi ($q_m = 0$), la massa che entra in una certa porzione di spazio deve essere pari a quella che ne esce. Formalmente si richiede che la derivata della massa trasportata nello spazio si annulli, ossia:

$$\frac{d\mathcal{M}(\mathcal{U}, t)}{dt} = \frac{d}{dt} \int_{\mathcal{U}_t} \rho(\mathbf{r}, t) dv$$

per ogni $\mathcal{U} \subset \mathfrak{R}$, $\mathbf{r} \in \mathcal{S}$ e t istante temporale, dove \mathcal{U} è una data porzione di continuo all'istante iniziale e \mathcal{U}_t è l'immagine di \mathcal{U} mediante Ξ a tempo t e in cui ρ è la densità di massa del fluido.

Localmente questo principio è equivalente all'*equazione di continuità*:

$$\frac{\partial \rho}{\partial t} + \nabla \cdot (\rho \mathbf{v}) = 0 \quad (3.9)$$

dove $\mathbf{v} = (u, v, w)$ è il campo di velocità.

In genere i liquidi si considerano *incompressibili*. Tale considerazione pur trattandosi di una semplificazione concettuale, si adatta a molte circostanze pratiche, in particolare all'acqua di mare che rientra in questa schematizzazione per una vasta categoria di fenomeni. Nel caso di fluidi incompressibili per i quali durante il moto la densità di ciascuna particella non vari la 3.9 si semplifica in:

$$\nabla \cdot \mathbf{v} = 0 \quad (3.10)$$

3.2.2 Equazione del moto

L'equazione del moto scritta nella sua forma generale, tiene conto dei seguenti fenomeni:

- gradiente di pressione p
- attrito molecolare (\mathcal{T} è il tensore degli sforzi viscosi)
- attrito turbolento (\mathcal{R} è il tensore di Reynolds)
- attrazione gravitazionale terrestre, con il geopotenziale Φ
- attrazione gravitazionale luni-solare, con il potenziale di marea Φ_m
- rotazione terrestre con velocità angolare Ω

Il termine di attrito viscoso $\frac{1}{\rho} \nabla \cdot \mathcal{T}$, in cui \mathcal{T} è il tensore degli sforzi viscosi, per i fluidi *newtoniani* può essere scritto nella forma $v \nabla^2 \mathbf{v}$ in cui $v = \frac{\mu}{\rho}$ con μ coefficiente di viscosità dinamica, è detto *coefficiente di viscosità cinematica* del fluido. Il termine di attrito viscoso rende conto della diffusione molecolare.

Il tensore \mathcal{R} è detto di Reynolds o degli sforzi turbolenti, di struttura simile al precedente tensore \mathcal{T} , descrive invece la diffusione del momento dovuta a componenti turbolente del campo di velocità. La sua determinazione presenta difficoltà teoriche non ancora risolte; tuttavia esso viene per semplicità trattato

in modo analogo al tensore \mathcal{T} . È espresso in modo semplificato nella forma $v_t \nabla^2 \mathbf{v}$, in cui v_t è detto *coefficiente di viscosità turbolenta* del fluido, e ha il significato di coefficiente di diffusione turbolenta.

Solitamente v_t è superiore di diversi ordini di grandezza rispetto a ν , da 10 fino a 10^{12} volte, e viene pertanto trascurato o inglobato in esso. Inoltre a seconda delle scale di moto considerate, il coefficiente v_t , deve essere separato in una componente orizzontale ed una verticale, quindi il termine di attrito turbolento nell'equazione del moto diventa:

$$v_t \nabla^2 \mathbf{v} = A_H \nabla_H^2 \mathbf{v} + A_V \frac{\partial^2 \mathbf{v}}{\partial z^2}$$

in cui i due coefficienti A_H e A_V possono differire di diversi ordini di grandezza. Nel caso in cui il moto orizzontale si sviluppi su scale assai maggiori di quello verticale, risulta $A_H \gg A_V$.

In mare, il coefficiente verticale A_V varia da 10^{-5} a $10^{-1} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$, mentre quello orizzontale A_H è compreso tra 10 a $10^6 \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$. Anche lo spessore che si assegna allo strato turbolento dipende dalle scale di flusso, e spesso esso viene considerato così esteso da includere tutta la regione occupata dal fluido.

L'attrazione dovuta alla massa terrestre in rotazione viene compresa nell'equazione del moto con il geopotenziale Φ . Esso corrisponde alla somma del potenziale gravitazionale terrestre e del potenziale centrifugo dovuto alla rotazione della Terra stessa. Il geopotenziale è rappresentato nell'equazione del moto dal suo gradiente, l'accelerazione di gravità

$$\mathbf{g}(x, y, z) = -\nabla \Phi$$

Se la porzione di superficie terrestre interessata si può considerare un piano, l'unica direzione in cui \mathbf{g} varia in modo rilevante è quella verticale; si ha perciò

$$\Phi = \int_0^h g(z) dz \quad \text{ovvero} \quad \frac{\partial \Phi}{\partial z} = \mathbf{g}$$

Il potenziale di marea Φ_m comprende gli effetti dinamici legati ai moti dei vari corpi celesti, tra cui Luna e Sole sono i più importanti, rispetto alla Terra. Comunque nello studio dei moti oceanografici quelli di marea sono spesso omessi, in quanto caratterizzati da frequenze ben precise, facilmente identificabili, per cui è facile sottrarre la marea dai rimanenti moti per potersi concentrare sugli altri fenomeni.

Il termine $-2\boldsymbol{\Omega} \wedge \mathbf{v}$ può essere semplificato, se si considerano come di solito avviene per ragioni di analisi di scala, flussi “quasi orizzontali”. Quindi tenendo conto localmente della sola componente verticale della rotazione terrestre si ottiene:

$$-2\boldsymbol{\Omega} \wedge \mathbf{v} \cong -2\boldsymbol{\Omega} \sin \phi \mathbf{k} \wedge \mathbf{v} = -f\mathbf{k} \wedge \mathbf{v}$$

in cui $f = 2\boldsymbol{\Omega} \sin \phi$ è detto *parametro di Coriolis*. Il vettore $-f\mathbf{k} \wedge \mathbf{v}$ giace sul piano orizzontale ed è ruotato di 90° rispetto a \mathbf{v} ; nel nostro emisfero l’accelerazione di Coriolis tende a deviare i corpi in movimento verso destra, senza variarne l’energia cinetica.

Oltre all’azione statica della pressione atmosferica è necessario considerare l’azione dinamica dell’atmosfera sul mare. A causa del carattere turbolento del moto di entrambi i mezzi, accoppiati attraverso una superficie con andamento assai irregolare come quella libera del mare, si ricorre ad espressioni di natura empirica per descrivere gli aspetti più importanti. La dipendenza della velocità media dello strato atmosferico superficiale dalla quota z è espressa nell’andamento logaritmico

$$\bar{v} = \frac{v_*}{k} \log \frac{z}{z_0}$$

dove v_* è una costante detta *velocità di attrito*, k è la *costante di Von Karman* e z_0 la quota alla quale la velocità si annulla. La relazione che intercorre tra il modulo dello sforzo dovuto al vento sulla superficie marina τ_{wf} e la velocità

del vento ad una quota convenzionale di 10 m sul livello medio mare, è di tipo quadratico:

$$\tau_{wf} = \rho_a C_D V_{10}^2$$

indicando con ρ_a la densità dell'aria e con C_D un *coefficiente di trascinamento* adimensionale.

Per lo studio di campi di corrente in una zona costiera è necessario tenere conto anche dell'attrito sul fondo. In canali aperti con flusso uniforme, l'equazione di *Chézy*

$$\bar{v} = C\sqrt{hS}$$

mette in relazione la velocità media nella colonna d'acqua \bar{v} con la profondità dell'acqua h e la pendenza del canale S , attraverso il *coefficiente di Chézy* C . Per flussi turbolenti, si assume che la distribuzione della velocità con la quota sia logaritmica:

$$\frac{(v - \bar{v}) C}{\bar{v} \sqrt{8g}} = 2 \log \frac{z}{h} + 0.88$$

L'equazione di Manning, che pur essendo una formula empirica, sembra meglio soddisfare i dati sperimentali, propone

$$\bar{v} = MR^{\frac{2}{3}} S^{\frac{1}{2}}$$

perciò, paragonando le due equazioni, si trova la relazione che lega il *coefficiente di Manning* con quello di Chézy:

$$C = Mh^{\frac{1}{6}}$$

Il modulo dello sforzo prodotto dall'attrito sul fondo può allora essere espresso da

$$\tau_{bf} = \frac{gv^2}{C^2}$$

In conclusione si può riscrivere l'equazione del moto nella forma

$$\frac{d\mathbf{v}}{dt} = -\frac{\nabla p}{\rho} + A_H \nabla_H^2 \mathbf{v} + A_V \frac{\partial^2 \mathbf{v}}{\partial z^2} + \mathbf{g} + \tau_{wf} \times \hat{\mathbf{v}} + \tau_{bf} \times \hat{\mathbf{v}} - f \mathbf{k} \wedge \mathbf{v} \quad (3.11)$$

3.2.3 Equazione idrostatica

In condizioni di quiete l'equazione 3.11 diventa l' *equazione idrostatica*:

$$\frac{\partial p}{\partial z} = -\rho g \quad (3.12)$$

Essa permette, noto l'andamento verticale della densità, di calcolare il corrispondente andamento della pressione:

$$p = - \int_0^z g \rho(z) dz + p_0$$

dove p_0 è la pressione ad un livello arbitrario $z = 0$; in genere in oceanografia si assume tale livello come la superficie libera del mare, quindi p_0 diventa la pressione atmosferica.

Quando un fluido è in equilibrio, le superfici geopotenziali di densità e pressione costanti coincidono; questa condizione implica che la densità del fluido sia una funzione della sola pressione

$$\rho = \rho(p)$$

Se questa condizione è verificata, almeno approssimativamente anche se il fluido è in moto, allora si parla di flusso *barotropico*. La più semplice rappresentazione dell'oceano è quella di un fluido omogeneo di densità costante; in questo caso la 3.12 può essere integrata ottenendo un profilo di pressione lineare

$$p = p_0 - \rho g z \quad (3.13)$$

In generale la densità dell'acqua marina dipende da una terna di variabili di stato indipendenti tra cui si possono scegliere la pressione p , l'entropia η e la salinità s . In una approssimazione migliore della precedente possiamo quindi assumere che se la scala temporale del fenomeno considerato garantisce il completamento degli scambi diffusivi di calore e salinità, se densità di entropia e

le salinità possono essere ritenuti costanti su tutto il fluido, allora la densità di massa dipende solo dal valore della pressione e si può scrivere:

$$\frac{\partial p}{\partial z} = \left(\frac{\partial p}{\partial \rho} \right)_{\eta_s} \frac{\partial \rho}{\partial z} \quad \text{o anche} \quad \frac{\partial p}{\partial z} = c_s^2 \frac{\partial \rho}{\partial z}$$

dove c_s rappresenta la velocità del suono nell'acqua. Supponendo c_s costante, si ottiene

$$-\rho g = c_s^2 \frac{\partial \rho}{\partial z} \quad \Rightarrow \quad \rho = \rho_0 e^{-\left(\frac{g}{c_s^2}\right)z}$$

dove ρ_0 è la densità superficiale. Essendo però:

$$H = \frac{c_s^2}{g} \approx 10^4 \div 10^5 m$$

la variazione percentuale di densità tra la superficie e il fondo risulta inferiore ai valori reali riscontrati su cui influiscono altri fattori come la stratificazione superficiale.

3.2.4 Equazione del calore

L'equazione del calore nella forma:

$$\frac{dT}{dt} = k_T \nabla^2 T + \frac{Q}{\rho c_\alpha}$$

viene ottenuta dall'equazione termodinamica nel caso di una trasformazione a volume costante, trascurando le possibili variazioni del calore specifico a volume costante c_α , ed assumendo che la variazione di energia interna di una particella sia attribuibile:

- ad eventuali sorgenti interne di calore Q
- al flusso di calore \mathbf{X}_t proporzionale al gradiente di temperatura attraverso il *coefficiente di conducibilità termica* $-k_T$ cioè $\mathbf{X}_t = -k_T \nabla T$

La costante $K_T = \frac{k_T}{\rho c_\alpha}$ viene detta *diffusività termica molecolare*. Nel caso di trasformazioni a pressione costante, si possono ottenere formule analoghe con c_p al posto di c_α .

3.2.5 Equazione della salinità

La salinità viene definita come il rapporto tra la massa dei sali presenti in una certa quantità d'acqua e la massa d'acqua che li contiene; è un numero adimensionale espresso in parti per mille. Definita in questo modo risulta però difficile da misurare, infatti dal 1978 gli oceanografi hanno adottato la così detta *salinità pratica*: misura del contenuto dei sali all'interno di una massa d'acqua, attraverso la misura della conducibilità elettrica. Si ottiene una formula analoga all'equazione del calore (si considera una particella di acqua marina un sistema aperto al flusso di sale):

$$\frac{dS}{dt} = K_S \nabla_S^2 + \frac{\Sigma}{\rho}$$

in cui Σ rappresenta una eventuale sorgente di salinità e $K_S = \frac{k_S}{\rho}$ il coefficiente di diffusione molecolare. Sia nell'equazione del calore che in quella della salinità, come già visto per quella del moto, qualora i flussi diventino turbolenti, i coefficienti di diffusione molecolare vengono sostituiti o inglobati in quelli empirici di diffusione turbolenta.

3.2.6 Equazione di stato dell'acqua marina

Nell'equazione di stato la densità ρ , o equivalentemente il suo reciproco il volume specifico α , dipende dalla pressione, dalla temperatura e dalla salinità:

$$\alpha = \alpha(p, T, S) \quad (3.14)$$

La scelta di queste come variabili indipendenti è puramente convenzionale. L'equazione di stato dell'acqua marina risulta essere una formula empirica molto complicata per cui spesso si utilizza il diagramma temperatura-salinità (T-S) alla pressione atmosferica, figura 3.1.

Nell'ipotesi che nei processi considerati la deviazione di pressione, temperatura e salinità rispetto ad un certo stato di base siano contenute, si può sviluppare la funzione α in serie di Taylor e considerare soli i termini lineari. Differenziando

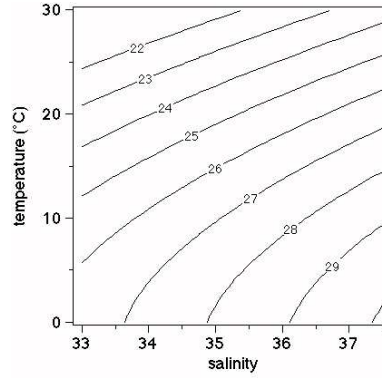


Figura 3.1: Diagramma Temperatura Salinità per l'acqua marina: i valori di densità sono espressi in termini di σ_t ; per l'acqua di mare si hanno in natura valori di salinità compresi tra 33 e 39 psu e temperatura fino a $15^\circ C$ come mostrato.

l'equazione 3.14 si ottiene:

$$d\alpha = \left(\frac{\partial \alpha}{\partial p} \right)_{TS} dp + \left(\frac{\partial \alpha}{\partial T} \right)_{pS} dT + \left(\frac{\partial \alpha}{\partial S} \right)_{Tp} dS$$

$$\frac{d\alpha}{\alpha} = \alpha_p dp + \alpha_T dT + \alpha_S dS$$

in cui i coefficienti :

$$\alpha_p = \frac{1}{\alpha} \left(\frac{\partial \alpha}{\partial p} \right)_{TS} \quad \alpha_T = \frac{1}{\alpha} \left(\frac{\partial \alpha}{\partial T} \right)_{pS} \quad \alpha_S = \frac{1}{\alpha} \left(\frac{\partial \alpha}{\partial S} \right)_{Tp}$$

vengono chiamati rispettivamente coefficienti di *compressibilità isoterma*, *espansione termica* e *contrazione salina*.

3.3 L'approssimazione in acqua bassa per fluidi omogenei

La condizione di equilibrio idrostatico 3.12 permette di collegare il valore della pressione ad una certa profondità con il valore dell'elevazione della superficie libera del fluido. Se $\xi(x, y, t)$ è la superficie libera, la pressione ad una certa quota $z < \xi$ può essere calcolata riscrivendo la 3.13 nella forma

$$p = p_a - \rho g(\xi - z)$$

dove p_a è la pressione atmosferica e assumendo che rimanga costante, si ottiene

$$\nabla_H p = \rho g \nabla_H \xi + \nabla_H p_a \cong \rho g \nabla_H \xi$$

Quindi il gradiente di pressione orizzontale dipende solo dalla forma della superficie marina. Inoltre visto che $\xi(x, y, t)$ non dipende dalla coordinata verticale, allora anche il moto dovrà essere indipendente dalla profondità. Considerando anche la componente della forza di Coriolis che dipende dalla sola componente verticale del vettore di rotazione Ω , le equazioni della componente orizzontale del moto diventano:

$$\begin{aligned} \frac{\partial \mathbf{v}_H}{\partial t} + \mathbf{v}_H \cdot \nabla_H \mathbf{v}_H &= -g \nabla_H \xi + A_H \nabla_H^2 \mathbf{v}_H + A_V \frac{\partial^2 \mathbf{v}_H}{\partial z^2} \\ &+ \tau_{wf} \times \hat{\mathbf{v}}_H + \tau_{bf} \times \hat{\mathbf{v}}_H - f \mathbf{k} \times \mathbf{v}_H \end{aligned} \quad (3.15)$$

Nelle due equazioni della componente orizzontale, le incognite sono tre: u, v, ξ . Quindi per la chiusura del sistema si utilizza l'equazione di continuità 3.9, riscritta nelle attuali condizioni, con le medesime variabili. Integrando l'espressione

$$\nabla \cdot \mathbf{v} = \nabla_H \cdot \mathbf{v}_H + \frac{\partial \omega}{\partial z} = 0$$

tra il fondo $z = -h$ e la superficie libera $z = \xi$, si ottiene

$$(h + \xi) \nabla_H \mathbf{v}_H + \omega_{z-\xi} - \omega_{z-h} = 0$$

Una particella posta sulla superficie libera deve rimanere su di essa durante il moto, per cui

$$\omega_{z-\xi} = \frac{d\xi}{dt}$$

analogamente per una particella a contatto con il fondo, per cui

$$\omega_{z-h} = \frac{dh}{dt}$$

quindi

$$\frac{d}{dt}(h + \xi) + (h + \xi)\nabla_H \cdot \mathbf{v}_H = 0$$

Tale equazione, escludendo che il fondo vari nel tempo, può essere anche posta nella forma

$$\frac{\partial \xi}{\partial t} + \nabla \cdot (h + \xi)\mathbf{v}_H = 0 \quad (3.16)$$

L'insieme della 3.15 e della 3.16 costituisce la così detta *approssimazione in acqua bassa*, costituita da un sistema chiuso di tre equazioni nelle tre incognite u, v, ξ . Tale approssimazione è valida nelle stesse ipotesi di validità dell'equazione idrostatica, cioè quando la profondità dell'acqua è molto bassa rispetto alle scale orizzontali di moto che si intende studiare.

3.4 I processi di trasporto

Il termine *dispersione* viene generalmente utilizzato per riferirsi al processo che porta una determinata sostanza immessa in un fluido a distribuirsi in esso. Mentre l'*avvezione* rappresenta il trasporto per mezzo di correnti medie deterministiche, la dispersione dipende sia da processi casuali, *diffusione*, sia dall'effetto dei gradienti di velocità, *shear*. Nel 1855 Fick e poi nel 1921 Taylor tentarono di parametrizzare i flussi di massa dei soluti provocati dai moti molecolari e turbolenti, assumendo che i flussi siano proporzionali ai gradienti di concentrazione. Le costanti di proporzionalità furono chiamate coefficienti di diffusione molecolare e turbolenta.

In seguito Taylor estese questa approssimazione anche ai flussi di shear, rappresentando l'effetto combinato dell'avvezione differenziale e della diffusione attraverso i così detti coefficienti di dispersione.

Con il termine *diffusione* si indica il processo che avviene quando una sostanza immessa in un fluido si distribuisce in tutto il mezzo. Lo stesso processo avviene anche nell'ambito di un medesimo fluido per le proprietà come la densità o la salinità, qualora la loro distribuzione sia inizialmente non uniforme. In generale in tali processi si trasferisce da un punto all'altro dello spazio materia, energia cinetica e quantità di moto: i tre processi hanno caratteristiche simili e sono tra loro strettamente connessi.

I processi diffusivi sono riconducibili al così detto moto *Browniano*; esso è osservabile per una particella solida di piccole dimensioni immessa in un fluido che percorre al passare del tempo una traiettoria non derivabile e casuale, che la porta probabilisticamente sempre più lontano dalla posizione iniziale. Tale moto può essere spiegato in base alla teoria molecolare della struttura della materia come il risultato degli urti della particella con le molecole di fluido incontrate lungo il percorso, in continuo movimento dovuto all'agitazione termica.

I teoremi di conservazione

La legge di conservazione di una generica quantità di densità φ è del tipo

$$\frac{\partial \varphi}{\partial t} + \nabla \cdot (\varphi \mathbf{v}) = 0$$

Un caso particolare di legge di conservazione è la legge di continuità 3.9, in cui la quantità che si conserva è la densità ρ .

Una forma più generale per la legge di conservazione:

$$\frac{\partial \varphi}{\partial t} + \nabla \cdot (\varphi \mathbf{v}) - \nabla \cdot \mathbf{X} = \varsigma \quad (3.17)$$

in cui si tiene conto dell'eventuale presenza di sorgenti e pozzi della quantità φ ,

rappresentati dal termine aggiuntivo $\gamma = \varsigma - \nabla \cdot \mathbf{X}$.

Riscrivendo la legge di conservazione 3.17 in forma integrale:

$$\frac{d}{dt} \int_{\nu} \varphi dV + \oint_S \varphi \mathbf{v} \cdot d\mathbf{S} + \oint_S \mathbf{X} \cdot d\mathbf{S} = \int_{\nu} \varsigma dV$$

si evidenzia che la variazione della proprietà φ nel volume ν è dovuta alla somma di:

- un *termine di trasporto*, $\varphi \mathbf{v}$, il cui effetto è legato allo spostamento della materia che trascina con sé quella proprietà;
- un *termine di flusso*, che rappresenta gli effetti legati ad azioni di superficie, apporti o perdite della quantità in questione. Esso rappresenta quindi un fattore di riarrangiamento di quella proprietà all'interno del fluido.
- un *termine di generazione o dissipazione*, effetti di azioni di volume, dovuto al fattore ς che rappresenta effetti di crescita o diminuzione di φ dovuti ad agenti distribuiti nello spazio, che potrebbero essere complessivamente nulli; nella maggioranza dei casi comunque, la presenza di tale termine sta ad indicare che quella proprietà non è affatto conservata ed in ogni caso non è localmente conservata.

Conservazione di proprietà specifiche

La proprietà φ si può esprimere come il prodotto della densità ρ e di una proprietà specifica. Per esempio la densità di sale può essere espressa con

$$\varphi = \rho S$$

dove S è la salinità dell'acqua marina misurata in parti per mille.

Per il teorema del trasporto di una proprietà specifica

$$\frac{\partial (\rho S)}{\partial t} + \nabla \cdot (\rho S \mathbf{v}) = \rho \frac{dS}{dt}$$

la legge di conservazione 3.17 si riscrive:

$$\rho \frac{dS}{dt} + \nabla \cdot \mathbf{X} = \varsigma \quad (3.18)$$

L'equazione di diffusione

In generale si formula l'ipotesi che il flusso di una proprietà sia proporzionale in modulo e diretto inversamente, al gradiente della proprietà. Si pone:

$$\mathbf{X} = -k_S \nabla S$$

dove k_S è un'opportuna costante di proporzionalità. L'equazione di conservazione 3.18 diventa

$$\rho \frac{dS}{dt} = \nabla \cdot (k_S \nabla S) + \varsigma$$

In genere la variazione di k_S nello spazio è trascurabile, per cui:

$$\frac{dS}{dt} = \kappa_S \nabla^2 S + \frac{\varsigma}{\rho} \quad (3.19)$$

dove $\kappa_S = \frac{k_S}{\rho}$ è detto *coefficiente di diffusione molecolare* per la proprietà S .

Proprietà dei processi diffusivi

Al contrario di quanto avviene per i gas, la viscosità molecolare dei liquidi diminuisce con l'aumento della temperatura, perchè aumentando l'agitazione molecolare diminuisce l'intensità dei legami che tengono unite le molecole, rendendo più facile lo scorrimento dei diversi stati uno sull'altro; la viscosità molecolare è invece indipendente dalle variazioni di pressione.

I processi di diffusione molecolare avvengono su scale di tempo molto lunghe rispetto a quelle della maggior parte dei moti di cui ci si occupa in oceanografia, quindi si assume spesso che il primo termine dell'equazione di diffusione sia nullo. Tuttavia quando il moto è sostanzialmente assente, sono questi gli unici responsabili della distribuzione di una data proprietà nel fluido.

Si dimostra che in assenza di sorgenti o pozzi, la diffusione molecolare, coerentemente con il secondo principio della termodinamica, agisce sempre nel senso di ridurre i gradienti del campo, quindi tende a distribuirla uniformemente in tutto lo spazio occupato dal fluido.

Soluzioni caratteristiche dell'equazione di diffusione

In un fluido in quiete l'equazione della diffusione 3.19 diventa:

$$\frac{\partial S}{\partial t} = \kappa_S \nabla^2 S + \frac{\varsigma}{\rho}$$

Se $\varsigma = 0$, una possibile soluzione, e nello specifico quella corrispondente alla proprietà S inizialmente concentrata in un punto (l'origine), è data da:

$$\mathbf{G}(\mathbf{r}, t) = \frac{1}{(4\pi\kappa_S t)^{\frac{3}{2}}} e^{-\frac{\mathbf{r}^2}{4\pi\kappa_S t}}$$

dove $r^2 = x^2 + y^2 + z^2$. Questa soluzione rappresenta una gaussiana tridimensionale centrata nell'origine di varianza $\sigma = 2\kappa_S t$ cioè una concentrazione della proprietà S che si espande con velocità pari a $v = \sqrt{\frac{2\kappa_S}{t}}$. Il raggio della regione occupata dal fluido aumenta con la radice quadrata del tempo, mentre la velocità di espansione diminuisce con la stessa quantità; il processo comunque è molto lento visti i valori generalmente molto bassi dei coefficienti di diffusione molecolare. Inoltre questa soluzione omogenea tridimensionale, può essere scomposta nel prodotto di tre soluzioni unidimensionali:

$$\begin{aligned} \mathbf{G}(\mathbf{r}, t) &= \frac{1}{(4\pi\kappa_S t)^{\frac{3}{2}}} e^{-\frac{x^2}{4\pi\kappa_S t}} e^{-\frac{y^2}{4\pi\kappa_S t}} e^{-\frac{z^2}{4\pi\kappa_S t}} \\ &= \mathbf{G}_x \cdot \mathbf{G}_y \cdot \mathbf{G}_z \end{aligned}$$

ciascuna delle quali rappresenta la soluzione dell'equazione di diffusione unidimensionale

$$\frac{\partial S}{\partial t} = \kappa_S \frac{\partial^2 S}{\partial x_i^2}$$

in cui $x_i = x, y, z$ per $i = 1, 2, 3$.

La soluzione trovata permette di costruire soluzioni nel caso in cui $\varsigma \neq 0$ a partire da un certo istante iniziale oppure nel caso in cui si abbia una concentrazione iniziale S_0 :

$$S(\mathbf{r}, t) = \int_0^t \int_{\nu} \mathbf{G}(\mathbf{r} - \mathbf{r}', t - t') \frac{\varsigma(\mathbf{r}', t')}{\rho} d\mathbf{r}' dt' + \int_{\nu} \mathbf{G}(\mathbf{r} - \mathbf{r}', t) S_0(\mathbf{r}') d\mathbf{r}'$$

Quindi per seguire l'evoluzione della distribuzione di una certa quantità che si diffonde si può considerare la distribuzione inizialmente presente, o successivamente introdotta, come la somma di tante sorgenti puntiformi elementari, seguirne separatamente l'evoluzione, infine sommare tutti i vari contributi. Prevedere l'andamento qualitativo dei processi di diffusione, risulta pertanto relativamente semplice, fin tanto che non intervengano fenomeni avvertivi.

3.4.1 La turbolenza

Si verifica sperimentalmente che aumentando la velocità, un flusso *laminare*, costituito cioè dalla sovrapposizione di tante lamine o filamenti di fluido in moto uniforme gli uni rispetto agli altri, presenta per un certo valore critico, fluttuazioni intorno a un andamento medio; queste fluttuazioni sono irregolari e si formano anche dei vortici che aumentano con la velocità: il moto si dice allora *turbolento*.

La turbolenza è il risultato di un flusso instabile, ovvero un flusso in cui le perturbazioni infinitesime legate ai moti caotici a livello molecolare, tendono a crescere fino a raggiungere un'intensità paragonabile a quella del flusso di base.

Il passaggio da stabilità a instabilità è aleatorio; la velocità alla quale si manifestano fenomeni turbolenti è in genere più alta della velocità alla quale un flusso turbolento ritorna ad essere laminare. Inoltre vibrazioni, scabrosità delle superfici che circondano il fluido e alte irregolarità possono favorire la transizione allo stato turbolento.

Dal punto di vista matematico sono i termini avvevativi della derivata totale della velocità a essere responsabili dei fenomeni di instabilità.

Il numero di Reynolds

In un flusso con lunghezza e velocità tipiche L e V , assumendo che, in piena turbolenza:

- l'ordine di grandezza delle fluttuazioni di velocità non dipenda dalla direzione.
- le fluttuazioni di velocità intorno al valor medio siano dello stesso ordine di grandezza della velocità V .
- le fluttuazioni avvengano su scala spaziale pari a L .

Una stima approssimata dei termini non lineari e di quelli viscosi è rispettivamente:

$$\mathbf{v} \cdot \nabla u \rightarrow \frac{V^2}{L} \quad \nu \nabla^2 u \rightarrow \nu \frac{V}{L^2}$$

dove $\nu = \frac{\mu}{\rho}$ è il coefficiente di viscosità cinematica del fluido. Il rapporto tra questi termini è un numero puro, detto *numero di Reynolds*

$$Re = \frac{VL}{\nu}$$

A parità di altre condizioni il passaggio alla turbolenza avviene per lo stesso valore di Re ; in particolare non si ha turbolenza per $Re < 1000$.

Per la corrente del Golfo, che ha velocità tipica di 1 m s^{-1} ed una larghezza di circa 100 km , assumendo $\nu = 10^{-6} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$, il numero di Reynolds vale

$$Re = \frac{1 \times 10^5}{10^{-6}} = 10^{11}$$

Il moto non può che essere turbolento.

I processi stocastici

Quando un moto diventa turbolento è privo di senso voler descrivere la sua evoluzione in tutti i dettagli, sia perchè le fluttuazioni avvengono su molteplici scale spaziali e temporali, sia perchè tali fluttuazioni non sembrano possedere nessun tipo di regolarità. L'attenzione viene quindi spostata sulle proprietà del moto medio.

Le variabili in un flusso turbolento non sono deterministiche e devono essere trattate come variabili *stocastiche*.

La media temporale e la media d'insieme

Sia $\xi(\mathbf{r}, t)$ una qualsiasi variabile misurabile in un flusso turbolento, la media *temporale* è definita come

$$\bar{\xi}(\mathbf{r}, t) = \frac{1}{T} \int_{-\frac{T}{2}}^{\frac{T}{2}} \xi(\mathbf{r}, t + \tau) dt$$

dove T è un intervallo di tempo sufficientemente lungo da contenere un numero abbastanza alto di fluttuazioni che si intendono trascurare.

La media *spaziale* è espressa come

$$[\xi](\mathbf{r}, t) = \frac{1}{V} \int_{\nu} \xi(\mathbf{r} + \mathbf{r}', t) d^3 \mathbf{r}'$$

dove ν è una regione di spazio di volume V attorno al punto interessato contenente un elevato numero di fluttuazioni spaziali.

Se le caratteristiche medie del campo ξ variano con il tempo in modo irregolare non si può usare la media temporale poichè non si è in grado di specificare quanto grande deve essere l'intervallo di mediazione T . Se si considera un T molto grande non si ha una buona media locale, viceversa se lo si scegliesse troppo piccolo, si avrebbe un valore non rappresentativo. Si definisce allora una media basandosi su un grande numero di esperimenti o misurazioni condotte sotto identiche condizioni sperimentali: si avrà così una collezione di esperimenti e la media sulla collezione è detta *media d'insieme*. È definita come la media

in ogni istante di tempo e per ogni punto dello spazio tra i valori ottenuti nelle ripetizioni dello stesso esperimento condotte un numero indefinito di volte, ossia

$$\langle \xi(\mathbf{r}, t) \rangle = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N \xi^i(\mathbf{r}, t)$$

dove $\xi^i(\mathbf{r}, t)$ è la i -esima registrazione.

In un processo stazionario, l'*ipotesi di ergodicità* pone

$$\bar{\xi} = \langle \xi \rangle$$

Ciò permette di ricavare informazioni sulle medie di insieme da un singolo esperimento, attraverso opportune medie spaziali o temporali.

Per il fenomeno della diffusione turbolenta si assume che tale ipotesi sia valida. Nei moti turbolenti marini dove si ha la sovrapposizione di un po' tutte le scale temporali con ampiezza variabile con continuità, non si può definire in modo univoco l'intervallo di tempo T di mediazione temporale. Esso dipenderà da ciò che si intende far entrare o meno nel concetto di moto medio.

Fissato T a seconda del problema in esame, si può formulare l'ipotesi che si possa scomporre il moto nella somma di due componenti:

- il moto medio, lentamente variabile
- le fluttuazioni turbolente, rapidamente variabili.

Allora per una variabile ξ associata al campo di moto si può scrivere

$$\xi = \bar{\xi} + \xi'$$

Dalle precedenti definizioni si assume che per la componente media valga $\bar{\xi} = \langle \xi \rangle$, mentre per la componente casuale la media sia nulla, ovvero $\bar{\xi}' = 0$.

Le equazioni fondamentali mediate

Un flusso turbolento, come appena visto, soddisfa l'equazione del moto e non avendo senso descrivere la sua evoluzione in tutti i dettagli, si pone l'attenzione

sulle proprietà del moto medio. Si considerano perciò le equazioni ottenute sostituendo ad ogni variabile ξ la decomposizione di Reynolds in componente media e componente fluttuante e poi si mediano le equazioni.

L'equazione di continuità mediata

L'equazione di continuità nella forma non divergente, una volta decomposta, diventa

$$\nabla \cdot \mathbf{v} = 0$$

$$\nabla \cdot (\langle \mathbf{v} \rangle + \mathbf{v}') = \nabla \cdot \langle \mathbf{v} \rangle + \nabla \cdot \mathbf{v}' = 0$$

Quindi, mediata, si ottiene

$$\langle \nabla \cdot \langle \mathbf{v} \rangle \rangle + \langle \nabla \cdot \mathbf{v}' \rangle = \nabla \cdot \langle \mathbf{v} \rangle + \nabla \cdot \langle \mathbf{v}' \rangle = 0$$

Essendo $\langle \mathbf{v}' \rangle = 0$, rimane

$$\nabla \cdot \langle \mathbf{v} \rangle = 0 \quad (3.20)$$

che rappresenta l'equazione di continuità per il flusso medio. Inoltre si ottiene (sottraendo dall'equazione di continuità quella per il flusso medio) anche

$$\nabla \cdot \mathbf{v}' = 0$$

quindi sia la parte fluttuante che quella media del campo di velocità sono non divergenti.

Le equazioni del moto mediate

La stessa cosa vale per le equazioni del moto che vanno quindi decomposte e mediate. Dall'equazione del moto scritta nella forma semplificata

$$\frac{\partial \mathbf{v}}{\partial t} + \mathbf{v} \cdot \nabla \mathbf{v} = \mathbf{f}$$

dove le varie forze presenti tra cui il termine di pressione, di gravità, di Coriolis e di viscosità molecolare sono tutte inglobate nel generico termine \mathbf{f} , si ottiene per il flusso medio l'espressione

$$\frac{\partial}{\partial t} \langle \mathbf{v} \rangle + \langle \mathbf{v} \rangle \cdot \nabla \langle \mathbf{v} \rangle + \nabla \langle \mathbf{v}' \mathbf{v}' \rangle = \mathbf{f}$$

Il termine aggiuntivo rispetto all'equazione iniziale è il termine viscoso, e il tensore $\rho \langle \mathbf{v}' \mathbf{v}' \rangle$ è il tensore degli sforzi turbolenti o tensore di Reynolds, visto in precedenza. Si noti come il tensore di Reynolds derivi dal termine non lineare avvevativo e fornisca informazioni sul tasso di trasferimento di quantità di moto tra i vari strati di fluido attraverso le fluttuazioni turbolente. Bisogna rappresentare le fluttuazioni turbolente in funzione delle velocità medie per poter chiudere il sistema e una risposta soddisfacente si ottiene attraverso espressioni empiriche che hanno conferme sperimentali, anche se il problema della rappresentazione parametrica della turbolenza in funzione del moto medio non ha ancora trovato una risposta soddisfacente.

Si pone quindi il tensore di Reynolds, similmente a quello degli sforzi viscosi, proporzionale al gradiente di velocità media tramite i coefficienti di viscosità turbolenta che sono variabili con le coordinate spaziali poichè sono una proprietà del moto e non del mezzo come invece avviene per il coefficiente di viscosità cinematica molecolare $\nu = \frac{\mu}{\rho}$. Come detto, la viscosità molecolare viene solitamente trascurata o inglobata in quella turbolenta ottenendo l'equazione del moto medio nella forma dell'equazione 3.5.

$$\frac{\partial \mathbf{v}}{\partial t} + \mathbf{v} \cdot \nabla \mathbf{v} = -\frac{1}{\rho} \nabla p - g \mathbf{k} - 2\boldsymbol{\Omega} \wedge \mathbf{v} + \frac{1}{\rho} \nabla \cdot \mathbf{R} \quad (3.21)$$

dove sono stati omessi i simboli di media dato che si lavora sempre con quantità medie.

3.4.2 L'avvezione-dispersione

Per analizzare il trasporto di una generica quantità q bisogna considerare che possa trovarsi in un fluido in movimento e quindi considerare il processo avveztivo-dispersivo.

L'approccio matematico al problema dell'avvezione-dispersione può essere di due tipi:

- schema *Euleriano*: si assume un sistema di riferimento fisso. I bilanci di quantità di moto, energia e massa dipendono dai flussi del fluido che attraversa le pareti di un volume V fisso rispetto agli assi coordinati: su tale sistema vengono integrate le equazioni di avvezione-dispersione.
- schema *Lagrangiano*: il fluido viene interpretato come un insieme di particelle e a ciascuna vengono attribuite caratteristiche proprie, come ad esempio la concentrazione di un inquinante, ed una certa aleatorietà nella dinamica. In tale schematizzazione ci si avvale del concetto di traiettoria come cammino di una particella "immaginaria"; lungo le traiettorie vengono simulate tutte le trasformazioni che le caratteristiche della particella subiscono in funzione delle condizioni ambientali.

L'approccio Euleriano

L'approccio Euleriano è basato sulla conservazione della massa di ogni singola specie di inquinante di concentrazione $c(x, y, z, t)$. Scrivendo l'equazione di diffusione 3.19 nella forma

$$\frac{\partial c}{\partial t} + (\mathbf{v} \cdot \nabla) c = \kappa_S \nabla^2 c + \frac{\xi}{\rho} \quad (3.22)$$

si assume che la velocità \mathbf{v} possa essere rappresentata come la somma di una componente media e di una fluttuante, cioè:

$$\mathbf{v} = \bar{\mathbf{v}} + \mathbf{v}'$$

dove $\bar{\mathbf{v}}$ rappresenta la porzione di flusso che può essere descritta con misure sperimentali o calcolata con modelli idrodinamici, invece \mathbf{v}' è una variabile stocastica che contiene le informazioni sulla diffusione turbolenta. Analogamente, per la concentrazione si pone

$$c = \bar{c} + c'$$

Assumendo l'ipotesi ergodica

$$\langle \mathbf{v} \rangle = \bar{\mathbf{v}} \quad \langle \mathbf{v}' \rangle = 0 \quad \langle c \rangle = \bar{c} \quad \langle c' \rangle = 0$$

sostituendo nella 3.22, si ottiene

$$\frac{\partial c}{\partial t} + \bar{\mathbf{v}} \cdot \nabla \langle c \rangle = -\nabla \cdot \langle c \mathbf{v}' \rangle + \kappa_S \nabla^2 \langle c \rangle + \frac{\langle \xi \rangle}{\rho} \quad (3.23)$$

nella quale il termine $\langle c \mathbf{v}' \rangle$ rappresenta la diffusione turbolenta e spesso è espresso empiricamente, in genere in modo impreciso, per mezzo della così detta *teoria K* come

$$\langle c \mathbf{v}' \rangle = K \nabla \langle c \rangle$$

Gli elementi del tensore diagonale di diffusività turbolenta K vengono stimati con misure o modelli; di solito viste le caratteristiche generali dei moti dei fluidi geofisici, si distingue tra fenomeni di diffusività orizzontale e verticale, perciò si riscrive per componenti la precedente equazione nella forma

$$\begin{aligned} \langle c u' \rangle &= -K_{SH} \frac{\partial \bar{c}}{\partial x} \\ \langle c v' \rangle &= -K_{SH} \frac{\partial \bar{c}}{\partial y} \\ \langle c w' \rangle &= -K_{SV} \frac{\partial \bar{c}}{\partial z} \end{aligned}$$

dove K_{SH} e K_{SV} sono i *coefficienti di diffusione turbolenta* orizzontale e verticale, rispettivamente.

Dato che il valore del coefficiente di diffusione turbolenta è in genere di diversi ordini di grandezza superiore a quello del coefficiente di diffusione molecolare, il termine relativo a quest'ultimo può essere trascurato. A differenza dell'equazione della diffusione molecolare i coefficienti di diffusione sono ora non più una caratteristica del fluido, ma del flusso e vengono solitamente determinati a posteriori in modo da soddisfare i dati sperimentali. Per scale di moto simili, i coefficienti di diffusione turbolenta della salinità e della temperatura sono sostanzialmente dello stesso ordine di grandezza dei coefficienti di viscosità turbolenta.

Considerando inquinanti non reattivi, per i quali $\langle \xi \rangle = \xi$ la 3.23 diventa l'*equazione della diffusione turbolenta*

$$\frac{\partial \langle c \rangle}{\partial t} + \bar{\mathbf{v}} \cdot \nabla \langle c \rangle = K_{SH} \nabla^2 \langle c \rangle + K_{SV} \frac{\partial^2 \langle c \rangle}{\partial z^2} + \frac{\xi}{\rho}$$

Questa equazione può essere risolta con

- *soluzioni analitiche* per il caso stazionario con opportune ipotesi semplificatrici
- *soluzioni numeriche* per mezzo di diversi metodi (differenze finite, elementi finiti, spettrale).

L'approccio Lagrangiano

L'approccio Lagrangiano si basa sull'equazione per la dispersione di una singola specie di inquinante caratterizzata dalla concentrazione $c(x, y, z, t)$

$$\langle c(\mathbf{r}, t) \rangle = \int_{-\infty}^t \int_V P(\mathbf{r}, t | \mathbf{r}_0, t_0) \xi(\mathbf{r}_0, t_0) d\mathbf{r}_0 dt_0 \quad (3.24)$$

in cui $P(\mathbf{r}, t | \mathbf{r}_0, t_0)$ è la densità di probabilità di transizione che stabilisce la probabilità che una particella che si trova in \mathbf{r}_0 al tempo t_0 si trovi in \mathbf{r} al

tempo t . Analogamente al caso euleriano, l'equazione 3.24 può essere integrata analiticamente, assumendo per P una certa distribuzione di probabilità, ad esempio una gaussiana e opportune semplificazioni oppure con una integrazione numerica.

3.4.3 I modelli a particelle

La dispersione può essere simulata con modelli lagrangiani a particelle in due modi

- a particella singola: il moto di ciascuna particelle risulta indipendente da quello delle altre
- a due o più particelle: si riproduce la dispersione relativa tra le particelle.

Nei modelli a particella singola, le particelle vengono fatte spostare ad ogni passo temporale con una velocità \mathbf{v}_e equivalente alla velocità reale \mathbf{v} che definisce lo spostamento di una particella nell'intervallo di tempo $\Delta t = t_2 - t_1$ tramite la relazione

$$\mathbf{r}_2 = \mathbf{r}_1 + \int_{t_1}^{t_2} \mathbf{v}(\mathbf{r}(t), t) dt$$

La velocità equivalente viene definita come

$$\mathbf{v}_e = \frac{1}{\Delta t} \int_{t_1}^{t_2} \mathbf{v}(\mathbf{r}(t), t) dt$$

Una stima di \mathbf{v}_e viene fatta utilizzando le misure euleriane di \mathbf{v} definendo

$$\mathbf{v}_e = \bar{\mathbf{v}} + \mathbf{v}'$$

dove

- $\bar{\mathbf{v}}$ rappresenta la parte deterministica del trasporto, basata sulle misure euleriane di corrente o fornita da un modello idrodinamico

- \mathbf{v}' è la velocità di diffusione, una perturbazione numerica artificiale legata all'intensità della turbolenza e alle caratteristiche dei vortici più piccoli che non rientrano nel valore del campo medio.

Per stimare \mathbf{v}' ci sono due possibilità

- nel calcolo deterministico si utilizza una relazione ottenuta partendo dall'equazione della teoria K della diffusione applicata all'interno di una cella del grigliato

$$\mathbf{v}' = -\frac{K}{c}\nabla c$$

dove c è la concentrazione calcolata dal numero di particelle entro la cella

- nel calcolo statistico si fornisce una valutazione stocastica di \mathbf{v}' utilizzando metodi tipo *Monte Carlo* che sono molto flessibili.

In questi metodi si descrive \mathbf{v}' come una componente pseudorandom ottenuta manipolando i numeri pseudorandom ottenuti dai computer, nell'ipotesi che le misure euleriane del campo di corrente \mathbf{v} forniscano informazioni su \mathbf{v}' .

La distribuzione delle velocità delle particelle che si disperdono in un mezzo turbolento può essere descritta utilizzando *modelli autoregressivi*; sono modelli stocastici discreti che descrivono il valore delle velocità ad un certo istante come combinazione lineare dei valori assunti in tempi precedenti più un termine di “random forcing” all'istante considerato. Un modello autoregressivo di ordine p , indicato in genere con la sigla $AR(p)$ è esprimibile come

$$\mathbf{v}'_n = \alpha_1 \mathbf{v}'_{n-1} + \alpha_2 \mathbf{v}'_{n-2} + \dots + \alpha_p \mathbf{v}'_{n-p} + \mu$$

dove μ è una velocità stocastica puramente casuale e stazionaria.

Modelli con “random walk”

Il moto browniano, cui si è accennato può essere descritto da un processo autoregressivo di ordine zero, $AR(0)$: la componente casuale della velocità

della particella, essendo il risultato di urti casuali con le molecole di fluido, è puramente random ad ogni istante

$$\mathbf{v}'_n = \mu$$

Analogamente al caso molecolare, per particelle immerse in un fluido in moto turbolento, si possono considerare gli spostamenti provocati dai vortici come puramente casuali. Un modello numerico che utilizzi questa approssimazione, calcola gli spostamenti della singola particella come

$$\mathbf{r}_{n+1} - \mathbf{r}_n = \mathbf{v}\Delta t + \varrho$$

in cui $\varrho = \mu\Delta t$. Ad ognuna delle componenti di $\varrho = (\varrho_x, \varrho_y, \varrho_z)$ viene assegnato un valore secondo una funzione di densità di probabilità ottenuta dalla manipolazione dei numeri pseudorandom del calcolatore.

Modelli autoregressivi del primo ordine

Un modello autoregressivo del primo ordine $AR(1)$, si applica qualora si considerano le particelle di inquinante abbastanza piccole che le molecole che le circondano producano delle variazioni casuali delle loro velocità, ma anche abbastanza grandi da risentire dell'attrito con le molecole del fluido a causa del quale le loro velocità si smorzano. L'equazione del moto assume allora la forma dell'*equazione stocastica di Langevin*:

$$\frac{d\mathbf{v}}{dt} = -\beta\mathbf{v} + \nu \quad (3.25)$$

dove ν è il termine di *random forcing* dovuto alle collisioni.

In questa equazione l'accelerazione della particella viene separata in due termini che descrivono diversamente l'interazione tra ciascuna particella ed il resto del fluido:

$\beta\mathbf{v}$ descrive il comportamento del fluido come mezzo continuo, macroscopico, che esercita sulla particella una forza di attrito proporzionale, con coefficiente β , alla sua velocità;

ν descrive il comportamento del fluido come un insieme di fluttuazioni di pressione casuali, causa delle accelerazioni stocastiche della particella.

Una particella immessa in un fluido in moto con velocità $\mathbf{V}(\mathbf{r})$, risulta allora avere una velocità data dalla somma della velocità del fluido e della componente casuale descritta dalla 3.25, ossia

$$\mathbf{v}_e(\mathbf{r}) = \mathbf{V}(\mathbf{r}) + \mathbf{v}(\mathbf{r}) \quad (3.26)$$

Un modello computazionale che utilizzi queste assunzioni è quindi costituito dalla risoluzione numerica del sistema di equazioni costituito dalla 3.25 e dalla 3.26; ad ogni passo temporale esso calcolerà la posizione della particella in base al campo di corrente fornitogli e alla velocità casuale calcolatasi. Discretizzando, per la 3.26, si ottiene

$$\mathbf{r}_{n|1} - \mathbf{r}_n = [\mathbf{V}(\mathbf{r}_n) + \mathbf{v}_n] \Delta t$$

invece la 3.25 diventa

$$\mathbf{v}_{n|1} - \mathbf{v}_n = -\beta \mathbf{v}_n \Delta t + \mathbf{v}_{n|1} \Delta t \quad (3.27)$$

ossia

$$\mathbf{v}_{n|1} = (1 - \beta \Delta t) \mathbf{v}_n + \mathbf{v}_{n|1} \Delta t = \Phi \mathbf{v}_n + \mathbf{v}_{n|1} \Delta t$$

Se si assume che la successione $\{\nu_n\}$ sia puramente casuale e stazionaria a media nulla, la media d'insieme della componente casuale soddisfa l'equazione

$$\langle \mathbf{v}_n \rangle = \Phi \langle \mathbf{v}_{n-1} \rangle$$

In un regime stazionario si potrà porre $\langle \mathbf{v}_n \rangle = 0$. La covarianza sarà data da

$$\langle \mathbf{v}_n \mathbf{v}_{n-1} \rangle = \Phi \langle \mathbf{v}_{n-1}^2 \rangle$$

in quanto il termine $\langle \nu_n \mathbf{v}_{n-1} \rangle = 0$ essendo ν_n indipendente da \mathbf{v}_n . In un regime stazionario, chiamando la varianza $C_0 = \langle \mathbf{v}_n^2 \rangle$ la formula precedente può essere riscritta come

$$C_1 = \Phi C_0$$

e più in generale

$$C_k = \Phi C_{k-1} \quad \text{ovvero} \quad C_K = \Phi^k C_0$$

Si definisce infine *coefficiente di correlazione*

$$\rho_k = \frac{C_k}{C_0} = \Phi^k$$

che, essendo $|\Phi| < 1$, avrà un andamento decrescente.

La varianza di $\{\mathbf{v}_n\}$ è legata a quella di $\{\nu_n\}$ dalla seguente formula

$$\langle \mathbf{v}_n^2 \rangle = \Phi^2 \langle \mathbf{v}_{n-1}^2 \rangle + \langle \nu_n^2 \rangle$$

ossia

$$\langle \mathbf{v}_n^2 \rangle = \frac{1}{(1 - \Phi^2)} \langle \nu_n^2 \rangle$$

La serie $\{\mathbf{v}_n\}$, definita alla 3.27 può essere calcolata per iterazione:

$$\mathbf{v}_1 = \Phi \mathbf{v}_0 + \nu_1$$

$$\mathbf{v}_2 = \Phi^2 \mathbf{v}_0 + \Phi \nu_1 + \nu_2$$

$$\mathbf{v}_3 = \Phi^3 \mathbf{v}_0 + \Phi^2 \nu_1 + \Phi \nu_2 + \nu_3$$

... ..

$$\mathbf{v}_n = \Phi^n \mathbf{v}_0 + \sum_{i=0}^{n-1} \Phi^i \nu_{n-i}$$

dato che Φ^n decresce velocemente, \mathbf{v}_n perde rapidamente memoria del suo stato iniziale. Asintoticamente, in regime stazionario, si avrà:

$$\mathbf{v}_n \cong \sum_{i=0}^{\infty} \Phi^i \nu_{n-i}$$

La serie $\{\mathbf{v}_n\}$ tende quindi ad essere una media mobile pesata esponenzialmente sulla storia passata di $\{\nu_n\}$.

3.5 Le correnti di deriva

Le correnti indotte dall'azione del vento sulla superficie marina, vengono chiamate *correnti di deriva*. Si sviluppano per lo sforzo generato dal vento che pone in movimento le particelle sulla superficie libera, le quali a loro volta trasmettono parte della quantità di moto alle particelle sottostanti: in questo modo viene messo in moto un intero strato d'acqua. I risultati di misure sperimentali inducono ad interpretare il fenomeno come prodotto di meccanismi turbolenti, piuttosto che molecolari, di diffusione di quantità di moto.

3.5.1 Lo strato limite di Ekman in oceano

Nel caso in cui il fluido sia omogeneo, la superficie libera sia orizzontale, non vi sia un gradiente di pressione orizzontale e il moto sia stazionario ed orizzontale ma variabile in verticale, l'equazione del moto 3.21 diventa attraverso l'approssimazione tradizionale, per $\mathbf{v}^H(z) \equiv (u(z), v(z))$

$$f \mathbf{k} \wedge \mathbf{v}^H = K_M \frac{\partial^2 \mathbf{v}^H}{\partial z^2} \quad (3.28)$$

dove si considera K_M costante tale da portarlo fuori dalla derivata. In mare aperto le condizioni al contorno opportune, consistono nell'assegnazione dello sforzo del vento in superficie e di un campo di velocità nullo sul fondale infinito ($z \rightarrow -\infty$). Espresse in termini di velocità orizzontale complessa tali condizioni

sono

$$\rho K_H \frac{\partial}{\partial z} (u + iv) = (\tau_x^{Wind} + i \tau_y^{Wind}) \quad \text{per } z = 0$$

$$(u + iv) \rightarrow 0 \quad \text{per } z \rightarrow \infty$$

Si definisce *profondità di Ekman* la lunghezza

$$\delta_E = \pi \sqrt{\frac{2K_M}{f}}$$

e indicando con V il modulo della velocità superficiale, la soluzione del problema precedente è data da

$$u + iv = V e^{\left(\frac{\pi}{\delta_E} z\right)} e^{i\left(\frac{\pi}{4} + \frac{\pi}{\delta_E} z\right)} \quad z \leq 0$$

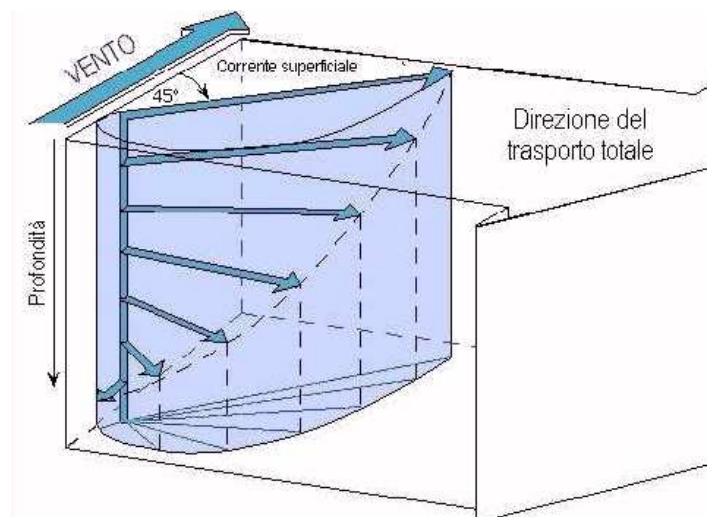


Figura 3.2: La spirale di Ekman.

Una rappresentazione grafica dell'andamento della funzione è dato in figura 3.2. In superficie la velocità è ruotata di 45° in senso orario rispetto al campo di vento; in profondità la velocità continuando a ruotare nella stessa direzione, si riduce in ampiezza andando verso il fondo. A $z = -\delta_E$ la corrente ha segno contrario rispetto alla superficie, ma è ormai ridotta di un fattore $e^{-\pi} = 0.004$. Si considera questa profondità il limite inferiore dello *strato limite di Ekman*, ossia dello strato d'acqua messo in moto dal vento. Lo schema di Ekman è costruito per fondali infinitamente profondi; in realtà le osservazioni sperimentali di corrente di deriva superficiali danno angoli minori del valore teorico di 45° , avvicinandosi spesso ai 30° . Lo spessore dello strato limite δ_E risulta compreso tra i 20 e i 40 m di profondità, con valori estremi compresi tra 10 e 200 m.

3.5.2 Trasporto di Ekman nello strato oceanografico superficiale

La soluzione a spirale di Ekman implica la presenza di una componente della velocità ortogonale alla direzione del vento, che produce un effetto globale di trasporto di massa ruotato di 90° a destra nel emisfero Nord rispetto alla direzione del vento. Infatti, integrando l'equazione del moto 3.28 tra la superficie e il limite inferiore dello strato di Ekman, si ottiene

$$f\mathbf{k} \wedge \int_{-\delta_E}^0 \mathbf{v}^H dz = \left(K_M \frac{\partial \mathbf{v}^H}{\partial z} \right)_{z=0} - \left(K_M \frac{\partial \mathbf{v}^H}{\partial z} \right)_{z=-\delta_E}$$

Se si indica con

$$\mathbf{M} = \rho \int_{-\delta_E}^0 \mathbf{v}^H dz$$

il trasporto di massa per l'intero strato di Ekman, trascurando il termine alla profondità di Ekman e indicando con

$$\mathbf{T}^{Wind} = \rho \left(K_M \frac{\partial \mathbf{v}^H}{\partial z} \right)_{z=0}$$

lo sforzo del vento in superficie, si ottiene

$$f\mathbf{k} \wedge \mathbf{M} = \mathbf{T}^{Wind}$$

ossia

$$\mathbf{M} = -\frac{1}{f} \mathbf{k} \wedge \mathbf{T}^{Wind}$$

Il trasporto di massa \mathbf{M} è ortogonale alla direzione del vento, ruotato di 90° verso destra nell'emisfero settentrionale. Si noti che i dettagli dell'andamento della spirale di Ekman non sono generalmente rispettati in natura, invece il risultato integrato corrisponde ad un dato facilmente osservabile sperimentalmente.

3.5.3 Lo strato limite di Ekman su fondali finiti

Nel caso di correnti di deriva vicino a costa l'approssimazione di massa d'acqua infinitamente profonda non è più accettabile, allora considerando la corrente superficiale invece del vento, le condizioni al contorno diventano

$$\begin{aligned} u + iv &= u_0 + iv_0 & \text{per } z &= 0 \\ (u + iv) &= 0 & \text{per } z &= -H \end{aligned}$$

indicando con $\kappa = (1 + i)\frac{\pi}{\delta_E}$, la soluzione della 3.28 è

$$(u + iv) = (u_0 + iv_0) \frac{e^{\kappa(H+z)} - e^{-\kappa(H+z)}}{e^{\kappa H} - e^{-\kappa H}} \quad (3.29)$$

Si può così trovare la velocità dell'acqua su un fondale di profondità H ad una certa quota z , ricavandola della velocità superficiale nota. In questo caso lo sforzo del vento è proporzionale a:

$$\mathbf{T} \propto \left[\frac{\partial}{\partial z} (u + iv) \right]_{z=0} = (u_0 + iv_0) \kappa \frac{e^{\kappa H} + e^{-\kappa H}}{e^{\kappa H} - e^{-\kappa H}}$$

Dall'ultimo fattore complesso a secondo membro, che vale 1 se $H \rightarrow \infty$, si ricava un angolo tra lo sforzo del vento e la velocità superficiale diverso da 45° . Integrando tra la superficie e il fondo e dividendo per la profondità si trova la velocità media verticale:

$$\begin{aligned}
\langle u + iv \rangle &= \frac{1}{H} \int_{-H}^0 (u + iv) dz = \\
&= (u_0 + iv_0) \frac{1}{\kappa H} \frac{e^{\frac{\kappa H}{2}} - e^{-\frac{\kappa H}{2}}}{e^{\frac{\kappa H}{2}} + e^{-\frac{\kappa H}{2}}} \quad (3.30)
\end{aligned}$$

Si ha quindi

$$(u_0 + iv_0) = \langle u + iv \rangle \kappa H \frac{e^{\frac{\kappa H}{2}} + e^{-\frac{\kappa H}{2}}}{e^{\frac{\kappa H}{2}} - e^{-\frac{\kappa H}{2}}}$$

Sostituendo nella 3.29

$$(u + iv) = \langle u + iv \rangle \kappa H F(z) \quad (3.31)$$

dove vale

$$F(z) = \frac{e^{\kappa(H+z)} - e^{-\kappa(H+z)}}{\left(e^{\frac{\kappa H}{2}} - e^{-\frac{\kappa H}{2}} \right)^2}$$

Il fattore complesso $F(z)$ determina quindi direzione e modulo della velocità a varie profondità nota che sia la velocità media sulla colonna d'acqua.

Implementazione dei modelli utilizzati

4.1 I modelli

Le equazioni matematiche, che costituiscono la sintesi del modello, descrivono gli aspetti fisici e chimici dei fenomeni osservati. Possono essere classificati in:

- modelli statistici, relazioni semiempiriche tra dati e misure
- modelli deterministici, basati su una descrizione matematica del fenomeno; viene così messo in luce il collegamento tra causa ed effetto.

Un esempio di modello statistico è dato da un algoritmo che consente la previsione a breve termine dei livelli di concentrazione di un certo inquinante in una data zona, a partire dalle misure disponibili, in funzione della passata correlazione tra tali misure e gli andamenti della concentrazione. Un esempio di modello deterministico può essere un modello di dispersione, in cui il campo di concentrazione viene calcolato a partire da specifici dati in entrata quali le portate degli scarichi, i coefficienti di diffusione, le correnti marine. La distinzione però è solo indicativa: molti modelli di dispersione pur rappresentando modelli deterministici, si basano sulle teorie della diffusione di tipo statistico.

L'importanza dei modelli deterministici per la dispersione di inquinanti viene riscontrata nelle applicazioni pratiche, perchè se calibrati attentamente e utilizzati popriamente, permettono una valutazione precisa della responsabilità di ogni sorgente rispetto ad una determinata area di ricezione. Sono per questo un importante strumento per:

- stabilire i limiti di legge per il controllo degli effluenti e le responsabilità di determinate situazioni di inquinamento
- valutare il posizionamento di future sorgenti di inquinanti per minimizzare gli impatti

Per quanto riguarda la formulazione matematica dei modelli e nello specifico di quelli che riguardano la descrizione dell'ambiente o dell'ecologia, si hanno cinque componenti fondamentali:

1. **funzioni forzanti** o variabili esterne: variabili o funzioni di natura esterna che influenzano lo stato dell'ecosistema. Il modello è usato per predire le variazioni dell'ecosistema considerando quelle delle funzioni forzanti nel tempo.
2. **variabili di stato**: descrivono lo stato dell'ecosistema. La loro scelta è cruciale per la struttura del modello; se è usato in un contesto gestionale il suo risultato è il valore delle variabili di stato ottenuto attraverso le variazioni delle funzioni forzanti.
3. **equazioni matematiche**: descrivono i processi fisico-chimico-biologici e le relazioni tra funzioni forzanti e variabili di stato. Un processo può essere descritto in modi diversi a seconda della complessità del sistema ossia del numero di dettagli che si vogliono o si devono includere.
4. **parametri**: sono i coefficienti delle equazioni matematiche che rappresentano i processi. Possono essere considerati costanti ma più realisticamente variano a seconda delle condizioni ambientali ed ecologiche.

5. **costanti universali:** costanti chimico fisiche presenti all'interno delle equazioni matematiche.

Di seguito illustriamo le caratteristiche specifiche e l'implementazione dei modelli utilizzati in questo studio.

4.2 Modello idrodinamico POM

POM (Princeton Ocean Model) [POM, versione pom98; Mellor 1998] è un modello alle equazioni primitive che include un sotto modello turbolento. E' stato sviluppato nei tardi anni settanta inizialmente da *Bumberg e Mellor* [50], con i successivi contributi di altri autori. E' disponibile in rete gratuitamente insieme al suo codice in fortran; è utilizzato per la modellizzazione di zone in oceano aperto, zone costiere ed estuari. Le principali caratteristiche del modello:

- è composto da due porzioni di codice, quella esterna barotropica bidimensionale usa un passo temporale a breve termine basato sulla condizione CFL (condizione di stabilità di Courant-Friedrichs-Levy) e sulla velocità delle onde esterne. La parte interna è baroclina e usa un passo temporale a lungo termine basato sulla velocità delle onde interne.
- utilizza un sistema di coordinate sigma che consente di conservare al variare della profondità il numero di livelli verticali
- la griglia orizzontale utilizza le coordinate curvilinee ortogonali e lo schema di derivazione Arakawa C.

4.2.1 Le equazioni del modello

POM utilizza le equazioni primitive combinando l'approssimazione idrostatica con quella di Boussineq e utilizza le coordinate sigma perchè come mostrato in figura 4.1, al contrario di quanto accade per quelli a coordinate normali, il numero dei livelli verticali nella colonna d'acqua è sempre lo stesso. Quindi utilizzando le coordinate normali, negli oceani reali in cui ci sono grosse variazioni

dei fondali che vanno da pochi metri vicino a costa a chilometri nelle fosse abissali, è difficile risolvere la colonna d'acqua sia in acque basse che in profondità.

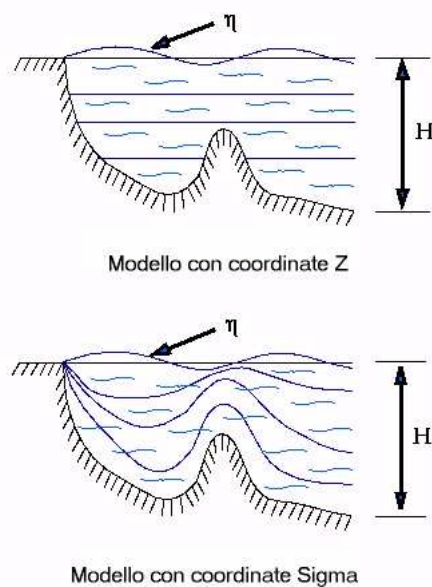


Figura 4.1: Coordinate verticali utilizzate nei modelli oceanici. H è la profondità, η è l'elevazione superficiale.

Per ovviare a questo inconveniente si utilizzano le coordinate sigma trasformando le equazioni del modello dal sistema a coordinate normali a quello a coordinate sigma. Tale trasformazione si basa sul sistema di equazioni

$$\begin{aligned} x^* &= x \\ y^* &= y \\ \sigma &= \frac{z - \eta}{H + \eta} \\ t^* &= t \end{aligned}$$

dove x, y, z sono le coordinate cartesiane convenzionali, t è il tempo, $H(x, y)$ è il valore di batimetria e $\eta(x, y, t)$ l'elevazione della superficie libera. In questo

modo σ varia dal valore $\sigma = 0$ per $z = \eta$, al valore $\sigma = -1$ per $z = -H$. Dopo la conversione in coordinate sigma e l'eliminazione degli asterischi, le equazioni del modello possono essere riscritte

$$\frac{\partial \eta}{\partial t} + \frac{\partial Du}{\partial x} + \frac{\partial Dv}{\partial y} + \frac{\partial \omega}{\partial \sigma} = 0 \quad (4.1)$$

$$\begin{aligned} \frac{\partial Du}{\partial t} + \frac{\partial Du^2}{\partial x} + \frac{\partial Duv}{\partial y} + \frac{\partial u\omega}{\partial \sigma} - fDv + gD\frac{\partial \eta}{\partial x} + \\ + \frac{gD^2}{\rho_0} \int_{\sigma}^0 \left[\frac{\partial \rho'}{\partial x} - \frac{\sigma'}{D} \frac{\partial D}{\partial x} \frac{\partial \rho'}{\partial \sigma'} \right] d\sigma' = \frac{\partial}{\partial \sigma} \left[\frac{K_M}{D} \frac{\partial u}{\partial \sigma} \right] + F_x \end{aligned} \quad (4.2)$$

$$\begin{aligned} \frac{\partial Dv}{\partial t} + \frac{\partial Dv^2}{\partial y} + \frac{\partial Duv}{\partial x} + \frac{\partial v\omega}{\partial \sigma} + fDu + gD\frac{\partial \eta}{\partial y} + \\ + \frac{gD^2}{\rho_0} \int_{\sigma}^0 \left[\frac{\partial \rho'}{\partial y} - \frac{\sigma'}{D} \frac{\partial D}{\partial y} \frac{\partial \rho'}{\partial \sigma'} \right] d\sigma' = \frac{\partial}{\partial \sigma} \left[\frac{K_M}{D} \frac{\partial v}{\partial \sigma} \right] + F_y \end{aligned} \quad (4.3)$$

$$\frac{\partial DT}{\partial t} + \frac{\partial DuT}{\partial x} + \frac{\partial DvT}{\partial y} + \frac{\partial T\omega}{\partial \sigma} = \frac{\partial}{\partial \sigma} \left[\frac{K_H}{D} \frac{\partial T}{\partial \sigma} \right] + F_T \quad (4.4)$$

$$\frac{\partial DS}{\partial t} + \frac{\partial DuS}{\partial x} + \frac{\partial DvS}{\partial y} + \frac{\partial S\omega}{\partial \sigma} = \frac{\partial}{\partial \sigma} \left[\frac{K_H}{D} \frac{\partial S}{\partial \sigma} \right] + F_S \quad (4.5)$$

dove:

- U e V sono le componenti della velocità orizzontale
- $\omega = D \frac{\partial \omega}{\partial t}$ è la velocità verticale trasformata: ω è la componente della velocità normale alle superfici sigma moltiplicata per D
- f è il parametro di Coriolis
- g è l'accelerazione di gravità

- K_M è la viscosità turbolenta verticale
- T è la temperatura potenziale
- S è la salinità
- K_H è la diffusività turbolenta verticale

I termini di viscosità turbolenta orizzontale sono definiti secondo

$$F_x = \frac{\partial D\tau_{xx}}{\partial x} + \frac{\partial D\tau_{xy}}{\partial y}$$

$$F_y = \frac{\partial D\tau_{xy}}{\partial x} + \frac{\partial D\tau_{yy}}{\partial y}$$

dove

$$\tau_{xx} = 2A_M \frac{\partial U}{\partial x}$$

$$\tau_{xy} = \tau_{yx} = A_M \left(\frac{\partial U}{\partial y} + \frac{\partial V}{\partial x} \right)$$

$$\tau_{yy} = 2A_M \frac{\partial V}{\partial y}$$

Inoltre vale anche

$$F_\phi = \frac{\partial Dq_x}{\partial x} + \frac{\partial Dq_y}{\partial y}$$

dove

$$q_x = A_H \frac{\partial \phi}{\partial x}$$

$$q_y = A_H \frac{\partial \phi}{\partial y}$$

ϕ può rappresentare sia la T che S . A_M e A_H sono rispettivamente la viscosità turbolenta e la diffusività turbolenta orizzontale. Gli svantaggi stanno nel fatto che in un modello normale le difficoltà computazionali nel trattare un fondale ripido cambiano da un punto di griglia al successivo, mentre i modelli sigma

sembrano soffrirne proporzionalmente di più. Il problema risiede nel calcolo dei termini del gradiente di pressione nell'equazione del moto. In coordinate sigma il calcolo di tali termini avviene attraverso la differenza di due grossi termini presenti nell'equazione del moto. Quando esistono grosse variazioni del fondale da un punto di griglia all'altro questa differenza porta a grossi errori di arrotondamento. Il problema può essere mitigato aumentando la risoluzione verticale oppure sottraendo la densità media dai due termini prima del calcolo. Infatti POM in una sua subroutine sottrae la densità media della zona considerata prima del calcolo dei termini del gradiente di pressione.

L'altro problema associato alle forti variazioni del fondale è dovuto all'inconsistenza dell'approssimazione idrostatica: se si è in presenza di forti variazioni topografiche punti di griglia adiacenti si troveranno ad avere una grossa differenza di peso della colonna d'acqua sovrastante; questo è in disaccordo con l'approssimazione idrostatica su cui si basa il modello. Bisogna quindi smussare il gradiente topografico attraverso una specifica subroutine, ma bisogna assicurarsi che nelle regioni costiere la topografia non venga modificata sostanzialmente da non riflettere più le caratteristiche della zona di interesse.

Le equazioni che governano la dinamica e la circolazione costiera, contengono come soluzioni, le onde esterne di gravità che si muovono velocemente sull'interfaccia aria-acqua e le onde interne di gravità che si muovono lentamente. Il modo per analizzare le prime è detto *barotropico*, mentre per le seconde *baroclino*. Poiché il gradiente di pressione associato all'elevazione superficiale è costante con la profondità, il modo barotropico è legato solo alle componenti del moto mediate in verticale e risulta essere bidimensionale. Il modo baroclino invece risulterà tridimensionale e non associato all'elevazione superficiale.

Un modello barotropico necessita solo dell'equazioni per il trasporto di massa nelle due direzioni orizzontali senza tenere in considerazione la dinamica verticale; invece un modello baroclino riesce a risolvere la colonna d'acqua con correnti

orizzontali diverse nei vari piani verticali; la figura 4.2 mostra la differenza tra i modelli barotropici e baroclini.

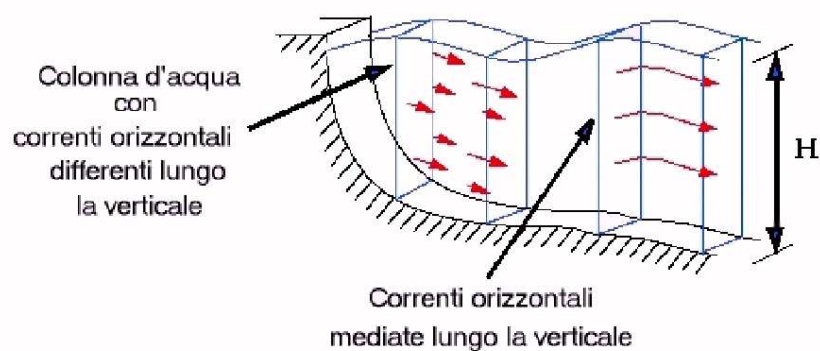


Figura 4.2: Modelli barotropici e baroclini

POM è un modello contemporaneamente barotropico e baroclinico perchè deve includere la dinamica della superficie libera del mare nelle zone costiere dove le onde generate dal vento sono molto importanti nella circolazione delle acque oltre a risolvere le correnti orizzontali nei diversi piani verticali. Includere il modo barotropico comporta limitazioni dal punto di vista del tempo computazionale perchè le onde di gravità superficiali sono quelle più veloci quindi il passo tem-

porale d'integrazione deve essere molto basso per poterle risolvere. Per le onde interne al contrario non è necessario dato che risultano essere molto più lente di quelle esterne. Per ovviare a questo problema, POM utilizza il *time splitting* cioè un passo temporale diverso, dividendo la soluzione in due parti la barotropica esterna governata dalla forma bidimensionale dell'equazione del moto integrate in verticale, e la baroclina interna governata dall'equazioni del modello come sono; questa parte è risolta meno frequentemente data la diversa velocità tra onde interne ed esterne. Si ha così un enorme vantaggio computazionale perchè le equazioni integrate in verticale, barotropiche, sono poche e semplice da risolvere, mentre quelle con la dinamica verticale, barocline, sono in numero maggiore e più difficili da risolvere ma non richiedono un passo di integrazione così piccolo come per quelle barotropiche.

Le equazioni del moto barotropico si ricavano dall'integrazione dell'equazione di continuità e dell'equazioni del moto.

Equazione di continuità

Integrando da $\sigma = -1$ a $\sigma = 0$ e considerando che la velocità verticale sul fondo e in superficie è nulla, ovvero $\omega(0) = \omega(-1) = 0$, e poichè vale la relazione

$$\int_{-1}^0 \frac{\partial \omega}{\partial \sigma} d\sigma = \omega(-1) - \omega(0) = 0$$

si ottiene

$$\frac{\partial \eta}{\partial t} + \frac{\partial D\bar{U}}{\partial x} + \frac{\partial D\bar{V}}{\partial y}$$

dove \bar{U} e \bar{V} indicano le due velocità orizzontali mediate lungo la verticale

$$\bar{U} = \int_{-1}^0 U d\sigma \quad \bar{V} = \int_{-1}^0 V d\sigma$$

Equazioni del moto

Nel caso delle equazioni del moto già viste si hanno le seguenti condizioni al contorno

$$\frac{K_M}{D} \frac{\partial U}{\partial \sigma} = - \langle \omega u(0) \rangle \quad \frac{K_M}{D} \frac{\partial V}{\partial \sigma} = - \langle \omega v(0) \rangle \quad \text{per } \sigma \rightarrow 0$$

$$\frac{K_M}{D} \frac{\partial U}{\partial \sigma} = - \langle \omega u(-1) \rangle \quad \frac{K_M}{D} \frac{\partial V}{\partial \sigma} = - \langle \omega v(-1) \rangle \quad \text{per } \sigma \rightarrow -1$$

Questi termini rappresentano gli scambi di quantità di moto in superficie e sul fondo ed esprimono quindi il modo in cui il modello risente dello sforzo del vento e dell'attrito sul fondo. Considerando l'equazione del moto per l'asse x ponendo:

$$\begin{aligned} \int_{-1}^0 \frac{\partial}{\partial \sigma} \left[\frac{K_M}{D} \frac{\partial U}{\partial \sigma} \right] d\sigma &= \left[\frac{K_M}{D} \frac{\partial U}{\partial \sigma} \right]_{\sigma=-1} - \left[\frac{K_M}{D} \frac{\partial U}{\partial \sigma} \right]_{\sigma=0} \\ &= - \langle \omega u(-1) \rangle + \langle \omega u(0) \rangle \end{aligned}$$

risulta

$$\begin{aligned} \frac{d(D\bar{U})}{dt} &= \frac{\partial(D\bar{U})}{\partial t} + \frac{\partial(D\bar{U}^2)}{\partial x} + \frac{\partial(D\bar{U}\bar{V})}{\partial y} \\ &= fD\bar{V} - \langle \omega u(0) \rangle + \langle \omega u(-1) \rangle + \bar{F}_x \\ &\quad - gD \frac{\partial \eta}{\partial x} - \frac{gD}{\rho_0} \int_{-1}^0 \int_{\sigma}^0 \left[\frac{\partial \rho'}{\partial x} - \frac{\sigma'}{D} \frac{\partial D}{\partial x} \frac{\partial \rho'}{\partial \sigma'} \right] d\sigma' d\sigma \end{aligned}$$

dove

$$\begin{aligned} \bar{F}_x &= \int_{-1}^0 \bar{F}_x d\sigma \\ &= \int_{-1}^0 \left(\frac{\partial}{\partial x} \left(D^2 A_M \frac{\partial U}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(D A_M \frac{\partial U}{\partial y} + D A_M \frac{\partial V}{\partial x} \right) \right) d\sigma \end{aligned}$$

ossia

$$\overline{F_x} = \frac{\partial}{\partial x} \left[2D \overline{A_M} \frac{\partial \overline{U}}{\partial x} \right] + \frac{\partial}{\partial y} \left[D \left(\overline{A_M} \frac{\partial \overline{U}}{\partial y} + \overline{A_M} \frac{\partial \overline{V}}{\partial x} \right) \right]$$

Nel modo barotropico si conoscono \overline{U} e \overline{V} ma non U e V . Quindi non è possibile calcolare $\overline{U^2}$ e \overline{UV} , mentre è possibile farlo con $\overline{U^2}$ e \overline{UV} . Analogamente è noto $\overline{A_M}$ e non A_M . Si definisce allora

$$\tilde{F}_x = \frac{\partial \left[2D \overline{A_M} \frac{\partial \overline{U}}{\partial x} \right]}{\partial x} + \frac{\partial \left[D \left(\overline{A_M} \frac{\partial \overline{U}}{\partial y} + \overline{A_M} \frac{\partial \overline{V}}{\partial x} \right) \right]}{\partial y}$$

sommando e sottraendo gli stessi termini all'equazione del moto per l'asse x si ottiene una nuova equazione usata per il modo barotropico

$$\begin{aligned} \frac{\partial (D\overline{U})}{\partial t} + \frac{\partial (D\overline{U}^2)}{\partial x} + \frac{\partial (D\overline{U}\overline{V})}{\partial y} - \tilde{F}_x &= \\ &= fD\overline{V} - \langle \omega u(0) \rangle + \langle \omega u(-1) \rangle + \overline{F_x} - \tilde{F}_x \\ &+ \frac{\partial (D\overline{U}^2)}{\partial x} - \frac{\partial (D\overline{U}^2)}{\partial x} + \frac{\partial (D\overline{U}\overline{V})}{\partial y} - \frac{\partial (D\overline{U}\overline{V})}{\partial y} \\ &- gD \frac{\partial \eta}{\partial x} - \frac{gD}{\rho_0} \int_{-1}^0 \int_{\sigma}^0 \left[\frac{\partial \rho'}{\partial x} - \frac{\sigma'}{D} \frac{\partial D}{\partial x} \frac{\partial \rho'}{\partial \sigma'} \right] d\sigma' d\sigma \end{aligned}$$

definendo il termine dispersivo G_X come

$$G_X = \frac{\partial (D\overline{U}^2)}{\partial x} - \frac{\partial (D\overline{U}^2)}{\partial x} + \frac{\partial (D\overline{U}\overline{V})}{\partial y} - \frac{\partial (D\overline{U}\overline{V})}{\partial y} + \overline{F_x} - \tilde{F}_x$$

Riscrivendo

$$\begin{aligned}
& \frac{\partial (D\bar{U})}{\partial t} + \frac{\partial (D\bar{U}^2)}{\partial x} + \frac{\partial (D\bar{U}\bar{V})}{\partial y} - \tilde{F}_x = \\
& = fD\bar{V} - \langle \omega u(0) \rangle + \langle \omega u(-1) \rangle - gD \frac{\partial \eta}{\partial x} \\
& + G_x - \frac{gD}{\rho_0} \int_{-1}^0 \int_{\sigma}^0 \left[\frac{\partial \rho'}{\partial x} - \frac{\sigma'}{D} \frac{\partial D}{\partial x} \frac{\partial \rho'}{\partial \sigma'} \right] d\sigma' d\sigma
\end{aligned}$$

Questa è l'equazione usata per il modo barotropico: il termine G_X e il gradiente di pressione baroclino sono calcolati dal modo tridimensionale e mantenuti costanti nei vari passi temporali esterni. Se si fa girare solo il modo bidimensionale, la densità è mantenuta costante e il termine di pressione baroclina non viene quindi calcolato; il termine dispersivo G_X risulta nullo, e quindi valgono le relazioni

$$\frac{\partial (D\bar{U}^2)}{\partial x} = \frac{\partial (D\bar{U})^2}{\partial x} \quad (4.6)$$

$$\frac{\partial (D\bar{U}\bar{V})}{\partial y} = \frac{\partial (D\bar{U}\bar{V})}{\partial y} \quad (4.7)$$

$$\frac{\partial}{\partial x} \left[2D \overline{A_M \frac{\partial \bar{U}}{\partial x}} \right] = \frac{\partial}{\partial x} \left[2D \overline{A_M} \frac{\partial \bar{U}}{\partial x} \right] \quad (4.8)$$

$$\frac{\partial}{\partial y} \left[D \left(\overline{A_M \frac{\partial \bar{U}}{\partial y}} + \overline{A_M \frac{\partial \bar{V}}{\partial x}} \right) \right] = \frac{\partial}{\partial y} \left[D \left(\overline{A_M} \frac{\partial \bar{U}}{\partial y} + \overline{A_M} \frac{\partial \bar{V}}{\partial x} \right) \right] \quad (4.9)$$

Lo stesso si ottiene per la componente y e valgono le stesse considerazioni fatte per G_y e per il termine baroclino fatte per l'asse x .

$$\begin{aligned}
& \frac{\partial (D\bar{V})}{\partial t} + \frac{\partial (D\bar{V}^2)}{\partial y} + \frac{\partial (D\bar{U}\bar{V})}{\partial x} - \tilde{F}_y = \\
& = fD\bar{U} - \langle \omega v(0) \rangle + \langle \omega v(-1) \rangle - gD \frac{\partial \eta}{\partial y} \\
& + G_y - \frac{gD}{\rho_0} \int_{-1}^0 \int_{\sigma}^0 \left[\frac{\partial \rho'}{\partial y} - \frac{\sigma'}{D} \frac{\partial D}{\partial y} \frac{\partial \rho'}{\partial \sigma'} \right] d\sigma' d\sigma
\end{aligned}$$

4.2.2 La griglia Arakawa C

Le soluzioni numeriche richiedono che il dominio spaziale venga discretizzato e che l'equazioni del modello siano ridotte nelle equivalenti equazioni alle differenze finite. La griglia numerica utilizzata per la discretizzazione spaziale è la *griglia Arakawa C*, griglia sfalsata come mostrato nelle figure 4.3 e 4.4. Nelle griglie C, quantità come η , H , p sono definite al centro di ogni maglia, mentre i trasporti di massa \bar{U} e \bar{V} sono definiti rispettivamente a metà griglia a Ovest ed a metà griglia a Sud rispetto al centro di ogni maglia. È composta perciò da tre sottogriglie.

Per POM la prima sottogriglia mostra un reticolo per la superficie libera η , la seconda per il trasporto di massa Ovest-Est (\bar{U}) e la terza per il trasporto di massa Sud-Nord (\bar{V}). La sovrapposizione di queste tre sottogriglie porta alla griglia composta.

4.2.3 Il criterio di stabilità CFL

Per risolvere le onde di gravità esterne veloci il passo temporale è limitato dalla loro velocità c_ω generalmente pari a \sqrt{gH} . In una dimensione per risolvere un'onda con velocità c_ω con passi temporali discreti, la velocità massima rilevabile deve essere maggiore di c_ω

$$c_{ril} = \frac{\Delta x}{\Delta t} > c_\omega$$

ossia

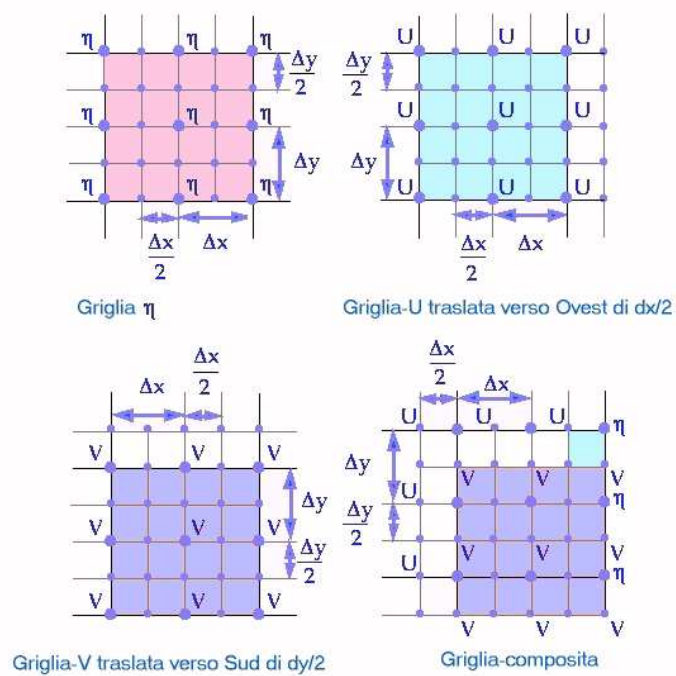


Figura 4.3: La griglia Arakawa C è composta dalle sottogriglie η , U e V .

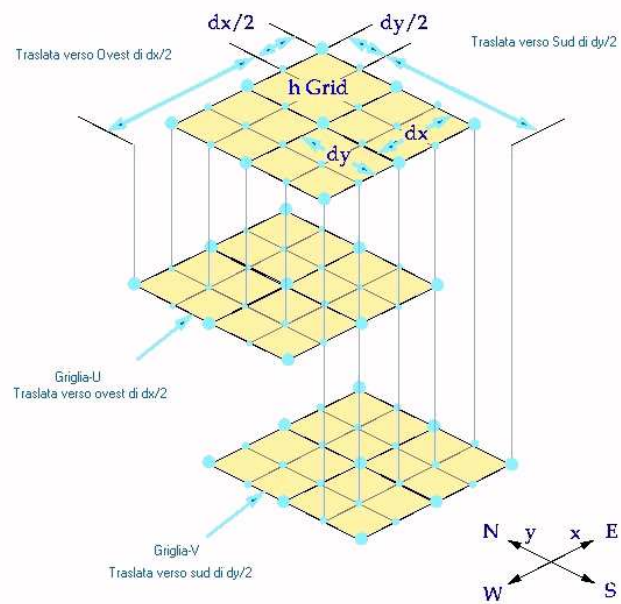


Figura 4.4: Panoramica tridimensionale della griglia Arakawa C.

$$\Delta t < \frac{\Delta x}{c_\omega}$$

detta anche *condizione di stabilità di Courant-Friedrichs-Levy* oppure *criterio CFL*. Poichè POM utilizza una griglia bidimensionale la distanza percorribile non è Δx , ma la diagonale della maglia di dimensioni Δx e Δy ; in due dimensioni il criterio CFL risulta

$$\Delta t < \frac{\sqrt{\Delta x^2 + \Delta y^2}}{c_\omega}$$

Nel modello idrodinamico POM le risultanti equazioni alle differenze finite del modo esterno ed interno, vengono risolte con il metodo del *time splitting* come discusso in precedenza. Il modo interno e quello esterno comunicano tra loro: quello interno passa al modo esterno il termine di pressione baroclino che è dovuto al campo di densità, il termine per l'attrito sul fondo e la informazioni sui campi di moto in verticale per una corretta integrazione. Il modo esterno invece fornisce a quello interno l'elevazione superficiale e le correnti mediate in verticale che gli occorrono. Questa integrazione detta *feedback* tra i due modi avviene ad ogni passo temporale interno *dti*.

Come descritto in figura 4.5 si parte con il modo esterno con i calcoli al tempo t_{n-1} ; dal tempo t_{n-1} a t_n c'è un solo passo temporale interno ma molti esterni. Arrivati al tempo t_n vi è il *feedback*: prima il modo esterno passa le sue informazioni al modo interno che svolge i calcoli e ripassa le informazioni a quello esterno che riparte; durante i vari passi temporali esterni che servono per andare da t_n a t_{n+1} il modo esterno tratta come costanti i valori forniti dal modo interno. Solo arrivati al tempo t_{n+1} saranno cambiati in base ai calcoli svolti; l'intero processo si ripete fino alla fine della simulazione.

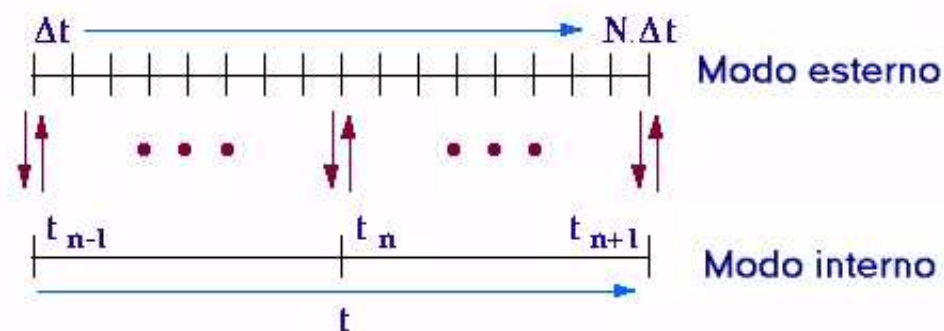


Figura 4.5: Diagramma semplificato del modo esterno e quello interno. Il primo utilizza un passo temporale corto DTE, l'altro un passo temporale lungo DTI.

4.2.4 Condizioni ai bordi

I modelli operano, attraverso le loro equazioni costitutive, all'interno di un preciso dominio spaziale ma sono sensibili alle condizioni presenti nella zona in cui non insistono i calcoli; queste condizioni sono chiamate ai bordi perchè presenti ai bordi del dominio spaziale di calcolo del modello. Per un modello oceanico le condizioni ai bordi sono di tre tipi:

- *condizioni laterali*
- *sul fondo*
- *in superficie*

Condizioni laterali

Se i bordi sono chiusi allora le condizioni da rispettare sono quelle di massa e velocità nulla mentre in caso di bordi aperti l'influenza della regione esterna al dominio di calcolo deve essere specificata e sono le più difficili da fornire perchè spesso sono sconosciute. Se esistono sufficienti dati sperimentali sui bordi aperti oppure sono conosciute da un altro modello contenente la regione esterna

nel suo dominio di calcolo, vengono forniti tali valori altrimenti devono essere fatte varie approssimazioni. Si possono fornire condizioni laterali per l'elevazione superficiale η e per i trasporti di massa \bar{U} e \bar{V} ; si può fornire al modello valori di η oscillanti nel tempo dando una forzatura mareale oppure fornire correnti che entrano o escono nel bacino dai bordi.

Spesso è possibile utilizzare una 'condizione di radiazione di Sommerfeld' per una qualsiasi quantità ϕ nella forma

$$\frac{\partial \phi}{\partial t} + c_\phi \frac{\partial \phi}{\partial n} = 0 \quad (4.10)$$

dove n denota la coordinata spaziale normale al bordo laterale e c_ϕ è la velocità di fase di una fluttuazione della quantità ϕ avvicinandosi al bordo dall'interno del dominio. Nel caso di POM ϕ può essere η oppure \bar{U} e \bar{V} . L'applicazione della 4.10 è spesso ambigua soprattutto quando c_ϕ non è conosciuta a priori o è difficile decidere quale fluttuazione dovrebbe propagarsi all'esterno del dominio di calcolo. Si può attraverso l'*approccio di Orlandi* calcolare all'interno del dominio nelle immediate vicinanze del bordo esterno per ovviare alla mancata conoscenza di c_ϕ , ma può portare al calcolo di valori disturbati e fuorvianti quindi la sua applicazione richiede molta cura.

Condizioni sul fondo

Sono la modellizzazione dell'attrito sul fondo che è presente nelle equazioni del moto nei termini $\langle \omega u(-1) \rangle$ e $\langle \omega v(-1) \rangle$. Per la modellizzazione dell'attrito sul fondo il modello deve risolvere lo 'strato limite del fondo' strato verticale di attrito turbolento che si ha sul fondo dell'oceano. Il modo tridimensionale di POM passerà a quello barotropico i termini per l'attrito sul fondo attraverso il feedback. Quando si usa solo il modo barotropico POM2D la modellizzazione del'attrito sul fondo avviene attraverso l'equazioni quadratiche di trascinamento

$$-\langle \omega u(-1) \rangle = -C_z \bar{U} \sqrt{\bar{U}^2 + \bar{V}^2} \quad (4.11)$$

$$- \langle \omega v(-1) \rangle = -C_z \bar{V} \sqrt{\bar{U}^2 + \bar{V}^2} \quad (4.12)$$

dove

$$C_z = \max \left[\frac{k^2}{\left\{ \ln \left[(1 + \sigma_{KR-1})^{\frac{H}{z_0}} \right] \right\}^2}; 0.0025 \right]$$

dove $k = 0.4$ è la *costante di Von Karman*, mentre z_0 è il parametro di rugosità (di solito pari a 0.1) e σ_{KB-1} è il punto di griglia più vicino al fondo sulla verticale.

Condizioni in superficie

Le condizioni in superficie si riducono all'influenza del vento sulla superficie del dominio di calcolo. I venti sono misurati costantemente in molte località costiere ma non per i venti sopra l'oceano aperto se non per alcune misurazioni compiute dalle navi per le rotte più battute. Poichè i venti variano su grosse scale temporali che vanno dalle ore agli anni, è molto difficile ottenere informazioni complete sul vento sugli oceani e sul mare. In POM i valori di vento vengono espressi da $\langle \omega u(0) \rangle$ e $\langle \omega v(0) \rangle$ che rappresentano il flusso di quantità di moto dovuto al vento in superficie:

$$- \langle \omega u(0) \rangle = \frac{1}{\rho_0} \tau_x^{Wind} \quad (4.13)$$

$$- \langle \omega v(0) \rangle = \frac{1}{\rho_0} \tau_y^{Wind} \quad (4.14)$$

cioè i flussi dovuti al vento sono dati dallo sforzo del vento $\mathbf{T}^{Wind} \equiv (\tau_x^{Wind}, \tau_y^{Wind})$, diviso per la densità dell'acqua cambiata di segno. Bisogna quindi valutare \mathbf{T}^{Wind} a partire dalle misure sperimentali di velocità del campo di vento, utilizzando la relazione empirica:

$$|\mathbf{T}^{Wind}| = \rho_a c_d \nu_{10}^2 \quad (4.15)$$

indicando con ρ_a la densità dell'aria, con ν_{10}^2 la velocità del vento misurata ad una quota convenzionale di 10 m sul livello del mare e con c_d un opportuno coefficiente di trascinamento adimensionale dell'ordine di 10^{-3} .

Condizioni iniziali

Sono necessari i valori iniziali sull'elevazione, sui trasporti di massa e sul vento. Questi dati possono essere forniti attraverso matrici bidimensionali che coprono l'intero dominio di calcolo e possono essere fornite come matrici di valori iniziali quelle risultanti da precedenti simulazioni. Tra i dati iniziali è necessario inserire i dati di profondità quindi la batimetria del dominio, calcolati dal livello medio mare.

4.3 Modello dispersivo LAMP3D

LAMP3D (Lagrangian Assessment for Marine Pollution 3Dimensional) è un modello sviluppato da Andrea M. Doglioli per lo studio della dispersione di particelle inquinanti in mare. È un modello lagrangiano a particella singola: calcola le posizioni delle particelle al passare del tempo come un modello random walk, in cui ogni particella si muove indipendentemente dalle altre. Un vantaggio fondamentale dei modelli lagrangiani è che essi consentono un'agevole simulazione della dispersione di inquinanti che possiedono caratteristiche diverse come il tempo di decadimento o la velocità di sedimentazione.

Il dominio spaziale in cui vengono effettuati i calcoli numerici del modello è una griglia tridimensionale retta. Le maglie hanno un passo spaziale pari a ΔX , ΔY , ΔZ rispettivamente lungo l'asse x , y , z . Il dominio temporale è invece discretizzato con passi temporali ΔT .

Ad ogni passo temporale la particella si muove con velocità $\mathbf{v}(\mathbf{r}(t), t)$ dalla sua posizione iniziale a quella finale

$$\mathbf{r}(t_1 + \Delta t) = \mathbf{r}(t_1) + \int_{t_1}^{t_1 + \Delta t} \mathbf{v}(\mathbf{r}(t), t) dt.$$

La velocità totale $\mathbf{v}(\mathbf{r}(t), t)$ è data da:

$$\mathbf{v} = \mathbf{U} + \mathbf{v}',$$

dove \mathbf{U} è il campo di velocità deterministico che rappresenta il processo di trasporto dovuto al campo di flusso risolto calcolato tramite il modello fluidodinamico, mentre \mathbf{v}' è una fluttuazione stocastica, relativa alla turbolenza del campo di flusso e ai vortici a piccola scala non risolti. Le scale spaziali e temporali dei processi dispersivi fanno ritenere che sia possibile adottare l'approssimazione cosiddetta di *random walk* [2]:

$$\mathbf{r}_{n+1} - \mathbf{r}_n = \mathbf{U}_n \Delta t + \varrho_n$$

Per assegnare il valore a $\varrho = (\varrho_x, \varrho_y, \varrho_z)$ l'algoritmo di LAMP3D ricorre ad un generatore FORTRAN di numeri pseudocasuali con distribuzione di probabilità nell'intervallo $[0, 1]$ e calcola una distribuzione di densità gaussiana con media nulla e deviazione standard

$$\sigma = (\sigma_x, \sigma_y, \sigma_z).$$

da assegnare a scelta dell'utente.

Nel caso di velocità deterministica \mathbf{U} nulla, un insieme di Q particelle rilasciate in un singolo punto $P(0, 0, 0)$ al tempo $t = 0$, avranno ad un certo tempo successivo $t = n\Delta t$ una distribuzione data da

$$C(\mathbf{r}, n) = \frac{Q}{(2\pi n\sigma^2)^{3/2}} e^{-\frac{\mathbf{r}^2}{2n\sigma^2}} \quad (4.16)$$

che è identica alla soluzione Gaussiana per una sorgente puntiforme

$$G(\mathbf{r}, t) = \frac{1}{(4\pi\kappa_q t)^{3/2}} e^{-\frac{\mathbf{r}^2}{4\kappa_q t}} \quad (4.17)$$

dell'equazione classica di diffusione di una generica proprietà q

$$\frac{\partial q}{\partial t} = \kappa_q \partial^2 q$$

dove κ_q è il coefficiente di diffusione, misurato in m^2/s .

Si trova quindi che il parametro σ da fornire al modello, con dimensioni di una lunghezza, è legato al coefficiente di diffusione dalla seguente relazione

$$\sigma = \sqrt{2\kappa_q\Delta t}$$

Sulla griglia orizzontale, LAMP3D mantiene costante il valore della deviazione standard, cioè $\sigma_{i,j} = \sigma_x = \sigma_y$. Scendendo invece in profondità, poichè si suppone che l'intensità del rimescolamento turbolento decresca, è assegnato

$$\sigma_{i,j}(z_n) = \sigma_{i,j}(0) \left(1 + \frac{z_n}{H_{i,j}}\right)$$

dove con z_n si indica la coordinata verticale della particella e con $H_{i,j}$ il valore della batimetria nella cella (i, j) .

Con i modelli a particelle lagrangiane, ad ogni particella possono venire assegnate specifiche proprietà potendo quindi considerare particelle conservative, degradabili e affondanti.

1. Le particelle conservative rimangono in numero costante nel dominio di calcolo, a meno che non attraversino uno dei bordi aperti o sia presente una sorgente od un pozzo.
2. Le particelle degradabili hanno un tasso di decadimento esponenziale:

$$c = c_0 \cdot 10^{-\frac{t}{T_{90}}}$$

dove T_{90} è il tempo necessario affinché si degradi il 90% della materia degradabile in un dato ambiente [67].

3. Nel caso di rifiuti affondanti, la velocità di sedimentazione

$$\mathbf{w}_{sed} = (0, 0, w_{sed})$$

viene sommata alla velocità deterministica \mathbf{U} di ciascuna particella numerica.

Il campo di concentrazione $C_{i,j,k}$ viene calcolato dall'algoritmo ad intervalli di tempo fissati dall'utente mediante il semplice conteggio del numero di particelle che si trovano a quel determinato istante in ciascuna maglia di griglia.

4.3.1 Il modello accoppiato POM2D-LAMP3D

Il campo di velocità deterministico \mathbf{U} , necessario al modello LAMP3D per il calcolo della dispersione delle particelle, potrebbe essere fornito da misure sperimentali se disponibili, ma dato che nella maggior parte dei casi non lo sono, vengono utilizzati i campi calcolati con il modello idrodinamico [48] in approssimazione bidimensionale (POM2D).

La scelta di questa approssimazione è stata dettata da un lato dalla maggiore facilità di implementazione del modello barotropico nel caso di un dominio con tre bordi aperti, dall'altro dalla minore esigenza di risorse di calcolo richieste dal modello di circolazione semplificato e quindi destinabili ad un più accurato calcolo dispersivo lagrangiano.

Questa possibilità è dovuta al fatto che il modello LAMP3D possiede un algoritmo per ricavare un campo tridimensionale di velocità applicando ai dati in uscita del modello, applicazione teorica che tiene conto dei dati sperimentali secondo la spirale di Ekman.

Come visto il modello POM2D risolve le equazioni dell'elevazione e del momento integrate dalla superficie al fondo, fornendo quindi in ogni punto di griglia orizzontale (i, j) , la velocità mediata sulla verticale $\mathbf{U} \equiv (U, V)$. Il modello LAMP3D calcola a partire da essa un campo tridimensionale di velocità

$$\mathbf{v}_{i,j,k}^L = (u_{i,j,k}^L, v_{i,j,k}^L, w_{i,j,k}^L)$$

basandosi sulla legge di conservazione della massa e sul profilo di velocità ottenuto a partire dal modello della spirale di Ekman prodotta dal vento che soffia sulla superficie marina. Anche se i dettagli predetti dal modello teorico sono stati raramente misurati, tuttavia gli effetti del trasporto integrale dovuto al profilo di velocità della spirale di Ekman sono stati osservati sia in mare aperto che in zone costiere [46, pag.389]. Quindi, usando il campo orizzontale di velocità mediata in verticale calcolato dal modello POM2D, la velocità oriz-

zontale $\mathbf{v}_{i,j,k}^L = (u_{i,j,k}^L, v_{i,j,k}^L)$ ad una data profondità $k\Delta z$ viene calcolata con la formula

$$\mathbf{v}_{i,j,k}^L = \mathbf{U}_{i,j} \kappa H_{i,j} \frac{e^{\kappa(H+k)} - e^{-\kappa(H+k)}}{\left(e^{\frac{\kappa H}{2}} - e^{-\frac{\kappa H}{2}}\right)^2}, \quad (4.18)$$

dove

$$\kappa = (1+i) \frac{\pi}{\left(\frac{\delta_E}{\Delta Z}\right)}$$

è una funzione complessa (i indica l'unità immaginaria) della profondità di Ekman δ_E . La componente verticale della velocità viene poi calcolata imponendo la conservazione della massa in ciascuna maglia di griglia:

$$\begin{aligned} w_{i,j,k}^L &= w_{i,j,k+1}^L + \\ &+ \Delta Z \left(Re \left\{ \frac{\mathbf{U}_{i+1,j,k} - \mathbf{U}_{i-1,j,k}}{2\Delta X} \right\} + Im \left\{ \frac{\mathbf{U}_{i,j+1,k} - \mathbf{U}_{i,j-1,k}}{2\Delta Y} \right\} \right) \end{aligned}$$

La velocità deterministica viene infine assegnata a ciascuna particella numerica all'interno di una maglia di griglia mediante una interpolazione dei valori di $\mathbf{v}_{i,j,k}^L$ negli otto nodi di griglia circostanti la particella stessa [20].

La 4.6 riassume mediante un diagramma di flusso l'interazione fra i due modelli POM2D (idrodinamico) e LAMP3D (avvettivo-dispersivo).

4.3.2 I controlli per le particelle

Calcolata ad ogni passo temporale la posizione di ciascuna particella, il modello effettua una serie di controlli per evitare instabilità numeriche e risultati non realistici. I controlli sono effettuati sulla posizione della particella al fine di verificare:

- se la particella è uscita fuori dal dominio di calcolo
- se ha raggiunto punti di terraferma

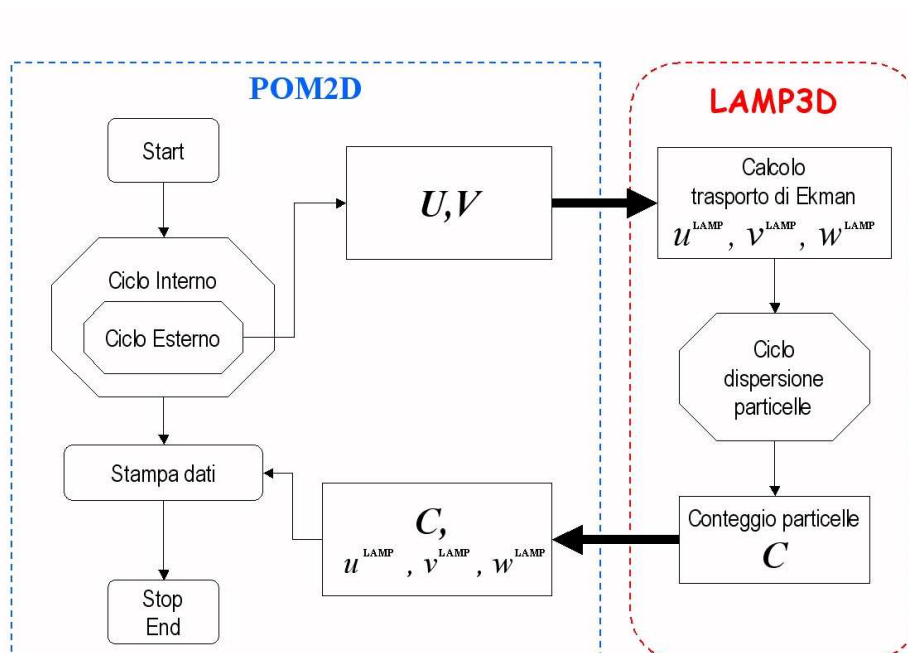


Figura 4.6: Diagramma di flusso del modello accoppiato POM2D-LAMP3D. U, V sono le componenti della velocità mediata in verticale calcolata dal modello idrodinamico; u^L, v^L, w^L sono le componenti del campo tridimensionale di velocità calcolato sulla base del profilo della spirale di Ekman; C è il numero di particelle per maglia di griglia.

- se ha raggiunto punti di profondità superiore a quella batimetrica

Nel primo caso viene effettuato il controllo per verificare se la nuova posizione ha coordinate di griglia più grandi delle dimensioni della matrice; nel secondo caso si controlla che la particella non si trovi in un intorno pari a metà del passo spaziale di un punto di griglia cui è stato assegnato il valore simbolico rappresentante la terraferma; nell'ultimo caso si verifica che lo spostamento dovuto alla velocità deterministica e casuale non abbia portato la particella a profondità maggiori della batimetria.

4.3.3 Il calcolo della concentrazione

Eseguiti questi controlli la particella viene considerata valida al fine del calcolo della concentrazione, dove per concentrazione si intende il numero di particelle che ad un certo passo temporale sono all'interno di una maglia di griglia. Il programma esegue il conteggio del numero di particelle per ciascuna maglia individuata con l'indice del vertice in basso a destra, e memorizza il dato che viene trascritto con cadenza temporale in un file di output utilizzabile per i programmi di grafica.

Inoltre se l'inquinante di cui si sta simulando la dispersione è del tipo 'decadente', ad ogni passo temporale viene calcolata per ogni particella la probabilità di sopravvivenza. Il decadimento della concentrazione c nel tempo t è rappresentato in generale tramite la formula

$$\frac{dc}{dt} = -Fc$$

$$c(t) = c(0) \cdot e^{-\int_0^t F(\tau) d\tau}$$

se F è costante:

$$c(t) = c(0) \cdot e^{-F(t)}$$

F si dice *fattore di decadimento*: se è costante $\frac{1}{F}$ è l'intervallo di tempo che porta ad una riduzione pari a $\frac{1}{c}$ della concentrazione iniziale.

Spesso $\frac{1}{F}$ viene espresso in funzione del parametro T_{90} calcolato come

$$c = c(0) \cdot 10^{-\frac{t}{T_{90}}}$$

Applicando questa legge di decadimento esponenziale, ad un certo passo temporale la possibilità della particella di sopravvivere fino al passo successivo è data dalla formula:

$$P = 1 - \frac{1}{\tau}$$

in cui

$$\tau = \frac{T_{90} \cdot 3600}{\Delta t \cdot \ln 10}$$

Il valore ottenuto per la probabilità P viene confrontato con un numero pseudorandom ottenuto dalla subroutine e se il valore della probabilità è inferiore al numero pseudorandom generato, la particella non è più considerata nei calcoli successivi e viene contata come decaduta.

4.4 Modello degradativo

Il modello numerico POM-LAMP3D è stato sviluppato per simulare la circolazione costiera forzata dal vento e la dispersione di inquinanti in mare per poterne valutare gli impatti ambientali; il modello è caratteristico per le acque del Mediterraneo più calde di quelle considerate in altri studi. In questo lavoro di tesi è stato aggiunto in uscita un nuovo modello per valutare l'impatto dei residui organici sull'ambiente marino circostante.

Una sua possibile applicazione è stata sviluppata in relazione ai residui derivanti dagli allevamenti di maricoltura in cui le fonti di inquinanti sono costituite dal mangime non ingerito e dai cataboliti prodotti del metabolismo degli organismi allevati. Questi rifiuti organici, che provengono dagli allevamenti, impattano i sedimenti e hanno effetti sulle comunità bentoniche presenti nell'area, provocando una riduzione della diversità e dell'abbondanza degli organismi stessi. Ciò

dipende dalla capacità di assimilazione dei sedimenti, dalla risposta e dalla distribuzione degli organismi bentonici.

In altri studi sono stati sviluppati modelli per la valutazione del tasso di deposizione del carbonio sul fondale derivante dagli allevamenti di pesci in gabbie a mare: *Ross et al. 1993* [55] considerarono l'ecosistema dei fiordi scozzesi ad una scala troppo ampia per poter essere applicata al Mediterraneo.

Gowen et al. 1989 [34] svilupparono un semplice modello basato sulle registrazioni di correntometri e i dati di produzione dell'allevamento considerando quindi solo la deposizione del carbonio e non dando informazioni sui parametri chimico fisici che influenzano il destino del carbonio che arriva sul fondo; inoltre non individuano fattori che permettano variazioni di input nel tempo.

Ali et al. 1991 usarono un programma grafico e il GPS Geographical Information System per mappare la deposizione sul fondo e gestire gli impatti.

Pahchang et al. 1997 [50] svilupparono un modello ATWATS comprendente il complesso idrodinamico della onde e delle correnti tidali e forzate dal vento, considerando anche i processi di risospensione.

Cromey et al. 2001 [17] hanno sviluppato il modello DEPOMOD composto da più submodelli che analizzano le traiettorie delle particelle derivanti dagli allevamenti, la risospensione e la risposta delle comunità bentoniche a seconda degli indici di abbondanza relativa e ITI Infaunal Trophic Index. DEPOMOD prende spunto dal modello BenOss sviluppato dal Dunstaffnoye Marine Laboratory *Cromey et al. 1997* [16] che traccia le particelle organiche dalla sorgente alla deposizione sui sedimenti

Questi modelli usano il campo di corrente bidimensionale non tenendo in considerazione quindi la variazione della velocità lungo la verticale e la sua influenza sul percorso delle particelle e non trattano le diverse tipologie di inquinanti (azoto, fosforo, carbonio) con i loro tipici tassi di deposizione.

Inoltre il modello degradativo sviluppato in questo lavoro, valuta l'impatto sulle comunità bentoniche dovuto ai residui derivanti dagli impianti di maricoltura considerando la degradazione del carbonio che avviene sul fondale ad opera delle comunità microbiche.

4.4.1 Valutazione della degradazione organica

Il modulo degradativo prende spunto dal modello proposto da *Findlay e Watling* [29] che da informazioni sulla risposta del benthos all'arricchimento organico dovuto ai residui dell'acquacoltura; gli effetti dell'aumento del flusso di carbonio ai sedimenti e alle comunità bentoniche sono:

- incremento del carbonio nel sedimento
- decremento del potenziale di ossido-riduzione nel sedimento
- incremento del metabolismo del benthos misurato in relazione alla quantità di ossigeno consumato
- incremento del flusso di anidride solforosa e metano dai sedimenti
- incremento del flusso di nutrienti
- alterazione della struttura delle comunità microbiche
- alterazione dell'abbondanza e della struttura delle comunità della macrofauna.

L'impatto bentonico viene quindi definito in base al flusso di sostanza organica che giunge sul sedimento e in base ai fattori che determinano il bilancio tra metabolismo aerobico ed anaerobico. Quando il carbonio è consumato anaerobicamente si ha la produzione di anidride solforosa e metano e conseguentemente una diminuzione dell'abbondanza di specie e diversificazione nella struttura delle comunità bentoniche, inducendo un impatto sull'ambiente. L'indice di impatto è quindi basato sul rapporto tra l'ossigeno fornito al sedimento e l'ossigeno richiesto utilizzato per degradare la sostanza organica presente sul fondo. L'**ossigeno fornito** è calcolato in base alla prima legge di Fick, basata sulla diffusione molecolare:

$$F = \frac{D(c_{\infty} - C_0)}{z_{\delta}}$$

dove D è il coefficiente di diffusione molecolare dell'ossigeno, C_∞ e C_0 rappresentano la concentrazione di ossigeno nella massa d'acqua e sull'interfaccia con il sedimento, rispettivamente, calcolato in $mmoli/m^3$, z_δ rappresenta lo spessore dello strato di diffusione misurato in m . In base a questa legge l'ossigeno fornito al sedimento dipende da tre variabili ambientali:

- spessore dello strato diffusivo che dipende dal flusso di velocità in prossimità del fondale
- temperatura
- concentrazione dell'ossigeno nelle acque di fondo

Supponendo che ci si trovi in condizioni di saturazione dell'ossigeno nella massa d'acqua e ad una temperatura di $15^\circ C$, l'ossigeno fornito, misurato in $mmoli\ m^{-2}\ giorni^{-1}$, dipende solamente dalla velocità v ($cm\ s^{-1}$) della corrente sul fondo in base alla relazione:

$$O_{2sup} = 736,3 + 672,5 * \log(v)$$

In generale l'ossigeno viene trasportato ai sedimenti attraverso più meccanismi, quali: la diffusione molecolare, le biotubazioni, l'advezione dovuta alle onde e alle correnti. Nel modello viene considerata solo la diffusione molecolare perchè nella maggior parte dei casi analizzati da *findlay* le velocità non sono abbastanza alte da generare un gradiente di pressione tale per dar luogo all'advezione, mentre la bioturbazione diminuisce se il carico organico aumenta quindi non viene considerato come fattore rilevante dove si è in presenza di un flusso di carbonio verso i sedimenti. La velocità della corrente quindi in questo modello non è importante solo per la distribuzione dei residui nell'ambiente ma ha anche un ruolo chiave nella riduzione dell'impatto sul benthos perchè se la velocità della corrente è maggiore diminuisce la quantità di carbonio ai sedimenti aumentando la dispersione e inoltre l'ossigeno fornito aumenta permettendo una maggiore degradazione della sostanza organica.

L'**ossigeno richiesto** viene definito in base al metabolismo del benthos che dipende dal flusso di carbonio C che giunge al sedimento, misurato in $mmol\ m^{-2}\ d^{-1}$, secondo la relazione:

$$O_{2dem} = 1,07 * C - 32,6$$

4.4.2 Il parametro rI

Viene così definito l'indice di impatto rI come rapporto tra l'ossigeno fornito al sedimento O_{2sup} e l'ossigeno richiesto O_{2dem} :

$$rI = \frac{O_{2sup}}{O_{2dem}}$$

Si hanno tre possibili scenari:

1. quando $rI > 0$ l'ossigeno fornito risulta maggiore di quello necessario per la degradazione della sostanza organica, quindi l'impatto è minimo o nullo;
2. quando $rI \approx 0$ l'impatto è moderato;
3. quando $rI < 0$ l'ossigeno fornito è minore di quello richiesto per il metabolismo del benthos quindi si instaurano condizioni di anossia con la conseguente perdita di macrofauna bentonica e lo sviluppo di batteri solfurei; l'impatto è alto.

Calcolato l'indice rI sono imposti tre tassi del carbonio organico presente che danno conto dello stato di salute del sedimento e delle comunità bentoniche:

- r-oligo $27.53\ mmol\ m^{-2}\ d^{-1}$ sedimento non stressato
- r-iper $30.59\ mmol\ m^{-2}\ d^{-1}$ sedimento poco stressato
- r-meso $57.50\ mmol\ m^{-2}\ d^{-1}$ sedimento stressato

I tassi sono utilizzati dal modello per calcolare la concentrazione di sostanza accumulata sul fondo cioè non degradata in modo aerobico dai microrganismi e che costituisce un impatto per le comunità bentoniche presenti. In particolare,

nel modello degradativo l'intervallo di stress è posto pari a 0.5 quindi per valori di rI minori di 0,5 il sedimento e le comunità bentoniche sono in condizioni di stress quindi molto impattate.

Inoltre il modello calcola, in base alla concentrazione di sostanza organica presente sul fondale misurata in numero di particelle pe maglia di griglia e poi convertito in g/m^2 , l'area del fondale in m^2 su cui questa sostanza si accumula, e la sua evoluzione nel tempo per individuare se rimane sempre confinata al di sotto delle gabbie o si disperde in relazione alle correnti.

Nella figura 4.7 è mostrato l'innesto del modello con POM-LAMP3D, mentre in figura 4.8 è descritto nel particolare il diagramma di flusso generale del modello e sono indicati i file di input che prende dalle uscite di POM-LAMP3D e i file di output generati per valutare l'impatto sulle comunità bentoniche.

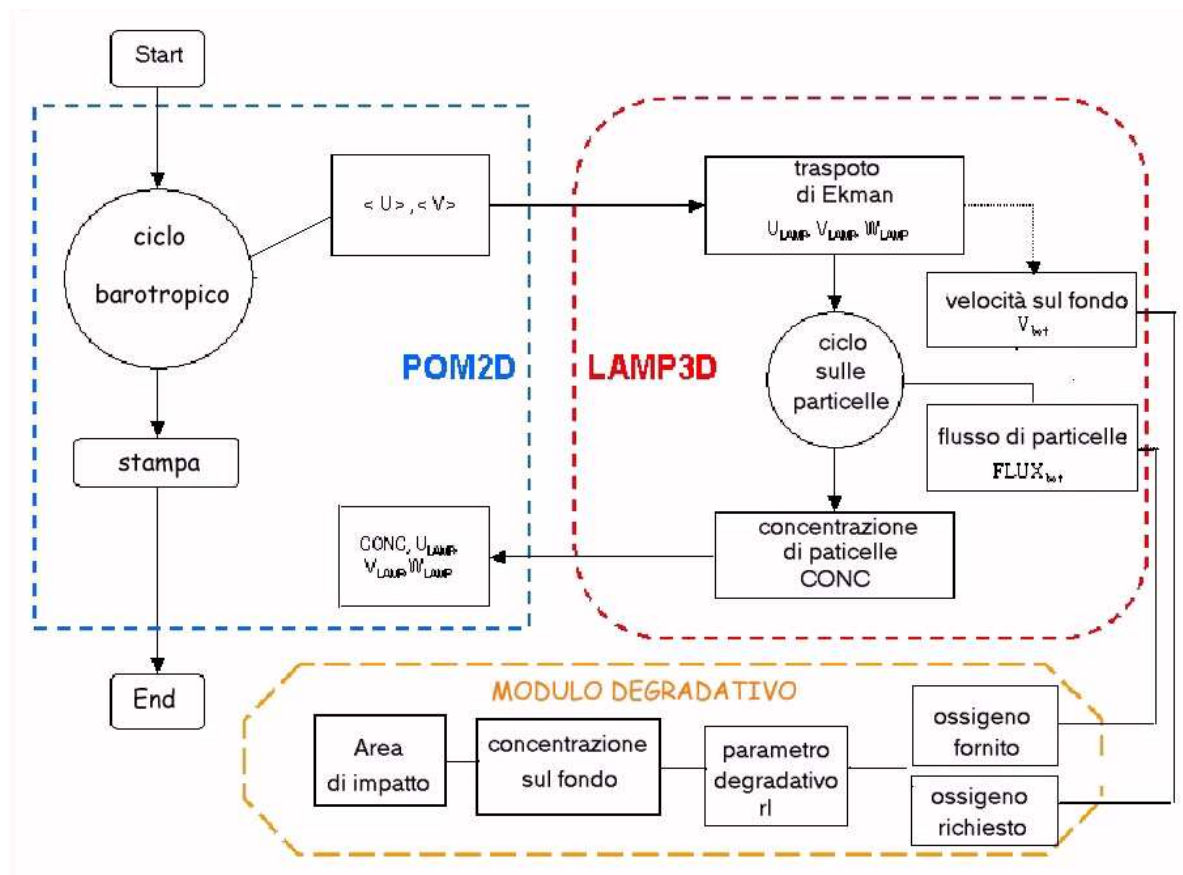


Figura 4.7: Diagramma di flusso dei tre modelli e del loro accoppiamento

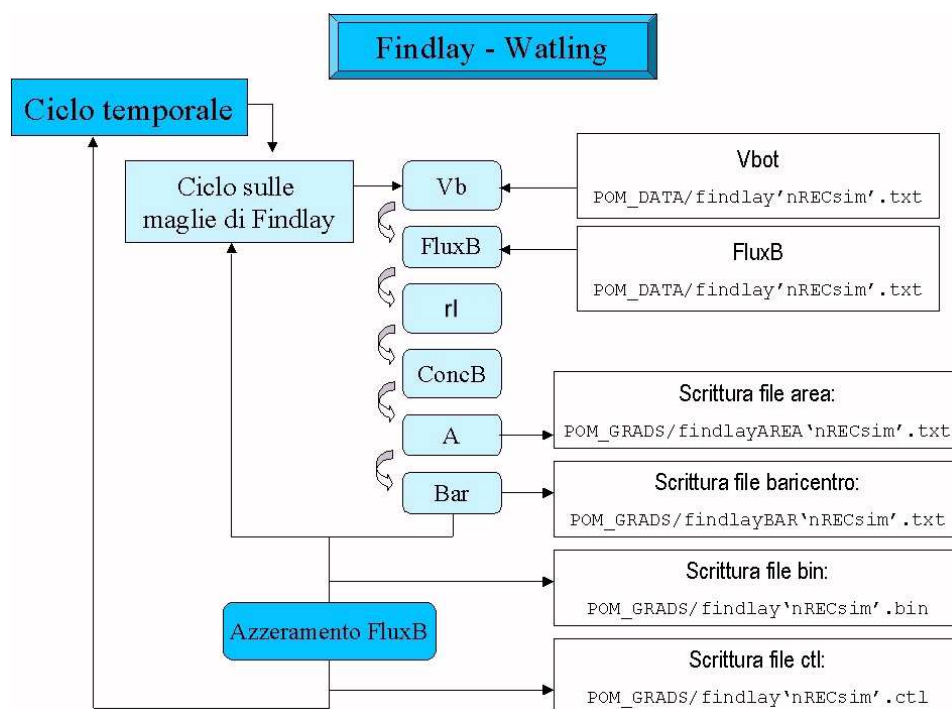


Figura 4.8: Diagramma di flusso del modulo di degradazione con i file di input e output

Applicazione all'impianto di Lavagna

5.1 Descrizione dell'impianto di maricoltura di Lavagna

Al fine di valutare l'impatto dei rifiuti da maricoltura è stato applicato, come già detto, il modello avvevativo dispersivo POM-LAMP3D per simulare in tre dimensioni la circolazione costiera forzata dal vento e la dispersione dei rifiuti prodotti (mangime non consumato e particelle fecali) dall'impianto di maricoltura situato in un tratto di mare aperto antistante la costa orientale del Tigullio nei pressi di Lavagna su un fondale con profondità media di circa 40 *m*, ad una distanza dalla costa di circa 1.5 *km*. Nelle figure 5.1, 5.2 è indicata la posizione dell'impianto di maricoltura davanti al golfo di Lavagna e la fotografia delle gabbie in cui sono allevati i pesci.

In totale si contano attualmente otto gabbie di 2000 m^3 ciascuna e l'area totale in concessione è di $2 \cdot 10^5 m^2$. Il tipo di gabbia usato è fra i più moderni: la struttura è in tubi di plastica dura riempibili attraverso apposite manichette ad aria compressa o acqua. La rete di nylon, tenuta distesa da una serie di pesi,

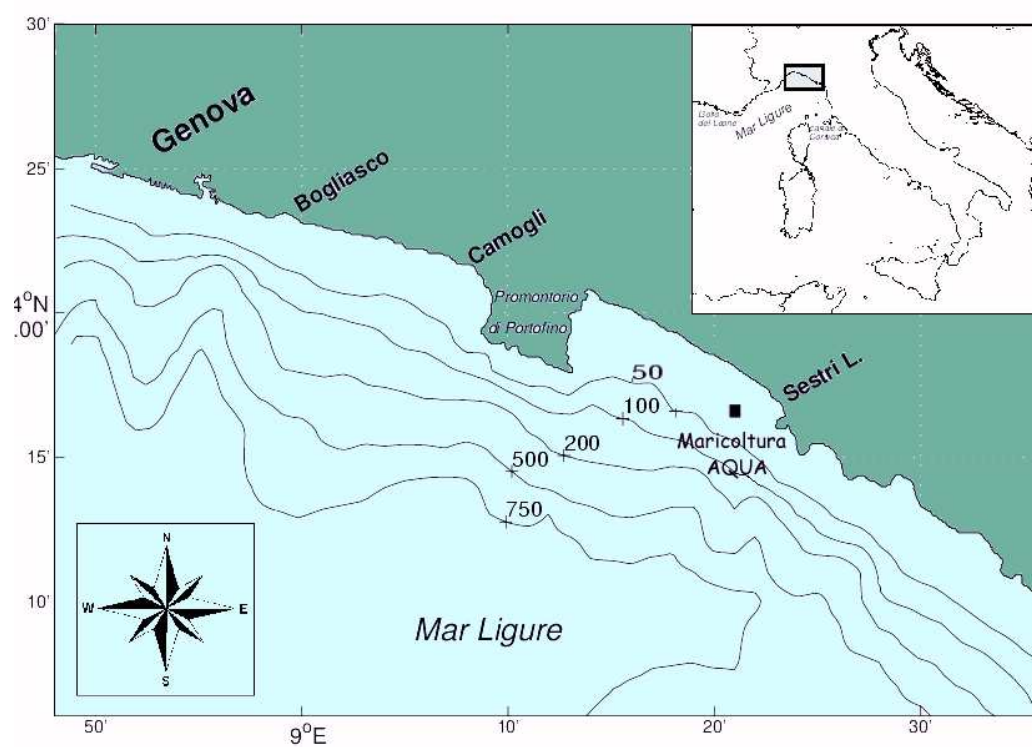


Figura 5.1: Posizione dell'impianto di maricoltura AQUA al largo di Lavagna: a Sud-Est rispetto alla foce del torrente Entella, ad una distanza da costa di circa 1.5 km



Figura 5.2: Fotografia dell'impianto con le gabbie in posizione di galleggiamento

è richiudibile sul lato superiore. Queste caratteristiche permettono in caso di mareggiate di immergere le gabbie fino a circa 10 m di profondità per evitare i frangenti e quindi di costruire allevamenti anche molto al largo, dove le acque sono più pulite e l'impatto sulla costa più limitato. Nelle figure 5.3, 5.4, 5.7 sono mostrate le caratteristiche delle gabbie e la loro struttura.

Le specie allevate sono *Sparus aurata* e *Dicentrarchus labrax*, la biomassa di pesce allevata è di 20 kg/m³ ed il ciclo produttivo di circa 16 mesi con un obiettivo di produzione totale di 200 ton/anno.

L'orata *Sparus aurata*, Fam. *Sparidae* è una specie molto pregiata, di rapido accrescimento in condizioni di temperatura favorevole, 18°C – 26°C, può raggiungere il peso di 500–600 g nel giro di 8–10 mesi. Resiste bene a temperature elevate fino a 32°C–34°C, mentre non sopporta altrettanto bene il freddo: muore se la temperatura scende al di sotto dei 5°C. Pur tollerando abbassamenti di salinità anche forti, non si adatta ad ambienti acquatici del tutto dolci. Può raggiungere i 10 kg di peso, tuttavia la sua taglia commerciale ottimale è di

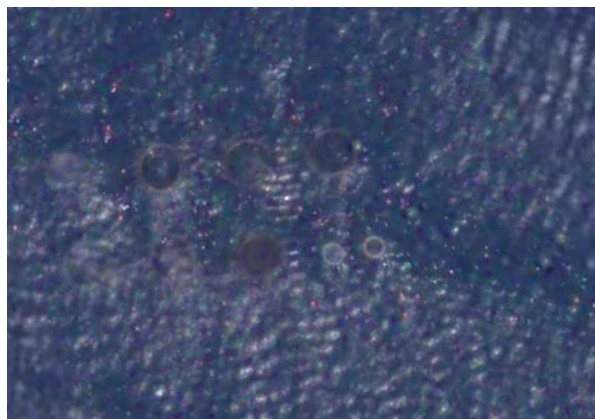


Figura 5.3: Foto aerea delle gabbie in posizione sommersa, presa da *Google Earth*: si vedono molto bene sei delle otto gabbie presenti.

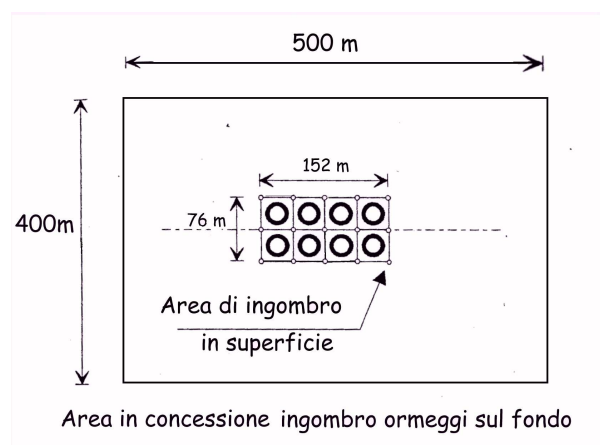


Figura 5.4: Area in concessione e area occupata dalle gabbie.

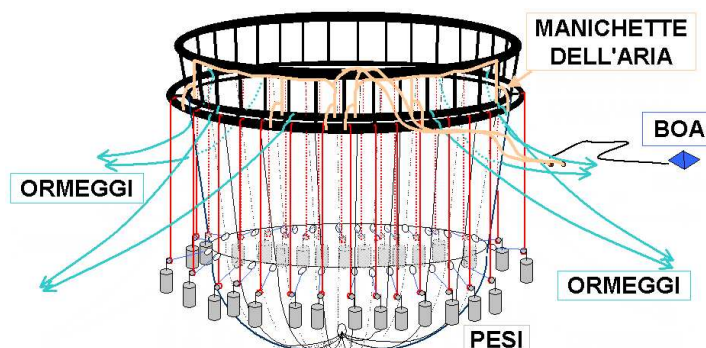


Figura 5.5: Schema delle gabbie utilizzate nell'impianto.

350 – 400 g. È un pesce carnivoro che si nutre preferibilmente di molluschi o di piccoli pesci. Si riproduce nei mesi invernali.

Il branzino o spigola *Dicentrarchus labrax*, Fam. *Serranidae* è anch'essa una specie pregiata, di buon accrescimento in condizioni di temperatura favorevole, $18^{\circ}\text{C} - 24^{\circ}\text{C}$, può raggiungere il peso di 300 – 400 g nel giro di 14 – 17 mesi. Resiste bene sia a temperature elevate fino a $30^{\circ}\text{C} - 32^{\circ}\text{C}$ ma in condizioni di buon ricambio idrico, sia a temperature piuttosto basse fino a $2^{\circ}\text{C} - 3^{\circ}\text{C}$. Si adatta bene anche agli ambienti acquatici del tutto dolci. Può oltrepassare i 10 kg di peso, tuttavia la sua taglia commerciale ottimale è di 300 – 500 g. È un pesce carnivoro che si nutre preferibilmente di altri pesci. Si riproduce in mare nei mesi invernali.

5.2 Impostazioni per la dispersione

I rifiuti prodotti da un impianto di acquacoltura dipendono dall'alimentazione degli pesci allevati e sono la somma dei rifiuti solidi fecali, i rifiuti disciolti e del cibo non consumato. Il mangime distribuito sotto forma di bocconi viene solo in parte ingerito e la frazione non ingerita si disperde nell'acqua e nel sedimento. Il resto del cibo mangiato verrà in parte assimilato fornendo energia e



Figura 5.6: *Sparus aurata*: orata.

nutrienti per il metabolismo, la crescita e la riproduzione, in parte escreti nelle feci come rifiuto solido, mentre i cataboliti saranno escreti sotto forma di rifiuto liquido, come mostrato in figura 5.8.

La perdita di mangime dipende da diversi fattori, incluso il comportamento alimentare dello stock ittico, la stabilità del cibo nell'acqua, il metodo di distribuzione ed il tempo di distribuzione. In passato il mangime era prodotto mediante pressione delle materie prime finemente macinate. Poiché tale tipo di mangime si dissolve velocemente in acqua, deve essere distribuito in grandi quantità, di cui buona parte non viene ingerito dai pesci, provocando così un consistente impatto ambientale.

Metodi più moderni di preparazione del mangime sono basati sulla estrusione e cottura delle materie prime, per ottenere *pellet* molto più stabili in acqua, dal maggiore apporto energetico e con una determinata galleggibilità.

Questa tecnica di preparazione del cibo, affiancata da una opportuna metodologia di distribuzione, permette di ridurre significativamente il quantitativo di



Figura 5.7: *Dicentrarchus labrax*: branzino.

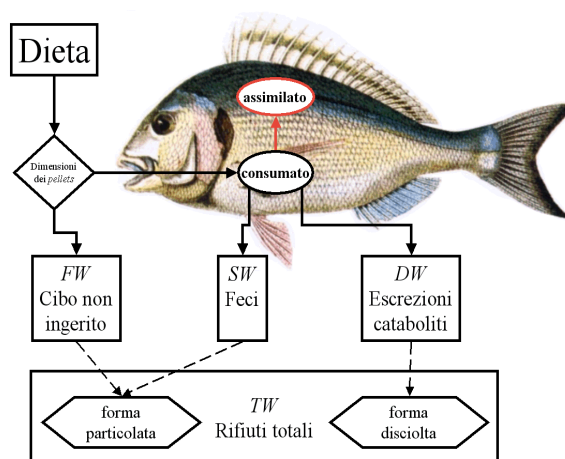


Figura 5.8: Schema dell'origine e della natura dei rifiuti della maricoltura.

mangime distribuito e l'impatto ambientale. Il tipo di mangime fornito condiziona naturalmente anche la composizione e la natura fisica dei rifiuti di origine fecale, che dipenderanno dai componenti della dieta e dalla digeribilità del mangime.

Nella maricoltura AQUA di Lavagna i pesci vengono allevati mediante somministrazione di *dry pellet* ad alto contenuto energetico del tipo ECOMAR prodotto dalla BIOMAR e dalla HENDRIX. Questo mangime è composto principalmente da proteine (44.5% del peso), lipidi (23%) e carboidrati (15%). La frazione rimanente consiste in ceneri (10%), fosforo (1.35%) e fibre (1%). Nelle simulazioni sono stati considerati l'azoto, il fosforo ed il carbonio organico contenuti nelle feci, nel mangime non ingerito e nei prodotti dell'escrezione. Azoto e fosforo in forma solubile hanno, in bacini chiusi o protetti, il potenziale di causare ipernutrizione, spesso seguita da eutrofizzazione del corpo d'acqua. Ciò si manifesta difficilmente in maricoltura, a meno che non si trovi in bacini particolarmente protetti a scarso idrodinamismo.

In forma particolata, azoto, fosforo e carbonio organico si depositano sul fondo su un'area la cui vastità è correlata alla velocità della corrente, alla profondità e alla loro quantità, comportando un arricchimento organico dell'ecosistema bentonico con incremento dei fabbisogni di ossigeno da parte del sedimento e, a seconda delle condizioni di apporto di ossigeno (aree riparate e poco profonde con scarso di ricambio idrico hanno limitati apporti di ossigeno), la possibile formazione di composti anossici con produzione di biossido di carbonio CO_2 e acido solfidrico H_2S .

5.2.1 Concentrazioni dei nutrienti nei residui metabolici

Utilizzando il bilancio di massa e semplici principi nutrizionali, *Ackefors et al. 1990* [1] hanno calcolato i carichi di azoto e fosforo totale rilasciati da un impianto di maricoltura come

$$n_{ril} = n_{fornito} - n_{usato} = P \times F_c \times C_d n - P \times C_f n$$

dove: P = produzione annua di pesce in kg (peso umido) / anno
 F_c = fattore di conversione del mangime
 C_{dn} = concentrazione del nutriente nel mangime in % del peso umido
 C_{fn} = concentrazione del nutriente nel pesce in % del peso umido

La produzione a regime della maricoltura oggetto di studio è $P = 200\,000\text{ kg/anno}$, il fattore di conversione del mangime è posto pari a $F_C = 1.3\text{ kg}$ di mangime per kg di pesce prodotto, dato che il mangime utilizzato è dei più moderni. La concentrazione di azoto nel mangime C_{dN} è assunta pari a 6.6% anche se in genere può variare tra il 6% e il 7.3% a seconda del mangime utilizzato (*Wallin et al. 1991* [68], *Lupatsch e Kissil. 1998* [42]); quella del fosforo C_{dP} è assunta pari al 1.35%. La concentrazione dei nutrienti nel pesce è posta pari a

$$C_{fN} = 3\% \quad C_{fP} = 0.4\%$$

in letteratura molti articoli riportano i risultati di misure sperimentali sulla concentrazione di nutrienti nel corpo dei pesci *Wallin et al. 1991* [68], *Enell 1995* [26], *Lall 1991* [41]; i valori utilizzati ipotizzano il massimo impatto possibile.

Allora applicando la formula si ottengono i valori di azoto e fosforo totali rilasciati:

$$\begin{aligned} N_{ril} &= (200000 * 1.3 * 0.066) - (200000 * 0.03) \\ &= 11160\text{ kg/anno} \cong 30.6\text{ kg/giorno} \end{aligned}$$

similmente per il fosforo:

$$P_{ril} = 2580\text{ kg/anno} \cong 7.1\text{ kg/giorno}$$

Dell'azoto e del fosforo rilasciati nell'ambiente parte saranno in forma particolata, parte in forma disciolta; *Ackefors et al. 1990* [1] hanno trovato che il 78% dell'azoto viene rilasciato in forma disciolta e il restante 22% in forma particolata, mentre per il fosforo 21% è disciolto e il 79% particolato.

5.2.2 Concentrazioni dei nutrienti nei residui alimentari

La percentuale di cibo non ingerito dai pesci e che quindi affonda depositandosi sul fondo varia tra l'1% e il 40%. *Gowen et al. 1987* [33] stimano una perdita di cibo pari al 20% di quello fornito, ma con l'utilizzo di mangimi ad alta energia si è visto che la percentuale del cibo perso diminuisce; usando trappole sedimentarie la *Scottish Association for Marine Science, UK* ha calcolato una perdita del 12%. Nel caso di moderni impianti di acquacoltura, *Findlay e Watling* [29] raccomandano per le applicazioni modellistiche il valore del 5% del cibo fornito.

Riferendosi a questo valore e considerando che viene somministrata una quantità di cibo pari a 260 *tonnellate/annue*, risulta allora:

$$N_{ril} = (260000 * 0.05 * 0.066) = 858 \text{ kg/anno} \cong 2.35 \text{ kg/giorno}$$

similmente per il fosforo:

$$P_{ril} = 169 \text{ kg/anno} = 0.46 \text{ kg/giorno}$$

Una grossa differenza fisica tra il particolato da residui alimentari e quello legato alle feci è data dalla diversa velocità di sedimentazione.

5.2.3 Concentrazioni di carbonio nelle feci e nel mangime non ingerito

Il contenuto di carbonio organico nel mangime e nelle feci può variare molto a seconda del tipo di mangime utilizzato; *Findlay et al. 1994* [29] hanno proposto una percentuale del 45% per il contenuto di carbonio nel mangime e del 28% nelle feci.

Per la produzione fecale *Dudley et al. 2000* [24] hanno proposto il valore di 1.9 g di feci prodotte per kg di pesce.

Nel caso della maricoltura AQUA di Lavagna la produzione di pesce è di 200 *ton/anno*,

si ottiene che le feci prodotte sono 380 kg/anno .

Sulla base delle assunzioni riportate, le quantità rilasciate in kg/giorno e i pesi in g/particella attribuiti alle particelle numeriche nelle simulazioni effettuate sono riportati in tabella 5.1:

	residui alimentari	particelle fecali
N	$2.35 \text{ kg/giorno} \rightarrow 2.35 \text{ g/part}$	$6.7 \text{ kg/giorno} \rightarrow 0.93 \text{ g/part}$
P	$0.48 \text{ kg/giorno} \rightarrow 0.48 \text{ g/part}$	$5.6 \text{ kg/giorno} \rightarrow 0.78 \text{ g/part}$
C	$16.03 \text{ kg/giorno} \rightarrow 16 \text{ g/part}$	$0.30 \text{ kg/giorno} \rightarrow 0.04 \text{ g/part}$

Tabella 5.1: Valori utilizzati nelle simulazioni dei nutrienti contenuti nel mangime non consumato e nelle feci; vengono considerati te nutrienti azoto N, fosforo P e carbonio organico C con le quantità rilasciate (kg/giorno) e i pesi delle particelle numeriche (g/particella).

5.3 Risultati dei lavori precedenti e discussioni

Nei lavori precedenti *Magaldi, Tesi di laurea 2001* [43], *Doglioli, Tesi di dottorato* [21] e *Doglioli et al. 2004* [23] sono stati utilizzati i modelli avvevivo-dispersivi POM-LAMP3D applicati all'impianto di maricoltura di Lavagna al fine di valutarne l'impatto sull'ambiente marino.

In *Magaldi, Tesi di laurea* [43] è stato appunto accoppiato il modello idrodinamico POM al modello dispersivo LAMP3D sviluppato da Andrea M.Doglioli [20]; per le simulazioni idrodinamiche applicate all'area in esame è stato considerato l'articolo di *Astaldi et al. 1983* [4] in cui è descritta la circolazione generale nel Mar Ligure sulla base di misure idrologiche e correntometriche effettuate presso Sestri Levante, in cui è messo in luce che vi è un movimento pressochè

continuo dell'intera massa d'acqua verso Nord-Ovest parallelamente alla costa con solo brevi periodi di inversione. La circolazione delle correnti nella zona viene quindi ricondotta ad una componente lungo costa dovuta ai gradienti di densità e alle variazioni di livello della superficie libera indotte dal vento e prodotte dal tipo di bacino semichiuso.

Nelle simulazioni condotte da *Magaldi* si è utilizzata come forzante del moto, il vento (trascurando come altra forzante il gradiente di densità), misurato dall'Aeronautica Militare dal 1963 al 1996 all'aeroporto Cristoforo Colombo di Genova. Dall'analisi statistica di questi dati di intensità e direzione del vento condotta con il metodo proposto da *Ravasco* [53], si sono individuati tre canali preferenziali: il canale NE grecale più frequente rispetto agli altri e che si manifesta soprattutto di inverno, il canale SE scirocco e il canale SSW libeccio più frequenti nei mesi estivi. Sono state condotte tre tipi di simulazioni diverse, una per ogni canale e una simulazione con vento variabile in intensità e direzione secondo quella che può considerarsi una tipica sequenza locale *Corazza, ARPAL-CMIRL*; i risultati ottenuti sono in buon accordo con i dati di circolazione. Per le simulazioni della dispersione sono stati considerate tre tipologie di inquinanti:

- inquinanti metabolici disciolti con rilascio in continuo
- particolato fecale con rilascio in continuo e velocità di simulazione $v_{sed} = 0.04 \text{ m/s}$
- residui alimentari con rilascio periodico (1 volta al giorno) e $v_{sed} = 0.12 \text{ m/s}$

Similmente, nel lavoro di *Doglioli, Tesi di dottorato* [21] e nell'articolo di *Doglioli et al. 2004* [23], come forzante principale per il modello idrodinamico si è scelto il vento, che sottocosta ha un ruolo molto importante nella dispersione e nel trasporto. Sono stati utilizzati gli stessi dati di vento usati nel lavoro di *Magaldi*, che costituiscono una delle serie più lunghe misurate in Liguria e più in prossimità dell'allevamento; per la dispersione sono state simulate le tre tipologie di inquinanti proveniente dalle gabbie, ma sono stati presi in considerazione valori della velocità di sedimentazione più realistici:

- per i residui alimentari *Doglioli* ha utilizzato i dati misurati in un esperimento di laboratorio condotto da *Chen et al. 1999* [13] in cui si forniscono i valori della velocità di sedimentazione del mangime utilizzato negli impianti per l'allevamento dei salmoni atlantici; le velocità sono comprese tra $v_{sed} = 0.06 \text{ m/s}$ e $v_{sed} = 0.12 \text{ m/s}$. Nell'articolo di *Chen* si sottolinea l'influenza della temperatura e della salinità medie caratteristiche del bacino in cui si trova l'impianto, sulla velocità di sedimentazione delle particelle.
- similmente per i residui di origine fecali viene considerato l'articolo di *Chen et al. 1999a* [14] in cui si misurano le velocità di sedimentazione delle particelle fecali sempre dei salmoni atlantici. Le velocità misurate sono comprese tra $v_{sed} = 0.02 \text{ m/s}$ e $v_{sed} = 0.04 \text{ m/s}$.

In tutti e tre i lavori è messo in luce come il materiale disciolto, essendo trasportato in sospensione dalle correnti, viene diluito e si disperde non dando luogo a fenomeni di accumulo vicino a costa come confermato nell'articolo di *Karakassis et al. 2000* [40] in cui si sottolinea come gli effetti principali sull'ambiente dovuti agli impianti di maricoltura siano strettamente confinati al comparto sedimentario. Il particolato invece si concentra in una piccola zona di fondale posta proprio sotto le gabbie, non si riscontrano variazioni nelle concentrazioni di materiale e di accumulo con la variazione della tipologia di rilascio, né variando le velocità di sedimentazione; i valori trovati comunque non superano mai i valori soglia di rischio ambientale indicati da *Cromey et al. 1998* [16] basati sui valori forniti dal *Marine Ecosystem Research Laboratory*.

Nell'articolo inoltre è condotta una validazione del modello sia per quello idrodinamico che per quello dispersivo. Per la correntometria sono stati confrontati i dati delle correnti calcolati dal modello con quelli misurati da due correntometri posizionati vicino all'impianto; il primo, posto a circa 2 km dalle gabbie ha misurato intensità e direzione della corrente dal febbraio 1993 al marzo 1994, mentre il secondo correntometro posto a circa 3 km dall'impianto ha effettuato la stessa misura nel periodo da agosto a ottobre 1997. Questi dati,

trattati statisticamente e inseriti nel database SIAM (ENEA), risultano essere in buon accordo con i valori calcolati dal modello soprattutto quelli ottenuti forzando il modello con il vento da NE, che è il più frequente nell'area.

Per i nutrienti i risultati modellistici sono stati confrontati con i dati misurati durante le campagne di monitoraggio dell'acqua e del sedimento intorno all'impianto imposte dall'Ufficio di VIA della Regione Liguria al momento dell'autorizzazione. I dati sono raccolti tra luglio 2000 e settembre 2003 e individuano i nitrati e fosfati nelle acque e l'azoto e il fosforo totale presenti nei sedimenti. In quest'ultimi, i flussi giornalieri calcolati dal modello sono in buon accordo con quelli estrapolati dai dati ambientali; il confronto tra i valori assoluti risulta essere di difficile esecuzione poichè i dati modellistici sono in g/m^2 , mentre quelli di campo sono espressi in g/kg , quindi sarebbero necessarie delle assunzioni non disponibili sulla densità del sedimento e sulla tecnica di campionamento per poter trasformare il risultato modellistico nella stessa unità di misura di quello dei dati di campo.

In questi lavori non si considerano velocità di sedimentazione del particolato caratteristiche, poichè non erano disponibili in letteratura dati più specifici. È stato quindi necessario per ottenere risultati più accurati, l'uso dei valori calcolati per gli allevamenti di orate e branzini in Mediterraneo, utilizzati nell'impianto di maricoltura considerato, e di una successiva validazione del modello.

Capitolo 6

Valutazione della sensibilità

6.1 Procedure fondamentali

Fasi procedurali fondamentali nello sviluppo di un modello matematico sono la verifica, la calibrazione e la validazione del modello al fine di valutare se questo si comporta come ci si aspettava e desiderava (*Jørgensen S.E. 1994 [38]*). Queste procedure devono essere iterate e ripetute più volte non costituendo una sequenza rigida di operazioni e gli esiti di ciascuna fase influenzano le altre e ne suggeriscono modifiche o aggiustamenti interni.

6.1.1 Verifica

La **verifica** è finalizzata a esaminare e validare la logica interna del modello esaminando accuratamente le equazioni, ossia la correttezza fisico-matematica del modello e la verosimiglianza di tutti i parametri utilizzati. Si considera la conformità del comportamento del modello a quanto ci si aspettava, la stabilità delle sue elaborazioni rispetto a piccole variazioni delle condizioni iniziali e la stabilità degli esiti previsti sul lungo periodo cioè assenza di divergenze, oscillazioni; si sceglie una certa sequenza di variazione delle funzioni forzanti e si analizzano le corrispondenti variazioni delle variabili di stato. Si analizzano a questo scopo gli errori del modello e le eventuali correlazioni tra errori e le altre

componenti del modello quali le forzanti, le condizioni al contorno, le condizioni iniziali la risoluzione spaziale e temporale. Nel caso in cui i risultati non sono quelli attesi bisogna cambiare la struttura o le equazioni del modello.

6.1.2 Calibrazione

La **calibrazione** è la fase in cui si cerca il migliore accordo tra i dati calcolati dal modello e quelli osservati. Questo si effettua attraverso l'analisi di sensibilità che permette di comprendere quali siano le componenti più sensibili del modello, fornendo una misura della sensibilità dei parametri, delle forzanti e delle altre componenti in relazione ai valori delle variabili di interesse del modello. L'analisi di sensibilità permette di distinguere le variabili che se modificate di poco determinano piccole variazioni del comportamento del sistema da quelle che invece hanno un effetto non lineare e potenzialmente divergente sul comportamento del sistema e che vanno quindi tenute sotto controllo.

6.1.3 Validazione

La **validazione** consiste in un confronto tra i dati, come previsti dal modello in varie condizioni e le evidenze sperimentali corrispondenti. Si possono distinguere: una validazione strutturale, qualitativa, in cui devono essere ben modellizzate con una accuratezza ragionevole le relazioni causa-effetto del sistema reale, e una validazione predittiva o quantitativa in cui devono essere in buon accordo le previsioni sul comportamento del sistema fatte dal modello con le osservazioni misurate. La scelta dei test da eseguire dipendono dallo scopo del modello, ma si usano frequentemente la deviazione standard, tra le uscite del modello e i dati misurati, e il confronto con i valori minimi e massimi di variabili di stato particolarmente importanti. Nel caso nella validazione fossero incluse più variabili di stato allora viene attribuito a ciascuna un peso. E' importante utilizzare un set di dati diversi ottenuti in altre condizioni o provenienti da condizioni ambientali simili rispetto a quelli utilizzati per la calibrazione. Se i dati a disposizione sono pochi allora è conveniente confrontare i valori medi considerando il livello generale delle variabili di stato considerate.

6.2 Analisi di sensibilità del modello

Si cercano di individuare in questa fase le componenti più sensibili del modello dandone una misura della sensibilità, effettuata attraverso una variazione dei parametri, delle funzioni forzanti il modello, dei valori iniziali e si considera la corrispondente variazione delle variabili di stato. Per quanto riguarda la sensibilità dei parametri, bisogna conoscerne bene l'intervallo di variazione e, inizialmente, tali valori possono essere presi dalla letteratura, il modello viene calibrato e verificato, ma è poi necessario effettuare un'analisi di sensibilità e una calibrazione più fine, con valori dei parametri più precisi. Bisogna ripetere più volte questa procedura prima di ottenere una verifica e una calibrazione finale soddisfacente. L'analisi viene effettuata a più livelli di variazione: prima si considerano variazioni ampie, poi con intervalli più stretti cercando di diminuire ancora il livello di incertezza dei parametri concentrandosi maggiormente, nella seconda e terza calibrazione, sui parametri più sensibili. Bisogna individuare quali sono i parametri più sensibili e questi devono essere determinati con maggiore accuratezza ad esempio attraverso esperimenti in laboratorio per determinarne i valori.

Sono analizzate anche le equazioni del modello variandole, o sostituendole con espressioni alternative più dettagliate e osservando le corrispondenti variazioni delle variabili di stato. I risultati ottenuti possono essere usati per modificare la struttura e la complessità del modello, se questo comporta un maggiore effetto sulle variabili di stato. C'è quindi una retroazione tra l'analisi di sensibilità e il diagramma concettuale del modello che ribadisce il principio che si tratta di processi iterati e non sequenze rigide.

Variando opportunamente le funzioni forzanti del modello e analizzando le variazioni dei valori delle variabili predette, si ottengono informazioni sull'importanza delle funzioni forzanti nella determinazione delle variabili e sul grado di accuratezza richiesto per i dati delle funzioni stesse.

6.2.1 Stima dei parametri

Molti parametri di interesse ecologico possono essere trovati in letteratura come valori approssimati o intervalli di valori: *Jørgensen et al. 2000* hanno pubblicato i valori di circa 120 mila parametri di interesse per i modelli ecologici. Se tutti i parametri sono presi dalla letteratura allora è necessario calibrare il modello perchè sono conosciuti come intervalli di valori di solito molto ampi. Le uscite del modello (i valori delle variabili di stato) sono confrontate con i valori misurati o osservati delle stesse variabili.

Si scelgono i set di parametri che danno la migliore corrispondenza tra le uscite del modello e le variabili di stato misurate. La calibrazione è necessaria perchè:

- i valori dei parametri sono noti con un certo grado di incertezza
- i modelli ecologici sono una approssimazione della natura e quindi non possono tenere in considerazione tutti i dettagli, ma solo i più importanti, e con la calibrazione si può assegnare un valore ad un parametro che tenga conto di queste omissioni.
- gli ecosistemi sono descritti da modelli a struttura dinamica quindi variazioni delle variabili fanno variare anche le funzioni forzanti.

La calibrazione non può essere condotta in modo casuale, ma è necessario far variare un parametro per volta e valutare la corrispondenza tra i valori osservati e le uscite di una o due variabili di stato per volta (calibrazione prova-errore). Bisogna considerare un valore iniziale del parametro, un suo intervallo di variazione e avere a disposizione una collezione di dati della variabile di stato considerata. Inoltre si deve stabilire un valore massimo di scarto tra i dati osservati e quelli calcolati dal modello. Si può anche utilizzare la calibrazione automatica che però deve considerare al massimo 6–9 parametri per poter essere accettabile e, minore è l'incertezza iniziale dei parametri, più facile è trovare il set di parametri che meglio approssima i dati osservati. È necessario inoltre fornire criteri oggettivi per la calibrazione: si attribuisce un peso maggiore alle variabili di stato, quelle per cui si desidera un migliore accordo con i dati osservati e quelli modellizzati.

Se non si riesce a calibrare il modello questo non significa che il modello non è corretto, ma spesso è dovuto ad una bassa qualità dei dati misurati. Infatti la qualità dei dati è fondamentale per una buona calibrazione; dato che le osservazioni devono riflettere la dinamica del modello è necessario avere a disposizione un set di dati con un basso valore di incertezza, campionati con una frequenza corrispondente alla dinamica del sistema.

Per l'approssimazione dei dati osservati a quelli ottenuti dal modello si devono trovare i coefficienti cubici della curva *spline* cioè le derivate seconde nel tempo della funzione *spline* $s_i(t)$ che approssima la variabile osservata $\varphi_i(t)$; oppure si può trovare il polinomio di grado n (di solito si considera del 4 – 8 grado) che approssima i dati osservati attraverso un'analisi di regressione di ordine n .

Comunque prima della calibrazione finale è necessario conoscere i valori dei parametri in modo più specifico di quelli riportati in letteratura, dato che dipendono dalle condizioni fisico-chimiche dell'ambiente circostante; si devono quindi condurre esperimenti in laboratorio per la loro valutazione.

Esiste comunque molta discrepanza tra i valori ottenuti in laboratorio e quelli in natura, in misura maggiore per i parametri biologici che per quelli chimico fisici perchè i parametri biologici:

- sono più sensibili ai fattori ambientali;
- sono influenzati da molti fattori ambientali alcuni dei quali altamente variabili e interdipendenti gli uni dagli altri, per questo è molto difficile stimare il valore di un parametro da misure di laboratorio, dove i fattori ambientali sono tenuti costanti, mentre per le misure condotte in situ non è possibile stabilire sotto quali condizioni le misure sono valide dato che questo richiederebbe la determinazione simultanea di troppi fattori ambientali interagenti tra loro;
- spesso la loro determinazione può essere condotta solo in modo indiretto (ad esempio la stima della biomassa fitoplanctonica viene ricavata da misure di concentrazione della clorofilla, ma non si ottengono valori esatti del

parametro biologico considerato; per ovviare si possono usare più metodi indiretti associati che approssimino meglio il valore del parametro).

Considerare quindi come costanti questi parametri è un'approssimazione e bisogna cercare metodi addizionali di stima dei parametri, combinati con le misure dei parametri essenziali. Inoltre molti parametri sono correlati a semplici proprietà, quali ad esempio la taglia o la superficie corporea, e le relazioni che li legano sono quelle della biochimica o della termodinamica. Uno dei punti deboli della modellizzazione ecologica è proprio, oltre alle relazioni di retroazione che si risolvono nell'utilizzo di modelli a struttura dinamica, nel trovare e stimare in modo corretto i parametri. Bisogna perciò dedicare molto tempo alla valutazione dei parametri poiché il modello e i suoi esiti ne dipendono fortemente.

In questo lavoro è effettuata la calibrazione e al validazione del modello advettivo-dispersivo e del modulo degradativo, individuando i parametri più sensibili dei modelli e assegnando a questi valori molto più precisi di quelli utilizzati nei lavori di *Doglioli e Magaldi* al fine di ottenere una maggiore accuratezza del modello.

Sono stati individuati, come parametri di maggiore importanza, la velocità di sedimentazione del mangime non ingerito e delle particelle fecali che vanno ad accumularsi sul fondale e, per i valori di questi parametri sono stati considerati i risultati di esperimenti in laboratorio condotti considerando le condizioni tipiche del Mediterraneo in cui è posto l'impianto di piscicoltura, con le particelle utilizzate come mangime per le specie allevate e le particelle fecali prodotte. Gli studi precedenti consideravano i valori presi dalla letteratura relativi ai salmoni atlantici non essendo disponibili dati per le orate e i branzini.

Sono state condotte più simulazioni con i nuovi valori al fine di effettuare una calibrazione del modello più accurata e la conseguente validazione.

Vengono descritti di seguito i due esperimenti di laboratorio in cui sono state misurate le velocità di sedimentazione dei residui di mangime non ingerito e delle particelle fecali rilasciate che costituiscono i parametri a cui il modello è più

sensibile.

6.2.2 Mangime non ingerito

Come già visto in precedenza, gli esperimenti numerici dimostrano che la sedimentazione di cibo non ingerito causa i maggiori impatti sotto le gabbie; come detto le perdite di cibo possono variare molto ma nel caso di moderni impianti di acquacoltura, *Findlay e Watling* [29] raccomandano il valore del 5% del cibo fornito per le applicazioni modellistiche.

La velocità di sedimentazione risulta essere un fattore chiave nel modello di dispersione applicato e si è valutato che se la velocità di sedimentazione è della stessa intensità della velocità della corrente locale, gli impatti sul fondale possono superare le soglie critiche imposte dalla legislazione vigente per gli allevamenti di pesce in mare.

Sono state per questo motivo misurate *Vassallo et al. 2005* [64] le proprietà fisiche del mangime non ingerito quali dimensioni delle particelle, proprietà di assorbimento dell'acqua, tempo di galleggiamento e velocità di sedimentazione delle particelle di cibo tipiche della sequenza di crescita di orate e branzini, in condizioni di laboratorio che riproducono le condizioni di temperatura e salinità caratteristiche del Mar Mediterraneo di cui in letteratura non erano forniti dati. Sono state così valutate le velocità di sedimentazione in relazione alle dimensioni delle particelle di cibo utilizzate tipicamente negli allevamenti di orate e branzini nel Mediterraneo, le 'Marico Seabass and Seabream' prodotte dalla Coppens International sia le particelle estruse che particellari tipiche della sequenza di crescita di questi pesci.

La velocità di sedimentazione dipende oltre che dalle dimensioni delle particelle anche dal tempo di galleggiamento medio τ_{float} (s), tempo in cui permangono sulla superficie prima di affondare. Le velocità di sedimentazione sono state calcolate utilizzando un tubo di plexiglass riempito con acqua con caratteristiche fisiche tipiche del Mediterraneo e misurando il tempo di caduta delle particelle

tra due tacche successive segnate sul tubo. Il tempo di galleggiamento è valutato come il tempo necessario alle particelle per scendere sotto i primi 5 *cm*.

E' stato messo in luce da questo esperimento in laboratorio che la velocità di sedimentazione dipende principalmente dal tempo di galleggiamento, dal tipo e dalle dimensioni delle particelle: quelle più grandi sedimentano più velocemente tranne che per quelle con diametro di 6 *mm*.

Le dimensioni influenzano anche il tempo di galleggiamento che risulta essere inversamente proporzionale alla temperatura; inoltre si è osservato un aumento del peso delle particelle con il tempo di immersione in acqua (fino al 42% di incremento dopo 10 minuti di immersione) soprattutto per le particelle di minori dimensioni mentre non ci sono rilevanti aumenti delle dimensioni delle particelle stesse. I risultati degli esperimenti sono mostrati nella tabella 6.1:

Diametro (mm)	3	3.5	4.5	5	6
$V_{sed}(ms^{-1})$	0.087	0.118	0.103	0.144	0.088
$\tau_{floatmedia}(s)$	69	73	29	2	12

Tabella 6.1: Velocità di sedimentazione dei *pellets* di mangime

6.2.3 Particelle di origine fecale

Negli studi precedenti si sono utilizzate velocità di sedimentazione calcolate per le particelle fecali di salmoni atlantici con dimensioni e caratteristiche diverse da quelle dei pesci marini allevati nell'impianto di maricoltura in questione. Per migliorare l'accuratezza del modello si è perciò fatto riferimento al lavoro di *Magill et al. 2005* [44] in cui si è determinata la velocità di sedimentazione del materiale fecale proveniente dagli impianti di acquacoltura di orate e branzini. Il materiale fecale è stato raccolto sotto le gabbie dei pesci nel Mar Mediterraneo a Ovest della Grecia nel periodo tra settembre e ottobre 2002 quando l'effetto

dovrebbe essere al picco stagionale e da pesci di tre diverse dimensioni come mostrato nella tabella 6.2:

Taglia	Sparus aurata	Dicentrarchus labrax
piccola	60 g	50 g
media	240 g	80 g
grossa o commerciale	380 g	280 g

Tabella 6.2: Dimensioni dei pesci

Le trappole, in cui è stato raccolto il materiale fecale, sono state posizionate sul fondo sotto le gabbie dei pesci con minor *fouling* e lontano dai pasti, al fine di minimizzare la componente non fecale raccolta. Il materiale presente nelle trappole è stato portato in laboratorio e fatto cadere in una colonna di plexiglass riempita con acqua nelle stesse condizioni del sito di raccolta (temperatura tra i $21^{\circ}C$ e i $25^{\circ}C$ e salinità pari a 35 – 36 per mille) per valutarne la velocità di sedimentazione.

Dai risultati ottenuti per la valutazione della velocità di sedimentazione delle particelle fecali di orate e branzini è stata costruita una distribuzione di frequenza delle velocità di sedimentazione per ogni categoria di taglia per entrambe le specie.

Le particelle fecali dei branzini hanno tasso di sedimentazione più alto per tutte le classi di taglia considerate. In media si ottengono come velocità di sedimentazione per il materiale fecale i seguenti risultati:

- per le orate: 0.0048 m/s
- per i branzini: 0.0070 m/s

I valori ottenuti sono più bassi di quelli trovati per i salmoni atlantici *Salmo salar* in studi di diversi autori : *Chen et al. 1999* [14] in esperimenti di laborato-

rio hanno misurato valori di velocità pari a $0,054 \text{ m/s}$ - $0,066 \text{ m/s}$ considerando particelle fecali prodotte da salmoni nutriti con mangime ad alta digeribilità che riducono la produzione di feci dal 25% - 30% del peso secco del cibo consumato al 10% - 25%. *Panchang et al. 1997* [50] hanno effettuato osservazioni in mare ottenendo un valor medio della velocità di sedimentazione pari a $0,032 \text{ m/s}$, con circa il 70% delle misure comprese tra i valori di $0,02 \text{ m/s}$ e $0,04 \text{ m/s}$.

Questa minore velocità di sedimentazione è dovuta al fatto che la maggior parte delle particelle fecali delle orate e dei branzini sono più piccole di quelle dei salmoni atlantici, perchè:

- le taglie delle orate e dei branzini considerati sono minori rispetto a quelle dei salmoni degli altri studi e quindi generano particelle fecali più grosse che sedimentano più velocemente.
- i salmoni atlantici hanno un sistema digestivo e una dieta diversa che dà luogo a particelle fecali con diversa friabilità.

Nel lavoro di *Chen et al. 1999* è anche messo in luce il fatto che la velocità di sedimentazione delle particelle fecali non dipende in larga misura dalle dimensioni delle particelle stesse, ma piuttosto dalle condizioni ambientali specifiche del sito considerato soprattutto la salinità, e in minor misura, la temperatura. Inoltre le condizioni ambientali determinano e condizionano la dispersione e la deposizione del materiale fecale in maniera molto maggiore rispetto alla taglia. Per questi motivi è importante al fine di valutare correttamente la dispersione, tenere conto delle condizioni fisiche proprie del Mediterraneo come nel lavoro di *Vassallo et al.* e di *Magill et al.*. Inoltre in quest'ultimo lavoro viene messo in evidenza come sia importante considerare nel modello di deposizione la distribuzione delle velocità di sedimentazione per le diverse taglie delle specie allevate, piuttosto che considerare le velocità medie: i risultati ottenuti utilizzando le velocità medie sottostimano l'impatto nella zona sotto le gabbie, ma lo sovrastimano nelle zone adiacenti.

Simulazioni e validazione

7.1 Introduzione

In questo lavoro di tesi si è considerata la dispersione dei residui costituiti da particelle di mangime non ingerito e particelle fecali derivanti dall'impianto di maricoltura al largo di Lavagna; la dispersione del materiale disciolto non è invece stata considerata perchè, come già messo in luce nei lavori precedenti di *Magaldi*, *Doglioli* e di *Karakassis*, non ha impatto sull'ambiente circostante, poiché viene diluito e trasportato dalla corrente, non si accumulandosi sottocosta ed è facilmente degradato e assimilato dall'ambiente stesso.

Rispetto a questi lavori sono state apportate importanti modifiche al codice e ai parametri chiave che regolano le simulazioni: ad esempio, le velocità di sedimentazione dei residui di mangime non ingerito utilizzate sono più precise perchè calcolate specificatamente per il tipo di mangime fornito ai pesci allevati nell'impianto e nelle condizioni tipiche del tratto di Mar Mediterraneo in cui è ubicato l'impianto; similmente per le particelle fecali le velocità di sedimentazione sono calcolate per le feci delle orate e branzini.

E' inoltre stato aggiunto in uscita al modello advettivo-dispersivo POM-LAMP3D il modulo degradativo sviluppato, per la valutazione della degradazione della sostanza organica che giunge sul fondale e dell'impatto ambientale che può ge-

nerare. Questo garantisce una migliore sensibilità del modello, una più accurata valutazione dei fenomeni derivanti dalla dispersione di materiale solido proveniente dall'impianto e un incremento della capacità predittiva del modello.

Inoltre il modulo degradativo tiene in considerazione i processi biologici-ecologici e non solo fisici; questi permettono di prevedere non solo dove si andranno a depositare le particelle rilasciate, ma anche cosa succederà loro una volta giunte sul fondale, migliorando le capacità del modello di valutare l'impatto ambientale in seguito al rilascio di inquinanti organici in mare.

Si analizzano di seguito le varie simulazioni condotte nei diversi scenari e i risultati ottenuti.

7.2 Simulazioni del mangime non consumato

Per simulare l'impatto dei residui di cibo non mangiato proveniente dall'impianto a gabbie a mare si sono utilizzati i dati di velocità di sedimentazione ottenuti dall'esperimento in laboratorio condotto da *Vassallo et al. 2005* [64]. Dato che il modello risulta essere sensibile alla velocità di sedimentazione, si sono utilizzate quelle misurate nell'esperimento di laboratorio poichè calcolate in condizioni chimico-fisiche caratteristiche del Mar Mediterraneo e utilizzando particelle specifiche per l'allevamento di branzini e orate.

Per verificare che i dati di temperatura e salinità utilizzati nello studio per il calcolo delle le velocità di sedimentazione, siano effettivamente rappresentativi delle condizioni del tratto di mare in cui è ubicato l'impianto considerato, sono stati confrontati con il set di dati prelevati durante le campagne di campionamento per il monitoraggio stagionale nelle quattro stazioni S1, S2, S3, S4 situate intorno all'impianto a gabbie a mare. Il set di dati è relativo al monitoraggio stagionale dell'acqua e del sedimento imposto dall'Ufficio di VIA della Regione Liguria al momento dell'autorizzazione, effettuato nei cinque anni di funzionamento dell'impianto, tra il 2000 e il 2005, dalla Cooperativa R.S.T.A. srl (Ricerca Sviluppo Tecnologie Appropriate) Genova - responsabile scientifico Dott. Maurizio Costa. La posizione di queste quattro stazioni rispetto alle

gabbie a mare è mostrata nelle figure 7.1, 7.2, 7.3 in cui sono indicate anche le stazioni S5 e S6 in cui però non sono stati condotti i campionamenti con regolarità e quindi non sono state prese in considerazione in questo lavoro.

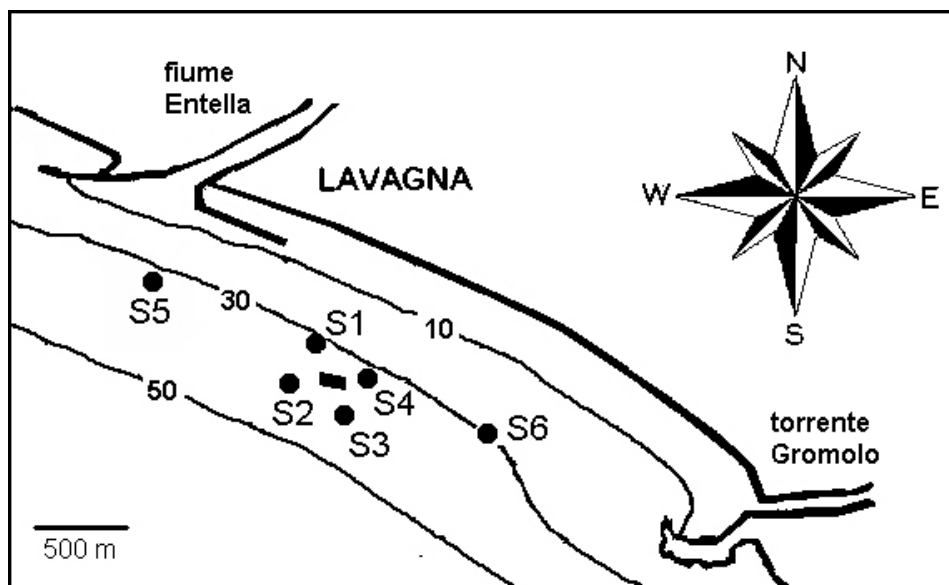


Figura 7.1: Posizione delle stazioni di campionamento per il monitoraggio dalle acque e dei sedimenti attorno all'impianto di acquacoltura

Dall'analisi di questi dati risulta, per la temperatura un tipico andamento stagionale con una media di circa $22^{\circ} C$ in estate e $14^{\circ} C$ in inverno, figura 7.4, inoltre:

- in estate e in autunno è riscontrabile la presenza di un termoclino stagionale che impedisce il mescolamento delle acque;
- in inverno e in primavera si possono notare condizioni di omogeneità delle acque che risultano quindi ben miscelate, infatti la stratificazione delle acque comincia a diminuire nel periodo invernale (novembre-dicembre) e il termoclino è del tutto assente nei mesi di febbraio-aprile. Inoltre in inverno

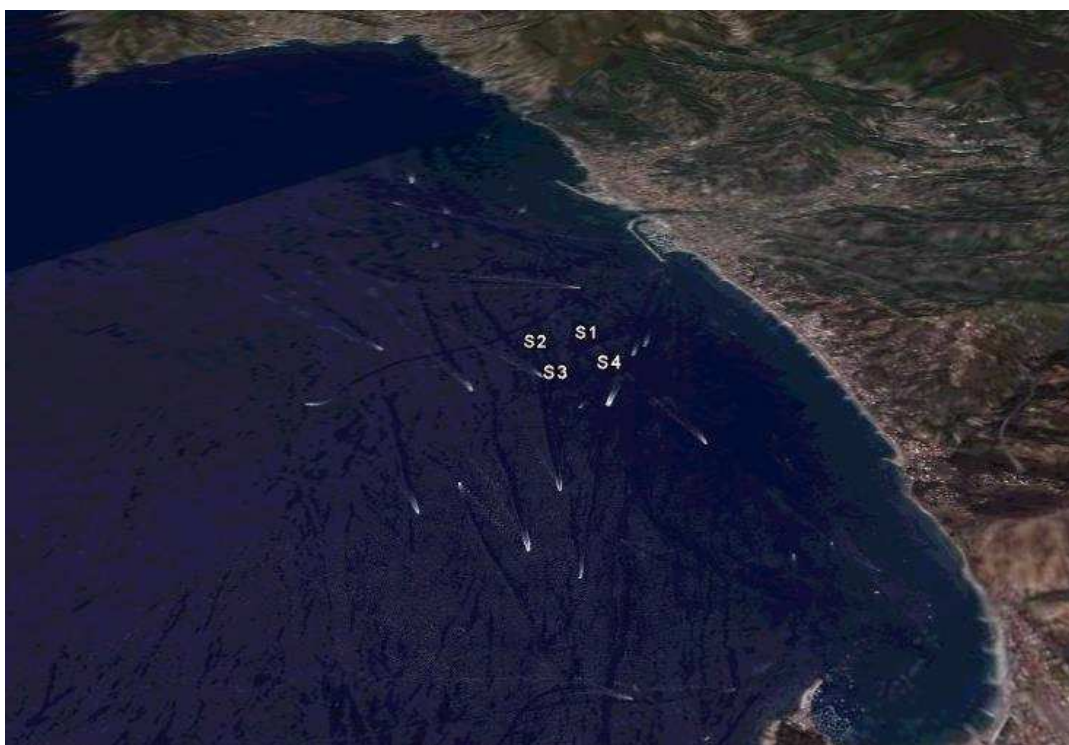


Figura 7.2: Immagine satellitare della zona e indicazione della posizione delle stazioni di campionamento intorno alle gabbie

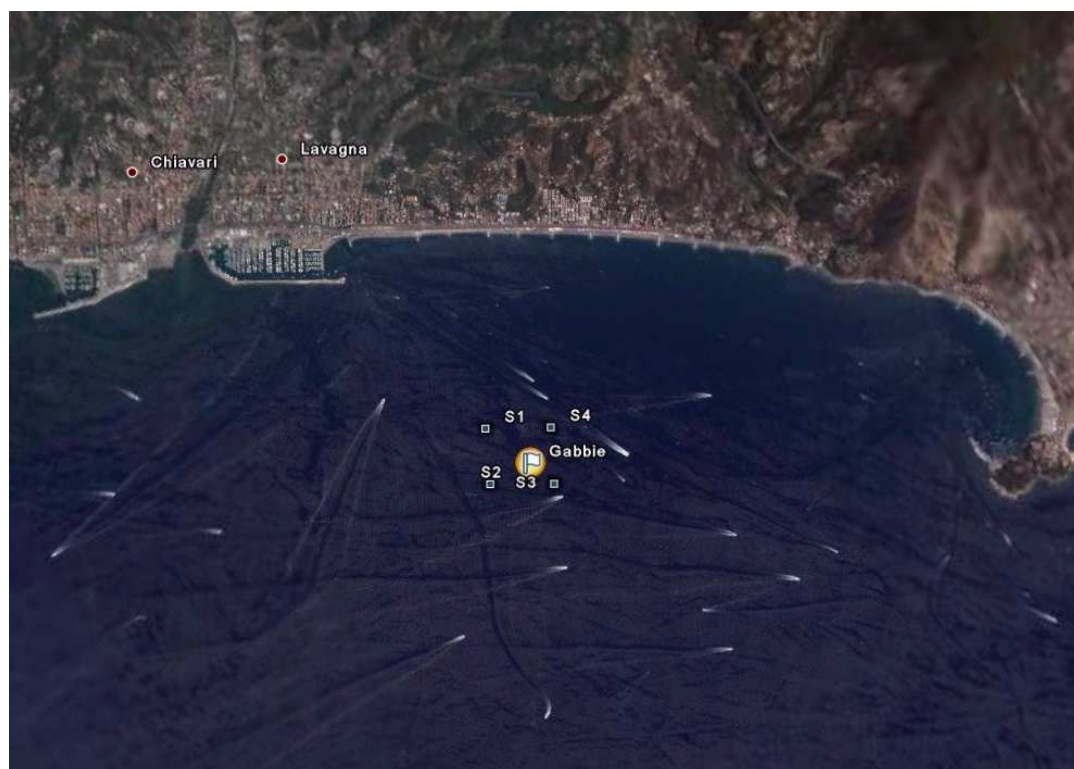


Figura 7.3: Immagine satellitare della zona e indicazione della posizione delle gabbie e delle stazioni di campionamento.

le correnti sono più forti e meglio definite e la stratificazione delle acque è più debole se non del tutto assente.

Per la salinità è rilevabile in particolare, figura 7.5, un andamento pressoché costante tranne che per l'intrusione in superficie di acque dolci che derivano dallo sbocco delle acque fluviali del fiume Entella soprattutto in autunno, stagione nella quale si ha la maggiore piovosità in questa zona.

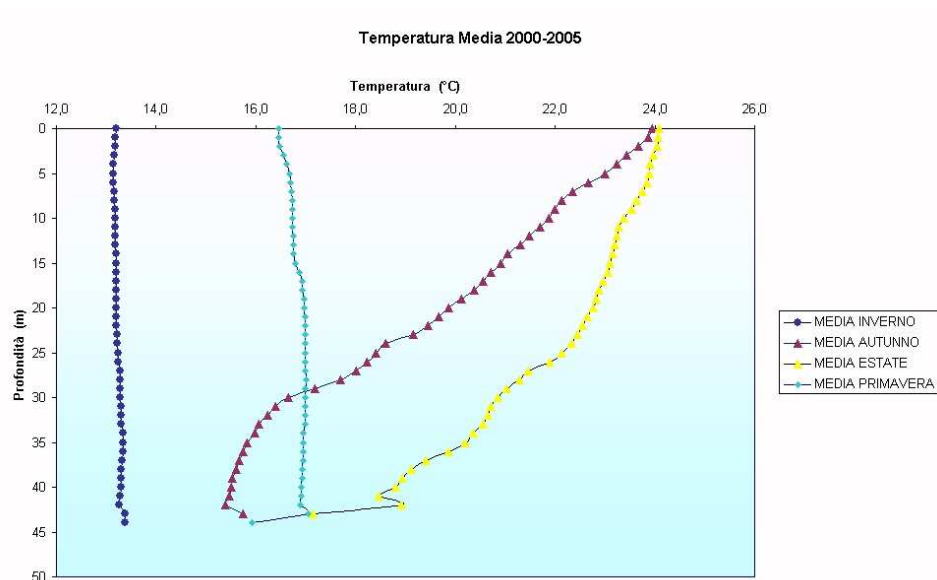


Figura 7.4: Temperatura media nelle quattro stagioni nei 5 anni, dal 2000 al 2005

I dati risultano essere in buon accordo con quelli utilizzati nell'articolo di

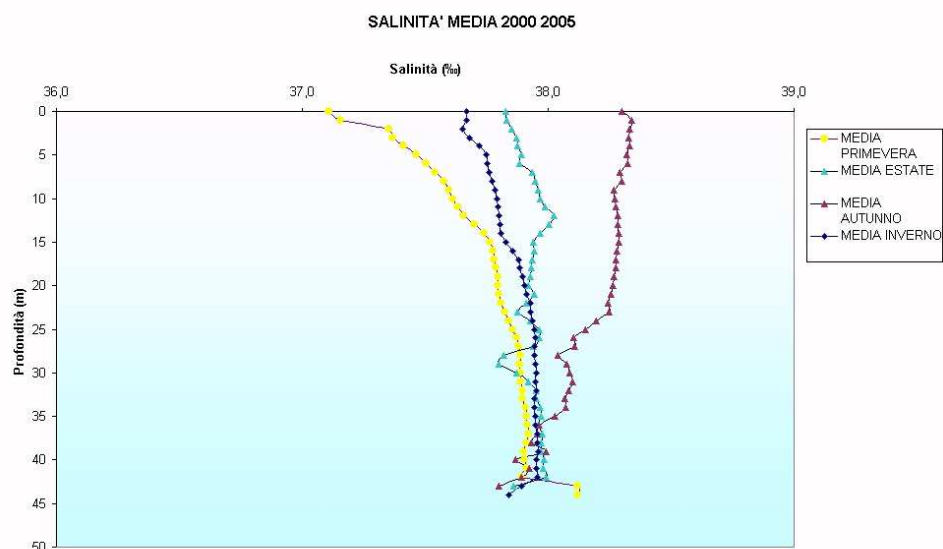


Figura 7.5: Salinità media nelle quattro stagioni nei 5 anni, dal 2000 al 2005

Vassallo quindi il modello è stato parametrizzato prendendo in considerazione le velocità di sedimentazione calcolate in tale studio, mantenendo lo stesso campo di flusso e le condizioni iniziali usate nel lavoro di *Doglioli*, ma considerando come condizioni al contorno laterali sui bordi aperti la serie di dati di corrente misurati nelle adiacenze dell'impianto. In relazione alle velocità di sedimentazione, al fine di valutare la sensibilità del modello, sono state condotte 5 simulazioni con POM-LAMP3D e il modulo degradativo.

La tabella 7.1 mostra i numeri delle simulazioni effettuate e le relative velocità di sedimentazione.

N sim	$V_{sed}(ms^{-1})$
235	0.087
236	0.118
238	0.144
239	0.088
240	0.103

Tabella 7.1: Simulazioni del mangime non consumato

I risultati di queste cinque simulazioni sono stati analizzati al fine di verificarne le differenze grazie ad alcuni particolari output del modello: l'area impattata, valutata in base alla concentrazione delle particelle presenti sul fondale per maglia di griglia calcolate dal modello di degradazione, la posizione e gli spostamenti nel tempo di quest'area di accumulo calcolati come posizione del baricentro dell'area rispetto alle maglie di griglia del modello ed infine il parametro degradativo rI .

7.2.1 Area impattata

Per il calcolo delle dimensioni dell'area di impatto si considera il numero di particelle presenti sul fondo per maglia di griglia. Si è posto come valore critico di concentrazione il valore 0 considerando l'intero ammontare di particelle che si depositano sul fondo, al fine di valutare l'impatto delle particelle di cibo sul fondale come valore assoluto.

Si è utilizzato il programma *MATLAB*¹ linguaggio di elaborazione e visualizzazione numerica, per rappresentare su un grafico l'andamento delle aree e della velocità della corrente sul fondale dai dati in uscita dal modello degradativo. Il

¹link: <http://www.mathworks.com>

grafico delle cinque aree così ottenuto è riportato in figura 7.6 e si può osservare che:

- l'area in cui si accumulano le particelle ha andamento simile a quello della velocità della corrente dato che la loro distribuzione è condizionata proprio da questa: quando la velocità aumenta diminuisce l'ampiezza dell'area di impatto poichè le particelle vengono trasportate e disperse maggiormente;
- si possono individuare 2 gruppi di particelle, quelle più piccole con velocità di sedimentazione minore che vanno a costituire un'area maggiore, mentre quelle di dimensioni maggiori con velocità di caduta superiori generano aree di impatto più piccole, risentendo in modo minore della dispersione e quindi concentrandosi in una zona più ristretta.

I valori dell'area di impatto vanno da un massimo di circa 10 000 particelle per maglia di griglia, per le particelle più piccole con velocità di sedimentazione minore, a valori di 4 000 per quelle più grandi con velocità di sedimentazione maggiore; ciò corrisponde a un valore di circa 20 g/m^2 di carbonio come valore massimo ad un minimo di circa 8 g/m^2 . Si possono ricavare anche i valori di azoto totale e fosforo totale presenti sul fondale: per l'azoto si va da un massimo di 2.93 g/m^2 a 1.175 g/m^2 , per il fosforo da 0.015 g/m^2 a 0.006 g/m^2 . Anche ponendo come valore critico di concentrazione 150 particelle degradate per maglia di griglia si osserva lo stesso andamento delle aree impattate e la loro dipendenza dalla corrente, figura 7.7.

In questo caso il valore di concentrazione critica per maglia di griglia corrisponde a circa $0,3 \text{ g/m}^2$; si è però ritenuto più rappresentativo l'utilizzo, come soglia di impatto, la concentrazione zero al fine di mettere in risalto il quantitativo di sostanza organica non degradata presente sul fondale. Si sarebbe anche potuto impostare come valore il livello per cui il sedimento viene considerato stressato e quindi impattato. In letteratura sono riportati diversi valori critici tra cui *Cromey et al. 1998* [16] indicano i valori soglia di rischio ambientale in base a quelli forniti dal *Marine Ecosystem Research Laboratory*:

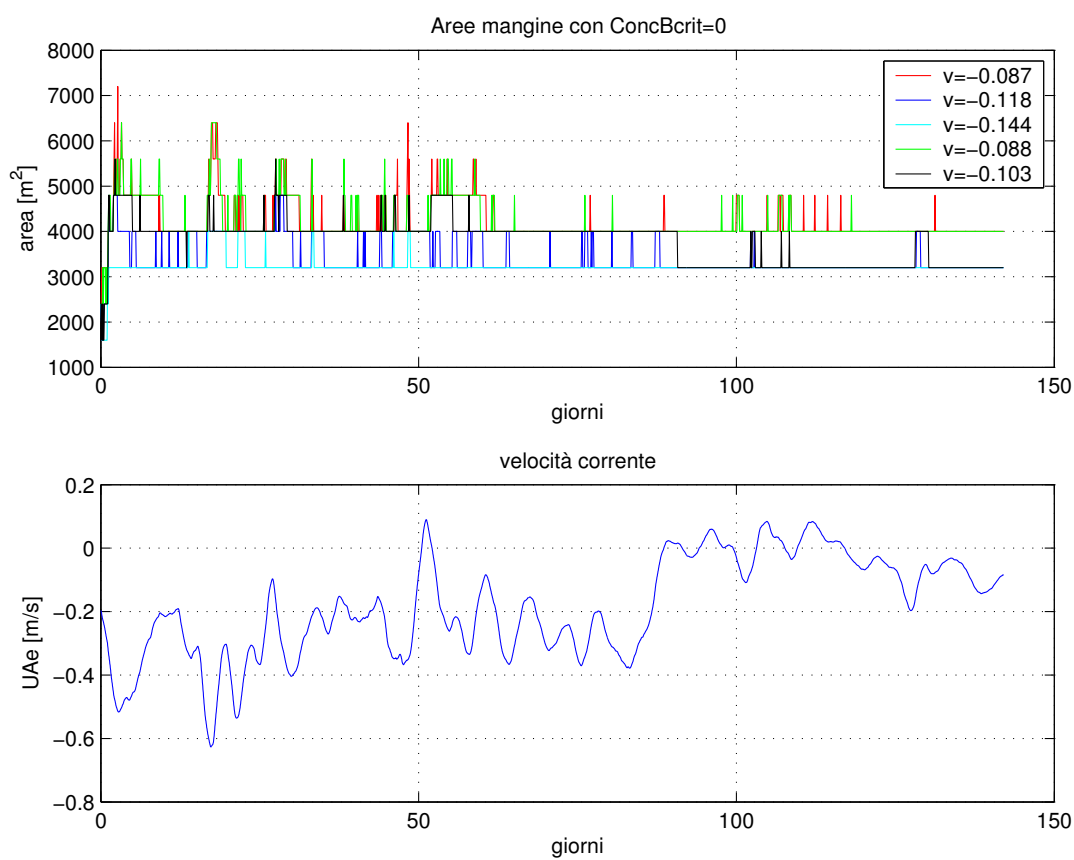


Figura 7.6: Aree Impattate e velocità corrente con concentrazione critica 0

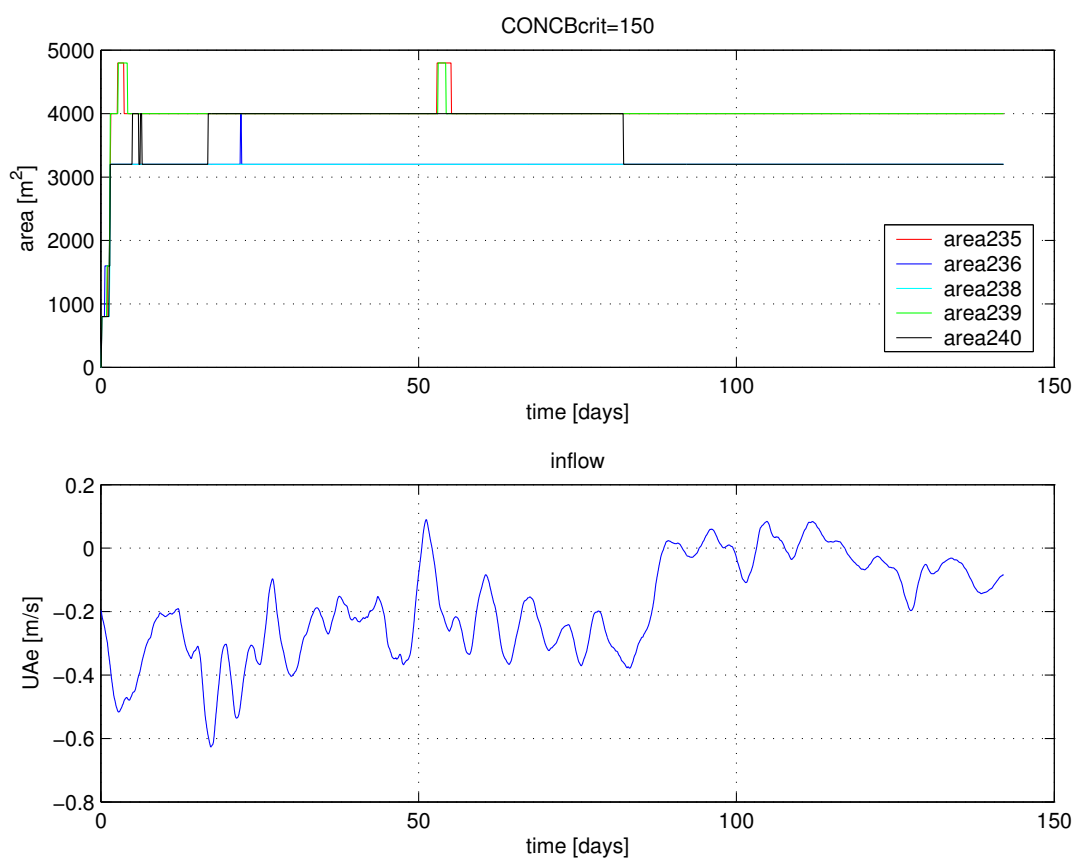


Figura 7.7: Aree Impattate e velocità corrente con concentrazione critica 150

- tassi di accumulo minori di $36 \text{ g C/m}^2/\text{anno}$ provocano un impatto leggero
- tassi compresi tra $36 \text{ g C/m}^2/\text{anno}$ e $365 \text{ g C/m}^2/\text{anno}$ provocano un arricchimento della comunità del sedimento
- tassi superiori a $584 \text{ g C/m}^2/\text{anno}$ provocano condizioni di degradazione ambientale.

Riportando i valori trovati nelle simulazione si ottiene come tasso massimo di carbonio $45 \text{ g C/m}^2/\text{anno}$ che indica quindi una situazione di non stress con rari eventi di arricchimento organico.

7.2.2 Baricentro dell'area impattata

É stato calcolato il baricentro dell'area impattata e la sua evoluzione nel tempo, per valutare non solo l'entità della sostanza che giunge sul fondale ma anche la sua posizione e gli spostamenti.

Le coordinate del baricentro dell'area di impatto sono calcolate secondo la formula:

$$x = \frac{\sum_{i=1}^n i \cdot n_{part_i}}{n_{part_{tot}}}$$

$$y = \frac{\sum_{j=1}^m j \cdot n_{part_j}}{n_{part_{tot}}}$$

dove:

- i, j sono il numero delle maglie della griglia su cui lavora il modello lungo la x e lungo y , rispettivamente
- n_{part_i} e n_{part_j} rappresentano il numero di particelle presenti nella maglia i e j
- $n_{part_{tot}}$ è il numero totale di particelle cadute sul fondale in tutta la griglia del modello nell'istante temporale considerato.

Il calcolo delle coordinate del baricentro rispetto alla griglia impostata è fatto dal modello ad ogni passo temporale e si ottiene come uscita un file di testo con la posizione del baricentro dell'area di impatto ad ogni istante. Questi dati sono stati elaborati con *MATLAB* attraverso un programma appositamente scritto per ottenere un grafico della posizione del baricentro nei diversi istanti in modo tale da rappresentare lo spostamento nello spazio e nel tempo delle particelle derivanti dall'impianto che si depositano sul fondo e che non sono state degradate.

I due grafici più rappresentativi ossia per le particelle di mangime più piccole con velocità di sedimentazione minore ($v_{sed} = -0.087m/s$) e per le particelle con velocità maggiore ($v_{sed} = 0.144m/s$) sono riportati nelle figure 7.8, 7.9. Nei grafici è riportata la posizione del centro delle gabbie e del baricentro in metri rispetto alla griglia su cui lavora il modello. L'andamento temporale è rappresentato, come indicato dalla legenda, dalla variazione di colore: nei primi istanti temporali il baricentro è disegnato in blu per poi diventare rosso con lo scorrere del tempo.

Anche in questi grafici si vede la dipendenza dell'area e della sua posizione dalla corrente: durante l'inverno quando le correnti hanno intensità maggiore il baricentro dell'area è più distante dalle gabbie e spostato verso sud ovest in accordo con la direzione principale delle correnti nell'area in esame. In estate invece quando le correnti sono di più debole intensità, il baricentro dell'area è situato molto più vicino alle gabbie denotando un minore trasporto.

Si osserva inoltre che l'andamento del baricentro non varia molto tra particelle veloci e lente. In tutti i casi comunque si vede chiaramente che le particelle di mangime non ingerito si accumulano sul fondo tutte in prossimità delle gabbie dando luogo a piccole aree di accumulo soprattutto d'estate.

7.2.3 Il parametro degradativo rI

Nelle 5 simulazioni effettuate si è analizzato il parametro degradativo rI che, come già spiegato nel capitolo 4.4 relativo al modulo degradativo, è un nume-

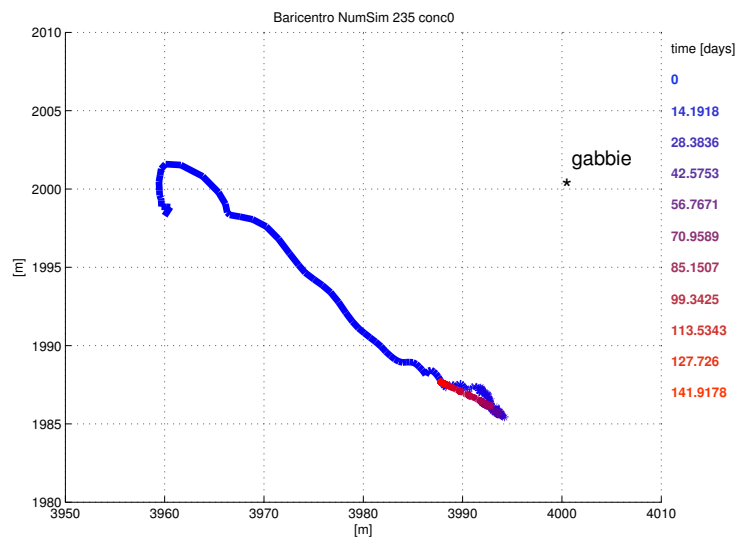


Figura 7.8: Evoluzioni temporali della posizione del baricentro dell'area impattata con ($v_{sed} = 0.087 \text{ m/s}$) considerando concentrazione critica 0

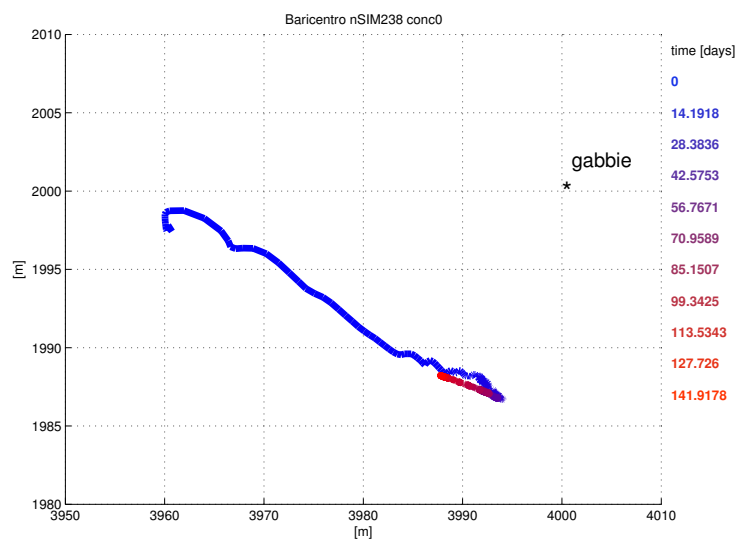


Figura 7.9: Baricentro dell'area impattata con ($v_{sed} = 0.144 \text{ m/s}$) considerando concentrazione critica 0

ro adimensionale basato sul rapporto tra l'ossigeno fornito al sedimento dalla corrente e l'ossigeno richiesto per degradare la sostanza organica che giunge dalle gabbie. Questo parametro è utilizzato per valutare attività degradativa dei microrganismi presenti sul fondale, in base a tre livelli: non stressato, moderatamente stressato e stressato.

Questi livelli possono essere graficati con una mappa colorata come mostrato nelle figure 7.10, 7.11, 7.12 in cui sono stati attribuiti ai tre livelli di stress del sedimento rispettivamente i colori arancione, verde e blu.

Nelle immagini, ottenute con il programma di grafica *GrADS² Grid Analysis and Display System* elaborando le uscite del modello, è riportata la batimetria del fondale, l'andamento delle isolinee di concentrazione di sostanza organica non degradata presente sul fondale derivante dall'impianto, l'intensità e direzione della corrente sul fondo nella zona di fondale posta immediatamente sotto alle gabbie dei pesci. Le immagini riportate sono dei *frame*, ossia si riferiscono a singoli istanti temporali mentre con il programma GrADS è possibile seguire l'intera evoluzione della simulazione; sono riportate le figure più rappresentative, quelle che meglio descrivono l'andamento temporale del parametro degradativo e della concentrazione delle particelle.

Dalle figure è messo in luce che solo in una piccola area posta al di sotto delle gabbie il parametro rI ha valori compresi tra 1.5 e 0.5 indicando un livello di impatto medio, quindi una situazione di stress moderato. Valori di $rI \leq 0.5$ sono riscontrati in un solo istante temporale quindi la situazione riscontrata è di non impatto per il sedimento e le comunità bentoniche.

7.3 Simulazioni delle particelle fecali

Utilizzando i risultati ottenuti da *Magill et al. 2005* [44] per la velocità di sedimentazione delle particelle fecali di orate e branzini sono state condotte

²Programma a schermo interattivo per la manipolazione e la visualizzazione dei dati scientifici georeferenziati, link: <http://grads.iges.org/grads>.

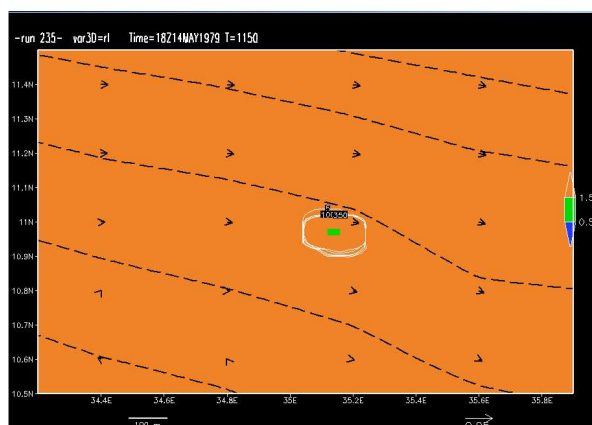


Figura 7.10: Andamento del parametro di degradazione rI nella simulazione 235.

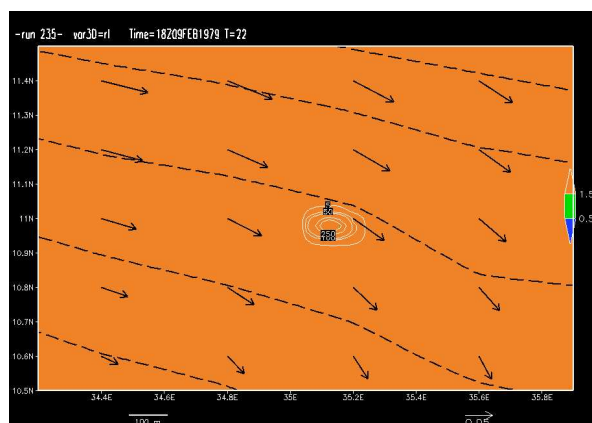


Figura 7.11: Andamento del parametro di degradazione rI nella simulazione 235

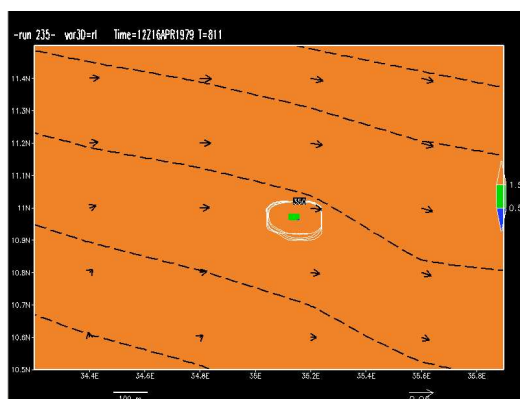


Figura 7.12: Andamento del parametro di degradazione rI nella simulazione 235

quattro nuove simulazioni per le particelle fecali utilizzando questi dati al posto dei tassi di sedimentazioni calcolati per i salmoni atlantici trovati in letteratura. Sono state considerate le velocità mostrate in tabelle 7.2:

N sim	(v_{sed} m/s)	specie	taglia del pesce
245	0,0044	S. aurata	taglia grossa
246	0,0050	S. aurata	taglia piccola
247	0,0062	D. labrax	taglia grossa
248	0,0072	D. labrax	taglia media

Tabella 7.2: Velocità di sedimentazione dei *fecal pellets*

7.3.1 Area impattata, baricentro e parametro rI

Anche per queste simulazioni si è analizzata l'area impattata considerando come valore di concentrazione critica zero e il baricentro, posizione e spostamento di quest'area di impatto, come mostrato nelle figure 7.13, 7.14, 7.15.

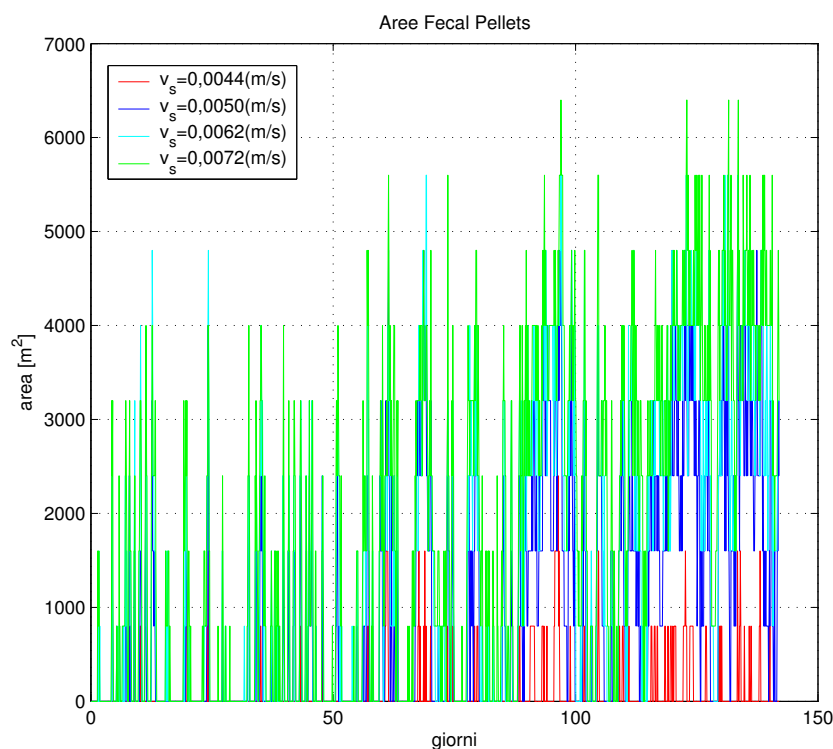


Figura 7.13: Aree impattate e velocità della corrente per le particelle fecali considerando concentrazione critica pari a 0

Si può facilmente osservare come l'ampiezza dell'area sia proporzionale alla velocità di sedimentazione: le particelle con velocità di sedimentazione maggiori (quelle dei branzini) vengono disperse meno dalle correnti, quindi si concentrano sul fondale formando aree più grandi, al contrario di quanto avviene per il mangime in cui le particelle più grandi si concentrano di più generando aree di

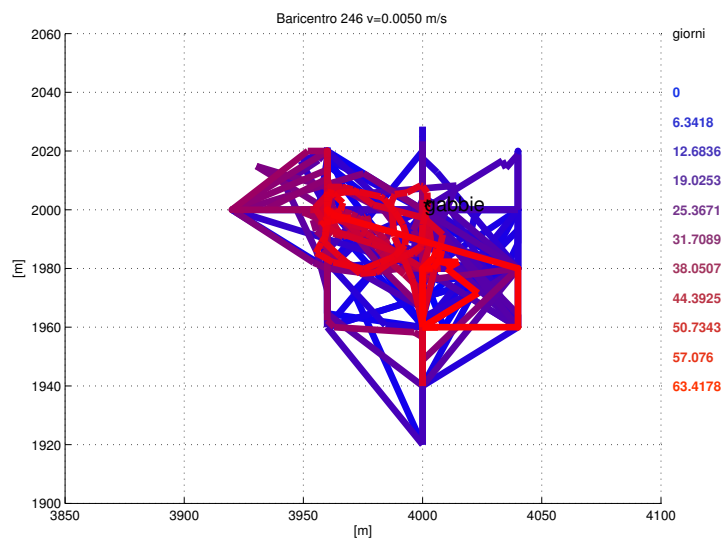


Figura 7.14: Baricentro dell'area impattata per particelle fecali di orate di taglia piccola con $v_{sed} = 0,0050$ m/s considerando concentrazione critica 0

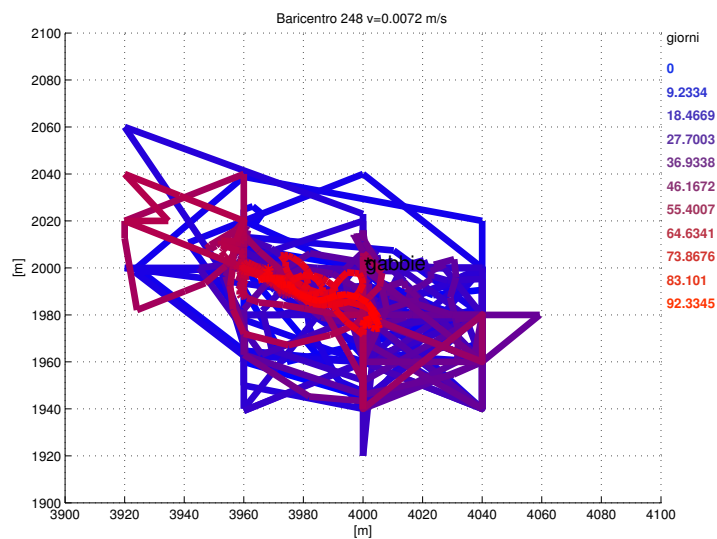


Figura 7.15: Baricentro dell'area impattata per particelle fecali di branzini di taglia media con $v_{sed} = 0,0072$ m/s considerando concentrazione critica 0

impatto con minore ampiezza. L'area impattata per i *faecal pellets* va da un massimo di 6 000 particelle per maglia di griglia, per quelle più grandi con velocità di sedimentazione maggiore, a valori minimi medi di circa 800; questi valori corrispondono a concentrazioni di carbonio organico pari a $11.32 \text{ g C/m}^2/\text{anno}$ e $1,05 \text{ g C/m}^2/\text{anno}$ rispettivamente, di gran lunga al di sotto del valore minimo di impatto considerato da *Cromey*.

Nell'articolo *Magill et al.* dopo aver misurato le velocità di sedimentazione delle particelle fecali hanno effettuato diverse simulazioni con il modello *DEPOMOD*, modello di tracciamento delle particelle e di deposizione (*Cromey et al. 2002* [16]), ottenendo flussi di materiale fecale accumulato sotto le gabbie pari a $8,75 \text{ g C/m}^2/\text{giorno}$ come valore massimo per i branzini e $8,27 \text{ g C/m}^2/\text{giorno}$ per le orate mentre i valori minimi si hanno a circa 50 m dalle gabbie di $1,27 \text{ g C/m}^2/\text{giorno}$ e $0,08 \text{ g C/m}^2/\text{giorno}$ rispettivamente. I valori ottenuti sono dello stesso ordine di grandezza e confermano quanto già riscontrato in altri lavori, ossia che le particelle fecali contribuiscono in modo minimo agli impatti sul fondale che sono quindi interamente dovuti al mangime non ingerito; questo avviene sia perchè le velocità di sedimentazione delle particelle fecali sono minori rispetto a quelle del mangime e sono perciò trasportate più a lungo dalla corrente che le disperde maggiormente, sia perchè contengono una minore quantità di carbonio organico.

Si considerano gli andamenti del **baricentro** per le particelle fecali con velocità minore (orate) e quelle con velocità maggiore (branzini). In entrambi i casi si può notare un grande movimento del baricentro dell'area di impatto che si sposta in relazione alle correnti essendo le particelle fecali molto leggere e quindi più soggette ad un lungo trasporto, in misura maggiore durante l'inverno quando le correnti sono più intense e meno d'estate.

I valori e gli andamenti del **parametro degradativo** rI per le simulazioni sono riportati nelle figure 7.16, 7.17.

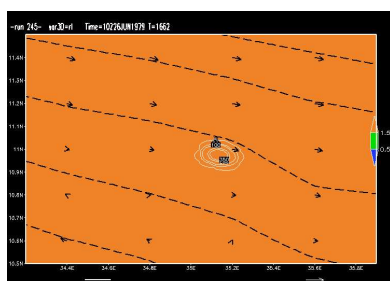


Figura 7.16: Andamento del parametro degradativo rI nella simulazione delle particelle fecali di orate di taglia grossa.

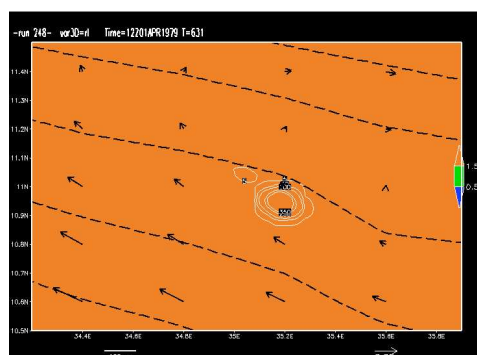


Figura 7.17: Andamento del parametro degradativo rI nella simulazione delle particelle fecali di branzini di taglia media.

Non viene mai superato il tasso minimo di mineralizzazione che da luogo a stress sulle comunità bentoniche a ulteriore conferma del minimo contributo delle particelle fecali all'arricchimento organico del fondale. Nella figura 7.17 si vede molto chiaramente come le isolinee di concentrazione, che rappresentano le particelle fecali cadute sul fondale, siano disposte in direzione della corrente e la loro ampiezza dipenda dall'intensità della corrente sul fondo: con velocità maggiori si hanno meno particelle organiche sul fondale sia perchè vengono disperse sia per il maggiore apporto di ossigeno al fondale che facilita la degradazione della sostanza organica.

7.4 Simulazioni in assenza di degradazione

Il modello degradativo sviluppato, come si è detto, misura la capacità degradativa ad opera dei microrganismi e stima l'impatto sui sedimenti e le comunità bentoniche presenti sul fondale in base ai fattori che determinano il bilancio tra metabolismo aerobico e quello anaerobico; per fare questo considera dei tassi di mineralizzazione trovati in letteratura, ma questi andrebbero misurati in situ nelle condizioni chimico-fisiche specifiche della zona per migliorare l'accuratezza del modello. I valori dei tassi di mineralizzazione costituiscono un parametro sensibile e per dare conto di come siano importanti nella valutazione degli impatti dovuti ai residui derivanti dagli impianti di maricoltura, si può osservare la differenza di ampiezza dell'area di impatto nel caso in cui la degradazione non avvenisse ovvero se i tassi di mineralizzazione della sostanza organica fossero pari a zero.

Sono state condotte a tal fine, simulazioni per il mangime non consumato e per le particelle fecali nel caso di assenza di degradazione. In figura 7.18 sono mostrate le aree di impatto per le particelle fecali ottenute: risultano molto più ampie, quasi di tre ordini di grandezza, con andamento sempre crescente a conferma dell'importanza dei tassi di mineralizzazione nella valutazione degli impatti sull'ambiente.

Nella figure 7.19, 7.20 sono mostrati gli andamenti del baricentro per due

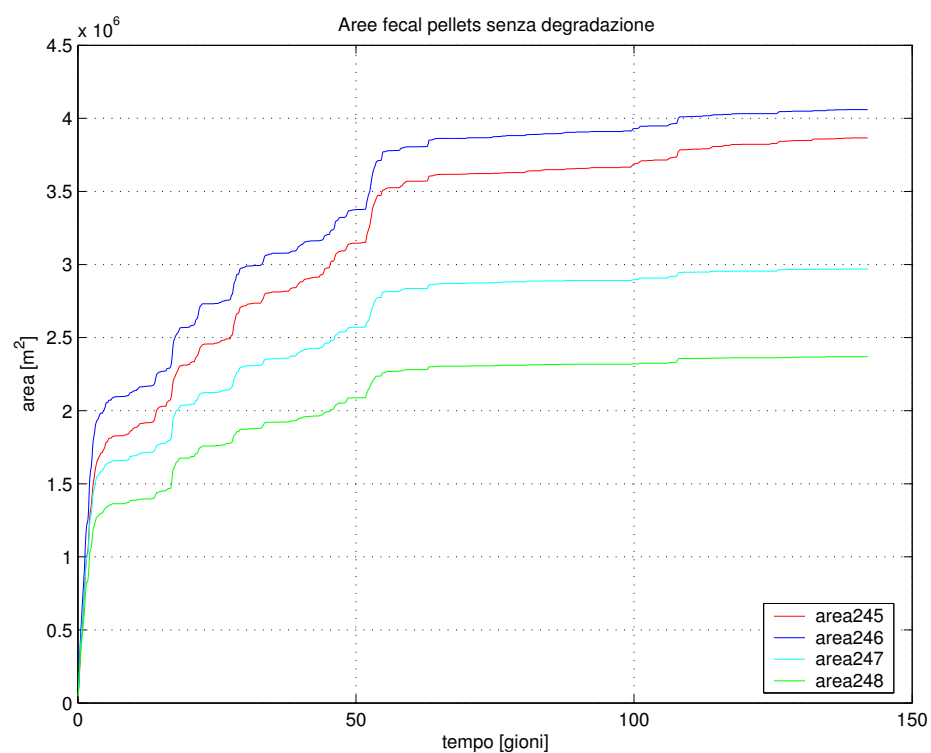


Figura 7.18: Aree impattate e velocità della corrente per le particelle fecali ponendo i tassi di mineralizzazione pari a zero.

simulazioni senza considerare la degradazione organica; l'andamento del baricentro è simile poichè i tassi di mineralizzazione determinano la quantità di sostanza organica presente e non la sua dispersione che dipende unicamente dal regime delle correnti, dalle dimensioni e dalle velocità di sedimentazione dei *faecal pellets*.

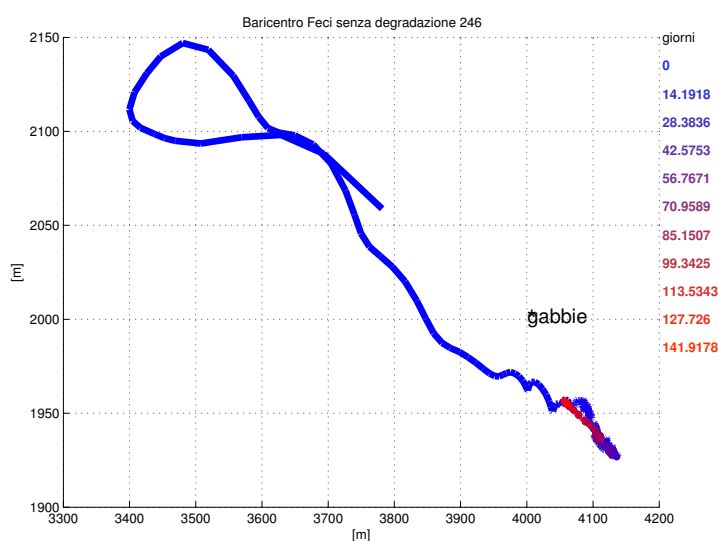


Figura 7.19: Baricentro dell'area impattata per particelle fecali di orate di taglia piccola con $v_{sed} = 0,0050 \text{ m/s}$ non considerando la degradazione organica

Le stesse considerazioni naturalmente sono valide anche per il mangime non consumato.

7.5 Simulazioni con *restart*: eliminazione dello *spin-up*

Nelle simulazioni finora condotte si è partiti dalla condizione iniziale di assenza di sostanza organica accumulata sul fondale, mentre per i bordi aperti si sono utilizzati i dati di corrente misurati nelle adiacenze dell'impianto; questo porta a delle oscillazioni iniziali dei risultati, condizione di *spin up*, dovute

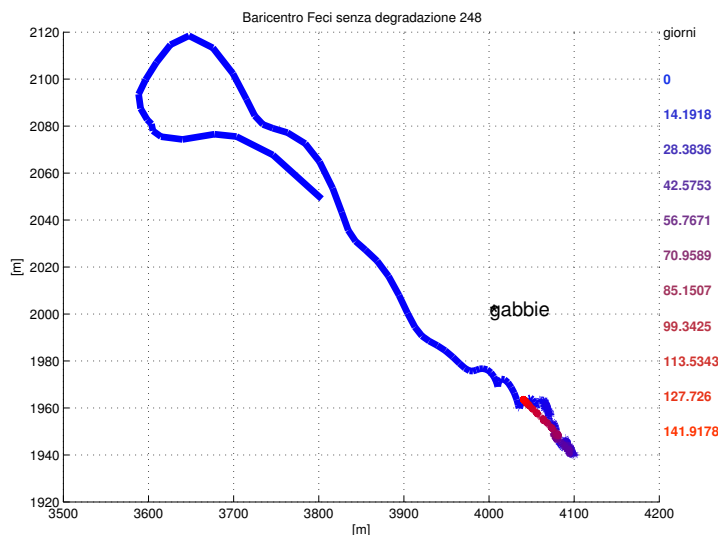


Figura 7.20: Baricentro dell'area impattata per particelle fecali di branzini di taglia media con $v_{sed} = 0,0072 \text{ m/s}$ non considerando la degradazione organica

all'assestamento del modello che risente molto delle condizioni iniziali. Per eliminare tali oscillazioni sono state condotte cinque simulazioni per il mangime e altrettante per le feci partendo ogni volta dalle condizioni di corrente e di accumulo di materiale organico sul fondale, derivanti dall'ultimo passo temporale della simulazione precedente e utilizzate come input in entrata (*restart*); nel codice di LAMP3D è stata imposta come condizione di elevazione e di velocità della corrente lungo l'asse x e lungo y i valori relativi all'ultimo passo temporale della simulazione precedente e nel codice del modulo degradativo si è fatto lo stesso per quanto riguarda i dati di concentrazione sul fondo misurata in mmoli/m^2 aggiungendo come output del modello un file di testo contenente i valori di concentrazione sul fondo in ogni maglia di griglia relativi all'ultimo istante temporale della simulazione; questo file è utilizzato dalla successiva come dato iniziale di concentrazione da cui si parte con la nuova simulazione.

Questo ha permesso di simulare l'accumulo di sostanza organica e l'impatto sul benthos nel tempo concatenando più simulazioni, analizzarne l'andamento e l'e-

voluzione dopo un periodo più lungo di funzionamento dell'impianto per poter valutare se ciò conduce ad un effettivo accumulo di sostanza organica portando il sedimento ad uno stato di stress. Si è considerato anche il ciclo di crescita del pesce come consigliato da *Cromey et al. 2002* [18] considerando le diverse velocità di sedimentazione del mangime non consumato corrispondenti ai diversi tipi di *pellets* forniti ai pesci a seconda del loro stadio di sviluppo.

Sono state effettuate cinque simulazioni successive per prevedere l'accumulo dopo cinque cicli di attività dell'impianto per poi confrontarli con quelli relativi ai cinque anni di funzionamento dell'impianto di Lavagna, raccolti durante le campagne di monitoraggio. Sono stati condotti tre cicli di simulazioni considerando una volta la velocità di sedimentazione delle particelle di mangime più piccole in tutte e cinque le simulazioni con *restart* come se fosse fornito sempre mangime di queste dimensioni in tutto il periodo. Nel secondo ciclo si sono considerate le particelle di mangime di maggiori dimensioni con velocità di sedimentazione maggiore e infine nel terzo, le diverse particelle con le loro velocità di sedimentazione simulando il ciclo di crescita del pesce.

Nelle tabelle 7.3, 7.4, 7.5 sono mostrati i tre cicli di simulazioni con il *restart*:

N sim	(v_{sed} m/s)	N sim restart
235	0,087	-
335	0,087	235
435	0,087	335
535	0,087	435
635	0,087	535

Tabella 7.3: Simulazioni con *restart* del mangime non consumato a partire dalla simulazione 235 utilizzando la stessa velocità di sedimentazione.

Dalle simulazioni si sono ricavati gli andamenti dell'area di impatto nei cinque

N sim	(v_{sed} m/s)	N sim restart
238	0,144	-
338	0,144	238
438	0,144	338
538	0,144	438
638	0,144	538

Tabella 7.4: Simulazioni con *restart* del mangime non consumato a partire dalla simulazione 238 utilizzando la stessa velocità di sedimentazione.

N sim	(v_{sed} m/s)	N sim restart
235	0,087	-
250	0,118	235
251	0,144	250
252	0,088	251
253	0,103	252

Tabella 7.5: Simulazioni con *restart* del mangime non consumato a partire dalla simulazione 235 e considerando il ciclo di crescita del pesce fornendo particelle di mangime diverso a seconda dello stadio di sviluppo del pesce.

anni per i tre cicli di simulazioni e se ne sono graficati i risultati come mostrato nelle figure 7.21, 7.22, 7.23; lo stesso per il baricentro.

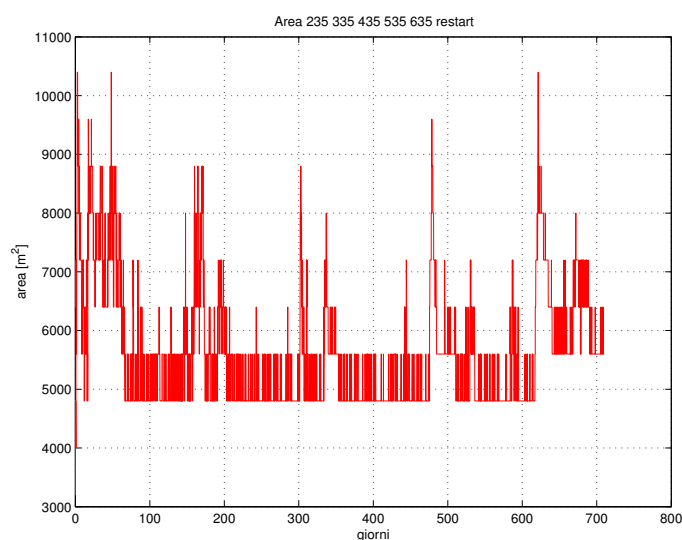


Figura 7.21: Aree impattate delle simulazioni con *restart* considerando la stessa velocità di sedimentazione $v_{sed} = 0,087 \text{ m/s}$ per i cinque anni simulati

Si può osservare che le oscillazioni iniziali delle simulazioni sono ridotte, anche se non del tutto eliminate attraverso il *restart*. Inoltre non si osservano grandi variazioni nella quantità di sostanza accumulata sul fondale nel corso degli anni e grandi differenze con i valori di area di impatto delle simulazioni delle particelle di mangime condotte in precedenza.

L'andamento del baricentro mostra invece un minore movimento ossia la sostanza si accumula tutta in una zona molto ristretta del fondale senza subire troppe variazioni: rimane confinata nei pressi delle gabbie senza spostarsi, in misura molto minore rispetto alle simulazioni precedenti. Questo è dovuto all'assestamento dei risultati del modello che inizialmente oscillano, quindi in questo caso il *restart* è necessario. Visto nel particolare però l'evoluzione del baricentro nel tempo, mantiene l'andamento generale caratteristico, dovuto alla dipendenza dalla corrente ossia più disperso in inverno quando le correnti sono più intense

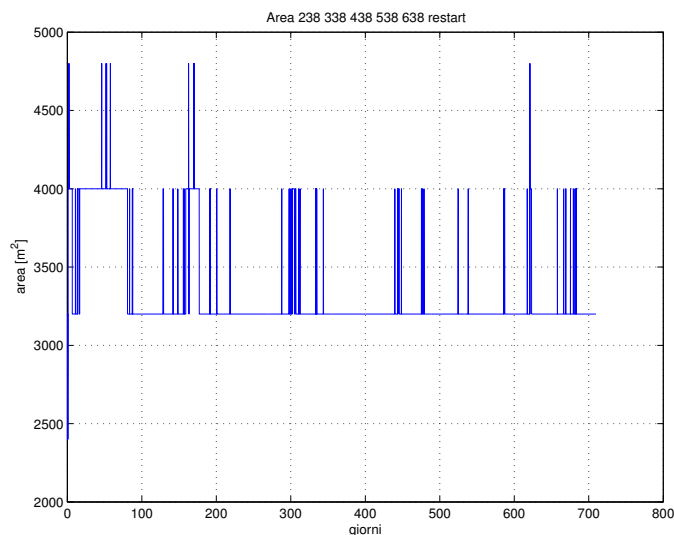


Figura 7.22: Aree impattate delle simulazioni con *restart* considerando la stessa velocità di sedimentazione $v_{sed} = 0,144 \text{ m/s}$ per i cinque anni simulati

e più stabile in estate quando le correnti sono di più debole intensità.

L'andamento del parametro degradativo nei cicli di simulazioni è mostrato nelle seguenti figure 7.30, 7.31, 7.32.

Il parametro degradativo nei cicli di simulazioni ha valore $rI < 0,5$ in diversi istanti temporali e coinvolge una zona di fondale più ampia denotando un impatto maggiore. Concatenando più simulazione è messa in luce una situazione di stress nel sedimento che si manifesta in alcuni istanti temporali quando la velocità della corrente diminuisce. La condizione di stress però non permane nel tempo ma aumentando la corrente il livello di impatto diminuisce.

Bisogna specificare che in ogni singola simulazione sono simulati quattro mesi da febbraio a giugno quindi effettuando cinque simulazioni concatenate con il *restart* si considerano cinque primavere, non si copre tutto l'anno. Questo è dovuto al fatto che i dati di vento e di corrente misurati che costituiscono i valori

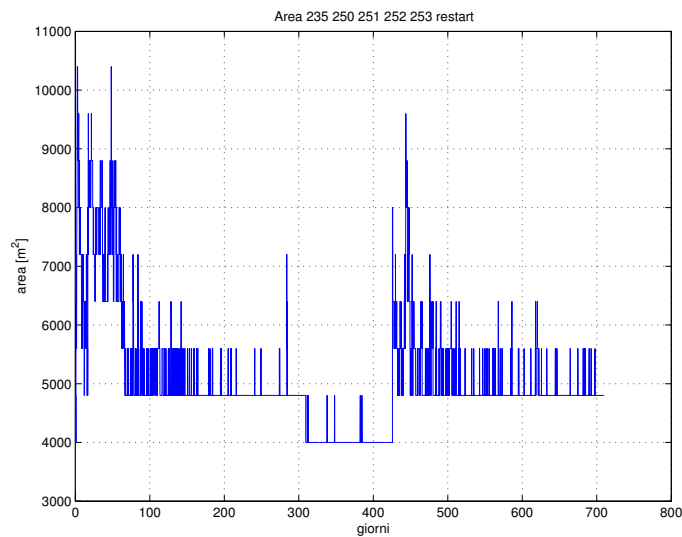


Figura 7.23: Aree impattate delle simulazioni con *restart* considerando diverse le velocità di sedimentazione in relazione alla sequenza di sviluppo dei pesci nei cinque anni simulati.

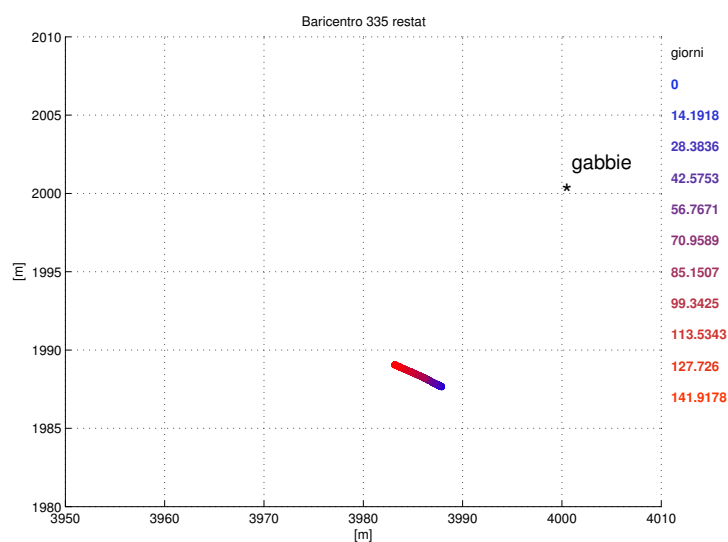


Figura 7.24: Baricentro dell'area impatta nelle simulazioni con *restat*: 335

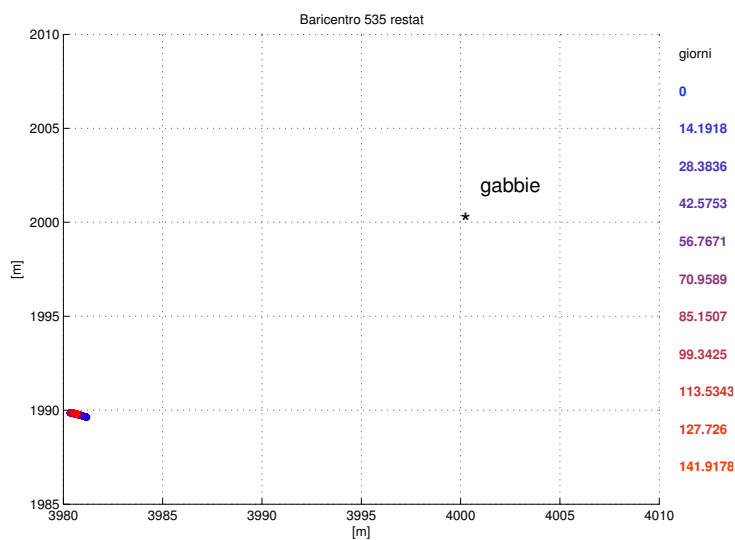


Figura 7.25: Baricentro dell'area impatta nelle simulazioni con restat 535 con indicazione della posizione delle gabbie.

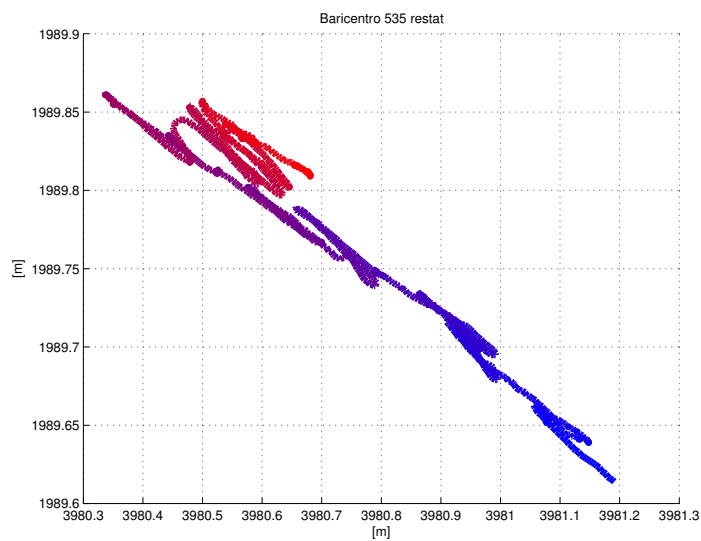


Figura 7.26: Baricentro dell'area impatta nelle simulazioni con restat: 535 particolare

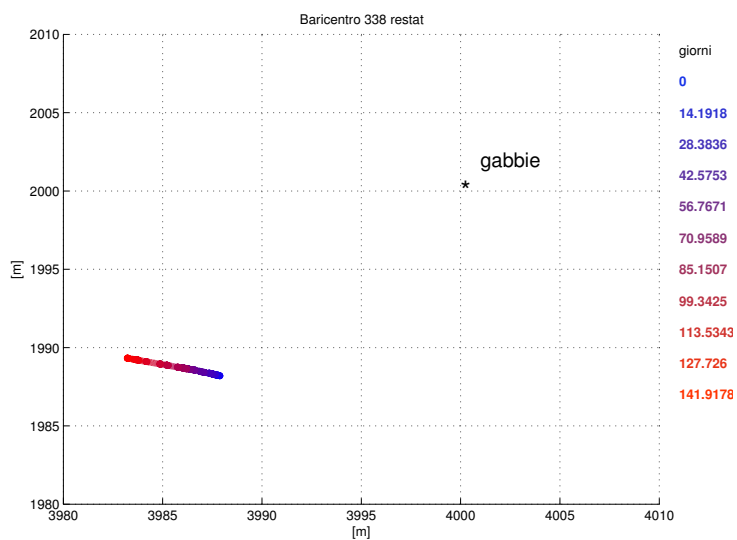


Figura 7.27: Baricentro dell'area impatta nelle simulazioni con restat 338 con indicazione della posizione delle gabbie.

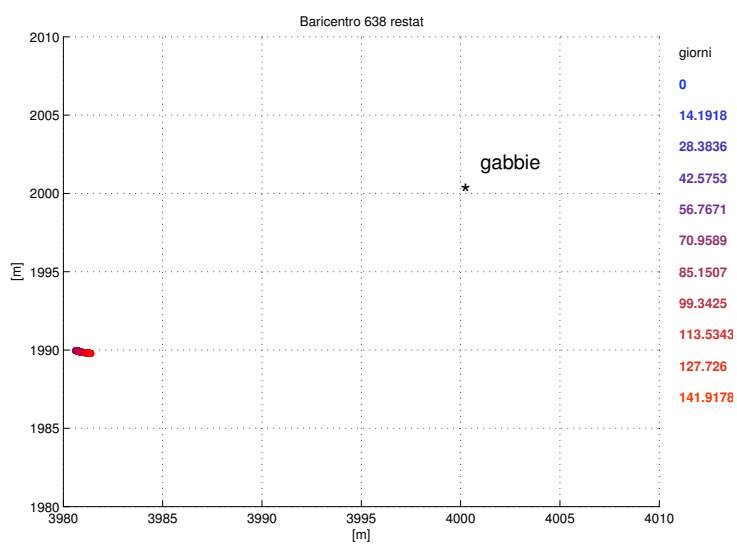


Figura 7.28: Baricentro dell'area impatta nelle simulazioni con restat 638 con indicazione della posizione delle gabbie.

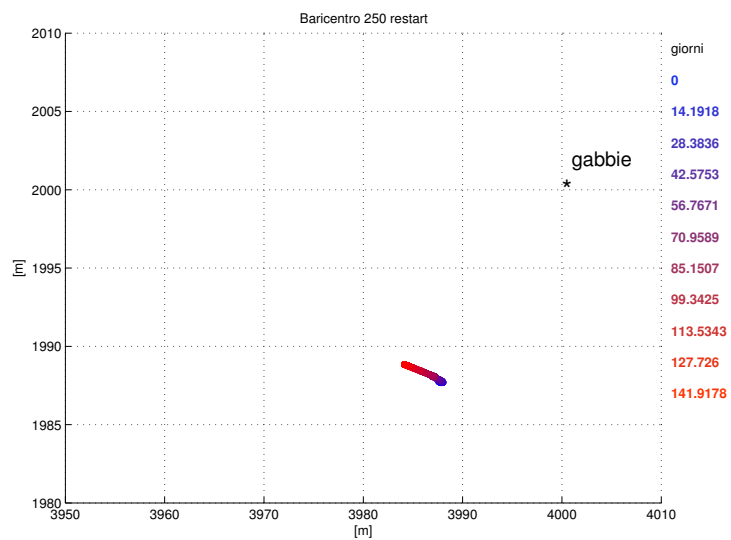


Figura 7.29: Baricentro dell'area impatta nelle simulazioni con restat 250 con indicazione della posizione delle gabbie.

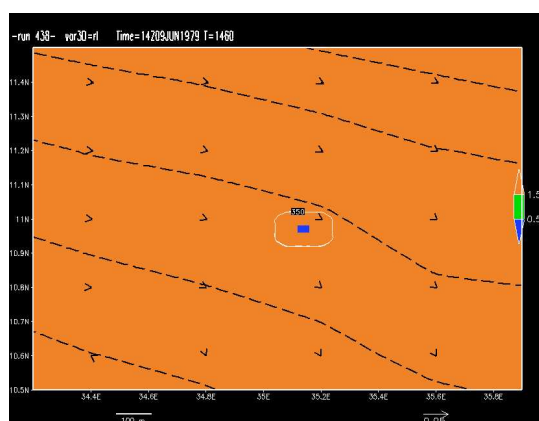
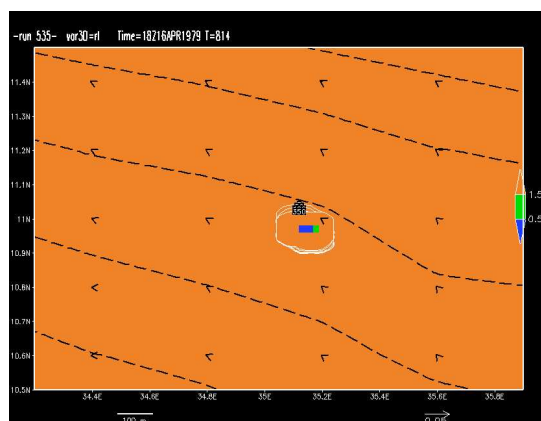
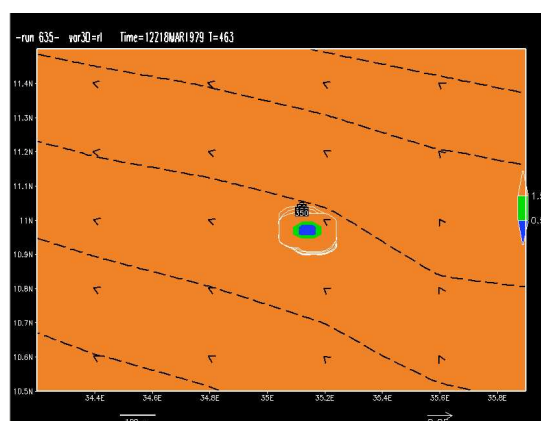


Figura 7.30: Valori del parametro rI nella simulazione con *restart*: 438

Figura 7.31: Valori del parametro rI nella simulazione con *restart*: 535Figura 7.32: Valori del parametro rI nella simulazione con *restart*: 635

in entrata del modello, ossia le forzanti, che ne permettono una più accurata simulazione della circolazione in questo tratto di mare, sono disponibili solo per questi quattro mesi; per una migliore analisi è necessario avere i dati di vento e moto ondoso relativi ad un intero anno per poi effettuare una simulazione di questa durata e riconsiderare il *restat*, coprendo così interamente i cinque anni. E' inoltre necessario conoscere esattamente il ciclo di sviluppo del pesce allevato e i periodi in cui sono presenti i diversi stadi di sviluppo nelle gabbie, anche se più plausibilmente saranno presenti in uno stesso periodo pesci di diversa età, per poter mantenere la produzione al livello auspicato. Il diverso mangime verrà perciò distribuito ai pesci di differente età, posti in gabbie diverse, nello stesso momento. Sarebbe quindi necessario impostare un rilascio di particelle di diverso tipo nel modello dispersivo LAMP3D cioè il rilascio in contemporanea di particelle con velocità di sedimentazione diverse.

7.6 Simulazioni di mangime e particelle fecali in simultanea: la non linearità della degradazione

Sul fondale giungono i residui del mangime e le particelle fecali non separatamente nel tempo come presupposto nelle simulazioni condotte finora, ma contemporaneamente e qui si accumulano. Questo comporta delle differenze nella degradazione della sostanza organica che arriva sul fondale e quindi nell'impatto sulle comunità bentoniche e sui sedimenti.

Si è voluto verificare se effettivamente la degradazione del materiale organico avvenisse in modo lineare e quindi bastasse sommare i diversi contributi, o più realisticamente dipendesse dalla quantità e qualità del materiale che giunge sul fondale, quindi variando se si considera l'arrivo di entrambi i contributi sul fondale nello stesso tempo.

Questo è anche suggerito dal fatto che la degradazione della sostanza organica avviene ad opera dei microrganismi presenti sul fondale e il loro metabolismo ha un massimo per un determinato valore di input di sostanza organica di cui si cibano, mentre al di sotto e al di sopra di tale valore la loro efficienza nella

degradazione è inferiore, non è ottimizzata.

Ciò comporta che un aumento della sostanza organica disponibile ai batteri non ne aumenti l'efficienza metabolica e quindi la degradazione in modo lineare, ma dipenda dalla quantità di sostanza organica, dalla sua qualità e in misura non minore, dal tipo di batteri presenti.

Sono state condotte a tal fine delle modifiche al codice del modulo degradativo imponendo come dati in input, sia i residui di mangime, sia le particelle fecali e, su questi contributi inseriti insieme in uno unico, si calcola la degradazione organica; non è stato necessario in questo caso variare il codice del modulo dispersivo poichè le particelle di mangime e di feci anche se emesse insieme, non si influenzano reciprocamente nella dispersione, quindi può essere calcolata separatamente per i due contributi e una volta giunti sul fondale si considerano insieme e se ne valuta la degradazione.

Sono state condotte quattro simulazioni con diverse combinazioni di particelle di mangime e particelle fecali come mostrato in tabella 7.6, considerando solo le particelle di cibo di dimensioni minima e quelle con dimensione massima e lo stesso per le particelle fecali. Sono state ipotizzate le diverse combinazioni:

N sim	$v_{sed} \text{ m s}^{-1}$ mangime	$v_{sed} \text{ m s}^{-1}$ feci
235-245	0,087	0.0044
235-248	0,087	0,0072
238-245	0,144	0,0044
238-248	0,144	0,0072

Tabella 7.6: Simulazioni contemporanee dei residui di mangime e delle particelle fecali che giungono sul fondo.

Di queste simulazioni si è considerato, come fatto per le precedenti, l'area di accumulo sul fondale, il suo baricentro, la concentrazione di sostanza organica e l'andamento del parametro rI.

Nelle figure 7.33, 7.34, 7.35, 7.36 è mostrato l'andamento dell'area impattata per le simulazioni condotte confrontata con quella che si avrebbe se i contributi dei residui di mangime e le particelle fecali si sommassero linearmente. Questo comporterebbe che, se la sostanza organica arrivasse in tempi diversi o simultaneamente ciò non comporterebbe alcuna differenza nella sua degradazione.

Dal confronto tra l'area di impatto data dalla semplice somma dei contributi e quella data dal rilascio simultaneo si osserva la **non linearità della degradazione**, poichè le due aree non coincidono e quella del rilascio simultaneo è in generale inferiore rispetto alla semplice somma. Il contributo maggiore comunque è dato, come ci si aspettava, dalle particelle di mangime non consumato e l'andamento del baricentro nel tempo è del tutto simile a quello del solo mangime.

7.7 Simulazioni con rilascio periodico

Considerando il fatto che il mangime viene distribuito ai pesci in estate due volte al giorno mentre in inverno una, è importante considerare nel modello advettivo-dispersivo un rilascio periodico di mangime piuttosto che in continuo. Bisogna osservare infatti che considerare un rilascio periodico comporta una maggiore quantità di particelle disperse in un certo istante temporale invece che dilazionato nel tempo (come nel caso del rilascio in continuo) e ciò implica una diversità nella capacità degradativa del materiale che giunge sul fondale poichè vi arriva tutto insieme. Per i residui di origine fecale è invece realistico considerare un rilascio continuo di particelle.

E' stato perciò impostato nel modello dispersivo e nel modulo degradativo un rilascio periodico di particelle sempre considerando la stessa quantità di mangime, ma fornito due volte al giorno; ciò ha comportato delle variazioni nel codice sia per il peso attribuito alle singole particelle dato che la quantità di mangime fornito è rimasta la stessa in totale, ma ne viene rilasciata una quantità maggiore una volta ogni sei passi temporali invece che una quantità minore fornita ad ogni

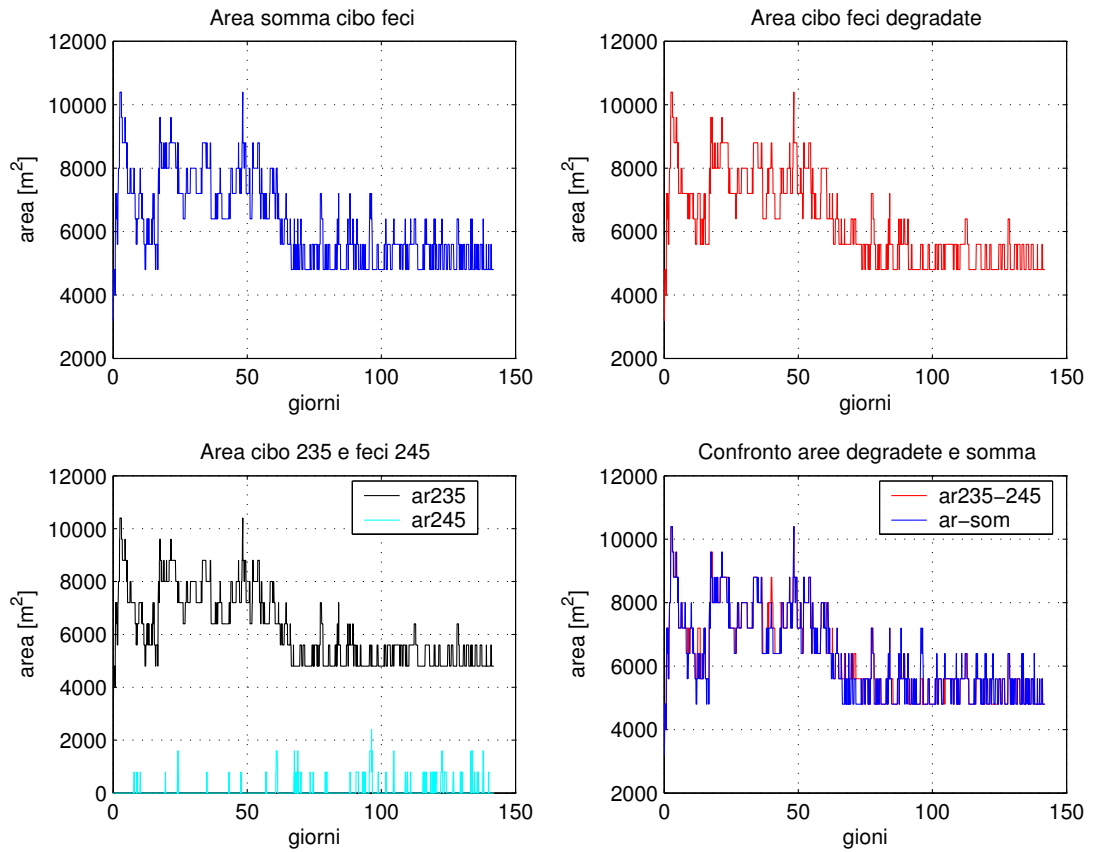


Figura 7.33: Andamento dell'area di impatto considerando un rilascio simultaneo di particelle di mangime e particelle fecali e confronto con l'area di impatto che si avrebbe se i due contributi si sommassero semplicemente. Si considerano particelle di mangime con $v_{sed} \text{ m s}^{-1} = 0,087$, le più piccole, e particelle fecali con $v_{sed} \text{ m s}^{-1} = 0,0044$ corrispondenti alle feci di orate di taglia grossa.

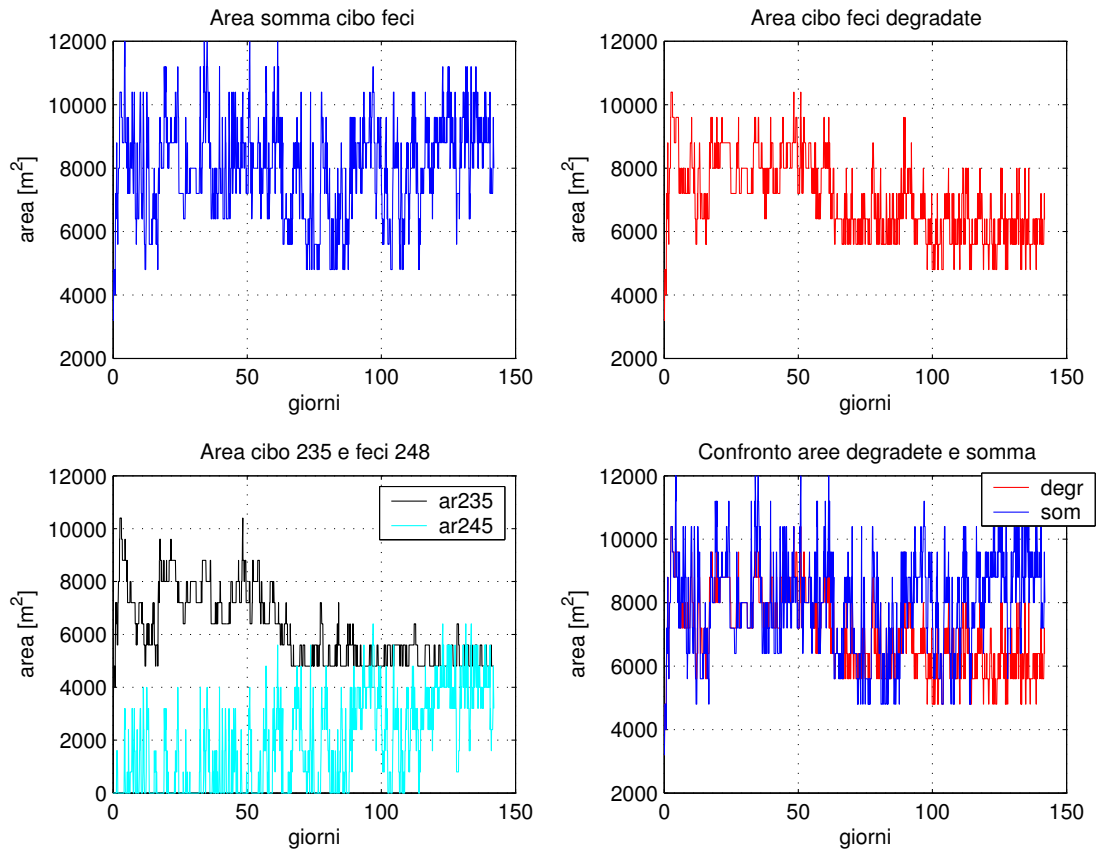


Figura 7.34: Andamento dell'area di impatto considerando un rilascio simultaneo di particelle di mangime e particelle fecali e confronto con l'area di impatto che si avrebbe se i due contributi si sommassero semplicemente. Si considerano particelle di cibo con $v_{sed} \text{ m s}^{-1} = 0,087$, le più piccole, e particelle fecali con $v_{sed} \text{ m s}^{-1} = 0,0072$ corrispondenti alle feci di branzini di taglia media.

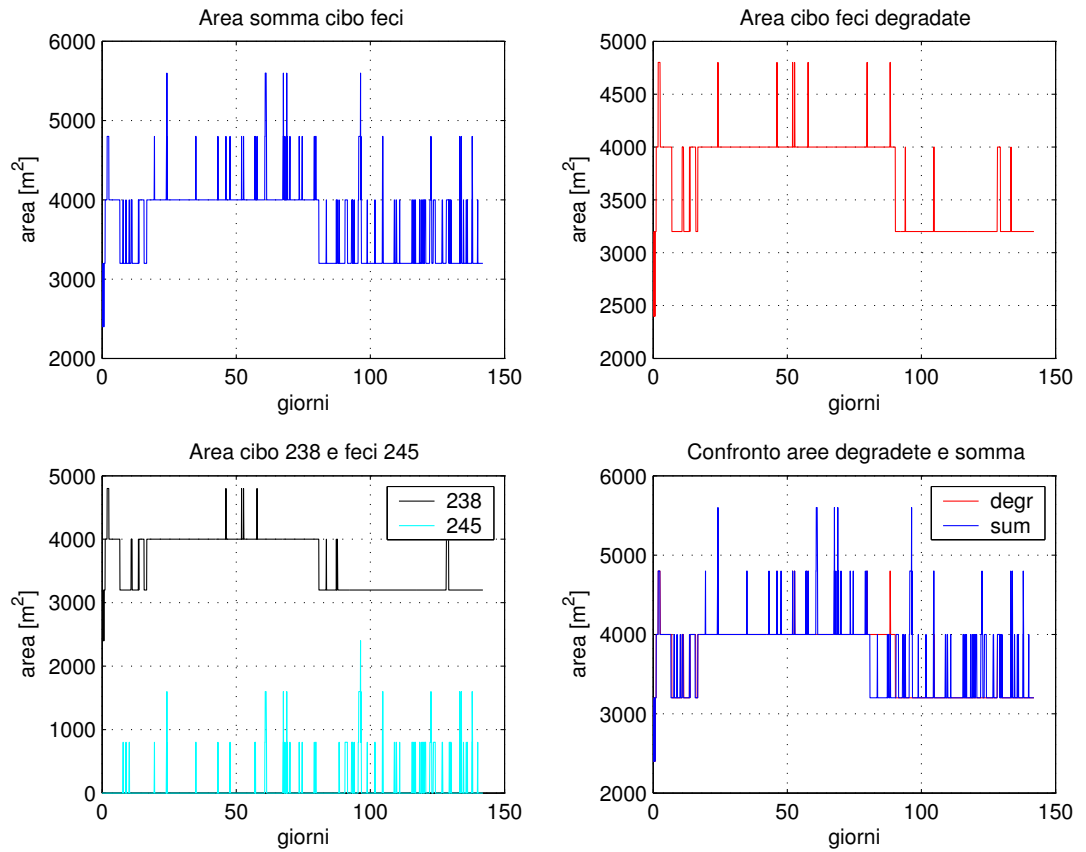


Figura 7.35: Andamento dell'area di impatto considerando un rilascio simultaneo di particelle di mangime e particelle fecali e confronto con l'area di impatto che si avrebbe se i due contributi si sommassero semplicemente. Si considerano particelle di cibo con $v_{sed} \text{ m s}^{-1} = 0,144$ e particelle fecali con $v_{sed} \text{ m s}^{-1} = 0,0044$

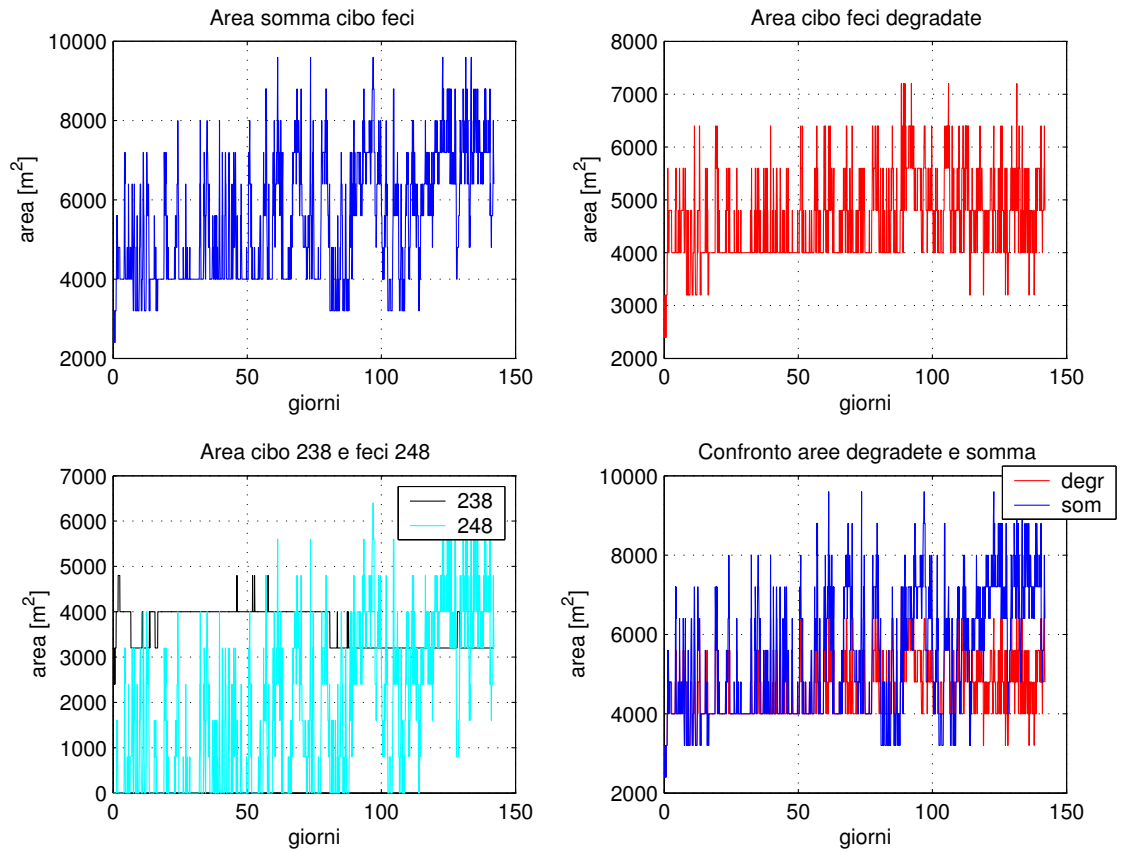


Figura 7.36: Andamento dell'area di impatto considerando un rilascio simultaneo di particelle di mangime e particelle fecali e confronto con l'area di impatto che si avrebbe se i due contributi si sommassero semplicemente. Si considerano particelle di cibo con $v_{sed} \text{ m s}^{-1} = 0,144$ e particelle fecali con $v_{sed} \text{ m s}^{-1} = 0,0072$

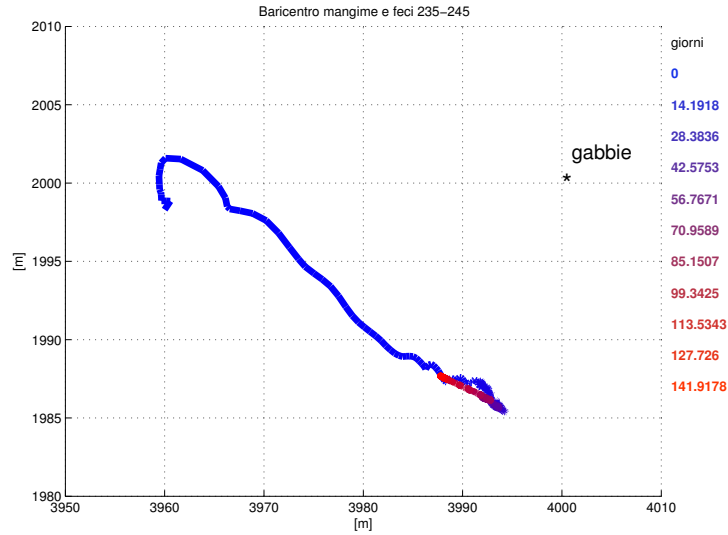


Figura 7.37: Baricentro dell'area impatta nelle simulazioni con rilascio simultaneo di mangime e particelle fecali 235-245

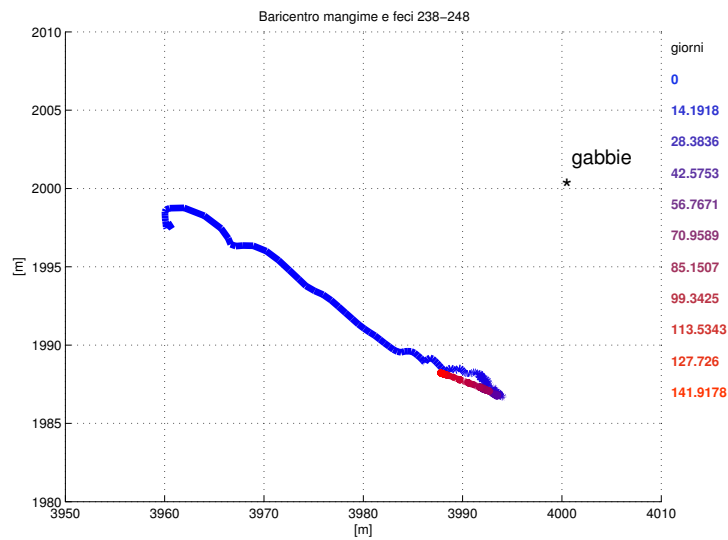


Figura 7.38: Baricentro dell'area impatta nelle simulazioni con rilascio simultaneo di mangime e particelle fecali 238-248

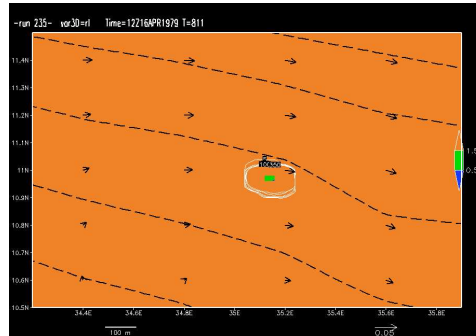


Figura 7.39: Valore del parametro rI per la simulazione di mangime e *faecal pellets* rilasciate in simultanea 235-245

passo temporale.

Sono state quindi effettuate altre cinque simulazioni per i residui di mangime valutando la degradazione in seguito ad un rilascio periodico, considerando che il mangime sia distribuito due volte al giorno mentre le velocità di sedimentazione e le forzanti iniziali non sono state variate per mettere in evidenza le differenze rispetto al rilascio in continuo.

In figura 7.40 sono mostrati gli andamenti dei rilasci periodici confrontati con quelli nelle stesse condizioni, velocità di sedimentazione e condizioni iniziali, ma con rilascio in continuo. Sono mostrati gli andamenti del baricentro nelle figure 7.41, 7.42

Sono poi state effettuate nuove simulazioni con il *restart* ossia a partire dalle condizioni della simulazione precedente, nel caso del rilascio periodico come indicato in figura 7.43:

È messo chiaramente in luce dalla figura 7.43 la funzione del *restart*: sono eliminate le oscillazioni iniziali delle soluzioni che hanno così un andamento più continuo. Anche dall'andamento del baricentro, figure 7.44, 7.45 si può notare la

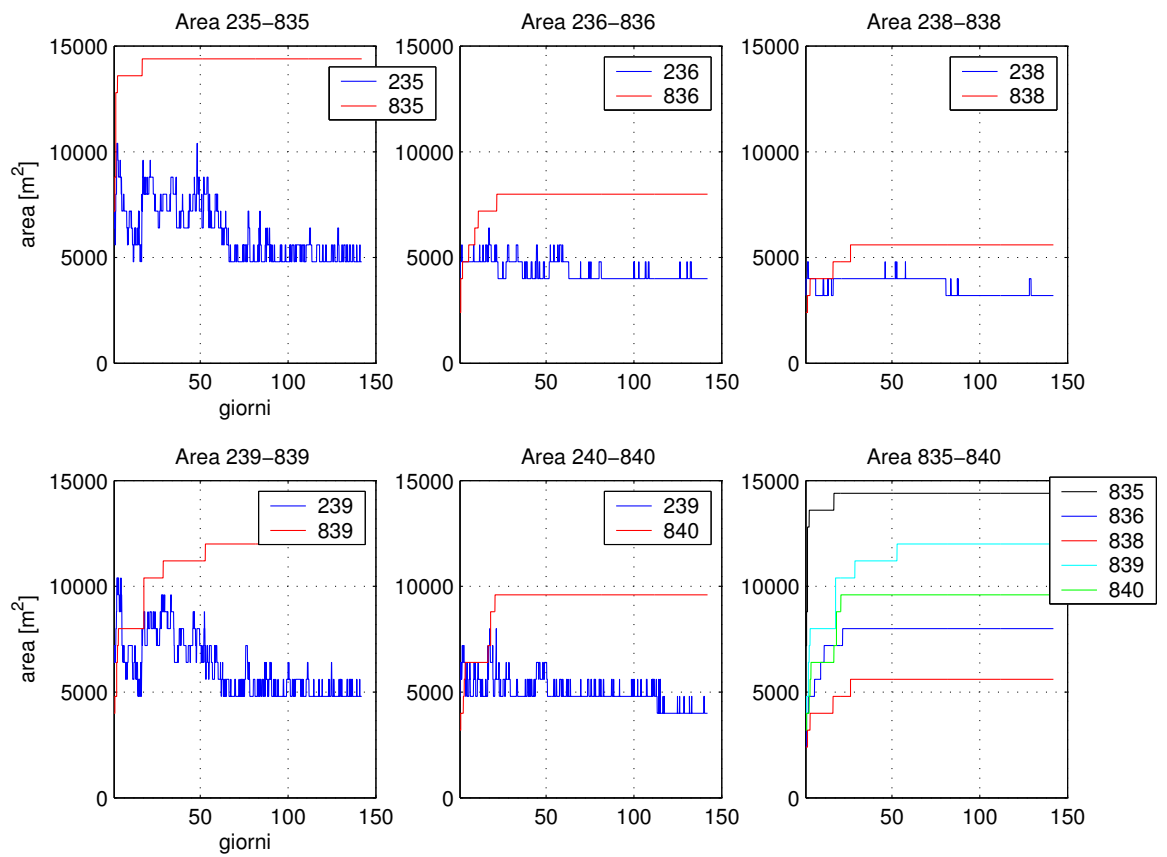


Figura 7.40: Andamento dell'aree di impatto considerando un rilascio periodico di mangime e confronto con l'aree di impatto che si hanno nelle stesse condizioni ma con un rilascio in continuo.

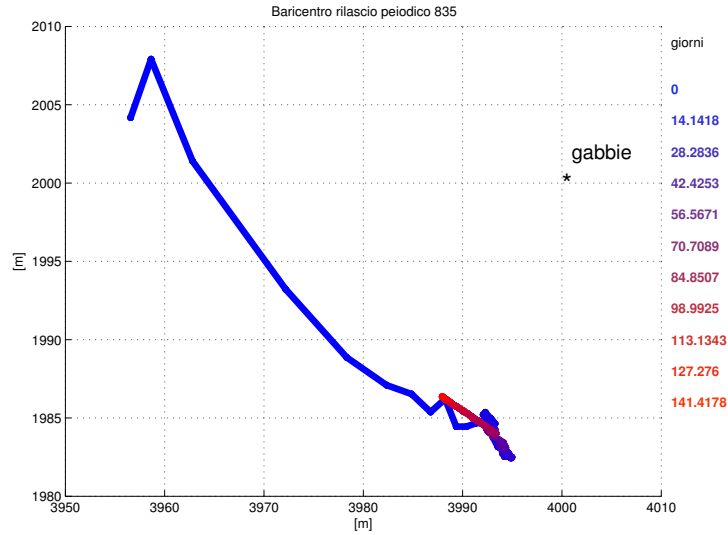


Figura 7.41: Andamento del baricentro dell'area impatta nelle simulazioni con rilascio periodico: velocità di sedimentazione considerata $v_{sed} = 0,087 \text{ m s}^{-1}$.

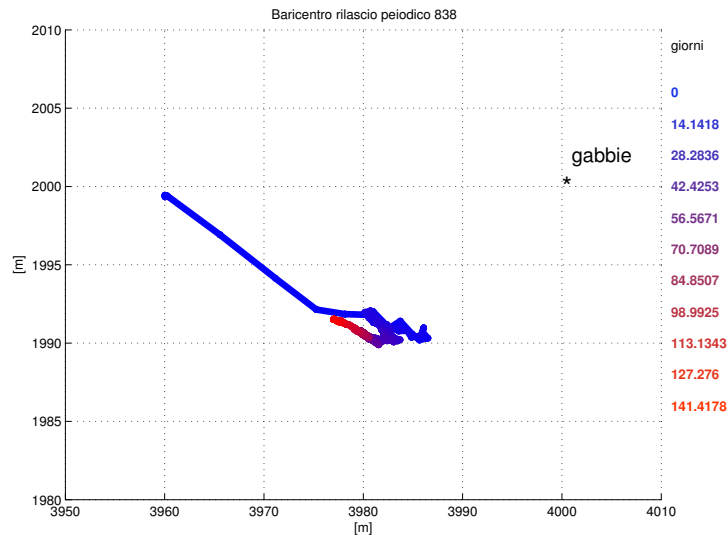


Figura 7.42: Andamento del baricentro dell'area impatta nelle simulazioni con rilascio periodico: velocità di sedimentazione considerata $v_{sed} = 0,144 \text{ m s}^{-1}$.

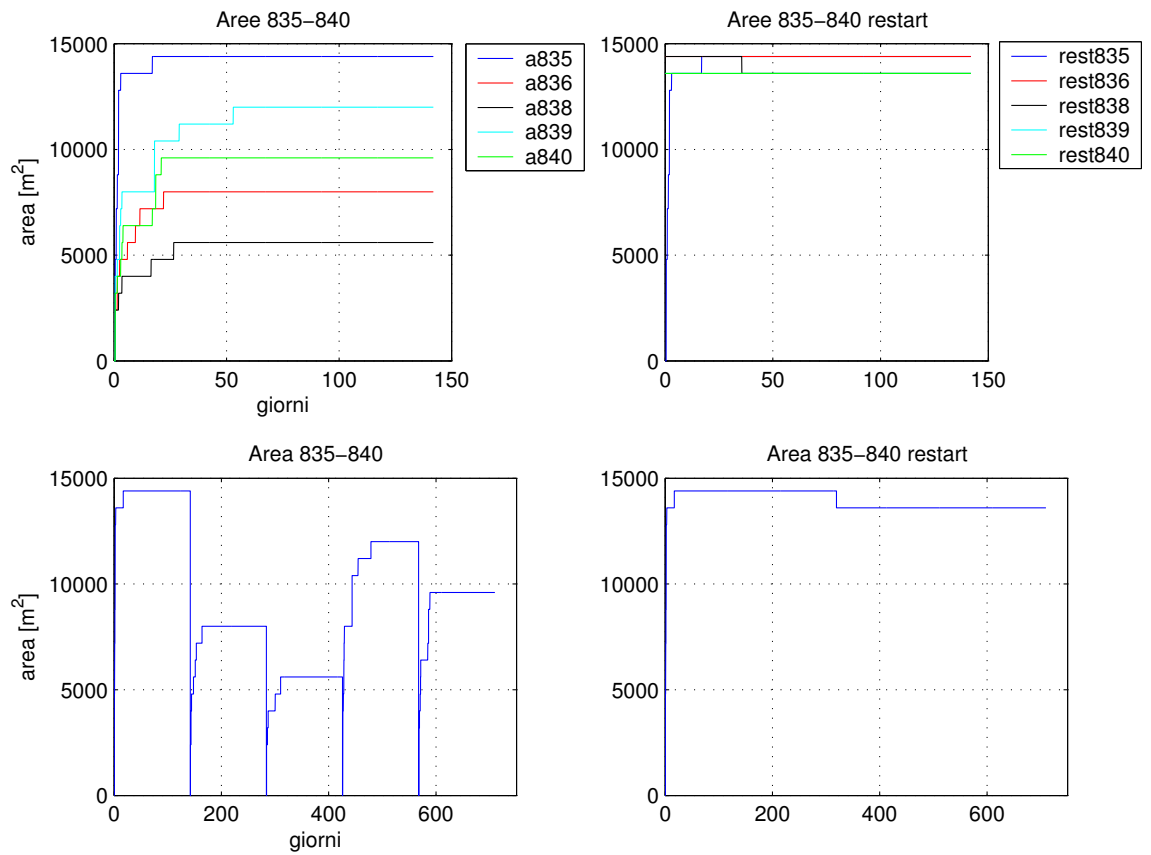


Figura 7.43: Andamento dell'area di impatto considerando un rilascio periodico di mangime e concatenando più simulazioni con il rilascio periodico.

funzione del restart: i baricentri all'inizio si muovono meno e l'area di impatto è sempre localizzata nella zona sottostante le gabbie senza spostarsi mai di molto.

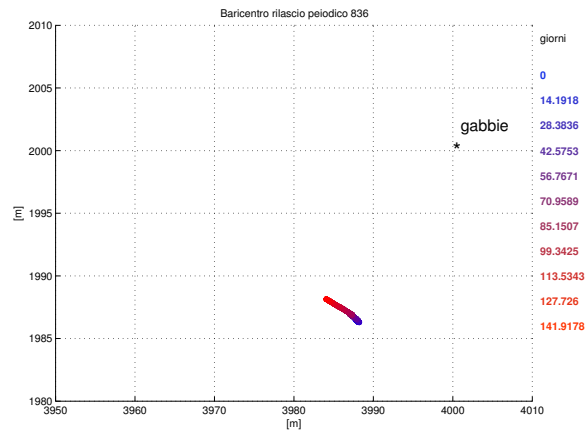


Figura 7.44: Andamento del baricentro dell'area impatta nelle simulazioni con rilascio periodico 836 e considerando come condizioni iniziali quelle della simulazione precedente (*restart*)

Il parametro degradativo rI , nel caso delle simulazioni con rilascio periodico subisce grandi variazioni come mostrato nelle figure 7.46, 7.47, 7.48, 7.49: calcolato agli istanti temporali coincidenti con il rilascio del mangime (una volta ogni sei passi temporali corrispondenti a due volte al giorno) il suo valore è minore di 0.5, denotando una situazione di forte impatto che però si attenua fino ad annullarsi negli istanti temporali successivi, quando sul fondale non arriva alcun apporto di sostanza organica. In questa situazione nel periodo in cui non viene fornito mangime ai pesci i microrganismi riescono a degradare tutta la sostanza organica che giunge durante i pasti, non dando quindi luogo a fenomeni di stress prolungato, ma generando un maggior accumulo di sostanza sul fondale.

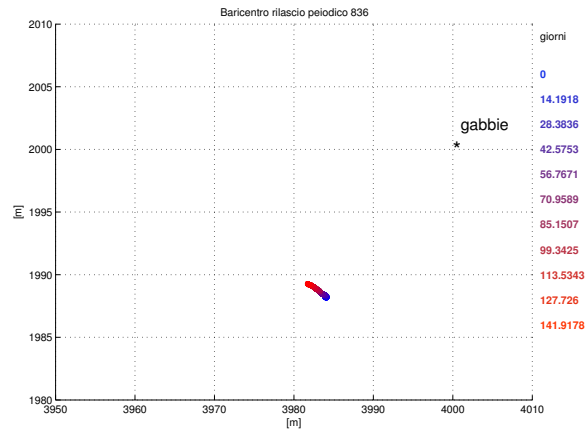


Figura 7.45: Andamento del baricentro dell'area impatta nelle simulazioni con rilascio periodico 838 e considerando come condizioni iniziali quelle della simulazione precedente (*restart*)

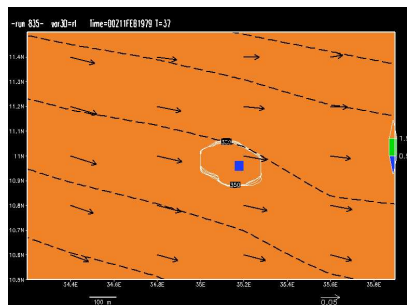


Figura 7.46: Valore del parametro rI nelle simulazioni con rilascio periodico di mangime in un istante temporale coincidente con l'ora dei pasti: si noti il forte stress dei sedimenti e delle comunità bentoniche.

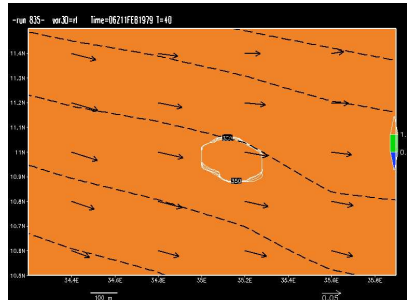


Figura 7.47: Valore del parametro rI nelle simulazioni con rilascio periodico di mangime in un istante temporale non coincidente con l'ora dei pasti: il parametro di degradazione è maggiore di 0.5 che implica una situazione di non stress per i sedimenti e le comunità bentoniche presenti.

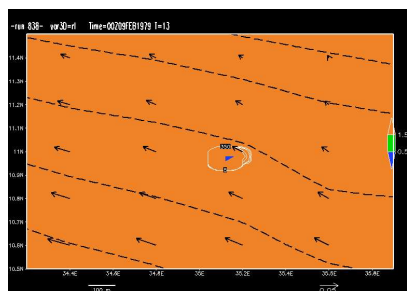


Figura 7.48: Valore del parametro rI per la simulazione con rilascio periodico

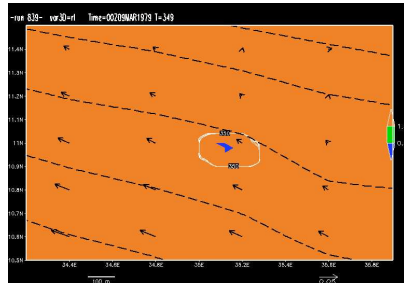


Figura 7.49: Valore del parametro rI per la simulazione con rilascio periodico

7.8 La validazione del modello

Per quanto riguarda la validazione dei dati di corrente calcolati dal modello si fa riferimento a quella effettuata nel lavoro di *Doglioli* [21] in cui vengono confrontati con quelli provenienti dal *database* SIAM (ENEA Santa Teresa) in cui sono immagazzinati i dati misurati da due correntometri posizionati nelle vicinanze dell'impianto di maricoltura di Lavagna. Le uscite del modello risultano essere in buon accordo con i dati misurati, quindi in questo lavoro si sono considerate le medesime condizioni iniziali e funzioni forzanti.

7.8.1 Le misure dei nutrienti

I dati provenienti dalle campagne di monitoraggio dell'acqua e del sedimento imposte dall'Ufficio VIA della Regione raccolti tra luglio 2000 e marzo 2005 nelle quattro stazioni, sono confrontati con i risultati modellistici. Le acque sono state campionate dieci volte tra la superficie e il fondo con bottiglie Niskin e successivamente analizzate allo spettrofotometro per quanto riguarda i nitrati e i fosfati. Il sedimento invece è campionato tre volte usando una benna del tipo *Van Veen* e successivamente analizzato per quanto riguarda azoto totale e

fosforo totale.

Dalle analisi dei campioni di sedimento si osservano in generale, concentrazioni più elevate di nutrienti nella stazione S1 e concentrazioni minori nella stazione S4. Questo conferma il trasporto verso ovest del particolato suggerito dal modello e confermato dagli studi di circolazione delle acque costiere nel mar Ligure. Anche in questo caso non è stato possibile confrontare i valori assoluti dei dati misurati e quelli modellizzati dato che quelli misurati sono espressi in g/kg di sedimento, mentre quelli modellistici sono calcolati come g/m^2 . Per esprimere i risultati del modello nella stessa unità di misura di quelli misurati sarebbero necessarie assunzioni sulla densità del sedimento e sulla tecnica di campionamento non disponibili, per cui farne ipotesi non verificabili porterebbe ad una minore accuratezza dei risultati modellistici. Per questo motivo il confronto è basato sui flussi di nutrienti; questi sono stati calcolati prelevando dai file in uscita dai modelli i valori di concentrazione calcolati in $mmoli/m^2$ ad ogni istante temporale nelle quattro maglie di griglia in cui sono contenuti i quattro punti corrispondenti alle stazioni di campionamento. Di questi dati se è considerato il valor medio per ogni punto-stazione e, come per i dati sperimentali, dal calcolo del coefficiente angolare della retta di interpolazione, calcolata con MATLAB, se ne è ricavato il flusso.

Nelle figure 7.50, 7.51 sono riportati i grafici da cui si sono ottenuti i flussi di azoto totale a partire dai dati misurati in $g/kg/giorno$ e in $g/m^2/giorno$ per quelli calcolati dal modello. I valori assoluti sono quindi diversi, ma gli andamenti, dati da i coefficienti angolari delle rette che approssimano i dati, sono molto simili.

Nella figura 7.52 si può osservare come i flussi giornalieri di nutrienti calcolati dal modello siano in buon accordo nella distribuzione spaziale con quelli estrapolati dai dati ambientali.

Il modello, nei diversi scenari simulati è in buon accordo con i dati misurati per quanto riguarda le previsioni dell'accumulo di nutrienti sul fondale al sotto delle gabbie.

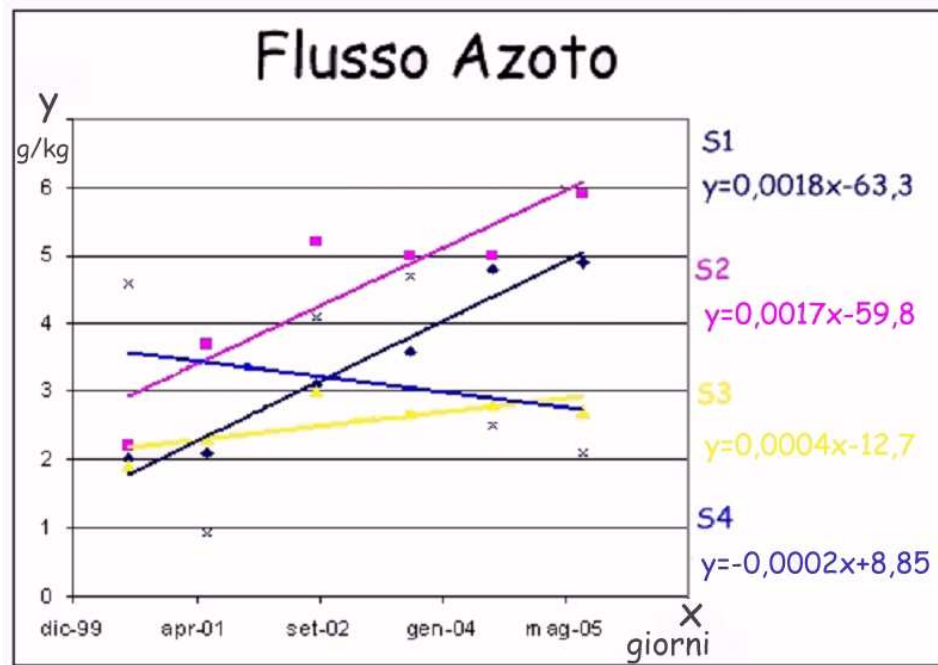


Figura 7.50: Calcolo del flusso di azoto nelle quattro stazioni di campionamento ricavato dai dati misurati nelle campagne di monitoraggio.

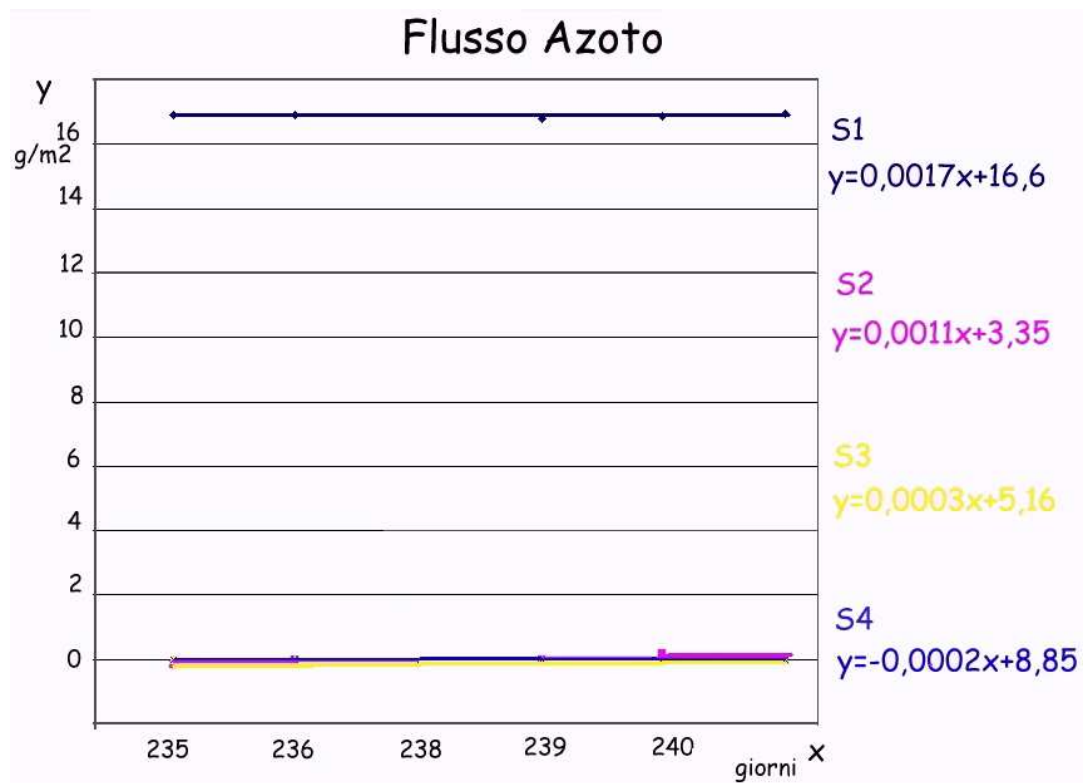


Figura 7.51: Calcolo del flusso di azoto nei quattro punti corrispondenti alle stazioni di campionamento, ricavato dai dati ottenuti dal modello mediati nel tempo.

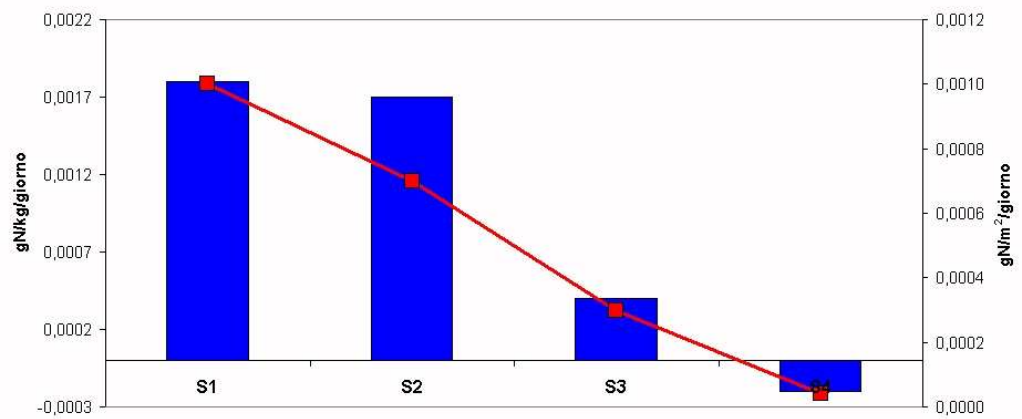


Figura 7.52: Tassi di accumulo giornalieri di azoto nel sedimento nelle quattro stazioni di campionamento. Gli istogrammi rappresentano i dati estrapolati delle misure effettuate durante le campagne di monitoraggio espressi in $g/kg/giorno$, la linea spezzata invece rappresenta i risultati numerici ottenuti dal modello espressi in $g/m^2/giorno$

Capitolo 8

Conclusioni e prospettive

In un'area di grande pregio ambientale quali sono le acque del Golfo del Tigullio e dell'adiacente Promontorio di Portofino, lo studio dei fenomeni di circolazione, trasporto, dispersione e degradazione riveste una grande importanza. Infatti possono costituire una conoscenza di base per una corretta gestione delle attività antropiche nell'area e per la risoluzione dei conflitti quali quelli sorti dopo la messa in opera dell'impianto di maricoltura di Lavagna.

La costruzione dell'impianto, ponendo il problema della valutazione dell'impatto dell'allevamento con gabbie a mare e la necessità di uno sviluppo sostenibile di tale attività in acque costiere di alto valore, ha messo in evidenza la mancanza di strumenti modellistici in grado di fornire stime quantitative della dispersione e soprattutto della degradazione dei rifiuti da maricoltura sviluppati specificatamente per le acque del Mediterraneo. Un certo numero di modelli sono stati sviluppati per le acque fredde [Ross *et al.* 1993; Gowen *et al.* 1989; Gillibrand e Turell 1997; Panchang *et al.* 1997; Cromey *et al.* 1998; Dudley *et al.* 2000] dimostrando la loro utilità a scopi previsionali per la regolazione e mitigazione degli impatti.

Per le acque del Mediterraneo più calde, si è sviluppato il modello a particelle Lagrangiane LAMP3D innestato nel modello idrodinamico POM. La circolazio-

ne costiera forzata dal vento è simulata con esperimenti numerici validati da osservazioni sperimentali fornendo al modello di dispersione informazioni dettagliate sulle correnti nell'area dell'allevamento. Il modello LAMP3D fornisce i profili verticali della corrente introducendo la dinamica verticale nel modello dispersivo; l'adozione dello schema numerico a particelle Lagrangiane permette di tener conto delle diverse tipologie (azoto, fosforo, carbonio organico) e caratteristiche (velocità di sedimentazione diverse) di possibili inquinanti. Lo sviluppo del **modulo degradativo** partendo dalle uscite del modello dispersivo, permette inoltre la valutazione degli impatti ambientali dovuti a tali inquinanti considerando la capacità degradativa dell'ambiente ad opera dei microrganismi e considerando i fattori che determinano il bilancio tra metabolismo aerobico e anaerobico, con la definizione di tre livelli di stress per i sedimenti e le comunità bentoniche. Il modello si basa sulle misure di velocità della corrente sul fondo e sulla concentrazione di materiale organico che giunge sul fondale per il calcolo di un parametro degradativo, e della concentrazione della sostanza organica che si accumula sul fondo non degradandosi.

L'applicazione al caso della maricoltura AQUA di Lavagna, ha permesso di verificare le potenzialità del metodo e dello strumento nello studio di un caso reale. L'attenzione è posta sul particolato derivante dall'impianto (mangime non consumato e particelle fecali) poichè come già dimostrato in studi precedenti è la componente, rispetto al disciolto, che da luogo a maggiori impatti sull'ambiente. Dopo aver condotto uno studio di sensibilità del modello per individuare i parametri più sensibili e averne cercato valori più attendibili nelle condizioni specifiche del caso in esame, i risultati numerici ottenuti in diversi scenari (rilascio in continuo, rilascio periodico, simulazioni con il restart e in simultanea) sono stati validati con le misure provenienti dalle campagne di monitoraggio intorno all'impianto.

Dall'analisi delle varie simulazioni è emerso che i maggiori impatti sono dovuti al mangime non consumato sia perchè è costituito da particelle più grosse con velocità di sedimentazione maggiore, sia per il maggior contenuto di carbonio

organico. Inoltre è stato messo in luce come le modalità di rilascio dei residui, e non solo la quantità totale che giunge sul fondo, influiscano sulla valutazione dello stato dei sedimenti: la degradazione è più efficiente se arrivano meno particelle in continuo piuttosto che la stessa quantità totale ma fornita in una volta sola.

Dal confronto tra i dati è emerso come la distribuzione spaziale del materiale particolato calcolata dal modello sia in buon accordo con i valori misurati sul campo, denotando un'area ristretta del fondale sotto alle gabbie in cui si accumulano gli elementi e i tassi di deposizione non eccedono i valori soglia per il rischio ambientale definiti sulla base dei valori forniti dal *Marine Ecosystem Research Laboratory*. Il parametro di degradazione calcolato dal modello non indica situazione di forti stress per i sedimenti e le comunità bentoniche.

Le uscite del modello sono state migliorate dando previsioni più accurate e che rispecchiano le condizioni del sedimento osservate attraverso i monitoraggi.

Inoltre si è posta l'attenzione sull'importanza della degradazione nella valutazione degli impatti ambientali, coniugando la dispersione delle particelle all'analisi del destino di queste una volta giunte sul fondale. Per migliorare le capacità predittive del modello e aumentarne l'efficacia come strumento per la gestione del territorio è necessario tener in considerazione i fattori biologici degradativi che si innescano una volta giunta la sostanza organica sul fondo. È perciò necessario conoscere con maggiore accuratezza l'attività degradativa specifica della zona considerata, considerando i tassi di mineralizzazione come un parametro sensibile del modello al fine di migliorare le capacità predittive anche su scale temporali maggiori.

Si aprono molteplici possibilità di sviluppo del metodo: in primo luogo si potrebbe implementare la dinamica risospensiva, verificando se i valori di velocità della corrente considerati nell'articolo di *Cromey* [17] come valori soglia al di sopra dei quali vi è risospensione sono validi anche per le acque in cui è ubicato l'impianto. Se la velocità della corrente sul fondo supera tali valori si può inserire nel codice del modello dispersivo, la risospensione del materiale che

si deposita sul fondo.

Inoltre per considerare scale temporali maggiori e quindi simulare periodi simili a quelli di effettiva attività dell'impianto, nel caso di AQUA cinque anni, sarebbero necessari dati di vento e di corrente che ricoprano almeno un intero anno, mentre per ora sono disponibili misure solo nei mesi di Febbraio-Giugno, quindi in questo studio si sono simulate cinque primavere consecutive e non cinque anni. Inoltre al fine di validare il modello con dati sperimentali diversi da quelli utilizzati per la calibrazione, sarà necessario estendere l'applicazione del modello in altre aree, prevedendo una stretta collaborazione con gli allevatori per conoscere i valori realistici dei dati in ingresso, quali quantità e qualità di mangime fornito ai pesci, e attuando accurate campagne di monitoraggio per ottenere i dati necessari alla calibrazione e alla validazione, contribuendo quindi ad una maggiore affidabilità ed efficienza del modello.

Bibliografia

- [1] H. Ackefors and M. Enell. Discharge nutrients from swedish fish farming into adjacent sea areas. *Ambio*, 19(1):28–35, 1990.
- [2] C.M. Allen. Numerical simulation of contaminant dispersion in estuarine flow. *Proc. R. Soc. Lond., A* 381:179–194, 1982.
- [3] M. Astraldi and G.P. Gasparini. La circolazione costiera nel mar ligure orientale. *Boll. Mus. Ist. Biol. Univ. Genova*, 52 suppl:317–331, 1986.
- [4] M. Astraldi and G. Manzella. Some observations on current measurements on the East Ligurian Shelf, Mediterranean Sea. *Cont. Shelf Res.*, 2:183–193, 1983.
- [5] Y. Avnimelech, N. Mozes, S. Diab, and M. Kochba. Rates of organic carbon and nitrogen degradation in intensive fish ponds. *Aquaculture*, 134:211–216, 1995.
- [6] A. Baldi, P. Marri, and A. Schirone. Applicazione di un modello per la simulazione del trasporto e della diluizione di inquinanti nelle acque costiere. Technical report, ENEA, 1997. RTI/AMB/GEM-MAR/97/04/RL2/A1.4.
- [7] G.K. Batchelor. *An Introduction to Fluid Dynamics*. Cambridge University Press, London and New York, 1967.

- [8] M.C.M. Beveridge, M.J. Phillips, and R.M. Clarke. A quantitative and qualitative assessment of wastes from aquatic animal production. In D. E. Brune and J. R. Tomasso, editors, *Advances in World Aquaculture Volume 3*, pages 506–533. World Aquaculture Society, Baton-Rouge, USA, 1991.
- [9] A.F. Blumberg and G.L. Mellor. A description of a three-dimensional coastal ocean circulation model. In N. Heaps, editor, *Three-Dimensional Coastal Ocean Models*, volume 4, page 208. American Geophysical Union, Washington, D.C., 1987.
- [10] M.L. Carroll, S. Cochrane, R. Fieler, R. Velvin, and P. White. Organic enrichment of sediments from salmon farming in Norway: environmental factors, management practices, and monitoring techniques. *Aquaculture*, 226:165–180, 2003.
- [11] R. Cattaneo Vietti, A. Sirigu, and A. Tommei. *Mare di Liguria*. Ed. Centro Studi Unione Camere di Commercio Liguri, Genova, II edition, 1982.
- [12] E. Chelossi, L. Vezzulli, A. Milano, M. Branzoni, M. Fabiano, G. Riccardi, and I.M. Banat. Antibiotic resistance of benthic bacteria in fish-farm and control sediments of the Western Mediterranean. *Aquaculture*, 219(1-4):83–97, 2003.
- [13] Y.S. Chen, M.C.M. Beveridge, and T.C. Telfer. Physical characteristics of commercial pelleted Atlantic salmon feeds and consideration of implications for modeling of waste dispersion through sedimentation. *Aquacult. Int.*, 7:89–100, 1999.
- [14] Y.S. Chen, M.C.M. Beveridge, and T.C. Telfer. Settling rate characteristics and nutrient content of the faeces of Atlantic salmon, *Salmo salar* L., and the implications for modelling of solid waste dispersion. *Aquac. Res.*, 30:395–398, 1999.
- [15] Corbin and Young. Planning, regulation and administration of sustainable aquaculture.

- [16] C.J. Cromey, K.D. Black, A. Edwards, and I.A. Jack. Modelling the deposition and biological effects of organic carbon from marine sewage discharges. *Estuarine, Coastal and Shelf Sciences*, 47:295–308, 1998.
- [17] C.J. Cromey, T.D. Nickell, and K.D. Black. DEPOMOD-modelling the deposition and the biological effects of wastes solids from marine cage farms. *Aquaculture*, 214(1-4):211–239, 2002.
- [18] C.J. Cromey, T.D. Nickell, K.D. Black, P.G. Provost, and C.R. Griffiths. Validation of a fish farm waste resuspension model by use of a particulate tracer discharged from a point source in a coastal environment. *Estuaries*, 25(5):916–929, 2002.
- [19] G.T. Csanady. *Circulation in the coastal ocean*. D.Reidel Publishing Company, Kluwer Group, Dordrech, Holland, 1982.
- [20] A.M. Doglioli. *LAMP3D, un modello Lagrangiano per lo studio della dispersione di inquinanti in acque costiere*, 2000. Tesi di Laurea, Università degli Studi di Genova.
- [21] A.M. Doglioli. *Studio della circolazione e della dispersione nelle acque costiere del Promontorio di Portofino*. PhD thesis, Dottorato in Scienze Ambientali - Scienza del Mare, XVI ciclo, Università degli Studi di Genova, 2004.
- [22] A.M. Doglioli, A. Griffa, and M.G. Magaldi. Numerical study of a coastal current on a steep slope in presence of a cape: The case of the Promontorio di Portofino. *J. Geophys. Res.*, 109, 2004.
- [23] A.M. Doglioli, M.G. Magaldi, L. Vezzulli, and S Tucci. Development of a numerical model to study the dispersion of wastes coming from a marine fish farm in the Ligurian Sea (Western Mediterranean). *Aquaculture*, 231(1-4):215–235, 2004.

- [24] R.W. Dudley, V.G. Panchang, and C.R. Newell. Application of a comprehensive modeling strategy for the management of net-pen aquaculture waste transport. *Aquaculture*, 187:319–349, 2000.
- [25] I.R. Elberizon and L.A. Kelly. Settling measurements of parameters critical to modelling benthic impacts of freshwater salmonid cage aquaculture. *Acquac. Res.*, 29:669–677, 1998.
- [26] M. Enell. Environmental impacts of nutrient from nordic fish farming. *Water Science Technologies*, 31(10):61–71, 1995.
- [27] FAO. Development and use of indicators for sustainable development of marine capture fisheries. *FAO Technical Guidelines for responsible fisheries*, 8:70, 1997.
- [28] FAO. The state of world fisheries and aquaculture. *FAO Technical Guidelines for responsible fisheries*, 8:153, 2004.
- [29] R.H. Findlay and L. Watling. Toward a process level model to predict the effects of salmon net-pen aquaculture on the benthos. In *Modeling Benthic Impacts of Organic Enrichment from Marine Aquaculture*, Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences 1949: xi + 125 p. B.T. Hargrave, 1994.
- [30] R.H. Findlay and L. Watling. Prediction of benthic impact for salmon net pens based on the balance of benthic oxygen supply and demand. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 155:147–157, 1997.
- [31] Adrian E. Gill. *Atmophere-Ocean Dynamics*. Academic Press, New York, 1982.
- [32] P.A. Gillibrand and W.R. Turrell. The use of simple models in the regulation of the impact of fish farms on water quality in Scottish sea lochs. *Aquaculture*, 159:33–46, 1997.

- [33] R.J. Gowen and N.B. Bradbury. The ecological impact of Salmon farming in coastal waters: A review. *Oceanographic and Marine Biology: An Annual Review*, 25:563–575, 1987.
- [34] R.J. Gowen, N.B. Bradbury, and J.R. Brown. The use of simple models in assessing two of the interactions between fish farming and marine environment. In N. DePauw, E. Jaspers, H. Ackefors, and N. Wilkins, editors, *Aquaculture - A Biotechnology in Progress*, pages 1071–1080. European Aquaculture Society, 1989.
- [35] P.O.J. Hall, L.G. Anderson, O. Holby, S. Kollberg, and M. Samuelsson. Chemical fluxes and mass balances in a marine fish cage farm. i. carbon. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 61:61–73, 1990.
- [36] A. Henderson, S. Gamito, I. Karakassis, P. Pederson, and A. Smaal. Use of hydrodynamic and benthic models for managing environmental impacts of marine aquaculture. *Journal of Applied Ichthyology*, 17:163–172, 2001.
- [37] M. Holmer and E. Kristensen. Impact of marine fish cage farming on sediment metabolism and sulfate reduction of underlying sediments. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 80:191–201, 1992.
- [38] S. E. Jørgensen and Bendoricchio. *Fundamentals of ecological modelling*. Academic Press, New York, 1994.
- [39] I. Karakassis, E. Hatziyanni, M. Tsapakis, and W. Plaiti. Impact of cage farming of fish on the seabed in three mediterranean coastal areas. *ICES J. Mar. Sci.*, 57:1462–1471, 2000.
- [40] I. Karakassis, M. Tsapakis, K.N. Hatziyanni, E. Papadopoulou, and W. Plaiti. Impact of cage farming of fish on the seabed in three Mediterranean coastal areas. *ICES J. Mar. Sci.*, 57(5):1462–1471, 2000.
- [41] S.P. Lall. Digestibility, metabolism and excretion in dietary phosphorus in fish. In C.B. Cowey and C.Y.T. Cho, editors, *Nutritional Strategies and*

- Aquaculture Waste*, pages 21–36. University of Guelph, Guelph, Ontario, 1991.
- [42] I. Lupatsch and G.W. Kissil. Predicting aquaculture waste from gilthead seabream (*Sparus aurata*) culture using a nutritional approach. *Aquatic Living Resources*, 11(4):265–268, 1998.
- [43] M.G. Magaldi. Applicazione del Princeton Ocean Model e del Lagrangian Assessment for Marine Pollution model per uno studio dell’impatto derivante da impianti di maricoltura, 2002. Master Thesis, Università degli Studi di Genova.
- [44] Shona H. Magill, Helmut Thetmeyer, and Chris J. Cromey. Settling velocity of faecal pellets of gilthead sea bream (*Sparus aurata* L.) and sea bass (*Dicentrarchus labrax* L.) and sensitivity analysis using measured data in a deposition model. *Aquaculture*, 251(2-4):295–305, 28 February 2006.
- [45] Franco Mattioli. *Principi Fisici di Oceanografia e Meteorologia*. Editrice Compositori Srl, Bologna, 1993.
- [46] Franco Mattioli. *Principi Fisici di Oceanografia e Meteorologia*. Università di Bologna, Bologna, 1995. Seconda edizione.
- [47] G. L. Mellor, T. Ezer, and L.-Y. Oey. The pressure gradient conundrum of sigma coordinate ocean models. *J. Atmos. Oceanic Technol.*, 11:1126–1134, 1994.
- [48] G.L. Mellor. *Users Guide for a three-dimensional, primitive equation, numerical ocean model*. Princeton University, Princeton, NJ 08544-0710, 1998. Program in Atmospheric and Oceanic Sciences.
- [49] D.J. Morrissey, M.M. Gibbs, S.E. Pickmere, and R.G. Cole. Predicting impacts and recovery of marine farm sites in Stewart Island, New Zealand, from the Findlay Watling model. *Aquaculture*, 185:257–271, 2000.

- [50] V.G. Panchang, G. Cheng, and C. Newell. Modeling hydrodynamics and aquaculture waste transport in Coastal Maine. *Estuaries*, 20:14–41, 1997.
- [51] Joseph Pedlosky. *Geophysical Fluid Dynamics*. Springer-Verlag, New York, 2nd edition, 1987. 710 pp.
- [52] O. M. Perez, T. C. Telfer, M. C. M. Beveridge, and Ross L G. Geographical Information Systems (GIS) as a simple tool to aid modeling of particulate waste distribution at marine fish cage sites. *Estuar. Coast. Shelf S.*, 54:761–768, 2002.
- [53] Ilaria Ravasco. Un modello stocastico misto per le serie temporali trionarie di ventosità a Genova, 2000. Master thesis, Università degli Studi di Genova.
- [54] A.H. Ross, W.S.C. Gurney, and M.R. Heath. A comparative study of the ecosystem dynamics of four fjords. *Limnology and Oceanography*, 39:318–343, 1994.
- [55] A.H. Ross, W.S.C. Gurney, M.R. Heath, S.J. Hay, and E.W. Henderson. A strategic simulation model of a fjord ecosystem. *Limnology and Oceanography*, 38:128–153, 1993.
- [56] L.G. Ross, Q.M.E.A. Mendoza, and M.C.M. Beveridge. The application of geographical information systems to site selection for coastal aquaculture: an example based on salmonid cage culture. *Aquaculture*, 112:165–178, 1993.
- [57] M Saroglia, S. Cecchini, and G. Saroglia-Terova. Review of regulations and monitoring of Italian marine aquaculture. *J. Appl. Ichthyol.*, 16:182–186, 2000.
- [58] Md. Shahidul Islam and Masaru Tanaka. Impacts of pollution on coastal and marine ecosystems including coastal and marine fisheries and approach for management: a review and synthesis. *Mar. Poll. Bull.*, 48:624–649, 2004.

- [59] W. Silvert and J.W. Sowles. Modelling environmental impacts of marine finfish aquaculture. *Journal of Applied Ichthyology*, 12:75–81, 1996.
- [60] B.H. Sørensen, N.S. Nielsen, P.F. Lanzky, H.C. Holten Lützhøft, and S.E. Jørgensen. Occurrence, fate and effects of pharmaceutical substances in the environment - a review. *Chemosphere*, 36(2):357–393, 1998.
- [61] Stazione Oceanografica CNR. Current and temperature measurements in front of the Ligurian coast near La Spezia. *Part I, TR 105*, pages 1–172, June 1980. La Spezia.
- [62] H. Tsutsumi, T. Kikuchi, M. Tanaka, T. Higashi, K. Imasaka, and M. Miyazaki. Benthic faunal succession in a cove organically polluted by fish farming. *Marine Pollution Bulletin*, 23:233–238, 1991.
- [63] J. van Rijn and Nussinovitch. An empirical model for predicting degradation of organic solids in fish culture systems based on short-term observations. *Aquaculture*, 154:173–179, 1997. Technical Note.
- [64] P. Vassallo, A. M. Doglioli, F. Rinaldi, and I. Beiso. Determination of physical behaviour of feed pellets in Mediterranean water. *Aquac. Res.*, 37(2):119–126, 2006.
- [65] L. Vezzulli, E. Chelossi, G. Riccardi, and M. Fabiano. Bacterial community structure and activity in fish farm sediment of the Ligurian Sea (Western Mediterranean). *Aquacult. Int.*, 10(2):123–141, 2002.
- [66] L. Vezzulli, D. Marrale, M. Moreno, and M. Fabiano. Sediment organic matter and meiofauna community response to long-term fish-farm impact in the Ligurian Sea (Western Mediterranean). *Chem. Ecol.*, 19(6):431–440, December 2003.
- [67] Renato Vismara. *Ecologia Applicata 2^a edizione*. Hoepli, Milano, 1992.

- [68] M. Wallin and L. Håkanson. Nutrient loading models for the assessment of environmental effects of marine fish farms. In *Marine Aquaculture and Environment*, Nord 1991:22, pages 39–55. Nordic Council of Ministers, 1991.
- [69] K.S. Wu. The environmental impact of marine fish culture: towards a sustainable future. *Marine Pollution Bulletin*, 31:159–156, 1995.
- [70] R.S.S. Wu, K.S. Lam, D.W. MacKay, T.C. Lau, and V. Yam. Impact of marine fish farming on water quality and bottom sediment: a case study in the sub tropical environment. *Marine Environmental Research*, 38:115–145, 1994.
- [71] I Zoccarato and G.B. Palmegiano. L'acquacoltura in Italia. In *International conference on Aquaculture*, Fossano, Italia, 13-14 ottobre 1994.