



ISPRA

Istituto Superiore per la Protezione
e la Ricerca Ambientale



Sistema Nazionale
per la Protezione
dell'Ambiente

Metodi per la stima dei livelli di torbidità in aree marine criteri di valutazione e gestione

MANUALI
E LINEE GUIDA

206/2023

Metodi per la stima dei livelli di torbidità in aree marine

criteri di valutazione e gestione

Informazioni legali

L'Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA), insieme alle 21 Agenzie Regionali (ARPA) e Provinciali (APPA) per la protezione dell'ambiente, a partire dal 14 gennaio 2017 fa parte del Sistema Nazionale a rete per la Protezione dell'Ambiente (SNPA), istituito con la Legge 28 giugno 2016, n.132.

Le persone che agiscono per conto dell'Istituto non sono responsabili per l'uso che può essere fatto delle informazioni contenute in questa pubblicazione.

ISPRA - Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale
Via Vitaliano Brancati, 48 – 00144 Roma
www.isprambiente.gov.it

ISPRA, Manuali e Linee Guida - 206/2023
ISBN 978-88-448-1193-8

Riproduzione autorizzata citando la fonte

Elaborazione grafica

Grafica di copertina e immagini nel testo (figure 3, 4, 8, 9, 10, 20): Alessia Marinelli
ISPRA – Area Comunicazione Ufficio Grafica
Foto di copertina: Laura Cutroneo (Università di Genova)

Coordinamento pubblicazione online:

Daria Mazzella
ISPRA – Area Comunicazione

21 Dicembre 2023

Autori

Le presenti LL.GG. sono state redatte nell'ambito del Gruppo di Lavoro ISPRA su "metodologie di indagine per la valutazione dei Livelli di Torbidità in ambito marino-costiero" istituito, con OdS/SPRA Prot. n. 56328 del 27/10/2021, per corrispondere in maniera puntuale ed efficace alle esigenze di supporto tecnico e scientifico spesso richieste a questo Istituto in relazione alle Direttive comunitarie per la conservazione della qualità del sistema marino-costiero e alle norme nazionali che disciplinano la movimentazione dei sedimenti marini.

Il Gruppo di Lavoro è stato costituito dai seguenti esperti:

Iolanda Lisi (ISPRA, COS-ODC, **Coordinatore**)

Alessandra Feola (ISPRA, COS-MLG)

Antonello Bruschi (ISPRA, COS-ODC)

Roberta De Angelis (ISPRA, COS-ODC)

Federico Filipponi (ISPRA, CRE-CSA)

Paola La Valle (ISPRA, COS-ANTR)

Luisa Nicoletti (ISPRA, CN-COS)

Arianna Orasi (ISPRA, COS-CLM)

Daniela Paganelli (ISPRA, COS-ANTR)

Marco Capello (Università di Genova)

Laura Cutroneo (Università di Genova)

Marcello Di Risio (Università de L'Aquila)

Davide Pasquali (Università de L'Aquila)

Patrizia De Gaetano (ARPA Liguria)

Federico Gaino (ARPA Liguria)

Stefania Magrì (ARPA Liguria)

Enrico Barbone (ARPA Puglia)

Nicola Ungaro (ARPA Puglia)

Referee

Dott. Luca Zaggia (CNR-IGG, Istituto di Geoscienze e Georisorse); Dott. Giorgio Fersini e Ing. Stefano Lisi (Autorità di Sistema Portuale del Mar Tirreno Centro Settentrionale); Dott.ssa Viviana Piermattei (Centro Euro-Mediterraneo sui cambiamenti Climatici - CMCC); Prof. Marco Marcelli (Università degli Studi della Toscana – Dipartimento DEB); Dott. Andrea Picollo (Regione Liguria).

Ringraziamenti

Si ringrazia l'Università di Genova (Dipartimento di Scienze della Terra, dell'Ambiente e della Vita - DISTAV) per aver messo a disposizione i *set* di dati utilizzati per le elaborazioni statistiche portate ad esempio nelle presenti LL.GG.

Revisione e correzione dei testi per ISPRA

Dott.ssa Maria Elena Piccione (CN-COS), Ing. Valentina Trama (COS-ANTR), Ing. Elena Mumelter (COS-ANTR), Dott.ssa Roberta Girardi (COS-ANTR), Dott.ssa Simona Macchia (CN-COS).

Citare il documento come

Lisi I., Feola A., Orasi A., Cutroneo L., Bruschi A., De Angelis R., Filipponi F., La Valle P., Nicoletti L., Paganelli P., Capello M., Di Risio M., Pasquali D., De Gaetano P., Gaino F., Magrì S., Barbone E., Ungaro N. (2023). Metodi per la stima di livelli di torbidità in aree marine: criteri di valutazione e gestione. Manuali e Linee Guida ISPRA, MLG 206/2023. ISBN 978-88-448-1193-8

Premesse

Queste Linee Guida (LL.GG.) sono il risultato della sinergia di Autori con diverse competenze provenienti da diversi Istituti. Le Linee Guida si concentrano sui metodi di possibile utilizzo per la stima della torbidità e per la caratterizzazione statistica della sua variabilità di fondo in aree marine. L'obiettivo delle LL.GG. si traduce nella costruzione di un quadro completo e organico dei vantaggi e dei limiti dell'applicabilità dei dati provenienti da tecniche di indagine *in situ*, da telerilevamento e da modelli previsionali. Le LL.GG., quindi, mirano ad essere di supporto per gli operatori e gli Enti di controllo per l'impostazione degli studi (dalla scelta dei metodi di indagine, dei parametri di interesse e delle tecniche di analisi e gestione dei dati) per la caratterizzazione della variabilità della torbidità.

Un punto nodale delle LL.GG. è la formulazione di criteri per definire i livelli per la torbidità da utilizzare come soglie da rispettare nell'implementazione di sistemi di allerta in tempo reale per la gestione di anomalie del parametro durante interventi che prevedono la movimentazione dei sedimenti.

Per tali finalità, nelle LL.GG. sono riportati i criteri per la raccolta, la valutazione della consistenza e l'analisi di *set* di dati (esistenti e di nuova acquisizione) adeguati a stabilire livelli per la torbidità da rispettare durante l'esecuzione degli interventi (in Corso d'Opera).

Sono riportati, inoltre, cenni sulle modalità di archiviazione e restituzione dei dati della torbidità (e di altri parametri di eventuale interesse) per agevolare la condivisione delle informazioni tra Proponente e Enti di Controllo durante i processi autorizzativi e decisionali previsti per la gestione degli interventi.

Ing. Maurizio Ferla

Dirigente CN-COS, ISPRA

SOMMARIO: OGGETTO E SCOPO DELLE LINEE GUIDA	8
1 INTRODUZIONE	14
1.1 Inquadramento	14
1.2 La torbidità nel contesto normativo	18
1.3 Definizione e principi alla base delle misure	20
2 Fattori che influenzano la variabilità della torbidità in aree marine	26
2.1 Considerazioni generali	26
2.2 Forzanti e processi di trasporto	27
2.2.1 Aree costiere litoranee	27
2.2.1.1 <i>Tratti prospicienti alle aree di foce</i>	29
2.2.2 Aree costiere confinate	30
2.2.3 Aree al largo	31
2.3 Sorgenti di torbidità puntuali e diffuse	32
2.4 Variabili descrittive dei processi che influenzano la torbidità	38
2.4.1 Granulometria e mineralogia dei sedimenti	39
2.4.2 Tasso di sedimentazione	40
2.4.3 Fitoplancton (densità cellulare) e concentrazione di Clorofilla-a	40
2.4.4 Radiazione fotosinteticamente attiva (<i>Photosynthetically Active Radiation - PAR</i>)	41
2.4.5 Nutrienti (o sali nutritivi)	41
2.4.6 Parametri chimico-fisici della colonna d'acqua	42
2.4.7 Parametri climatici	43
2.4.8 Parametri meteomarini ed idrodinamici	44
2.4.9 Portate liquide e solide	47
3 Metodologie di indagine per lo studio della torbidità	49
3.1 Modello Concettuale dell'area	49
3.2 Indicazioni per il monitoraggio <i>in situ</i>	50
3.2.1 Considerazioni generali	50
3.2.2 Tecniche per la misure della torbidità	51
3.2.3 Principi di funzionamento dei misuratori ottici	52
3.2.3.1 <i>Principi per la calibrazione delle sonde</i>	55
3.2.4 Principi di funzionamento dei misuratori acustici	58
3.2.4.1 <i>Principi per la calibrazione delle sonde</i>	61
3.2.5 Metodi di indagine per l'acquisizione delle misure di torbidità	62
3.2.5.1 <i>Stazioni fisse e mobili da imbarcazione</i>	62
3.2.5.2 <i>Acquisizioni da stazioni fisse installate</i>	64

3.2.6	Acquisizione di parametri di interesse per la caratterizzazione della dinamica del particolato sospeso	66
3.3	Principi per l'utilizzo di tecniche di telerilevamento	67
3.3.1	Considerazioni generali	67
3.3.2	Descrizione degli algoritmi	68
3.3.3	Sensori per acquisizioni con tecniche di telerilevamento	70
3.3.4	Strumenti per la stima della torbidità da remoto	75
3.3.5	Calibrazione: tecniche e requisiti	77
3.3.6	Portale di accesso ai dati e ai prodotti di mappatura	78
3.3.7	Finalità e limiti delle applicazioni con tecniche di telerilevamento	79
3.4	Principi per l'utilizzo di modelli matematici	82
3.4.1	Considerazioni generali	82
3.4.2	Impostazione degli studi modellistici nei diversi ambiti	84
3.4.3	Caratterizzazione delle sorgenti di torbidità	87
3.4.4	Caratterizzazione della VF e previsioni di scenari critici di trasporto	88
3.4.5	Procedure di calibrazione e validazione e di assimilazione di dati di campo	90
3.4.6	Finalità e limiti delle applicazioni modellistiche	92
3.5	Sussidiarietà delle diverse tipologie di dati per l'ottimizzazione del monitoraggio	94
3.6	Indicazioni su modalità di gestione e condivisione dei dati	97
4	Criteri per l'analisi della Variabilità di Fondo (VF) della torbidità	98
4.1	Raccolta ed analisi dei dati storici	100
4.2	Analisi preliminare dei dati	102
4.3	Determinazione della VF	106
4.3.1	Parametri (indicatori) statistici	106
4.3.2	Metodi grafici	110
4.3.3	Parametrizzazione della distribuzione di frequenza del DS	112
4.3.4	Modello geostatistico (analisi spaziale)	112
4.4	Gestione dei risultati: confronto della VF con nuovi <i>set</i> di dati	114
4.4.1	Confronto della VF con singoli valori puntuali di concentrazione di nuovi <i>set</i> di dati	114
4.4.2	Confronto fra parametri statistici della VF e concentrazioni di nuovi <i>set</i> di dati	114
4.4.3	Confronto fra distribuzioni di popolazioni rappresentative del fondo e nuovi <i>set</i> di dati	115
4.4.4	Confronto puntuale fra valori stimati da modello geostatistico e valori misurati dei nuovi <i>set</i> di dati	115
4.5	Variabilità di Fondo (VF) vs Livello di Riferimento (LR)	118
5	Recettori sensibili agli incrementi di torbidità	121
5.1	Considerazioni generali	121
5.2	Specie e <i>habitat</i>	126
5.2.1	Fitobenthos	126

5.2.2	Zoobenthos	127
5.2.3	Vertebrati marini	127
5.2.4	Specie e <i>habitat</i> marini protetti	128
5.3	Usi del mare	130
5.3.1	Balneazione	130
5.3.2	Acquacoltura	134
5.3.3	Aspetto paesaggistico	136
5.4	Indicazioni per il monitoraggio dei recettori sensibili	137
6	Indicazioni per la gestione di incrementi di torbidità durante le operazioni di movimentazione dei sedimenti	144
6.1	Considerazioni generali	144
6.2	Fase conoscitiva preliminare	149
6.3	Monitoraggio <i>Ante Operam</i> per la determinazione dei livelli critici per la torbidità	150
6.3.1	Indicazioni per la pianificazione del monitoraggio <i>Ante Operam</i>	150
6.3.1.1	<i>Selezione dei parametri di interesse</i>	152
6.3.1.2	<i>Ubicazione e frequenza delle indagini</i>	153
6.3.1.3	<i>Procedure di indagine, campionamento e analisi</i>	156
6.3.2	Indicazioni per la determinazione dei Livelli	157
6.3.2.1	<i>Livello di Riferimento (LR)</i>	158
6.3.2.2	<i>Livelli di Attivazione (LA)</i>	160
6.3.3	Approccio concettuale per la stima dei Livelli di Riferimento	161
6.3.4	Approccio concettuale per la stima dei Livelli di Attivazione	162
6.4	Monitoraggio in Corso d'Opera per la verifica del rispetto dei livelli di torbidità	166
6.4.1	Indicazioni per la pianificazione del monitoraggio in Corso d'Opera	166
6.4.2	Indicazioni per l'utilizzo dei Livelli: piano di gestione dei superamenti	168
6.4.3	Misure di gestione preventive e da mettere in atto al raggiungimento dei livelli	176
6.5	Monitoraggio <i>Post Operam</i> per la verifica del ripristino delle condizioni ordinarie	178
6.6	Sussidiarietà delle diverse tipologie di dati a supporto della gestione delle operazioni di movimentazione	180
6.7	Archiviazione, elaborazione e restituzione dei dati	184
7	Bibliografia	186

SOMMARIO: OGGETTO E SCOPO DELLE LINEE GUIDA

Non esistendo per la torbidità un valore univoco da considerare come *standard* qualità ambientale delle acque marino-costiere, ma solo indicazioni a monitorare in relazione a requisiti ambientali da stabilire, caso per caso, per evitare possibili ripercussioni di natura ambientale e sanitaria. Per tale finalità, l'acquisizione congiunta delle misure di torbidità con quella di altri parametri-indicatori della dinamica e della qualità dell'ambiente è raccomandata per individuare scenari critici a supporto della prevenzione e della gestione degli effetti (nel breve e lungo periodo).

Le presenti Linee Guida (nel seguito LL.GG.) mirano a fornire una guida tecnica per l'acquisizione dei dati di torbidità in aree marino-costiere mediante utilizzo, anche congiunto, di indagini in situ, da telerilevamento e modellistiche. In particolare, trattano i principali vantaggi e svantaggi delle diverse tecniche adoperabili per caratterizzare la Variabilità di Fondo (VF, cfr. Glossario) della torbidità con risoluzioni spaziali e temporali coerenti con:

- le peculiarità delle aree da indagare (al largo, in aree costiere litoranee e confinate/portuali);
- la periodicità dei parametri ambientali che influiscono sulla variabilità della torbidità nello spazio e nel tempo;
- le finalità ambientali e operative delle misure (es., per analisi retrospettive e preventive degli effetti).

Un punto centrale delle LL.GG. è quello legato alla valutazione e alla gestione di incrementi anomali di torbidità causati da sorgenti di risospensione riconducibili all'esecuzione di operazioni di movimentazione dei sedimenti (es. dragaggi, ripascimenti e sversamenti).

Per tale scopo, a valle di una trattazione generale sui processi e sui parametri ambientali di cui tenere conto per caratterizzare i contributi di origine naturale e antropica alla VF della torbidità nelle condizioni ordinarie (o di base), sono delineati i criteri per la prevenzione e la gestione delle anomalie del parametro in fase di esecuzione di interventi che prevedono operazioni di movimentazione dei sedimenti. In particolare, le LL.GG. riportano indicazioni operative per delineare un Piano di Monitoraggio Ambientale (PMA) per prevenire e segnalare l'insorgenza di livelli critici di torbidità mediante l'implementazione di sistemi di controllo in tempo reale (*Early Warning System* - EWS) per la gestione delle anomalie in tempi brevi.

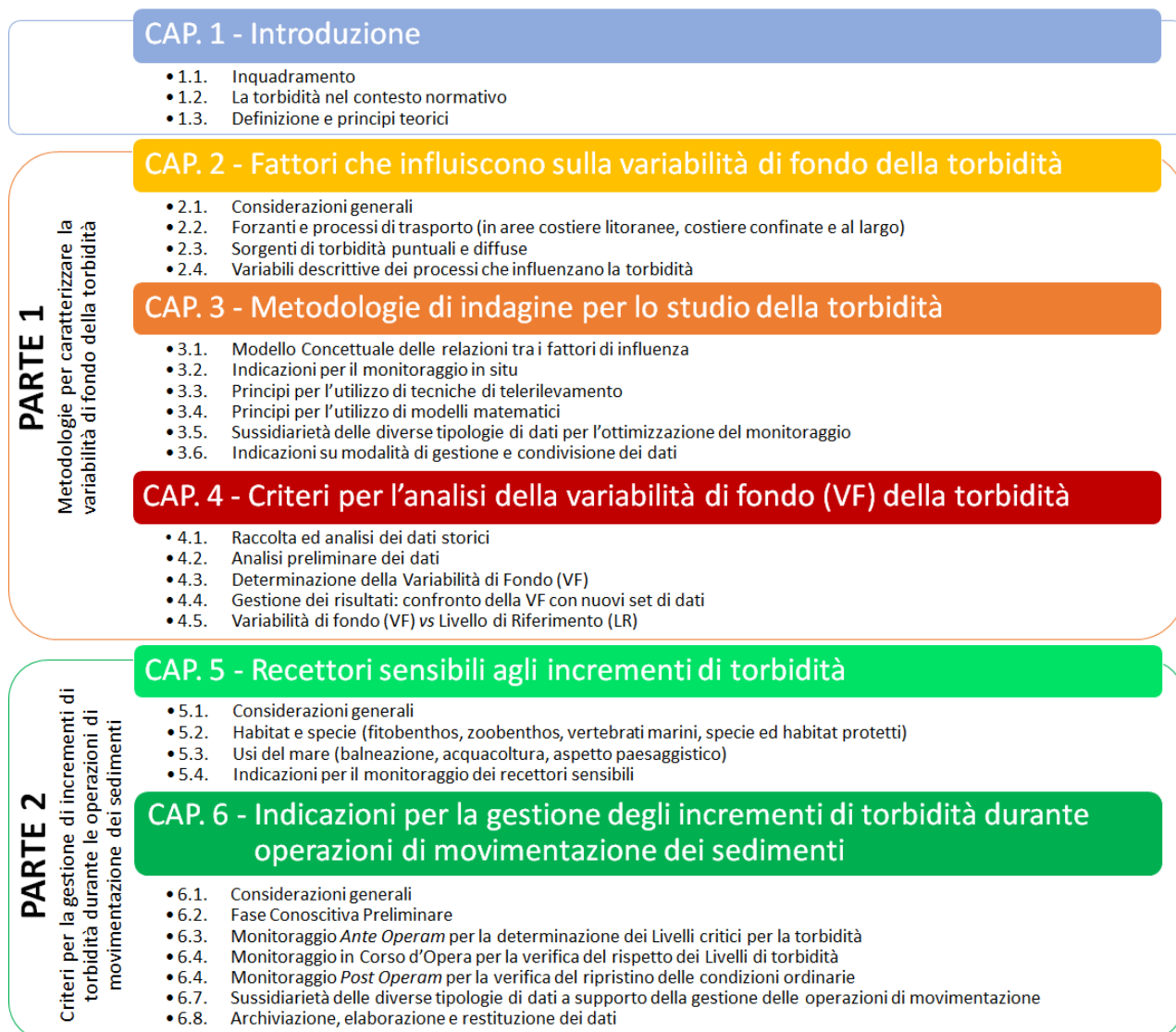
Come mostrato nello schema di Figura 1, i contenuti delle LL.GG. sono organizzati in:

- una parte introduttiva, che inquadra la necessità di studio della tematica in riferimento al contesto ambientale e normativo e che pone l'accento sui principi teorici alla base delle misure di torbidità;
- una prima parte (Capitoli da 2 a 4) che descrive:
 - i processi e i parametri ambientali che possono influire sull'andamento della torbidità;
 - le metodologie di indagine di possibile utilizzo per l'acquisizione delle misure;
 - le tecniche di analisi per la verifica della consistenza dei *dataset* e l'analisi statistica dei descrittori statistici per la caratterizzazione della Variabilità di Fondo (VF) della torbidità;
- una seconda parte (Capitoli 5 e 6), con focus alla scala locale degli interventi, che ha l'obiettivo di fornire:
 - un elenco dei principali effetti sui recettori ambientali sensibili ad incrementi di torbidità (e dei tassi di sedimentazione), differenziati in «habitat e specie» ed «usi del mare», di cui tenere conto per la valutazione di possibili alterazioni dello stato del sistema;
 - le indicazioni operative per la definizione, in relazione alla presenza di recettori sensibili, dei livelli utilizzabili come soglie critiche per la torbidità da non superare durante le operazioni di movimentazione dei sedimenti.

Nelle presenti LL.GG. non sono trattati i processi caratteristici del trasporto di inquinanti di tipo chimico (es. processi di adsorbimento e desorbimento), sebbene si evidenzia come un'appropriate analisi della composizione e della dinamica della torbidità possa aiutare ad individuare vie di trasporto preferenziale

degli inquinanti veicolati dai solidi sospesi e influenzare l'individuazione di valori da adottare come riferimento per valutare le alterazioni del sistema a causa di determinate da fonti localizzate o diffuse.

Figura 1: Struttura delle Linee Guida - metodi per la stima dei livelli di torbidità in aree marine.



I contenuti delle LL.GG. sono funzionali, ed in parte collegati, ai contenuti delle LL.GG. ISPRA per *"Il monitoraggio della movimentazione di sedimenti portuali e marino costieri"* (in corso di stesura), finalizzate a delineare criteri per la pianificazione e l'attuazione del monitoraggio dei potenziali effetti sull'ambiente marino riconducibili alla formazione di pennacchi di torbida diversi in funzione di diverse tipologie di operazioni di movimentazione dei sedimenti, portuali e marino-costieri.

Si riporta nel seguito un Glossario con le definizioni e la terminologia utilizzata nelle presenti Linee Guida.

GLOSSARIO DELLA TERMINOLOGIA E DEGLI ACRONIMI

1	Aree marine (o ambiente marino) Spazio geografico che comprende le acque, i fondali e i tratti di costa prospicienti (collegati in modo permanente o temporaneo al mare) delle zone marine intertidali e subtidali. Per le finalità delle LL.GG. sono differenziate in aree al largo, costiere litoranee e costiere confinate (comprensivi di aree portuali).
2	Aree al largo Fascia più esterna dell'ambiente marino oltre il limite della piattaforma continentale. Per le finalità delle LL.GG. sono approssimabili alle aree del paraggio costiero ubicate a profondità superiori a quelle in cui i fondali risentono dell'azione di eventi intensi. Nel caso specifico di operazioni di sversamento di sedimenti al largo si deve considerare l'area ubicata ad una distanza dalla costa superiore a tre miglia nautiche o oltre la batimetrica dei 200 metri così come definita nel D.M. 173 del 2016.
3	Aree costiere Aree di interfaccia tra terra e mare. Sono comprese tra la linea di costa e il limite della piattaforma continentale che delimita le aree di largo (si veda relativa definizione). Tali aree possono presentare forme e dinamiche diverse non apprestandosi, per definizione, a rigidi confini spaziali. Ai fini delle LL.GG. sono trattate in questa categoria anche le foci fluviali.
4	Bacini semichiusi Aree poste sul litorale delimitate da confini di origine naturale e/o artificiale che ne influenzano gli scambi con il mare ed il ricambio idrico. Rientrano in questa categoria le aree in grado di fornire protezione da avverse condizioni meteomarine e di consentire (se adibite) l'approdo e l'ormeggio in sicurezza delle imbarcazioni (darsene, porti, ecc.).
5	Calibrazione di un modello Procedimento per determinare il valore dei parametri interni del modello al fine di rendere i risultati delle applicazioni modellistiche più vicini ai valori osservati/misurati. La calibrazione può essere effettuata sia in maniera automatica sia manuale. Si veda anche la definizione di Validazione.
6	Calibrazione di uno strumento Procedimento per rendere lo strumento di misura più accurato (in inglese indicato con <i>adjustment</i>), Definisce le operazioni per ottenere valori misurati nell'ambito della precisione dichiarata.
7	Concentrazione di Sedimenti Sospesi - SSC La Concentrazione dei Sedimenti Sospesi (SSC - da <i>Suspended Sediment Concentration</i>) rappresenta la frazione di sedimento sospeso abbastanza fine da essere trasportato dal locale flusso delle correnti e risentire dei vortici turbolenti che ne ostacolano la immediata sedimentazione. La SSC è generalmente costituita da una componente più grossolana trasportata in prossimità del fondo e da una più fine trasportata in sospensione.
8	Criticità ambientali Le criticità ambientali rappresentano elementi naturali e antropici di cui tenere conto, in fase di pianificazione delle attività di monitoraggio, per una corretta tutela e salvaguardia ambientale. Per le finalità delle LL.GG. si definisce criticità, sia un'area o un recettore potenzialmente impattanti (si veda definizione di impatto) dall'esposizione ad incrementi di torbidità (e dei tassi di sedimentazione) sia gli eventi/condizioni che costituiscono essi stessi la causa dell'esposizione (es. sorgenti e forzanti).
9	Effetto ambientale Si definisce effetto ambientale una qualsiasi modificazione dell'ambiente, negativa o positiva, totale o parziale, accettabile o non accettabile, conseguente ad un evento naturale o ad una qualsiasi attività antropica. Un effetto ambientale è classificabile come assente o presente, significativo o non significativo, accettabile o non accettabile mediante valutazioni o previsioni sulla sua entità. Per le finalità delle presenti LL.GG., un effetto ambientale è considerato non accettabile quando è causa, accertata o potenziale, di impatto (si veda relativa definizione) su un determinato recettore.

10	Escavo Rimozione del sedimento dal fondo mediante draghe, per diverse finalità, quali: realizzazione di infrastrutture ed altri utilizzi specifici in ambito marino costiero; approfondimento e mantenimento della profondità di canali e bacini portuali; realizzazione di trincee per la posa di cavi e condotte e cavi elettrici, riapertura di foci fluviali parzialmente o totalmente ostruite; bonifica di sedimenti contaminati [mod. Manuale ISPRA n.169/2017, D.M. 173/2016, D.M. 172/2016].
11	Fase conoscitiva preliminare Fase propedeutica alla pianificazione di attività di monitoraggio e modellistiche che prevede la raccolta e la verifica dell'idoneità dei dati esistenti per le finalità dello studio. In questa fase è verificata la presenza e la possibile insorgenza di criticità ambientali (si veda relativa definizione), anche attraverso giudizio esperto. In questa fase può essere di utilità lo sviluppo di un Modello Concettuale (MC) per agevolare un quadro conoscitivo dell'area di indagine e l'eventuale pianificazione di nuove misure.
12	Impatto Si definisce impatto un cambiamento negativo dello stato di fatto che si manifesta come alterazioni della qualità, dello stato di conservazione e del potenziale ecologico di un recettore, nonché della capacità degli ecosistemi di sostenere la vita, la salute umana e la società, rispetto alle condizioni originarie. Coerentemente con il modello DPSIR (<i>Driving forces, Pressures, States, Impacts, Responses</i>) l'impatto può essere quantificato preventivamente, stimando ciò che è prevedibile accada a seguito di cambiamenti ambientali.
13	Linea di costa Convenzionalmente la linea di costa è intesa come il limite di separazione tra terra ferma e mare la cui posizione muta a causa dell'azione del moto ondoso e della variazione del livello del mare.
14	Livelli di Attivazione - LA I Livelli di Attivazione (dall'inglese <i>Trigger Levels</i>) per la torbidità rappresentano delle soglie multiple del parametro di valore crescente rispetto al più cautelativo LR (si veda relativa definizione). Durante le operazioni di movimentazione sono funzionali ad implementare sistemi di controllo in tempo reale (<i>Early Warning System</i> - EWS). Per le finalità delle presenti LL.GG. sono distinti due livelli (soglie) di attivazione: un Livello di Attenzione (L_{Att}), o livello di allerta o pre-allarme, ed un Livello di Allarme (L_{All}), o di pre-impatto.
15	Livello di Riferimento - LR Il Livello di Riferimento (LR) della torbidità rappresenta un valore statistico di soglia derivato dalla caratterizzazione deterministica del parametro. Esso può essere ricavato da un selezionato campione di dati rappresentativo della VF della torbidità (si veda relativa definizione). Il LR deve tener conto della distribuzione di torbidità associata ad eventi naturali (medi e intensi) e antropici, distinguendo tra quelli maggiormente rappresentativi, per durata e frequenza, delle condizioni ordinarie. Deve essere sufficientemente conservativo per garantire un'adeguata tutela dell'ambiente rispetto alla tolleranza dei recettori sensibili presenti (si veda relativa definizione), tenendo conto della tipologia (estensione, volumetrie e durata) degli interventi.
16	Movimentazione dei sedimenti La movimentazione dei sedimenti è generalmente articolata in tre fasi operative: fase dragaggio (o escavo); fase di trasporto; fase di sversamento (o collocazione finale). Le diverse fasi possono essere eseguite (o meno) nelle medesime aree marine (si veda definizione di Aree Marine).
19	Recettore sensibile Specie, popolamenti, habitat o usi del mare che possono subire un effetto a causa di un disturbo (<i>stress</i>) dovuto a incrementi della torbidità (e dei tassi di deposizione).
20	Refluitamento Usato nella stessa accezione di "Sversamento in aree costiere o bacini semichiusi" (si veda la relativa definizione).
21	Ripascimento Sversamento di sedimento in aree costiere ai fini del ripristino e della ricostruzione degli arenili (così come definito anche dall'art. 2, comma 1 del D.M. 173/2016).

22	Solidi Totali - TS I Solidi Totali (<i>Total Solid - TS</i>) sono dati da tutte le sostanze disciolte e indissolte (a cui contribuiscono colloidali e sostanze inorganiche e organiche) presenti in acqua. Si esprimono in mg/l o in kg/m ³ . Contribuiscono ai TS i Solidi Disciolti Totali (TDS) ed i Solidi Sospesi Totali (TSS) definiti come: Solidi Disciolti Totali (TDS) e Solidi Sospesi Totali (TSS). Si vedano relative definizioni.
23	Solidi Disciolti Totali – TDS I Solidi Disciolti Totali (<i>Total Dissolved Solids – TDS</i>) rappresentano l'insieme delle sostanze colloidali e disciolte presenti nell'acqua che non vengono trattenute da filtri o membrane con porosità nominale standardizzate (i.e. pari a 0,45 µm in ambiente marino secondo la metodologia APAT-IRSA (2003).
24	Solidi Sospesi Totali – TSS I Solidi Sospesi Totali (<i>Total Suspended Solids– TSS</i>) rappresentano il "particellato totale in sospensione" costituito dai solidi indissolte di natura organica (<i>Particulate Organic Matter - POM</i>) e inorganica (<i>Particulate Inorganic Matter - PIM</i>) presenti in un campione d'acqua che possono essere separati attraverso filtri o membrane con porosità nominale standardizzate (i.e. pari a 0,45 µm in ambiente marino secondo la metodologia APAT-IRSA (2003). Sono detti anche TPM (<i>Total Particulate Matter</i>) o TSM (<i>Total Suspended Matter</i>). Tale parametro è correlabile alla torbidità (si veda relativa definizione) sebbene non sia possibile definire una relazione univoca tra le due grandezze.
25	Sversamento al largo (o immersione deliberata in mare) Rilascio dei materiali di escavo dei fondali marini o salmastri o di terreni litoranei emersi in aree ubicate a una distanza dalla costa superiore a 3 miglia nautiche o oltre la batimetrica dei 200 metri (D.M. 173/2016).
26	Sversamento in aree costiere o in bacini semichiusi Deposizione del materiale al fine di ricostruire o modificare la morfologia del fondo e della spiaggia (emersa e sommersa). Nelle aree litoranee è prioritariamente eseguito in relazione a fenomeni di erosione della costa (si veda definizione di Ripascimento).
27	Taratura di uno strumento La taratura è un procedimento che ha lo scopo di testare e rendere lo strumento di misura più accurato tramite confronto con <i>standard</i> di riferimento (strumentali o di laboratorio), in modo da garantire la correttezza metrologica in riferimento a campioni nazionali o internazionali certificati. Il rapporto di taratura è generalmente rilasciato da laboratori accreditati o da enti certificati.
28	Tolleranza del recettore La tolleranza sito-specifica rappresenta una condizione oltre la quale un recettore specifico diminuisce progressivamente la propria capacità di risposta proporzionalmente alla durata e all'intensità degli incrementi di torbidità. Essa è derivabile da dati di letteratura, osservazioni di campo e sperimentali (se disponibili) e la sua individuazione è supportata da giudizio esperto. È funzionale a stabilire il Livello di Riferimento (LR) e gli eventuali Livelli di Attivazione (L_{Att} e L_{All}) - si vedano relative definizioni - di supporto alla gestione operativa delle operazioni di movimentazione. È utilizzata per caratterizzare potenziali impatti sul recettore.
29	Torbidità La torbidità è una misura delle proprietà ottiche del mezzo liquido in cui è disperso il particellato sospeso (detto anche sistema disperso). La determinazione della torbidità si ottiene sfruttando i fenomeni di diffusione (<i>scattering</i>) e assorbimento (assorbanza, turbidanza o trasmittanza) dovute all'interazione tra un fascio di luce (nel visibile o infrarosso) o di onde sonore con le particelle solide sospese e i colloidali visibili. Per tale motivo, non è una misura diretta di concentrazione. Viene generalmente espressa secondo lo <i>standard</i> UNI EN ISO 7027 in FTU (<i>Formazine Turbidity Unit</i>) o, secondo la metodologia US EPA Method 180.1 (US EPA, 1993) NTU (<i>Nephelometric Turbidity Unit</i>).
30	Validazione di un modello Procedimento utilizzato per verificare che il modello sia in grado di fornire stime accurate. Il modello è detto validato quando è accertato che l'accuratezza e la capacità predittiva rimangono all'interno di prefissati limiti di accettabilità nel periodo di validazione.

31	Variabilità di Fondo - VF Variabilità del parametro torbidità (o di altri parametri-indicatori del corpo idrico) rappresentativa dei processi naturali e antropici che determinano le condizioni ordinarie di un sito, ovvero che presiedono le locali fluttuazioni del parametro in concomitanza di eventi classificabili come ricorrenti (medi), intensi e estremi. La VF è caratterizzata attraverso l'analisi statistica di un campione di dati osservati, eventualmente integrato con dati ottenuti da previsioni modellistiche, e ad essa è associata una misura statistica rispetto alla quale individuare anomalie (o alterazioni) che possono impattare sullo spazio di mare in esame. La caratterizzazione della VF è funzionale alla stima del Livello di Riferimento (LR) e degli eventuali Livelli di Attivazione (L_{Att} e L_{All}) - si vedano relative definizioni.
-----------	--

ALTRI ACRONIMI

30	ACIX:	ATMOSPHERIC CORRECTION INTERCOMPARISON EXERCISE
31	ACOLITE	ATMOSPHERIC CORRECTION FOR OLI LITE
32	AERONET-OC	AEROSOL ROBOTIC NETWORK - OCEAN COLOR
33	*AOT	AEROSOL OPTICAL THICKNESS
34	C2RCC	CASE2 REGIONAL COAST COLOUR
35	CDOM	COLOURED DISSOLVED ORGANIC MATTER
36	CHL-A	CHLOROPHYLL-A
37	CMEMS	COPERNICUS MARINE ENVIRONMENT MONITORING SERVICE
38	DS	DATASET
39	EWS	EARLY WARNING SYSTEM
40	FAU	FORMAZIN ATTENUATION UNITS
39	FIO	FAECAL INDICATOR ORGANISMS
40	FNU	FORMAZIN NEPHELOMETRIC UNIT
41	FTU	FORMAZIN TURBIDITY UNIT (cfr. definizione di Torbidità)
42	IOCCG	INTERNATIONAL OCEAN COLOR COORDINATING GROUP
43	MODTRAN	MODERATE RESOLUTION ATMOSPHERIC TRANSMISSION
42	NTU	NEPHELOMETRIC TURBIDITY UNIT (cfr. definizione di Torbidità)
43	OWT	OPTICAL WATER TYPE
44	QAA	QUASI-ANALYTICAL ALGORITHM
45	POM	PARTICULATE ORGANIC MATTER (cfr. definizione di Solidi Sospesi Totali)
46	PIM	PARTICULATE INORGANIC MATTER (cfr. definizione di Solidi Sospesi Totali)
47	SEADAS	SEAWIFS DATA ANALYSIS SYSTEM
48	SLR	STEPWISE LINEAR REGRESSION
49	SPM	SUSPENDED PARTICULATE MATTER
50	TSM	TOTAL SUSPENDED MATTER (cfr. definizione di Solidi Sospesi Totali)
51	TSS	TOTAL SUSPENDED SOLIDS (cfr. definizione di Solidi Sospesi Totali)

1 INTRODUZIONE

1.1 Inquadramento

La torbidità nelle acque marino-costiere può essere provocata da cause naturali e antropiche. Le fluttuazioni naturali della torbidità sono attribuibili a due cause principali. Da un lato, le caratteristiche geo-morfologiche, climatologiche e di uso del suolo delle aree interne appartenenti al bacino idrografico (o ad una sua porzione) che influiscono sulle portate e sulla qualità delle acque superficiali defluenti nelle sottese aree costiere. Dall'altro, l'esposizione delle aree marino-costiere alle forzanti meteomarine (vento, onde e maree) che determinano il flusso delle correnti che veicolano il trasporto del particolato sospeso in un corpo idrico. Nel lungo periodo, inoltre, si possono osservare fluttuazioni dell'intensità della torbidità a causa di un aumento delle precipitazioni stagionali e di eventi calamitosi (come frane o alluvioni) collegati ai cambiamenti climatici.

Le fluttuazioni di torbidità di origine antropica in un corpo idrico, sia esso un corpo idrico recettore o una fonte d'acqua, sono invece generalmente attribuibili ad attività aventi un raggio di influenza localmente più circoscritto (es. cantieristiche, di navigazione).

In genere, la torbidità è considerata fortemente collegata ai fenomeni di trasporto dei sedimenti in sospensione. Il sedimento sospeso è convenzionalmente considerato come quel sedimento, trasportato da un flusso fluido, che è abbastanza fine da consentire ai vortici turbolenti di superare la sedimentazione delle particelle (Parsons *et al.*, 2015).

In campo fluviale, così come per qualsiasi mezzo fluido, la sospensione è attribuita principalmente alle interazioni tra il flusso turbolento e le forme di fondo. Tale interazione è inquadrabile nell'ambito dell'individuazione di una soglia critica al di sopra della quale si ha il mantenimento in sospensione dei sedimenti (es., Rügner *et al.*, 2014; Hage *et al.*, 2019)

In ambito costiero le acque superficiali sono generalmente più torbide di quelle profonde, a causa degli apporti di Solidi Sospesi Totali (TSS - cfr. Glossario) dalle aree interne, come ad esempio per il deflusso delle acque piovane, effluenti e scarichi e l'erosione del suolo. In queste aree, al trasporto dei sedimenti proveniente dalle aree interne va a sommarsi il contributo alla torbidità attribuibile alla risospensione di sedimenti causata dall'azione della tensione tangenziale al fondo indotta dalla dinamica di onde e correnti o, qualora vi siano apporti di nutrienti o sostanza organica, per l'innescarsi di proliferazioni algali. Quest'ultimo aspetto può essere particolarmente rilevante in aree costiere antropizzate per l'immissione di scarichi di acque reflue in prossimità dei litorali. Tuttavia, le onde (intese come effetto della velocità orbitale e non come *radiation stress*) sono generalmente la principale fonte di risospensione anche a diverse decine di metri di profondità (20-30 m).

Nelle aree al largo l'azione della tensione tangenziale al fondo indotta dalle correnti diviene la principale causa di risospensione. In tali aree, qualora le variazioni dell'idrodinamica siano in grado di interferire sulle concentrazioni di solidi sospesi, alterazioni su larga scala possono essere osservate in seguito alla costruzione di strutture *offshore*.

La torbidità è un parametro ambientale della colonna d'acqua di notevole interesse, perché, essendo un indice correlato ai TSS dispersi nel mezzo, riveste il duplice ruolo di indicatore della dinamicità sedimentaria e della qualità dell'acqua di un sito.

In Levente *et al.* (2018) si riporta che nei casi in cui vi è una forte relazione tra le caratteristiche idrodinamiche e morfo-sedimentarie e l'innescarsi dei locali processi fisici che provocano incrementi di torbidità, l'utilizzo della torbidità come indicatore della dinamicità sedimentaria di un sito può fornire un'indicazione della concentrazione e della dimensione media del particolato sospeso, sebbene non con la precisione di altre tecniche.

In Lawler (2016) si evidenzia come negli Stati Uniti, così come in altri paesi, la torbidità è considerata come un parametro indicatore della salubrità dell'acqua, nonché un elemento di rischio per la salute. Nello specifico, l'aumento di sedimenti sospesi nelle acque è considerato tra le principali cause di degrado della

qualità dell'acqua e delle interdizioni al loro utilizzo. In particolare, essendo la torbidità dovuta a sostanze in sospensione di diversa tipologia (es. sedimenti, minerali o microrganismi) ed essendo spesso il veicolo di inquinanti (chimici e biologici) presenti in forma associata ai solidi sospesi, oltre che favorire la presenza di microrganismi e altri agenti patogeni, la torbidità può essere utilizzata come un indicatore efficace di processi potenzialmente pericolosi, sebbene non sempre rappresenti un rischio diretto per la salute pubblica.

Per tali motivi le Autorità nazionali hanno spesso un interesse a monitorare la torbidità, su vasta scala, anche in corpi idrici caratterizzati da livelli di torbidità mediamente bassi (ovvero visivamente non impattanti), per escludere il rischio che essa possa rappresentare un problema per la salute, ad esempio per la possibile presenza di agenti patogeni adesi ai sedimenti sospesi o per la presenza di fonti di contaminazione organica ed inorganica (es. Kitchener *et al.*, 2017).

Sadar (2004), Boss *et al.* (2009), USGS (2009) e Druine *et al.* (2018) riportano che, essendo possibile misurare la torbidità in modo rapido, affidabile e ad alta frequenza e relativamente (a fronte di costi contenuti), essa può essere utilizzato come misura indiretta (o surrogata) di altri parametri ambientali (quali: SSC, TSS e la distribuzione granulometrica dei sedimenti e la concentrazione di nutrienti e batteri) tipicamente più difficili e costosi da misurare. In particolare, la torbidità può essere utilizzata come misura surrogata per:

- formulare considerazioni sulla dinamicità sedimentaria di un sito determinata, a scala locale, dalle interazioni tra il flusso delle correnti e le strutture morfologiche, e a scala più vasta, dalle tendenze erosive di medio/lungo periodo;
- correlare al deflusso delle acque interne il potenziale carico di *Escherichia coli* e di altri agenti patogeni associati (es. Cho *et al.*, 2016a, NSW, 2020);
- correlare gli incrementi di torbidità ad incrementi di fosforo (o di altri parametri difficili da misurare) (es. Villa *et al.*, 2019);
- valutare, nell'ambito di programmi di gestione delle risorse idriche, se un incremento di torbidità può indicare un potenziale evento di inquinamento o lo stato di compromissione di un corpo idrico (es. Schroeder, 2003).

Il monitoraggio sistematico della torbidità, inoltre, è considerato utile per prevenire il rischio effetti, diretti e indiretti, dovuti al perdurare di alti livelli di torbidità e che possono portare ad impatti su ambiente, salute e attività produttive nelle aree interessate dalla torbida (es. DEHP, 2009; Sinclair, 2013; DEQ, 2014).

Tra gli effetti diretti più diffusi vi sono:

- la riduzione della penetrazione della luce, con conseguente riduzione dell'attività fotosintetica;
- l'incremento dei tassi di deposizione al fondo dei sedimenti sospesi, con conseguente ricoprimento/seppellimento dei popolamenti bentonici presenti;
- il danneggiamento delle macchine dei processi industriali, dovuto all'effetto di ostruzione/erosione di tubi e serbatoi da parte del materiale solido sospeso.

Tra gli effetti indiretti più diffusi vi sono:

- la riduzione dell'Ossigeno Disciolto (OD), qualora ai solidi sospesi sia associata un'alta concentrazione di sostanza organica, ad esempio in seguito all'afflusso di acque reflue e di materia organica in decomposizione, la torbidità può rappresentare nutrimento (es. *pabulum*) per la crescita di microrganismi (come protozoi, batteri e virus) ed aumentare il rischio di fenomeni di ipossia/anossia¹; in questi casi, la riduzione dei livelli di OD può avere impatti sugli organismi acquatici e nel caso dell'acqua destinata al consumo umano aumentare la probabilità di contrarre malattie trasmesse a causa di agenti patogeni; altre variazioni dei livelli di OD possono essere associate alle variazioni di temperatura ed ai processi di degradazione, respirazione e fotosintesi di seguito descritti che possono influenzare la tolleranza all'anossia e la composizione delle specie.

¹ Ipossia = concentrazione di ossigeno disciolto tra 1 e 3 mg/l; anossia = concentrazione di ossigeno disciolto inferiore a 1 mg/l

- la possibile variazione della Temperatura (T): quando l'aumento di torbidità è tale da provocare una diminuzione della penetrazione della luce (o di assorbimento di energia) considerevoli e persistenti nel tempo, possono aversi effetti sull'andamento dei processi di riscaldamento e raffreddamento negli strati superficiali della colonna d'acqua che, a loro volta, possono influenzare l'ecologia acquatica (es. Schroeder, 2003). I maggiori quantitativi di solidi sospesi totali assorbono (e trasferiscono per conduzione) più calore dalla radiazione solare rispetto alle molecole dell'acqua; questo, oltre che un incremento della stratificazione delle acque tra lo strato superiore (più caldo) e inferiore (più freddo), per le leggi fisiche di diffusione dei gas porta anche ad una generale riduzione dei livelli di OD e della percentuale di saturazione dello stesso ossigeno rispetto a quello contenuto negli strati di acqua più fredda che, in condizioni estreme, può agevolare l'insorgere dei già citati fenomeni di ipossia/anossia;
- l'alterazione dei regolari processi fotosintetici degli organismi vegetali: quando l'aumento di torbidità è tale da provocare una diminuzione della quantità d'ossigeno da loro prodotto che porta ad un potenziale aumento dei tassi di mortalità;
- sviluppo di fenomeni eutrofici: qualora alla torbidità sia associata un alto apporto di sostanze nutritive, quali composti dell'azoto e del fosforo, in condizioni idrodinamiche stabili e di scarsa circolazione si possono originare fenomeni eutrofici (es. fioriture algali nocive) per l'eccessiva crescita di piante e alghe, prevalentemente in concomitanza di alte temperature nel periodo estivo-autunnale, causa di riduzione nella concentrazione di OD consumato dalla componente microbica per i processi degradativi della sostanza organica;
- la veicolazione di inquinanti adsorbiti alle particelle sospese, quali: composti inorganici come i metalli pesanti e policlorobifenili (PCB), composti organici refrattari, batteri, protozoi e altri agenti patogeni, ecc., possono essere dannosi o tossici per la vita acquatica.

Poiché i microrganismi adsorbiti alle particelle hanno maggiori probabilità di sopravvivere alla disinfezione, la torbidità è una caratteristica importante anche nelle forniture di acqua potabile. È per questo motivo che il trattamento dell'acqua potabile si concentra sulla rimozione delle particelle colloidali (ISTISAN, 2022).

Anche nelle indicazioni fornite nei Piani di Sicurezza delle Acque (dall'inglese *Water Safety Plan*) i superamenti della torbidità sono considerati come possibili "pericoli associati" agli eventi straordinari (es. eventi meteorologici intensi o inondazioni) individuati come pericolosi nell'ambito della valutazione del rischio per la non conformità agli *standard* di qualità dell'acqua potabile (OMS, 2019). Inoltre, ISTISAN (2022) include la torbidità dell'acqua (insieme alla piovosità) tra i cosiddetti parametri «operativi-indicatori», da monitorare mediante sistemi di controllo e di allerta rapido (*Early Warning System - EWS*), sia per la prevenzione dei rischi su ambiente e salute, sia per evitare compromissioni a talune attività antropiche (Meyers *et al.*, 2016). In particolare, essendo la torbidità una variabile misurabile in modo semplice e affidabile e ad altissima frequenza (così come anche altri parametri chimico-fisico-biologici, quali pH, conduttività elettrica, temperatura, ossigeno disciolto, clorofilla), si evidenzia l'utilità di definire livelli di allerta (o pre-allarme) e allarme di tale parametro per la messa in atto di specifiche misure di controllo e restrizioni d'uso della distribuzione idropotabile qualora eventi straordinari causino una torbidità persistente dell'acqua in ingresso al sistema e, nel caso specifico, una potenziale inefficacia della disinfezione.

Tale interesse trova riscontro nelle buone pratiche per la redazione di Piani di Monitoraggio Ambientale (PMA) degli interventi in aree marino-costiere che comportano la movimentazione di sedimenti (es. Paganelli *et al.*, 2014; Sun *et al.*, 2020). In questi casi, la realizzazione degli interventi può essere accompagnata dalla dispersione di materiale sospeso al di fuori dell'area di cantiere che, nel medio e lungo periodo, può causare molteplici effetti ambientali sugli ecosistemi marini (es. HR Wallingford Ltd e Dredging Research Ltd, 2003; Erfteemeijer *et al.*, 2006; Nicoletti *et al.*, 2006; PIANC, 2006; Wilber e Clark, 2011). In generale, se persistenti, gli incrementi di torbidità, oltre a compromettere la qualità delle acque, possono esporre a *stress* eccessivi le comunità vegetali e animali presenti, pregiudicandone la sopravvivenza, e portare a ripercussioni sulle attività antropiche e commerciali presenti. In questi casi, gli effetti sui comparti abiotici (substrato e colonna d'acqua) e biotici (popolamenti bentonici, ittici, ecc.) sono distinti e localizzati ed a diverse distanze del sito di intervento.

Gli effetti localizzati sono principalmente riconducibili all'azione diretta delle operazioni all'interno dei siti di intervento (es. alterazioni morfo-batimetriche e cambiamenti dell'idrodinamica, defaunazione, seppellimento, soffocamento e cambiamenti nella composizione/struttura dei popolamenti bentonici presenti).

Gli effetti a diversa distanza dai siti di intervento sono riconducibili all'incremento temporaneo della concentrazione dei sedimenti sospesi per lo più fini in colonna d'acqua nelle aree interessate dall'estensione del pennacchio di torbida. In queste aree sul comparto abiotico si possono avere effetti di tipo diretto che si manifestano con alterazioni delle caratteristiche chimico-fisiche della colonna d'acqua (es. diminuzione temporanea della penetrazione della luce e della concentrazione di ossigeno disciolto, mobilizzazione e solubilizzazione dei contaminanti eventualmente associati ai sedimenti sospesi, ecc.) e del fondo (es. per la deposizione di sedimento su substrati di diversa tipologia). Sul comparto biotico, invece, gli effetti diretti sono essenzialmente legati ai fenomeni di seppellimento, soffocamento e abrasione². A questi possono aggiungersi il potenziale bioaccumulo e la biomagnificazione di inquinanti nel tempo.

Non esistendo livelli (o *standard*) di riferimento per la torbidità, la valutazione degli effetti negativi sulla vita acquatica a causa di scostamenti anomali della torbidità in un sito implica che sia condotta una caratterizzazione delle fluttuazioni nel tempo del parametro correlata ad una serie rappresentativa della variabilità delle condizioni climatiche e degli apporti dalle locali sorgenti di risospensione, quali: mareggiate, piene fluviali, troppo pieno degli scarichi, ecc. (es. Vreeburg, 2006; DEHP, 2009; ISTISAN, 2022).

In coerenza con il concetto fondamentale alla base dell'attività di preallarme riportato in ISTISAN (2022) il monitoraggio della torbidità è sicuramente utile nel breve periodo per prevenire e controllare fenomeni avversi connessi con condizioni ambientali sfavorevoli

In quest'ottica, la valutazione del parametro in abbinamento ad altri parametri ambientali con appositi metodi statistici può consentire, sia di classificare le aree marino-costiere in base ai livelli di torbidità (es. zone ad elevata, media e bassa torbidità) sia di mostrare eventuali relazioni tra la torbidità e altri parametri ambientali indicatori (es. con temperatura e clorofilla-a) correlati alla stagionalità e al verificarsi di eventi potenzialmente impattanti. Attualmente, si ricorre spesso all'utilizzo di metodi statistici facenti parte della statistica inferenziale e multivariata, quali ad esempio ANOVA, *Cluster Analysis* (CA), *Principal Component/Factor Analysis* (PCA/FA) e *Pearson Correlation* (PC) (es. Al Mutairi *et al.*, 2015; Nicolaus *et al.*, 2017; Villa *et al.*, 2019; Alkhalidi *et al.*, 2021).

L'applicazione di tali tecniche di analisi statistiche richiede la disponibilità di *set* di dati omogenei nello spazio e nel tempo per supportare in maniera adeguata considerazioni sugli eventuali fenomeni avversi correlati con incrementi della torbidità che possono influenzare lo stato e la qualità dell'ambiente.

Per soddisfare i suddetti requisiti, considerando la vastità e la diversità delle aree marine da indagare (es. aree al largo, costiere litoranee, estuari e sistemi confinati, ecc.), è richiesto un notevole sforzo per integrare il monitoraggio condotto con metodi tradizionali da mezzo nautico, che generalmente permette l'acquisizione di un ridotto numero di osservazioni, con approcci da remoto e modellistici in grado di raccogliere dati da ampie aree geografiche (Zampoukas *et al.*, 2012).

Un aspetto chiave è quello legato alla scelta della strumentazione per la misura della torbidità. Possono essere utilizzati sensori ottici (trasmissometri, torbidimetri o nefelometri). Tra i torbidimetri più utilizzati per le misure *in situ* dotati di sensori ottici vi sono gli strumenti denominati OBS (*Optical Backscatter Sensors*) (es. Omar e MatJafri, 2009; Druine *et al.*, 2018). Altri strumenti utilizzabili si basano sulla conversione del *backscatter* acustico per determinare la concentrazione del materiale in sospensione, ma sono maggiormente influenzati dalle condizioni dinamiche delle masse d'acqua (es. ADCP - *Acoustic Doppler Current Profiler* - e *Acquascat*).

Sulla scelta della strumentazione possono incidere sia le peculiarità fisiche e morfologiche dei siti di indagine sia le finalità di acquisizione delle misure, che possono richiedere modalità e frequenze di

² Altri effetti collegati, in funzione delle specie bentoniche presenti sul substrato possono essere: intrappolamento e trascinarsi sul fondo, inefficienza dell'attività di filtrazione e intasamento dell'apparato branchiale, ricopertura, abrasione dei tessuti, ecc.)

acquisizione diverse a seconda che si tratti di misure periodiche di tipo speditivo (es. CORILA, 2006a) o di rilevazioni in continuo nell'ambito di procedure operative (es. CORILA, 2006b).

Un limite delle misure *in situ*, infatti, risiede nel fatto che le osservazioni puntuali della torbidità non permettono una visione sinottica nel tempo e nello spazio, poiché sono spesso non regolari e complicate da eseguire in concomitanza di eventi idro-meteorologici intensi e con elevato tempo di ritorno (es. venti intensi, mareggiate, piene fluviali, acque alte). La disponibilità di dati in occasione di tali eventi, al contrario, rappresenta spesso un punto chiave per individuare e caratterizzare le condizioni in cui si hanno valori di torbidità "naturalmente" alti, in quanto permette di valutare la significatività di sorgenti (naturali e antropiche) causa di incrementi di torbidità sito specifici potenzialmente impattanti.

Con lo scopo di ridurre gli effetti di tale limitazione, studi di letteratura evidenziano l'utilità di impiego di "sistemi integrati di monitoraggio", basati sull'integrazione di dati provenienti da indagini *in situ*, telerilevamento e da modelli matematici (es. Maciel *et al.*, 2021), per caratterizzare la variabilità spazio-temporale della torbidità a risoluzioni adeguate e metterla in relazione con quella di altri parametri ambientali (es. temperatura e altri parametri indicatori dello stato di qualità dell'ambiente marino).

Nel caso specifico delle osservazioni da remoto, la disponibilità sempre maggiore di dati di osservazione della terra da satellite a risoluzioni spaziali, spettrali e temporali sempre crescenti, ha portato ad un rapido incremento di studi per la determinazione di parametri otticamente attivi, ovvero che interagiscono con la radiazione solare attraverso fenomeni di assorbimento o diffusione, in mare e corpi idrici. È possibile, infatti, stimare la concentrazione di sostanze otticamente attive (quali solidi sospesi, clorofilla, sostanza organica disciolta) o il parametro di torbidità, tramite relazioni con la riflettanza sub-superficiale dell'acqua alle diverse lunghezze d'onda (Bowers *et al.*, 1998; Bustamante *et al.*, 2009; Nechad *et al.*, 2010; Petus *et al.*, 2010; Dogliotti *et al.*, 2015; Novoa *et al.*, 2017). Grande impulso è stato dato allo sviluppo di studi in tale ambito dall'impiego delle tecniche di *machine learning* (es. Schiller e Doerffer, 1999; Chebud *et al.*, 2012; El Din, 2019; Magrì *et al.*, 2023), che permettono di esplorare relazioni complesse tra i parametri di interesse e l'intero spettro di bande di radiazione misurato dai sensori ottici installati su satellite (o su aeromobili). Tali sensori ottici permettono di ottenere una buona attendibilità delle stime per gli strati superficiali o sub-superficiali. Seppure queste non raggiungano accuratezze paragonabili a quelle delle misure di campo ottenute con strumenti quali turbidimetri e nefelometri, la tecnica del telerilevamento permette di ottenere informazioni su ampie aree, che, se integrate o validate con misure in campo, permettono di estendere l'informazione puntuale per ottenere una visione sinottica.

Le simulazioni con modelli matematici, invece, consentono di prevedere e di analizzare l'intero sviluppo della dispersione di un pennacchio di torbidità nel tempo e nello spazio in diversi scenari idrometeorologici. I risultati delle simulazioni permettono di delimitare le aree di influenza dei pennacchi di torbida, di discriminarne le cause di origine naturale e antropica e di valutare la durata dei periodi di maggiore torbidità che possono influire sulla qualità dell'acqua e provocare impatti sugli organismi acquatici (es. Rakhuba e Shmakova, 2019; Roberts *et al.*, 2020; Joumar *et al.*, 2023). Per questo, se ben validati, sono sempre più frequentemente utilizzati per la spazializzazione dei dati in aree in cui non si ha la disponibilità di misure e a supporto della pianificazione di programmi di monitoraggio.

1.2 La torbidità nel contesto normativo

L'approccio olistico dell'attuale legislazione dell'Unione Europea e delle recenti raccomandazioni dell'Organizzazione Mondiale della Sanità (OMS), che punta ad armonizzare le finalità delle cosiddette Direttive del Settore Idrico (Direttiva Quadro Acque, Direttiva Balneazione, Direttiva Quadro sulla Strategia per l'Ambiente Marino, Direttiva sul trattamento delle acque reflue urbane e Direttiva Nitrati), include la torbidità tra gli elementi da considerare per stabilire la sicurezza negli ambienti acquatici mediante un processo di valutazione integrata dei diversi parametri fisici, chimici e biologici.

Le leggi quadro che regolano le attività di monitoraggio e controllo delle acque, la Direttiva Quadro in materia di Acque 2000/60/CE³ e il D.Lgs. 152/2006, hanno introdotto in modo chiaro la necessità di valutare lo stato di qualità ambientale delle diverse tipologie di corpi idrici sulla base di indici che integrino dati di natura diversa per fornire una informazione significativa e statisticamente rappresentativa. Nello specifico settore del monitoraggio delle acque marine è stato affiancato all'indice dello stato di trofia, TRIX (già incluso nel D.Lgs. 152/99 come valore obbligatorio per la classificazione delle acque marino costiere in termini di qualità ambientale), l'indice di torbidità TRBIX⁴ (inteso come indice di qualità supplementare rappresentativo della trasparenza (considerata appunto come una delle componenti che può riflettere lo stato trofico di un corpo idrico).

La Direttiva quadro 2008/56/CE⁵ sulla strategia per l'ambiente marino include il parametro ambientale torbidità tra i parametri chimico-fisici da monitorare (Descrittore 7 - Condizioni idrografiche) in ambito costiero e *offshore* per le attività indirettamente connesse alla valutazione del raggiungimento dei traguardi ambientali (Druine *et al.*, 2018). Nello specifico, il monitoraggio della torbidità è previsto a scala di sottobacino⁶, per colmare le insufficienti conoscenze sulla distribuzione spaziale delle caratteristiche dell'acqua, e in ambito costiero, ad una scala inferiore, per colmare la carenza di informazioni sulle condizioni idrografiche che possono essere alterate dalla presenza di nuove infrastrutture. La Direttiva contiene anche indicazioni sull'utilità di misure puntuali e provenienti da piattaforme in grado di fornire mappe sinottiche.

Anche nella Direttiva Balneazione 2006/7/CE (Allegato 2) si pone l'accento sull'importanza dei parametri chimico-fisici (incluso il parametro torbidità) con il presupposto fondamentale di garantire una buona qualità delle acque di balneazione. Occorre però precisare che i punti di campionamento per il rilevamento dello stato chimico-fisico (ai fini della protezione delle acque) e di quello igienico (ai fini della qualità delle acque di balneazione) delle acque raramente coincidono. Il motivo risiede nel fatto che le problematiche determinanti i quesiti (ecologia, salute) alla base dei rilevamenti e dei provvedimenti non sono gli stessi. Durante i monitoraggi di routine delle acque di balneazione, tuttavia, il controllo della torbidità è spesso condotto per l'esame dell'aspetto fisico mediante ispezione visiva.

Secondo quanto riportato in Schaffner *et al.* (2013), talvolta la balneazione è sconsigliata in caso di forte torbidità. Inoltre, il parametro torbidità è considerato utile per valutare le cause e il rischio di inquinamento di breve durata dovuti a condizioni meteorologiche avverse, temporali, piogge intense o eventi eccezionali che, provocando un intorbidimento dell'acqua, possono influenzare le condizioni igieniche mettendo in sospensione le particelle su cui possono essere trasportati batteri.

Infine, la Direttiva 98/83/CE sulle acque destinate al consumo umano, recepita dal D.Lgs. del 02/02/2001 n. 31, riporta che non sussiste un valore limite per la torbidità, ma il valore di tale parametro deve risultare "accettabile per i consumatori e senza variazioni anomale". Tuttavia, le recenti proposte di rifusione (del 2003, 2009, 2015 e 2017) integrano la suddetta direttiva con un nuovo articolo (art. 11), che impone agli stati membri di stabilire programmi di misure che includano azioni volte a proteggere le zone di estrazione di acqua potabile. In coerenza con la legislazione dell'Unione del settore idrico, si è cercato di migliorare l'elenco dei parametri e l'uso di un approccio basato sul rischio. In particolare, sulla base di

³ Direttiva 2000/60/CE del Parlamento europeo e del Consiglio, del 23 ottobre 2000, che istituisce un quadro per l'azione comunitaria in materia di acque (GU L 327 del 22.12.2000, pag. 1).

⁴ L'utilità dell'indice TRBIX è riconducibile al fatto che permette di discriminare gli effetti sulla trasparenza delle acque dovuti agli apporti di origine terrigena da quelli dovuti allo sviluppo di popolamenti fitoplanctonici. La distinzione di questa duplice causa di riduzione della trasparenza è utile se si vogliono monitorare eventi eutrofici (es. con elevate quantità di clorofilla). In particolare, dall'interpretazione di questo indice è possibile riconoscere (APAT, 2002) che le acque sono otticamente saturate dalla biomassa, in termini di clorofilla (quando TRBIX = 0), oppure che l'effetto della clorofilla è uguale a quello delle altre forme di torbidità (quando TRBIX = 1).

⁵ Direttiva 2008/56/CE del Parlamento europeo e del Consiglio, del 17 giugno 2008, che istituisce un quadro per l'azione comunitaria nel campo della politica per l'ambiente marino (GU L 164 del 25.6.2008, pag. 56).

⁶ Il bacino idrografico definisce la porzione di territorio che raccoglie tutte le acque che defluendo si raccolgono direttamente, o a mezzo di affluenti, dando origine ad un corso d'acqua principale. Il bacino idrografico è l'unità di riferimento fisica per gestire la risorsa acqua e raggiungere il buono stato ecologico, chimico, e quantitativo (acque sotterranee). Il sottobacino idrografico, invece, è la porzione del bacino idrografico nel quale scorrono tutte le acque superficiali attraverso una serie di torrenti, fiumi e laghi per sfociare in un punto specifico di un corso d'acqua, di solito un lago o la confluenza di un fiume (D.Lgs. 152/2006).

raccomandazioni dell'OMS la torbidità (già nella parte C "Parametri indicatori" dell'allegato I) è stata aggiunta tra i nuovi parametri microbiologici (parte A del medesimo allegato I); inoltre, nella parte A dell'allegato II - Obiettivi generali e programmi di controllo per le acque destinate al consumo umano – viene aggiunto ex novo il riferimento al monitoraggio operativo del parametro torbidità per garantire l'efficacia del trattamento dell'acqua mediante le informazioni rapide fornite su base quotidiana dal monitoraggio operativo.

Nel contesto normativo nazionale la rilevanza del parametro torbidità è confermata dalla normativa vigente in materia di movimentazione dei sedimenti (es. art. 5-bis Legge 84/94, D.M.172/16 e D.M.173/16) che prevede che tali operazioni siano sempre associate ad attività di monitoraggio, da calibrare in funzione dei volumi e della qualità dei sedimenti da movimentare e della valenza ambientale ed economica dei siti di intervento. In tale contesto normativo emerge chiaramente la necessità di identificare valori sito-specifici di riferimento per la torbidità nell'ambito delle procedure di gestione e verifica della compatibilità ambientale di interventi e infrastrutture (costiere e *offshore*) che prevedono operazioni di movimentazione dei sedimenti il cui ciclo convenzionalmente può includere le fasi operative di escavo - o dragaggio, trasporto e sversamento - o collocazione finale dei sedimenti. Per tali finalità di gestione è richiesta un'accurata analisi della variabilità di base della torbidità a partire da un set di dati rappresentativo delle condizioni ordinarie del sito prima dell'avvio delle operazioni (ovvero derivato da misure acquisite nell'*Ante Operam* in concomitanza con processi naturali e antropici di diversa intensità (es. medi, intensi, estremi).

1.3 Definizione e principi alla base delle misure

La torbidità è una misura correlata alle proprietà ottiche dell'acqua. Dipende dalla quantità, dalle dimensioni e dalla composizione del particolato sospeso, di origine organica e inorganica, di dimensioni tipicamente comprese nell'intervallo da nm a mm (come argilla, limo, particelle colloidali, ossidi di ferro, alghe, plancton, microorganismi e altri materiali indisciolti e in decomposizione).

In letteratura non è riportata una definizione univoca di torbidità. Il termine torbidità è spesso utilizzato con accezioni diverse che spaziano dall'accostamento della torbidità con la trasparenza del mezzo liquido alla sua correlazione con l'effettiva quantità dei solidi sospesi (DERM, 2009; US EPA, 2012; Fearn et al., 2017; USGS, 2017; Li, 2018).

Nelle metodiche ufficiali previste da APAT-IRSA (2003) la torbidità è definita come la riduzione della trasparenza di un campione dovuta alla presenza di sostanze in sospensione. La misura torbidimetrica, invece, è riconducibile all'applicazione della legge di *Lambert-Beer*, esistendo, almeno in un certo intervallo di concentrazione, una relazione tra la luce assorbita e la torbidità dovuta alla quantità di sostanza sospesa.

In DERM (2009) si riporta che la torbidità è una misura della luce diffusa nell'acqua causata dal materiale sospeso di tipo colloidale come argilla, limo e altro materiale di origine organica e inorganica. Druine et al. (2018), inoltre, considera la torbidità come un indice di limpidezza dell'acqua che può essere associato indirettamente alla quantità della luce diffusa.

L'US EPA (2012) definisce la torbidità come "... una misura della limpidezza dell'acqua [...] ovvero di come il materiale sospeso nell'acqua diminuisce il passaggio della luce attraverso l'acqua ...". L'*International Organization for Standardization* (ISO, 2014), invece, definisce la torbidità come la riduzione della trasparenza di un liquido causata dalla presenza di particelle solide sospese indissolte e colloidali disciolte, di origine organica ed inorganica, disperse in un liquido.

Il Ministero della Salute (MSAL, 2016) attribuisce la torbidità a particelle di dimensioni variabili tra 1 nm e 1 mm. In Li (2018) si riporta che oltre ai solidi sospesi, la torbidità può includere anche sostanze disciolte che possono essere troppo piccole per essere conteggiate nella concentrazione di solidi sospesi, ma che contribuiscono comunque alla misurazione della torbidità poiché influiscono sulla limpidezza dell'acqua. Nello specifico, distingue tra materia organica disciolta fluorescente (FDOM, cfr. Glossario) e materia organica disciolta colorata (CDOM, cfr. Glossario), nota come «macchia umica» prodotta sostanze rilasciate per decomposizione e scolorimento delle piante sott'acqua, riportando come i fenomeni di

scolorimento possano influire notevolmente sulla colorazione dell'acqua in corpi idrici caratterizzati dalla presenza di elevate quantità di vegetazione in decomposizione (come le paludi e le zone umide).

Per molte finalità operative, tuttavia, la torbidità è comunemente considerata come una misura indiretta (o *proxy*) della concentrazione dei solidi sospesi totali rilevabili esclusivamente da un sensore di torbidità (Rügner *et al.*, 2014; Nasrabadi *et al.*, 2016; CEDA, 2020). Ciò trova coerenza con quanto riportato in Kirk (1985) per il quale operativamente è conveniente definire la torbidità dovuta alla frazione di particelle in sospensione non filtrabili, dove per filtrabili si intendono le particelle di acqua che non possono essere trattate da un filtro da 0,22 µm o 0,45 µm di porosità (Figura 3).

La mancanza di una definizione univoca di torbidità appare riconducibile all'accostamento dei termini torbidità e trasparenza. Per le finalità delle presenti LL.GG., si fa riferimento alla distinzione operata dalla norma UNI EN ISO 7027 in materia di qualità dell'acqua. Tale norma tratta distintamente i criteri per la determinazione della torbidità e per la valutazione della trasparenza, in particolare nei metodi:

- UNI EN ISO 7027-1:2016 – Determinazione della torbidità – Parte 1 «Metodi quantitativi per la determinazione della torbidità», definisce la torbidità come una misura espressa in Unità di Torbidità della Formazina (FTU, cfr. Glossario) o in Unità Nefelometriche di Torbidità (NTU, cfr. Glossario), che esprime la modifica della penetrazione della luce per effetto della presenza di materiale organico e inorganico in sospensione, mediante utilizzo di strumentazione ottica del tipo:
 - Torbidimetri (torbidimetria), che ricavano la torbidità mediante la misura dell'attenuazione di un flusso radiante. Questa tipologia di strumenti misura lo *scattering* ad angoli inferiori a 90° (*backscatter*) di una emissione di luce, spesso nell'infrarosso, e non è sensibile alla luce ambientale e al CDOM. Quindi, è più applicabile ad acque ad alta torbidità, quali acque di scarico o altre acque poco limpide (cfr. par. 3.2.3 per i dettagli).
 - Nefelometri (nefelometria), che ricavano la torbidità mediante la misura della radiazione diffusa. Questa tipologia di strumenti, basati su principi analoghi ai precedenti, misura lo *scattering* a 90° di una emissione nel visibile ed è influenzata dalla luce ambientale e dal CDOM. Pertanto, alle frequenze opportune, sono adatti per misure anche in acqua a bassa torbidità, ad esempio le acque potabili (cfr. par. 3.2.3 per i dettagli).
- UNI EN ISO 7027-2:2019 – Determinazione della torbidità – Parte 2 «Metodi semi-quantitativi per la valutazione della trasparenza», definisce la trasparenza come quel parametro, espresso in metri, che esprime la capacità di penetrazione della luce e quindi l'estensione della zona nella quale può avvenire la fotosintesi o "zona eufotica", influenzato da fattori fisici (presenza di materiali inorganici in sospensione e capacità di assorbimento della luce da parte dell'acqua) e biologici (distribuzione della massa fito- e zoo-planctonica e contenuto di detrito organico), mediante la misura:
 - dell'intervallo di visibilità per mezzo dell'apposito tubo di verifica della trasparenza, applicabile ad acque trasparenti o debolmente opache;
 - dell'intervallo di visibilità negli strati superiori delle acque per mezzo dei dischi di valutazione della trasparenza (es. disco secchi) applicabile in modo particolare alle acque superficiali, di balneazione, di scarico e spesso usato nei monitoraggi delle acque di mare;
 - della visibilità mediante sommozzatori a profondità definite.

La distinzione adoperata nella norma UNI EN ISO 7027 per la torbidità e la trasparenza è la medesima di quella utilizzata in ambito nazionale per la definizione degli indici trofici per le acque marine costiere (es. ANPA, 2000; ARPAV, 2003). Il distinguo si basa sul fatto che la torbidità non è l'unico parametro responsabile della trasparenza delle acque, sebbene spesso sia il principale. Più precisamente, la trasparenza è considerata come un parametro estremamente variabile poiché legato ad una serie di fattori intrinseci (quali, sostanze disciolte e indissolte o sedimenti sospesi) e estrinseci (quali, la quantità di energia solare disponibile, la natura del fondale e copertura nuvolosa, che influiscono sulla percezione del colore del mare) dell'acqua. Essa, infatti, è definita come il risultato di tre "funzioni-componenti" che determinano l'assorbimento della luce e la sua dispersione (*scattering*): a) le sostanze disciolte nell'acqua, b) la biomassa fitoplanctonica, c) la torbidità minerale (Bukata *et al.*, 1991).

In acqua di mare le sostanze disciolte (funzione a) non contribuiscono significativamente alla variabilità della trasparenza. Ciò porta a considerare generalmente solo le altre due funzioni (b e c). Riveste invece

un ruolo cruciale la salinità poiché influisce sulla velocità di aggregazione e di sedimentazione (per il conseguente aumento del peso specifico) delle particelle sospese. A causa di questo meccanismo, le aree marino-costiere e gli estuari tendono ad avere un tasso di sedimentazione più elevato, quindi una tendenza inferiore della torbidità media a restare in sospensione, rispetto a laghi e fiumi (Li, 2018).

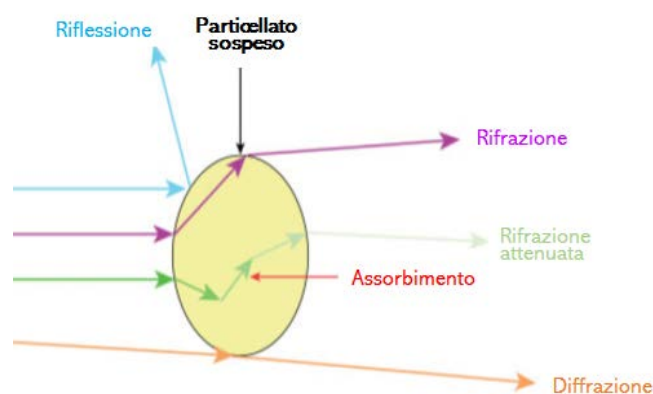
Essendo la torbidità un parametro correlato alle proprietà ottiche dell'acqua, la sua misura dipende dagli effetti combinati di diffusione (*scattering*) e assorbimento (assorbanza o turbidanza) della luce, ottenuti irradiando con un fascio luminoso (o acustico) il mezzo liquido in cui sono disperse particelle sospese indissolte, comunemente definito anche come sistema disperso. La natura del sistema disperso dipende dalle dimensioni delle particelle sospese. Esso può essere costituito dalla combinazione di sospensioni semplici sospensioni semplici⁷ e soluzioni (dispersioni) colloidali⁸ in base alle dimensioni delle particelle nel mezzo liquido. In particolare, la torbidità è un'espressione della proprietà ottica di un sistema disperso eterogeneo costituito principalmente da due fasi (es. Lawler, 2016; Simon *et al.*, 2018):

- una fase disperdente (prevalente): costituita dal mezzo disperdente liquido (o acquoso) in cui sono disperse le particelle solide;
- una fase dispersa: costituita dalle particelle solide indissolte disperse nel mezzo disperdente liquido (o acquoso).

Le particelle sospese indissolte fanno sì che l'energia incidente (luce o onde sonore) sia diffusa e assorbita piuttosto che trasmessa in linea retta quando attraversa il sistema disperso (Schroeder, 2003; Sadar, 2004; Lawler, 2016; Li, 2018; Simon *et al.*, 2018). I suddetti fenomeni spesso coesistono, sebbene si verifichi sempre che uno prevalga sull'altro. In particolare (Figura 2):

- l'assorbimento si verifica quando, in seguito all'interazione con le particelle in sospensione, l'intensità del raggio di luce (o acustico) trasmesso risulta inferiore a quella del raggio incidente (misura della trasmittanza); tale fenomeno avviene quando la luce attraversando una particella viene convertita in altre forme di energia (es. calore).
- la diffusione si verifica quando una particella interagisce con la luce incidente assorbendo l'energia e, comportandosi come una sorgente di luce puntiforme, la irradia nuovamente in molteplici direzioni in forma riflessa (dalla superficie) e rifratta (all'interno della particella).

Figura 2: Processi di *scattering* (riflessione, rifrazione e diffrazione) e di attenuazione (assorbimento) della luce dovuti dal particolato sospeso. Modificato da Kitchener *et al.* (2017).



L'entità di tali fenomeni dipende fortemente, sia dalla quantità del particolato sospeso sia dalle sue dimensioni (tipicamente comprese nell'intervallo da nm a mm) e dalla sua composizione di origine organica e inorganica (es. argilla, limo, particelle colloidali, ossidi di ferro, alghe, plancton, microorganismi e altri materiali indissolte e in decomposizione).

La Figura 3 riporta la schematizzazione per classi dimensionali dei solidi totali (TS, cfr. Glossario) di natura inorganica e organica tipicamente presenti in un'acqua naturale o di scarico. I TS sono costituiti dalla somma dei solidi sospesi totali (TSS, cfr. Glossario) e dei Solidi Disciolti Totali (TDS, cfr. Glossario), a cui contribuiscono le sostanze di dimensioni minori di 2 µm (colloidi e disciolte).

⁷ Una sospensione consiste in una miscela eterogenea in cui il soluto è fisicamente distinguibile dal liquido.

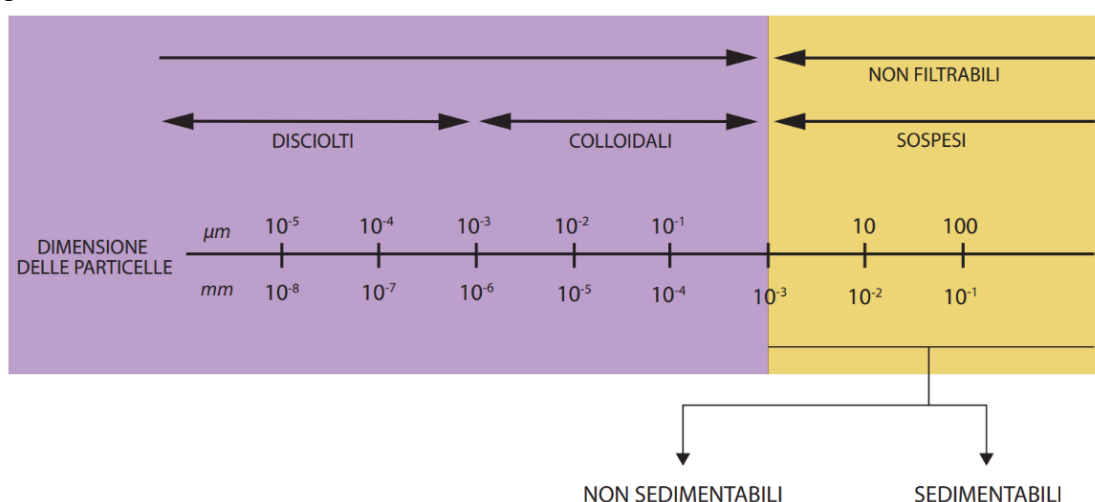
⁸ Una soluzione colloidale consiste in una miscela eterogenea in cui la dimensione delle particelle sono invisibili ad occhio nudo e compresa tra 0,001 e 1 µm (1 - 1000 nm). In questi casi il soluto è definito "finemente disperso" e le soluzioni si presentano torbide.

All'interno dei TSS e dei TDS è possibile operare un'ulteriore suddivisione:

1. I TSS "non filtrabili", costituiti da particelle di dimensioni comprese tra 1 e 100 μm , I TSS, denominati anche come SPM, TPM o TSM (cfr. Glossario per le relative definizioni); essi possono essere costituiti da componenti del particolato sospeso di origine inorganica (PIM - cfr. Glossario) e di origine organica (POM, cfr. Glossario) e sono distinguibili a loro volta in:
 - solidi sospesi sedimentabili (argilla, sabbia fine);
 - solidi sospesi non sedimentabili (microflora e microfauna, plancton).
2. TDS "filtrabili", costituiti da:
 - sostanze colloidali, o solute eterogeneamente disperse; queste hanno dimensioni tra i 10^{-3} e 1 μm , troppo piccole per essere separate dall'acqua con trattamenti meccanici, però possono alterare le proprietà ottiche del mezzo liquido e quindi contribuire alla torbidità;
 - sostanze disciolte, o solute omogeneamente disperse allo stato molecolare o ionico nell'acqua; queste hanno dimensioni inferiori ai 10^{-3} μm che alterano le proprietà ottiche del mezzo liquido, quindi, non possono contribuire alla torbidità.

Le sostanze che in genere contribuiscono maggiormente alla torbidità sono la frazione dei TSS cosiddetti "non sedimentabili", ovvero costituita da particelle di dimensioni medie comprese tra i nm e i mm che non sedimentano in un cono Imhoff in un'ora (sono dette "sedimentabili" le particelle che sedimentano in un cono Imhoff in meno di un'ora).

Figura 3: Classificazione dei solidi totali e suscettibilità ai trattamenti. Modificato da Lawler (2016).



Un punto chiave dei principi teorici alla base delle misure della torbidità con diverse metodologie è il legame tra il diametro delle particelle e la lunghezza d'onda del fascio luminoso (o acustico) che provoca fenomeni di diffusione e assorbimento (cfr. BOX 1-1). Più precisamente, la determinazione quantitativa della torbidità, ottenuta sfruttando le interazioni del fascio luminoso con il particolato sospeso, dipende dalla natura del sistema disperso, dalla quale dipendono, a sua volta, gli scambi di energia (interazioni) alla base dei coefficienti di *scattering* e dell'intensità della luce diffusa (Lawler, 2016).

In particolare, i fattori che incidono sulla natura del sistema disperso sono molteplici:

- la concentrazione di particelle sospese nel mezzo (fase dispersa che produce *scattering*);
- dimensione delle particelle;
- forma e superficie delle particelle;
- indice di rifrazione delle particelle;
- indice di rifrazione della sospensione;
- lunghezza d'onda della sorgente luminosa impiegata.

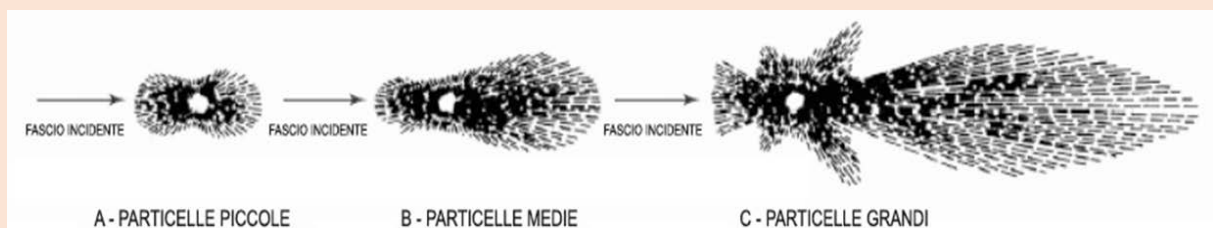
BOX 1-1: PRINCIPI TEORICI SUI FENOMENI DI DIFFUSIONE DELLA LUCE UTILIZZABILI AI FINI ANALITICI PER LA DETERMINAZIONE QUANTITATIVA DEL MATERIALE IN SOSPENSIONE

La misura dell'intensità della radiazione emessa da uno strumento e che attraversa una soluzione (I) è generalmente considerata proporzionale alla concentrazione delle particelle solide disperse (cioè, della fase dispersa) in un mezzo disperdente. In particolare, le particelle che interagiscono con la radiazione incidente emessa dallo strumento diventano a loro volta delle nuove sorgenti di radiazioni elettromagnetiche la cui lunghezza d'onda è la stessa della radiazione incidente. In questi casi l'intensità della luce diffusa (quindi il coefficiente di scattering) varia secondo leggi diverse in funzione del rapporto tra il diametro medio delle particelle sospese (Φ) e la lunghezza d'onda (λ) della radiazione incidente (I_0). In particolare, sono identificabili le seguenti teorie per la quantificazione della luce diffusa dai diversi coefficienti di *scattering*:

- legge di *Rayleigh*: si applica a particelle di diametro molto più piccolo della lunghezza d'onda della luce ($\Phi < 1/20 \lambda$). In questo caso il coefficiente di *scattering*, ovvero l'intensità della luce diffusa (I_d), varia in maniera inversamente proporzionale alla quarta potenza della lunghezza d'onda (λ) della radiazione incidente.
- legge di *Mie*: si applica allo scattering generato da particelle più grandi, la cui dimensione caratteristica è superiore a circa un ventesimo della lunghezza d'onda della luce ($\Phi > 1/20 \lambda$). In questo caso, la proporzionalità inversa tra I_d e λ tipica della legge di *Rayleigh* non è rispettata.
- Diffusione di *Tyndall*: si applica allo *scattering* generato da sospensioni colloidali le cui particelle hanno un diametro medio dello stesso ordine di grandezza della lunghezza d'onda della radiazione incidente ($\Phi \approx \lambda$). In questo caso, l'intensità della luce diffusa (I_d) è inversamente proporzionale a λ^2 e si ha una diffusione di opalescenza. Nel caso specifico alla torbidità dovuta alle dispersioni colloidali, è associata una diffusione per opalescenza (ovvero esse sono visibili dalla luce diffusa dovuta all'effetto Tyndall), motivo per cui le soluzioni senza particelle sospese sono trasparenti

In Figura 4 si riporta la schematizzazione di alcuni esempi di distribuzione angolare dell'intensità della luce diffusa in seguito ad interazione con particelle sospese di diverse dimensioni. Si osserva che più le particelle sono grandi più l'intensità della distribuzione angolare della luce diffusa nell'intorno della particella non è omogenea. In generale più le particelle sono grandi, più la diffusione si concentra in avanti rispetto alla direzione del fascio di luce, più sono piccole più tende ad essere isotropa, con una differenza nell'intensità che dipende dal fattore di polarizzazione (es. Lawler, 2005; 2016).

Figura 4: Distribuzione angolare della luce diffusa: A - relativamente simmetrica per piccole particelle; B - asimmetrica con distorsione della luce diffusa in avanti per particelle più grandi; C - ampie oscillazioni negli schemi di dispersione a causa degli effetti di retrodiffusione per particelle ancora più grandi. Modificata da Lawler (2016).



Per particelle grandi (Figura 4-C) sono osservabili ampie oscillazioni negli schemi di dispersione a causa degli effetti di retrodiffusione. Quest'ultimo fenomeno è importante perché, sebbene la luce che arriva al sensore perda in intensità in relazione all'aumento della torbidità, la linearità del segnale durante le misure in assorbanza può essere influenzata dalla luce diffusa che attraversa la soluzione.

La comprensione di tali principi teorici che sono alla base delle misure di torbidità è importante per selezionare strumenti di misura compatibili con le diverse applicazioni (dal monitoraggio in acque marino-costiere per la definizione di classi di qualità, al monitoraggio delle acque potabili e di diverse tipologie di processi industriali e farmaceutici).

Tutti questi fattori rendono difficile definire una relazione univoca tra la torbidità e i TSS, sebbene spesso le due grandezze si sovrappongono a livello visivo. Ci sono, inoltre, altri fattori esterni che possono influire sulla quantità di luce assorbita e diffusa. In particolare, la natura delle soluzioni eterogenee (o dispersioni colloidali) e la capacità di talune sostanze di assorbire la luce invece che disperderla, causando letture di torbidità "artificialmente" basse⁹.

Dalle proprietà ottiche del mezzo derivano i due principali metodi per la misurazione della torbidità, **torbidimetria e nefelometria**, che utilizzano celle fotosensibili per quantificare la luce trasmessa e/o diffusa (cfr. Cap. 3, par. 3.2 per approfondimenti).

Tra le unità di misura più note¹⁰ per esprimere la torbidità vi sono:

- Unità di torbidità nefelometrica (NTU - *Nephelometric Turbidity Unit*) considerata l'unità di misura *standard* nella metodologia di riferimento dell'US EPA *Office of Water Regulations and Standards* (Report EPA, 1993).
- Unità nefelometrica di formazina (FNU - *Formazin Nephelometric Unit*) utilizzata quando si fa riferimento al metodo EN ISO 7027.
- Unità torbidimetriche di formazina (FTU - *Formazin Turbidity Unit*) utilizzata quando si fa riferimento alla normativa europea per la torbidità EN ISO 7027.

Le unità NTU e FTU (o FNU) sono equivalenti, ovvero non vi è alcun fattore di conversione tra loro perché sono tutte basate su calibrazioni con gli stessi *standard* primari di formazina. Il campo delle misure di torbidità, tuttavia, manca di standardizzazione delle unità, dei dispositivi di misura e delle tecniche di calibrazione (es. Kitchener *et al.*, 2017; Li e Liu, 2018).

Sebbene non sia possibile definire una relazione univoca tra la torbidità e il contenuto dei TSS, la torbidità è spesso considerata come indice approssimativo dei TSS e dell'eventuale contaminazione associata (es. Kitchener *et al.*, 2017; Druine *et al.*, 2018). La misura della torbidità spesso sostituisce quella derivante da determinazioni analitiche dei TSS quando è necessario disporre di dati di monitoraggio in tempo reale e con frequenze dell'ordine dell'ora, compatibili con le scale temporali spesso richieste per il monitoraggio di eventi di natura impulsiva (es. torbidità causata dal sedimento risospeso in seguito ad operazioni di movimentazione). In questi casi, un buon torbidimetro calibrato verso TSS può dare degli ottimi risultati (cfr. par. 3.2.3.1 e 3.3.4.1 per dettagli sulla calibrazione sito-specifica).

⁹ I coloranti chimici possono influenzare le letture di torbidità se le molecole colorate alterano l'assorbimento della luce, ma non vengono inclusi nella misurazione dei solidi sospesi.

¹⁰ Altre unità di misura meno utilizzate o utilizzate per scopi specifici sono:

- JTU (*Jackson Turbidity Unit*): derivato dall'uso di Jackson Candle 40 JTU è approssimativamente equivalente a 40 NTU, ma la correlazione con altri valori è aperta al dibattito.
- FAU (*Formazin Attenuation Units*): considerata valida dalla maggior parte degli Enti di Controllo. Significa che lo strumento sta misurando la diminuzione della luce trasmessa rispetto alla luce incidente ad un angolo di 180°.
- FNRU (*Formazin Nephelometric Ratio Unit*) per sistemi che utilizzano lo scattering a 90° più rivelatori aggiuntivi,
- FBU (*Formazin Reverse Scattering Unit*) per i sistemi che utilizzano un rivelatore di retrodiffusione a 30°
- FNMU (*Formazin Nephelometric Multi-Foam Unit*) per sistemi nefelometrici e utilizzando vari altri angoli di rilevamento.

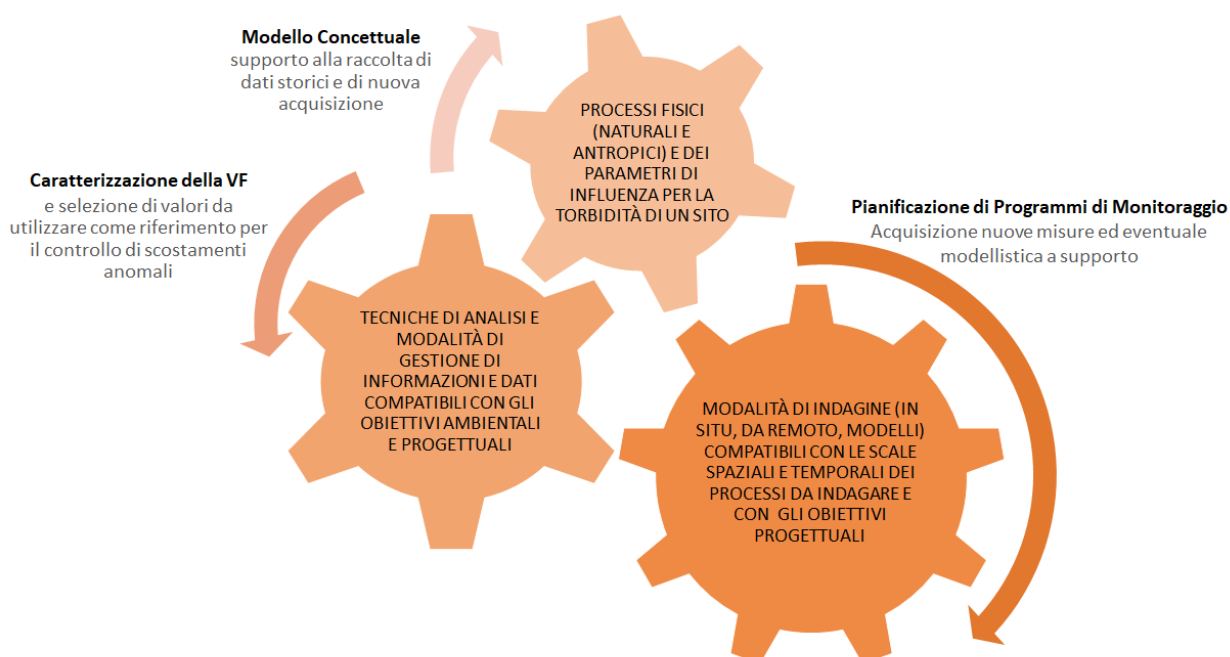
2 FATTORI CHE INFLUENZANO LA VARIABILITÀ DELLA TORBIDITÀ IN AREE MARINE

2.1 Considerazioni generali

Questo Capitolo ha lo scopo di introdurre i principali fattori (naturali e antropici) che possono contribuire alla torbidità delle acque. Particolare attenzione è rivolta alla descrizione dei processi fisici e dei parametri ambientali da considerare per l'acquisizione di misure con risoluzioni spaziali e temporali compatibili con l'obiettivo di caratterizzare la Variabilità di Fondo (VF, cfr. Glossario) della torbidità (Figura 5).

Per la pianificazione di indagini (di campo e modellistiche) con scale spaziali e temporali coerenti con la dinamica dei processi sedimentari di un sito, infatti, è sempre auspicabile delineare un Modello Concettuale (cfr. par. 3.2) nell'ambito di una fase conoscitiva preliminare funzionale all'individuazione dei fattori che maggiormente influenzano la natura, l'entità e la variabilità spazio-temporale della torbidità.

Figura 5: Processi fisici e parametri ambientali che influenzano la Variabilità di Fondo (VF) della torbidità e le scale spaziali e temporali da considerare per la pianificazione di Programmi di Monitoraggio.



Più in particolare, il Capitolo contiene un elenco:

- delle forzanti e dei principali processi fisici che influiscono sul trasporto della torbida con modalità ed intensità peculiari dei contesti marino-costieri esaminati (aree costiere litoranee, costiere confinate e al largo – cfr. Glossario per le relative definizioni);
- delle sorgenti di tipo puntuale e diffuso (naturali e antropiche) che possono determinare le fluttuazioni della torbidità e dei fattori da considerare per la loro caratterizzazione nello spazio e nel tempo;
- dei principali parametri ambientali idromorfologici e indicatori della qualità del sistema che, oltre a contribuire alla torbidità, possono essere utilizzati per migliorare l'interpretazione dei risultati.

Per le finalità delle presenti LL.GG. non è trattata la contaminazione di tipo chimico, sebbene un'adeguata analisi della composizione e della dinamica della torbidità possa indirizzare considerazioni di tipo valutativo sulle vie di trasporto e di accumulo preferenziale degli inquinanti presenti in forma associata al particolato sospeso.

2.2 Forzanti e processi di trasporto

Nel seguito sono trattate, in maniera sintetica, le forzanti fisiche che determinano i principali fenomeni di trasporto del particolato sospeso (es. risospensione, diffusione, dispersione e deposizione), mettendo in evidenza quelle che esercitano un'azione prevalente in ciascuna delle macro-categorie di ambiente marino considerate (aree costiere litoranee, confinate e al largo). Appare chiaro, quindi, che la corretta caratterizzazione delle forzanti sia basilare per lo studio dei fenomeni che interferiscono con le fluttuazioni dei livelli di torbidità. Queste forzanti sono generalmente distinte in:

- meteorologiche (es. campo di vento, pressione atmosferica, apporti pluviometrici);
- meteomarine (es. marea astronomica, meteorologica e moto ondoso);
- idrodinamiche ed idrologiche (es. correnti marine, apporti fluviali e scarichi significativi, gradienti termici e salini).

L'incidenza di tali forzanti sulla circolazione, quindi sui fenomeni di trasporto, si manifesta con modalità che risentono delle caratteristiche morfo-batimetriche di un sito (es. profondità, configurazione batimetrica e dei litorali, ecc.). Inoltre, si osserva che le forzanti meteorologiche e meteomarine sono spesso mutuamente dipendenti. A esempio, la componente meteorologica della marea è dipendente dall'azione tangenziale del vento (*wind set-up*), dalle condizioni bariche (effetto barico inverso) e dal sovrizzo indotto dal moto ondoso frangente (*wave set-up*).

L'analisi delle forzanti deve essere ricondotta a scale spaziali e temporali adeguate a caratterizzare i fenomeni maggiormente rappresentativi in funzione delle peculiarità morfologiche del sito di interesse. Per tale motivo la trattazione nel seguito, che esplicita anche i peculiari processi di trasporto, è articolata distinguendo la dispersione in aree litoranee, in bacini semichiusi/portuali e al largo (*offshore*).

2.2.1 Aree costiere litoranee

Le caratteristiche morfologiche della costa sono variabili e dipendono da processi endogeni ed esogeni. Tuttavia, è possibile classificare le tipologie di costa in base ad alcuni parametri predominanti:

- la morfologia e la pendenza dei fondali;
- le caratteristiche granulometriche dei sedimenti;
- l'azione diretta di onde e maree sui processi erosivi e/o deposizionali.

Le aree costiere sono generalmente caratterizzate da profondità limitate. La profondità oltre la quale i processi tipici delle aree costiere (in particolare la dinamica dei sedimenti) non hanno significativa importanza è correlata alle caratteristiche tipiche del moto ondoso del paraggio in esame. Per tale motivo, la delimitazione verso mare delle aree costiere litoranee fa riferimento alla profondità locale invece che alla distanza dalla linea di costa (cfr. Glossario) del sito. Infatti, in base alla pendenza locale del fondale diverse aree a pari distanza da costa potrebbero essere considerate appartenenti ad aree costiere o non costiere ed essere caratterizzate da forzanti idrodinamiche diverse. A puro titolo esemplificativo, la soluzione teorica del problema delle onde lineari di piccola ampiezza indica che le onde interagiscono con il fondale quando la lunghezza d'onda è superiore alla metà della profondità di propagazione.

Le forzanti che maggiormente incidono sulla circolazione e sulla dinamica dei fenomeni di trasporto (dispersione, diffusione e deposizione) in aree costiere sono:

- vento locale;
- esposizione al moto ondoso;
- oscillazione di marea;
- apporti dai fiumi presenti nel bacino e da scarichi antropici significativi;
- correnti litoranee.

Nelle aree costiere, quando l'azione del moto ondoso frangente è predominante rispetto agli altri processi fisici (es. a sufficiente distanza dalle aree di foce) si ha generalmente assenza di stratificazione lungo la verticale. In generale, la circolazione idrodinamica è fortemente influenzata sia dalle dipendenze esistenti

tra le condizioni meteo-climatiche e quelle meteomarine, sia dalle interazioni tra queste e la configurazione morfo-batimetrica. In particolare, queste dipendenze e interazioni si riflettono sull'evoluzione del profilo di spiaggia emersa e sommersa a causa dei fenomeni di trasporto solido, di fondo o in sospensione, che sono funzione dell'altezza d'onda al frangimento e della granulometria del sedimento.

Si riporta, quale esempio di dipendenza tra le condizioni meteo-climatiche e meteomarine, la variazione dei livelli del mare, dovuta alla sovrapposizione della componente astronomica e della componente meteorologica della marea, che influenza la propagazione del moto ondoso e, conseguentemente, le correnti e i fenomeni di trasporto.

La configurazione morfo-batimetrica di un sito, che include la presenza di strutture antropiche (es. opere poste a protezione del litorale), può interferire con l'entità e con le modalità con cui una determinata forzante agisce sulla circolazione costiera (causa dei fenomeni di trasporto, ricambio idrico e diluizione) in diverse condizioni meteomarine e meteo-climatiche.

L'analisi degli incrementi di torbidità deve tener conto delle precipitazioni meteoriche che vengono convogliate nelle aree costiere da sorgenti puntuali (es. fiumi, scarichi, ecc.) e diffuse (es. acqua di dilavamento e prima pioggia dalle aree urbane) con modalità dipendenti sia dal regime pluviometrico sia dalle condizioni di utilizzo del suolo del bacino drenato che risentono di caratteristici fattori ambientali e antropici, quali:

- caratteristiche petrografiche dei sedimenti;
- attività antropiche presenti nell'area costiera o distribuite nel bacino di riferimento;
- suscettibilità agli eventi eccezionali.

Da un punto di vista spaziale l'estensione e l'entità dei fenomeni di trasporto sono legate all'entità con cui le forzanti in gioco esplicano la loro azione in relazione all'interazione con la morfologia del sito. Per questo, un elemento di discriminazione per l'individuazione delle forzanti che possono incidere sulla variabilità di fondo della torbidità è legato alla tipologia di morfotipi costieri, generalmente classificabili in:

- costa alta a falesia;
- costa bassa o spiagge sabbiose;
- coste prospicienti ad aree di foce.

Appare chiaro come l'analisi del trasporto dei solidi sospesi (quindi delle dinamiche sedimentarie) in aree costiere debba essere condotta con scale spaziali e temporali adeguate alla ricostruzione/previsione delle interazioni tra le forzanti prevalenti con la presenza di strutture naturali (es. insenature e golfi) e antropiche (es. strutture e opere) che possono condizionare la circolazione.

L'ordine di grandezza delle scale temporali e spaziali su cui agiscono le principali forzanti di interesse per le finalità delle presenti LL.GG. è schematizzato come segue:

- piene fluviali di corsi d'acqua temporanei o permanenti: scale temporali dell'ordine delle ore o dei giorni e scale spaziali dell'ordine dei chilometri;
- mareggiate: scale temporali dell'ordine delle ore o dei giorni e scale spaziali dell'ordine delle decine di chilometri;
- scarichi provenienti da aree urbane: scale temporali dell'ordine delle ore e scale spaziali dell'ordine dei chilometri.

Anche se non classificabili direttamente come forzanti, anche le opere costiere possono avere un'influenza sul trasporto e sulla dispersione dei sedimenti, quindi sulla torbidità. La presenza di opere, infatti, può alterare l'idrodinamica del paraggio ed indurre modifiche morfo-dinamiche, oltre a rappresentare in molti casi delle vere e proprie trappole per sedimenti. Nel caso in cui si ricorra all'accoppiamento di difese ortogonali (pennelli) e parallele alla linea di costa (opere longitudinali), in particolare emerse, una forte attenzione è da porsi al ricambio idrico a tergo delle strutture per evitare effetti diretti e indiretti riconducibili ad incrementi di torbidità, quali: incremento del consumo di ossigeno, eutrofizzazione e, non da ultimo, un aumento locale della temperatura dell'acqua (cfr. Cap. 1).

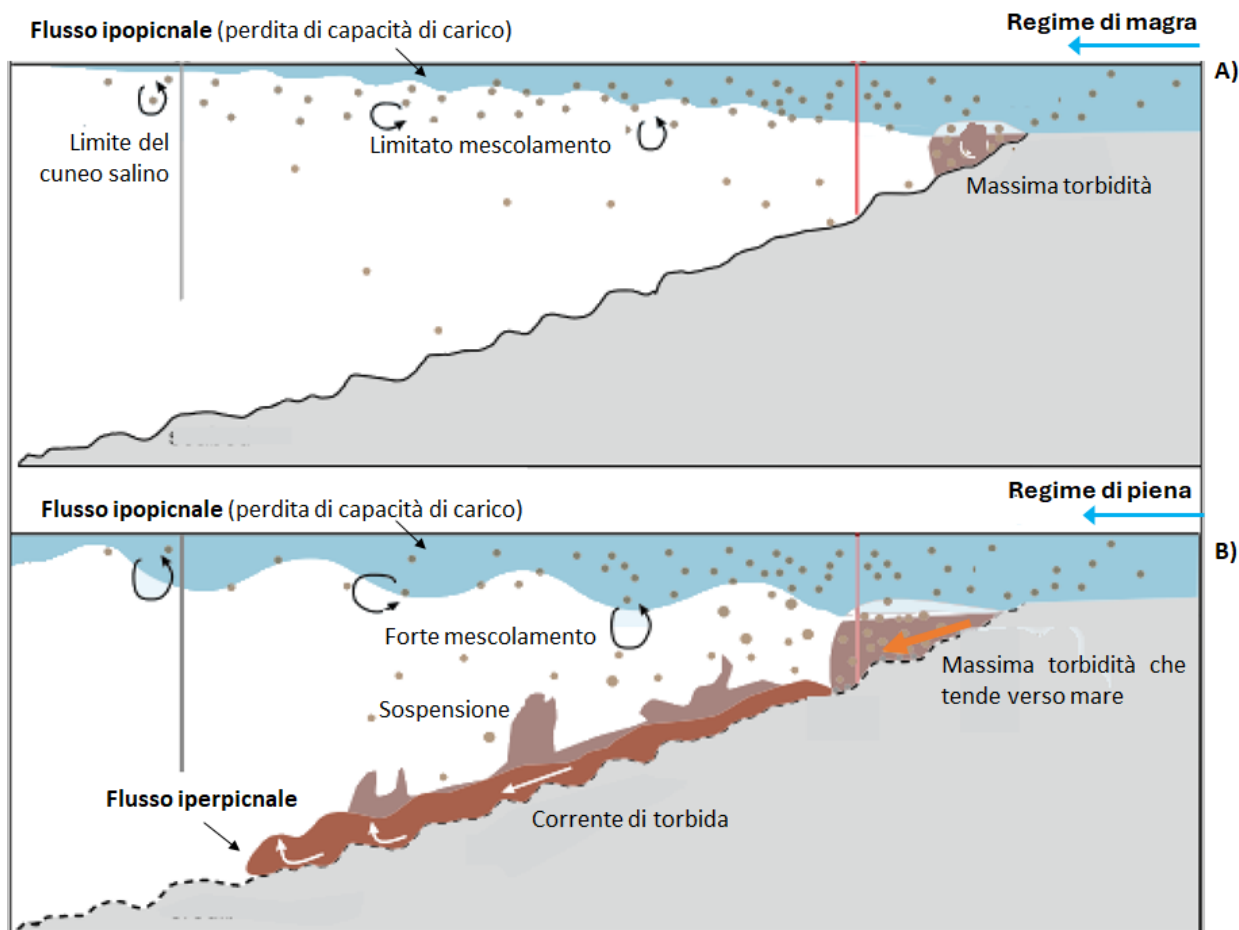
2.2.1.1 Tratti prospicienti alle aree di foce

Le zone in prossimità di una foce fluviale sono caratterizzate da fenomeni di trasporto correlabili al deflusso fluviale (nella sua componente liquida e dei sedimenti trasportati in sospensione e al fondo) e alle interazioni tra il deflusso fluviale con le onde correnti e le correnti litoranee. Gli effetti dell'interazione onde-corrente con il trasporto solido possono estendersi ben al di là dell'area prospiciente alla foce delle aree e dare origine ad una elevata dinamicità delle variazioni morfo-dinamiche. L'ingresso di acqua dolce in acqua salata, inoltre, comporta la formazione di importanti processi di stratificazione che inducono un mescolamento non uniforme lungo la colonna d'acqua e denotano una chiara tridimensionalità del fenomeno.

Per la comprensione delle dinamiche delle aree prospicienti le foci fluviali, quindi, è importante tenere conto dell'andamento del deflusso fluviale nell'intorno di un'area di foce adeguata, per una estensione adeguata a descriverne la dispersione (nel campo vicino, intermedio e lontano), sia in direzione parallela alla linea di costa che ortogonale ad essa.

Numerosi Autori (es. Mikhailov, 1966, 1971; Wright, 1977) hanno descritto qualitativamente il processo di costruzione di un delta, o di una barra di foce, in relazione ai fattori dominanti che incidono sulla capacità di trasporto del bacino drenante e del mare (es. portate liquide e solide, moto ondoso, maree). In via del tutto generale, l'efflusso fluviale che si immette nel corpo idrico ricevente può essere schematizzato come un getto che si diffonde subendo un processo di rallentamento in cui le velocità medie decrescono procedendo verso il largo (Figura 6) e dall'asse verso i bordi del getto con legge gaussiana.

Figura 6: Regime di deflusso di una foce. A) Regime di magra con flusso fluviale di tipo ipopicinale (densità minore rispetto a quella dell'acqua del corpo idrico recettore) derivato da perdita di capacità di carico della corrente fluviale. B) Regime di piena con una componente del flusso fluviale di tipo iperpicinale (densità maggiore rispetto a quella dell'acqua del corpo idrico recettore) con formazione di corrente di torbida con molto sedimento in sospensione e sedimentazione torbida. Modificata da Hage *et al.* (2019).



La Figura 6 schematizza come, nel caso di immissione in aree costiere, gli apporti fluviali, anche se carichi di sedimento, scorrono sull'acqua di mare (più densa) formando un pennacchio (o un getto piano) che, per inerzia, perde gradualmente la sua identità procedendo verso il largo. Le aree più prossime alla foce, a causa degli intensi fenomeni di mescolamento idrodinamico, sono generalmente caratterizzate dalla presenza di un'area di transizione contraddistinta dall'assenza di stratificazione verticale. A partire da questa area di transizione è possibile osservare la progressiva mescolanza tra acqua dolce e salata che consente la deposizione del carico di fondo (a matrice prevalentemente sabbiosa) in prossimità dell'asse del canale a formare una secca (comunemente detta barra di foce) e l'avvio dei fenomeni di flocculazione delle particelle colloidali all'interno dell'area di prodelta. La frazione più grossolana, invece, alimenta la formazione di argini subacquei e di una barra di foce che induce una divergenza del flusso fluviale e una stratificazione delle masse d'acqua a diversa densità (condizioni ipopicali) lungo la verticale. Una caratteristica di tale stratificazione è la formazione di un cuneo di acqua dolce in superficie che tende ad assottigliarsi verso il mare e di un sottostante cuneo salino che tende ad assottigliarsi verso terra.

Gli spessori e le posizioni reciproche tra i due cunei variano a seconda del rapporto tra il regime delle portate fluviali (di magra o di piena) e il regime idrodinamico del sistema marino costiero (onde, maree e correnti), riflettendosi sul grado di mescolamento verticale e longitudinale delle acque (quindi della distribuzione della salinità).

In presenza di fiumi con portate importanti, inoltre, si possono innescare fenomeni di risospensione di fondo che contribuiscono all'aumento della torbidità.

La formazione di processi di stratificazione non uniformi lungo una tipica sezione trasversale di un estuario stratificato, o parzialmente stratificato, si riflette sulla tipica circolazione baroclina estuarina (anche detta *river-driven*) guidata da variazioni di densità e caratterizzata da una corrente di superficie diretta verso il mare e da una di fondo diretta verso terra. Questa si differenzia dalla circolazione barotropica (anche detta *tide-driven*) che si presenta in flussi a densità costante.

L'azione del vento può indurre correnti con verso concorde o discorde alle correnti di densità. Fenomeni di *down-welling* sono favoriti quando il vento induce correnti dirette nello stesso verso delle correnti costiere indotte dal pennacchio fluviale. Analogamente, fenomeni di *up-welling* sono favoriti dal vento che spira in direzione opposta alla direzione della corrente costiera (es. Osadchiev *et al.*, 2020).

La formazione di processi di stratificazione non uniformi lungo la colonna d'acqua si hanno anche in tutti i casi in cui l'azione del vento sullo strato superficiale è tale da indurre variazioni non trascurabili in relazione al mescolamento sulla verticale. In tutti questi casi il fenomeno è prevalentemente tridimensionale e pertanto va approcciato con studi adeguati.

Generalmente, le foci dei fiumi ad estuario sono caratterizzate da elevati livelli energetici, mentre nelle foci dei fiumi tipicamente a delta prevalgono le componenti fini (silt e argilla) tipici di ambienti a bassa energia.

2.2.2 Aree costiere confinate

Al contrario di quanto visto per le aree litoranee, la dinamica delle correnti e, quindi, della dispersione del particolato sospeso all'interno di aree costiere di tipo confinato (inclusive di aree portuali), sono da riferirsi principalmente alla combinazione tra vento locale e oscillazione di marea (quest'ultima generalmente in misura minore nel Mar Mediterraneo). In generale, restano valide le considerazioni circa la caratterizzazione meteomarina e dei livelli del mare in aree costiere litoranee. Tuttavia, l'azione delle forzanti prevalenti dipende dall'estensione del bacino (es. Jouon *et al.*, 2006; Lisi *et al.*, 2009).

Nei casi di bacini di dimensioni ridotte e caratterizzati da profondità superiori ai 5 metri, caso comune a molte aree portuali, anche l'effetto del moto ondoso sulla circolazione può essere considerato secondario (considerando anche che la maggior parte dei porti è progettata per limitare la penetrazione del moto ondoso ed in particolare delle onde generate dal vento).

Se le profondità delle aree confinate sono limitate, la circolazione interna è fondamentalmente bi-dimensionale, mentre nel caso in cui il porto (o il bacino) sia caratterizzato da profondità elevate, la circolazione può avere caratteristiche tipicamente tri-dimensionali.

In generale, la formazione di processi di stratificazione lungo la colonna d'acqua si ha quando l'azione del vento sullo strato superficiale è tale da indurre variazioni non trascurabili in relazione ai processi di mescolamento. Nel caso in cui, invece, le profondità siano modeste, oppure nel caso in cui le correnti abbiano direzioni prevalenti o, ancora, laddove non vi siano evidenze di fenomeni di mescolamento sulla direzione verticale (ad esempio dovuti ad una non uniformità del campo di velocità delle correnti sulla direzione verticale), la circolazione e i fenomeni di dispersione e trasporto possono essere considerati bidimensionali.

In questo caso, la morfologia e/o la configurazione del sito o del porto possono incidere sui fenomeni di trasporto. La presenza di confini fisici ed ostacoli (i.e. pontili fissi o galleggianti, opere interne a parete verticale, ecc.), infatti, può favorire l'incremento della significatività del fenomeno della riflessione e comportare modifiche dell'idrodinamica interna che incidono sui fenomeni di stratificazione (mescolamento) e di conseguenza sui livelli di torbidità. Un'altra componente importante è legata alle destinazioni delle aree. A titolo di esempio, la movimentazione dei sedimenti di fondo o la presenza di scarichi (siano essi legati ai natanti o ad altri fattori) in un porto a carattere prevalentemente industriale ha effetti diversi rispetto a quelli che si verificano in aree portuali turistiche.

A differenza di aree non confinate, inoltre, un ulteriore aspetto da considerare è la valutazione dei termini forzanti in relazione al ricambio idrico, ovvero dei fenomeni di trasporto in prossimità delle imboccature in diverse condizioni idrodinamiche dirette sia all'interno delle aree di interesse che all'esterno verso il mare aperto. La conoscenza dei tempi di ricambio è, infatti, importante perché può influenzare significativamente le scale spaziali e temporali dei fenomeni di interesse.

Per lo studio di effetti localizzati in prossimità delle vie di accesso al mare aperto, un aspetto cruciale è dato dall'analisi delle interazioni con le cosiddette forzanti di larga scala, rappresentative delle condizioni meteomarine circostanti all'area confinata che, tra l'altro, influenzano in direzione e intensità anche la circolazione litoranea. Tali forzanti possono essere:

- correnti di larga scala (es. correnti litoranee o di gradiente interagenti con l'imboccatura di un bacino-semichiuso);
- correnti indotte dalle maree e moti propri alla scala di bacino (es. sesse) qualora l'area di interesse ne rappresenti una porzione.

La dipendenza dalle forzanti idrodinamiche, inoltre, suggerisce che tali condizioni non siano di natura deterministica, ma dipendano dalle condizioni meteomarine, dalle caratteristiche degli apporti come scarichi urbani (o fluviali nel caso di porti canale), oltre che dalla circolazione interna.

2.2.3 Aree al largo

Nelle aree a largo le concentrazioni del particolato in sospensione diminuiscono notevolmente rispetto alle aree costiere riducendosi da valori superiori ai 100 mg/l a valori dell'ordine di grandezza di 0,0005-1 mg/l. All'aumentare della distanza dalla costa, aumenta la possibilità di poter discriminare la torbidità superficiale (causata da produttività organica) dalla torbidità in prossimità del fondo (es. strati nefeloidi e torbiditi di mare profondo).

Nelle aree al largo il regime idrodinamico è influenzato principalmente dalla circolazione di grande scala e dalle modalità con cui quest'ultima si modifica localmente, sia per effetto della batimetria sia per l'insorgenza di processi di sub-mesoscala (es. vortici di piccola scala).

Le forzanti che maggiormente influenzano la circolazione nelle aree al largo sono:

- vento;
- circolazione termoalina di larga scala dovuta ai gradienti di temperatura e salinità;
- effetto della rotazione terrestre (forza di *Coriolis*);
- livelli del mare;
- effetti di apporti fluviali (se significativi) sulla circolazione alla grande scala.

Negli anni è maturata la consapevolezza che il contenuto energetico connesso alla marea sia dello stesso ordine di grandezza rispetto a quello legato ai venti, quindi, tutt'altro che trascurabile anche in zone al

largo (Guarnieri *et al.*, 2013). Essa, inoltre, agisce anche in maniera indiretta sulle dinamiche marine inducendo, attraverso onde interne, una re-distribuzione di calore e salinità e influenzando, quindi, la circolazione generale.

Si specifica, inoltre, che nelle aree al largo il ruolo della componente diffusiva è generalmente poco influente a scale medio-grandi, e quindi trascurabile rispetto alla componente di trasporto. Tale considerazione è comunque dipendente dalle possibili sorgenti di risospensione e dall'intensità locale delle correnti e va quindi valutata caso per caso.

È importante sottolineare che la maggior parte dei processi fisici che caratterizza le aree di largo agisce su scale spaziali e temporali piuttosto ampie, a meno di processi che risentono di effetti di forzanti fisiche che agiscono su scale più piccole (es. interazioni delle correnti al fondo, *plume* da dragaggio/immersione, correnti di torbidità profonde, ecc.). Infatti, in queste aree la circolazione alla grande scala (i.e. correnti termoaline) può avere un effetto notevole sulla circolazione nelle aree al largo con conseguenti effetti sui fenomeni di mescolamento e di trasporto.

Nel caso specifico delle aree al largo la caratterizzazione delle forzanti alla giusta risoluzione spaziale e temporale è importante per tenere conto, in maniera adeguata, dell'interazione del vento con la superficie del mare, a cui è legata anche la dinamica dei flussi di quantità di moto e di calore. In generale, informazioni sulle forzanti possono essere desunte da attività modellistiche (es. di ricostruzione numerica, *hindcast*). In questi casi, nella modellazione deve essere posta una adeguata attenzione nella scelta della dimensione del dominio di calcolo e della risoluzione spaziale e temporale poiché, a causa delle elevate dimensioni dei domini, lo studio delle aree a largo può risultare molto oneroso da un punto di vista computazionale a meno che non si utilizzino approcci a griglie innestate con risoluzioni differenti (cfr. par. 3.4) per modellare sia la grande scala che gli effetti della stessa su scale più piccole.

Su scale spaziali così grandi non è inverosimile che si debbano considerare scale temporali differenti a seconda dei fenomeni oceanografici o idrodinamici che vi agiscono. In questo contesto si pone l'accento sulla particolare importanza delle attività di monitoraggio, sia per lo studio dei fenomeni fisici di larga scala, sia per la caratterizzazione delle scale spaziali. I dati di campo, infatti, permettono di validare i dati da satellite, sono di supporto ai modelli previsionali, forniscono informazioni fondamentali circa la misura in continuo dei parametri chimico-fisici (i.e. temperatura, salinità, corrente), sui parametri meteorologici in mare aperto (i.e. vento e pressione atmosferica), così come delineato nella Direttiva 2008/56/CE ("Strategia per l'ambiente marino").

2.3 Sorgenti di torbidità puntuali e diffuse

L'immissione in un corpo idrico marino-costiero di solidi sospesi che contribuiscono alla torbidità può provenire da una o più delle seguenti tipologie di sorgenti, classificabili in:

- sorgenti diffuse: sorgenti arealmente diffuse per le quali il contributo alla torbidità riscontrata è difficile da controllare e identificare; possono essere indotte da cause naturali (es. inondazioni o processi erosivi della costa nell'ambito della fascia attiva) e antropiche (es. contributi da aree urbanizzate o ad uso agricolo, ecc.);
- sorgenti puntuali: sorgenti arealmente localizzate per le quali il contributo alla torbidità è facilmente identificabile e controllabile; possono essere di origine naturale (es. foci fluviali, canali di drenaggio) e antropico (es. risospensione da natanti dovuta all'azione delle eliche sul fondale, scarichi di acque reflue, aree portuali intese come pressione antropica); sono definibili tali a prescindere dalla "dimensione" (es. grande fiume e piccoli rii o scarichi a mare).

Tale distinguo trova diretto riscontro anche nel D.Lgs. 152/2006 (Codice dell'Ambiente) che pone l'attenzione su tale classificazione in merito ai contenuti dei Piani di gestione dei bacini idrografici che devono contenere le "*stime sull'inquinamento da **fonti puntuali**, stime sull'inquinamento da **fonti diffuse**, con sintesi delle utilizzazioni del suolo*".

Da un punto di vista fisico, le sorgenti responsabili dell'incremento di torbidità possono avere due diverse aree (o contesti territoriali) di origine:

1. Aree interne: in questo caso il processo responsabile del verificarsi di sorgenti diffuse è il dilavamento delle superfici che alimenta il reticolo idrografico la cui sezione terminale costituisce una sorgente puntuale (es. in corrispondenza della foce fluviale sottesa al bacino drenato). Esse dipendono prioritariamente dal processo di dilavamento delle superfici (*wash-off*) durante gli eventi meteorici che provoca il distacco delle particelle solide e di sostanze inquinanti, con il conseguente trasporto verso il mezzo recettore. L'entità dei contributi alla torbidità in seguito a tali fenomeni è particolarmente elevata successivamente a lunghi periodi di "tempo secco" (ovvero in assenza di precipitazioni meteoriche) che permettono l'accumulo (*build-up*) di particolato e inquinanti sulle superfici. La quantità e la tipologia del particolato e delle sostanze inquinanti trasportate dipendono dal processo erosivo dei suoli, a cui si accompagna la perdita delle sostanze organiche e la rimozione delle sostanze nutritive, e dalle attività che caratterizzano l'uso del suolo (aree rurali, aree urbanizzate o industriali, altre caratteristiche tipiche delle aree, quali il traffico veicolare e le attività antropiche) che a loro volta incidono sul rateo di erosione.
2. Aree costiere (litoranee): in questo caso le sorgenti sono riconducibili a due tipologie di processi fisici:
 - a. dilavamento di aree urbane e rurali poste in prossimità della costa riconducibile ai processi fisici descritti per le aree interne;
 - a. risospensione lungo la fascia costiera, principalmente per le interazioni tra onde, correnti e strutture morfologiche che contribuiscono alla torbidità mediante processi morfodinamici caratteristici di:
 - variazioni di breve termine (scala temporale: ore-giorni) e di piccola scala (scala spaziale: 10 m - 1 km) in seguito a precipitazioni meteoriche ed eventi ondosi di particolare intensità o di interventi antropici (es. ripascimento) che innescano o alterano le dinamiche sedimentarie nel sistema;
 - una variabilità inter-stagionale ed inter-annuale (scala temporale: mesi-anni) e di meso scala spaziale (1 km - 10 km), riconducibile a fenomeni di trasporto che regolano la tendenza evolutiva e la stabilità dei litorali.

In generale, le sorgenti puntuali sono localizzate direttamente nelle aree costiere. A questa categoria appartengono le foci fluviali e gli scarichi in mare da reti di smaltimento delle acque urbane. Anche i bacini portuali caratterizzati da intenso traffico navale possono essere assimilati a sorgenti di tipo puntuale.

Dal punto di vista fisico gli incrementi e la distribuzione della torbidità in seguito ad immissione di sorgenti puntuali sono dipendenti da diversi aspetti:

- geografici e morfologici (posizione della sorgente, profondità e tipologia dei fondali, natura del particolato, posizione lungo il tirante idrico, ecc.);
- portate idriche fluviali e degli effluenti/scarichi (quali: intensità e durata della portata);
- esposizione climatica e meteomarina.

Nella Tabella 1 sono riportate le principali sorgenti di tipo puntuale e diffuso che contribuiscono alla torbidità nelle aree marino-costiere (aree al largo, aree costiere litoranee, aree costiere confinate). Nella tabella sono riportate per ciascuna tipologia di sorgente indicazioni sulle aree di origine, sulle caratteristiche spaziali (localizzazione) e sulla variabilità temporale (periodicità e durata) dei contributi.

Per le finalità delle presenti LL.GG., una sorgente puntuale "antropica" è considerata tale se rappresenta una causa di disturbo, potenziale o osservata, rispetto alle ordinarie condizioni (o di base) dello spazio in esame, quindi, se è ritenuto utile e/o possibile individuarne il contributo per finalità valutative. In tal senso, un esempio di sorgente puntuale "antropica" è quella riconducibile alle operazioni di movimentazione dei sedimenti.

Tabella 1 - Principali sorgenti diffuse e puntuali: indicazioni sugli ambiti di origine e di immissione dei contributi nel corpo idrico e sulle scale temporali e spaziali caratteristiche della variabilità della torbidità.

TIPO DI SORGENTE		ORIGINE DEI CONTRIBUTI	CORPO IDRICO RECETTORE	CAUSA DELLA PERTURBAZIONE	RIFERIMENTI DI SCALA DELLA VARIAZIONE DELLA TORBIDITÀ		INFORMAZIONI E DATI
					Temporale	Spaziale	
DIFFUSE	D-1	<p>Aree costiere sottese al bacino di riferimento con contributi provenienti da:</p> <ul style="list-style-type: none"> - processi erosivi dei suoli; - dilavamento/infiltrazione dei suoli; - apporti al suolo o immissione da sorgenti plurime puntuali (es. da poli industriali e/o centri urbani e agro-zootecniche). 	<p>Area costiera interessata, con ambiti del tipo:</p> <ul style="list-style-type: none"> - litoraneo urbanizzato (es. ambiti urbani, aree agricole, aree portuali); - litoraneo non urbanizzato; - confinati e portuali. 	Evento naturale	<p>Fluttuazioni nel tempo legate alle forzanti/condizioni al contorno con variabilità:</p> <ul style="list-style-type: none"> - stagionale, in relazione alle forzanti climatiche; - ad intervalli da definire in funzione della durata/frequenza dell'evento che causa la perturbazione (es. eventi di pioggia intensi che provocano deflussi consistenti). 	<p>Possono essere considerate sorgenti uniformemente distribuite nella fascia costiera sottesa al bacino di riferimento.</p> <p>Estensioni considerabili:</p> <ul style="list-style-type: none"> - massima: tratto sotteso al bacino idrografico; - minima: tratto costiero in esame. 	<p>Desumibili da:</p> <ul style="list-style-type: none"> - modellazioni idrologiche e idrauliche (deflussi); - misure/dati osservati.
	D-2	<p>Aree costiere litoranee e confinate (portuali) con contributi provenienti da:</p> <ul style="list-style-type: none"> - processi erosivi litoranei (longitudinali, trasversali); - mareggiate e inondazioni costiere. 	<p>Area costiera interessata, con ambiti del tipo:</p> <ul style="list-style-type: none"> - litoraneo urbanizzato (es. presenza di strutture costiere e portuali); - litoraneo non urbanizzato; - confinati e portuali. 	Evento naturale	<p>Fluttuazioni nel tempo legate alle forzanti/condizioni al contorno con variabilità:</p> <ul style="list-style-type: none"> - stagionale, in relazione alle forzanti meteomarine che determinano la dinamica litoranea; - ad intervalli da definire in funzione della durata/frequenza dell'evento che causa la perturbazione (es. scala temporale della mareggiata). 	<p>Possono essere considerate sorgenti uniformemente distribuite nella fascia costiera di riferimento.</p> <p>Estensioni considerabili:</p> <ul style="list-style-type: none"> - massima: tratto interessato da processi di media/larga scala (es. unità fisiografica, sub-unità fisiografica); - minima: tratto costiero in esame a scala locale 	<p>Desumibili da:</p> <ul style="list-style-type: none"> - modellazione dei processi costieri; - misure/dati osservati.

	P-1	<p>Aree interne con contributi drenati dal reticolo idrografico provenienti da:</p> <ul style="list-style-type: none"> - processi erosivi dei suoli; - dilavamento/infiltrazione dei suoli; - apporti al suolo o immissione da sorgenti plurime puntuali (es. da poli industriali e/o centri urbani e agro-zootecniche). 	<p>Area costiera interessata, con ambiti del tipo:</p> <ul style="list-style-type: none"> - litoraneo urbanizzato (es. ambiti urbani serviti da infrastrutture fognarie/scarichi, aree agricole, aree portuali); - litoraneo non urbanizzato; - confinati e portuali. 	Evento naturale	<p>Fluttuazioni nel tempo legate alle forzanti/condizioni al contorno con variabilità:</p> <ul style="list-style-type: none"> - stagionale, in relazione alle forzanti climatiche; - ad intervalli da definire in funzione della durata/frequenza dell'evento che causa la perturbazione (es. eventi di pioggia intensi che provocano deflussi consistenti). 	<p>Possono essere considerate sorgenti uniformemente distribuita nella fascia costiera sottesa al bacino di riferimento.</p> <p>Estensioni considerabili:</p> <ul style="list-style-type: none"> - massima: tratto sotteso al bacino idrografico; - minima: tratto costiero in esame. 	<p>Desumibili da:</p> <ul style="list-style-type: none"> - modellazioni idrologiche e idrauliche (deflussi); - misure/dati osservati.
				Evento antropico	<p>Fluttuazioni nel tempo ad intervalli definiti legate alla:</p> <ul style="list-style-type: none"> - calendarizzazione degli apporti/immissioni (es. sversamento programmati e costanti da poli industriali, agricoli e/o centri urbani). 		

PUNTUALI	P-2	<p>Bacini portuali e aree costiere limitrofe con contributi provenienti da:</p> <ul style="list-style-type: none"> - specchio acqueo racchiuso dalle strutture portuali; - transito, accesso e manovre dei natanti; - dragaggi; - palificazioni e altre attività di cantiere. 	<p>Specchio acqueo racchiuso dalle strutture portuali e area costiera litoranea limitrofa inclusa nella potenziale area di influenza della nube di torbida in prossimità dei punti di accesso (imboccature portali) e/o di manovra dei natanti.</p>	<p>Evento naturale (esposizione climatica alle forzanti meteomarine)</p>	<p>Fluttuazioni nel tempo, dipendenti dalle caratteristiche strutturali del porto (es. dimensioni, profondità, morfologia, esposizione alle forzanti meteomarine) legate alla variabilità delle forzanti/condizioni al contorno:</p> <ul style="list-style-type: none"> - stagionale, in relazione alle forzanti meteomarine che determinano il regolare ricambio idrico; - ad intervalli da definire in funzione della durata/frequenza dell'evento che causa una perturbazione di rilevante entità (es. scala temporale della mareggiata). 	<p>Possono essere considerate sorgenti di tipo:</p> <ul style="list-style-type: none"> - Localizzato nei pressi dei punti di collegamento con il mare aperto. <p>Estensioni della <i>plume</i> (**)</p> <p>considerabili:</p> <ul style="list-style-type: none"> - massima: specchio acqueo racchiuso dalle strutture portuali; - minima: tratto prospiciente alla sorgente riconducibile al natante. 	<p>Desumibili da:</p> <ul style="list-style-type: none"> - modellazione dell'efficienza di ricambio all'imboccatura; - possibile integrazione con la modellazione del natante come sorgente (cfr. punto successivo); - misure/dati osservati
				<p>Evento antropico (transito, accesso e manovre dei natanti in fase di attracco e disormeggio).</p>	<p>Fluttuazioni nel tempo, dipendenti dalle caratteristiche strutturali del porto (es. dimensioni, profondità, morfologia, tipologia di transito marittimo) ad intervalli funzione del:</p> <ul style="list-style-type: none"> - traffico navale (es. intensità, rotte, pescaggio). 	<p>Possono essere considerate sorgenti di tipo:</p> <ul style="list-style-type: none"> - Localizzato nei pressi dei punti di accesso e/o manovra dei natanti. - Distribuito nei casi di movimento del natante (la sorgente è in movimento con il natante fino a quando il fondale ha una profondità tale da risentire del passaggio del natante in relazione a pescaggio/dimensioni eliche). <p>Estensioni della <i>plume</i> (**)</p> <p>considerabili:</p> <ul style="list-style-type: none"> - massima: specchio acqueo racchiuso dalle strutture portuali; - minima: tratto prospiciente alla sorgente riconducibile al natante. 	<p>Desumibili da:</p> <ul style="list-style-type: none"> - modellazione del natante come sorgente mediante modelli di diffusione e dispersione; - misure/dati osservati del campo vicino (<i>near field</i>) e/o del campo lontano (<i>far field</i>) della <i>plume</i>.
	P-3	<p>Aree costiere litoranee e confinante (portuali) con contributi provenienti da:</p> <ul style="list-style-type: none"> - apporti da foci fluviali, torrenti, rii; - apporti da scarichi fognari, depuratori, carichi eccedenti; 	<p>Area costiera interessata, con ambiti del tipo:</p> <ul style="list-style-type: none"> - litoraneo urbanizzato (es. ambiti urbani serviti da infrastrutture); - litoraneo non urbanizzato; 	<p>Evento naturale</p>	<p>Fluttuazioni nel tempo legate alle forzanti/condizioni al contorno con variabilità:</p> <ul style="list-style-type: none"> - stagionale: in relazione alle variazioni di portata del corso d'acqua considerato; - ad intervalli da definire in funzione della durata/frequenza degli eventi di pioggia intensa che provocano deflussi consistenti (es. scala 	<p>Possono interessare aree prospicienti la foce o il luogo di sversamento di dimensioni variabili in funzione della geometria e della dimensione sorgente.</p> <p>Estensioni della <i>plume</i> (**)</p> <p>considerabili:</p>	<p>Desumibili da:</p> <ul style="list-style-type: none"> - modellazione idrologica e idraulica (deflussi liquidi e solidi) - Modellazione della diffusione e dispersione del particellato sospeso nel campo vicino

		<ul style="list-style-type: none"> - dragaggi; - approdo di cavi e condotte. 	<ul style="list-style-type: none"> - confinati e portuali. 		<p>temporale della piena o del carico eccedente).</p>	<ul style="list-style-type: none"> - massima: tratto sotteso al bacino idrografico; - minima: tratto prospiciente alla sorgente. 	<p>(<i>near field</i>) e/o del campo lontano (<i>far field</i>);</p> <ul style="list-style-type: none"> - misure/dati osservati
				<p>Evento di tipo antropico</p>	<p>Fluttuazioni nel tempo legate alle forzanti/condizioni al contorno con variabilità a scala di evento del tipo:</p> <ul style="list-style-type: none"> - occasionale: in relazione a variazioni di portata per apertura organi di scarico di opere di sbarramento - continuo nei casi di sversamento programmato e costante - accidentale nei casi di sversamenti non programmati e dovuti a rotture o malfunzionamenti di impianti di trattamento 		
	P-4	<p>Are al largo con contributi provenienti da:</p> <ul style="list-style-type: none"> - operazioni di movimentazione dei sedimenti (dragaggio, ripascimenti e ricostruzioni morfologiche, sversamento); - movimentazione del fondale per posa condotte e cavi elettrici. 	<p>Area al largo interessata dalle operazioni</p>	<p>Perturbazione di tipo antropico</p>	<p>Fluttuazioni nel tempo legate, a scala di evento, alla periodicità delle operazioni di movimentazione con aumento temporaneo della torbidità di tipo:</p> <ul style="list-style-type: none"> - intermittente o continuo in relazione alla durata ^(**) del singolo ciclo delle operazioni di carico/scarico e alla durata complessiva degli interventi. 	<p>Possono essere distribuite nell'area di intervento in relazione al cronoprogramma delle lavorazioni. Estensioni della <i>plume</i> ^(**) considerabili:</p> <ul style="list-style-type: none"> - minime: tratto oggetto di intervento; - massime: tratto oggetto di intervento con inclusione di un buffer rappresentativo dell'area di influenza del trasporto dei solidi sospesi e in cui si possono osservare cambiamenti, talvolta sostanziali, della morfologia e del trasporto dei sedimenti nel breve e nel medio- lungo periodo. 	<p>Desumibili da:</p> <ul style="list-style-type: none"> - modelli per la stima del sorgente; - modelli di diffusione e dispersione nel campo vicino (<i>near field</i>) e/o del campo lontano (<i>far field</i>); - misure/dati osservati del campo vicino e del campo lontano della <i>plume</i>.
	Note	<p>^(**) Per le sorgenti che si configurano come sorgenti puntuali l'estensione della <i>plume</i> dipende fortemente, oltre che dalla sua geometria e dimensione, anche dall'idrodinamica locale risultante dalla portata del flusso in uscita dalla sorgente e delle condizioni meteomarine del sito (si rimanda a Lisi <i>et al.</i>, 2017 per approfondimenti).</p> <p>^(***) In caso di ripascimento normalmente l'incremento di torbidità si protrae oltre la conclusione delle operazioni di sversamento fino al raggiungimento del nuovo profilo di equilibrio, a causa della minor compattazione del sedimento sversato (Paganelli <i>et al.</i>, 2014).</p>					

2.4 Variabili descrittive dei processi che influenzano la torbidità

Come introdotto al Capitolo 1 (cfr. par. 1.3) la torbidità è un'espressione della proprietà ottica del mezzo e la sua misurazione dipende da molteplici fattori che influiscono sui fenomeni di assorbimento e diffusione di un fascio che irradia il sistema in cui è disperso il particellato sospeso (es. concentrazione, natura e distribuzione, dimensione, forma e superficie delle particelle).

La torbidità nelle aree marino-costiere può essere veicolata da diverse forzanti (cfr. par. 2.2) ed essere ricondotta a diversi termini sorgente (cfr. 2.3). Proprio per la diversa origine prevalente della torbidità, alcuni tipi di intorbidimento delle acque possono essere più o meno durevoli (persistenti) nel tempo, ad esempio perché legati alla persistenza e all'intensità delle cause d'innescamento (es. condizioni climatiche e meteomarine, erosione dei suoli, locali fenomeni di perturbazione del fondo, immissioni di scarichi, foci fluviali), o a peculiari condizioni chimiche, fisiche e biologiche della colonna d'acqua (es. presenza di grandi quantità di microrganismi, resti di alghe e batteri). A titolo di esempio, sebbene alcuni batteri abbiano dimensioni superiori ai 2 µm, quindi potenzialmente in grado di influenzare essi stessi la misura di torbidità se presenti in quantità elevate, qualora siano troppo piccoli per essere rilevati dai torbidimetri *standard* usati per il monitoraggio ambientale dell'acqua di mare sono prevalentemente le sostanze metabolizzate in sito a dare origine alla torbidità.

Si sottolinea, inoltre, che le sorgenti di risospensione, oltre a contribuire alla torbidità mediante l'apporto diretto di solidi in sospensione, possono influenzare la variabilità di altri parametri ambientali correlati (quali: temperatura, salinità, ossigeno disciolto, acidità – pH -, fosforo, nutrienti, indici di trofia) e generalmente utilizzati come indicatori della qualità delle acque e della sostenibilità del sistema.

La seguente Tabella 2 riporta alcuni possibili effetti sull'acqua riconducibili ad alcune cause della torbidità.

Tabella 2: Tabella riassuntiva dei principali possibili effetti sull'acqua riconducibili a diverse sorgenti di torbidità.

CAUSE DELLA TORBIDITÀ	EFFETTI SULL'ACQUA
Particelle inorganiche erose dagli agenti atmosferici da rocce, suoli e argille	Variazioni di pH, fonte di metalli e ossidi metallici, peggioramento dell'aspetto dell'acqua.
Immissione di rifiuti da fonti di origine umana e zootecnica	Possibile aumento della componente patogena e formazione di biofilm.
Aumento di microrganismi algali	Colorazioni anomale e possibile produzione e rilascio di biotossine nocive per l'ambiente e per l'uomo.
Presenza di materia organica naturale di diversa derivazione, compreso materiale vegetale in decomposizione	Peggioramento dell'aspetto dell'acqua, sviluppo di cattivi odori e possibile causa di innescamento di fioriture algali nocive.
Azioni che provocano messa in sospensione dei sedimenti e la veicolazione di inquinanti e di sostanze nutritive	Possibile rilascio in acqua di materiali sia di natura biotica sia abiotica (quali, composti inorganici e organici refrattari, batteri, protozoi e altri agenti patogeni, ecc.) che in seguito all'adesione con le particelle sospese possono essere dannosi per la qualità dell'acqua e innescare fioriture algali nocive e fenomeni eutrofici.

Nel seguito si riporta un quadro di insieme dei parametri ambientali che, direttamente o indirettamente, possono influire sulla lettura e sulla valutazione della distribuzione della torbidità, distinti in "parametri-indicatori", che possono contribuire alla misura della torbidità, e "termini forzanti", che possono influire sulla stabilità della colonna d'acqua e sulla dinamica del particellato sospeso.

Si evidenzia che, i parametri-indicatori della torbidità possono essere di immediata determinazione, quindi rappresentativi di una situazione istantanea della qualità delle acque (es. clorofilla, ossigeno disciolto, salinità, temperatura, *E. coli*), oppure non di immediata determinazione, quindi utili per valutazioni postume degli effetti (es. concentrazione dei solidi sospesi, BOD, COD, nutrienti).

2.4.1 Granulometria e mineralogia dei sedimenti

La variabilità tessiturale e mineralogica dei sedimenti che costituiscono il particolato sospeso di un corpo idrico dipende dalle caratteristiche dei sedimenti presenti sul fondo delle aree marine e di quelli apportati dal deflusso proveniente dalle aree interne. La distribuzione granulometrica in colonna d'acqua, invece, dipende dalle modalità con cui la morfo-batimetria del sito interagisce con le forzanti locali (es. azione del moto ondoso e delle correnti marine, dinamica degli apporti fluviali, ecc.), influenzando i livelli energetici del regime correntometrico (quindi la composizione in classi granulometriche).

La granulometria riveste un ruolo importante nei monitoraggi ambientali perché da essa dipende:

- la distanza percorsa e la permanenza in sospensione del pennacchio di torbida generato;
- la velocità di sedimentazione, oltre che la suscettibilità alla risospensione del sedimento rideposto;
- la capacità trasportare gli inquinanti, di diversa natura, presenti in forma associata al particolato sospeso.

A esempio, nel caso di sedimenti in sospensione di tipo coesivo (o a grana particolarmente fine) in un pennacchio di torbida le particelle sedimentarie tendono ad aggregarsi, a causa delle forze di attrazione, in ammassi chiamati flocculi che, oltre ad influenzare il diametro e la densità dei sedimenti, tendono a:

- sedimentare più velocemente delle singole particelle che li compongono;
- depositare più lentamente rispetto ad una particella di sedimento di pari diametro a causa della minore densità;
- mostrare una maggiore suscettibilità alla risospensione una volta depositi al fondo.

La tendenza a formare flocculi dovuta alla natura coesiva dei sedimenti è un fattore di cui tenere conto nelle misure di torbidità perché può essere causa di una maggiore attenuazione della luce e, per talune concentrazioni, di una dispersione di tipo multiplo (cioè, le particelle ricevono la luce precedentemente dispersa da altre particelle) che normalmente aumenta l'assorbimento della luce (Lawler, 2005).

Per le finalità delle presenti LL.GG. è bene distinguere tra le analisi granulometriche per la determinazione delle caratteristiche dimensionali (classi granulometriche) dei sedimenti di fondo e in colonna d'acqua che costituiscono la torbidità.

Per la prima tipologia di analisi si usa generalmente il classico metodo della setacciatura¹¹. Tale metodo è difficilmente applicabile ai campioni d'acqua in cui si determina la torbidità a causa delle basse quantità di materiale presente, anche nel caso di campioni molto torbidi. Per i medesimi motivi, anche l'analisi della frazione fine (< 63 µm), che si effettua in successione alla setacciatura tramite strumenti che sfruttano diversi principi fisici (Romano *et al.*, 2018), è difficilmente applicabile per la determinazione delle componenti che contribuiscono alla torbidità.

Si citano, ad esempio, l'aerometro¹² (che sfrutta la velocità di sedimentazione delle particelle che è funzione della loro dimensione, densità e forma), il sedigrafo a raggi X (che determina le dimensioni delle particelle in funzione della loro velocità di sedimentazione), l'analizzatore dell'elettroresistenza delle particelle (che sfrutta un campo elettrico a caratteristiche costanti in cui le particelle di sedimento creano una variazione di resistenza proporzionale alle proprie dimensioni; i.e. Coulter Counter).

Alle metodologie più facilmente applicabili ai campioni d'acqua per la determinazione delle componenti del particolato sospeso che contribuisce alla torbidità appartengono le tecniche del tipo *laser scatter*. Si cita ad esempio il diffrattometro laser, che sfrutta la diffrazione del raggio laser dipendente dalla

¹¹ L'analisi granulometrica per la determinazione delle caratteristiche dimensionali di un sedimento prevede diverse fasi di lavorazione: un pretrattamento del campione (porzionamento, eliminazione della sostanza organica e asciugatura), la separazione della frazione grossolana costituita da sabbie e ghiaie (> 63 µm) da quella fine costituita da limi e argille (< 63 µm) tramite setacciatura a umido su setaccio con maglia di 63 µm, e le successive analisi delle due frazioni. Le porzioni di sedimento rimanenti su ogni setaccio al termine della setacciatura vengono pesate e riportate in percentuale sul peso totale di campione di sedimento secco analizzato.

¹² L'aerometro che si usa in successione alla setacciatura per la componente fine è poco applicabile per campioni d'acqua in cui si determina la torbidità, a meno che il campione non sia privo di materiali di diametro > 63 µm.

dimensione delle particelle del sedimento. L'utilizzo di questa tecnica è raccomandata sia nello stato tale quale (con flocculi) che nello stato deflocculato, previa sonificazione e/o trattamento chimico o eliminazione della materia organica. Va considerato che, se si vuole relazionare la torbidità naturale allo stato delle particelle nel campione reale, l'eliminazione della materia organica altera le caratteristiche del campione.

Anche le caratteristiche mineralogiche/petrografiche dei sedimenti possono influenzare il comportamento e il tempo di permanenza del particolato in colonna d'acqua (es. i minerali fessili hanno un peso specifico molto più elevato di altri delle medesime dimensioni, ma di altra natura). Tuttavia, rispetto ad altri parametri che potrebbero interferire sulla quantificazione della torbidità alla sorgente, l'influenza di tali aspetti è considerata minima per le finalità delle presenti LL.GG.. Pertanto, si suggerisce di formulare considerazioni in merito a tali caratteristiche solo nei casi siano ipotizzabili alterazioni della quantità di luce assorbita e diffusa alla base delle misure di torbidità dovute alla natura del sedimento (es. sostanze che assorbono la luce invece di disperderla possono causare letture di torbidità "artificialmente" basse). Si rimanda, pertanto, a testi di riferimento specifici per indicazioni sulle metodologie di indagine mineralogiche/petrografiche.

2.4.2 Tasso di sedimentazione

Il tasso di sedimentazione è un indicatore utilizzabile per definire l'area di influenza di una sorgente di torbidità (o di rilascio dei sedimenti in sospensione). Può fornire indicazioni sui livelli energetici (o di agitazione idrodinamica) di un'area di studio. I dati acquisiti mediante il posizionamento di trappole sedimentarie (deposimetri), inoltre, rivestono un ruolo cruciale per la calibrazione/validazione dei modelli di trasporto qualora vi sia la necessità di un'analisi accurata dei tassi di deposizione dei sedimenti.

Il tasso di sedimentazione di un'area viene determinato grazie all'utilizzo di trappole per sedimento. Le trappole sono costituite da cilindri di plastica con rapporto diametro/altezza generalmente di 1:4; la parte superiore è chiusa da una griglia con dimensione 20x20x40 mm (Larghezza x Lunghezza x Altezza) che impedisce l'ingresso di sedimento (od oggetti) di dimensioni maggiori, ma impedisce anche al sedimento raccolto dalla trappola di fuoriuscire da essa a causa delle correnti; la parte inferiore termina con una sezione a imbuto nella quale viene fissato il porta-campione. Le trappole sono installate sul fondale tramite apposite basi di sostegno per permetterne il posizionamento e il mantenimento in posizione verticale. È importante lo studio del sito, anche tramite modellazione numerica (cfr. par. 3.4), al fine di identificare le corrette posizioni delle trappole in aree in cui le misure risentano poco della dinamica legata alle onde durante le mareggiate. Periodicamente il porta-campione viene rimosso e sostituito e il contenuto raccolto e analizzato in laboratorio. Il campione viene prima osservato e descritto macroscopicamente, poi essiccato e pesato; il peso totale è suddiviso per i giorni di campionamento e rapportato all'unità di area, così da ottenere il tasso di sedimentazione giornaliero.

2.4.3 Fitoplancton (densità cellulare) e concentrazione di Clorofilla-a

Le fioriture fitoplanctoniche sono una delle cause più comuni di intorbidimento delle acque superficiali. Possono manifestarsi con andamenti ciclici ed essere più o meno durevoli nel tempo perché sono influenzate dalla stagionalità e correlate all'immissione di nutrienti. Sono indicative dei livelli di trofia delle acque. Pertanto, repentini aumenti di torbidità possono indicare l'aumento del livello trofico dell'acqua per la presenza di sostanze organiche o nutritive che favoriscono l'insorgenza di massive fioriture.

Di solito, i gruppi tassonomici responsabili delle più intense fioriture sono le diatomee e i dinoflagellati. Le prime mostrano le maggiori densità tra il tardo periodo invernale e l'inizio della primavera e un'evoluzione temporale direttamente correlata all'entità degli apporti continentali (quindi inversamente proporzionale alla distanza dalle foci fluviali). Il secondo gruppo di microalghe, invece, predomina nei tratti meno influenzati dagli apporti terrigeni ed ha, in genere, una distribuzione discontinua lungo la costa.

L'insorgenza di fioriture di altri gruppi fitoplanctonici (es. *Cloroficee*, *Criptofocce*, *Eucenoficee*) sono il più delle volte legate ad apporti fluviali ed hanno una variabilità stagionale che dipende dalle condizioni idrologiche. La densità fitoplanctonica, infatti, presenta variazioni stagionali strettamente correlate alla

quantità di radiazione solare fotosinteticamente attiva (PAR - cfr. par. 2.4.4), alla disponibilità di macronutrienti (cfr. par. 2.4.5) e alla efficienza degli organismi che si cibano di alghe planctoniche. Lungo la verticale, invece, la sua distribuzione è influenzata dalla percentuale di penetrazione (e dalla progressiva estinzione) della radiazione solare in maniera dipendente dalla trasparenza dell'acqua. Su quest'ultima, come evidenziato nel Capitolo 1 (cfr. par. 1.3) influisce a sua volta la presenza della torbidità minerale (es. sostanze inorganiche di origine terrigena), di sostanze umiche e degli stessi organismi planctonici.

La clorofilla-a (Chl-a) è il principale pigmento deputato alla fotosintesi. Essendo presente in tutti i gruppi di alghe è considerato un parametro del sistema bio-geo-chimico marino rappresentativo della variabilità della biomassa collegata con la distribuzione dei popolamenti fitoplanctonici. La sua variabilità spazio-temporale è collegata con processi di produzione primaria in cui è coinvolta ed è influenzata da molteplici fattori, quali: apporto di nutrienti, temperatura, intensità luminosa. In genere, i livelli massimi si hanno in tarda primavera, fine estate e inizio autunno.

La Chl-a viene misurata tramite l'uso di sensori dedicati (fluorimetri) installati sulle sonde multiparametriche. Ad integrazione o in alternativa può essere effettuata la determinazione mediante analisi di laboratorio su campioni di acqua tramite spettrofotometria, spettrofluorimetria o cromatografia liquida ad alta risoluzione (o HPLC). Si rimanda ad ISPRA (2010) per maggiori dettagli.

Su larga scala spaziale, possono essere applicate tecniche di misura satellitari per la determinazione della concentrazione di Chl-a nello strato superficiale del mare tramite l'analisi spettrale (cfr. par. 3.3).

2.4.4 Radiazione fotosinteticamente attiva (*Photosynthetically Active Radiation* - PAR)

La radiazione fotosinteticamente attiva (*Photosynthetically Active Radiation* - PAR) è la componente della radiazione solare, compresa fra 400 e 700 nm, coinvolta nei processi fotosintetici. Per questo, i sensori generalmente utilizzati per misurare la PAR operano in questo intervallo di irradianza spettrale (Ross e Sulev, 2000). La sua variabilità dipende, oltre che dall'angolo zenitale solare, anche da altri fattori che modificano i fenomeni di assorbimento e diffusione della radiazione solare (stagione, altezza del sole, nuvolosità, stato del mare, aerosol, ozono e altri gas minori) e che non hanno nulla a che fare con la torbidità. Per tale motivo, la precisione e l'accuratezza delle misure dipendono dalle condizioni ambientali al contorno e dalle peculiarità del sito di indagine.

Sono diversi gli approcci per ricavare informazioni quantitative su questa grandezza. Essa può essere misurata direttamente con sensori appositi (quali ad esempio, spettroradiometri, quantometri PAR, sensori quantici PAR) posizionati su sonde multiparametriche CTD (cfr. par. 2.4.6). Ad integrazione, o in alternativa, può essere stimata in maniera indiretta con misure da satellite oppure derivata come una frazione costante dello spettro della radiazione solare.

L'irradianza PAR che riesce a penetrare in profondità, e ad essere disponibile per i produttori primari, subisce una riduzione che può essere espressa dal coefficiente di attenuazione (k) calcolato a partire dalle diverse lunghezze d'onda dalla legge di *Lambert-Beer*. Tuttavia, l'incertezza maggiore nei modelli per la stima della produzione primaria marina è data proprio dalla misura di PAR superficiale (Honda *et al.*, 2009).

2.4.5 Nutrienti (o sali nutritivi)

Sotto tale denominazione vanno i composti dell'azoto e del fosforo, che possono essere presenti in forma disciolta e particellare; questi composti sono costituiti da nitrati, nitriti, sali d'ammonio e fosfati. Tra essi viene compreso anche il silicio in quanto entra nella composizione di Diatomee, Silicoflagellati e Radiolari. Sono sostanze chimiche che favoriscono la crescita delle microalghe, e che quindi in maniera indiretta possono influenzare la torbidità, e delle fanerogame marine. La scarsità di queste sostanze in mare costituisce un fattore critico o limitante. Al contrario, un eccesso può dar luogo a fenomeni di eutrofizzazione, soprattutto nella fascia costiera e in bacini semichiusi.

La concentrazione dei nutrienti non è stabile nel tempo e nello spazio e dipende principalmente dagli apporti dei fiumi, dall'andamento stagionale del fitoplancton e dai processi rigenerativi a livello del sedimento.

In ambito costiero, gli apporti di nutrienti ad opera dei fiumi sono pressoché costanti, seppur le acque raccolte dai bacini idrografici siano convogliate in mare con portate diverse in funzione degli apporti pluviometrici. Inoltre, un contributo importante può provenire dal dilavamento dei suoli in aree ad uso agricolo e urbanizzate. In quest'ultimo caso anche gli scarichi di reflui urbani (continui) e gli scolmatori di piena (discontinui) possono contribuire all'apporto di nutrienti nelle acque superficiali. In relazione a tali apporti esistono notevoli differenze tra il livello trofico della zona costiera e quello delle acque al largo.

Lungo la verticale, inoltre, la distribuzione di nutrienti può essere influenzata dai processi metabolici (con formazione di materia organica da parte di organismi fitoplanctonici) e dai processi rigenerativi (con decomposizione di materia organica di provenienza diversa).

La determinazione della concentrazione dei nutrienti inorganici disciolti (ortofosfato, fosforo totale, azoto totale, azoto nitroso, azoto nitrico, azoto ammoniacale e silicato) nell'acqua di mare è basata principalmente sul metodo colorimetrico che prevede l'utilizzo di spettrofotometro a flusso continuo (*Autoanalyzer*). Questo metodo si basa su una reazione chimica che porta alla formazione di una soluzione colorata, la cui intensità è proporzionale alla concentrazione del particolare nutriente analizzato (ICRAM, 2001). In letteratura sono riportate altre tecniche di determinazione della concentrazione dei nutrienti, però meno utilizzate: metodi potenziometrici (sfruttano la misura del potenziale rilevato grazie a un sistema di elettrodi tra membrane) e metodi voltammetrici (sfruttano l'applicazione di un potenziale elettrochimico ad un elettrodo e la misura di corrente che si instaura in reazioni di ossidoriduzioni, correlata alla concentrazione dell'analita).

2.4.6 Parametri chimico-fisici della colonna d'acqua

Alcuni parametri oceanografici (es. temperatura - T, salinità - S, ossigeno disciolto - OD), sebbene non siano tra le cause dirette di intorbidimento, possono subire variazioni collegate agli incrementi della torbidità. Ad esempio, è possibile verificare la reciprocità degli incrementi di torbidità con:

- la riduzione di OD, qualora ai solidi sospesi sia associata un'alta concentrazione di sostanza organica (es. in seguito all'afflusso di acque reflue) che può aumentare il consumo ad opera della componente microbica, alterare i processi fotosintetici e degradativi della sostanza organica fino a portare a processi di eutrofizzazione ed ipossia/anossia (cfr. p.ti 3.2.4 e 3.2.5).
- la variazione di T dell'acqua nelle aree interessate da un aumento di torbidità, per il trasferimento (per conduzione) di un maggiore quantitativo di calore assorbito dalla radiazione solare dal particolato sospeso rispetto alle molecole dell'acqua.

Generalmente, la riduzione di OD è associata a condizioni idrodinamiche stabili ed a temperature elevate delle acque, tipiche del periodo estivo-autunnale.

Per quanto riguarda l'acquisizione di dati chimico-fisici della colonna d'acqua è possibile utilizzare strumentazione fissa, mobile e a perdere. A queste misure è comunemente affiancato il prelievo di campioni di acqua con sistemi di campionamento che variano in funzione della tipologia di analisi che si deve effettuare (cfr. par. 3.3 per ulteriori dettagli).

Tra la strumentazione fissa più usata vi sono le boe oceanografiche equipaggiate con sonde multiparametriche CTD (*Conductivity, Temperature, Depth*). Le sonde CTD misurano direttamente conducibilità, temperatura e pressione; tramite questi parametri, si ricavano indirettamente altri parametri "chimico-fisici" come la salinità (all'aumento della quantità di sali disciolti corrisponde un aumento della conducibilità), la densità e la profondità. Sulle sonde CTD possono essere installati sensori ausiliari per la misura di ossigeno disciolto, clorofilla-a, torbidità-trasparenza ma anche pH, potenziale Redox, H₂S, PAR, nitrati, ecc. (Tabella 3).

Se utilizzate su imbarcazioni, le sonde CTD possono fornire misure in più punti del dominio a scapito però della continuità temporale.

In genere, nelle aree marine al largo la variazione dei parametri di temperatura e salinità è molto lenta e dati con cadenza mensile o giornaliera possono essere rappresentativi della loro variabilità. Nei pressi della costa, invece, soprattutto in presenza di stratificazioni, si può osservare una variabilità maggiore a causa dei processi di *mixing* innescati dall'interazione con il moto ondoso.

La distribuzione di temperatura e salinità lungo la colonna d'acqua può essere verificata con modelli numerici di idrodinamica e trasporto, tramite l'inserimento nel modello dei dati di temperatura e salinità, sia come condizioni iniziali che al contorno. Per tale scopo possono essere utilizzati modelli oceanografici, sebbene in aree costiere è talvolta opportuno l'utilizzo di studi di dettaglio (es. per tenere conto di acque a diversa densità in presenza di foci o scarichi).

Tabella 3: Tabella riassuntiva dei principali parametri oceanografici, delle piattaforme di acquisizione e delle fonti di dati liberamente accessibili.

TIPO DI DATO	ACQUISIZIONE	FONTI DEI DATI LIBERAMENTE ACCESSIBILI E LINK/GESTORE	
Temperatura	<ul style="list-style-type: none"> - <i>in situ</i>: boe ondamiche e oceanografiche, Drifter, Sensori con termocopie, termometri, CTD, XBT, Float, AUV, Glider, Wave Glider, Ferry Box - da remoto: satellite (come <i>Sea Surface Temperature - SST</i>) 	CMEMS, RMN, EMODNet	http://marine.copernicus.eu/services-portfolio/access-to-products/ https://www.mareografico.it/ https://emodnet.ec.europa.eu/en
Salinità	<ul style="list-style-type: none"> - <i>in situ</i>: boa oceanografica, CTD, Float, AUV, Glider, Wave Glider, Ferry Box - da remoto: satellite 	CMEMS, RMN, EMODNet	http://marine.copernicus.eu/services-portfolio/access-to-products/ https://www.mareografico.it/ http://marine.copernicus.eu/services-portfolio/access-to-products/
Ossigeno disciolto	<ul style="list-style-type: none"> - <i>in situ</i>: boa oceanografica, CTD+sensori ausiliari, AUV, Glider, Wave Glider, FerryBox 	CMEMS, EMODNet	http://marine.copernicus.eu/services-portfolio/access-to-products/ https://www.mareografico.it/ https://emodnet.ec.europa.eu/en
pH	<ul style="list-style-type: none"> - <i>in situ</i>: boa oceanografica, CTD+sensori ausiliari, AUV, Glider, Wave Glider, FerryBox 	CMEMS, EMODNet	http://marine.copernicus.eu/services-portfolio/access-to-products/ https://emodnet.ec.europa.eu/en
Clorofilla	<ul style="list-style-type: none"> - <i>in situ</i>: Boa oceanografica, CTD+sensori ausiliari, AUV, Glider, Wave Glider, FerryBox - da remoto: satellite 	CMEMS, EMODNet	http://marine.copernicus.eu/services-portfolio/access-to-products/ https://emodnet.ec.europa.eu/en
Nota	Ogni piattaforma opera in un determinato <i>range</i> di spazio e tempo, la scelta della piattaforma dovrebbe essere orientata dalla scala spaziale e temporale dei fenomeni studiati		

2.4.7 Parametri climatici

I parametri climatici (es. vento, temperatura dell'aria, pressione atmosferica, precipitazioni, irraggiamento solare) sono legati principalmente alle condizioni atmosferiche. Permettono di definire le condizioni al contorno che forzano la variabilità della torbidità nel tempo e nello spazio. In particolare, ai parametri climatici sono legati gli eventi meteorologici (es. pioggia, vento) che influiscono sulla periodicità e sull'intensità di sorgenti di torbidità, quali: il dilavamento dei suoli, gli apporti fluviali e dagli scarichi e le mareggiate.

Il sistema più classico per l'acquisizione di dati atmosferici è la stazione meteorologica, costituita da anemometri per la misura di velocità e direzione del vento e da sensori di varie tipologie (es. il termometro per la temperatura dell'aria, il barometro per la pressione atmosferica, il pluviografo per l'intensità di pioggia). Altri sistemi di acquisizione *in situ* sono le boe oceanografiche e i *Wave Glider* (veicolo autonomo marino di superficie), se dotati di sensori di vento.

Possono essere utilizzati anche i sistemi di acquisizione da remoto, prevalentemente scatterometri radar (*Radar Wind Profiler*), ma anche sensori altimetrici e SAR (*Radar Wind Profiler, Lidar Wind Profiler, Satellite, Radar HF e Radar in banda X*), con intervallo di misura tipico in ambito atmosferico dell'ordine di 100 km.

I dati di vento risultano spesso forniti anche da modelli di previsione/ricostruzione/reanalisi meteorologica. Le informazioni relative al campo di vento possono essere rappresentative di aree vaste, anche se ciò non può essere considerato valido nel caso in cui siano presenti caratteristiche morfologiche (es. presenza di promontori) in grado di modificare a scala locale il campo di vento.

Si riportano nel seguito i sensori più diffusi per la misura dei parametri trattati e le più comuni fonti di dati disponibili (Tabella 4).

Tabella 4: Tabella riassuntiva dei set di dati climatici utilizzabili come condizioni al contorno delle piattaforme di acquisizione e delle fonti di dati liberamente accessibili.

TIPO DI DATO	STRUMENTI DI ACQUISIZIONE	FONTI DEI DATI LIBERAMENTE ACCESSIBILI E LINK/GESTORE	
Vento	<ul style="list-style-type: none"> - <i>in situ</i>: stazione meteorologica, boa oceanografica, <i>Wave Glider</i> - da remoto: <i>Radar Wind Profiler, Sodar Wind Profiler, Lidar Wind Profiler</i>, satellite, Radar HF - da modelli di previsione 	- ECMWF	http://www.ecmwf.int/en/forecasts/dataset
		- COSMO ARPAE	https://www.arpae.it/temi-ambientali/meteo/previsioni-meteo/previsioni-meteo-modellistiche/previsione-vento-10-metri
		- Aeronautica Militare	http://www.meteoam.it/dati_in_tempo_reale
		- RMN	http://dati.isprambiente.it/dataset/rmn-la-rete-mareografica-nazionale/
		- RON	http://dati.isprambiente.it/dataset/ron-rete-ondametrica-nazionale/
Pioggia	<ul style="list-style-type: none"> - <i>in situ</i>: stazione meteorologica, igrometri e pluviometri - da remoto: Satellite, Radar X - da modelli di previsione 	- ECMWF	http://www.ecmwf.int/en/forecasts/datasets
		- COSMO ARPAE	https://www.arpae.it/temi-ambientali/meteo/previsioni-meteo/previsioni-meteo-modellistiche/previsione-vento-10-metri
Irraggiamento solare	* <i>in situ</i> : stazione meteorologica	- ECMWF	http://www.ecmwf.int/en/forecasts/datasets
Nota	Ogni piattaforma opera in un determinato <i>range</i> di spazio e tempo, la scelta della piattaforma dovrebbe essere orientata dalla scala spaziale e temporale dei fenomeni studiati		

2.4.8 Parametri meteomarini ed idrodinamici

I parametri meteomarini ed idrodinamici (es. moto ondoso, livelli e correnti) sono rappresentativi delle condizioni del mare e, come i parametri climatici, permettono di definire le condizioni al contorno che forzano la variabilità della torbidità. Talvolta possono costituire direttamente le sorgenti di risospensione al fondo (cfr. par. 2.3). Nello specifico, è bene condurre sempre una dettagliata analisi delle forzanti meteomarine e idrodinamiche per formulare considerazioni su:

- la dinamica della torbidità;
- la tendenza a permanere in sospensione (o depositare) nelle diverse condizioni al contorno.

Si riportano nel seguito i sensori più diffusi per la misura dei parametri trattati e alcune fonti di dati di libero accesso (Tabella 5).

Tabella 5: Tabella riassuntiva dei set di dati meteomarini e idrodinamici di un sito utilizzabili come condizioni al contorno, dei principali strumenti di acquisizione e delle fonti di dati liberamente accessibili.

TIPO DI DATO	STRUMENTI DI ACQUISIZIONE	FONTI DEI DATI LIBERAMENTE ACCESSIBILI E LINK/GESTORE	
Livello del mare	<ul style="list-style-type: none"> - <i>in situ</i>: mareografo, trasduttore di pressione; - da remoto: satellite, sensori radar; - da modelli di previsione/ricostruzione/reanalisi 	CMEMS	http://marine.copernicus.eu/services-portfolio/access-to-products/
		RMN	https://www.mareografico.it/ ,
Onde	<ul style="list-style-type: none"> - <i>in situ</i>: boe ondamiche e oceanografiche, <i>Wave Glider</i>, ADCP - da remoto: Radar X, Radar HF, satellite - da modelli di previsione/ricostruzione/reanalisi 	ECMWF	http://www.ecmwf.int/en/forecasts/datasets
		CMEMS	http://marine.copernicus.eu/services-portfolio/access-to-products/
		KASSANDRA	* http://www.ismar.cnr.it/kassandra
		RON	http://dati.isprambiente.it/dataset/ron-rete-ondametrica-nazionale/
		NOAA	http://www.noaa.gov/
Correnti	<ul style="list-style-type: none"> - <i>in situ</i>: Drifter, Float, ADCP, correntometri single point - da remoto: AUV, <i>Glider</i>, <i>Wave Glider</i>, Radar HF, Radar X, Satellite - da modelli di previsione/ricostruzione/reanalisi 	CMEMS	http://marine.copernicus.eu/services-portfolio/access-to-products/
Nota	Ogni piattaforma opera in un determinato <i>range</i> di spazio e tempo, la scelta della piattaforma dovrebbe essere orientata dalla scala spaziale e temporale dei fenomeni studiati		

▪ *Livello marino*

Il livello del mare è un parametro sostanzialmente uniforme per ampie aree. Generalmente, pertanto, non è necessario acquisirne il valore in maniera diffusa in aree che non presentano particolari complessità morfologiche e che possono influire sulla propagazione delle onde lunghe. La caratterizzazione dei gradienti del livello è necessaria in aree che presentano una elevata complessità morfologica (come le lagune), dove vi sono significative variazioni spaziali e temporali dovute alla propagazione di marea e oscillazioni proprie del bacino (sesse).

Il mareografo è lo strumento più noto per la misura delle variazioni del livello del mare ed è comunemente impiegato per la stima delle caratteristiche deterministiche e stocastiche delle maree. Esso può essere costituito da sensori di vario tipo: a galleggiante, a ultrasuoni, radar, ecc. Altri strumenti utilizzabili per la misura del livello marino sono i satelliti (sensori altimetrici radar).

La frequenza temporale con cui viene acquisito il dato deve essere rappresentativa della variabilità del fenomeno che si esplica su scala diurna o semidiurna per la componente astronomica delle maree (componente deterministica), e dell'ordine di qualche ora o qualche giorno per i fenomeni relativi a *storm surge* e *set up* da moto ondoso (componente stocastica). Ne consegue che l'intervallo di campionamento sia dell'ordine di grandezza di diversi minuti.

Altri fenomeni sito-specifici che possono influenzare il livello marino sono il sovrizzo indotto dal moto ondoso in prossimità delle coste e l'instaurarsi di processi di oscillazione (sesse - con periodi ed effetti assimilabili a quelli delle maree astronomiche) in bacini chiusi o semi-chiusi.

▪ *Onde*

La strumentazione più nota è rappresentata dalle boe ondamiche, ormeggiate al largo, la cui misura permette la stima dei parametri sintetici del moto ondoso: l'altezza d'onda (es. significativa, spettrale, ecc.), la direzione (es. media, ecc.) e il periodo dell'onda (es. di picco, medio, ecc.). Vi sono, inoltre, le boe oceanografiche che possono ospitare a bordo ulteriore strumentazione finalizzata alla misura di altri parametri (es. parametri meteorologici, sonde multiparametriche CTD, correntometri, ecc.).

La misurazione dei parametri relativi al moto ondoso può essere eseguita anche tramite radar costieri (prevalentemente radar in banda X, con *range* tipico in ambito meteomarinario dell'ordine di 3-5 km), satelliti (prevalentemente sensori altimetrici e SAR, ma anche scatterometri radar), correntometri ADCP installati sul fondale, sensori di pressione. I dati radar hanno una risoluzione spaziale e temporale più alta di quelli satellitari che però permettono una maggiore copertura del dominio di misura (sebbene siano poco affidabili vicino alla costa). ADCP, sensori di pressione e boe ondometriche producono invece dati puntuali, comunque generalmente sufficienti, specialmente in mare aperto, a caratterizzare il moto ondoso su una vasta area.

Al fine di rappresentare correttamente il fenomeno, le serie storiche devono avere una discretizzazione temporale non superiore alle 3 ore.

Come per le serie storiche dei livelli del mare e anemometriche (intensità, direzione del vento, pressione atmosferica, piovosità), anche le serie ondometriche (altezza d'onda significativa, periodo di picco e direzione media di propagazione) registrate in situ, qualora non fossero disponibili o fossero poco significative (sia da un punto di vista statistico, sia da un punto di vista della qualità del dato), possono essere ricostruite con modelli numerici di ricostruzione/reanalisi (approccio *wind/wave hindcast*). In questi casi, l'informazione sul campo di moto ondoso in un punto a largo è generalmente rappresentativa delle condizioni di area vasta e può essere considerato sufficiente a caratterizzare le condizioni di largo.

Nei casi di vicinanza alla costa, o di sensibili effetti di schermatura dovuti alla presenza di promontori, isole o infrastrutture, è necessario, invece, caratterizzare il moto ondoso in maniera più dettagliata, o tramite un modello matematico che parte dalle condizioni di largo o da un sistema di misure adeguato.

- *Correnti*

Le correnti possono essere indotte da diverse forzanti (vento, marea, ecc.) e per questo caratterizzate da scale spaziali che riflettono quelle delle forzanti maggiormente significative per le aree di studio.

A esempio, per quanto riguarda le correnti di largo, legate principalmente alla circolazione termalina, gli intervalli di campionamento possono avere una variabilità che può essere rappresentata anche da dati medi giornalieri o mensili. Nel caso in cui il dato di corrente debba tener conto anche degli effetti legati alla presenza di vento e onde, invece, è necessario che l'intervallo di campionamento sia in grado di rappresentare la variabilità di questi altri fenomeni.

I correntometri sono di diversi tipi e possono essere utilizzati con diverse modalità operative. Generalmente sono suddivisi in correntometri del tipo *single-point* e profilanti.

Ai primi appartengono i correntometri meccanici (flussimetri) o acustici, generalmente installati su boe galleggianti o su specifici sistemi di ormeggio (*mooring*) per l'acquisizione di dati di intensità e direzione in punti fissi e a profondità definite lungo la colonna d'acqua. Se predisposti per l'acquisizione in continuo, sono particolarmente indicati per le misurazioni in corrispondenza delle foci fluviali o della sezione di restituzione di scarichi. Se equipaggiati a bordo di imbarcazioni possono essere utilizzati per l'acquisizione di misure in diversi punti dell'area di indagine per avere un'informazione spaziale (in questo caso sono definiti mobili) a scapito però della continuità temporale.

Ai profilanti appartengono gli *Acoustic Doppler Current Profiler* (ADCP), che sfruttando l'effetto *Doppler* della eco data dalla presenza delle particelle sospese. Sono i correntometri di utilizzo preferenziale per il monitoraggio di dettaglio dell'andamento dei flussi. Lo strumento può essere installato sul fondale, su una struttura apposita, su una boa o sullo scafo di una imbarcazione, o anche installato su un veicolo di superficie e trainato da imbarcazione (cfr. par. 3.2.4 per maggiori dettagli) per ottenere un profilo di corrente orientato in diverse direzioni. Per gli ADCP, sia mobili che fissi, la conversione del *backscatter* acustico registrato dagli strumenti può fornire, oltre alla velocità di corrente, anche delle stime della concentrazione del particolato sospeso. Possono essere dotati di un termometro per la misura della temperatura dell'acqua. Infine, quando installati sul fondale, alcuni tipi di ADCP sono in grado di fornire una stima (indiretta) di alcuni parametri del moto ondoso (es. altezza significativa, direzione, periodo e distribuzione in frequenza dell'energia).

Per la misura delle correnti possono essere utilizzati anche i *drifter*, dispositivi galleggianti lasciati alla deriva con le correnti superficiali o di profondità che comunicano/registrano la propria posizione tramite il posizionamento satellitare. I *drifter* vengono utilizzati per acquisire dati di corrente superficiali e sub-superficiali. Una categoria a parte è rappresentata dagli *ARGO Float* che hanno il vantaggio di poter essere

utilizzati in mare aperto per lo studio delle correnti a grandi profondità. Per contro l'acquisizione di dati con questo tipo di sonde è disomogenea sia nello spazio che nel tempo.

Vi sono poi i sistemi radar HF e X-Band, strumenti di telerilevamento installati sulla costa e capaci di misurare in continuo le correnti superficiali con una risoluzione di pochi chilometri (prevalentemente sensori altimetrici e SAR, ma anche scatterometri radar e radar costieri). Questi strumenti offrono il vantaggio di produrre informazioni per un'area spaziale estesa, seppur limitatamente allo strato superficiale. L'utilizzo di radar costieri produce campi con una buona frequenza temporale e con copertura di aree marine sufficientemente estese, ma le misurazioni si limitano agli strati superficiali della colonna d'acqua. Le informazioni da satellite producono campi di corrente superficiale generalmente più estesi di quelli prodotti dai radar, ma con più bassa risoluzione spaziale e temporale.

Come per il vento e il moto ondoso, i dati corrente possono essere forniti da modelli numerici (Tabella 5).

2.4.9 Portate liquide e solide

La portata, che defluisce in corrispondenza delle foci fluviali o della sezione terminale degli scarichi di impianti di smaltimento delle acque meteoriche, è spesso una informazione utile per la definizione delle condizioni al contorno necessarie a valutare l'evoluzione spazio-temporale della torbidità (USEPA, 2009). Come evidenziato dal "Tavolo Nazionale per i Servizi di Idrologia Operativa" (https://www.isprambiente.gov.it/pre_meteo/idro/idro.html), le attività di misura delle portate sono spesso di competenza di strutture regionali che ricadono all'interno dei centri funzionali della Protezione Civile. La caratterizzazione statistica, a breve e lungo termine, delle condizioni al contorno, infatti, richiede la necessità di misure. A rigore, la misura della portata richiede la misura contemporanea della profondità locale e del profilo delle velocità. Tali misure, estese all'intera sezione di deflusso, permettono l'integrazione della velocità locale su tutta la sezione bagnata e, quindi, la stima della portata istantanea.

Le serie temporali sono disponibili grazie alla trasmissione (cablata o, più spesso, *wireless* tramite la rete telefonica mobile) di un segnale elettrico che può essere trasformato nell'informazione idrometrica tramite la funzione di calibrazione fornita dal produttore dello strumento. Attualmente si tende a misurare la profondità mediante un misuratore ad ultrasuoni o radar installato su una apposita struttura di supporto in una posizione fissa sulla superficie idrica (quindi con nessuna parte immersa nel flusso).

La misura puntuale della velocità può essere effettuata con l'utilizzo di strumenti di tipo meccanico (quali i mulinelli) oppure, più frequentemente, del tipo a ultrasuoni (del tipo ADV - *Acoustic Doppler Velocimeter*, o ADCP - *Acoustic Doppler Current Profiler*). I mulinelli (ad asse verticale oppure orizzontale) sono costituiti da un'elica che viene messa in rotazione dalla corrente fluida rispetto alla quale si allinea grazie alla presenza di un timone. La velocità angolare di rotazione dell'elica può essere correlata alla velocità puntuale del flusso. Un'alternativa ai mulinelli meccanici è costituita da mulinelli elettromagnetici. Gli strumenti ADV e ADCP sono in grado anche di misurare l'intero profilo verticale della velocità. Come anticipato al par. 2.4.8, e meglio descritto al par. 3.2.5, questi strumenti (che possono essere installati su galleggianti, strutture di supporto fisse, imbarcazioni oppure radiocomandati) emettono un impulso ultrasonico e misurano lo sfasamento della eco che è poi correlato alla velocità della corrente. In genere gli ADCP 1200 kHz risultano un'opzione adatta per applicazioni da 20 cm a 25 m di profondità. La scelta dovrà essere fatta in base alle condizioni di fiumi/torrenti che si dovranno affrontare: in condizioni *standard* con medie profondità.

Nel caso dell'impiego di profilatori acustici doppler, lo strumento trascinato attraverso la sezione fornisce una misura della velocità su celle verticali in tutta la sezione (eccetto gli strati più superficiali e quelli al fondo che sono stimati con una relazione basata sul profilo logaritmico della velocità) e quindi un valore di portata (o velocità media sulla sezione) che possono essere messi in relazione al livello idrometrico per la costruzione di una scala del deflusso. I parametri della scala di deflusso possono essere stimati tramite procedure numeriche di ottimizzazione (es. metodo dei minimi quadrati).

In particolare, l'utilizzo di profilatori acustici consente di realizzare una scala del deflusso basata anche sulla misura di un descrittore della velocità media della sezione, che può essere il valore misurato in continuo della velocità in punto o della velocità media lungo un profilo verticale. Questo metodo, noto come metodo della velocità indice (*index velocity*) prevede che si stabilisca una relazione fra i valori di portata istantanea misurati su transetto e i valori corrispondenti del descrittore (es. Defendi *et al.*, 2010).

Si rimanda al BOX 2-1 per altre indicazioni sulle metodologie per la stima della velocità media, necessaria alla determinazione della portata.

Quando le dimensioni della sezione di deflusso sono limitate, è possibile modificare localmente la geometria del canale a superficie libera con l'obiettivo di realizzare una cosiddetta "sezione di controllo" in corrispondenza della quale è nota la scala di deflusso. Anche in questo caso, la strategia è di utilizzare la misura della profondità per ottenere una stima della portata.

Quando la portata defluisce in condotte in pressione, ovvero quando si prendono in considerazione i deflussi provenienti da reti di smaltimento delle acque meteoriche urbane in presenza di tratti in pressione, è possibile riferirsi a strumenti di misura diversi e, per certi versi, di più semplice utilizzo rispetto a quelli necessari per la misura della portata di deflussi a superficie libera. In questi casi esistono misuratori di portata basati su diverse tecnologie di misura, che sfruttano fenomeni fisici diversi (es. misuratori a turbina, misuratori ad elica, misuratori elettromagnetici, misuratori ultrasonici, misuratori a distacco di vortici, anemometro a filo caldo).

La misura del trasporto solido di un corso d'acqua è cosa ben più complessa che la valutazione delle portate liquide in quanto, oltre a difficoltà operative, si ha una certa variazione della concentrazione dei sedimenti sul fondo e nella sezione trasversale. Complessivamente la portata solida rappresenta la quantità di materiale trasportato che attraversa una sezione di un corso d'acqua nell'unità di tempo. Più nel dettaglio, il trasporto solido in un corso d'acqua si verifica in modalità differenti:

- trasporto in sospensione distribuito in tutta la sezione della componente granulometricamente più fine che contribuisca alla "torbidità";
- trasporto per trascinamento sul fondo della componente più grossolana;
- trasporto in soluzione, che deriva dalla dissoluzione chimica nel fluido dei materiali rocciosi con cui l'acqua è venuta in contatto;
- trasporto per fluitazione, di materiali che galleggiano.

Per le finalità delle presenti LL.GG. possono essere prese in considerazione le componenti date dal trasporto in sospensione in diversi regimi di portata (magra, media ordinaria e piena) alla sezione di chiusura di una foce fluviale. Un esempio è il campionatore per trasporto torbido modello US DH-76.

BOX 1-1: METODI DI STIMA DELLA VELOCITÀ MEDIA PER LA DETERMINAZIONE DELLA PORTATA

La stima della velocità media (necessaria alla determinazione della portata) può essere effettuata misurando la velocità puntuale in una serie di punti lungo il profilo verticale (*metodo del profilo verticale di velocità*). Normalmente si acquisisce il valore della velocità in una serie di punti con passo pari a $0,1Y_{tot}$ (essendo Y_{tot} la profondità in corrispondenza della verticale). L'utilizzo di tale metodologia in varie campagne di misura (es. Hulsing *et al.*, 1966) ha permesso di ottenere il rapporto tra la velocità puntuale e la velocità media in funzione della profondità di misura. Un altro metodo (detto *metodo dei due punti*), utilizzato dal servizio geologico statunitense (U.S. Geological Survey, USGS), consiste nel misurare la velocità puntuale in corrispondenza di $0,2Y_{tot}$ e $0,8Y_{tot}$. Il valor medio di tali due misurazioni rappresenta la velocità media con una precisione stimata in circa l'1%. Un'ulteriore alternativa è quella di misurare la velocità puntuale in corrispondenza della profondità $0,6 Y_{tot}$ (*metodo dei sei decimi della profondità*) e di associare il valore misurato con la velocità media sulla base di argomentazioni teoriche e sperimentali. Altro metodo è una commistione del metodo a due punti e quello dei sei decimi (*metodo dei tre punti*) e consiste nel valutare la media delle velocità puntuali misurate in corrispondenza di $0,2Y_{tot}$ e $0,8Y_{tot}$ e poi valutarne la media con la misura in corrispondenza della profondità pari a $0,6Y_{tot}$ per la stima della velocità media. L'ultimo metodo che si descrive qui è molto utile nel caso in cui si voglia utilizzare la misura della velocità superficiale (es. tramite tecniche radar). In tal caso è necessario applicare un coefficiente correttivo alla velocità misurata in corrispondenza della superficie libera. Nel caso di alvei naturali tale coefficiente è pari a 0,85-0,86. Nel caso di alvei artificiali il coefficiente assume un valore tipico pari a 0,90 ed è possibile ricorrere all'utilizzo di coefficienti correttivi che tengono conto della presenza di sponde verticali. Il coefficiente correttivo vicino alla sponda è superiore all'unità poiché il massimo valore della velocità non si verifica in corrispondenza della superficie libera a causa dell'influenza del contorno. Si segnala il manuale di Rantz *et al.* (1982) per una lista completa dei metodi di stima della velocità media.

3 METODOLOGIE DI INDAGINE PER LO STUDIO DELLA TORBIDITÀ

3.1 Modello Concettuale dell'area

Questo capitolo ha lo scopo di descrivere le metodologie di indagine (monitoraggi *in situ*, tecniche di telerilevamento e previsioni con modelli numerici) utilizzabili per il monitoraggio della torbidità.

Un Programma di Monitoraggio della torbidità deve permettere di valutare l'insorgenza di anomalie del parametro e di mettere in relazione le interazioni con il sistema delle locali sorgenti di risospensione (torbidità). Ad esempio, il monitoraggio deve essere funzionale a:

- individuare, con preavviso sufficiente, possibili criticità e pericoli in relazione alla presenza di target sensibili;
- approfondire le relazioni tra l'andamento della torbidità e quello di altri parametri-indicatori di influenza (es. correnti, temperatura, clorofilla, ossigeno disciolto, sostanza organica);
- valutare gli effetti derivanti dall'uso dei suoli nelle aree interne (es. eccessivi disboscamenti, apporti di inquinanti organici dai fiumi, costruzioni edilizie, ecc.) e le cause di livelli cronici di solidi sospesi nelle aree litoranee sottese

Prima di procedere con la pianificazione delle indagini, quindi, è necessario reperire tutte le informazioni utili ad indirizzare la scelta delle metodologie di indagine, i requisiti tecnici degli strumenti (in termini di accuratezza, limiti spaziali e temporali) e dei criteri per la loro migliore applicazione. Per tale scopo è importante delineare un Modello Concettuale (MC) che fornisca un preliminare quadro conoscitivo dell'area.

Un primo obiettivo del MC è quello di orientare la scelta delle piattaforme di misura in modo che i *range* all'interno dei quali esse operano siano coerenti con le scale spaziali e temporali dei processi (sorgenti e termini forzanti) da indagare (cfr. Cap. 2). Pertanto, il MC dovrà contenere informazioni, anche preliminari, sui fattori di influenza per la torbidità nelle condizioni "ordinarie" di un sito, dei quali tenere conto per effettuare una caratterizzazione statistica del parametro che sia di supporto alla valutazione e alla gestione di eventuali perturbazioni (anomalie) di origine naturale o antropica.

Un buon MC deve contenere gli elementi interpretativi e relazionali che consentono di formulare valutazioni e ipotesi sulle locali dinamiche in atto. In particolare, coerentemente con la logica delle relazioni di tipo causa/effetto, deve contenere informazioni su:

- natura ed entità delle forzanti idrodinamiche e di trasporto;
- natura ed entità delle sorgenti di risospensione;
- sorgenti (perturbazioni) considerate la causa (accertata o potenziale) della torbidità;
- altre criticità e/o pressioni che impattano (o hanno impattato in passato) l'area in esame.

Alcune aree di indagine, infatti, possono essere soggette a dinamiche (stagionali o puntuali) legate all'andamento delle precipitazioni meteoriche che influenzano l'intensità dell'apporto dai corsi d'acqua. Altri fattori di influenza sono rappresentati da correnti di marea o dal transito, lungo direttrici definite, di natanti che possono causare aumenti ciclici della torbidità allorquando ci si trovi in aree con profondità limitate che favoriscono le interazioni tra le correnti indotte e i sedimenti di fondo.

Prima di essere considerate preoccupanti, le anomalie riscontrate per l'andamento della torbidità devono essere caratterizzate statisticamente a partire da una consistente serie di dati storici (cfr. Cap. 4) e messe in relazione con eventuali criticità (cfr. Glossario) presenti nell'area. Tuttavia, spesso non si dispone di serie storiche di torbidità poiché, a differenza di altri parametri oceanografici (temperatura, salinità, densità, ecc.), la torbidità è un parametro generalmente misurato in seguito a prescrizioni e/o nell'ambito di specifiche procedure autorizzative.

In tali casi, il MC può indirizzare la programmazione dell'acquisizione di nuovi dati in seguito alla verifica della bontà di *record* storici disponibili. D'altro canto, qualora l'analisi dei nuovi *set* di dati metta in

evidenza fenomeni non coerenti con quelli preliminarmente delineati nel MC, quest'ultimo dovrà essere modificato o integrato.

In Figura 7 si riporta uno schema dei possibili elementi da considerare in un MC per l'inquadramento dei processi e delle criticità (osservate e attese) in un determinato contesto ambientale preliminari alla pianificazione e all'esecuzione delle indagini della variabilità della torbidità.

Figura 7: Sintesi degli elementi desumibili da un Modello Concettuale (MC) nelle fasi conoscitiva, pianificatoria ed esecutiva delle indagini per la caratterizzazione della torbidità.

<p>Modello Concettuale (Fase conoscitiva)</p>	<p>Formulazione del problema ed inquadramento del contesto di riferimento Analisi di informazioni e dati esistenti per la caratterizzazione della VF della torbidità e per la preliminare individuazione di criticità in relazione a:</p> <ul style="list-style-type: none"> • processi fisici di interesse: idrodinamica, morfologia, sedimentologia, vie di trasporto prevalente, ecc.; • sorgenti di risospensione (naturali e antropiche); • parametri-indicatori che contribuiscono alla torbidità • recettori sensibili.
<p>Scelta dei dati e delle modalità di acquisizione (Fase pianificatoria)</p>	<p>Pianificazione di Programmi di Monitoraggio e selezione delle metodologie di indagine in relazione a:</p> <ul style="list-style-type: none"> • risoluzioni spaziali e temporali compatibili con le scale dei processi fisici di interesse e con gli obiettivi ambientali e progettuali; • potenziali impatti ambientali e sanitari; • obiettivi normativi; • prescrizioni nell'ambito di procedure autorizzative specifiche. <div data-bbox="1029 795 1364 1153" style="text-align: right;"> <p>Sussidiarietà delle tecniche di indagine (§ par. 3.5)</p> </div>
<p>Analisi e valutazione dei processi (Fase esecutiva)</p>	<p>Comprensione dei fenomeni osservati e/o previsti e delle dinamiche sedimentarie del sito di indagine per la:</p> <ul style="list-style-type: none"> • delimitazione e caratterizzazione dell'area di influenza di sorgenti di torbidità; • verifica dei risultati del monitoraggio e dell'utilità di programmare monitoraggi «straordinari» e misure di gestione.

3.2 Indicazioni per il monitoraggio *in situ*

3.2.1 Considerazioni generali

Le misure *in situ* sono effettuate nell'area in cui si verifica il fenomeno di interesse. Prima di fornire le indicazioni operative (tecniche e modalità di acquisizione) per il monitoraggio *in situ* della torbidità e dei parametri-indicatori ad essa correlati (cfr. par. 2.4), è importante definire la risoluzione e la dimensione spaziale e temporale che dovrebbero avere le misure in relazione al fenomeno da monitorare. In particolare, devono essere chiaramente definiti:

- finalità del monitoraggio;
- estensione spaziale del monitoraggio;
- disponibilità di dati pregressi;
- parametri da osservare;
- localizzazione e frequenze di campionamento;
- durata del monitoraggio;
- trasmissione e memorizzazione delle informazioni/dati;

-
- risultati attesi del monitoraggio.

Successivamente è importante che siano acquisiti elementi utili per valutare l'adeguatezza degli strumenti e delle modalità per l'acquisizione delle misure in relazione ai processi/parametri sito-specifici ritenuti «prioritari» per l'incidenza sulla locale variabilità della torbidità (es. corsi d'acqua, scarichi, dilavamento dei suoli, azione idrodinamica - cfr. Cap. 2). Pertanto, è importante definire con chiarezza le ragioni per cui i requisiti tecnici e le funzionalità dello strumento scelto siano idonei all'uso che se ne vuole fare, quindi prioritari rispetto alle caratteristiche di altri strumenti, in relazione a:

- localizzazione delle misurazioni;
- finalità delle misure (es. monitoraggio ambientale, in laboratorio, ecc.);
- natura della torbidità (dimensione media, forma, natura riflettente, colore, dinamica e peso specifico delle particelle, ecc.).

Nel presente paragrafo sono descritti i principi informatori di cui tenere conto per la selezione delle tecniche e delle modalità di indagine *in situ* della torbidità utilizzabili nei diversi ambienti marini e marino-costieri di interesse (aree al largo, aree costiere litoranee, aree costiere confinate).

3.2.2 Tecniche per la misure della torbidità

La torbidità può essere quantificata tramite l'utilizzo di strumenti che permettono di acquisire misure di tipo diretto e indiretto.

Le misurazioni di tipo diretto non richiedono l'applicazione di funzioni di trasferimento tra la grandezza fisica misurata e il dato di torbidità. Pertanto, se eseguite correttamente, sono considerate accurate e realistiche. Tra esse vi sono:

- campioni di acqua e analisi in laboratorio (es. TSS o TPM - cfr. Glossario);
- attenuazione e diffusione della luce (ad es. NTU, FTU);
- trappole per sedimenti e analisi dei sedimenti in laboratorio;
- distribuzioni granulometriche (LISST, Malvern).

Le misurazioni di tipo indiretto, invece, sono derivate da funzioni di trasferimento specifiche per i dispositivi utilizzati. Esempi tipici sono:

- valori di TSS stimati da letture con sonde (tipicamente dalle classiche unità di misura, quali: FTU, NTU, %);
- dati estratti da immagini satellitari (cfr. par 3.3).

Alle misurazioni indirette è generalmente associato un livello di incertezza delle stime dovuto all'attendibilità delle funzioni di trasferimento utilizzate. Per ottenere misure attendibili con dispositivi di misurazione di tipo indiretto, quindi, è fondamentale che le specifiche funzioni di trasferimento siano adeguatamente validate per le condizioni locali. È necessario, pertanto, tenere in conto l'influenza dei fattori sito-specifici da cui dipendono le dinamiche sedimentarie e che possono interferire con l'applicabilità delle funzioni di trasferimento. Tali fattori sono, a titolo di esempio:

- tipologia di sedimento: distribuzione granulometrica, forma, tipologia (particellato inorganico e organico) e colore del sedimento sospeso (Downing, 2006);
- variabilità idrodinamica: differenze delle intensità di correnti tra le condizioni di quiescenza a quelle energeticamente più attive (es. Fettweis *et al.*, 2019).

In fase di acquisizione di misure di tipo indiretto, pertanto, è cruciale avere contezza dei limiti tecnici delle misurazioni che possono derivare dalle limitazioni fisiche dei sensori.

Come anticipato nel Capitolo 1 (cfr. par. 1.2) per le misure di torbidità si sfruttano gli effetti di assorbimento e diffusione derivanti dalle interazioni tra un fascio luminoso (o acustico) incidente con il particellato sospeso presente nella soluzione. Il prevalere di un effetto sull'altro dipende principalmente dalle dimensioni delle particelle disperse: in caso di dispersioni non molto fini prevale il fenomeno dell'assorbimento, viceversa con fasi disperse estremamente fini prevale il fenomeno della diffusione (cfr. BOX 1-1 per approfondimenti sulle teorie alla base dell'analisi dei coefficienti di *scattering*, quindi dell'intensità della luce diffusa). Ciò porta alle seguenti considerazioni (Lawler, 2016):

- nel caso in cui l'assorbimento prevalga sulla diffusione si ha una rilevante attenuazione dell'intensità della luce trasmessa dalla sospensione nella direzione della propagazione della luce incidente. In questi casi il coefficiente di *scattering* segue la legge di *Rayleigh* e si preferisce valutare l'entità dell'assorbimento prodotto dalla fase dispersa, misurando l'intensità della luce trasmessa da una sospensione;
- nel caso il fenomeno di diffusione sia molto più intenso rispetto al caso precedente, vale a dire che l'intensità della radiazione trasmessa nella stessa direzione di incidenza sia poco diversa da quella della radiazione incidente, si ha un apprezzabile effetto *Tyndall* del coefficiente di *scattering*. In questi casi si preferisce misurare la torbidità mediante la valutazione diretta del grado di diffusione della luce che avviene nel mezzo.

Nel seguito sono riportate le caratteristiche salienti relative ai principi di funzionamento dei misuratori di torbidità di tipo ottico e acustico. Si rimanda alla bibliografia di settore per maggiori approfondimenti (es. Fugate e Friedrichs, 2002; Omar e Matjafri, 2009; USGS, 2009, 2017).

3.2.3 Principi di funzionamento dei misuratori ottici

Generalmente per la torbidità si utilizzano sensori di tipo ottico che generano una tensione di uscita proporzionale alla quantità di particelle sospese lungo la colonna d'acqua. Tali sensori permettono di lavorare con una frequenza di campionamento programmabile (per es. un dato ogni 15 minuti).

Un misuratore ottico della torbidità è essenzialmente un analizzatore che viene installato in campo, composto da una cella "sorgente" che emette un fascio di luce che, incontrando sul percorso ottico particelle o altre sostanze, viene deviato raggiungendo dei sensori collocati in modo geometricamente studiato a seconda dell'applicazione.

Gli strumenti, nello specifico, inviano una sorgente di luce artificiale di intensità nota attraverso il mezzo liquido. L'intensità della luce diffusa o assorbita viene quindi determinata da un fotorilevatore, che la mette in relazione con la torbidità. L'effetto della diffusione e dell'assorbimento sono analizzati quantitativamente fornendo direttamente i valori di trasmittanza ($T=I_d/I_o$) o i valori di turbidanza (S), quest'ultima definita, analogamente all'assorbanza (A), come il logaritmo del rapporto tra intensità della luce incidente (I_o) e diffusa (I_d), ($S=A = \log I_o/I_d$). La trasmittanza rappresenta la frazione della luce incidente che attraversa il mezzo senza essere assorbita. L'assorbanza, detta anche densità ottica e calcolata come logaritmo inverso della trasmittanza, è inversamente proporzionale alla concentrazione del particolato sospeso.

Le lunghezze d'onda utilizzate per applicazioni ambientali in ambito marino-costiero tipicamente appartengono all'infrarosso (bande pari a circa 680-700 nm). Qualora vi sia la necessità di eliminare eventuali interferenze di sostanze colorate si può operare con lunghezze d'onda dell'infrarosso vicino (*Near Infrared Reflectance* - NIR, 700 -1000 nm). Coesistendo entrambi i fenomeni di diffusione e assorbimento, e la torbidità può essere determinata mediante le seguenti metodologie principali:

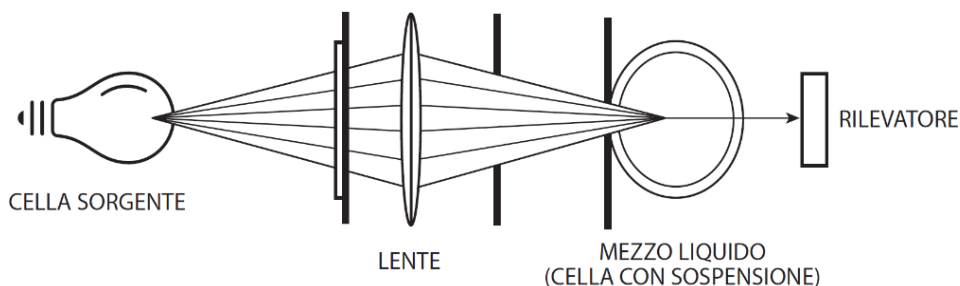
- a. Misura con sensori ad assorbimento, che valutano l'entità dell'assorbimento prodotto dalla fase dispersa sul fascio incidente, utilizzando un normale trasmittometro. In tal caso il ricevitore è posto a 180°, ovvero nella stessa direzione del raggio incidente.
- b. Misura con sensori nefelometrici, che valutano l'entità della luce diffusa, misurata a 90° (o altri angoli definiti) rispetto a quella incidente.
- c. Misura con sensori basati sulla retrodiffusione, che valutano l'entità della retrodiffusione (*backscatter*) della luce con un rilevatore posizionato ad angoli differenti a seconda della tipologia di sensore tipicamente inferiori di 90°.

La metodica più appropriata e i relativi requisiti tecnici delle sonde (es. *range* dei sensori, rateo di acquisizione, selezione della sorgente luminosa) dovranno essere attentamente valutati in dipendenza alle esigenze dell'indagine e alle caratteristiche del sito.

a. Misura della torbidità con i sensori ad assorbimento

Si dice che si effettua una misura turbidimetrica quando si utilizza l'attenuazione della luce per determinare la torbidità. Un turbidimetro è costituito da una sorgente luminosa e da un rivelatore posto in linea con il fascio di luce incidente (Figura 8). Il fascio di luce incidente (di intensità iniziale nota, I_0) attraversa il campione e una parte della luce viene assorbita dal campione. L'intensità della luce assorbita viene misurata a 180° (Figura 8) e ciò che viene rilevato per determinare la torbidità è l'assorbanza della sospensione (misura dell'assorbimento della luce).

Figura 8: Schema di un trasmissometro in cui viene rilevata la luce trasmessa, in relazione all'intensità iniziale del fascio. Modificato da Lawler (2005).



In turbidimetria la misura dell'assorbimento è basata su un'espressione approssimabile con la legge di *Lambert-Beer* per la quale si considera valida l'ipotesi che esiste, nell'ambito di un certo intervallo di concentrazione della sospensione, una relazione sufficientemente lineare tra il logaritmo della percentuale di assorbimento e la concentrazione della sostanza sospesa.

Per la misura della trasmittanza percentuale o dell'assorbanza possono essere usati i normali fotocolorimetri o spettrofotometri UV-VIS, trasmissometri.

Tale metodica è generalmente appropriata quando la dimensione del particolato sospeso è dell'ordine o superiore al micrometro, ovvero quando si hanno condizioni per cui l'assorbimento prevale sulla diffusione, e in generale in acque ad elevata torbidità. Tuttavia, cambiando il cammino ottico dello strumento (es. 10 o 25 cm), alcuni trasmissometri possono essere utilizzati anche per acque poco torbide.

L'unità di misura è indicata come FAU (*Formazin Attenuation Unit*) e si riferisce sia al metodo che allo *standard* utilizzato. La norma ISO 7027 raccomanda questo metodo solo per torbidità elevate (> 40 FAU). I risultati variano tipicamente da 40 FAU a 4.000 FAU.

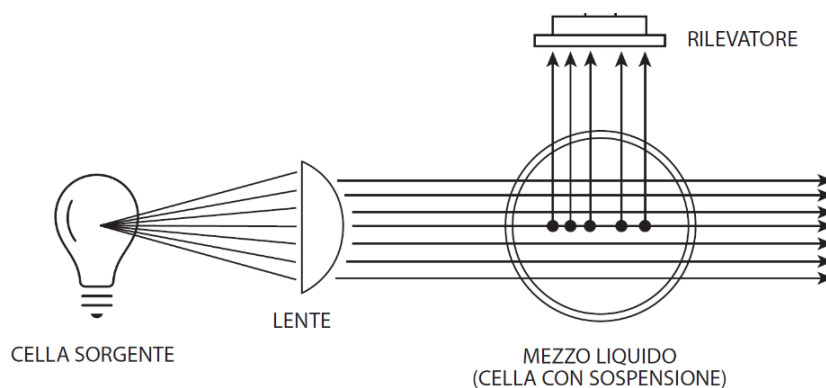
b. Misura della torbidità con i sensori nefelometrici

La nefelometria è la misura della torbidità mediante la valutazione diretta del grado di diffusione della luce nel mezzo. Un nefelometro è costituito da una sorgente luminosa e da un rivelatore disposti ad angolo retto rispetto al fascio di luce incidente (Figura 9), quindi si misura solo la luce diffusa a 90° per determinare la torbidità di un campione d'acqua.

La disposizione a 90° è consigliata nel caso di fasi disperse molto fini (dell'ordine di decine o centinaia di nanometri) in cui prevale l'effetto diffusivo, che danno luogo ad un apprezzabile effetto *Tyndall*. Inoltre, è considerata appropriata per bassi valori di torbidità (< 400 NTU, secondo gli *standard* EN ISO 7027 e US EPA 180.1).

Ciò è possibile perché l'effetto *Tyndall* prodotto dall'intensità della luce diffusa da un raggio incidente che attraversa una sospensione colloidale molto diluita è perfettamente misurabile e risulta, entro certi limiti, proporzionale alla concentrazione delle particelle della fase dispersa (cfr. BOX 1-1). Tale relazione è valida fino a che le particelle disperse non interferiscono a loro volta con la luce riflessa, assorbendola. Questa è la motivazione principale per la quale la nefelometria è considerata particolarmente idonea per la determinazione della torbidità in soluzioni diluite (es. APAT-IRSA, 2003).

Figura 9: Schema di un nefelometro, che misura direttamente la luce diffusa (di solito a 90°) dalle particelle sospese rispetto alla direzione del fascio. Modificato da Lawler (2005).



Per la misura della luce diffusa ad angolo retto rispetto alla direzione del fascio incidente possono essere usati fotodiodi o spettrofotometri.

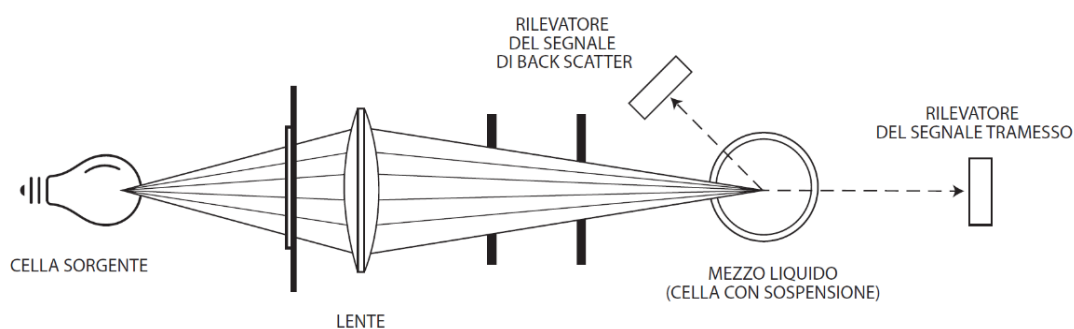
Le letture della torbidità con sensori nefelometrici sono solitamente espresse in NTU (unità nefelometriche di torbidità) o FNU (unità di formazina nefelometrica, più comuni in Europa)¹³. I risultati in genere vanno da 0,05 NTU a 400 NTU. Ad ogni modo esistono dispositivi adatti anche all'applicazione ad acque con torbidità maggiore.

c. Misura della torbidità con sensori basati sulla retrodiffusione

Per applicazioni in acque con torbidità elevata o oscillazioni estreme negli intervalli di torbidità, come ad esempio in prossimità di scarichi di acque reflue, possono essere utilizzati i sensori per la misura dei solidi sospesi che si avvalgono del metodo della retrodiffusione (o *backscatter*).

xl più semplici comprendono una lampada LED (sorgente di luce trasmessa, solitamente IR) con rilevatori di luce riflessa posizionati ad angoli generalmente inferiori ai 90° (Figura 10).

Figura 10: Schema di un torbidimetro con sensori basati sulla retrodiffusione. Modificato da Hach (2020).



Le particelle solide nel fluido provocano la diffusione della luce emessa dalla lampada. Il livello di torbidità o la concentrazione di solidi sospesi del fluido viene calcolato in base alla quantità di luce retro-diffusa ricevuta dai rilevatori. Un trasmettitore visualizza il valore finale di solidi totali o sospesi nell'unità di misura desiderata, come ad esempio g/l o %TS.

Nella Figura 10 si riporta lo schema per luce a circa 35° gradi (*backscatter*). Tuttavia, può essere misurata la luce riflessa ad angoli inferiori, pari e superiori a 90° (quest'ultimi denominati *forward scatter*). Nel caso si utilizzino più rilevatori posti ad angolazioni differenti rispetto alla luce trasmessa, la torbidità è calcolata in base alle differenze nelle letture tra questi quattro sensori.

¹³ Le unità NTU e FNU hanno equivalenza numerica e si riferiscono al metodo e allo standard utilizzato per lo strumento.

Appartengono a questa tipologia di sensori gli OBS (*Optical Backscatter Sensors*).

Come per i sensori nefelometrici, anche per i sensori basati sulla retrodiffusione le letture della torbidità sono solitamente espresse in NTU (unità nefelometriche di torbidità) o FNU (unità di formazina nefelometrica, più comuni in Europa) ¹⁴.

Questo tipo di turbidimetro è in grado di gestire una gamma estremamente ampia di torbidità da 0,1 NTU a 10.000 NTU.

Considerazioni pratiche

- La scelta del sensore dipende dall'applicazione. In genere si suggerisce di utilizzare:
 - sensori nefelometrici per fluidi a bassa torbidità come l'acqua potabile (a meno di strumenti appositamente strutturati);
 - sensori ad assorbimento per rilevare in maniera affidabile valori di torbidità elevate e/o molto fluttuanti;
 - sensori di solidi sospesi per misurare torbidità elevate, come ad esempio nelle acque reflue o altre acque torbide.
- I metodi turbidimetrici e nefelometrici si basano su principi simili e devono essere accoppiati con approcci specifici quali ad esempio quelli gravimetrici (le particelle indissolte vengono raccolte per filtrazione) per le procedure di calibrazione delle sonde che forniscono misure riferite ad unità di misura *standard*. Si passa dai valori "tecnici" delle sonde, es. FTU, NTU, a valori più "concreti" ad es. g/l, mg/l.
- Rispetto alla selezione della sorgente luminosa la ISO 7027 richiede l'uso di una fonte di luce infrarossa (LED 860 nm), mentre US EPA 180.1 richiede l'uso di una fonte di luce al tungsteno o "luce bianca". Dopo la revisione e l'approvazione, l'US EPA permette anche l'uso di altre fonti di luce, come i LED rossi e i laser, caso per caso.
- La tendenza a formare flocculi dovuta alla natura coesiva dei sedimenti è un fattore di cui tenere conto per la misura della torbidità perché può essere causa di una maggiore attenuazione della luce.
- Esistono variazioni sulla quantità e la qualità della frazione organica legate alla stagionalità e variazioni sulla quantità e dimensione della frazione inorganica che riflette la diversa provenienza dei materiali durante eventi particolari che inducono risospensione (piene, correnti, moto ondoso su bassi fondali e litorali). Le variazioni della frazione organica possono condizionare le letture in caso di valori bassi del parcellato inorganico. Tale influenza diminuisce all'aumentare della componente inorganica (es. in concomitanza del verificarsi di fenomeni di trasporto legati alle correnti, alle piene fluviali e ad eventi meteomarinari intensi).
- Il limite inferiore di rilevazione dei misuratori è determinato dalla luce dispersa, comunemente detta luce "parassita" ("*stray-light*"). Si tratta della luce che viene rilevata dal sensore ma che non proviene dalla diffusione dovuta alle particelle in sospensione. I risultati accurati anche per campioni con bassa torbidità si hanno quando il sistema ottico è progettato per avere un livello di luce dispersa molto basso.

3.2.3.1 Principi per la calibrazione delle sonde

Ogni tipologia di sonda necessita di operazioni di taratura (cfr. Glossario). Le unità di misura adottate per la torbidità (es. NTU, FNU, FTU - cfr. Glossario), sono tutte basate su tarature con gli stessi *standard* primari di formazina che forniscono un riferimento tarato in unità di misura *standard*. Pertanto, quando viene misurato uno *standard* di formazina, il valore per ciascuna di queste unità di misura sarà equivalente.

Per la costruzione della retta di taratura in funzione della concentrazione dell'analita (soluzioni *standard* o campione) si riportano sugli assi: (i) i valori di turbidanza (se si utilizza un metodo turbidimetrico); (ii) i valori delle intensità di luce diffusa (se si utilizza il metodo nefelometrico o della retrodiffusione).

¹⁴ Le unità NTU e FNU hanno equivalenza numerica e si riferiscono al metodo e allo standard utilizzato per lo strumento.

Per le finalità delle presenti LL.GG. non si entrerà nel merito delle procedure di taratura poiché esse possono essere condotte solo dall'ente certificatore o dal costruttore.

La calibrazione (cfr. Glossario) della risposta del torbidimetro è derivata dalla correlazione ottenuta tra le misurazioni di torbidità con i TSS determinati da analisi di laboratorio su campioni di acqua prelevati periodicamente *in situ* in corrispondenza dello strumento. In particolare, mediante una relazione di calibrazione, le misure di torbidità sono convertite in concentrazione di TSS.

Essendo fortemente dipendente dalle caratteristiche del sedimento risospeso (diametro delle particelle, composizione, indice di rifrazione, ecc.) la correlazione, oltre ad essere specifica per ogni singolo strumento, deve essere sito-specifica ed aggiornata costantemente. Proprio in ragione della diversa natura del materiale sospeso, salvo la disponibilità di una correlazione *ad hoc* basata su calibrazione diretta, non vi è alcuna conversione *standard* tra le varie unità di torbidità (NTU o FNU) e misure di concentrazione, come quelle espresse in termini di massa su volume d'acqua filtrato (mg/l).

A fini pratici, se si vuole conoscere un valore di concentrazione, è necessario sviluppare una correlazione *ad hoc*, che si riferisca al contesto ambientale nel quale deve essere effettuata la comparazione. Va tuttavia sempre ricordato che le acque marine non sono statiche e che le sorgenti di torbidità possono variare in relazione a posizione, stagione o da altri fattori. I dati di torbidità, quindi, riflettono la natura dei solidi sospesi che sono presenti in un contesto idrico più ampio di quello in cui sono prese le misure.

La correlazione tra solidi sospesi totali o concentrazioni di sedimenti in sospensione, espressa in mg/l e la torbidità in unità FTU o NTU può essere effettuata mediante semplice regressione lineare.

Quando i campioni sono di natura inorganica (litogenica), l'espressione classica è del tipo:

$$TSS \text{ [g/l o mg/l]} = a * (\text{Torbidità}) \text{ [FTU o NTU]} \pm b$$

oppure:

$$TSS \text{ [g/l o mg/l]} = -a * (\text{Trasparenza}) \text{ [%]} \pm b$$

con *a* e *b* coefficienti di regressione specifici.

Quando incrementa la porzione organica, oppure quando sono presenti bolle d'aria o altro materiale colorato, l'equazione potrebbe risultare non lineare. L'USGS (2009) consiglia una trasformazione logaritmica (in base 10) per ricondurre i dati entro la più semplice regressione lineare:

$$\text{Log} (TSS \text{ [g/l o mg/l]}) = a * \text{log} (\text{Torbidità}) \text{ [FTU o NTU]} + b$$

Trasformare i dati in questo modo ne facilita la lettura in termini di simmetria, linearità e normalità, anche se può richiedere l'introduzione di un fattore di correzione degli errori (rappresentato dall'intercetta *b*).

La correlazione può ritenersi rappresentativa a condizione che vi sia un numero di determinazioni analitiche di TSS su campioni di acqua coerente con le caratteristiche dell'area. In particolare, i campioni d'acqua sui quali effettuare le determinazioni devono essere distribuiti:

- in tutta l'area oggetto d'indagine, prelevati a diverse profondità lungo la colonna d'acqua tenendo in considerazione eventuali peculiarità dovute, ad esempio, alla presenza di scarichi, foci fluviali, risospensioni del sedimento in determinate condizioni di moto ondoso o per l'azione delle eliche delle imbarcazioni/navi sul fondale;
- in un contesto ambientale caratterizzato da processi di risospensione di materiale prevalentemente confrontabile con quello del contesto di riferimento che sarà oggetto del monitoraggio.

In generale, la correlazione ottenuta per materiali limosi-argillosi risospesi da rimaneggiamento naturale o indotto dall'uomo (come le torbide generate dai dragaggi) non può essere ritenuta valida per situazioni influenzate dalla presenza di materiale organico (es. *bloom* algali) o comunque di natura non litogenica.

Per valutare la qualità della relazione lineare ottenuta tra torbidità e TSS può essere preso in considerazione l' R^2 (coefficiente di determinazione) che definisce in che percentuale i dati di TSS si adattano a quelli di torbidità e, quindi, fornisce una stima della corrispondenza tra la variabilità dei dati di TSS e quella dei dati di torbidità. L' R^2 ha valori compresi tra 0 e 1: è 0 se non esiste corrispondenza tra

la variabilità dei due parametri; ha valore 1 se la variabilità dei valori di TSS è perfettamente (al 100%) corrispondente a quella della torbidità.

I motivi per i quali la correlazione può avere un R^2 risultante basso sono di diverso tipo, ambientali (come per esempio la presenza di una forte omogeneità dei valori misurati nell'area indagata o la rapida sedimentazione dei solidi sospesi lungo la colonna d'acqua) o operativi (per esempio un insufficiente numero di campioni prelevati oppure un forte scarroccio dell'imbarcazione che non permette la misura dei valori di torbidità simultaneamente al campionamento dell'acqua). Operativamente, una relazione può essere considerata accettabile se ha un R^2 maggiore o uguale a 0,75, che corrisponde a dire che almeno il 75% dei valori di TSS ottenuti è corrispondente ai valori di torbidità misurati, mentre il restante 25% non ha una relazione lineare con essi.

Di seguito sono riportati alcuni esempi di correlazioni ottenute in diversi casi (Figura 11).

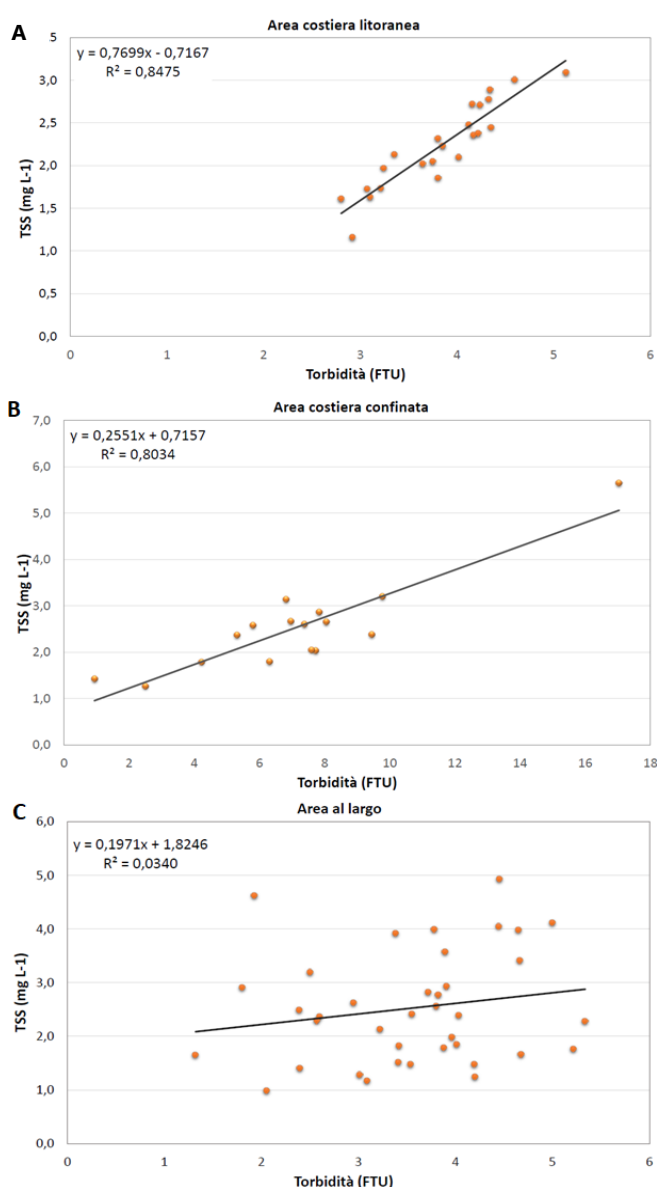


Figura 11: Esempi di correlazioni tra le distribuzioni delle misure di torbidità e le concentrazioni di TSS corrispondenti ottenute in diverse aree: A - costiera litoranea, B - costiera confinata (portuale), C - al largo.

- area costiera litoranea: area d'indagine su basso fondale, antistante un litorale sabbioso con risospensione del sedimento di fondo dovuto al moto ondoso. R^2 risultante 0,85 (23 campioni).
- area costiera confinata: bacino portuale con diverse sorgenti di torbida (foci fluviali, scarichi industriali e fognari, risospensione del sedimento di fondo dovuta all'azione delle eliche di navi e rimorchiatori), ingressi ampi e comunicanti con il mare aperto. R^2 risultante 0,80 (16 campioni).
- area al largo: area d'indagine distante da costa e da possibili sorgenti di torbida, se non dovute a eventi estremi (per esempio piene alluvionali e conseguenti pennacchi torbidi), caratterizzata da una colonna d'acqua uniforme. R^2 risultante 0,03 (38 campioni).

Le distribuzioni dei dati nei grafici di Figura 11 evidenziano come la relazione tra i valori di torbidità e le corrispondenti concentrazioni di TSS siano sito-specifiche. La figura mostra che i valori di torbidità distribuiti in un ampio *range* per la presenza di diverse fonti di TSS sono meno dispersi lungo la retta di correlazione (R^2 alto). Questo è ciò che accade negli esempi di Figura 11 (A e B).

Nel caso in Figura 11A (area costiera litoranea) i TSS sono generati principalmente dalla risospensione del sedimento di fondo per l'azione del moto ondoso. In tale area le concentrazioni di TSS e la torbidità relativa si abbassano gradualmente allontanandosi dalla sorgente: i punti sono compresi in un *range* di valori relativamente ristretto e sono disposti lungo una retta con un R^2 di 0,85.

Nel caso in Figura 11B (area costiera confinata) le fonti di TSS sono di vario tipo (foce di un fiume, azione delle eliche sul fondale, scarichi di diversa tipologia, ecc.) e non incidono ugualmente sull'intera area

considerata; pertanto, le concentrazioni di TSS e i valori di torbidità nel sito risultano distribuiti in un *range* più ampio del precedente e separati in piccoli sottogruppi disposti comunque lungo una retta ($R^2=0,80$).

Il caso di Figura 11C (area al largo) è rappresentativo di un'area dove non ci sono fonti particolari di torbidità: i punti nel grafico assumono la forma di una nuvola e quindi non si dispongono lungo una retta restituendo un R^2 molto basso (0,03). In questo ultimo caso è buona pratica usare sensori adatti a rilevare valori bassi di torbidità e metodi molto accurati per la determinazione dei TSS.

Considerazioni pratiche

La calibrazione di uno strumento ottico sulla base dei valori di TSS presenta una serie di disomogeneità legate a fattori strumentali (diversa risposta dei sensori) e alla variabilità intrinseca delle diverse componenti della frazione sospesa (quali: granulometria e forma delle particelle, pH del mezzo, presenza di sostanze interferenti o adsorbite sulle particelle colloidali della sospensione). Per cui una singola correlazione tra TSS e torbidità non può essere applicata ad ogni ambito, ma devono essere considerate relazioni sito-specifiche al fine di limitare l'incertezza sulla precisione delle misure.

3.2.4 Principi di funzionamento dei misuratori acustici

Le misure di torbidità possono essere effettuate anche tramite sonde a ultrasuoni (cfr. par. 2.4.8). Tali strumenti sfruttano l'effetto Doppler dell'eco generata dalle particelle in sospensione nella colonna d'acqua (limi, microalghe, ecc.) per risalire alla velocità del fluido che li trasporta. Ciò che si misura è lo spostamento di frequenza, tramite l'effetto Doppler, del suono retro-diffuso dalle particelle (diffusori) nell'acqua. Le variazioni dell'intensità di retrodiffusione (*backscatter*) misurate dall'ADCP sono comunemente denominate *Echo Intensity* (EI).

Per effettuare la misura, gli elementi sensibili di uno strumento acustico sono immersi nel fluido in vario modo (orizzontalmente o verticalmente rispetto al profilo della corrente). In particolare, una sorgente (S) emette un'onda (di frequenza e lunghezza note) verso una particella (P) immersa in un campo fluido con velocità v_P . Il segnale che raggiunge la particella viene in parte riflesso verso la sorgente. La differenza tra le frequenze del segnale ricevuto f_R ed emesso f_S è detta frequenza *Doppler* f_D . Nota la lunghezza d'onda del segnale emesso e misurata la frequenza *Doppler*, è possibile determinare la velocità della particella P e quindi la velocità del fluido (Figura 12).

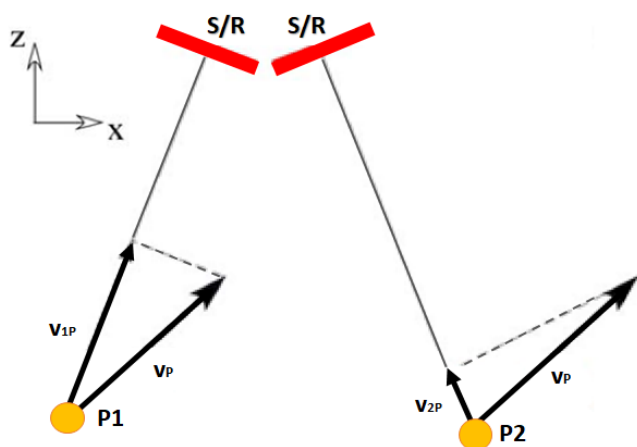


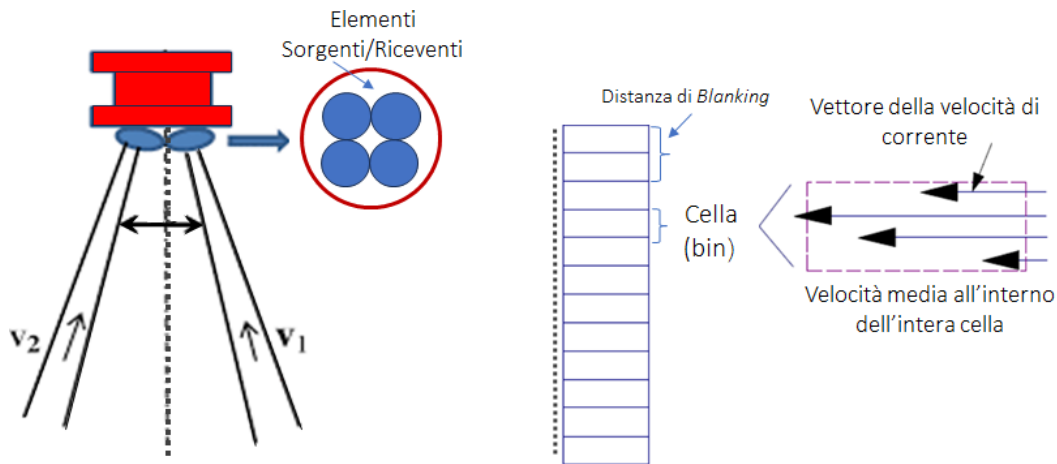
Figura 12: Schema qualitativo del sistema di acquisizione di uno strumento acustico. Ogni singolo raggio orientato in una direzione risulta sensibile ad una diversa componente della velocità (modificato da <http://www.image.unipd.it>).

Gli elementi sensibili (sorgenti - S e riceventi - R) sono posti in corrispondenza dei dischi visibili del dispositivo come in Figura 13-A. La più importante delle caratteristiche di un ADCP è la possibilità di valutare l'andamento della corrente in una determinata direzione (molto spesso, ma non necessariamente, la verticale), dividendo il profilo

di velocità in segmenti di spessore uniforme chiamati celle. Pertanto, un ADCP può essere pensato come equivalente ad una serie di correntometri uniformemente distanziati lungo una direzione (Figura 13-B).

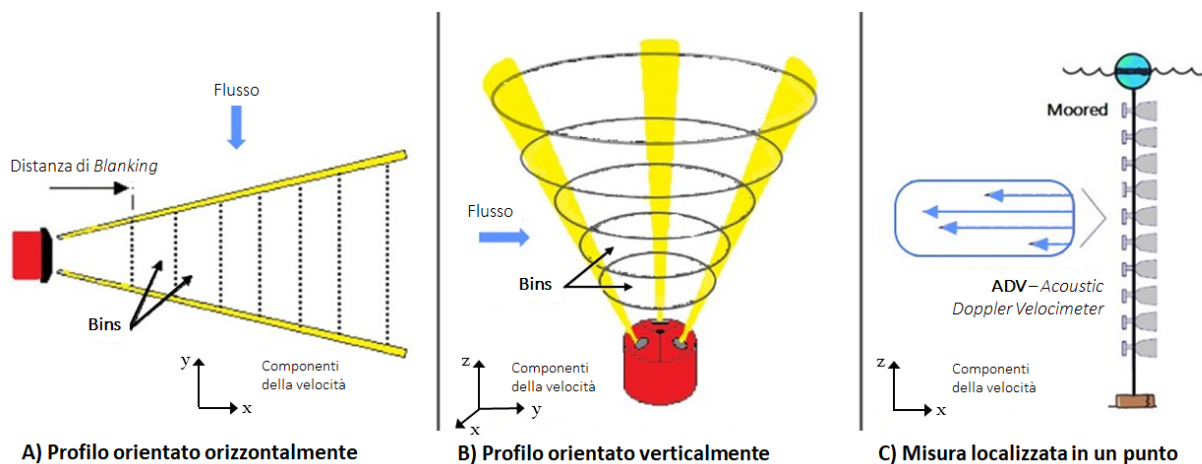
Ciò implica che utilizzando un ADCP a due raggi si possano ricostruire le due componenti della velocità nel piano individuato dai raggi stessi. Un ADCP tridimensionale, invece, generalmente usa tre fasci acustici (*beams*) per ricostruire le tre componenti della velocità più un quarto addizionale (detto "ridondante") che consente di stimare la cosiddetta "error velocity" come differenza tra due diverse stime della componente verticale della velocità.

Figura 13: A - Elementi sorgenti (S) e riceventi (R) di un profilatore ADCP. B- Tra il segnale emesso e quello ricevuto è interposto un periodo (*blank period*), più o meno lungo, durante il quale l'emettitore è in silenzio e il ricevitore non è ancora in ascolto. Celle (*bins*) di misura di dimensioni costanti uniformemente distribuite lungo il fascio acustico. La velocità del flusso misurata è quella media di ogni singola cella (modificata da <http://www.image.unipd.it>).



Come mostrato in Figura 14 gli strumenti acustici possono essere utilizzati con gli elementi sensibili posizionati in vario modo. In particolare, possono emettere un fascio di onde acustiche orientato orizzontalmente (denominati H-ADCP, Figura 14-A) o verticalmente (denominati V-ADCP, Figura 14- B). A questa tipologia di strumenti acustici si aggiungono quelli utilizzati per effettuare misure di direzione e intensità della corrente in un unico punto (es. del tipo ADV - *Acoustic Doppler Velocimeter*, Figura 14-C).

Figura 14: Esempio di sonde del tipo H-ADCP (Figura A), che emettono fasci di onde acustiche diretti orizzontalmente; di V-ADCP (Figura B) che emettono fasci di onde acustiche dirette verticalmente; e di ADV (Figura C) utilizzati per la misura di corrente in un unico punto.



Se installato sullo scafo di una imbarcazione, o se trainato da un veicolo di superficie, si ottiene non solo un profilo verticale della corrente lungo la colonna d'acqua, ma anche una sezione di essa lungo tutto il percorso dell'imbarcazione grazie ad una particolare applicazione in dotazione agli ADCP (*bottom tracking*) che permette la sottrazione dello spostamento dell'imbarcazione dalle correnti misurate.

Sono state ideate anche tecniche specificamente sviluppate per le misurazioni della concentrazione di sedimenti sospesi (SSC). Per queste finalità, l'ADCP misura le variazioni dell'intensità di retrodiffusione (*backscatter*) e, attraverso specifici algoritmi, attribuisce ad ogni singola cella di acquisizione lungo la colonna d'acqua la "misura" di una grandezza in qualche modo proporzionale alla quantità di materiale sospeso (es. Kim *et al.*, 2004; USGS, 2015). Tali tecniche, denominate *Acoustic Backscatter Systems* (ABS),

sono basate su approcci simili a quelli impiegati dai sensori di retrodiffusione ottica a frequenza più elevata (cfr. Thorne e Hanes, 2002 per maggiori dettagli).

L'uso di correntometri ADCP è attualmente considerato una tecnica molto affidabile e immediata per misurare le correnti in aree marino-costiere e lagunari (cfr. par. 2.4.8), così come anche per le misure di portata fluviale e agli scarichi (cfr. par. 2.4.9). L'accuratezza delle stime delle concentrazioni dei sedimenti sospesi, invece, è ritenuta meno affidabile delle misurazioni di torbidità con misuratori ottici (es. Kim *et al.*, 2004). Tuttavia, la capacità dell'ADCP di misurare le correnti contestualmente ai sedimenti sospesi può essere sfruttata per stimare gli *stress* al fondo e la capacità di trasporto o per effettuare determinazioni delle *plume* di sedimento sospeso in condizioni dinamiche (es. dragaggi¹⁵).

In generale, il campo di misura (celle di acquisizione) di un ADCP varia a seconda della frequenza, della profondità di installazione e del modo di utilizzo. La scelta delle frequenze dell'ADCP dovrà quindi essere effettuata considerando le profondità del sito di studio e l'accuratezza necessaria per le acquisizioni¹⁶.

I requisiti di base di un profilatore ADCP utilizzabile in ambito marino-costiero sono così schematizzati:

- Configurazione a 4 trasduttori per i V-ADCP ed a 3 trasduttori per gli H-ADCP.
- Controllo di qualità delle misure attraverso *error velocity*.
- Profondità massima di impiego 200 m, funzione della frequenza dello strumento.
- Frequenza strumento 300 kHz per profondità maggiore di 30-40 m e per utilizzo in modalità H-ADCP, con fascio di acquisizione di circa 1 m.
- Frequenza strumento 500-600 kHz per profondità tra 30-40 m, o profondità minori ma in continue condizioni estreme, con fascio di acquisizione di circa 1 m.
- Frequenza strumento 1000-1200 kHz per profondità compresa tra 10-20 m e per misure di portata fluviale, con fascio di acquisizione di circa 0,25 m.
- Frequenza strumento 2000 kHz per applicazioni in acque con profondità fino a 6 metri, con fascio di acquisizione di circa 0,25 m.
- Risoluzione nella misura della velocità 0.1 cm/sec.
- *Range* della misura velocità ± 20 m/sec.
- Bussola interna (risoluzione 0,01°, accuratezza $\pm 2^\circ$) con compensazione di rollio e beccheggio.
- Sensore di temperatura (*range* tra - 5° e + 45°, risoluzione 0,01°, accuratezza $\pm 0,4^\circ$).

Alcuni ADCP possono essere dotati di una funzione di «campionamento flessibile» che permette allo strumento di cambiare la dimensione della cella con la profondità: per ottenere una risoluzione migliore saranno utilizzate celle più piccole in aree poco profonde e celle più grandi quando la profondità aumenta.

In analogia con i misuratori di tipo ottico, per la conversione del valore del *backscatter* acustico in stime della concentrazione del particolato in sospensione devono essere prelevati campioni per la determinazione analitica delle concentrazioni di SPM (cfr. par. 3.2.4.1 e 3.2.6 - p.to b) simultaneamente alle acquisizioni con ADCP.

Considerazioni pratiche

- L'assunzione fondamentale che sta alla base della misura tramite ADCP è che la corrente deve potersi ritenere uniforme per strati di profondità costante.
- I valori di profondità massima, velocità relativa, minima dimensione di cella raccomandata, rumore casuale di fondo (deviazione *standard* della velocità) devono essere sempre selezionati in funzione della configurazione e delle caratteristiche del sito.
- La quantità e le caratteristiche del particolato nella colonna d'acqua possono influenzare la capacità dell'ADCP di misurare accuratamente il campo delle velocità.

¹⁵ Considerazioni possono essere derivate sulla velocità di caduta del sedimento mediante la misura diretta tramite ADV delle fluttuazioni turbolente di velocità verticale e la stima delle fluttuazioni verticali della concentrazione del sedimento sospeso tramite retrodiffusione del segnale acustico, usando la definizione di *eddy diffusivity* (Friedrichs *et al.*, 2020).

¹⁶ La portante a 1200 kHz ha una penetrazione minore rispetto al 600 kHz e è più accurato a parità di risoluzione spazio-temporale.

- In generale, strumenti acustici a basse frequenze trasmettono più energia nella colonna d'acqua e pertanto riescono a penetrare alte concentrazioni di sedimento rispetto a strumenti che utilizzano frequenze più alte.
- Nel caso di utilizzo di H-ADCP è necessario valutare con attenzione la quota a cui acquisire le misure. Questa indicazione può essere desunta dal temporaneo utilizzo di un profilatore verticale V-ADCP (cfr. par. 3.2.6 – p.to c.).
- L'SSC derivato da ADCP può essere rilevato in continuo lungo la colonna d'acqua, il che talvolta può rivelarsi più vantaggioso del campionamento a profondità discrete.
- Le stime della SSC mediante ADCP, opportunamente calibrati, sono condotte lungo celle di acquisizione rappresentative di profondità maggiori rispetto a trasmissometri, scatterometri Laser (LISST) e sensori ottici di retrodiffusione (OBS), che operano con intervalli di campionamento significativamente più brevi. Tuttavia, l'uso simultaneo, sebbene limitato nel tempo, degli ADCP con uno di questi metodi di tipo ottico è auspicabile per verificare ed aumentarne l'accuratezza delle stime di SSC ottenute con l'ADCP.

3.2.4.1 Principi per la calibrazione delle sonde

L'ADCP misura le variazioni dell'intensità di retrodiffusione (*backscatter*) e, attraverso specifici algoritmi, misura la quantità di materiale sospeso come una grandezza in qualche modo proporzionale, l'*Echo Intensity* (EI). Ciò implica che non è in possibile eseguire misure assolute di SSC (es. in mg/l) che possano essere comparate con quelle di un altro ADCP.

Per tale motivo è necessario ricorrere all'individuazione di una correlazione tra i due parametri mediante l'esecuzione di prove e test di taratura (campionamenti e prove di laboratorio, profili ottici, profili di salinità e temperatura, ecc.).

I confronti tra le determinazioni analitiche di sedimenti sospesi nei campioni di acqua e l'intensità di retrodiffusione misurata dall'ADCP possono essere derivati da una relazione del tipo (es. Fugate e Friedrichs, 2002):

$$C = C_o \exp(a*B)$$

dove C_o e a sono i coefficienti di calibrazione. La procedura di calibrazione serve a stimare tali coefficienti. Calibrare equivale ad individuare la regressione lineare più adatta tra le concentrazioni di SSC misurate nei campioni d'acqua e l'intensità della retrodiffusione (B) dell'ADCP.

I coefficienti di calibrazione possono essere determinati in laboratorio (es. Kim *et al.*, 2004; <http://www.rdinstruments.com>) o dalle concentrazioni di sedimento misurate in campo (es. Kim *et al.*, 2004; CORILA, 2006b) con OBS o altri metodi (LISST o su campioni d'acqua prelevati con campionatori).

L'approccio basato su misure di campo richiede che siano acquisite con altri dispositivi, simultaneamente ai dati di ADCP, misure di temperatura, salinità, concentrazioni e analisi dimensionali dei TSS determinati su campioni d'acqua, affinché le stime dei SSC tengano conto dell'attenuazione dell'impulso acustico causato, sia dall'assorbimento dell'energia acustica in acqua sia dall'assorbimento e dalla riflessione dovuti alla presenza del carico sospeso.

In particolare, i parametri fondamentali per la procedura di calibrazione sono:

- il coefficiente di attenuazione dell'acqua per ogni cella dipendente dalle variabili salinità, temperatura e pressione, generalmente ottenuto acquisendo tali dati con CTD e OBS nella stessa posizione e nello stesso momento in cui sono acquisiti i profili di velocità con l'ADCP.
- il coefficiente di attenuazione dipendente dalla tipologia dei sedimenti sospesi per ogni cella, ottenuto determinando, generalmente con tecniche LISST o OBS, le classi dimensionali delle particelle in campioni d'acqua appositamente prelevati.
- gli angoli di inclinazione del trasduttore (R).

In questo modo, le differenze tra le concentrazioni misurate e quelle stimate mediante utilizzo di ADCP (con acquisizioni lungo profili orizzontali e verticali o transetti) mediante algoritmi di calcolo specifici,

anche open source (es. DRL Sediview, Aqua Vision, USGS, 2005, ecc.) potranno essere analizzate e corrette mediante procedure di calcolo iterative controllate dagli operatori.

Considerazioni pratiche

- Per frequenze superiori a 1 MHz, il coefficiente di attenuazione dell'acqua è identico sia per l'acqua dolce che per l'acqua di mare. A frequenze inferiori il coefficiente di attenuazione dell'acqua differisce a seconda della salinità del fluido (Kim *et al.*, 2004). Poiché alcuni ADCP operano nell'intervallo di frequenza in cui si verifica questa divergenza, è necessario tenere conto della salinità quando si stima.
- Laddove i sedimenti in sospensione siano prevalentemente non coesivi l'attenuazione del suono dovuta allo *scattering* (dispersione) è più importante di quella dovuta all'assorbimento (*viscous absorption* in Richards *et al.*, 1996).

3.2.5 Metodi di indagine per l'acquisizione delle misure di torbidità

Le misure di torbidità *in situ* devono essere programmate per caratterizzare la variabilità della torbidità, mediante procedure di acquisizione con risoluzioni coerenti con le scale spaziali e temporali delle dinamiche sedimentarie proprie del corpo idrico. Le misure devono consentire di verificare, nel breve e medio-lungo termine, l'andamento complessivo delle fluttuazioni della torbidità nelle aree di influenza di specifiche sorgenti di risospensione (cfr. Cap. 2).

In base alle finalità delle indagini, le misure *in situ* possono essere condotte mediante utilizzo (anche integrato) di sistemi strumentali allestiti sulla seguente tipologia di stazioni di monitoraggio:

- **stazioni fisse installate**, per misure in continuo nel tempo (o ad alta frequenza di acquisizione) in modalità di auto-acquisizione e/o telemetria in punti fissi all'interno o nell'intorno dell'area di influenza selezionati in quanto funzionali alla caratterizzazione della variabilità nel tempo del parametro/i di interesse;
- **stazioni fisse da imbarcazione**, per misure ripetute periodicamente in punti la cui posizione resterà pressoché invariata nel tempo per l'intera durata del monitoraggio, a meno dell'accadimento di particolari criticità e/o processi da approfondire;
- **stazioni mobili da imbarcazione**, per misure periodiche in punti (o transetti/sezioni caratteristici) che seguono fisicamente i processi in atto e la cui posizione varierà nel tempo in base all'evoluzione dell'eventuale torbida.

Nel seguito sono dettagliati i requisiti e le possibili modalità di utilizzo delle diverse tipologie di stazioni, ponendo attenzione a:

- procedure di campionamento;
- ubicazione e frequenze di campionamento;
- parametri da ricercare per lo studio della variabilità della torbidità misurata.

Si rimanda al Capitolo 2 (cfr. par. 2.4) per la trattazione delle modalità di acquisizione dei parametri ambientali (es. dati climatici, meteomarini, idromorfologici e di portata) utilizzabili come condizioni al contorno e come parametri-indicatori a supporto dell'interpretazione delle misure di torbidità.

3.2.5.1 Stazioni fisse e mobili da imbarcazione

L'obiettivo primario delle misure da imbarcazione è la caratterizzazione della variabilità complessiva della torbidità nell'intera area di interesse. Per questo, le misure di torbidità e dei TSS sono effettuate presso più punti (stazioni) opportunamente distribuite nell'area di indagine e ripetute nel tempo.

Le imbarcazioni sono generalmente dotate di sistemi strumentali che comprendono:

- un sistema profilatore integrato costituito da una sonda CTD, un torbidimetro e, eventualmente, un correntometro;

-
- un campionatore per il prelievo di campioni d'acqua¹⁷ a varie profondità (bottiglia *Niskin* o altro tipo) singolo o, quando possibile in funzione della dimensione dell'imbarcazione, multiplo (campionatore del tipo a Rosette®).

Le sonde sono calate in acqua solitamente da battelli oceanografici, tramite un verricello ed un apposito cavo dalla superficie al fondo. In alternativa possono essere allestite sotto lo scafo dell'imbarcazione.

Altri strumenti utilizzabili sono i veicoli subacquei autonomi (del tipo AUV e *Glider*), i veicoli autonomi marini di superficie (*Wave Glider*), oppure strumenti costituiti da una serie di sensori installati a bordo di una nave (*FerryBox*). Si rimanda al Capitolo 2 per maggiori dettagli sui parametri e le modalità di utilizzo di tale strumentazione.

Il posizionamento delle stazioni deve essere programmato in modo da rilevare i valori di torbidità nelle aree potenzialmente interessate da possibili sorgenti di risospensione. Le stazioni fisse dovranno essere posizionate all'interno e all'esterno (punti controllo) dell'area di potenziale influenza delle sorgenti, individuata in relazione all'idrodinamica e alle vie di trasporto preferenziale del particolato sospeso.

In genere, i punti di maggiore interesse dove collocare le stazioni sono le aree che risentono dei fattori, spesso di natura stocastica, che agiscono direttamente sull'evoluzione della torbidità, quali: aree che, per le peculiarità morfologiche, batimetriche, e sedimentarie, sono esposte significativamente alle condizioni meteorologiche e climatiche, aree prossime ad apporti fluviali e scarichi, aree adibite al passaggio di natanti, attività di pesca, ecc.).

Nel caso di stazioni fisse da imbarcazione, anche la scelta delle frequenze di campionamento dovrà essere preceduta da preliminari valutazioni sulla periodicità delle potenziali sorgenti. In particolare, le misure dovranno essere rappresentative dell'andamento della torbidità in diverse condizioni meteo-climatiche, quali:

- precipitazioni idrometriche e valori caratteristici del deflusso liquido e solido di corsi d'acqua e scarichi;
- esposizione al moto ondoso, delle correnti indotte, in relazione alla morfologia del sito;
- esposizione al regime anemometrico in relazione alla possibile stratificazione delle correnti (se rilevante in relazione alla morfologia del sito, come ad esempio in aree confinate e in prossimità di imboccature portuali di rilevante profondità).

Considerazioni specifiche potranno essere fatte in relazione alla stagionalità e alla specificità dei processi fisici e biogeochimici che contraddistinguono le aree di indagine.

A titolo di esempio, nel caso di aree marine al largo la variazione dei parametri oceanografici (es. temperatura e salinità) che influiscono sulla stratificazione e sull'andamento delle correnti è solitamente lenta; perciò, possono essere condotte misure meno frequenti rispetto a quelle delle aree costiere, senza che questo comprometta la rappresentatività del fenomeno.

Le stazioni fisse da imbarcazione potranno essere integrate con ulteriori stazioni mobili o transetti per meglio caratterizzare l'andamento di incrementi anomali della torbidità originati dallo sviluppo di pennacchi di torbida in determinate condizioni avverse, causa di criticità ambientali (cfr. Glossario). Può essere utilizzata per tale scopo anche la strumentazione a perdere (come gli XBT, batitermografi, o XCTD, mini-sonde multiparametriche) che viene rilasciata in mare dall'imbarcazione in movimento (cfr. par. 2.4.6).

¹⁷ I sistemi di campionamento dell'acqua variano in funzione della tipologia di analisi che si deve effettuare sul campione. Si riportano ad esempio le bottiglie *Niskin* o *Van Dorn* in PVC per la determinazione generica dei parametri chimici e del TSS, oppure le bottiglie *GoFlo*, in acciaio inox, per indagini più approfondite sulla componente chimica dell'acqua raccolta.

Vantaggi delle misure da stazioni fisse e mobili da imbarcazione

Permettono di acquisire le misure:

- in punti opportunamente distribuiti nello spazio;
- in un'area di estensione maggiore dell'area di influenza della sorgente indagata (es. attività di cantiere) utilizzabili per caratterizzare le condizioni al contorno e discriminare i contributi provenienti da diversi processi in atto;
- in *real time* per seguire l'evoluzione di un pennacchio di torbida lungo la sua via di trasporto preferenziale;
- «straordinarie» rispetto alla strategia di campionamento prevista, ad esempio in concomitanza di eventi intensi/eccezionali che causano nubi di torbida di particolare entità e dell'innescarsi di condizioni critiche/avverse (es. *bloom* algali);
- per caratterizzare con un maggiore livello di dettaglio specifici campi di piccola scala in prossimità delle strutture (turbolenze, vorticosità, asimmetrie del flusso, ecc.) altrimenti impossibili da evidenziare.

Limitazioni da stazioni fisse e mobili da imbarcazione

- Non garantiscono, seppur si prevedano alte frequenze di campionamento, l'acquisizione di set di dati omogenei nel tempo.
- Può non essere possibile effettuare misure in aree interessate da eventi ambientali (es. climatici e meteomarinari) e attività antropiche (es. traffico navale, attività cantieristiche) di particolare intensità.
- Le distanze di navigazione tra ciascuna stazione all'interno dell'area di influenza di uno o più sorgenti devono essere valutate con attenzione per rendere un piano di monitoraggio pratico e rappresentativo della dinamica nel processo nel tempo ed evitare che sia inutilmente costoso.

3.2.5.2 Acquisizioni da stazioni fisse installate

Le stazioni fisse installate permettono di acquisire dati di torbidità (e dei parametri correlati acquisibili in continuo) con un'alta risoluzione temporale, quindi di caratterizzare la variabilità complessiva del parametro nel tempo.

La dotazione strumentale è la medesima di quella utilizzata per le stazioni (fisse e mobili) da mezzo nautico (cfr. par. 3.2.5.1), ma è predisposta per acquisizioni in continuo di lunga durata in maniera autonoma (in auto-acquisizione).

Le stazioni fisse installate possono essere allestite su apparati strumentali di diversa tipologia, quali:

- piattaforme fisse (infrastrutture esistenti o realizzate *ex-novo*) di tipologia diversa a seconda della peculiarità del sito (profondità, morfologia, esposizione a onde e correnti) purché idonea a mantenere gli strumenti in una determinata posizione e a una determinata profondità;
- sistemi del tipo *mooring* costituiti da una serie di strumenti posizionati a più quote lungo la colonna d'acqua, o ad un'unica quota nel caso di profondità ridotte, e fissati alle profondità selezionate, ancorati al fondo mediante pesanti corpi-morti, catene e cime e mantenuti in posizione verticale da un sistema di boe (Figura 14-C);
- boe di superficie predisposte per la trasmissione dei dati in *real time*;
- strutture plastiche o metalliche posizionate ed ancorate sul fondo.

Tali sistemi di misura devono essere integrati con il prelievo di campioni d'acqua *una tantum* (es. in concomitanza con le operazioni di pulizia) per le determinazioni puntuali di dati di TSS necessari per ottenere la relazione di regressione per convertire la serie delle misure di torbidità (in FTU o NTU) in valori di concentrazione di TSS (in mg/l) e calibrare le sonde (cfr. par. 3.2.3.1 e 3.2.4.1).

A garanzia della correttezza della serie di dati rilevati, dovranno essere documentate sia le previste procedure di calibrazione sia le procedure per eliminare i valori dei dati che dal confronto con le determinazioni sui campioni di acqua risultino palesemente errati (*spike*).

Le stazioni fisse installate sono predisposte per restare immerse nell'acqua per lunghi periodi. La strumentazione, pertanto, deve essere sottoposta ad una sistematica manutenzione per evitare che si incorra in problemi che pregiudichino l'acquisizione e l'utilizzabilità dei dati, quali: la formazione di

incrostazioni dovute ad organismi animali e vegetali (*fouling*) e lo stazionamento temporaneo di materiali trasportati dalla corrente (residui di vegetali o plastica o animali come ad esempio granchi, uova di pesci o molluschi). Un valido accorgimento utile al mantenimento della buona funzionalità dei sensori ottici può essere l'installazione sulle sonde CTD di appositi spazzolini che, a intervalli prestabiliti, mantengano pulita la finestra ottica. Un accorgimento valido invece per i sensori acustici consiste nel ricoprire le parti sensibili con paste protettive (per es. pasta ad alto contenuto di ossido di Zinco). La presenza degli spazzolini o della pasta può allungare il periodo che intercorre tra una manutenzione e l'altra, che comunque, rimane un'attività necessaria al controllo dell'integrità del sistema installato.

Poiché le suddette problematiche sono dipendenti dalla stagione e dalla peculiarità del sito, le tempistiche per la manutenzione e gli accorgimenti tecnici devono essere proposti, caso per caso, da chi segue le postazioni fisse e valutati dall'Ente di Controllo.

Ad ogni intervento di pulizia e manutenzione della strumentazione è opportuno prelevare dei campioni d'acqua, prima e dopo la pulizia dei sensori, in modo da correggere eventuali derive (ove possibile) dovute al *fouling* nel periodo intercorso fra due interventi di manutenzione.

La scelta del punto in cui ubicare le stazioni fisse installate dovrà essere coerente con gli scopi prioritari delle misure (cfr. par. 3.1). Ciò richiede la valutazione attenta del campo idrodinamico e l'individuazione delle criticità ambientali che potrebbero scaturire, nelle diverse condizioni meteomarine, dalla persistenza dei sedimenti messi in sospensione dalle sorgenti sotto forma di nube di torbida.

In particolare, in ciascuna delle possibili tipologie di aree di indagine (al largo, costiere litoranee, costiere confinate o portuali) la scelta del posizionamento delle stazioni fisse installate dovrà essere motivato in funzione della necessità di acquisire misure in continuo:

- in prossimità delle sorgenti di risospensione identificate, per determinare e caratterizzare l'intensità del flusso del particolato sospeso che si diffonde dalla sorgente;
- nelle aree prossime alle sorgenti di risospensione individuate, per caratterizzare la dinamica del particolato sospeso che abbandona la sorgente e rilevare il possibile verificarsi di fenomeni avversi (es. anossie, *bloom* algali) collegati.

Una volta selezionate le possibili postazioni ottimali occorre valutare, insieme alle autorità marittime e alle amministrazioni locali, che la messa in opera della strumentazione non porti ad intralcio alla navigazione e che vi sia una possibilità trascurabile che gli strumenti possano essere danneggiati da eventi meteomarine eccezionali o da unità in movimento all'interno dell'area di studio.

Qualora necessario, e comunque laddove possibile secondo le specifiche del caso, la strumentazione per la raccolta dati in auto-acquisizione dovrà essere corredata di *software ad hoc* per la gestione ed il controllo da remoto.

In questi casi la stazione fissa installata dovrà essere predisposta per la trasmissione dei dati in automatico ad una velocità adeguata (almeno 9.6 Kbps). In questa maniera, in caso di malfunzionamento della strumentazione, sarà possibile intervenire tempestivamente con le necessarie operazioni di manutenzione, minimizzando la perdita di dati.

Queste tipologie di stazioni sono adatte all'implementazione di sistemi di controllo in operativo (*Early Warning System* – EWS).

Si rimanda al Capitolo 6 per dettagli sull'utilizzo di tali stazioni per la verifica della conformità di livelli di torbidità in tempo reale nell'ambito di un Piano di Gestione delle operazioni di movimentazione.

Vantaggi delle misure in stazioni fisse installate

Permettono di acquisire dati:

- omogenei nel tempo, ad alta frequenza e per lunghi periodi continuativi;
- in condizioni meteomarine avverse, quando il monitoraggio a mezzo imbarcazione non è possibile;
- gestibili in automatico per l'applicazione di sistemi di allerta in tempo reale (*Early Warning System* – EWS) per il controllo delle anomalie.

Limitazioni delle misure in stazioni fisse installate

- Non permettono di acquisire *set* di dati omogeneamente distribuiti nello spazio, a meno che non si prevedano più installazioni distribuite in punti strategici all'interno dell'area di studio.
- Necessitano di una sistematica manutenzione della strumentazione, specie nella stagione estiva, per evitare problemi che pregiudichino l'acquisizione e l'utilizzabilità dei dati.
- Necessitano, in funzione dell'ubicazione e della tipologia di ormeggio/allestimento della stazione, dell'impiego di mezzi nautici di dimensioni compatibili sia con le operazioni di posa e installazione in mare sia con le periodiche operazioni di manutenzione e, pertanto, possono talvolta comportare un costo elevato.

3.2.6 Acquisizione di parametri di interesse per caratterizzare la dinamica del particolato sospeso

Nel seguito si riporta una trattazione dei parametri ambientali e delle caratteristiche tecniche della strumentazione di uso più comune per acquisire, congiuntamente alle misure di torbidità, parametri ambientali utili a formulare valutazioni sulle locali dinamiche sedimentarie di un sito.

- *Parametri oceanografici della colonna d'acqua*

Spesso i sensori di torbidità sono integrati su sonde multiparametriche CTD per l'acquisizione dei parametri oceanografici della colonna d'acqua (es. temperatura, conduttività elettrica, temperatura, pressione/livello nel punto di immersione, ossigeno disciolto e clorofilla).

I requisiti tecnici delle sonde da utilizzare (es. *range* dei sensori e rateo di acquisizione) dovranno essere valutati in dipendenza delle caratteristiche del sito (es. dell'intensità delle correnti marine e valori di base del parametro da misurare), dalla tipologia e dalle scale caratteristiche dei processi di interesse (es. modalità di esecuzione di lavori di movimentazione dei sedimenti) e del sistema di alimentazione di possibile utilizzo per la stazione fissa.

- *Determinazione della granulometria dei sedimenti*

Conoscere la granulometria dei sedimenti sospesi è importante per un'indagine completa della dispersione della torbida. Le caratteristiche granulometriche, la densità e il contenuto organico del sedimento (o POM – cfr. Glossario) presente nei campioni di acqua posso essere determinate per mezzo di un *Coulter Counter Multisizer*, un granulometro laser LISST o bilancia di sedimentazione.

I campioni devono essere raccolti a diverse profondità in punti scelti auspicabilmente in funzione dei profili di torbidità lungo la colonna d'acqua.

In questo modo sarà possibile realizzare un *database* delle proprietà dei sedimenti (es. curve granulometriche e valori del diametro mediano - d_{50}) trasportati in differenti condizioni idrodinamiche per valutare la corrispondenza tra le concentrazioni di sedimento sospeso elevate e/o più grossolano (aumento del d_{50}) con l'aumento dell'agitazione idrodinamica e degli apporti dalle sorgenti di risospensione esaminate.

- *Intensità e direzione della corrente e letture indirette dei solidi sospesi*

Sono consigliati profilatori del tipo ADCP per la misura istantanea della corrente e degli SSC in celle discrete della colonna d'acqua (cfr. par. 3.2.4 per i requisiti degli ADCP utilizzabili). La scelta delle frequenze dell'ADCP dovrà essere effettuata considerando le profondità del sito di studio e l'accuratezza necessaria per le acquisizioni. A tal proposito si ricordi che gli ADCP con una frequenza maggiore (es. 1200 kHz) hanno una capacità di penetrazione minore rispetto a quelli con frequenza minore (es. 600 kHz) che, a parità di risoluzione spazio-temporale, sono più accurati.

Nel caso di utilizzo di H-ADCP è necessario valutare con attenzione la quota a cui acquisire dati di intensità e direzione delle correnti per controllare in modo efficace la diffusione del particolato sospeso. Per tale scopo, è importante che la profondità di installazione permetta all'ampiezza del cono del fascio acustico emesso dallo strumento di coprire la maggior distanza possibile evitando il più

possibile di intercettare la superficie del mare o il fondale. In genere, per caratterizzare le correnti dirette verso i recettori sensibili o in uscita da un bacino semichiuso (per es. un porto) si consiglia di selezionare la quota in cui si hanno le correnti di maggior intensità (strato di massima energia). Questa indicazione può essere desunta dal temporaneo utilizzo di un profilatore verticale V-ADCP.

Nel caso di ADCP utilizzati in stazioni mobili (es. montati sul fianco o sotto la chiglia di una imbarcazione) le misure effettuate durante il percorso sono utili per seguire l'evoluzione di un pennacchio di torbida in tempo reale.

Mediante strumentazione ADCP è possibile acquisire anche dati batimetrici tipo *single-beam*, ad integrazione di informazioni più dettagliate provenienti da rilievi *multi-beam* o indagini geofisiche, per la valutazione speditiva delle variazioni morfologiche intervenute nell'intervallo di osservazione.

I TSS determinati nei campioni d'acqua prelevati simultaneamente all'acquisizione con ADCP (cfr. par. 3.2.4.1 e al precedente p.to b.) permettono la conversione del *backscatter* acustico nel valore della concentrazione del particolato sospeso per mezzo di *software* appositi (es. DRL *Sediview*, *Aqua Vision*, ecc.).

Considerazioni pratiche

- Nel caso di aree marine al largo la variazione dei parametri di temperatura e salinità è molto lenta; perciò, dati con cadenza mensile o giornaliera possono essere talvolta sufficientemente rappresentativi della dinamica in tali aree.
- È molto importante che i *range* di acquisizione, la precisione e l'accuratezza della strumentazione siano idonei a rilevare la locale variabilità del sito. Ad esempio, in aree contraddistinte da acqua estremamente limpida (pulita) l'utilizzo di un sensore per la misura del parametro torbidità con *range* ampio (es. 0-250 FTU o NTU, *range* comune nei sensori) non permetterebbe di rilevare i valori bassi tipici dell'area.

3.3 Principi per l'utilizzo di tecniche di telerilevamento

3.3.1 Considerazioni generali

Il telerilevamento è la scienza che si occupa della restituzione di informazioni legate ai processi fisici, chimici e biologici della superficie terrestre attraverso l'analisi di dati acquisiti da piattaforme remote. Negli ultimi decenni un vasto numero di sensori di tipo ottico multispettrale e iperspettrale montati su piattaforme drone, aeree e satellitari, hanno contribuito a fornire informazioni sulle proprietà fisiche e le attività biologiche dei corpi d'acqua e terrestri.

Le quantità radiometriche fondamentali nella modellistica del trasferimento radiativo sono l'irradianza e la radianza. L'irradianza di una superficie è definita come il flusso di radiazione elettromagnetica per unità d'area di una superficie. La radianza di una superficie emittente è definita come il flusso radiante per unità di angolo solido per unità di area della superficie proiettata nella direzione di misura e, diversamente dall'irradianza, è funzione della direzione di misura.

Con il termine *Ocean Color* ci si riferisce alla composizione spettrale della luce che viene riflessa dai corpi d'acqua. La radiometria *Ocean Color* è una disciplina riferita alla tecnologia per lo studio dell'interazione tra la radiazione elettromagnetica irradiata dal sole con l'ambiente acquatico nell'intervallo radiometrico del visibile (lunghezza d'onda compresa tra 0.380 e 0.700 μm) e del vicino infrarosso (lunghezza d'onda compresa tra 0.700 e 1.000 μm).

La radianza riflessa dall'acqua è funzione degli effetti di diffusione e assorbimento dell'energia elettromagnetica, irradiata dal sole, dovuti alle caratteristiche del mezzo acquatico, e delle concentrazioni di fitoplancton (es. clorofilla), solidi sospesi (organici e inorganici) e sostanza organica disciolta. La teoria

del trasferimento radiativo consente di suddividere le proprietà ottiche dell'acqua in apparenti e inerenti. Le proprietà ottiche apparenti della colonna d'acqua dipendono dalla struttura geometrica del campo di radiazione elettromagnetica che la permea. Le proprietà ottiche inerenti dipendono invece dalle caratteristiche della massa d'acqua, e sono caratterizzate da coefficienti di assorbimento e diffusione della massa d'acqua per la radiazione elettromagnetica ad una specifica lunghezza d'onda (Mobley, 1994).

Attraverso l'analisi della composizione spettrale della radianza riflessa dall'acqua, i dati telerilevati di tipo ottico multispettrale e iperspettrale vengono utilizzati per stimare le proprietà ottiche inerenti la colonna d'acqua, che sono il risultato del contributo combinato di processi elastici (spettrali) e non-elastici (transspettrali), generati dalla concentrazione di costituenti dell'acqua, ovvero sostanze come la clorofilla (Chl-a), i solidi sospesi totali (TSS) e la materia organica disciolta colorata (CDOM). Si rimanda al Glossario per il significato degli acronimi.

Sulla base delle loro caratteristiche ottiche intrinseche (IOP) le acque si possono dividere in due tipologie. Nelle acque di tipo oceanico (*Case 1*), le proprietà ottiche inerenti sono relative alla sola concentrazione di clorofilla correlata al fitoplancton, al contrario le acque costiere ad elevata torbidità (*Case 2*) sono caratterizzate sia da fitoplancton che da sostanze disciolte o particelle in sospensione. La concentrazione di tali sostanze nella colonna d'acqua determina assorbimento e diffusione dello spettro elettromagnetico. La relazione tra la risposta spettrale e l'assorbimento e diffusione dei costituenti della colonna d'acqua alle diverse concentrazioni consente una calibrazione di algoritmi per la stima delle singole variabili bio-geofisiche (Chl-a, TSS, CDOM, torbidità, k_d490 coefficiente di attenuazione della luce) attraverso l'utilizzo di misure in situ. La stima è relativa alla porzione di colonna d'acqua più prossima all'interfaccia con l'atmosfera e lo spessore della colonna d'acqua al quale si riferisce la stima varia a seconda della torbidità.

Le variabili bio-geofisiche stimate a partire dalle informazioni ottiche rappresentano informazioni spazialmente esplicite che contribuiscono alla definizione della qualità delle acque marino-costiere e consentono l'identificazione e la descrizione dei processi ambientali di tipo biologico e geomorfologico nelle acque marino-costiere, come le fioriture algali, la dispersione dei pennacchi fluviali e i bilanci sedimentari. La finalità dell'utilizzo di tecniche di telerilevamento per il monitoraggio dei livelli di torbidità in acque marine e costiere, è quella di poter disporre di informazioni spazializzate con le caratteristiche di un monitoraggio ripetuto nel tempo, le quali forniscono informazioni quantitative di utilità per il monitoraggio ambientale in fascia costiera, permettendo ad esempio di caratterizzare le dinamiche morfologiche, monitorare la qualità delle acque in prossimità delle foci fluviali e la concentrazione di sedimenti in sospensione nelle aree portuali.

3.3.2 Descrizione degli algoritmi

Per la stima delle singole variabili bio-geofisiche di interesse, i dati telerilevati di tipo ottico multispettrale e iperspettrale necessitano di una idonea procedura di elaborazione. La strategia comunemente adottata per le applicazioni *Ocean Color* è articolata in due fasi:

- rimozione dei contributi dell'atmosfera per determinare la radianza riflessa dell'acqua (*water-leaving reflectance*);
- stima delle proprietà ottiche inerenti e delle variabili bio-geofisiche.

Una accurata correzione atmosferica è necessaria per stimare correttamente la radianza riflessa dall'acqua, e conseguentemente le variabili bio-geofisiche derivate, come la stima di torbidità, solidi in sospensione, concentrazione di clorofilla. L'*International Ocean Color Coordinating Group* (IOCCG) riporta che gli algoritmi di correzione atmosferica funzionano adeguatamente in mare aperto, mentre rappresentano un fattore limitante per le acque costiere e interne, in relazione alla maggiore incertezza nei valori stimati di radianza riflessa dall'acqua (IOCCG, 2010). Questa incertezza è dovuta alla maggior variabilità delle condizioni atmosferiche, alla proprietà chimica delle particelle di aerosol costiero e all'effetto di adiacenza, che in ambienti costieri rappresenta l'influenza della radiazione riflessa sulla superficie dell'acqua dalle vicine aree emerse, in relazione alla distanza dalle stesse. L'utilizzo di algoritmi di correzione atmosferica sviluppati e calibrati per l'applicazione su aree terrestri emerse non sono adatti per l'ambiente acquatico, poiché tipicamente utilizzano dei parametri che provengono da una distribuzione di pixel acquisiti in aree emerse o perché considerano le aree ricoperte da acqua non riflettenti, a meno del contributo

atmosferico. L'iniziativa di comparazione tra algoritmi di correzione atmosferica per l'ambiente acquatico (un elenco di strumenti software che implementano algoritmi viene fornito alla Sezione 3.3.4) denominata *Atmospheric Correction Intercomparison eXercise* (ACIX-Aqua), ha messo a confronto le prestazioni di diversi algoritmi di correzione atmosferica per varie tipologie di acque (*Optical Water Types - OWTs*), classificate sulla base delle loro proprietà ottiche (Moore *et al.*, 2014). Sono stati messi a confronto con radiometrie *in situ* collezionate dalla componente *Ocean Color* dell'*AEROSOL ROBOTIC NETWORK* (AERONET-OC), allo scopo di valutare l'accuratezza nei valori di radianza riflessa dall'acqua atmosfericamente corretti e nelle stime di concentrazione di clorofilla e solidi in sospensione. I risultati hanno riportato diversi gradi di incertezza per i diversi algoritmi, quando applicati ad acque limpide, ecosistemi eutrofici e acque ad elevata torbidità, dimostrando una specializzazione per le diverse OWTs (Pahlevan *et al.*, 2021). Lo studio riporta come un'incertezza sulla fase di correzione atmosferica si traduca in un'incertezza nella stima dei parametri di qualità dell'acqua (Chl-a e TSM). Allo scopo di correggere in modo accurato la componente atmosferica, gli algoritmi necessitano tipicamente di informazioni ancillari su specifici parametri atmosferici, quali lo spessore ottico dell'aerosol, la pressione, la temperatura, e l'umidità.

Stime dei parametri di qualità dell'acqua, tra cui la torbidità, possono essere ottenute, a partire dalla radianza riflessa dall'acqua atmosfericamente corretta, attraverso l'utilizzo di algoritmi di tipo:

- semi-empirico;
- *machine-learning*.

Gli algoritmi semi-empirici si basano sulla relazione tra il valore di torbidità e una o più bande spettrali a diversa lunghezza d'onda. Numerosi studi in letteratura hanno riscontrato una buona correlazione per valori di torbidità bassi o moderati (0 - 15 NTU) e la radianza riflessa dall'acqua in singole bande spettrali situate nell'intervallo radiometrico del rosso (lunghezza d'onda di circa 0.650 μm), per diversi sensori ottici multispettrali montati su piattaforme satellitari di osservazione della terra (Bustamante *et al.*, 2009; Petus *et al.*, 2010). Sono presenti pochi studi che utilizzano algoritmi semi-empirici in acque ad elevata torbidità (> 100 NTU), che determinano tipicamente la saturazione dell'algoritmo di stima nell'intervallo radiometrico del rosso (Bowers *et al.*, 1998). Tale effetto di saturazione può essere evitato con l'utilizzo dei valori di radianza riflessa dall'acqua nell'intervallo radiometrico del vicino infrarosso (lunghezza d'onda di circa 850 nm) che, a causa dell'elevato assorbimento dell'acqua pura (circa 4,4 m^{-1}) (Kou *et al.*, 1993), consente di misurare radiazione riflessa dal materiale in sospensione in acque ad elevata torbidità. Per coprire la più ampia variabilità nei valori di torbidità che si possono trovare nelle acque costiere, e per evitare la ridotta sensibilità della banda alle lunghezze d'onda dell'infrarosso in acque a bassa torbidità, sono stati proposti più recentemente algoritmi che utilizzano più bande spettrali, integrando l'intervallo radiometrico del vicino infrarosso a quello del rosso, e consentendo con un unico algoritmo una stima più accurata nei valori di torbidità da bassi a elevati (Nechad *et al.*, 2010). Tale approccio è stato perfezionato con l'utilizzo di un sistema di pesi per ottimizzare l'integrazione delle stime calcolate a partire dai due diversi intervalli radiometrici, e i risultati ne suggeriscono l'utilizzo fino a valori di torbidità pari a 1000 NTU (Dogliotti *et al.*, 2015). Attualmente utilizzato da gran parte della comunità scientifica, in considerazione della sua robustezza ed applicabilità in servizi operativi, risulta l'algoritmo di riferimento per la stima della torbidità a partire da dati di osservazione della terra. Algoritmi di più recente sviluppo, sviluppati per alcuni specifici sensori, utilizzano sistemi di selezione automatica delle bande spettrali da utilizzare per meglio adattarsi alle diverse condizioni della colonna d'acqua e limitare l'effetto di saturazione (Novoa *et al.*, 2017).

Un approccio alternativo ai modelli semi-empirici è fornito dagli algoritmi di tipo *machine-learning*, che permettono di utilizzare relazioni più complesse e flessibili, rispondendo all'esigenza di un modello in grado di fornire stime accurate per diversi livelli di torbidità, e di sfruttare la ricchezza di informazione fornita dalle diverse bande spettrali. Chebud *et al.*, 2012 ha sviluppato un modello di rete neurale per quantificare clorofilla, torbidità e fosforo dai valori di riflettanza delle bande spettrali negli intervalli radiometrici del visibile, vicino infrarosso, infrarosso a onde corte e infrarosso termico. El Din (2019) ha dimostrato, attraverso l'applicazione dell'analisi delle componenti principali, come anche la banda degli aerosol costieri (lunghezze d'onda comprese tra 0,430 e 0,450 μm) fornisce informazioni importanti nelle acque ad elevata torbidità. Magri *et al.*, 2023 ha utilizzato modelli denominati *Stepwise Linear Regression* (SLR) e *Kernel Regularized Least Squares Regressor* per determinare la torbidità a partire dai valori di riflettanza non corretti atmosfericamente, in considerazione del fatto che gli algoritmi di *machine learning* sono meno influenzati dai fattori atmosferici e da altre sorgenti di rumore (Chebud *et al.*, 2012).

3.3.3 Sensori per acquisizioni con tecniche di telerilevamento

Sensori di tipo ottico multispettrale ed iperspettrale possiedono una propria configurazione radiometrica, caratterizzata dall'intervallo radiometrico e dalla risoluzione radiometrica delle singole bande spettrali. I sensori montati su piattaforme satellitari di osservazione della terra, sulla base delle caratteristiche geometriche di acquisizione, dell'orbita del satellite e della opzionale configurazione in una costellazione di satelliti, hanno un periodo di rivisita nominale, che corrisponde all'intervallo temporale che intercorre tra due osservazioni della stessa località geografica sulla superficie terrestre. Nei satelliti con orbita elio-sincrona la rivisita temporale è dipendente dalla latitudine. La risoluzione spaziale delle misure acquisite dai sensori, che gioca un ruolo fondamentale nella scelta del sensore più idoneo per ciascuna specifica applicazione, dipende dalle caratteristiche del sensore e della piattaforma di acquisizione (es. orbita, quota di volo). È possibile categorizzare i sensori di tipo ottico multispettrale e iperspettrale sulla base delle caratteristiche geometriche di acquisizione, che misurano valori di radianza a risoluzione spaziale:

- media (90 – 1000 m);
- elevata (10 – 90 m);
- molto elevata (0,1 – 1 m).

In generale, devono essere tenute in considerazione le caratteristiche dei sensori, come la calibrazione tra i diversi detector e la sensibilità di ciascuna banda spettrale, per consentire di ottenere un rapporto segnale-rumore sufficiente agli scopi applicativi (Warren *et al.*, 2021).

Per quanto riguarda la stima del valore di torbidità, il requisito fondamentale che deve possedere un sensore è quello di misurare la radiazione riflessa dall'acqua nell'intervallo radiometrico del rosso (lunghezza d'onda di circa 0,65 μm). Contribuiscono a migliorare l'accuratezza della stima misure della radiazione riflessa dall'acqua nell'intervallo radiometrico del:

- vicino infrarosso (NIR, lunghezze d'onda comprese tra 0,700 e 1.000 μm);
- *red-edge* (lunghezze d'onda comprese tra 0,680 e 0,730 μm);
- blu (lunghezze d'onda comprese tra 0,430 e 0,450 μm), per una corretta correzione atmosferica dell'aerosol costiero;
- infrarosso a onde corte (SWIR, lunghezze d'onda comprese tra 1.000 e 2.500 μm), per il miglioramento del processo di correzione atmosferica.

I satelliti per il monitoraggio degli oceani sono tipicamente dotati di sensori di tipo ottico multispettrale o iperspettrale a media risoluzione spaziale (90 – 1000 m) e un *set* di bande spettrali con intervallo radiometrico e risoluzione radiometrica finalizzata ad una accurata stima delle proprietà ottiche inerenti dell'acqua. La media risoluzione spaziale consente una rivisita temporale giornaliera su scala globale e un buon rapporto segnale-rumore per i valori di radianza riflessa dall'acqua. Per tutti i sensori a media risoluzione spaziale riportati in Tabella 6, la policy di distribuzione del dato è di tipo *Open-access*, e la risoluzione radiometrica di tipo 'Specifica' per ambienti acquatici, in quanto il *set* di bande spettrali disponibili consente la misura di specifici processi di assorbimento e diffusione radiometrica ad opera dei costituenti della colonna d'acqua. Generalmente è possibile trovare cataloghi con prodotti di mappatura, generati da sensori a media risoluzione spaziale, riferiti a stime di variabili bio-geofisiche come la torbidità.

Sensori di tipo ottico multispettrale ad elevata risoluzione spaziale (10–30 m), pur essendo generalmente progettati per applicazioni di tipo terrestre, consentono una migliore identificazione della variabilità spaziale per pattern alla scala delle decine di metri, rendendoli adatti al monitoraggio delle acque interne e marino-costiere.

La loro elevata risoluzione spaziale consente di ottenere, però, un ridotto rapporto segnale rumore, che rappresenta una criticità per le applicazioni in ambiente acquatico, e una minore risoluzione radiometrica, che potrebbe non essere adeguata a rilevare la radiazione elettromagnetica in specifici intervalli di assorbimento o diffusione. Rispetto ai precedenti, i nuovi sensori ottici multispettrali ad elevata risoluzione spaziale (Tabella 7), montati su piattaforme satellitari poste in orbita elio-sincrona, hanno integrata una banda spettrale per l'acquisizione della radiazione solare riflessa dalla superficie terrestre nell'intervallo radiometrico 0,430 – 0,450 μm , corrispondente alle lunghezze d'onda del blu ed utilizzata per la stima dello spessore ottico dell'aerosol (*Aerosol Optical Thickness* – AOT). Una accurata stima dell'AOT è alla base di una adeguata correzione atmosferica. L'utilizzo di bande spettrali nell'intervallo radiometrico dell'infrarosso a onde corte (lunghezze d'onda comprese tra 1,0 e 2,5 μm), disponibili per

alcuni sensori, nelle procedure di correzione atmosferiche specifiche per gli ambienti acquatici, ha consentito di migliorare l'accuratezza della stima della concentrazione di solidi sospesi in acque ad elevata torbidità. I sensori di tipo ottico iperspettrale, ad elevata risoluzione spaziale, consentono di disporre di una elevata risoluzione radiometrica, se pur con un ridotto rapporto segnale rumore. Si suggerisce di identificare lo strumento più idoneo all'elaborazione dei dati, sulla base dell'applicazione e dello specifico supporto ai sensori ad elevata risoluzione spaziale.

Sensori di tipo ottico multispettrale a risoluzione spaziale molto elevata (0,1 - 10 m), anch'essi generalmente progettati per applicazioni di tipo terrestre, consentono una identificazione della variabilità spaziale per pattern alla scala di pochi metri, rendendoli adatti al monitoraggio delle acque interne e marino-costiere.

Si tratta generalmente di sensori montati su piattaforme satellitari di tipo commerciale con orbita elio-sincrona, per i quali è possibile acquisire nuovi dati o collezionare acquisizioni già effettuate in passato previo pagamento di una quota. Considerando il carattere commerciale delle missioni satellitari, i dati sono disponibili solo per alcune località geografiche di interesse, per le quali sono stati espressamente richieste delle acquisizioni, che possono interessare le aree costiere ma generalmente non coprono le aree marine. In alcuni casi, la disponibilità di un gran numero di nano-satelliti (1 - 10 kg) rende possibile la disponibilità di acquisizioni con elevata copertura spaziale e rivisita temporale che può arrivare anche a 1 giorno. Rispetto ai sensori ottici di tipo multispettrale montati su piattaforme satellitari, dispongono di bande spettrali per l'acquisizione negli intervalli radiometrici del visibile e del vicino infrarosso.

Sensori di tipo ottico multispettrale ed iperspettrale possono essere montati anche su piattaforme non satellitari, come aerei, elicotteri e droni. Sulla base della geometria di acquisizione, funzione anche della quota di volo, si possono ottenere generalmente acquisizioni a risoluzione spaziale molto elevata (0,1 - 10 m), che però interessano un'area geografica limitata. Rispetto ai dati acquisiti da piattaforme satellitari, se i sensori sono opportunamente calibrati prima del volo di acquisizione, può non essere necessaria un'operazione di correzione dell'effetto della componente atmosferica. Nel caso di utilizzo di sensori di tipo ottico multispettrale che acquisiscono 3 bande spettrali nell'intervallo radiometrico del visibile, comunemente denominati 'RGB', non essendo possibile una calibrazione radiometrica del sensore, l'utilizzo ai fini della stima dei valori di torbidità in ambiente acquatico è vincolata all'acquisizione con parametri del sensore costanti per l'intero volo, e alla calibrazione della torbidità con dati in situ collezionati durante il volo. Si riportano in Tabella 8 i principali sensori di tipo ottico multispettrale a risoluzione spaziale molto elevata montati su piattaforme satellitari. Sensori con simili caratteristiche radiometriche, che possono essere montati su piattaforme non satellitari, non vengono riportati in tabella, poiché ne esistono numerosi modelli disponibili sul mercato in continuo aggiornamento. Si suggerisce di identificare lo strumento più idoneo all'elaborazione dei dati, sulla base dell'applicazione e dello specifico supporto ai sensori a risoluzione spaziale molto elevata.

Tabella 6. Elenco sensori a media risoluzione spaziale montati su piattaforme satellitari di osservazione della Terra, che hanno acquisito dati utili alla stima della torbidità a partire dall'anno 2000. Sono indicati il numero di bande spettrali e gli intervalli radiometrici del Blu, Rosso, Red-Edge, Vicino infrarosso (NIR), infrarosso a onde corte (SWIR)

Missione satellitare	Sensore	Disponibilità temporale	N. bande spettrali	Intervallo radiometrico (μm)	Blu	Rosso	Red-Edge	NIR	SWIR	Risoluzione spaziale (m)	Rivisita temporale (giorni)
OrbView-2	Sea-Viewing Wide Field-of-View Sensor (SeaWiFS)	Settembre 1997 - Dicembre 2010	8	0,40 – 0,88		X		X	X	1100	1-2
Terra	Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS)	Febbraio 2000	36	0,4 – 14,35		X		X		250 - 1000	1-2
Envisat	Medium Resolution Imaging Spectrometer (MERIS)	Aprile 2002 - Aprile 2012	15	0,41 – 0,90		X		X		300	3
Aqua	Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS)	Luglio 2002	36	0,4 – 14,35		X		X	X	250 – 1000	1-2
International Space Station (ISS)	Hyperspectral Imager for the Coastal Ocean (HICO)	Settembre 2009 - Settembre 2014	128	0,38 – 0,96		X		X	X	90	3
Sentinel-3	Ocean and Land Colour Instrument (OLCI)	Febbraio 2016	21	0,40 – 1,02	X	X		X	X	300	1-2
Suomi-NPP	Visible Infrared Imaging Radiometer Suite (VIIRS)	Gennaio 2012	22	0,412 – 12,01		X		X	X	375 – 750	1

Tabella 7. Elenco sensori ad elevata risoluzione spaziale montati su piattaforme satellitari di osservazione della Terra, che hanno acquisito dati utili alla stima della torbidità a partire dall'anno 2000.

Missione satellitare	Sensore	Disponibilità temporale	N. bande spettrali	Intervallo radiometrico (μm)	Blu	Rosso	Red-Edge	NIR	SWIR	Risoluzione spaziale (m)	Risoluzione radiometrica* (G=Generica; S=Specifica)	Rivisita temporale (giorni)	Policy di distribuzione del dato
Landsat-5	Thematic Mapper (TM)	Marzo 1984 – Giugno 2013	7	0,45 – 12,50		X		X	X	30	G	16	Open Access
SPOT-1	High Resolution Visible (HRV)	1986 - 2003	3	0,50 – 0,89		X		X		20	G	26	Commerciale
SPOT-2	High Resolution Visible (HRV)	1990 - 2009	3	0,50 – 0,89		X		X		20	G	26	Commerciale

SPOT-4	High Resolution Visible and InfraRed (HR-VIR)	1998 - 2013	4	0,50 – 1,75		X		X	X	20	G	26	Commerciale
Landsat-7	Enhanced Thematic Mapper Plus (ETM+)	Aprile 1999	8	0,45 – 12,5		X		X	X	30	G	16	Open Access
Earth Observing-1 (EO-1)	Hyperion	Novembre 2000 – Marzo 2017	220	0,40 – 2,50	X	X		X	X	30	S	16	Open Access
SPOT-5	High-Resolution Geometric (HRG)	2002 - 2015	4	0,50 – 1,75		X		X	X	10 - 20	G	26	Commerciale
PROBA-1	Compact High Resolution Imaging Spectrometer (CHRIS)	Maggio 2002	18	0,410 - 1,012	X	X	X	X		17	S	7	Open Access
ResourceSat-2	Advanced Wide Field Sensor (AWiFS)	Aprile 2011	4	0,52 – 1,70		X		X	X	56	G	5	Previa sottoscrizione accordo
Landsat-8	Operational Land Imager (OLI)	Febbraio 2013	11	0,433 – 12,5	X	X		X	X	30	G	16	Open Access
Sentinel-2	Multi Spectral Instrument (MSI)	Giugno 2015	13	0,443 – 2,19	X	X	X	X	X	10 – 20 - 60	G	5	Open Access
PRISMA	PRecursore IperSpettrale della Missione Applicativa (PRISMA)	Giugno 2019	250	0,40 – 2,5	X	X	X	X	X	30	S	29	Previa sottoscrizione accordo
Landsat-9	Operational Land Imager (OLI 2)	Settembre 2021	11	0,433 – 12,5	X	X		X	X	30	G	16	Open Access
EnMAP	Environmental Mapping and Analysis Program (EnMAP)	Aprile 2022	228	0,42 – 2,45	X	X	X	X	X	30	S	27	Open Access
NOTA	* Specifica: sensore progettato per una stima accurata delle variabili bio-geofisiche relative la colonna d'acqua. Generica: Sensore progettato per stima di variabili in numerosi campi applicativi.												

Tabella 8. Elenco sensori a risoluzione spaziale molto elevata montati su piattaforme satellitari di osservazione della Terra, che hanno acquisito dati utili alla stima della torbidità a partire dall'anno 2000.

Missione satellitare	Sensore	Disponibilità temporale	N. bande spettrali	Intervallo radiometrico (μm)	Blu	Rosso	Red-Edge	NIR	SWIR	Risoluzione e spaziale (m)	Risoluzione radiometrica* (G=Generica; S=Specifica)	Rivisita temporale (giorni)	Policy di distribuzione del dato
GeoEye-1	GeoEye Imaging System (GIS)	2008	4	0,45 – 0,92		X		X		1,64	G	3	Commerciale
RapidEye	RapidEye Earth-imaging System (REIS)	Agosto 2008 – Marzo 2020	5	0,44 – 0,85		X		X		5	G	1 - 3	Commerciale
WorldView-2	WorldView-110 camera (WV110)	2009	8	0,40 – 1,04	X	X	X	X		2	G	1	Commerciale
Pleiades	High Resolution Imager (HiRI)	2012	4	0,45 – 0,915		X		X		2	G	13	Commerciale
SPOT-6	New Astrosat Optical Modular Instrument (NAOMI)	Settembre 2012	4	0,45 – 0,89		X		X		6	G	26	Commerciale
SPOT-7	New Astrosat Optical Modular Instrument (NAOMI)	Giugno 2014	4	0,45 – 0,89		X		X		6	G	26	Commerciale
WorldView-3	WorldView-110 camera (WV110)	2014	16	0,40 – 2,365	X	X	X	X	X	1,3 – 4 – 30	G	1	Commerciale
WorldView-4	WorldView-110 camera (WV110)	2016	4	0,45 – 0,92		X		X		1,3	G	1	Commerciale
PlanetScope	Dove- R	Settembre 2016	4	0,44 – 0,885		X		X		3	G	1	Commerciale
Venµs	Venµs SuperSpectral Camera (VSSC)	2017	12	0,42 – 0,91	X	X	X	X		5.3	G	2	Open Access
PlanetScope	Dove-C	Gennaio 2018	3	0,45 – 0,69		X		X		3	G	1	Commerciale
PlanetScope	SuperDove	2021	8	0,44 – 0,885	X	X	X	X		3	G	1	Commerciale
NOTA	* Specifica: sensore progettato per una stima accurata delle variabili bio-geofisiche relative la colonna d'acqua. Generica: Sensore progettato per stima di variabili in numerosi campi applicativi.												

3.3.4 Strumenti per la stima della torbidità da remoto

Sono disponibili numerosi strumenti software che implementano algoritmi di correzione atmosferica della radianza riflessa dall'acqua, in alcuni casi complementati da algoritmi per la stima delle proprietà ottiche inerenti della colonna d'acqua e delle variabili bio-geofisiche, compresa la torbidità. Si riporta di seguito un elenco dei principali strumenti disponibili. Per quanto riguarda i nomi dei sensori citati, si fa riferimento a quanto riportato dalle Tabella 6 a 8.

La scelta dello strumento per la generazione di stime della torbidità con l'utilizzo delle tecniche di telerilevamento è legata alla tipologia di algoritmo che si intende utilizzare, che talvolta è funzione del sensore che ha acquisito i dati dei quali si dispone.

- **SeaWiFS Data Analysis System (SeaDAS)**

Lo strumento si basa su metodi sviluppati per effettuare la correzione atmosferica ed ottenere la radianza riflessa dall'acqua atmosfericamente corretta, e stimate le variabili bio-geofisiche (Fu *et al.*, 1998). Il metodo di correzione atmosferica inizialmente implementato per dati acquisiti dal sensore SeaWiFS si basa sul metodo del *Dark Pixel* (Gordon *et al.*, 1994). Tale metodo presuppone una radianza trascurabile riflessa dall'acqua nell'intervallo radiometrico del vicino infrarosso (lunghezze d'onda nell'intervallo 0,65 – 0,9 μm) per stimare la radianza dell'atmosfera dovuta allo scattering degli aerosol atmosferici. Tale metodo però non è applicabile in presenza di quantità anche modeste di solidi sospesi, perché in tal caso la radianza riflessa dell'acqua nell'intervallo radiometrico del vicino infrarosso non è trascurabile. Successivamente sono stati implementati in SeaDAS altri algoritmi di correzione atmosferica (Bailey *et al.*, 2006), basati su MODTRAN (*MODerate resolution atmospheric TRANsmission*) (Berk *et al.*, 2005) e sull'algoritmo *Quasi-Analytical Algorithm* (QAA) (Lee *et al.*, 2002). Gli algoritmi di correzione atmosferica sono complementati da algoritmi per la stima delle variabili bio-geofisiche a partire dai valori di radianza riflessa dall'acqua, che utilizzano le formulazioni *standard* disponibili in letteratura. L'algoritmo QAA è utilizzato per la correzione atmosferica specifica per gli ambienti acquatici. Questo algoritmo stima i parametri ottici dell'acqua per compensare l'effetto della radiazione atmosferica presente nelle immagini. Una volta stimati l'assorbimento dell'acqua, l'assorbimento dei pigmenti algali e il ritorno diffuso dall'acqua, l'algoritmo QAA corregge la radianza osservata per rimuovere l'effetto dell'atmosfera. Infine, vengono utilizzati i valori stimati di assorbimento dell'acqua corretti per gli effetti atmosferici per derivare i parametri quali la concentrazione di clorofilla, la concentrazione dei sedimenti sospesi e altre proprietà ottiche delle acque marine. Originariamente sviluppato per i dati SeaWiFS, SeaDAS supporta dati acquisiti dalla maggior parte dei sensori su piattaforme satellitari per il rilevamento dell'Ocean Color, quali MODIS, MERIS, VIIRS, LANDSAT 8 OLI, Sentinel-3 OLCI. Lo strumento SeaDAS viene utilizzato per la generazione dei prodotti operativi distribuiti dal servizio *OceanColor* NASA (<https://oceancolor.gsfc.nasa.gov>). Il software è distribuito gratuitamente (<https://seadas.gsfc.nasa.gov>).

- **Case2 Regional Coast Colour (C2RCC)**

Inizialmente calibrato e sviluppato per il processamento di dati satellitari ENVISAT-MERIS e successivamente adattato ad altri sensori di tipo ottico multispettrale (OLCI, MSI, OLI, SeaWiFS, MODIS, VIIRS) (Brockmann *et al.*, 2016). L'algoritmo di correzione atmosferica utilizza tecniche di tipo machine learning, con utilizzo di reti neurali calibrate con firma spettrali generate da modelli di trasferimento radiativo (Schiller e Doerffer, 1999). Integra un algoritmo di stima di variabili bio-geofisiche, calcolate a partire dalle proprietà ottiche inerenti stimate dai valori di radianza riflessa dall'acqua. L'algoritmo impiega infatti reti neurali per la stima delle componenti di assorbimento e diffusione, e consente l'utilizzo di un *set* di parametri per le acque costiere (*Case2*) e un *set* di parametri per acque ad elevata torbidità (*Case2 extreme*), generalmente caratterizzate da una elevata concentrazione di sedimenti (nell'intervallo di circa 300-1000 mg/l). Sono disponibili informazioni spazializzate legate all'incertezza delle stime. La stima delle componenti di assorbimento e diffusione consente di poter calibrare gli algoritmi di stima per le singole variabili bio-geofisiche a partire da tali componenti, in alternativa alla stima diretta a partire dalla radianza riflessa dall'acqua. Lo strumento

C2RCC non implementa il calcolo dei valori di torbidità, che possono essere calcolati attraverso formulazioni, opportunamente calibrate, che utilizzano la radianza riflessa dall'acqua o la componente di diffusione (Filipponi *et al.*, 2021). Lo strumento C2RCC viene utilizzato in sinergia con ACOLITE (si veda di seguito) per la generazione dei prodotti operativi, tra i quali la torbidità stimata da dati satellitari di tipo ottico multispettrale ad elevata risoluzione spaziale, distribuiti dal servizio *Copernicus Marine Environment Monitoring Service - CMEMS* (<https://marine.copernicus.eu>). Il software è distribuito gratuitamente (<https://c2rcc.org>).

- **Atmospheric Correction for OLI 'lite' (ACOLITE)**

Inizialmente calibrato e sviluppato per il processamento di dati satellitari LANDSAT8 OLI e successivamente adattato per supportare anche dati acquisiti da sensori satellitari di tipo ottico multispettrale (Landsat5 TM, Landsat7 ETM, Landsat9 OLI, Sentinel-2 MSI, ENVISAT-MERIS, Sentinel-3 OLCI, PlanetScope Dove, PlanetScope SuperDove, RapidEye, Venµs, SPOT, Pléiades, QuickBird2, WorldView-2 and WorldView-3) e di tipo ottico iperspettrale (CHRIS, HYPERION, HICO, PRISMA, DESIS) (Vanhellemont *et al.*, 2018). L'algoritmo di correzione atmosferica utilizza il metodo del *Dark Spectrum Fitting*, con opzionale rimozione dell'effetto di sun-glint (ovvero quell'effetto di riflessione speculare della radiazione elettromagnetica da parte della superficie dell'acqua che avviene a specifici angoli, alle latitudini del Mar Mediterraneo soprattutto durante il periodo del solstizio d'estate (mesi di maggio, giugno, luglio), ed è complementato da algoritmi per la stima delle variabili bio-geofisiche a partire dai valori di radianza riflessa dall'acqua che utilizzano diverse formulazioni disponibili in letteratura. Entrambi gli algoritmi possono essere calibrati con dati in situ per migliorare l'accuratezza delle stime quantitative. In particolare, la calibrazione per i dati satellitari di osservazione della terra Sentinel-2 MSI può beneficiare dell'utilizzo delle bande spettrali nell'intervallo radiometrico del *red-edge* (lunghezze d'onda comprese tra 0,650 e 0,8 µm), per una migliore stima in condizioni di elevata torbidità.

Lo strumento ACOLITE viene utilizzato in sinergia con C2RCC per la generazione dei prodotti operativi distribuiti dal servizio *Copernicus Marine Environment Monitoring Service - CMEMS* (<https://marine.copernicus.eu>). Il software è distribuito gratuitamente (<https://odnature.naturalsciences.be/remsem/software-and-data/acolite>).

- **iCOR (iterative Cloud and Aerosol Removal)**

Algoritmo di correzione atmosferica, originariamente sviluppato per dati acquisiti dai sensori Landsat-8 OLI e Sentinel-2 MSI, è stato successivamente adattato per il supporto di dati acquisiti dal sensore Sentinel-3 OLCI (versione denominata 'iCOR4S3') (Wolters *et al.*, 2021). iCOR utilizza il *Moderate-Resolution Atmospheric Radiance and Transmittance Model* (MODTRAN) (Berk *et al.*, 2005) per il calcolo del trasferimento radiativo, mediante l'utilizzo di Look-Up Tables (LUT), e applica una correzione atmosferica differente per l'ambiente terrestre e l'ambiente acquatico (https://blog.vito.be/remotesensing/icor_available).

- **POLYMER**

Strumento di correzione atmosferica per l'ambiente acquatico, che adatta una funzione polinomiale di secondo ordine per correggere simultaneamente i segnali di aerosol e di sun-glint (Steinmetz *et al.*, 2011). Supporta dati acquisiti dai sensori satellitari ENVISAT-MERIS, Sentinel-2 MSI, Sentinel-3 OLCI, SeaWiFS, MODIS Aqua, Suomi VIIRS. Il software è distribuito gratuitamente previa registrazione (<https://www.hygeos.com/polymer>).

- **BOMBER**

Strumento che implementa un modello bio-ottico per la correzione atmosferica, la stima delle proprietà ottiche della colonna d'acqua e delle variabili bio-geofisiche, con possibilità di applicazione ad acque interne, costiere e marine (Giardino *et al.*, 2012). La correzione atmosferica viene eseguita attraverso la minimizzazione di una funzione, che determina la distanza spettrale tra i valori di radianza riflessa dall'acqua misurati dal sensore e quelli simulati attraverso un modello di trasferimento radiativo. Le proprietà ottiche inerenti vengono stimate attraverso l'implementazione di modelli disponibili in letteratura. Il coefficiente di *total backscattering* può tenere in considerazione

l'effetto di diffusione dovuto alla presenza di particelle di fitoplancton. Lo strumento supporta diverse tipologie di sensori di tipo ottico multispettrale e iperspettrale. Il software è distribuito gratuitamente (<https://zenodo.org/record/5418571>).

Alcuni algoritmi di correzione atmosferica hanno prestazioni migliori di altri nelle aree costiere. Una incertezza del 20-30% nella stima della radianza riflessa dall'acqua può propagarsi nella fase di stima delle variabili bio-geofisiche, che può arrivare fino al 25-70% (Pahlevan *et al.*, 2021). Sebbene i diversi algoritmi di correzione atmosferica abbiano prestazioni diverse, il loro principio di funzionamento si adatta meglio ad alcune tipologie di sensori, anche sulla base degli intervalli radiometrici a disposizione. Inoltre, non tutti gli strumenti descritti supportano la varietà di sensori disponibili. Per questi motivi, si suggerisce la selezione dello strumento per la stima della torbidità con tecniche di telerilevamento sulla base del criterio del supporto al sensore di acquisizione dati a disposizione, e delle specifiche prestazioni per il sensore stesso.

3.3.5 Calibrazione: tecniche e requisiti

La calibrazione degli algoritmi di stima viene eseguita attraverso l'analisi numerica della relazione tra torbidità e radianza riflessa dall'acqua a differenti lunghezze d'onda, con l'utilizzo di misure della torbidità effettuate sul campo. La calibrazione degli algoritmi avviene tramite una procedura che prevede la generazione di un modello di regressione tra la variabile torbidità misurata dai campionamenti in situ (variabile risposta) e il rapporto tra la radianza riflessa dall'acqua per specifiche bande spettrali acquisite dal sensore (variabili predittrici), o la componente di diffusione stimata attraverso un algoritmo, finalizzato alla stima dei coefficienti da utilizzare nelle equazioni di stima.

La relazione tra il valore di torbidità e la radianza riflessa dall'acqua nelle bande spettrali selezionate può variare nei diversi periodi dell'anno e per diverse aree geografiche. Un'accurata stima della torbidità può richiedere la calibrazione di coefficienti sito-specifici, che variano in funzione dell'algoritmo utilizzato. Il valore di radianza riflessa dall'acqua può essere acquisito con misure spettrometriche di campo o acquisite da sensore montato su diversa piattaforma (drone, aereo, elicottero, satellite).

Le campagne di acquisizione di dati in situ per la calibrazione e validazione degli algoritmi di stima dovrebbero essere pianificate con lo scopo di misurare l'intero intervallo di valori di torbidità, soprattutto i valori più elevati, evitando possibilmente i periodi con elevata probabilità di effetto *sun-glint* (maggio, giugno e luglio). Gli orari di campionamento dovrebbero essere il più possibile sincroni al passaggio del satellite sull'area, ed in generale compresi nell'intervallo temporale di ± 3 ore rispetto all'ora di passaggio del satellite (Bailey *et al.*, 2006). Strumenti per le misure *in situ* sono il torbidimetro (cfr. par. 3.2.2 e 3.2.3) ed opzionalmente uno spettrometro da campo portatile, (che acquisisca nell'intervallo radiometrico del visibile e vicino infrarosso, con elevata risoluzione radiometrica) per le misure finalizzate alla calibrazione e validazione di algoritmi di correzione atmosferica e di stima delle proprietà ottiche inerenti della colonna d'acqua. L'utilizzo di dati acquisiti con uno spettrometro da campo, in sinergia con i dati acquisiti con un torbidimetro, può consentire la calibrazione degli algoritmi di stima delle proprietà ottiche inerenti della colonna d'acqua, anche nel caso in cui non fossero previste acquisizioni sincrone con sensore montato su piattaforma per telerilevamento. Le operazioni di calibrazione degli algoritmi prevedono infatti l'analisi numerica della relazione tra torbidità e radianza riflessa dall'acqua a differenti lunghezze d'onda, quest'ultima può essere misurata da uno strumento di campo. È possibile ricampionare spettralmente i valori di radianza misurati con uno spettrometro portatile, allo scopo di renderli paragonabili a quelli acquisiti con altro sensore ottico multispettrale o iperspettrale montato su piattaforma di telerilevamento per il quale si vuole calibrare l'algoritmo di stima.

Parametri fisici che è necessario misurare in situ per parametrizzare correttamente gli algoritmi di stima, soprattutto per la componente di correzione atmosferica, sono: pressione atmosferica a livello del mare (hPa), temperatura dell'acqua (°C), salinità (PSU), umidità (%). Si possono inoltre misurare i seguenti parametri opzionali, utilizzabili negli algoritmi di stima: temperatura dell'aria (°C), visibilità (km), velocità del vento (m/s).

3.3.6 Portale di accesso ai dati e ai prodotti di mappatura

I dati telerilevati possono essere acquisiti mediante l'utilizzo di sensori montati su piattaforme aeree, elicotteri o droni, o in alternativa possono essere collezionati da specifici cataloghi di acquisizioni satellitari e dei prodotti di mappatura derivati, accessibili con diverse policy di distribuzione del dato (*Open-access*, commerciale, previa sottoscrizione di un accordo). I *dataset* satellitari sono disponibili a diversi livelli di elaborazione, come il dato grezzo (*raw*, solitamente non accessibile), il dato di radianza non atmosfericamente corretto, il dato di radianza riflessa atmosfericamente, i prodotti di mappatura derivati legati a parametri bio-geofisici, tra i quali la torbidità, stimati con l'utilizzo di algoritmi di riferimento, calibrati e validati a livello globale.

A partire da maggio 2021, è disponibile con accesso gratuito dal portale del *Copernicus Marine Service* il prodotto di mappatura denominato "*Mediterranean Sea, Bio-Geo-Chemical, L3, daily observation*". Il prodotto è generato a partire da acquisizioni del sensore MSI su costellazione di satelliti Sentinel-2, attraverso l'integrazione degli algoritmi di correzione atmosferica C2RCC e ACOLITE (si veda il paragrafo 3.3.2). L'algoritmo multi-condizionale a banda singola per ambienti estuarini costiere (Nechad *et al.*, 2010), basato sui valori di radianza riflessa dall'acqua nell'intervallo radiometrico del rosso, per le acque a medio-bassa torbidità, e del vicino infrarosso, per le acque altamente torbide, viene successivamente utilizzato per stimare i valori di torbidità (espressi in FNU). La soglia di passaggio da una condizione all'altra dell'algoritmo è basata sui valori di riflettanza, secondo quanto proposto da Novoa *et al.* (2017).

Sullo stesso portale sono disponibili altri prodotti di mappatura generati a partire da dati satellitari Sentinel-2 MSI (si riporta un esempio in Figura 15), che possono essere utilizzati per la stima della torbidità, come la radianza riflessa dall'acqua e le variabili bio-geofisiche derivate. Tra queste ci sono la concentrazione di TSM (espressa in mg/l) e il valore di diffusione del particolato in sospensione (BBP, espresso in m^{-1}). A partire dai dati ottici multispettrali acquisiti dal sensore Sentinel-3 OLCI, attraverso l'utilizzo dell'algoritmo C2RCC, sono disponibili prodotti di mappatura relativi alle variabili Chl-a, TSM, l'assorbimento del materiale detritico a una lunghezza d'onda di 0,443 μm , la materia organica disciolta colorata (CDOM) e il coefficiente di attenuazione radiometrico della colonna d'acqua denominato Kd490, un proxy della trasparenza dell'acqua.

Figura 15: Esempio di dato satellitare acquisito dal sensore MSI del Sentinel-2, come (sx) combinazione delle bande RGB (*True Color Image*) e (dx) corrispondente valore di torbidità in FNU del prodotto di mappatura denominato "*Mediterranean Sea, Bio-Geo-Chemical - L3*", disponibile dal portale del *Copernicus Marine Service*.



Un altro portale con prodotti di mappatura relativi a variabili bio-geofisiche in aree costiere e marine è quello curato dal programma *OceanColor* della NASA. Fornisce prodotti di mappatura generati da dati satellitari di tipo ottico multispettrale a media risoluzione spaziale, generati con l'utilizzo dello strumento SeaDAS, relativi a una serie di parametri anche legati alla torbidità, come la concentrazione di Chl-a, l'assorbimento del materiale detritico a una lunghezza d'onda di 0,443 μm , la materia organica disciolta colorata (CDOM) e il coefficiente di attenuazione radiometrico della colonna d'acqua denominato Kd490.

L'accesso ai dati e agli strumenti di analisi *OceanColor* è reso disponibile gratuitamente al pubblico tramite il portale della NASA dedicato all'*Ocean Color*.

3.3.7 Finalità e limiti delle applicazioni con tecniche di telerilevamento

La stima di torbidità delle acque attraverso le tecniche di telerilevamento offre la possibilità di disporre di informazioni spazialmente esplicite su vaste aree costiere e marine (anche remote) in maniera più rapida, sinottica e con una frequenza generalmente maggiore, rispetto ai monitoraggi *in situ*.

Per questo, il prodotto di mappatura realizzato con tecniche di telerilevamento, relativo alla torbidità in acque marine e costiere, è di interesse per diversi campi applicativi legati al monitoraggio ambientale. In particolare, i dati di telerilevamento possono essere utilizzati, in sinergia con strumenti *in situ* e di modellistica numerica, per fornire informazioni spazialmente esplicite nei diversi ambiti applicativi, di supporto ad esempio a:

- valutazioni sulla qualità delle acque marino-costiere e i pattern del trasporto solido a scala sub-regionale e locale (ad esempio per la caratterizzazione di specifiche sorgenti di risospensione, quali le operazioni di movimentazione);
- stime del trasporto solido fluviale;
- valutazioni del bilancio sedimentario, della profondità di chiusura, dei processi sedimentari e della dinamica morfo-evolutiva costiera (ad esempio attraverso l'individuazione degli areali di dispersione dei pennacchi fluviali);
- caratterizzare la Variabilità di Fondo (VF) della torbidità e definire eventuali Livelli di Riferimento, mediante la spazializzazione del parametro in aree non coperte dalle misure *in situ*.

A titolo di esempio, si riporta in Figura 16 la stima di torbidità da dati satellitare ad elevata risoluzione spaziale, che mostrano pattern di trasporto solido a scala sub-regionale, in relazione al monitoraggio di impianti di acquacoltura. In Figura 17 vengono mostrate le sintesi temporali, generate da acquisizioni satellitari ad elevata risoluzione spaziale riferite ad un intervallo temporale di alcuni anni, relative alle stime di torbidità in un'area portuale.

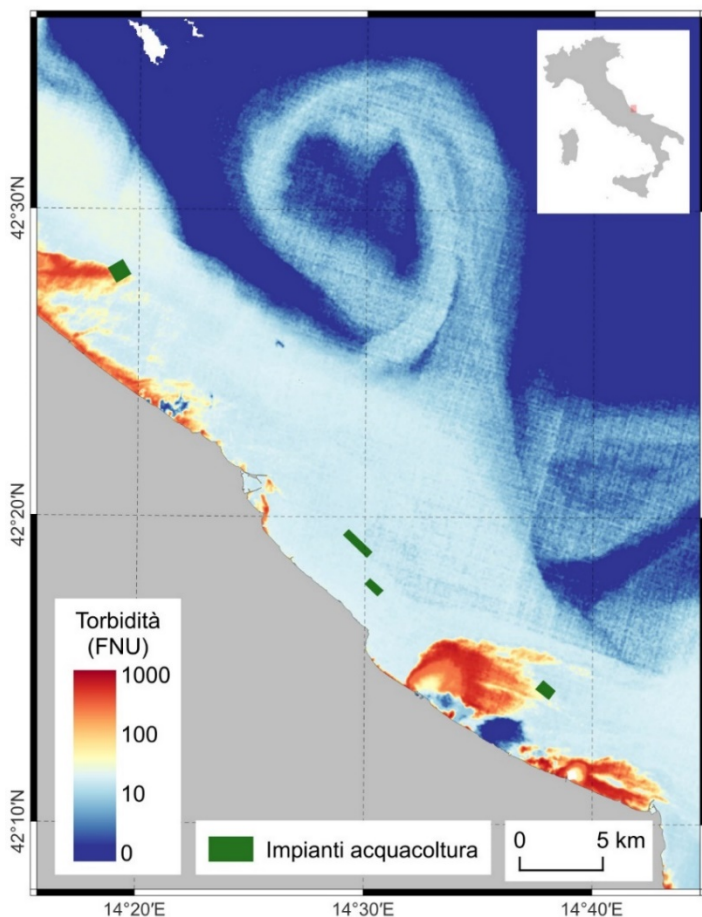
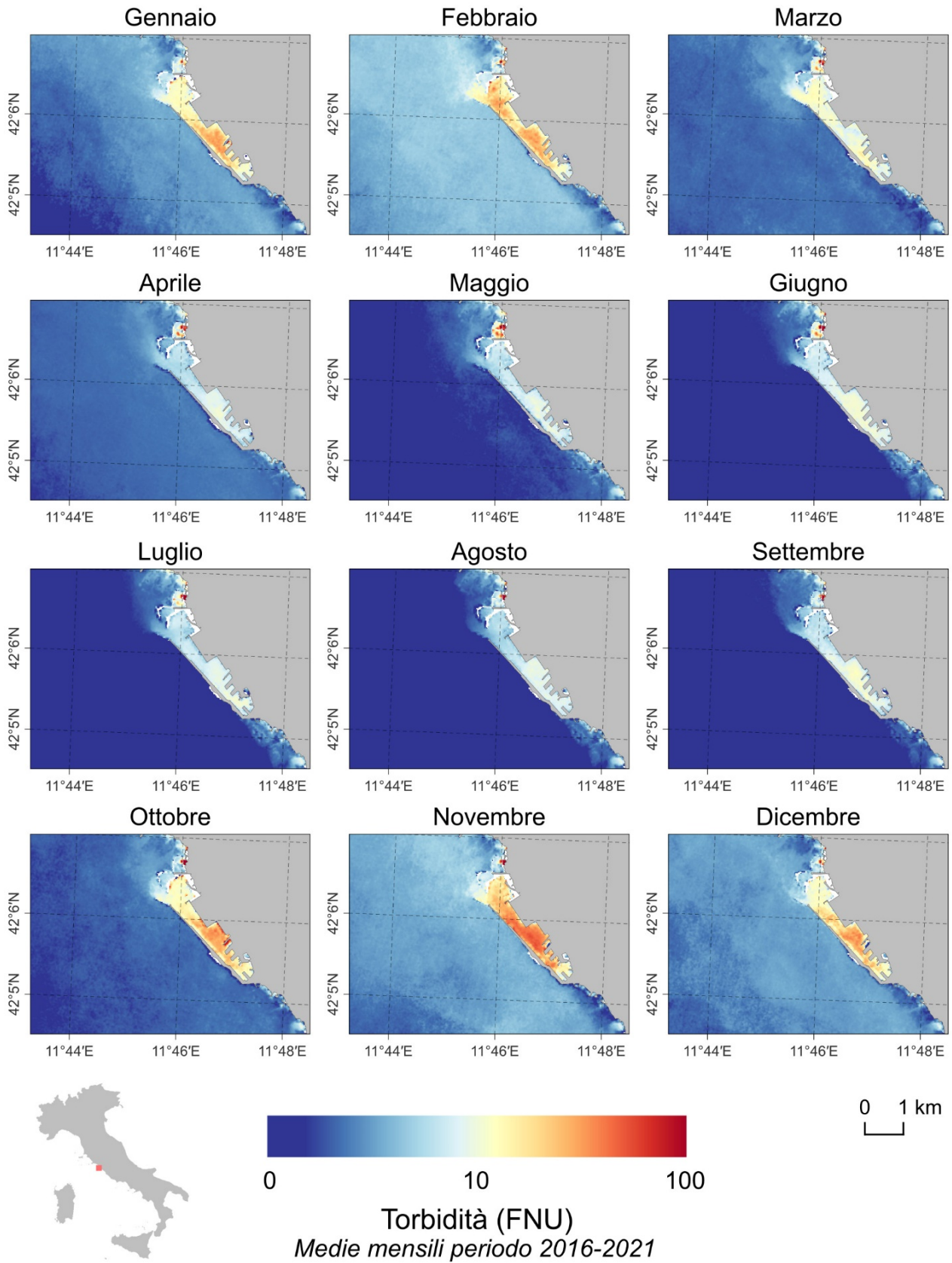


Figura 16: Stima di torbidità da acquisizione satellitare Copernicus Sentinel-2 MSI, che mostra i pattern di dispersione di pennacchi fluviali e solidi sospesi in acque marine costiere in relazione ad un'area con presenza di impianti di acquacoltura. Contains modified Copernicus Sentinel data (2023).

Figura 17: Sintesi mensile di stime di torbidità in area portuale generate a partire da serie temporali acquisite nel periodo 2016 - 2021 dal sensore su piattaforma satellitare Copernicus Sentinel-2 MSI. *Contains modified Copernicus Sentinel data (2023).*



Il dato satellitare restituisce un'informazione con copertura spaziale che i dati *in situ*, sebbene più accurati, non sono in grado di fornire. Pertanto, può aiutare a localizzare diverse sorgenti di torbidità e ad

identificare la rispettiva area di influenza nelle specifiche condizioni idrodinamiche corrispondenti all'acquisizione del dato ottico. Analogamente, le acquisizioni satellitari possono supportare la calibrazione e la validazione di studi modellistici di ricostruzione e previsione di eventi potenzialmente impattanti su ampia scala.

Di contro fornisco dati accurati per gli strati superficiali e sub-superficiali, in funzione della copertura nuvolosa e della trasparenza delle acque.

Molti prodotti di mappatura, relativi a stime di torbidità a partire da dati telerilevati di osservazione della terra, sono generati da servizi operativi e disponibili in maniera gratuita attraverso l'accesso a specifici portali per la collezione dei dati. L'elevata frequenza di osservazione e la copertura temporale dei prodotti disponibili, anche attraverso l'integrazione di dati ottenuti da diversi sensori, permette analisi statistiche approfondite che possono essere utilizzate con un buon grado di affidabilità a supporto della definizione dei Livelli di Riferimento. Tuttavia, la frequenza delle osservazioni satellitari dipende dal periodo di rivisita di ciascun satellite, nonché delle condizioni meteorologiche. I periodi con presenza di copertura nuvolosa per periodi prolungati, in particolare, rendono talvolta il monitoraggio in situ l'unica opzione percorribile.

Un'elevata risoluzione spaziale, dell'ordine della decina di metri, consente un utilizzo in aree costiere o semi-chiuse, quali i bacini portuali o gli estuari. Le aree costiere rimangono tuttavia delle zone molto critiche per diversi effetti che possono indurre un maggiore errore nel segnale radiometrico. Ad esempio, la contaminazione di informazioni radiometriche sia terrestri che marine, l'interferenza del segnale radiometrico riflesso dai bassi fondali, le ombre proiettate da oggetti terrestri, l'effetto di adiacenza, le schiume generate dalle onde che si frangono sulla costa, le maggiori difficoltà nell'applicazione di algoritmi di correzione atmosferica per effetti di riflessione e diffusione.

Un problema che riguarda le osservazioni satellitari dell'ambiente acquatico è rappresentato dal *sun-glint*. La configurazione di alcune piattaforme satellitari ha capitalizzato l'esperienza di precedenti missioni satellitari. È il caso di Sentinel-3 OLCI che, forte dell'esperienza maturata dalla missione del precursore ENVISAT-MERIS, ha un angolo di osservazione non nadirale per la minimizzazione dell'effetto *sun-glint*. Bisogna inoltre considerare che c'è necessità di raggiungere un compromesso tra risoluzione spaziale, risoluzione radiometrica e rapporto segnale-rumore in fase di design dei sensori ottici multispettrali e iperspettrali.

Sensori con una elevata risoluzione spaziale possiedono generalmente una risoluzione radiometrica che potrebbe non essere adeguata a rilevare la radiazione elettromagnetica in intervalli di assorbimento o diffusione specifici dei costituenti della colonna d'acqua. Questo comporta che le stime della torbidità, con l'utilizzo di dati acquisiti da tali sensori, potrebbero risultare meno accurate.

Considerazioni pratiche

- Con specifico riferimento ai diversi ambiti applicativi (aree al largo, aree costiere litoranee e confinate, comprensive delle aree portuali) si osserva che:
 - Nelle aree al largo, i fenomeni naturali che influenzano l'*OceanColor* sono principalmente legati alla presenza di clorofilla e le dinamiche di evoluzione dei fenomeni sono fortemente influenzate dalla circolazione di larga scala. Per tali aree l'utilizzo di dati a media risoluzione spaziale, e risoluzione radiometrica specifica, sono preferibili. Le acquisizioni telerilevate sono in grado di coprire aree remote, dove i monitoraggi in situ sono particolarmente dispendiosi.
 - Nelle aree costiere litoranee, inclusive di foci fluviali, le acque sono caratterizzate da un'elevata variabilità e complessità di concentrazione di sostanza organica disciolta e solidi sospesi. In considerazione della variabilità dei pattern spaziali, è necessaria una risoluzione spaziale elevata o molto elevata. La zona costiera, tuttavia, rimane una zona molto critica per diversi effetti che possono indurre un maggiore errore: la mescolanza nei *pixel* costieri di informazioni sia terrestri che marine, l'interferenza con bassi fondali, ombre proiettate da oggetti terrestri, effetti di adiacenza, maggiori difficoltà nell'applicazione di algoritmi di correzione atmosferica per effetti di riflessione e scattering (*sun-glint*).
 - Nelle aree costiere confinate, inclusive di bacini portuali, gli specchi acquei sono caratterizzati da sorgenti di torbidità (es. attività di dragaggi, traffico navale, scarichi da condotto o piccoli rii) e dinamiche di circolazione (es. per interazioni onde-corrente e delle correnti indotte con le strutture)

altamente sito specifiche che richiedono dati telerilevati a risoluzione spaziale molto elevata. Inoltre, i dati satellitari risentono di problemi dovuti all'interferenza con bassi fondali, nonché all'interferenza con la terraferma (ombre proiettate da oggetti terrestri, effetti di adiacenza, maggiori difficoltà nell'applicazione di algoritmi di correzione atmosferica).

- La copertura nuvolosa influisce negativamente sulla possibilità di osservare processi sulla superficie terrestre con dati satellitari acquisiti da sensori di tipo ottico. Ciò potrebbe non consentire osservazioni multiple durante eventi caratterizzati da elevati valori di torbidità, come la risospensione dei sedimenti dal fondo durante le mareggiate o i processi fluviali in regime di morbida o di piena di breve durata, che sono tipicamente accompagnati da copertura nuvolosa persistente. Tale limitazione influenza a cascata le analisi statistiche che possono essere ottenute da dati satellitari, in quanto alcune tipologie di eventi possono essere sotto-campionate. In tal senso, la sussidiarietà degli strumenti e delle metodologie, soprattutto legata alle simulazioni con modellistica numerica, possono sopperire alla mancanza di informazioni derivate da dati telerilevati.
- Le acquisizioni satellitari, avendo uno specifico tempo di rivisitazione ed essendo influenzate dalla copertura nuvolosa, non sono in grado di garantire la disponibilità di prodotti di mappatura compatibili con le specifiche necessità di caratterizzare la *plume* indotta da sorgenti a scala locale (es. nel corso di attività di dragaggio, sversamento e deposizione (così come quella di discriminare tali fenomeni da quelli indotti da eventi indipendenti dalle operazioni di movimentazione, quali ad esempio quelli indotti in occasione di eventi di piena fluviale). In questi casi, pertanto, sono da intendersi come integrazione di altre tecniche e strumenti, come il monitoraggio *in situ* e la modellistica numerica.

Si rimanda al Capitolo 6 (cfr. par. 6.6) per ulteriori considerazioni pratiche circa l'utilizzo delle tecniche di telerilevamento a supporto alla gestione degli interventi di movimentazione dei sedimenti.

3.4 Principi per l'utilizzo di modelli matematici

3.4.1 Considerazioni generali

Sebbene la torbidità sia legata a diversi fattori e parametri ambientali (cfr. Cap. 2), per le finalità modellistiche è generalmente riprodotto numericamente il contributo cumulato dato dalla SSC (cfr. Glossario) come parametro che approssima i TSS.

Le misure di torbidità e la determinazione dei TSS in colonna d'acqua non sono utilizzati direttamente per l'implementazione di modelli numerici di trasporto. Rivestono invece un ruolo di primaria importanza in fase di calibrazione e validazione dei risultati modellistici (cfr. Glossario) per garantire una maggiore aderenza con i dati di campo (LL.GG. ISPRA - Lisi et al., 2017).

La modellistica numerica può essere utilizzata per approfondire le relazioni del tipo causa-effetto, tra le sorgenti di torbidità e la variabilità spazio-temporale del particolato sospeso in relazione alla forzanti idrodinamiche su vaste aree o su aree di dettaglio (cfr. Cap. 2).

Per lo studio della torbidità i modelli possono essere utilizzati con finalità:

- **diagnostiche:** per la ricostruzione di eventi osservati (passati), finalizzati a comprendere le cause e le modalità della variabilità della torbidità di un sito nel tempo;
- **previsionali a scenari:** per la previsione di incrementi di torbidità in specifiche condizioni (future), siano esse rappresentative di eventi derivati da un'analisi climatologica (secondo una classificazione di tipo statistico) o dall'analisi di determinate condizioni osservate nel passato.
- **previsionali operative:** per la previsione dell'evoluzione del fenomeno in tempo reale, dovuta alle effettive condizioni osservate nell'ambito di specifiche attività di monitoraggio; costituiscono, pertanto, lo strumento operativo di supporto ai sistemi di allarme per la rapida implementazione di misure di gestione/mitigazione di eventi avversi.

Gli strumenti modellistici possono essere classificati in funzione della scala spaziale del dominio computazionale di riferimento per la riproduzione dell'evoluzione spazio-temporale della torbidità, in:

- strumenti modellistici a **grande scala**: che si estendono in domini dell'ordine di centinaia di chilometri;
- strumenti modellistici a **media scala**: che si estendono in domini dell'ordine di chilometri;
- strumenti modellistici a **piccola scala**: che si estendono in domini fino a circa un chilometro di distanza dalle sorgenti, per la quantificazione e la caratterizzazione degli apporti nelle loro immediate vicinanze.

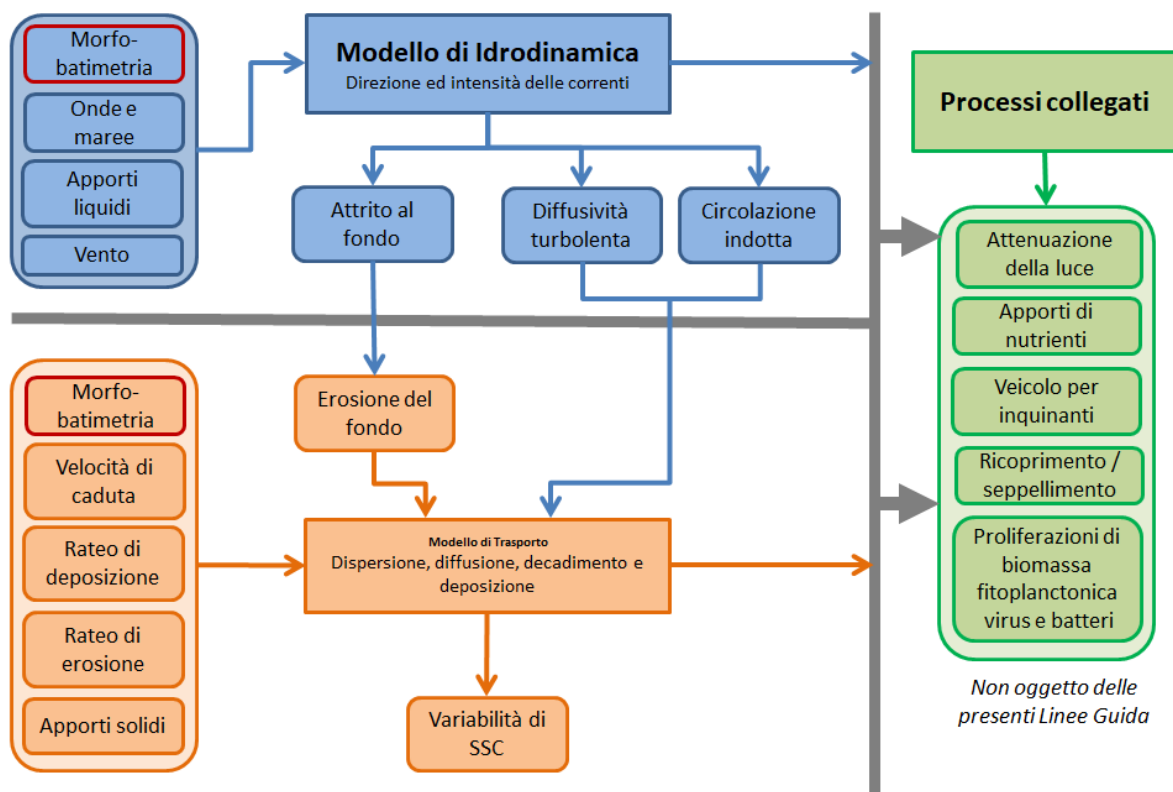
Alla scala spaziale del dominio computazionale può essere associato il livello di dettaglio degli studi, che possono essere distinti in:

- studi modellistici di tipo semplificato: che riconducono la ricostruzione e la previsione dell'evoluzione spazio-temporale della torbidità a pochi fattori di influenza ritenuti fondamentali (es. deflusso delle acque da terra, effetto delle correnti sulla dispersione);
- studi modellistici di dettaglio: che permettono di riprodurre e caratterizzare in maniera più affidabile e fedele alla realtà alcuni peculiari aspetti del sistema, quali la dinamica in prossimità delle sorgenti di torbidità.

Il livello di dettaglio ottimale deve essere valutato, caso per caso, in relazione alle finalità dello studio ed alla tipologia di dati disponibili (studi di maggiore dettaglio richiedono la disponibilità di dati adeguati alla necessaria affidabilità dei risultati). Qualora si dovesse disporre solo di stime approssimate dei parametri di *input* è evidente che il vantaggio legato all'utilizzo di un modello di dettaglio risulta ininfluente a meno che non si pianifichino indagini *ad hoc* per generare opportuni parametri di *input* (termini forzanti e condizioni iniziali o al contorno).

La Figura 18 illustra le principali relazioni tra i processi fisici da considerare per l'analisi della variabilità di SSC mediante l'implementazione di una catena modellistica. La figura evidenzia anche i collegamenti con altri aspetti e parametri indicatori correlati (es. Clorofilla e fitoplancton, DO, batteri fecali, TSS, N, P, ecc.) utili alla comprensione della qualità del sistema, rimandando alla bibliografica di settore per le modalità di utilizzo di modelli ecologici e biogeochimici per approfondimenti in merito.

Figura 18: i) Modulo idrodinamico (inclusivo del modulo di generazione e propagazione delle onde), ii) modulo di trasporto solido (inclusivo della componente in sospensione e di evoluzione del fondo) e iii) collegamento altri processi (o parametri) che possono interferire su variabilità ed entità della torbidità.



Nel seguito è fornita una trattazione dei principi alla base della modellazione dei fenomeni di trasporto (diffusione/dispersione e deposizione) per la previsione e la caratterizzazione delle dinamiche sedimentarie che contribuiscono alla torbidità. Il modulo idrodinamico è qui illustrato unicamente per i soli aspetti funzionali alla caratterizzazione del termine sorgente e alla riproduzione della dinamica dei SSC nei diversi contesti marini (aree al largo, costiere litoranee, e costiere confinate e portuali).

3.4.2 Impostazione degli studi modellistici nei diversi ambiti

Per ottenere risultati modellistici con un buon grado di aderenza con la realtà, i requisiti tecnici e l'impostazione (costruzione del dominio di calcolo e identificazione degli scenari di simulazione) degli strumenti modellistici devono essere coerenti con le principali fenomenologie fisiche che agiscono nel contesto ambientale di riferimento.

Pertanto, in analogia alla pianificazione delle misure in campo, prima di procedere con l'impostazione degli studi modellistici, si raccomanda di redigere, nell'ambito di una fase conoscitiva preliminare (Lisi *et al.*, 2017; 2019), un Modello Concettuale (MC - cfr. par. 3.1) sulla base del quale selezionare gli strumenti e gli scenari modellistici coerenti con:

- le caratteristiche morfologiche dei litorali e dei fondali (tipologia di morfotipo, presenza di strutture che interagiscono con la circolazione marina, batimetria) e la natura del particellato sospeso;
- le principali forzanti e condizioni al contorno (climatiche, idrologiche, meteomarine, uso del suolo) che influenzano maggiormente l'idrodinamica, i fenomeni di trasporto e la persistenza del particellato sospeso nel corpo idrico (cfr. Cap. 2);
- la localizzazione delle principali sorgenti di origine naturale e antropica e l'individuazione di quelle maggiormente significative in relazione alle condizioni climatiche e meteomarine (cfr. Cap. 2);
- la presenza di stratificazione termica e salina che contribuisce alla stabilità della colonna d'acqua¹⁸ e della distribuzione di altri parametri indicatori che possono influire con la dinamica e l'entità del particellato sospeso;
- la presenza di criticità (cfr. Glossario), osservate e/o potenziali, che richiedono approfondimenti specifici (es. sui rischi derivanti dall'esposizione di recettori (o *target*) sensibili in determinate condizioni climatologiche) e che possono influire sulla dimensione del dominio di calcolo e sul livello di dettaglio della modellazione.

La selezione dei processi fisici ritenuti significativi nella definizione degli scenari di simulazione, comunque, deve essere sempre supportata da evidenze analitiche che ne giustificano la scelta.

In base alla presenza (o meno) di eventuali criticità e alle dimensioni del dominio computazionale, alcuni tipi di agitazione idrodinamica possono essere inseriti come forzante nel processo di calcolo, includendo la causa generatrice (es. vento, onde) nella formulazione del modello, mentre altri dovranno essere simulati come forzanti esterne (es. circolazione termalina a livello di bacino, maree, sesse, ecc.).

Nel primo caso non è necessario disporre di informazioni specifiche rispetto al dato di corrente da dare in *input* al modello, in quanto queste saranno calcolate nel modello numerico a partire dai dati di altri parametri fisici;

Nel secondo caso, invece, è necessario utilizzare come forzante del modello il dato di corrente prodotto da una specifica misurazione o simulazione numerica.

In relazione alla scelta del livello di dettaglio degli studi, è auspicabile utilizzare:

- approcci semplificati per modellare il campo vicino e approcci più complessi per modellare il campo, laddove emergano i maggiori rischi collegabili all'esposizione ai fenomeni di trasporto del pennacchio passivo;

¹⁸ Dalla stabilità della colonna d'acqua discende la tipo-specificità delle metriche e degli indici utilizzati per la classificazione degli EQB (Elementi di Qualità Biologica). ARPAV (2022).

- approcci di dettaglio (o quantomeno di valutarne l'utilizzo in relazione alle criticità osservate e/o attese) per meglio comprendere l'influenza delle correnti sulla dinamica del particellato in sospensione nel campo vicino, laddove emerga la possibilità di impatti in prossimità nel campo vicino (assimilabile ad 1 km circa dalla sorgente).

Con riferimento ai diversi ambiti applicativi (aree al largo, aree costiere litoranee e confinate, comprensive delle aree portuali) si osserva quanto segue (Tabella 9).

Tabella 9: Principali caratteristiche delle aree al largo, aree costiere litoranee e confinate di cui tenere conto per l'impostazione degli studi modellistici.

<p>Aree al largo</p>	<p>Sono fortemente influenzate dalla circolazione di larga scala (correnti termoaline, maree e oscillazioni di bacino). Anche le forzanti meteorologiche da considerare, quali i venti marini (caratterizzati da una minore variabilità di quelli che si verificano in terra ferma) e la distribuzione delle aree di alta o bassa pressione, sono determinate da processi di larga scala. Possono risentire degli apporti dalle aree interne solo della presenza dei corsi d'acqua maggiori. Da un punto di vista modellistico la forte dipendenza dai processi di larga scala, salvo casi particolari, determina che:</p> <ul style="list-style-type: none"> • non è necessario ricorrere a studi di estremo dettaglio, • ci si possa riferire a grandi scale spaziali e temporali, • possono essere trascurati molti fenomeni fisici (es. interazione con il fondale, correnti indotte dalla presenza del moto ondoso). <p>D'altra parte, la profondità di tali aree (cfr. Glossario) rende non trascurabili i fenomeni di stratificazione della colonna d'acqua e la presenza di regimi di corrente differenti a diverse profondità e richiede l'utilizzo di modelli tridimensionali o quasi-tridimensionali.</p> <p>Considerando che la circolazione di larga scala è determinata dall'intero bacino, ma che i fenomeni legati a una sorgente di torbidità difficilmente sono in grado di influenzarne significativamente le caratteristiche, si ricorre generalmente alla modellazione dell'area di mare di interesse innestandola all'interno di un regime di circolazione più ampio (es. a scala di bacino). Per la circolazione a scala di bacino è possibile fare riferimento agli strumenti operativi oceanografici ad oggi a disposizione (es. <i>Marine Core Service</i> - Copernicus). Tali servizi rendono particolarmente agevoli le applicazioni modellistiche (nelle aree di largo) che in molti casi, per la caratterizzazione idrodinamica delle aree di largo, può risolversi utilizzando i dati previsionali esistenti. La necessità di dover caratterizzare le possibili sorgenti di torbidità con l'implementazione di modelli di dispersione, invece, rende necessarie opportune operazioni di calibrazione/validazione (cfr. Glossario) per la verifica dei risultati modellistici mediante confronto con i dati osservati.</p>
<p>Aree litoranee</p>	<p>Sono generalmente caratterizzate da bassi tiranti idrici e dalla preponderante influenza del moto ondoso sul regime di correnti locali e del trasporto dei sedimenti, la cui componente assume rilevanza maggiore man mano che ci si avvicina a costa. In alcuni casi è auspicabile considerare al pari del moto ondoso le oscillazioni di marea, i venti locali ed altre forzanti atmosferiche (es. Nord Adriatico).</p> <p>La preponderante influenza del moto ondoso e delle correnti litoranee sulla circolazione costiera rende necessario accoppiare modelli per la simulazione della propagazione del moto ondoso a modelli di circolazione (o utilizzare modelli che considerino i due aspetti unitamente). Inoltre, nel caso in cui la spiaggia sia interrotta da sequenze di opere di difesa deve essere valutata la necessità di rappresentare dinamiche dovute ai fenomeni di interazione del moto ondoso e dell'idrodinamica litoranea con queste opere.</p> <p>La scelta dell'estensione e della risoluzione del dominio di calcolo è fortemente dipendente dalle caratteristiche locali e dalla necessità di descriverle (o meno) con accuratezza. Ad esempio, la scelta di trascurare la stratificazione è quasi sempre giustificata dal limitato tirante idrico. Tuttavia, a volte ciò non è possibile, come nel caso della presenza di una foce fluviale che determina effetti tridimensionali legati al galleggiamento dell'acqua dolce su quella salata, nel caso di costa alta e rocciosa, o qualora non possa essere esclusa la presenza di correnti geostrofiche. Nella scelta dell'estensione del dominio, inoltre, incide la tipologia di morfotipo</p>

	<p>oggetto delle analisi, delle sorgenti da caratterizzare presenti al suo interno e dei recettori (<i>target</i>) sensibili prossimi all'area di influenza. Ad esempio, nel caso di:</p> <ul style="list-style-type: none"> • una baia o un golfo, si può valutare se analizzare un'area poco più grande delle medesime; • in caso di litorali rettilinei, con spiagge basse e sabbiose, si deve ricordare che il fondale stesso può essere una sorgente di risospensione; • aree di foce, l'estensione minima da considerare è un tratto di costa di poco più grande di quello che può risentire in maniera significativa dei processi legati al mescolamento del getto (cfr. par. 2.2.2.1) definita in condizioni di piena. <p>A seconda dell'estensione dell'area di studio, può rendersi necessario l'accoppiamento ad un sistema di modelli che fornisca le caratteristiche di largo, oppure determinare le condizioni forzanti di largo tramite osservazioni (a patto che siano sufficientemente rappresentative per tutta l'area considerata).</p>
Aree confinate	<p>Le aree confinate (comprehensive delle aree portuali), sono caratterizzati da una limitata connessione con l'ambiente esterno. La loro idrodinamica è dominata del vento per quanto riguarda le forzanti interne al bacino, da eventuali punti di immissione e dalle caratteristiche geometriche del bacino stesso.</p> <p>Per quanto riguarda le forzanti dell'area di mare cui sono collegati, in generale si considera solo il livello marino, che inducendo correnti in ingresso o in uscita dall'imboccatura innesca correnti interne al bacino determinate dalla geometria dello stesso. Per le aree ricadenti in questa categoria si ricorre generalmente a studi modellistici di piccola scala, che possono essere bi-dimensionali (mediati sulla verticale) o tri-dimensionali a seconda del caso in esame e in particolare di quanto sia importante tenere conto di eventuali processi di stratificazione lungo la colonna d'acqua. Una notevole semplificazione dell'impostazione modellistica deriva dalla scarsa interazione con il mare aperto e quindi con la possibilità di trascurare la caratterizzazione di parte delle forzanti esterne. Di contro, si deve generalmente ricorrere a modelli di dettaglio e a volte affrontare la caratterizzazione di sorgenti di torbidità molto variabili quali la risospensione del sedimento legata al passaggio delle imbarcazioni.</p>

Considerazioni pratiche

- Gli strumenti modellistici di larga scala, sebbene più semplici da implementare, per via della grande abbondanza di dati già disponibili, hanno generalmente il limite di una risoluzione spaziale grossolana che permette di riprodurre solo gli effetti di sorgenti di torbidità molto estese. Tale limite può essere parzialmente superato con l'utilizzo di modelli a maglie non strutturate che possano infittirsi nei pressi delle sorgenti.
- Gli strumenti modellistici per la piccola scala permettono l'introduzione di sorgenti di torbidità anche molto piccole, ma hanno il limite di dipendere dalla disponibilità di dati di dettaglio al contorno o per la descrizione della geometria, che solo in rari casi sono già disponibili. Ne consegue la necessità di dover implementare modelli innestati per ricondurre l'informazione di larga scala a risoluzioni compatibili con la piccola scala. Anche in questo caso l'utilizzo di modelli con griglie non strutturate, la cui risoluzione può essere diminuita vicino ai bordi del dominio, può essere di aiuto.
- La caratterizzazione della componente idrodinamica non deve mai prescindere dalla valutazione della circolazione generale di larga scala, salvo casi particolari (es. bacini semichiusi, aree di ripascimento) per i quali l'eventuale disconnessione tra circolazione al largo e circolazione di piccola scala deve comunque essere adeguatamente motivata.
- Nel caso di aree dove è importante tenere conto di gradienti termici e salini (es. aree di foce, porti canale, aree localizzate in prossimità di scarichi) è indicato l'utilizzo di modelli tridimensionali concepiti per riprodurre flussi stratificati, ovvero i flussi baroclini e i processi di mescolamento, che possono interferire con la dinamica del particellato sospeso e di cui è importante tener conto qualora vi sia la necessità di valutazioni estremamente accurate.
- L'estensione del dominio in coste basse con ampie spiagge sabbiose e rettilinee può essere ridotta in vari sotto-modelli, a patto di descrivere bene le condizioni al contorno, barotropiche ed eventualmente barocliniche, che normalmente derivano da modelli a mesoscala.

3.4.3 Caratterizzazione delle sorgenti di torbidità

La presenza di solidi sospesi può essere correlata all'innescò di sorgenti di risospensione di diversa tipologia, di origine naturale e antropica (cfr. par. 2.3). Il risultato è la distribuzione spaziale istantanea della torbidità, contraddistinta da fluttuazioni delle concentrazioni nel tempo nell'area di influenza della nube di torbida. Schematicamente, è possibile declinare la caratterizzazione delle sorgenti di risospensione (singole o multiple) che alimentano la torbidità nei seguenti aspetti:

- localizzazione spaziale della sorgente;
- stima quantitativa dell'intensità della sorgente, ovvero della quantità di particolato che viene risospeso nell'unità di tempo;
- caratterizzazione della variabilità temporale (a breve e lungo termine) dell'intensità della sorgente;
- caratterizzazione della localizzazione spaziale dell'intensità della sorgente di risospensione.

I criteri per la caratterizzazione spaziale e temporale del termine sorgente dipendono dalle fenomenologie fisiche (naturali e antropiche) che determinano l'esistenza della sorgente stessa da utilizzare per l'analisi dei fenomeni di trasporto con le modalità descritte nel successivo paragrafo 3.4.4. A titolo esemplificativo, può essere necessaria l'analisi di sorgenti di immissione e/o risospensione in relazione a:

- azione della propagazione delle onde (evento naturale, a volte influenzato dalle modifiche antropiche);
- rilascio di sedimenti in seguito ad attività di movimentazione;
- passaggio dei natanti (evento antropico, a volte così frequente da avvicinarsi all'ordinarietà dell'ambito di interesse – ad esempio in ambito portuale);
- deflusso nelle aree marine di acque fluviali (evento naturale) e di acque di scarico provenienti da impianti di trattamento dei reflui urbani (evento antropico) o dagli scolmatori di piena (evento naturale influenzato dalle caratteristiche antropiche);
- malfunzionamento di impianti di depurazione con scarichi lungo le aste fluviali che alimentano le aree costiere o diretti nelle acque costiere (evento antropico a volte influenzabile da eventi naturali);
- presenza di eventuali scarichi da impianti di itticultura (evento naturale influenzato dall'azione antropica);
- fenomeni di dilavamento dei suoli a seguito di eventi meteorologici più o meno intensi (evento naturale influenzato dall'azione antropica);
- possibile innescarsi di fenomeni critici di origine biologica (es. *bloom* di alghe tossiche).

L'eterogeneità delle suddette fenomenologie implica l'applicazione di metodi e criteri altrettanto eterogenei per la stima quantitativa delle sorgenti (e quindi per prevederne il comportamento in diversi scenari critici). In particolare, a seconda della fenomenologia in esame, dovrà essere verificata la necessità di considerare e analizzare i seguenti aspetti:

- Il cosiddetto "campo vicino", ovvero l'area più prossima al termine sorgente all'interno del quale avvengono processi che influenzano la diffusione e dispersione del particolato immesso/sospeso che alimenta la torbidità nel cosiddetto "campo lontano".
- Un esempio esplicativo è costituito dalla risospensione indotta dalla movimentazione dei sedimenti marini che, nel campo vicino, è governata da fenomeni turbolenti e di sedimentazione differenziale la cui influenza si riverbera sulla quantità di sedimento risospeso (ovvero sull'intensità della sorgente) a disposizione dei fenomeni del campo lontano.
- La localizzazione spaziale della sorgente nel corpo idrico ricevente. Non sempre, infatti, la fenomenologia (di risospensione) si verifica all'interno del dominio di interesse. In questi casi, è necessario introdurre gli effetti (si noti bene, non la sorgente, ma i suoi effetti) in corrispondenza dei contorni del dominio oggetto di effettiva indagine numerica. In tali casi, in sostanza, la

caratterizzazione della sorgente richiede anche la riproduzione di fenomeni che si verificano all'esterno dell'area effettivamente riprodotta numericamente.

- Si prenda l'esempio di una sorgente di solidi sospesi dovuta al verificarsi di una piena fluviale. La riproduzione degli effetti di tale sorgente di risospensione (legata alla morfodinamica e idrodinamica fluviale) nell'area costiera dovrà basarsi sulla preventiva analisi della diffusione e dispersione della sorgente a causa del fenomeno idrodinamico del deflusso fluviale i cui risultati, a tutti gli effetti, costituiscono la definizione di una condizione al contorno dell'indagine numerica nell'ambito (costiero in questo caso) di interesse.

Laddove si prenda in considerazione la previsione di scenari critici (cfr. al successivo par. 3.4.4), è da sottolineare che le fenomenologie possono essere descritte, almeno in linea di principio, sia con un approccio deterministico, sia con un approccio probabilistico. Nel primo caso ci si riferisce ad eventi frequenti e ben prevedibili, spesso indotti da attività antropiche ben definite nel tempo e nello spazio, tali da poter essere ritenute di tipo deterministico. L'approccio probabilistico è necessario quando gli eventi, per frequenza di accadimento e intensità, non possono essere previsti nel lungo termine.

A titolo esemplificativo, si può affermare che la risospensione indotta dall'azione delle onde può essere quantificata soltanto con il ricorso a modelli probabilistici che sono necessari anche all'identificazione di scenari critici. In antitesi, la risospensione correlata ad attività di movimentazione dei sedimenti marini può essere caratterizzata con criteri deterministici applicabili con la conoscenza delle tecniche operative utilizzate e con la definizione delle lavorazioni.

È utile sottolineare che, in ambito previsionale, il fenomeno di diffusione e dispersione della torbidità risulta essere di tipo probabilistico poiché legato al verificarsi di fenomeni naturali non prevedibili nel lungo termine, con metodi deterministici (es. vento, circolazione delle grandi masse, ecc.).

Considerazioni pratiche

- Le principali difficoltà per la caratterizzazione delle sorgenti, da cui dipende anche l'attendibilità dell'individuazione dell'area di influenza, sono riconducibili alla reperibilità di dati di *input*. Qualora non disponibili, al fine di ottenere risultati modellistici il più possibile aderenti alla realtà, è raccomandata la programmazione di piani di monitoraggio per l'acquisizione di dati rappresentativi del fenomeno reale.
- Nel caso in cui le sorgenti siano più di una, è raccomandata la simulazione di molteplici scenari al fine di esaminare le condizioni climatiche critiche per ogni singola sorgente e l'effetto combinato delle sorgenti interferenti nell'area di interesse.

3.4.4 Caratterizzazione della VF e previsioni di scenari critici di trasporto

L'utilizzo di modelli numerici di trasporto risponde alla necessità di riprodurre e prevedere le modalità di trasporto del particellato sospeso in colonna d'acqua e i contributi sedimentari derivanti dai *trend* evolutivi dei litorali e dei fondali (qualora utile per valutazioni di medio-lungo periodo).

Per tale finalità è fondamentale acquisire informazioni sulla distribuzione granulometrica dei sedimenti. In particolare, è importante conoscere la distribuzione delle frazioni granulometriche che compongono un campione rappresentativo dell'area di studio per valutare la coesistenza tra la componente coesiva e non coesiva presente nel particellato in sospensione.

Nell'impostazione degli studi modellistici si deve tenere conto della composizione dei sedimenti che potenzialmente possono essere risospesi (es. che costituiscono il fondale o immessi da foci fluviali). Essa può essere schematizzata in prima approssimazione come una miscela costituita da particelle di dimensioni medie rappresentative di diverse classi granulometriche, distinguendo tra le classi di sedimento a comportamento non coesivo (sabbia) e quelle a comportamento coesivo (argilla e limo). In funzione delle finalità degli studi, si potrà optare di considerare la coesistenza tra la componente coesiva e non coesiva in un campione rappresentativo di una parte dell'area in esame dove è maggiore la

percentuale della componente fine coesiva (es. argilla e limo) o dove i sedimenti sono maggiormente esposti a fenomeni di risospensione.

In particolare, è importante che siano chiaramente definiti (Sun *et al.*, 2020):

- i coefficienti noti di erodibilità al fondo e di dispersione e diffusione dei sedimenti immessi dalle diverse sorgenti;
- le classi sedimentarie caratteristiche e le percentuali tra la frazione sedimentaria non-coesiva e coesiva;
- all'interno della frazione coesiva, le percentuali argilla e limo costituenti la miscela di natura fangosa;
- le classi del sedimento costituenti la torbidità espressa in funzione, sia della percentuale della miscela di fango costituita da argilla e limo sia, qualora utile in relazione agli apporti dalle principali sorgenti e delle peculiarità del sito, della componente organica.

Al fine di caratterizzare la VF (cfr. Glossario e Capitolo 4) della torbidità particolare attenzione deve essere posta alla scelta dei termini forzanti e della durata degli scenari di simulazione, in modo da riprodurre correttamente la variabilità spazio-temporale del trasporto del particolato sospeso tenendo.

La scelta dei termini forzanti deve essere funzionale alla simulazione di scenari classificabili come rappresentativi di:

- di notevole durata del tempo secco, sulla base di studi climatologici;
- ricorrenti, sulla base di studi climatologici e meteomarinari;
- di notevole intensità ed estreme (es. mareggiate, intensi apporti fluviali, troppo pieno degli scarichi per piogge intense);
- critici, sulla base dell'esperienza o delle evidenze desunte dal MC.

La scelta della durata di simulazione dovrebbe permettere l'analisi dell'andamento del parametro su finestre temporali di medio-lungo periodo (es. annuale, stagionale o per specifiche finestre temporali di interesse) definite in funzione della finalità degli studi.

A titolo di esempio sono auspicabili scenari di durata:

- stagionale o annuale, per estrarre di un campione di dati modellistici, eventualmente integrati con dati osservati, per la caratterizzazione della VF alla quale associare una misura statistica da utilizzare come livello di riferimento rispetto alla quale individuare anomalie (o alterazioni) che possono impattare sullo spazio di mare in esame (cfr. par. 4.5);
- pari alla durata del tempo di permanenza stimato per la nube di torbida associata alle caratteristiche della sorgente esaminata (es. operazione di movimentazione), per indagare determinate condizioni critiche;
- pari ai tempi di esposizione acuta (a breve termine) e cronica (a lungo termine) definiti in relazione alla tolleranza (cfr. Glossario, par. 4.5 e 5.1) dei recettori sensibili da tutelare.

In tale ambito, la caratterizzazione delle sorgenti permette di utilizzare metodi di parametrizzazione sia con l'utilizzo di approccio del tipo euleriano, che descrivono la sorgente in termini di concentrazione, sia con approcci di tipo lagrangiano, che riproducono il "cammino" casuale di particelle (dette appunto lagrangiane) immesse dalla sorgente. Per le finalità delle presenti LL.GG. i due approcci sono considerabili equivalenti da un punto di vista concettuale.

Per tale motivo si rammenta l'utilità di un MC (cfr. par. 3.1 e 3.4.1) che agevoli la selezione di scenari di trasporto, inclusivi di scenari critici, in relazione alle peculiarità sito-specifiche dell'area di studio (cfr. par. 3.4.2).

In particolare, al fine di caratterizzare le anomalie del parametro riconducibili agli scenari critici individuati e condurre i necessari approfondimenti sui set di dati estratti per i periodi critici di interesse, prima dell'impostazione degli scenari dovranno essere definiti con chiarezza:

- le priorità delle criticità da attenzionare;
- la periodicità (variabilità infra-annuale e infra-stagionale) dei processi di interesse;
- la presenza di altre attività in corso (es. allevamenti di acquacultura, porti, movimentazione dei sedimenti, tipo di navigazione, operatività degli scarichi, ecc.) che potrebbero interferire con la torbidità nel sito.

La Tabella 10 riporta le principali fonti di incertezza delle stime con modelli di trasporto e le possibili procedure utilizzabili per limitarle e/o verificarle.

Tabella 10: Fonti di incertezza delle stime con modelli di trasporto e possibili modalità per ridurle

Fonte dell'incertezza	Esempi	Affrontato tramite
Variabilità ambientale	Batimetria, vento onde, correnti, afflussi, apporto e disponibilità dei sedimenti	Raccolta dati tramite campionamento basato su obiettivi specifici, osservazioni storiche, modelli di previsione e rianalisi.
Parametri generalmente affetti da maggiore approssimazione/sensibilità	Scabrezza del fondale, flussi di sedimento sul fondo, soglia degli sforzi di taglio per l'innesco della messa in sospensione, valori dei coefficienti di diffusività o dispersione e loro variabilità, entità delle stratificazioni verticali in termini di densità e temperatura; velocità di deposizione dei sedimenti fini	Calibrazione del modello e analisi di sensibilità dei parametri sperimentali e/o misure di campo (difficilmente disponibili)
Approssimazione/incertezze delle stime del termine sorgente	Dimensione ed entità (intensità) del termine sorgente, velocità di deposizione del particellato	Stima del termine sorgente mediante modelli basati su dati in situ e analisi della distribuzione di probabilità
NOTA	Le fonti e le modalità di utilizzo dei dati provenienti da misure in situ e/o da telerilevamento che potrebbero essere utilizzati per ridurre le incertezze delle stime e per la verifica delle ipotesi formulate per la selezione dei parametri riportati in tabella devono essere sempre motivati.	

Altre fonti di incertezza sono associate alla previsione dei fenomeni di adsorbimento e desorbimento tra sedimenti e batteri per la difficoltà di tenere conto con i modelli matematici dell'eterogenea distribuzione spaziale dei batteri fecali all'interno dei sedimenti (e della variabilità del reteo di risospensione batterica che ne deriva) in relazione alle caratteristiche del sedimento (Pachepsky *et al.*, 2008; Cho *et al.*, 2012; Cho *et al.*, 2016a; Cho *et al.*, 2016b; Huang *et al.*, 2017, Palazón *et al.*, 2017).

3.4.5 Procedure di calibrazione e validazione e di assimilazione di dati di campo

I dati di campo sono fondamentali per una corretta implementazione dei modelli numerici e per fornire i parametri necessari alla definizione delle condizioni iniziali e al contorno. Tali dati sono anche essenziali per la calibrazione, la verifica e la validazione dei modelli stessi. In particolare, si definisce:

- **Calibrazione**, il procedimento di comparazione dei risultati del modello con corrispondenti osservazioni e misure al fine di identificare e modulare l'insieme di parametri che permettano di ricostruire le osservazioni nel modo migliore.
- **Validazione**, il procedimento utilizzato per verificare che il modello sia in grado di realizzare delle predizioni accurate e stimare il grado di accuratezza con cui vengono riprodotti i valori misurati e osservati. Ciò permette di conoscere l'intervallo di confidenza da considerare nell'analisi dei risultati.

-
- Verifica può essere effettuata sulla specifica grandezza (es. livelli idrici, intensità di corrente, concentrazione, ecc.), calcolata e osservata, oppure su grandezze derivate da valori calcolati e osservati (numero di superamenti di SSC rispetto ad un livello di riferimento, prisma di marea di un bacino semichiuso, distribuzione empirica di probabilità della specifica grandezza, ecc.). L'analisi più immediata consiste nella stima della differenza media (anche quadratica) tra i valori calcolati e i valori osservati. A tal fine, è opportuno selezionare con attenzione la discretizzazione numerica del dominio di calcolo in modo tale che sia possibile estrarre il risultato numerico in corrispondenza o nelle vicinanze del punto di misura senza la necessità di interpolazioni spaziali su grandi distanze.

Per maggiori approfondimenti si rimanda alla letteratura di settore (es. Stow *et al.*, 2009; Jiang, 2014; Olsen *et al.*, 2016).

Nel caso specifico dei dati di torbidità, misurati in campo o derivati da immagini satellitari, è necessario precisare che essi non sono direttamente utilizzabili per il confronto con le risultanze modellistiche. Per poter confrontare il dato di SSC modellato e la misura di torbidità, è necessaria un'operazione di correlazione tra i due parametri. Tale correlazione è fortemente dipendente dalle caratteristiche del sedimento risospeso, quali: diametro delle particelle, composizione, indice di rifrazione, ecc. (cfr. Cap.1).

Considerato che la descrizione corretta dei fenomeni di dispersione e sedimentazione di un pennacchio di torbida dipende dalla corretta riproduzione dei fenomeni fisici correlati al campo idrodinamico, anche tutti i modelli numerici coinvolti nella riproduzione delle correnti devono essere calibrati e validati.

In linea generale per la verifica dei modelli è conveniente confrontare le grandezze derivate (medie o massime) su un determinato arco temporale piuttosto che riferirsi al semplice confronto dedotto dalla differenza tra il valore misurato e quello modellato. Questo nasce dal fatto che il confronto tra i valori non permette di tener conto della rappresentatività dell'andamento generale che il modello può comunque riprodurre anche se non con la contemporaneità temporale dell'evento.

Ad oggi la disponibilità, quasi in tempo reale, di una grande mole d'informazioni acquisite sul territorio regionale e nazionale da stazioni meteo, radar, boe, rappresenta una potenzialità, sia in fase di valutazione quantitativa della precisione e accuratezza delle previsioni che in quella di assimilazione nella modellistica numerica locale ad alta risoluzione. In linea con quanto riportato nella letteratura scientifica di settore (Fukumori, 2001) l'impiego massivo delle osservazioni per le procedure di assimilazione è utilizzabile per:

- studiare a posteriori eventi meteo di particolare rilevanza;
- aumentare l'accuratezza della modellistica previsionale operativa, in tempo reale e a lungo termine.

In quest'ultimo caso occorre che le osservazioni siano raccolte e processate in tempo quasi reale e che il modello numerico destinato ad assimilarle sia opportunamente predisposto e calibrato.

Considerazioni pratiche

- La corretta simulazione dei fenomeni di dispersione è strettamente legata allo stato del mare e all'idrodinamica. Si evidenzia, pertanto, che validazione degli esiti modellistici debba garantire almeno che il sistema modellistico rappresenti correttamente le correnti presenti nell'area. Pertanto, qualora non si disponga di misure del campo di corrente pre-esistenti da utilizzare nelle fasi di calibrazione e validazione precedenti all'applicazione del modello, è auspicabile che queste siano acquisite durante campagne di monitoraggio finalizzate a completare la validazione del modello di idrodinamica.
- In assenza di validazioni complete del modello di idrodinamica, la bontà dei modelli di trasporto/dispersione deve essere verificata mediante comparazione con misure del parametro di interesse acquisite durante campagne di monitoraggio condotte almeno durante scenari riconducibili a quelli modellati.

3.4.6 Finalità e limiti delle applicazioni modellistiche

I risultati modellistici, essendo funzionali alla ricostruzione della variabilità della torbidità nel tempo e nello spazio, permettono di prevedere "quando", "dove" e "per quanto tempo" durante i periodi selezionati si possono avere condizioni "sfavorevoli" in relazione a valori di riferimento desunti da una opportuna misura statistica associata alla VF della torbidità.

Le previsioni devono permettere di individuare le aree maggiormente critiche in relazione all'esposizione dei recettori sensibili ad incrementi anomali del parametro rispetto alle condizioni ordinarie (o inalterate) in seguito a specifiche cause di perturbazione (sorgenti).

Nel seguito sono riportati i criteri per l'utilizzo dei risultati modellistici in relazione ai seguenti obiettivi:

- a. delimitazione dell'area di influenza delle sorgenti di torbidità e caratterizzazione della variabilità spaziale e temporale del parametro al suo interno;
- b. supporto ai programmi di monitoraggio.

- a. La delimitazione dell'area di influenza di una sorgente di torbidità prevede l'implementazione di scenari di simulazione rappresentativi di condizioni medie (*standard*), intense e estreme. Ciò sia possibile analizzare l'andamento di SSC (e dei tassi di deposizione al fondo) risultante dalle interazioni tra l'idrodinamica indotta da diverse condizioni forzanti e di apporti dalle sorgenti.

Più precisamente, l'identificazione dell'estensione massima dell'area di influenza e la caratterizzazione della dinamica sedimentaria al suo interno devono essere condotti in relazione a:

- scenari sintetici, rappresentativi di determinate condizioni istantanee meteo-climatiche (medie o estreme) ricorrenti, significative e critiche;
- scenari multipli o di lungo periodo, per una riproduzione della variabilità della torbidità nel tempo per periodi stabiliti dell'evoluzione dei processi fisici da valutare.

La prima tipologia di scenari permette di identificare:

- l'estensione e la variabilità spaziale degli SSC (e dei tassi di deposizione) istantanee nell'area di influenza;
- i contributi (anche cumulati) a diverse distanze dalle sorgenti di risospensione;
- le aree critiche rispetto ad anomalie del parametro (cfr. par. 4.5).

La seconda tipologia di scenari permette una caratterizzazione statistica della variabilità fisica dei processi idrodinamici e di trasporto nel lungo periodo, con l'obiettivo di:

- identificare la variabilità spazio-temporale delle concentrazioni di SSC (e dei tassi di deposizione) e caratterizzarne l'andamento (es. in termini di concentrazioni medie e massime raggiunte e persistenza) mediante indici statistici;
- quantificare i contributi (anche cumulati) a diverse distanze dalle sorgenti di risospensione e valutare le intensità minime e massime raggiunte nell'area di influenza;
- identificare le aree critiche rispetto ad una caratterizzazione dell'intensità, della frequenza e della persistenza delle anomalie riscontrate per il parametro.

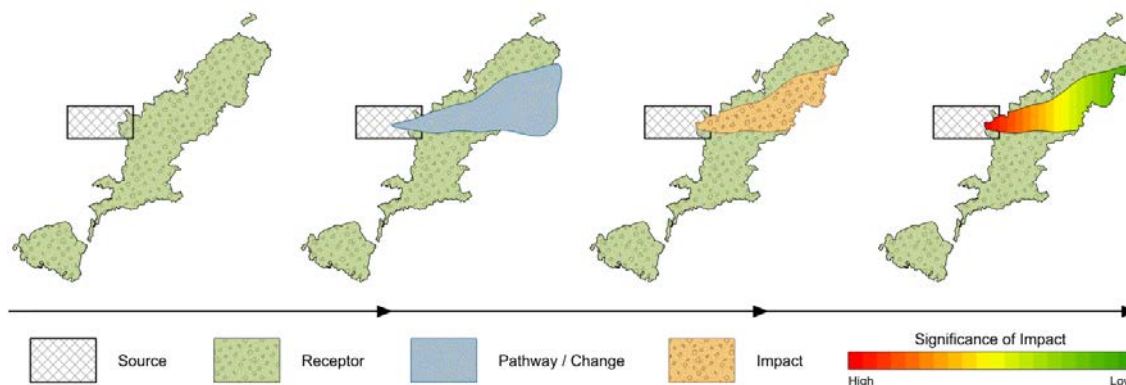
- b. Le simulazioni modellistiche forniscono informazioni sulle risoluzioni spaziali e temporali dei processi fisici che, verosimilmente, incidono maggiormente sulla VF della torbidità nell'area di influenza.

Per tale scopo è importante che i risultati modellistici siano restituiti mediante tecniche di analisi e sintesi che agevolino la caratterizzazione delle sorgenti di perturbazioni e della dinamica del particolato sospeso per estrapolare informazioni utili all'applicazione dei modelli concettuali, del tipo:

- DPSIR (*Driving forces, Pressure, State, Impact e Response*) che punta ad agevolare l'azione sinergica di misure di protezione e prevenzione secondo lo schema adottato dalla EEA (*European Environmental Agency*);

- S-P-R (Sorgente – Percorso – Recettore) riadattato per le finalità di previsione e valutazione dei potenziali impatti attesi sui recettori (*target*) sensibili legate alle operazioni di movimentazione (CEDA, 2015; Figura 19).

Figura 19: Illustrazione schematica dell'applicazione del modello sorgente-percorso-ricettore (S-P-R). Tratto da CEDA, 2015.



I modelli permettono di supportare il posizionamento delle stazioni nelle aree individuate come maggiormente critiche in relazione ai livelli di agitazione e alla stratificazione idrodinamica (e di altri parametri di interesse) e alla ricorrenza di eventi avversi per cui è stato osservato (o è lecito attendersi) una pericolosità per l'esposizione ad incrementi anomali della torbidità (es. eventi climatici e meteomarinari intensi, piene fluviali e apporti anomali dagli scarichi di T, N, P o di altri parametri che favoriscono le proliferazioni di alghe, ecc.).

Inoltre, permettono di supportare la scelta delle frequenze di campionamento mediante l'analisi della persistenza (durata) e dell'andamento dei contributi alla torbidità provenienti da diverse sorgenti di risospensione che interagiscono con il sistema (cfr. Cap. 2).

Per essere correttamente implementati e fornire stime realistiche degli SSC che concorrono alla VF, i modelli numerici necessitano di essere validati e verificati mediante campagne di misura *in situ* condotte in condizioni ambientali riconducibili a quelle degli scenari modellati.

Inoltre, se sono previste condizioni di criticità nell'ambito di procedure autorizzative di interventi, queste devono sempre essere convalidate mediante apposite misure *in situ*. Si rimanda al Capitolo 6 (cfr. par. 6.6) per ulteriori considerazioni pratiche circa l'utilità delle simulazioni modellistiche a supporto della gestione degli interventi di movimentazione.

Considerazioni pratiche

- La scelta degli scenari di simulazione deve essere sempre motivata in relazione alle condizioni stagionali di maggiore interesse da imporre al contorno al fine di riprodurre la massima estensione della dispersione areale dei pennacchi (sia nel piano che nell'orizzontale) e di valutarne la persistenza in colonna d'acqua in reazione ad eventuali termoclini. Ciò per un migliore utilizzo delle risultanze modellistiche a supporto della pianificazione delle attività di monitoraggio.
- Lo studio delle dinamiche del sito tramite modellazione numerica è utile per posizionare le trappole sedimentarie in aree dove le misure siano, verosimilmente, poco influenzate dall'azione delle onde durante le mareggiate.

3.5 Sussidiarietà delle diverse tipologie di dati per l'ottimizzazione del monitoraggio

In genere, per ogni parametro ambientale da acquisire è utile considerare ed integrare, dove possibile, le diverse tipologie di dati potenzialmente disponibili: misurati *in situ*, rilevati da remoto e ottenuti da applicazioni modellistiche. Le suddette tipologie di indagini hanno caratteristiche specifiche che ne determinano pregi e difetti. La loro integrazione, in un'ottica di sussidiarietà, permette di sfruttarne al massimo le potenzialità ai fini del monitoraggio minimizzandone i limiti.

I dati di campo, spesso definiti come "verità a mare" sono quelli più accurati, a patto che gli strumenti siano adeguatamente mantenuti. Essendo acquisiti direttamente *in loco* hanno il vantaggio di rappresentare la misura più diretta possibile della variabile presa in esame e, pertanto, la più accurata; hanno anche il vantaggio di poter essere acquisiti con una frequenza relativamente elevata (compatibilmente con le risorse a disposizione e la fattibilità delle acquisizioni).

La frequenza temporale di acquisizione può variare molto partendo da pochi secondi nel caso di campagne di misura con strumenti fissi che acquisiscono in continuo per tempi prolungati e con sistemi di registrazione/trasmisione del dato. Essendo basati su tecnologie esistenti da più tempo, esistono serie temporali anche molto estese.

La copertura spaziale è, invece, il vero limite di tale tipologia di dati. La singola acquisizione produce dati per un unico punto nello spazio. Pertanto, i dati sono generalmente rappresentativi di un'area, più o meno ristretta in base all'omogeneità delle condizioni che determinano la variabilità sul parametro di interesse (es. idrodinamica, morfologia, ecc.), e a carattere spazialmente sparso. Caratterizzazioni di aree più estese si possono ottenere acquisendo in più stazioni contemporaneamente o spostando lo strumento, perdendo però in tal caso la sincronizzazione temporale delle acquisizioni in diversi punti dell'area.

La complessità dei sistemi di osservazione per questo tipo di dati è fortemente variabile. Per questo motivo la quantità e la qualità di dati oceanografici *in situ* che è possibile avere a disposizione è generalmente molto variabile per i diversi siti.

I dati telerilevati con varia strumentazione quale satellite, radar, drone, aereo, ecc., permettono un'acquisizione su ampie aree spaziali, anche nel caso di zone difficilmente accessibili con altri mezzi. Le risoluzioni spaziali possono variare dal km al m (o anche meno) in funzione dello specifico sensore e dell'altezza di volo. Esiste, però, il problema di *gap* spaziali legati ai limiti di acquisizione dei sensori (es. presenza di nuvole e *sun-glint* per i sensori ottici, *shadowing* per i sensori SAR) che producono la possibile assenza di dato in porzioni dell'area di acquisizione. Inoltre, nel caso del mare, tali misurazioni si limitano alla superficie del mare. Essendo basati su tecnologie abbastanza recenti, le serie temporali più lunghe si estendono ad una decina di anni nella maggior parte dei casi (es. Sentinel), fino a 30 nei casi più rari (es. Landsat). Nel caso di satelliti che passano ciclicamente sopra la stessa zona, la risoluzione temporale varia in funzione dell'orbita del satellite e della quantità di satelliti in orbita con le stesse caratteristiche (singolo satellite o costellazioni), e come indicazione di massima può variare da una giornata a un paio di settimane. In generale, questi sensori non misurano direttamente il parametro di interesse, ma utilizzano algoritmi basati su formulazioni empiriche per trasformare il segnale elettromagnetico ricevuto dai sensori in una misura del parametro di interesse. Tali algoritmi hanno in alcuni casi un'ottima accuratezza (es. temperatura superficiale dell'acqua, altezza d'onda), mentre in altri casi soffrono di una maggior approssimazione (es. concentrazione superficiale di clorofilla).

Tra gli svantaggi figura anche, come per le applicazioni modellistiche, la necessità della loro calibrazione e validazione mediante dati *in situ*.

Gli strumenti modellistici permettono la produzione di informazioni con ottime estensioni e risoluzioni spaziali e temporali. Potenzialmente queste dipendono solo dalla capacità computazionale a disposizione, ma in realtà la disponibilità di dati di campo o telerilevati, necessari per impostare le condizioni iniziali delle variabili modellate sull'intera area (dominio di calcolo) e inserire le condizioni al contorno da imporre sui confini del dominio stesso e le forzanti sul sistema (es. vento, pressione, pioggia, irraggiamento, ecc.), influenza fortemente l'accuratezza dei risultati. I modelli, a differenza di dati di campo e da remoto,

permettono anche di acquisire informazioni attraverso simulazioni di scenari per periodi temporali in cui non è stato possibile osservare l'area sia nel passato (*hindcast*) sia nel futuro (*forecast*).

L'accuratezza del risultato è fortemente influenzata dalla correttezza delle ipotesi modellistiche e dalla disponibilità/qualità di dati osservati di campo o telerilevati utilizzabili per forzare, calibrare e validare il modello e per correggerlo in fase di utilizzo attraverso tecniche di assimilazione.

L'utilizzo integrato di tali strumenti permette in maniera sinergica di sfruttare i punti di forza delle diverse tecnologie limitandone i punti di debolezza. Ad esempio, i prodotti dei modelli numerici relativi a temperatura e salinità sono spesso vicini alla realtà in superficie perché possono assimilare il dato satellitare, ma possono presentare divergenze notevoli lungo la colonna d'acqua. Al fine di porre rimedio a tale limite è spesso opportuno un approccio integrato che assimili anche le misure delle variabili chimico-fisiche lungo la verticale che possano ben rappresentare le condizioni prevalenti all'interno del dominio computazionale.

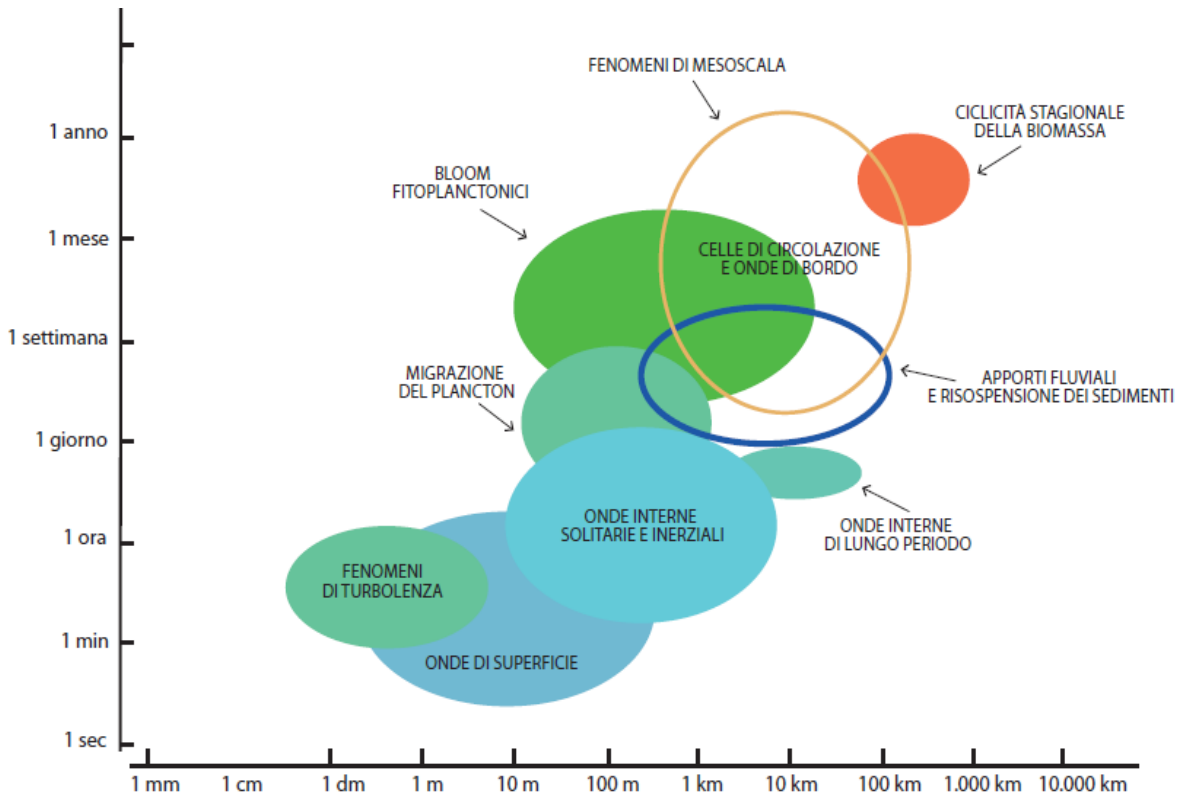
In Tabella 11 è riportata una sintesi delle caratteristiche dei diversi strumenti di indagine in termini di estensione e risoluzione spaziale, estensione e risoluzione temporale e accuratezza dei dati ottenibili.

Tabella 11: Sintesi delle caratteristiche di estensione e risoluzione spaziale e temporale e dell'accuratezza dei diversi strumenti di indagine (misure *in situ*, telerilevamento, modellistica e integrazione delle diverse tipologie).

Strumenti di indagine	Estensione spaziale	Risoluzione spaziale	Estensione temporale	Risoluzione temporale	Accuratezza
Acquisizioni di campo	Puntuale	Non applicabile	Fino a 100 anni	1s – mesi (a seconda della presenza di strumenti fissi o mobili)	Ottima
Telerilevamento (es. satelliti, radar, droni)	Areale con possibili <i>gap</i> e limitata alla superficie marina	50 cm – 1 km	10 -30 anni al massimo	1 giorno – 15 giorni	Buona
Modelli numerici	Tridimensionale	1 m – 50 Km (<i>range</i> tipici non vincolanti)	Non limitata ma condizionata dalle capacità di calcolo	Non limitata ma condizionata dalle capacità di calcolo	Variabile
Sistema integrato (dati di campo, da remoto e modelli)	Tridimensionale	1 m – 50 Km (<i>range</i> tipici non vincolanti ma dipendenti dalla presenza di dati osservati adeguati)	10 -30 anni al massimo (limitata dalla disponibilità di tutti i dati necessari)	Non limitata	L'assimilazione permette la buona riproduzione di istanti temporali con compresenza di dati osservati e il miglioramento di conseguenti periodi di <i>forecast</i>

In Figura 20 è riportato uno schema delle scale spaziali e temporali di alcuni processi fisici e biologici di potenziale influenza per la torbidità e monitorabili con le diverse metodologie di indagine (dati da osservazioni *in situ*, telerilevamento e modellistica numerica), anche mediante utilizzo integrato, coerentemente con le risoluzioni (spaziali e temporali) richieste per la comprensione del sistema.

Figura 20: Schema di Dickei che sintetizza le scale spaziali e temporali di alcuni processi fisici e biologici che caratterizzano le aree marino-costiere e che possono influenzare la variabilità della torbidità e, quindi, condizionare la scelta delle modalità di indagine (acquisizioni *in situ*, telerilevamento, modellazione numerica), eventualmente in modalità integrata (cfr. Cap. 2.4).



Si rimanda al paragrafo 6.6 per maggiori dettagli riguardo alla possibile integrazione dei diversi strumenti come supporto operativo per il controllo e la gestione delle operazioni di movimentazione di sedimenti nelle diverse fasi di un Piano di Monitoraggio Ambientale (PMA).

3.6 Indicazioni su modalità di gestione e condivisione dei dati

La Direttiva 2007/2/CE del Parlamento europeo e del Consiglio che ha istituito INSPIRE (*IN*frastructure for *S*patial *I*nfoRmation in Europe) è stata recepita nell'ordinamento italiano con il D.lgs. 32/10 del 27 gennaio 2010, con lo scopo di rendere omogenee e condivisibili, all'interno dell'Unione europea, le informazioni ambientali, affinché queste siano di supporto alle politiche di gestione.

In particolare, al fine di garantire dati omogenei e facilmente gestibili, è ritenuta opportuna l'implementazione di un Sistema di Gestione delle Informazioni Ambientali (*Project Environmental Data Management System*) per raccogliere, nell'ambito di una stessa "piattaforma", informazioni e dati ambientali organizzati in specifici formati standardizzati.

In linea con quanto previsto dalle principali Direttive europee in ambito marino (es. *Marine Strategy* e *Maritime Spatial Planning*), il Sistema di Gestione delle Informazioni Ambientali dovrebbe essere realizzato in modo da poter essere fruibile dagli Enti e dai tecnici coinvolti (Enti di controllo, Istituzioni di ricerca, ecc.).

In tale ottica, la banca dati deve essere georiferita (*geodatabase*), consentire un'agevole archiviazione dei dati ambientali e prevedere la restituzione del dato sotto forma di *output* specifici (tabelle, grafici, cartografie e *report*) in modo da essere facilmente consultabile e agevolare sia la visualizzazione sia il confronto dei risultati ottenuti. Nel caso in cui si utilizzino strumenti per acquisizioni in continuo (es. di onde, correnti e SSC) nell'ambito di sistemi di monitoraggio in operativo (es. per il controllo delle anomalie in fase di esecuzione ed esercizio di interventi a mare), il sistema dovrebbe prevedere la gestione del dato trasmesso nella banca dati in tempo reale.

In generale, la buona pratica di contribuire all'implementazione di un unico sistema di gestione del dato ambientale (*Environmental Data Management System*) è auspicabile per un uso efficiente ed ottimale della grande quantità di dati raccolti durante i monitoraggi.

La complessità di un sistema ambientale, e di conseguenza del Modello Concettuale (MC, cfr. par. 3.1) che lo rappresenta, è tale che maggiore è il numero di informazioni disponibili, maggiore è la possibilità di identificare e, nei limiti del possibile, quantificare le sorgenti e i processi che presiedono alla distribuzione dei parametri di interesse del sistema in esame. Il *database* deve essere considerato un'interfaccia numerica del MC e dovrà essere organizzato in modo tale da poter elaborare tutte le relazioni fra le variabili acquisite. Soprattutto se si intende pervenire ad un descrittore del fondo di tipo geostatistico, il *database* sarà preferibilmente integrato da un sistema GIS (*Geographic Information System*).

Gli elementi utili da includere nel *database* per una elaborazione ragionata e completa includono:

1. Anagrafica della stazione di campionamento
2. Condizioni di campionamento
3. Dati chimico-fisici
4. Parametri di interesse (es. parametri indicatori di eventuale contaminazione antropica che possono contribuire alla torbidità)
5. Uno o più codici identificativi di specifici *dataset* (es. profondità, ecc.).

A seguito della fase di analisi e di trattamento dei dati (cfr. Cap. 4, par. 4.2 per maggiori dettagli) alcune osservazioni potranno essere eliminate o potranno essere suddivise in specifici sottoinsiemi (*subset*) del *dataset* di popolazioni rappresentative.

4 CRITERI PER L'ANALISI DELLA VARIABILITÀ DI FONDO (VF) DELLA TORBIDITÀ

Nella normativa ambientale è utilizzato il termine «valore di fondo» sottintendendo nella prassi un valore numerico eventualmente da sostituire a valori tabellari. D'altra parte, si evidenzia che nelle norme ISO 19258 il valore di fondo è definito come quel valore determinato dalle "caratteristiche statistiche rappresentative del fondo", ovvero mediante utilizzo di descrittori statistici, per finalità di monitoraggio.

In termini pratici, al valore di fondo di un parametro inteso come valore numerico, si può associare il concetto più esteso di «descrittore» della Variabilità del Fondo (VF, cfr. Glossario), intendendo con questo termine uno strumento derivato dalla modellazione della distribuzione del parametro che rende possibile la gestione operativa delle matrici ambientali interessate.

La distribuzione della VF di un parametro può derivare in maniera apprezzabile dai processi naturali (es. climatici, idrologici, biologici), o avere una rilevante componente antropica (es. da sorgenti antropiche diffuse o localizzate che regolarmente impattano sull'area in esame). Per questo nel caratterizzare statisticamente la VF si può differenziare tra la «variabilità di fondo naturale» e la «variabilità di fondo antropico».

In sintesi, determinare la VF di un dato parametro significa attribuire un valore o, in termini più generali, associare ad esso una descrizione statistica che caratterizzi la variabilità del parametro che può derivare dai processi naturali e antropici per l'area di indagine. Alla VF, pertanto, è spesso associato il concetto di «*baseline*», che costituisce la distribuzione di riferimento di un parametro in base al quale valutare determinati fenomeni (e/o da sorgenti antropiche) di potenziale impatto, estranei alle condizioni ordinarie del contesto in esame (es. attività di movimentazione, apporti da scarichi).

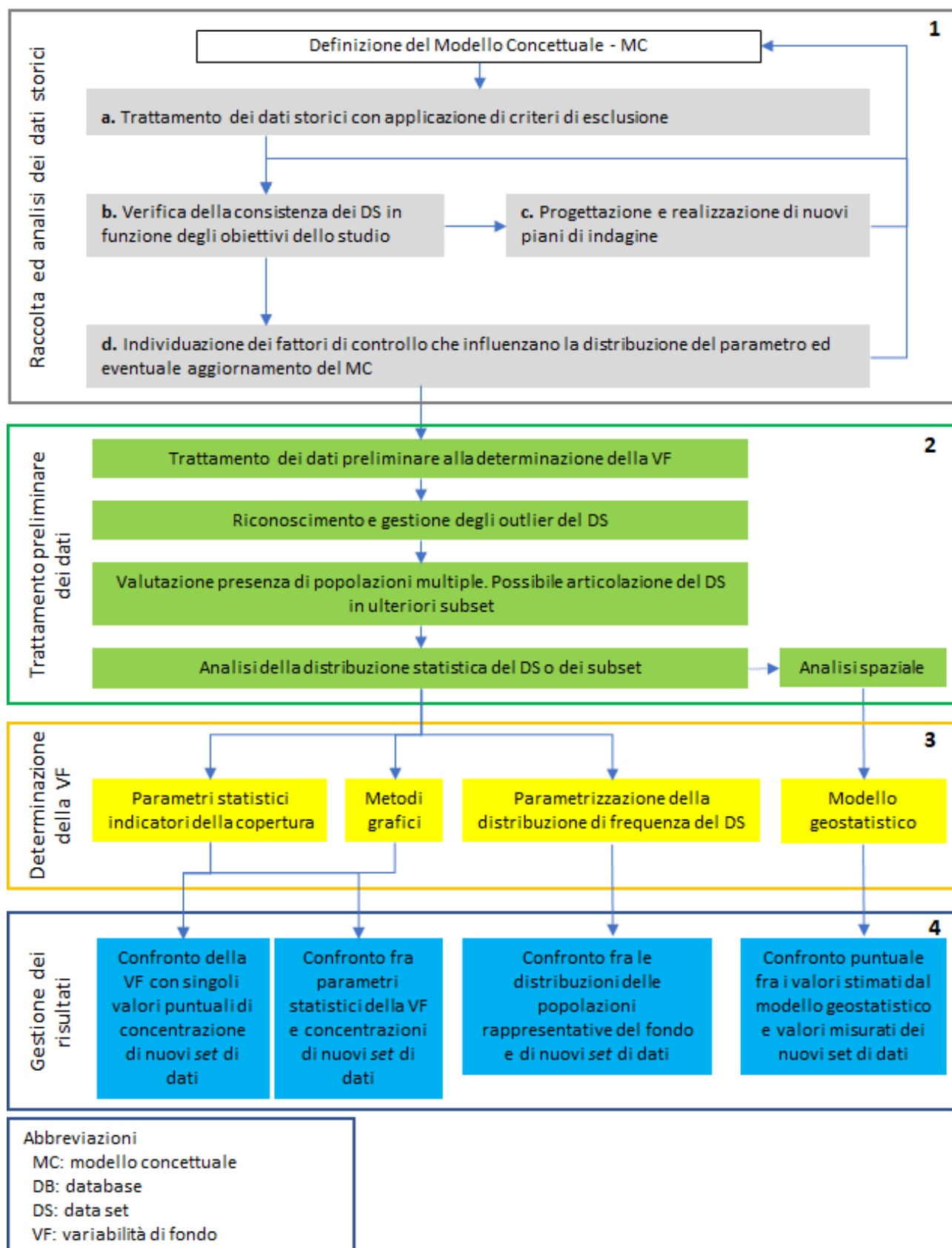
Verosimilmente rappresenta la concentrazione di base alle quale si aggiungeranno quelle determinate dalla sorgente oggetto delle valutazioni.

Nel diagramma di Figura 21 sono riportati i passaggi logici, trattati nel seguito, ai fini della determinazione dei VF della torbidità mediante l'analisi di un *dataset* di idonea consistenza spaziale e temporale. Tale trattazione, opportunamente adattata al contesto, deriva da quanto proposto e sviluppato nelle "*Linee guida per la determinazione dei valori di fondo per i suoli ed per le acque sotterranee*" (ISPRA-SNPA, 2018).

In particolare, il paragrafo è articolato nelle seguenti sotto-sezioni, sintetizzate nei BOX da 1 a 4 di Figura 21:

1. Raccolta e analisi dei dati storici
2. Trattamento preliminare dei dati
3. Determinazione della VF
4. Gestione dei risultati mediante confronto della VF con nuovi *dataset*.

Figura 21: Passaggi logici da seguire per programmare la raccolta e l'analisi dei dati ai fini della determinazione della VF della torbidità. Modificato da ISPRA-SNPA (2018).



4.1 Raccolta ed analisi dei dati storici

Le attività di raccolta e analisi dei dati storici è propedeutica alla selezione dei *dataset* (DS) e delle modalità di analisi e di elaborazione dei dati per la caratterizzazione della VF. Tali attività sono generalmente condotte durante una fase conoscitiva preliminare (cfr. par. 3.2) con lo scopo di verificare la necessità del reperimento di nuove misure a completamento/aggiornamento dei DS esistenti. Le attività di raccolta e analisi dei dati storici prevede una chiara definizione degli obiettivi, del livello di approfondimento possibile in funzione delle risorse disponibili (tempo, lavoro, costi) e di quello auspicabile in relazione alle finalità e al contesto ambientale. In particolare, si procederà a:

- scegliere i parametri rilevanti per la caratterizzazione dell'andamento della torbidità;
- definire i limiti spaziali e temporali delle indagini;
- definire il livello di approfondimento (e del grado di incertezza) perseguibile sulla base dei dati disponibili (aspetto che potrà sostenere la scelta operativa di realizzare campagne aggiuntive);
- individuare la tipologia di descrittore del fondo (es. parametri statistici, curva di distribuzione, modello geostatistico) in funzione dell'ambito specifico e delle modalità con cui si intende gestire i risultati.

Nell'ambito di procedure autorizzative di un intervento a mare la fase di raccolta e analisi dei dati storici deve essere propedeutica nell'*Ante Operam* (cfr. par. 6.3).

I passaggi logici di questa fase sono di seguito schematizzati (Figura 22, riquadro 1):

- a. trattamento dei dati storici con applicazione di criteri di esclusione;
- b. verifica della consistenza dei DS in funzione degli obiettivi;
- c. progettazione e realizzazione di nuovi piani di indagine;
- d. individuazione dei fattori di controllo ed eventuale aggiornamento del MC.

a. Trattamento dei dati storici con applicazione di criteri di esclusione

In questa fase risulta utile riferirsi ad un Modello Concettuale (MC, cfr. par. 3.1) che, oltre a fornire gli elementi conoscitivi dell'area, consenta di individuare i fattori che influenzano la distribuzione nello spazio e nel tempo della torbidità (cfr. Cap. 2). Questi fattori di influenza potranno supportare valutazioni sul DS:

- a priori della trattazione statistica dei dati, perché in base ad essi saranno raggruppate le osservazioni che risentono in maniera più significativa dei fattori individuati;
- a posteriori dell'analisi statistica, perché agli eventuali gruppi di osservazioni individuati dai metodi statistici (cioè, l'individuazione di popolazioni ritenute statisticamente differenti) possa essere assegnato un significato fisico.

In funzione degli obiettivi del lavoro e dello scenario di riferimento, può risultare opportuno applicare dei criteri di esclusione sui *set* di dati nel caso in cui:

- l'obiettivo sia costituito dalla caratterizzazione della VF di origine naturale; in questo caso potrebbe essere valutata l'opportunità di escludere le osservazioni riconducibili ad una significativa componente antropica (diffusa, puntuale);
- vi siano osservazioni afferenti a serie storiche molto datate non più rappresentative dello stato attuale del sistema in studio;
- le osservazioni non diano sufficienti garanzie circa la bontà dell'analisi (ad es. laboratorio non accreditato) o non siano state validate;
- non sia possibile stabilire, su base statistica, la "confrontabilità" di *set* di dati a disposizione acquisiti da soggetti diversi;
- vi sia la mancanza di informazioni circa la qualità delle indagini (es. campionamento e attività di laboratorio); in questi casi saranno privilegiati i *set* di dati validati dall'ente preposto.

b. Verifica della consistenza dei DS in funzione degli obiettivi

A seguito della fase di selezione dei dati e della eventuale applicazione dei criteri di esclusione, si dovrà valutare se le informazioni territoriali e i dati numerici inerenti al parametro (o più d'uno) per i quali si voglia determinare la VF siano adeguati a definire un MC robusto (o senza lacune) e in quale misura le elaborazioni successive possano produrre una stima sufficientemente e statisticamente rappresentativa del fondo.

L'indicazione del numero minimo di osservazioni su cui basare la procedura per la determinazione del fondo dipende dalle condizioni al contorno, quali ad esempio l'estensione dell'area di indagine, la variabilità del parametro¹⁹, il tipo di distribuzione dei valori, e il livello di accettabilità dell'errore definito a priori dal decisore.

Nel caso si voglia implementare un modello di distribuzione spaziale (cfr. par. 4.3.4), il numero dei *record* dipenderà dal grado di autocorrelazione spaziale del parametro in studio e dall'estensione dell'area, comunque difficilmente esso potrà essere inferiore a 30 osservazioni.

È evidente che, per l'elaborazione statistica e ai fini della completezza del *set* di dati disponibili, un maggior numero di osservazioni aumenti l'affidabilità del valore determinato.

Qualora queste considerazioni indichino l'opportunità di acquisire ulteriori informazioni o aumentare la numerosità campionaria, si procederà con una fase più approfondita di ricerca di informazioni/dati preesistenti, oppure si pianificherà una campagna integrativa di campionamento ed analisi delle matrici di interesse.

c. Progettazione e realizzazione di nuovi piani di indagine

Dopo aver effettuato la ricognizione e la valutazione della significatività e della completezza di dati preesistenti per la determinazione della VF, potrà essere pianificata l'eventuale integrazione con dati provenienti da nuove indagini.

In particolare, nel caso si rendano necessari dati integrativi sulla base degli obiettivi dello studio e della variabilità spaziale attesa per il parametro torbidità (nel piano e lungo la verticale) desumibili dal MC (anche preliminare), si dovrà pianificare un piano di indagini che indichi chiaramente:

- le procedure di indagine e, nel caso specifico di misure *in situ*, l'ubicazione e la tipologia dei punti di monitoraggio, distinguendo tra misure di tipo diretto e indiretto;
- i periodi delle indagini e, nel caso specifico di indagini *in situ*, delle frequenze di acquisizione;
- la lista dei parametri da determinare.

Si rimanda al Capitolo 3 (cfr. par. 3.2) per i dettagli su strumenti, frequenze e modalità di possibile utilizzo per il monitoraggio della torbidità e al Capitolo 2 per i principi di monitoraggio dei parametri ambientali correlati.

d. Individuazione dei fattori di controllo ed eventuale aggiornamento del MC

Dalla preliminare analisi dei *set* di dati storici e dalla valutazione del MC sarà possibile individuare i fattori di influenza (o di controllo) tra le variabili descrittive dei processi che influenzano la torbidità (cfr. Cap. 2), quali: la distribuzione granulometrica dei sedimenti, le correnti, il moto ondoso e gli apporti da aree interne. L'individuazione dei fattori che controllano la distribuzione dei parametri oggetto di studio e le successive elaborazioni dei dati, anche su base statistica, potranno ulteriormente affinare la conoscenza dei fattori che presidono la loro distribuzione nel sistema in esame. In tale evenienza sarà opportuno procedere all'aggiornamento del MC.

¹⁹ Per le finalità delle presenti LL.GG. numero di osservazioni necessario a garantire la consistenza/significatività statistica del DS di partenza non può essere fornito *a priori* (come per parametri chimici/biologici inquinanti, il quale range è in genere compreso fra 10 e 30) ma deve essere calibrato caso per caso in funzione delle finalità valutative, della dinamicità e della suscettibilità ai termini forzanti e ai parametri-indicatori del parametro torbidità.

4.2 Analisi preliminare dei dati

L'analisi preliminare dei dati è un processo fondamentale che consiste nel trattamento del DS propedeutico alla determinazione della VF.

Qualora siano individuate per il parametro torbidità (o per altri parametri per cui si vuole determinare la VF) evidenti relazioni con fattori o processi fisici specifici (es. presenza di una sorgente puntuale, dinamiche locali, ecc.) che controllano la distribuzione del parametro, potrà essere valutata l'opportunità di suddividere la serie delle osservazioni in *dataset* distinti (*subset*) da elaborare separatamente e considerabili sostanzialmente omogenei²⁰. A titolo di esempio, potranno essere estratte serie di dati da elaborare separatamente, afferenti a fenomeni specifici (es. *plume* di acqua dolce individuabili tramite il gradiente di salinità) in determinate zone e per parametri ambientali individuati nell'ambito del MC.

In generale, ogni test o procedura statistica si basa su assunti di indipendenza e di identica distribuzione campionaria, difficilmente realizzabili nel campo ambientale²¹.

Tuttavia, prima di procedere con la determinazione della VF a partire da dati che hanno una consistente dimensione temporale, ovvero inclusivi di variazioni di torbidità rappresentativi di molteplici/specifici periodi di tempo, è necessario effettuare il trattamento dei dati distribuiti nel tempo.

Per definire se le osservazioni che compongono il campione statistico siano rappresentative di una popolazione specifica bisogna eseguire una serie di passaggi (cfr. Figura 23, riquadro 2) al fine di:

- eliminare osservazioni non rappresentative dello scenario reale e che costituiscono potenziali *outlier* o valori "anomali" (cfr. BOX 4-1 e 4-2 per approfondimenti);
- eliminare dati che non soddisfano determinati requisiti, ad esempio con riferimento al metodo analitico/strumentale con il quale sono stati analizzati;
- raggruppare i dati in diversi gruppi o sottogruppi (*subset*) rappresentativi di altrettante popolazioni (o sub-popolazioni²²) in relazione a specifici fattori di influenza (o controllo) individuati nel MC per l'area di studio; in tal caso si procederà, se necessario, a calcolare un valore rappresentativo per ogni sub-popolazione distinta (cfr. BOX 4-1 e 4-2 per approfondimenti);
- laddove dal punto precedente sia emersa la presenza di fattori di influenza, analisi della distribuzione statistica dei DS o dei *subset*, in particolare:
 - analisi per verificare la stazionarietà temporale e spaziale della distribuzione del parametro;
 - analisi della distribuzione di frequenza (o distribuzione statistica) della/delle popolazioni riconosciute;
- eventuale analisi spaziale (geostatistica).

Anche la descrizione statistica della serie è importante perché fornisce alcune caratteristiche (o grandezze) intrinseche della serie stessa che possono essere utilizzate per condurre una valutazione della consistenza dei *dataset*, preliminare alla selezione delle modalità per determinare la VF.

Tra queste grandezze vi sono:

- la lunghezza, definita (indipendentemente dalla frequenza delle acquisizioni) come la differenza tra la data dell'ultimo rilevamento e la data del primo rilevamento;
- la continuità, definita dal rapporto tra il numero di intervalli di dati mancanti e il numero massimo di dati;

²⁰ Il concetto statistico di omogeneità è analogo a quello di equidistribuzione o assenza di concentrazione: difatti, un collettivo è omogeneo rispetto ad un dato carattere se tutte le sue unità presentano la stessa modalità del carattere.

²¹ Per le variabili studiate le caratteristiche di indipendenza e di identica distribuzione campionaria sono garantite dal campionamento casuale di una popolazione singola, fissa e stazionaria (cioè, che non mostra trend nel tempo e nello spazio). Tale campione statistico in termini pratici è difficilmente realizzabile nel campo ambientale, perché le variabili studiate mostrano solitamente delle forti autocorrelazioni (es. misure prelevate in punti vicini, nel tempo e nello spazio, tendono ad essere più simili rispetto a misure prelevate a maggiori distanze, di tempo o di spazio), che inficiano gli assunti di indipendenza e di identica distribuzione.

²² La sub-popolazione è una partizione della popolazione entro la quale vi sono tratti aggiuntivi, anch'essi d'interesse. Individuare la sub-popolazione consente un'analisi statistica rispetto ai tratti aggiuntivi di interesse.

- la completezza, definita dal rapporto tra il numero di dati validi e il numero massimo di dati;
- la frequenza delle acquisizioni.

BOX 4-1: OPERAZIONE ESEGUIBILI PER RICONOSCIMENTO E GESTIONE DEGLI *OUTLIER* DEL DS

Gli *outlier* sono valori «anomali», ovvero chiaramente distanti dalle altre osservazioni disponibili. Il primo problema da affrontare è riconoscere la natura degli *outlier* e capire se afferiscono al fenomeno in studio (ovvero alla popolazione di osservazioni rappresentative del fondo) oppure se sono legati ad altri fenomeni o contesti. I valori anomali sono evidenziati graficamente o definiti attraverso specifici test statistici che riconoscono tali valori come significativamente diversi dagli altri dal punto di vista statistico. Il comportamento anomalo di una o più osservazioni può dipendere da differenti fattori specifici legati al contesto di applicazione. Questi possono essere fonti di informazioni preziose che permettono di comprendere più approfonditamente il comportamento generale dei dati.

In molte applicazioni, ci si limita ad eliminarli dall'insieme dei dati, senza indagare il meccanismo che porta un'osservazione a mostrare un comportamento differente dal resto dei dati. Tuttavia, la rimozione dei potenziali *outlier* dal *set* di dati per la determinazione della VF deve essere valutata con attenzione e supportata da motivazioni quanto più oggettive, in quanto essa può condurre, specie se il numero dei potenziali *outlier* è relativamente alto, ad una visione errata del *dataset* (EPA 2002) e conseguentemente ad una determinazione della VF non rappresentativa. EPA (2002) stabilisce che, se i dati sono stati validati da un Ente di Controllo, essi non dovrebbero essere rimossi dal *dataset*.

Si evidenzia che in alcuni casi la mancata rimozione dei potenziali *outlier* potrebbe portare a una VF maggiore di quella reale e, quindi, ad una scarsa cautela in fase di gestione dei risultati. Qualora il numero dei potenziali *outlier* sia significativo rispetto al contesto in studio, tali potenziali *outlier* potrebbero configurarsi come rappresentativi di una popolazione diversa da quella rappresentata dai valori "normali".

A livello operativo si propone il seguente schema:

1. Individuazione dei potenziali *outlier* attraverso opportuni metodi grafici/statistici.
2. Studio specifico degli *outlier* identificati nella fase 1, finalizzato alla scelta del loro trattamento.
3. In base ai risultati del punto 2 e agli obiettivi dello studio si valuterà l'opportunità di escludere tutti, alcuni o nessuno dei potenziali *outlier* dal trattamento successivo.
4. Nel caso l'esclusione di qualche (o tutti gli) *outlier* non sia sostenuta da chiari elementi scientifici (ovvero sia dettata da un generale principio di cautela, o per gestire meglio l'elaborazione statistica dei dati) si potranno considerare entrambi i *dataset* (quello completo e quello privato degli *outlier*) ai fini della valutazione dell'influenza dei valori anomali sul risultato finale (i descrittori statistici del fondo) e sulla conseguente gestione del risultato.

In ogni caso, l'intero procedimento di gestione degli *outlier* statistici deve essere opportunamente descritto riportando i passaggi svolti e le motivazioni delle scelte effettuate. Cfr. ISPRA (2013) e SNPA (2018) per maggiori dettagli sulle tecniche di analisi.

BOX 4-2: VALUTAZIONE DELLA PRESENZA DI POPOLAZIONI MULTIPLE: ANALISI DELLA DISTRIBUZIONE STATISTICA DEL DS E DEI SUBSET

Quando i dati a disposizione hanno una consistente dimensione temporale, può essere utile verificare se dal campione statistico sono separabili due o più *subset* di osservazioni, rappresentativi di altrettante popolazioni a loro volta legate a fenomeni o processi di controllo agenti sulla zona indagata. Nelle situazioni più complesse, e se i *set* di dati hanno una certa consistenza, l'adozione di metodi di statistica multivariata (es analisi in componenti principali e *cluster analysis*) può fornire un contributo significativo per la definizione del MC e per il riconoscimento di popolazioni con specifiche caratteristiche. Avendo a disposizione un insieme di dati costituito da n campioni, ciascuno descritto da p variabili, l'applicazione di tale campo della statistica permette l'estrazione di informazioni relative ai parametri statistici di ogni variabile, alle correlazioni tra le variabili, alla presenza di eventuali dati anomali ed altro ancora.

L'analisi delle componenti principali è uno dei metodi per esplorare i dati relativi a sistemi multivariati; essa è finalizzata ad ottenere la semplificazione dei dati di origine, riducendo il numero di variabili originarie (rappresentanti altrettante caratteristiche del fenomeno analizzato).

I metodi di analisi di *cluster* permettono di valutare la similarità (o dissimilarità) tra i campioni studiati e quindi l'eventuale presenza di gruppi (*cluster*). L'analisi di *cluster* è sempre accompagnata da una valutazione a giudizio esperto per la definizione di quanti e quali gruppi di dati sono presenti. Se questi gruppi risultano ragionevolmente robusti i campioni relativi a ciascun gruppo vengono assimilati a classi rappresentative di popolazioni differenti. Una volta assegnati i campioni ad una classe, i metodi di classificazione consentono di costruire dei modelli di classificazione, funzione delle variabili utilizzate e delle classi definite, in grado di predire l'appartenenza di un nuovo campione ad una delle classi note. I metodi multivariati "classici" difficilmente tengono in considerazione la variabilità spaziale. Si rimanda all'Allegato B (sezioni B5 e B9) delle LL.GG. ISPRA-SNPA (2018) per ulteriori dettagli sull'individuazione delle popolazioni e sull'utilizzo della statistica multivariata.

Una volta individuato il *set* o il *subset* di osservazioni considerato rappresentativo della popolazione di valori legata ad un determinato contributo/fenomeno è opportuno individuare la distribuzione di probabilità che approssimi meglio l'insieme dei dati disponibili. L'individuazione del tipo di distribuzione che meglio approssima il campione di dati serve a definire i descrittori statistici più appropriati per stimare la VF. Dal tipo di distribuzione dipendono inoltre i test statistici da applicare per il confronto tra due *set* di dati. Si rimanda all'Allegato B (sezione B6) delle LL.GG. ISPRA-SNPA (2018) per ulteriori dettagli sulle caratteristiche delle distribuzioni suddette e i test da applicare per la selezione delle stesse.

Un altro fattore importante da considerare dal punto di vista statistico è quello della definizione del livello di confidenza (o significatività) di un DS, utile per determinare la dimensione del campione statistico. Si riportata nel BOX 4-3 un esempio per valutare il livello di confidenza delle dimensioni di un campione statistico.

BOX 4-3: DETERMINAZIONE DI UN LIVELLO DI CONFIDENZA DELLE DIMENSIONI DEL CAMPIONE STATISTICO

Per determinare la dimensione del campione statistico necessaria per ottenere un livello di confidenza specifico, si può ricorrere generalmente alla seguente formula:

$$n = \frac{Z^2 \sigma^2}{E^2}$$

Dove: n è la dimensione del campione; Z è il valore critico associato al livello di confidenza desiderato; σ è la deviazione *standard* della popolazione; E è il margine di errore desiderato.

Quindi per determinare il livello di confidenza associato a una data dimensione del campione, utilizzando la formula (1) bisogna seguire i seguenti passaggi:

1. sia data una numerosità n ;
2. scegliere un margine di errore E desiderabile: il margine di errore dipende dalla precisione desiderata dell'intervallo di confidenza;
3. determinare la deviazione *standard* della popolazione: questa potrebbe essere nota, stimata attraverso precedenti studi o potrebbe essere necessario eseguire un campionamento iniziale per stimarla;
4. utilizzare la formula (1) per ricavare il valore critico Z , a cui è associato un livello di confidenza, nota la distribuzione del campione.

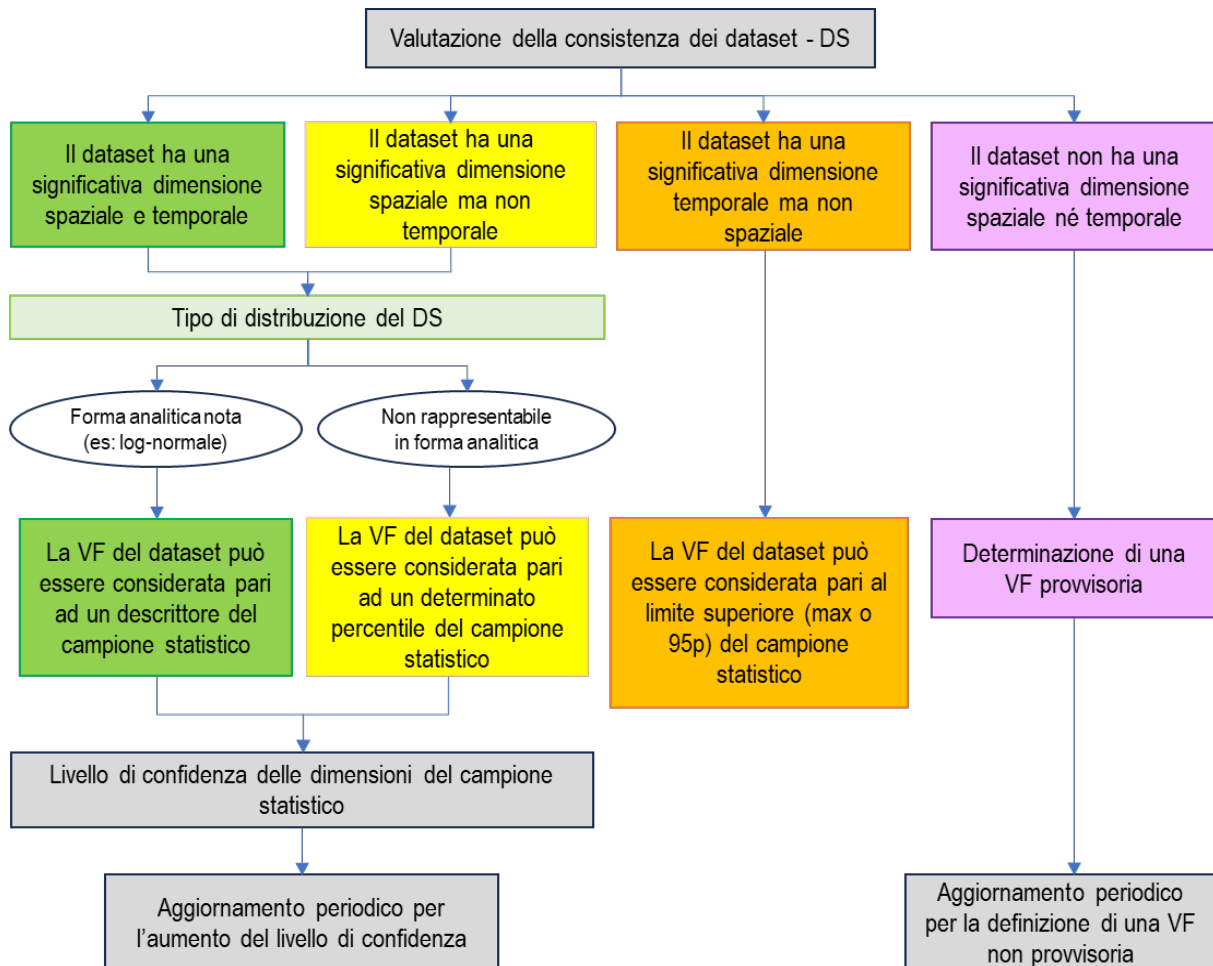
Quindi supponiamo, ad esempio, che il campione abbia una dimensione pari a 96 unità e una deviazione *standard* della popolazione stimata $\sigma=10$. Accettando un margine di errore $E=2$, otteniamo che il valore critico Z corrispondente sarà di circa 1,96 che per una distribuzione normale *standard* è associato ad un livello di confidenza pari al 95%. Il livello di confidenza trovato può essere modificato a seguito di informazioni/indagini complementari che comportano una maggiore robustezza.

Un altro aspetto molto importante da considerare in relazione alla consistenza campionaria di un DS è la descrizione dell'aspetto complessivo (vale a dire la forma) della distribuzione del parametro rispetto a configurazioni di riferimento (in generale rispetto ad un comportamento della variabile "normale") da utilizzare per descrivere la variabilità, ossia la "mutevolezza" (indice di dispersione dei dati) e la tendenza dei dati ad assumere certi valori (indici di posizione) (ISPRA, 2013).

È opportuno che i dati climatologici, idrologici e meteomarinari, nonché le serie di dati della torbidità indotta, siano analizzati, per quanto possibile, usando metodi non parametrici: non basati sull'assunzione che i dati seguano una particolare distribuzione di probabilità. Tali dati, essendo spesso basati sull'ipotesi di distribuzione "non-normale" sono correttamente descritti mediante la mediana e i quantili (es. ISPRA, 2013).

La Figura 24 riporta un esempio del possibile utilizzo dei percentili (cfr. par. 4.3) per la stima della VF in relazione alla valutazione della consistenza (spaziale e/o temporale) e alla forma analitica dei *dataset*.

Figura 24: Schema di una delle possibili modalità per determinare la VF in relazione alla valutazione della consistenza dei *dataset*. Nell'esempio, la confidenza del 95% indica il 95% di possibilità che l'intervallo contenga il "vero" parametro (es. media, p-esimo percentile) della popolazione.



In generale, si può osservare che:

- I valori totali annui di grandezze tendono ad essere distribuiti approssimativamente secondo una distribuzione normale.
- I valori totali mensili e settimanali mostrano in genere un'asimmetria definita, per cui la loro distribuzione può essere descritta da modelli con una coda (in genere la destra) più lunga dell'altra.

- Una distribuzione che presenta una frazione di osservazioni con valori elevati molto più numerosa rispetto alla frazione di osservazioni con valori bassi è detta asimmetrica positiva (o asimmetrica a destra). Viceversa, se la distribuzione presenta una frazione di osservazioni con valori bassi molto più numerosa rispetto alla frazione di osservazioni con valori alti, essa è detta asimmetrica negativa (o asimmetrica a sinistra).
- Le serie degli estremi annuali (massimi e minimi), e dei valori estremi sopra o sotto una soglia hanno in genere una distribuzione con evidente asimmetria positiva. La parte del campione concentrata in prossimità del valore medio può essere spesso descritta da diverse distribuzioni.

Considerazioni pratiche

- Una serie di dati, ancorché lunga ma interrotta da numerosi intervalli di dati mancanti ovvero con una percentuale elevata di dati mancanti, non è in grado di fornire informazioni affidabili.
- Una serie può presentare un elevato indice di completezza ma una bassa continuità qualora presenti molte piccole interruzioni. Viceversa, una serie può presentare un'elevata continuità ma una bassa completezza se presenta un'unica ampia interruzione.
- Gli *outlier* sono dei valori nella serie talmente distanti dalla maggior parte dei dati della serie stessa che, quando non siano errati, sono da ritenersi anomali ovvero appartenenti a una diversa popolazione e trattati in maniera opportuna.
- I valori anomali possono influenzare molte grandezze relative alla statistica descrittiva, come la media o la deviazione standard. Essi possono anche influenzare gli indici di associazione (correlazione) tra le variabili. In presenza di casi anomali che influenzano i risultati delle analisi è possibile utilizzare delle statistiche sintetiche che, per il fatto di essere meno influenzate dalla presenza di tali valori, si dicono robuste. Ad esempio, la mediana spesso può risultare più affidabile della media.
- Non risulta corretto, a meno di evidenti ragioni e fondate motivazioni, rimuovere dal DS valori anomali che risultino influenti, ovvero che abbiano un impatto eccessivo sulle misure di sintesi che si vogliono considerare.

4.3 Determinazione della VF

Nel seguito sono descritte le tecniche di analisi per la caratterizzazione statistica della VF che, in diversi contesti applicativi, includono l'individuazione di (cfr. riquadro 3, Figura 21):

1. parametri statistici (es. 95-99% del DS) indicatori della copertura;
2. descrittori attraverso metodi grafici;
3. parametrizzazione della distribuzione di frequenza;
4. modelli geostatistici (analisi spaziale).

4.3.1 Parametri (indicatori) statistici

Il confronto fra due campioni statistici si basa sulle loro caratteristiche statistiche (ovvero sull'utilizzo di parametri statistici quali ad esempio la media e la varianza). Nel caso specifico, la distribuzione dei valori ascrivibili al fondo può essere rappresentata da un valore o da un intervallo di valori che li comprende. Questa metodologia fornisce un agile strumento per confrontare/valutare siti potenzialmente torbidi.

In funzione del contesto ambientale, della quantità e della qualità dei dati, detti parametri statistici potranno ad esempio interessare una copertura del 95% o del 99% del campione statistico o della popolazione parente ad esso assimilata.

Nel caso di osservazioni indipendenti e identicamente distribuite, e prive di anisotropie ²³, è possibile inferire, a partire dal campione statistico, dei valori numerici rappresentativi della popolazione del fondo. La determinazione del modello che rappresenta al meglio la distribuzione delle osservazioni permette di determinare il tipo di funzione di frequenza dei dati. È possibile utilizzare modelli parametrici come la funzione di frequenza normale, log-normale, gamma o modelli non parametrici che non richiedono ipotesi sulla distribuzione. Una volta individuato il *set* di osservazioni considerato rappresentativo della popolazione di valori legata al fondo naturale o al fondo antropico e identificato, se possibile, il modello di distribuzione della popolazione (es. log-normale, normale, gamma, ecc.), è scelto un parametro statistico calcolato sulla distribuzione modellata della popolazione. A titolo esemplificativo, nel caso di un nutrito numero di osservazioni che mostrano una distribuzione normale, in un contesto in cui sia ragionevolmente certa la loro origine naturale, la VF potrà essere rappresentata considerando il 99-esimo percentile oppure altri parametri, quali l'*Upper Tolerance Limit* (UTL 95%-99%) o l'*Upper Prediction Limit* (UPL 99%), nel seguito meglio dettagliati.

Quando, invece, le osservazioni non sono indipendenti e identicamente distribuite, non sarà possibile derivare direttamente da esse dei parametri rappresentativi del fondo. A tale categoria appartengono le osservazioni che manifestano dei *trend* spaziali o temporali, piuttosto comuni nel campo ambientale. In tal caso deve essere pianificata l'acquisizione di nuovi *set* di dati programmando indagini con risoluzioni adeguate a incrementare la consistenza (e conseguentemente il livello di confidenza della copertura) della popolazione dei DS (si veda ad esempio lo schema in Figura 24).

La presenza o meno di *outlier* può incidere sulle ipotesi della forma della distribuzione dei dati e può portare a stime distorte dei parametri di un modello, cattive previsioni e statistiche fuorvianti (ISPRA, 2013; ISPRA-SNPA, 2018). Attualmente non esiste una metodologia universale per identificare gli *outlier*, ma possono essere adoperate differenti tecniche, che portano a prediligere un metodo rispetto ad un altro (cfr. BOX 4-1 e 4-2 per maggiori dettagli). Per questo, quando l'inclusione o l'esclusione di alcuni *outlier* sia dubbia è suggeribile calcolare i parametri statistici della popolazione rappresentativa del fondo sia sul *set* di dati completo che include gli *outlier*, sia sul *set* di dati che non li comprende e assumere, come valori adatti a caratterizzare la VF di fondo, un *range* di valori che comprenda entrambe le determinazioni.

Generalmente sono utilizzati, come parametrici statistici rappresentativi della VF, indicatori di tendenza della "coda" destra della distribuzione, poiché comprendono la massima parte della popolazione escludendo le code estreme, ossia i valori estremamente improbabili all'interno della popolazione. I parametri più comunemente utilizzati sono:

- **Percentili** (generalmente compresi fra il 90° e 99° percentile). Il p-esimo percentile (X_p) è un valore che divide una distribuzione di dati in due parti di cui una parte contenente il p% dei valori minori o uguali a X_p e l'altra parte contenente il rimanente 100%-p% dei valori maggiori a X_p . Ad esempio, in un *dataset* di 20 misure ordinate dalla più piccola alla più grande, il 90° percentile è un valore maggiore o uguale alla 18a misura e minore della 19a misura, poiché 18 misure su 20 (il 90% delle osservazioni) sono minori o uguali ad esso. Il calcolo del valore numerico del percentile è effettuato con degli algoritmi parametrici o non parametrici. La scelta fra 90, 95, 99 percentile può dipendere dal grado di confidenza con il quale si ritiene che tutte le osservazioni del campione statistico appartengano effettivamente alla popolazione del fondo. Maggiore è la convinzione che tutte le misure appartengano al fondo, maggiore potrà essere il percentile cui riferirsi. La scelta del valore percentile a cui riferirsi può essere anche influenzata dalla presenza o meno di *outlier* nel campione. Infatti, la scelta di conservare valori anomali per i quali non esiste una chiara motivazione per la loro eliminazione dal *set* di dati spinge a optare per percentili più bassi per evitare che il valore di fondo sia principalmente determinato da questi pochi valori insolitamente elevati rispetto alle altre osservazioni. Qualora invece si opti per la loro rimozione ci si potrà orientare verso percentili più elevati da applicare alle osservazioni rimanenti. Nel caso

²³ Una variabile è statisticamente indipendente quando l'osservazione o la conoscenza del valore di una misura, non modifica la probabilità di osservare una qualsiasi altra misura nella popolazione. Una variabile è identicamente distribuita (o stazionaria) quando la sua media e varianza non cambia nel tempo (es. monitoraggio di un punto nel tempo) e nello spazio (es. "n" osservazioni prelevate in un'area mostrano la stessa media e varianze anche variando i punti di prelievo). Una variabile è isotropa, quando il fenomeno si manifesta lungo le differenti direzioni senza variazioni significative

di incertezza si potrà procedere in entrambe le modalità e verificare la differenza tra percentili calcolati con o senza *outlier*.

Nel fissare un valore di fondo pari ad un dato percentile “Xp” ne deriva come conseguenza che le restanti “1-p” osservazioni eccedano il valore di fondo trovato e di conseguenza vengano considerati valori “alterati” o potenzialmente “alterati”. Poiché questa criticità andrebbe ad impattare su delle osservazioni che sono considerate afferenti al fondo, si ritiene ragionevole che esse debbano essere considerate “a prescindere” compatibili con il valore di fondo stesso alla cui determinazione hanno contribuito. Inoltre, se si utilizza un calcolo non parametrico, per non dover estrarre un valore percentile esclusivamente tra i due valori più elevati escludendo dai valori di fondo solamente il valore massimo, la probabilità scelta dovrebbe essere tanto meno elevata quanto ridotta è la numerosità campionaria.

Nel caso specifico della torbidità in aree marine non è possibile definire una regola generalizzabile per definire il livello di probabilità (percentile) da adottare in funzione del numero di dati disponibili e il numero minimo di dati necessari per determinare la VF. Questo perché la numerosità del dataset va calibrata tenendo conto del fatto che i dati climatologici, idrologici e meteomarini, quindi le serie di torbidità indotta, sono soggetti ad altissima variabilità (cfr. par. 4.4 per approfondimenti).

- **UTL (*Upper Tolerance Limit*)** è il valore che determina il limite superiore dell’intervallo di tolleranza (*Tolerance interval*, TI). L’intervallo di tolleranza TI è l’intervallo entro il quale si sostiene, con una certa confidenza prefissata, che sia contenuta una percentuale p del campione. All’*intervallo di tolleranza* vengono quindi associati i due parametri: livello di confidenza con il quale l’intervallo raggiunge la specifica *copertura*. Ad es. la confidenza del 95% indica il 95% di possibilità che l’intervallo contenga il “vero” parametro (es. media, p-esimo percentile) della popolazione; la copertura, ovvero la proporzione del campione che l’intervallo presumibilmente contiene. Ad esempio, il parametro UTL 95%-90% indica il valore al quale al 95% di possibilità è contenuto il parametro 90 percentile.
- **UPL (*Upper Prediction Limit*)** è il valore che determina il limite superiore dell’intervallo di previsione (*Prediction Interval*, PI). L’intervallo di previsione PI è l’intervallo entro il quale si attende, con una certa confidenza prefissata, che cada una singola osservazione (k=1) o più osservazioni simultaneamente (k=2, 3, ...n), campionate dalla stessa popolazione da cui è stato tratto il campione su cui è stato calcolato il PI. Con il termine “ci si attende” si intende una probabilità maggiore del 50%, per k=1 $UPL_{95} = UTL_{50\%95\%}$. Ad esempio, in una distribuzione normale UPL_{50} coincide con la media. All’aumentare delle dimensioni del campione $UPL_{95} \rightarrow 95$ mo percentile. In una distribuzione non parametrica $UPL_{95} \cong 95$ mo percentile. In genere, ma non necessariamente, si ha che: $media < 95^o percentile < UTL_{95\%-95\%} < o > UPL_{95}, k=2$.

Per mettere in evidenza i rapporti fra alcuni parametri statistici rappresentativi della VF appena introdotti, è stato utilizzato, a fine di esempio, un campione statistico di 127669 osservazioni, avente una distribuzione Gamma, con parametri *shape*=0,72 e *rate*=25,3 (Figura 25).

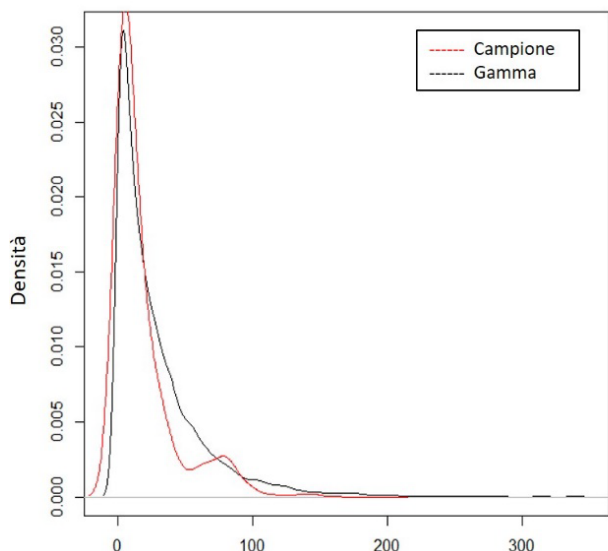


Figura 25: Un campione statistico di 127669 osservazioni avente una distribuzione Gamma con parametri $shape=0,72$ e $rate=25,3$.

In Figura 26 e Figura 27 sono riportati alcuni dei parametrici statistici calcolati su tale campione e rapportati alla corrispondente distribuzione Gamma.

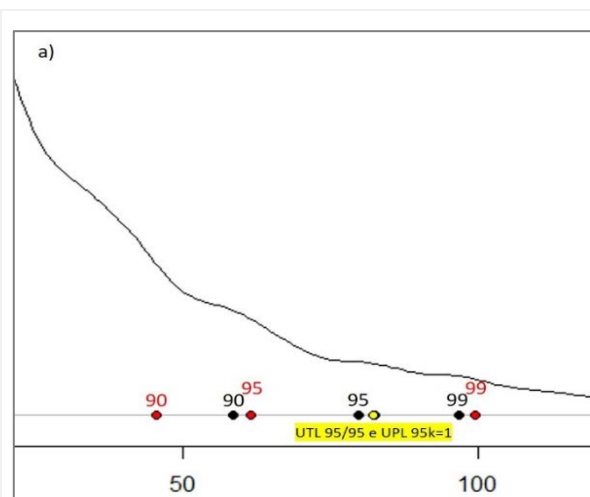


Figura 26: Distribuzione dei valori della distribuzione Gamma e i valori del 90, 95 e 99 percentile (punti in rosso). Gli stessi parametri, relativi al campione statistico (punti in nero) sono riportati insieme a UTL (*Upper Tollerance Limit*) e UPL (*Upper Prediction Limit*) nei punti evidenziati in giallo.

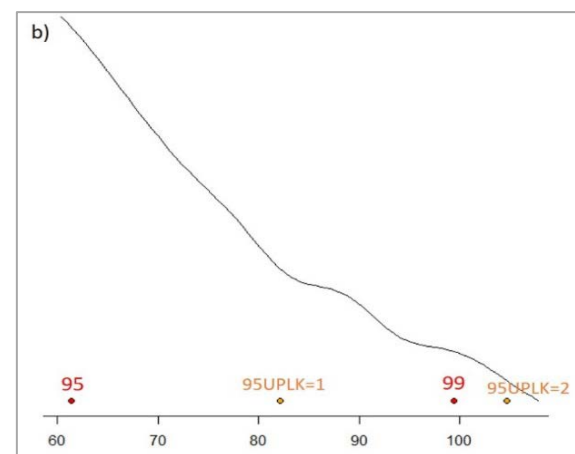
Nella tabella 26-I sono riportati i parametri rappresentativi della VF di un insieme di dati di torbidità aventi distribuzione Gamma ($shape=0,72$, $scale=25,3$).

La tabella 26-II riporta i percentili rappresentativi della VF di un insieme di dati di torbidità aventi distribuzione Gamma ($shape=0,72$, $scale=25,3$).

Tab. 26-I	Livello di Confidenza	Copertura	Valore
Upper Tollerance Limit - UTL	90	90	61,84
		95	82,47
		99	138,43
	95	90	61,91
		95	82,57
		99	138,64
	99	90	62,04
		95	82,76
		99	139,02

Tab. 26-II	Campione Statistico	Popolazione Gamma
90 percentile	58,86	45,42
95 percentile	79,66	61,37
99 percentile	96,57	99,37
Massimo	193,11	

Figura 27: In figura sono rappresentati i valori percentili della popolazione Gamma e il parametro UPL (*Upper Prediction Limit*) per una confidenza pari al 95% e $k=1$ e $k=2$. Per facilitare il confronto, i valori sono riportati anche nelle tabelle seguenti. Nella tabella sono riportati i parametri rappresentativi del fondo di un insieme di dati di torbidità aventi distribuzione Gamma ($shape=0,72$, $scale=25,3$).



Tab. 27-I	Livello di Confidenza	k	Valore
Upper Prediction Limit - UPL	90	1	61,6
		2	82,10
	95	1	82,10
		2	104,7
	99	1	137,7
		2	165,02

Considerazioni pratiche

- L'utilizzo della media come indice di posizione e della varianza come indice di dispersione sarebbero adatti se i dati fossero distribuiti normalmente secondo una curva di *Gauss*.
- I dati climatici, idrologici e meteomarinari che influenzano l'entità e la distribuzione della torbidità non sempre sono distribuiti come una normale e quindi sarebbe più corretto descriverli mediante i percentili.

4.3.2 Metodi grafici

Qualora non siano rispettate le ipotesi di indipendenza e stazionarietà delle osservazioni ovvero la loro distribuzione non sia riconducibile ad una distribuzione normale non è opportuno, a rigore, utilizzare gli strumenti della statistica inferenziale classica. In questo caso si potrà procedere con dei metodi grafici. La rappresentazione dei dati, infatti, può evidenziare delle discontinuità, dei "gap" o delle "forme" che possono essere considerate come 'limite superiore' di un insieme di osservazioni che rappresenta un dato "dominio" (es. osservazioni afferenti al fondo naturale, al fondo antropico, o alla contaminazione puntuale). Si potrà considerare come valore rappresentativo del fondo quello identificato dal punto di flesso/discontinuità evidenziato sulla curva cumulativa di frequenza cercando di assegnare un significato fisico ai punti evidenziati nel diagramma delle frequenze.

Fra le rappresentazioni dei dati maggiormente utilizzate ci sono la distribuzione di frequenza o la distribuzione di frequenza cumulata (Figura 28).

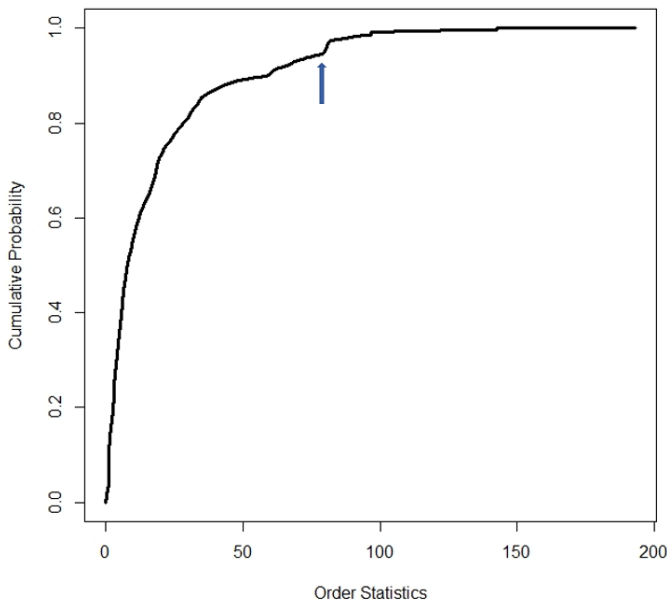


Figura 28: Curva di frequenza cumulata del set di osservazioni riportati in Figura 25.

La %Cumulata per l'*i*-esimo dato di *N* dati è calcolata come $100*i/(N+1)$. Con la freccia è indicato un punto di discontinuità

Allo stesso modo è possibile utilizzare il P-P Plot (*Probability-Probability plot*, Figura 29) e il Q-Q plot (*Quantile-Quantile plot*, **Figura 30**):

- P-P plot: fornisce un grafico delle probabilità di ciascuna distribuzione adattata (asse x) rispetto alle probabilità empiriche (asse y) definite per impostazione predefinita come $(1/n - 0,5)/n$ (si presume che i dati siano continui). La freccia evidenzia il punto in cui il campione statistico si discosta dalla linearità (nel caso specifico in corrispondenza del 92-93 percentile), e in questo caso dalla distribuzione Gamma, facendo ritenere che questo disturbo sia indotto da fenomeni diversi di quello base, assunto ascrivibile al fondo.

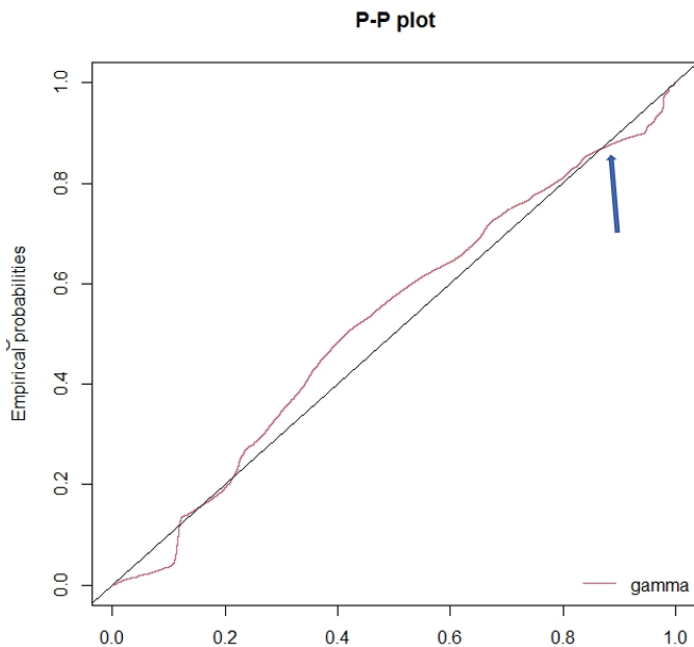


Figura 29: P-P plot delle probabilità del set di osservazioni riportati in Figura 25.

La freccia evidenzia il punto in cui il campione statistico si discosta dalla linearità.

- il Q-Q plot: rappresenta i quantili del campione statistico contro i quantili teorici di una distribuzione, in questo caso una Gamma, alla medesima probabilità. Se il campione statistico ha distribuzione Gamma i punti nel grafico saranno allineati lungo una retta. Le osservazioni che si allontanano dalla retta del *probability plot* sono anche quelle che sono (dal punto di vista statistico) più lontane dalla distribuzione teorica e, quindi, ascrivibili a fenomeni diversi rispetto a quello che regola la distribuzione scelta.

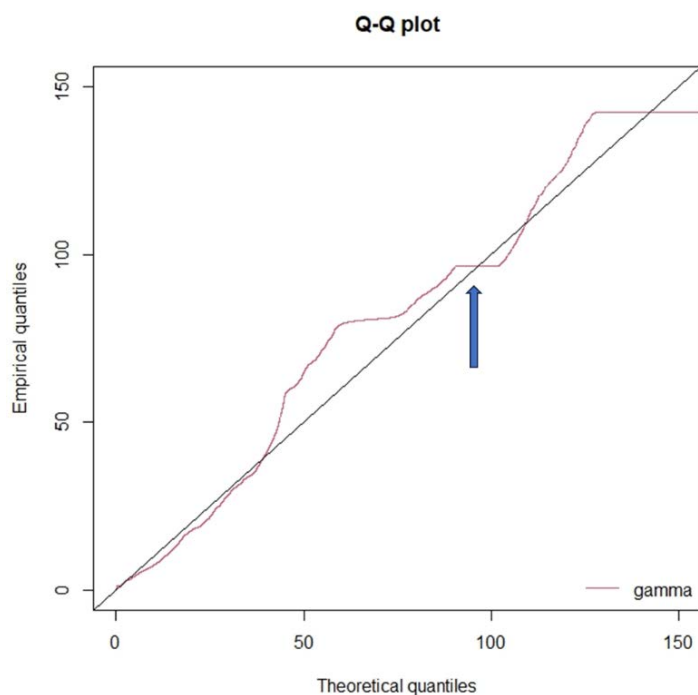


Figura 30: Q-Q plot del set di osservazioni riportati in Figura 25. La freccia evidenzia il punto in cui il campione statistico presenta una discontinuità e si discosta dalla bisettrice.

La freccia evidenzia il punto in cui il campione statistico si discosta dalla bisettrice e quindi dalla distribuzione Gamma, facendo ritenere che questo disturbo sia indotto da fenomeni diversi di quello base, assunto ascrivibile al fondo.

Il calcolo di questi parametri può essere eseguito con software dedicati quali ad esempio R ed il pacchetto *EnvStats* (*Package for Environmental Statistics*; Millard, 2013).

4.3.3 Parametrizzazione della distribuzione di frequenza del data set

Qualora il campione statistico rappresentativo della popolazione ascrivibile al fondo mostri una determinata distribuzione di frequenza (es. normale, log-normale) invece di calcolare un valore numerico per descrivere la VF, può essere opportuno utilizzare i parametri che descrivono la distribuzione (es. media e deviazione *standard*) per effettuare dei confronti, attraverso opportuni test, con le osservazioni derivanti dall'area di interesse. Considerata la variabilità dei fenomeni fisici che contraddistinguono le aree marine, la distribuzione della torbidità ha generalmente un andamento log-normale, o comunque asimmetrico.

È un metodo comparativo che permette di evidenziare se le caratteristiche della distribuzione delle osservazioni del sito di interesse sono comparabili con quelle delle osservazioni inerenti al fondo. In tal caso non viene determinato un valore numerico del fondo ed il confronto si concretizza attraverso l'applicazione dei test statistici più idonei per il tipo di distribuzione.

Nello specifico può essere opportuno confrontare il campione statistico rappresentativo del fondo con il campione statistico del parametro rappresentativo di un nuovo set di dati acquisito per il sito di interesse. Opportuni test condotti sul campione statistico consentono di affermare se esso sia significativamente riconducibile ad una distribuzione parametrica es. normale o log-normale e quindi di effettuare un confronto circa l'uguaglianza delle medie dei campioni (es. *t-test*).

Per approfondimenti in merito fare riferimento alla sezione B11.3 delle LL.GG. ISPRA-SNPA (2018).

4.3.4 Modello geostatistico (analisi spaziale)

L'analisi spaziale dei dati è condotta con tecniche statistiche che comprendono anche il parametro spazio (geostatistica). Essendo la torbidità in colonna d'acqua una grandezza fortemente variabile nel tempo, i dati sottoposti ad analisi spaziale dovrebbero essere acquisiti idealmente nello stesso momento o in condizioni considerabili omogenee.

L'applicazione di queste tecniche consente di affrontare problemi quali:

- **variabilità** di un parametro nello spazio, e quindi la verifica della stazionarietà nello spazio che è un importante requisito necessario per l'applicazione di molte procedure statistiche applicate alla

determinazione della VF; l'analisi di *trend* nello spazio, di anisotropie e dei gradienti costituiscono inoltre un elemento per focalizzare i diversi contributi alla variabilità del parametro di interesse. Più in generale, le tecniche geostatistiche in combinazione con gli strumenti GIS consentono di analizzare i fattori, anche naturali, che presiedono alla variabilità spaziale;

- **stima (ed incertezza associata)** di un dato parametro in punti non campionati.

La distribuzione di una variabile spaziale dipende da numerosi fattori di controllo che agiscono su scale spaziali diverse. Alcuni di questi fattori di controllo, sono, almeno in via teorica, identificabili a priori e facilmente gestibili, altri fattori possono non essere noti o comunque essere meno gestibili (es. fattori che agiscono secondo gradienti) e che comportano la non stazionarietà (anche a diverse scale) del parametro di interesse.

Le azioni proposte da intraprendere nel caso i dati non mostrino una stazionarietà spaziale comprendono:

- la suddivisione dell'area di indagine in due o più sub-aree all'interno delle quali sia garantita la stazionarietà;
- esclusione delle osservazioni che sulla base della distribuzione spaziale siano riconducibili a fattori di controllo non attinenti al fondo (es. nube di torbida);
- la scelta di indicatori più complessi del fondo (es. "sill" e "range" di un modello geostatistico), si veda anche par. 4.4.4.

L'analisi spaziale da un lato può fornire spunti per l'approfondimento del MC dell'area di studio, dall'altro, attraverso la predizione dei valori incogniti può essere utilizzata per la determinazione degli indicatori del fondo, attraverso un modello geostatistico.

Lo strumento geostatistico del semi-variogramma (Matheron, 1963) permette di definire la misura della variabilità spaziale $\gamma(h)$ del generico parametro Z , tramite la stima della varianza del parametro calcolato in tutte le coppie di punti posti tra loro a distanza pari a $|h|$:

$$\gamma(\vec{s}, \vec{h}) = \frac{1}{2} \text{Var}[Z(\vec{s} + \vec{h}) - Z(\vec{s})]$$

Attraverso l'analisi dei dati si ottiene un variogramma empirico da confrontare con un opportuno modello di variogramma (es. lineare, esponenziale, sferico, ecc.) che meglio interpola i punti (Figura 31).

Un modello di semi-variogramma è definito dai parametri (Figura 31):

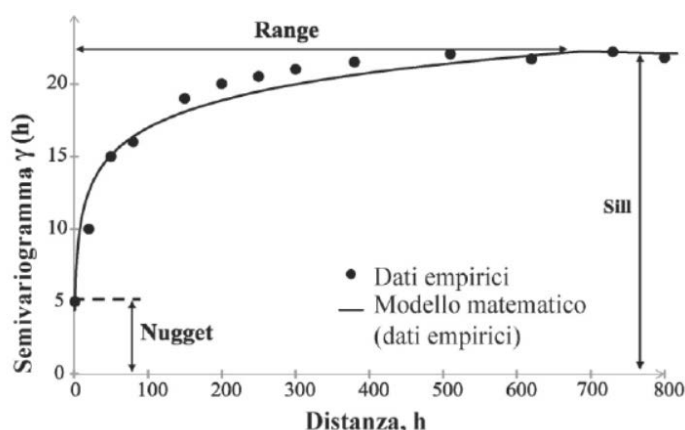


Figura 31: Semi-variogramma ($\gamma(h)$) empirico (punti) e modello matematico (curva) che meglio interpola i dati e suoi parametri caratteristici (Nugget, Sill, Range).

- *Nugget*: microscala di variazione o errore di misura, $\gamma(0)$;
- *Sill*: varianza del campo stocastico per elevate distanze;
- *Range*: distanza oltre la quale i valori della variabile campionata in corrispondenza di due punti casuali non risultano più correlati.

È possibile scegliere il più opportuno modello di variogramma (es. sferico, esponenziale, lineare, gaussiano) includendo poi l'eventuale anisotropia del parametro considerato (direzionalità nella distribuzione spaziale del dato).

L'approccio geostatistico può risultare perseguibile quando il numero di osservazioni e la loro distribuzione nello spazio sono adeguati. Il risultato della modellazione geostatistica costituisce una "caratterizzazione statistica" in funzione dello spazio. Il valore assegnato ad ogni nodo di griglia è dato da un algoritmo di calcolo (es. inverso della distanza, *kriging*) che rielabora i dati reali limitrofi, configurandosi come un vero e proprio parametro statistico localizzato nello spazio.

Una volta caratterizzata la VF dovranno essere definite le modalità di confronto per l'identificazione delle eventuali alterazioni in termini di livelli di torbidità indotte da perturbazioni del sito/matrice di interesse e differenziabili attraverso strumenti statistici. Si rimanda al paragrafo 4.4.4 per esempi applicativi di individuazione di alterazioni spazialmente definite rispetto alla variabilità di fondo.

4.4 Gestione dei risultati: confronto della VF con nuovi set di dati

I parametri statistici descrittivi della VF (o descrittori del fondo) possono essere utilizzati con lo scopo di supportare l'operatività gestionale per analisi di dettaglio finalizzate a:

- i. derivare le concentrazioni che costituiscono i valori di riferimento da cui dipende la gestione operativa del parametro selezionato come indicatore della qualità della matrice ambientale di interessate;
- ii. confrontare la VF con la distribuzione delle concentrazioni riscontrate analizzando nuovi DS acquisiti nel sito di interesse per valutarne lo stato di alterazione rispetto alla VF (appunto in termini intorbidimento in atto o della contaminazione associata).

Per il punto i) si rimanda alla trattazione delle sezioni precedenti. Il punto ii) può essere condotto con differenti modalità, a seconda delle finalità dello studio e delle condizioni al contorno (contesto territoriale, indipendenza dei dati a disposizione, tipologia di nuovi DS con cui "confrontare" i descrittori della variabilità del fondo, gestione dei risultati del confronto, ecc.).

L'esito del confronto orienterà le decisioni inerenti alla gestione del caso in esame.

4.4.1 Confronto della VF con singoli valori puntuali di concentrazione di nuovi set di dati

I parametri statistici caratterizzanti la VF, individuati sia con criteri statistici (es. 95° percentile, UPL, ecc.) sia con metodi grafici, sono direttamente confrontati con i singoli valori di concentrazione misurati nel sito per il parametro (o matrice) di interesse, anche ottenuti da campioni compositi.

Con questo confronto possono essere evidenziati i punti di superamento del parametro caratterizzante la VF che quindi identificano l'area (di cui il punto campionato è ritenuto rappresentativo). Infatti, i valori del parametro in esame relativi alle osservazioni del nuovo DS sono singolarmente confrontati con il valore rappresentativo del fondo. Le singole osservazioni che supereranno il parametro statistico della VF individueranno una potenziale alterazione estesa all'area (es. attraverso i poligoni di *Thiessen*) e al volume del sito.

Il limite di questo approccio è che:

1. le concentrazioni riscontrate nei singoli punti del nuovo DS sono assegnate a aree/volumi la cui estensione è legata principalmente alla distanza tra i punti di misura/indagine e non alla legge spaziale di distribuzione del parametro in esame;
2. non essendo mediate da indicatori statistici, le osservazioni nel sito di interesse possono essere interpretate erroneamente come superamenti dei parametri statistici della VF ma in realtà compatibili con gli stessi.

4.4.2 Confronto fra parametri statistici della VF e concentrazioni di nuovi set di dati

I parametri di caratterizzazione della VF individuati sia con criteri statistici (es. 95° percentile, UPL, ecc.) sia con metodi grafici, possono anche essere confrontati con statistiche rappresentative del sito di interesse, solitamente individuate da parametri quali media geometrica, media aritmetica, UCL95%.

Al fine di operare una scelta sufficientemente cautelativa tale concentrazione è solitamente individuata dal parametro UCL95% (*Upper Confidence Limit* della media con confidenza 95%). Qualora questo valore, ad esempio, risultasse inferiore al parametro statistico di VF ipotizzato, il sito risulterebbe nel complesso

“non alterato” in termini di variazioni di torbidità. Questo tipo di confronto, se riferito ad un numero di osservazioni del nuovo DS consistente (cfr. par. 4.2), permette di superare in buona misura le limitazioni evidenziate al punto precedente.

4.4.3 Confronto fra distribuzioni delle popolazioni rappresentative del fondo e nuovi set di dati

È un metodo comparativo che permette di evidenziare se le caratteristiche della distribuzione delle osservazioni del nuovo DS sono comparabili con quelle delle osservazioni inerenti al fondo. In tal caso non viene determinato un valore numerico del fondo ed il confronto si concretizza attraverso l'applicazione dei test statistici più idonei per il tipo di distribuzione. Questo metodo prevede il confronto tra la distribuzione dei dati rappresentativi del fondo con quella dei dati sito specifici, con lo scopo di verificare se le due popolazioni da cui sono originati i campioni siano statisticamente uguali o una mostri dei descrittori significativamente diversi (più alti o più bassi) dell'altra. Il criterio comparativo si basa su metodi statistici più o meno complessi.

La Figura 32 riporta come, a partire dai due campioni statistici considerati rappresentativi rispettivamente del fondo e del sito si ricostruiscono le rispettive “forme” teoriche della distribuzione (normale, log-normale, gamma) rappresentativa della popolazione.

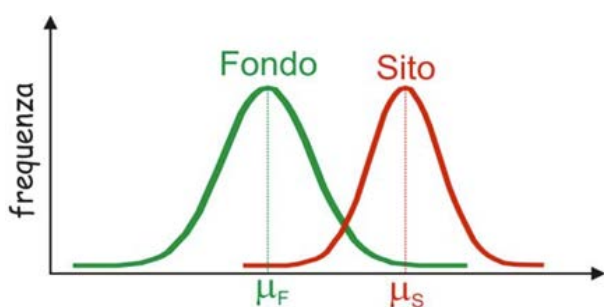


Figura 32: Esempio di confronto fra la popolazione del fondo e la popolazione del sito di interesse. Tratto da ISPRA-SNPA (2018).

Queste distribuzioni sono confrontate attraverso l'applicazione di opportuni test statistici es. il test di *Student* delle medie sulle distribuzioni normali o log-normali, o il più generale test di *Wilcoxon* delle mediane.

L'applicazione di test statistici si concretizza con l'accettazione o il rifiuto di ipotesi statistiche circa l'uguaglianza o meno dei set di campioni in esame. Con questi test si ha anche il controllo sulla probabilità di commettere errori decisionali. Il metodo comparativo richiede un certo grado di conoscenza del sito e di un consistente set di osservazioni rappresentative del fondo e dell'area di riferimento e che rispettino l'assunzione dell'indipendenza e dell'identica distribuzione. Si rimanda all'Allegato B delle Linee Guida ISPRA-SNPA - 174/2018 per approfondimenti.

4.4.4 Confronto puntuale fra valori stimati da modello geostatistico e valori misurati dei nuovi set di dati

Attraverso la modellazione geostatistica, vengono stimate le concentrazioni del fondo anche all'interno del sito di interesse. Il confronto è fatto fra il valore misurato della matrice/sito di interesse e il valore stimato dal modello per quel punto, calcolato a partire dai dati inerenti al fondo. La differenza fra i due valori è virtualmente rappresentativa del contributo antropico puntuale. Questo tipo di confronto non è consigliato quando la distribuzione del parametro di interesse non mostra una continuità spaziale fra l'area da cui sono prelevate le osservazioni afferenti al fondo e il sito, oppure quando le osservazioni afferenti al fondo sono scarse.

In questo metodo le osservazioni (sia quelle riferibili al fondo che quelle riferite al sito) sono utilizzate unicamente per ricostruire i modelli geostatistici e non sono utilizzate direttamente nel confronto. La procedura prevede la realizzazione di due modelli geostatistici basati su due griglie identiche (come origine e come dimensioni delle maglie) relative rispettivamente ai dati del solo fondo e a tutti i dati (cioè, tutte le osservazioni afferenti al fondo e alla matrice/sito di interesse concorrono per la realizzazione del modello di distribuzione spaziale). Attraverso una “sottrazione di griglia” si ottiene un modello spaziale

di concentrazioni residue, ascrivibili a contributi connessi alla matrice/sito di interesse. L'applicazione di questo metodo richiede un'adeguata copertura spaziale delle osservazioni disponibili.

Una possibile interpretazione delle risultanze dell'analisi geostatistica prevede che:

- attraverso il parametro di varianza "sill", si possa ottenere una misura diretta per la caratterizzazione di una eventuale alterazione rispetto alla VF, in una regione spazialmente definita;
- attraverso il parametro di "Range", si possa ottenere l'identificazione della regione spazialmente definita in cui la torbidità è statisticamente differente dalle condizioni di fondo (o zona di influenza, cfr. par. 6.1.), mentre resta sostanzialmente non alterata oltre tale distanza.

Seguendo questo approccio, si riporta a titolo esemplificativo l'elaborazione geostatistica riportata in Feola *et al.* (2016) implementata sulle risultanze della modellazione numerica prodotte per lo studio delle variazioni di concentrazione di solidi sospesi (SSC) durante ipotetiche attività di movimentazione in Rada di Augusta.

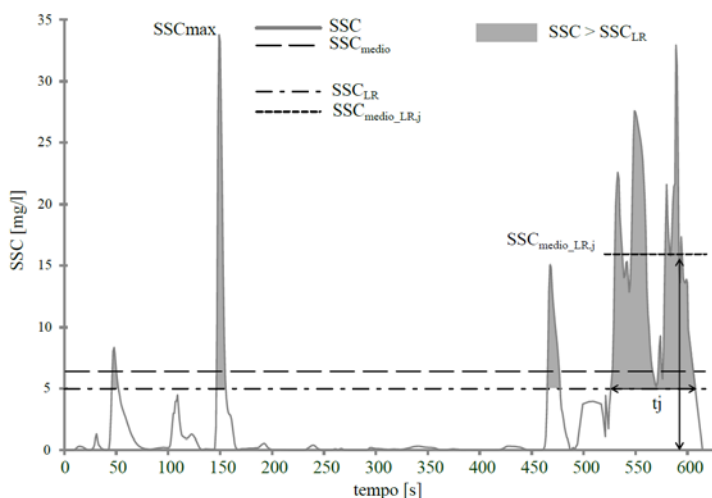


Figura 33: Serie temporale di SSC relativa ad un generico punto nello spazio. Valutazione dei valori medi e massimi e identificazione di eventi di eccedenza di Livelli di Riferimento (LR) in termini di intensità ($SSC_{medio,j,LR}$) e durata ($t_{j,LR}$), per un LR arbitrariamente stabilito pari a 5 mg/l.

Questo approccio è applicabile a dati provenienti da tutte le tipologie di indagini (es. *in situ* e da telerilevamento e/o attività modellistica) purché sufficientemente numerosi, distribuiti nello spazio e relativi ad una finestra temporale nella quale l'alterazione è considerevole omogenea. La Figura 33 mostra un esempio in cui, sulla base della definizione di un'intensità di riferimento (SSC_{LR} pari a 5 mg/l), a partire dalle serie temporali di variazione della concentrazione di solidi sospesi (SSC) ottenute per ogni elemento del dominio di calcolo del modello implementato, viene calcolato un indice che integra intensità, durata e frequenza di eventi di superamento di un determinato Livello di Riferimento (LR) per identificare i diversi superamenti in termini di durata ($t_{j,LR}$) e intensità media ($SSC_{medio,j,LR}$).

Un indice integrato della variabilità nel tempo, che prende il nome di "SSC number" (SSC_{num} ; mg s/l), è stato definito come area integrale dei superamenti di un valore di riferimento (Erm e Soomere, 2006; Rapaglia *et al.*, 2011; Feola *et al.*, 2016) e può essere approssimato, per ogni punto nello spazio, come la somma dei prodotti dell'intensità media ($SSC_{medio,LR}$) degli eventi ($j=1..Mi$) di superamento e delle relative durate ($t_{LR,j}$):

$$SSC_{num,i} = \sum_{j=1}^{Mi} SSC_{medio,LR,j} * t_{LR,j}$$

Il calcolo del variogramma della variabile così descritta, ed in particolare la determinazione dei valori di "Sill" (varianza del campo stocastico per elevate distanze) e "Range" (distanza oltre la quale i valori della variabile campionata in corrispondenza di due punti casuali non risultano più correlati), permette di distinguere la regione dello spazio nella quale la torbidità, alterata rispetto alla condizione di fondo, ha un comportamento statisticamente differente rispetto alla variabilità di fondo. Tale zona è approssimabile alla zona di influenza della sorgente di movimentazione di sedimenti (zona alterata). In Figura 34 è riportata la sovrapposizione di molteplici semi-variogrammi del parametro SSC_{num} nel caso di operazioni

di escavo effettuate con tecniche di dragaggio diverse (per semplicità riportate come meccanica e idraulica).

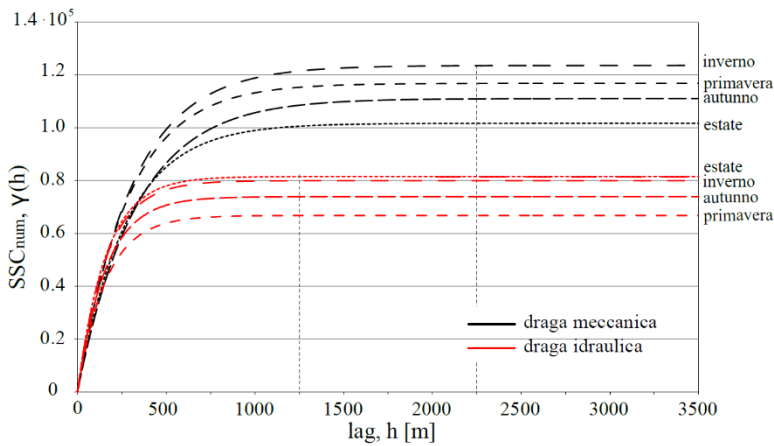
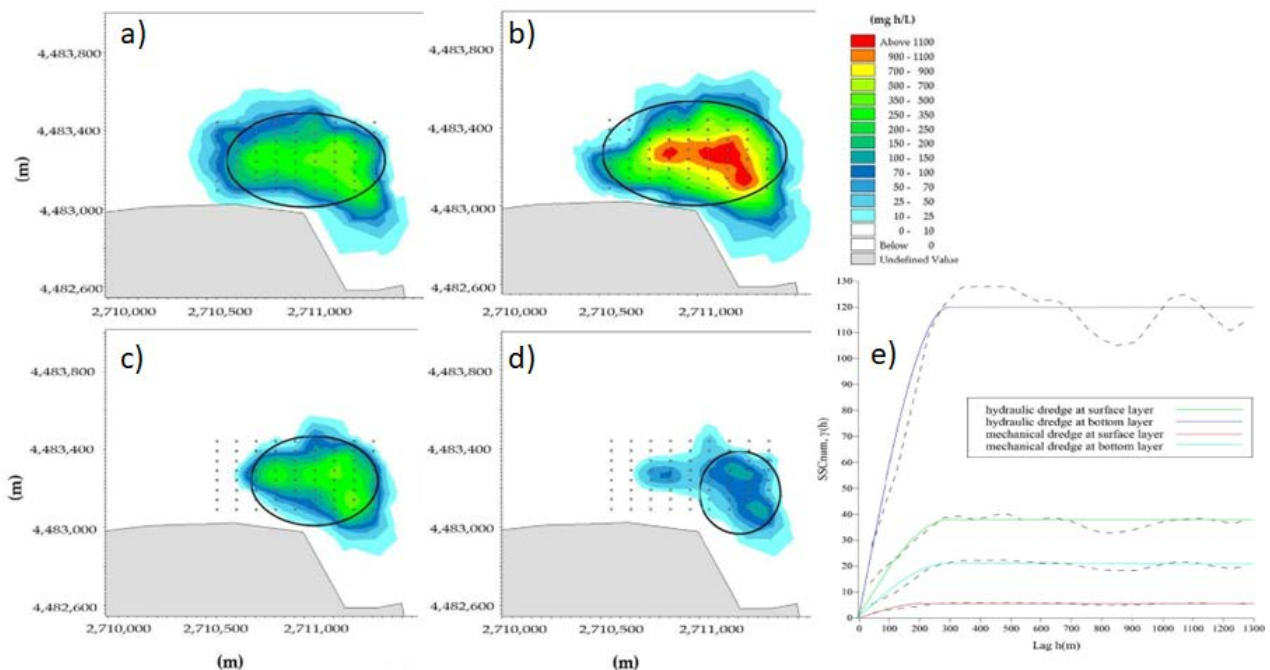


Figura 34: Variogrammi del parametro SSC_{num} ottenuti dai risultati modellistici della risospensione causata da diverse draghe (meccanica e idraulica) in diverse stagioni. Le linee tratteggiate indicano, sulla base del parametro di *Range*, le estensioni delle zone di alterazione imputabili a differenti sorgenti di risospensione (nell'esempio diverse tecniche di dragaggio). Risultati ottenuti in Rada di Augusta (Feola et al., 2016).

L'estensione spaziale della correlazione statistica, *range*, è la distanza a cui il modello del semi-variogramma raggiunge valori costanti. Per distanze superiori a questa estensione la variabilità del parametro considerato non è più statisticamente significativa. Il *range*, come descrittore del semi-variogramma, può pertanto dare una misura quantitativa della scala spaziale degli effetti "non trascurabili" legati alla dispersione del pennacchio. Se si considera a livello esemplificativo l'utilizzo delle due tecniche operative (draga meccanica e draga idraulica) nelle diverse stagioni, l'estensione spaziale della variabilità di SSC_{num} può essere identificata intorno a 2250 m nel caso di utilizzo di draga meccanica e circa 1250 m per la draga idraulica.

L'informazione legata al valore del limite superiore di ogni curva rappresenta la stima della varianza (alterazione rispetto al valore indisturbato) della variabile stocastica (Z) e l'intensità fisica delle alterazioni rispetto al valore ordinario (VF). Nell'esempio riportato in Figura 34 si osserva che le condizioni più gravose sono raggiunte in inverno e primavera per movimentazioni eseguite con draga meccanica. Si riportano in Figura 35 le risultanze di un'applicazione del metodo nel bacino del Mar Piccolo di Taranto, tratto da De Padova et al. (2020).

Figura 35: Applicazione dell'approccio geostatistico per il confronto delle zone alterate da SSC causata da movimentazione con draga idraulica e meccanica. In a) e b) sono riportate le alterazioni in superficie e al fondo indotte da draga idraulica, mentre in c) e d) da draga meccanica. In e) sono riportati i variogrammi da cui si deriva, sulla base del parametro di *Range*, l'estensione delle zone di alterazione per le draghe e per i *layer* di riferimento.



Le estensioni delle zone alterate sono identificabili attraverso la definizione dei *Range* derivabili dall'analisi dei variogrammi: in Figura 35-e, le linee verde e blu rappresentano l'andamento dell'alterazione causata dalla draga idraulica, rispettivamente sullo strato superficiale e profondo; mentre le linee rossa e ciano l'alterazione causata dalla draga meccanica, rispettivamente sullo strato superficiale e profondo.

Nel caso in esame, a titolo esemplificativo, l'estensione spaziale dell'alterazione nello strato profondo della colonna d'acqua è di circa 1300 m e 700 m rispettivamente per la draga idraulica e la draga meccanica (De Padova *et al.*, 2020).

4.5 Variabilità di Fondo (VF) vs Livello di Riferimento (LR)

Si introducono nel seguito i concetti alla base dell'individuazione di un valore da utilizzare come Livello di Riferimento (LR) possono essere utilizzati per l'identificazione di un'anomalia del parametro torbidità (e di altri parametri-indicatori della qualità delle acque) rispetto alle condizioni iniziali (o inalterate), ossia alla locale VF di un sito, riconducibile ad eventi perturbativi di origine antropica potenzialmente impattanti²⁴ (es. troppo pieni agli scarichi, risospensione durante operazioni di movimentazione, ecc.)

Per tale scopo, il LR deve essere coerente con la VF e con i seguenti presupposti:

- deve essere conservativo rispetto ai recettori sensibili da tutelare (cfr. Cap. 5);
- al di sotto del LR non sono attesi effetti avversi;
- l'entità degli effetti che possono conseguire al superamento di LR segue concettualmente una relazione del tipo dose-risposta che dipende dalla tolleranza sito-specifica (cfr. Glossario) del recettore all'entità (espressa in termini di intensità e durata) dell'esposizione a superamenti di LR.

In funzione delle finalità gestionali e valutative, inoltre, la definizione del LR può includere una componente deterministica attribuibile al giudizio esperto. In particolare, riconducibile a:

- i criteri selezionati per valutare la consistenza e la robustezza dei DS disponibili (cfr. par. 4.2);
- le tecniche di analisi del DS per la caratterizzazione del parametro (cfr. par. 4.3);
- la non esistenza per la torbidità di un valore univoco da utilizzare come *standard* di riferimento per la qualità ambientale in quanto esso va valutato, caso per caso, in relazione ad altri potenziali *stressori* (es. temperatura, ossigeno) che possono influenzare lo stato del sistema e la tolleranza (cfr. Glossario) dei recettori in esso presenti (cfr. Cap. 5);
- relazioni dose-risposta specifiche per i diversi recettori sensibili alla torbidità (cfr. par. 5.1) spesso non disponibili.

Per ridurre l'incertezza attribuibile alla soggettività del giudizio esperto e definire un LR che sia coerente con le finalità ambientali e le peculiarità della causa della perturbazione (sorgente), si propone di partire sempre da un'attenta analisi dell'andamento della torbidità in diverse condizioni al contorno, ovvero in concomitanza di diversi processi fisici interferenti sulla dinamica sedimentaria locale (cfr. Cap. 2). In particolare, si dovrà:

- selezionare finestre temporali del DS rappresentative di finestre ambientali di interesse in funzione delle peculiarità del recettore da tutelare (es. specifiche *environmental windows* di *habitat* e specie di interesse, periodi di balneabilità, stagionalità, ciclicità e tipologia di scenari critici in relazione all'andamento di parametri ambientali correlati o del cronoprogramma di attività di cantiere, ecc.);
- caratterizzare statisticamente gli incrementi significativi di torbidità in termini di intensità, durata e frequenza;
- identificare i massimi valori di torbidità con cui il recettore è abituato a convivere nelle diverse condizioni ordinarie (medie, intense, estreme);
- definire un LR ponderato rispetto alla tolleranza di un recettore all'esposizione osservata (cfr. Figura 36).

Per tale scopo è importante evidenziare come l'andamento di una serie temporale di torbidità rifletta il comportamento, sia di natura deterministica (o sistematica) sia di natura aleatoria, dei fattori di influenza della torbidità di un sito (cfr. Cap. 2).

In particolare, i dati climatologici, idrologici e meteomarinari, nonché le corrispondenti serie temporali di dati relativi alla torbidità indotta, sono generalmente analizzati usando metodi non parametrici, ovvero non basati sull'assunzione che i dati seguano una particolare distribuzione di probabilità. La distribuzione di tali dati infatti è spesso non corrispondente ad una distribuzione normale, descrivibile mediante parametri descrittivi (es. la mediana e i quantili, ovvero i percentili; LL.GG. ISPRA, 2013).

Ai fini pratici questo implica che la scelta del percentile (o di eventuale altra misura statistica) per il campione di dati a disposizione e da cui desumere il LR deve essere ponderata in seguito all'analisi preliminare di base dei seguenti aspetti:

1. la consistenza del campione di dati rispetto alla finalità dello studio (es. necessità di tutelare i recettori presenti in specifiche finestre temporali dell'anno);
2. la funzione di autocorrelazione da cui deriva la dipendenza temporale tra i dati;
3. l'identificazione delle componenti che incidono sulla stazionarietà della serie con l'individuazione:
 - delle componenti stagionali della serie;
 - dei cambiamenti repentini (*change point*);
 - dei cambiamenti gradualmente (*trend*);
4. il comportamento dei valori estremali.

La funzione di autocorrelazione fornisce una rappresentazione della struttura della dipendenza temporale dei dati della serie di torbidità (o dei parametri collegati), permettendo di cogliere, anche visivamente, alcune proprietà fisiche della VF della torbidità date dall'insieme e dalla complessità dei processi fisici agenti sulla VF (deflussi superficiali, precipitazioni, mareggiate, ecc.).

Ad esempio, se si considera la torbidità osservata durante una perturbazione di durata giornaliera (es. mareggiate, intensi apporti fluviali o da dilavamento dei suoli in seguito ad intense precipitazioni), dalla funzione di autocorrelazione si può osservare il tempo con cui gli incrementi significativi indotti decadono a valori ordinari.

D'altra parte, le distribuzioni possono differire significativamente l'una dall'altra per probabilità di non superamento prossime all'unità (eventi rari). Poiché i valori usati per la gestione, la pianificazione e la progettazione sono basati sulla stima degli eventi rari e dunque più gravosi, è importante essere in grado di determinare tali eventi nel modo più accurato possibile, associandovi anche un'informazione relativa all'incertezza della valutazione.

Una possibilità relativa alla caratterizzazione degli incrementi significativi si basa quindi sull'identificazione di tali eventi con tecniche di analisi sopra soglia. Tali tecniche, in particolare, permettono di limitare l'analisi ai soli incrementi significativi definendo un campione estratto da quello originale. Il campione estratto con il metodo degli eccessi sopra soglia può essere di conseguenza analizzato per la sua caratterizzazione statistica sia in termini di intensità (tipicamente con adattamenti statistici basati sull'utilizzo della funzione generalizzata di Pareto, GPD), con la definizione di quantili limitati agli specifici eventi intensi, sia in termini di durata degli incrementi.

Si sottolinea che nelle analisi sopra soglia risulta di cruciale importanza la definizione della soglia stessa. Infatti, un valore troppo basso porterebbe alla definizione di un campione non rappresentativo di eventi intensi e quindi poco rappresentativo delle code della distribuzione. Al contrario una soglia troppo elevata ridurrebbe la dimensione del campione e quindi la sua rappresentatività statistica. Per i dettagli dell'analisi e la definizione del valore di soglia si rimanda alla letteratura di riferimento (es. Coles *et al.*, 2001).

Considerazioni pratiche

- La caratterizzazione della VF e la determinazione di valori da utilizzare come riferimento per la valutazione dell'entità di un evento di disturbo rispetto a condizioni ordinarie (inalterate) deve essere condotta su un DS che consenta di valutare la sua rappresentatività spazio-temporale nel contesto ambientale specifico.
- Quando si tratta di dati ambientali, la scelta di quale percentile da utilizzare per determinare un LR rappresentativo della VF e coerente con le finalità valutative e gestionali può variare in relazione sia alla dinamicità/variabilità del sistema in esame sia alla sensibilità dei recettori che interagiscono con il sistema. Ad esempio:
 - valori più alti del percentile, in genere più conservativi, non sono solitamente indicati qualora il DS di partenza sia rappresentativo di eventi estremi/intensi;
 - valori più bassi dei percentili, in genere meno conservativi, non sono solitamente indicati qualora il DS di partenza sia rappresentativo di condizioni di calma.
- In coerenza con i principi delineati nel presente Capitolo, inoltre, ci si deve basare su:
 - Conoscenza del dominio: è importante avere una buona comprensione del dominio in cui si stanno analizzando i dati; ad esempio, la conoscenza delle dinamiche ambientali e delle relazioni con i comparti sensibili è fondamentale. Questo può aiutare a determinare se i valori estremi sono dovuti a errori di misurazione, eventi eccezionali o a variazioni naturali nel sistema.
 - Obiettivi dell'analisi: gli obiettivi dell'analisi influenzeranno la decisione su come gestire i valori di riferimento. Ad esempio, se si sta cercando di identificare anomalie dannose per l'ambiente o per la salute umana, potrebbe essere necessario adottare un approccio più conservativo nell'identificazione e nella gestione dei valori soglia.
 - Tolleranza dei recettori (*target*) sensibili: bisogna considerare quali sono i livelli massimi del parametro in esame che i recettori (*target*) sensibili sono abituati a tollerare e se i recettori in esame possono essere considerati sensibili a cambiamenti già in occasione di perturbazioni contenute. Le informazioni sulla tolleranza della risposta dei recettori sensibili ai cambiamenti del sistema possono aiutare a stabilire i limiti di riferimento (cfr. Cap. 5).
 - Serie storiche: se si dispone di dati temporali, è importante considerare l'evoluzione della variabilità nel tempo. Ciò può implicare l'analisi delle tendenze, delle stagionalità e degli eventi eccezionali. A tal proposito occorre osservare che valori elevati e/o rilevanti in un contesto temporale potrebbero non esserlo in un altro.
 - Tecniche statistiche: l'uso di tecniche statistiche è necessario per caratterizzare la variabilità e identificare i valori di riferimento in modo oggettivo.
- La decisione finale sulla scelta del significato da attribuire a diversi valori, e all'associata definizione di cosa si ritiene "estremo", deve essere basata sull'insieme delle considerazioni riportate (conoscenza del dominio, obiettivo specifico dell'analisi, tolleranza degli eventuali recettori, consistenza ed estensione del dato storico disponibile, gestione delle operazioni correttive in caso di superamento dei livelli soglia identificati). In generale, è importante adottare un approccio bilanciato che tenga conto del contesto specifico in cui si sta lavorando, dei rischi associati ai valori estremi e della necessità di garantire la rappresentatività dei dati. La collaborazione tra esperti, statistici e di aspetti ambientali, può essere fondamentale per prendere decisioni informate sulla gestione dei dati ambientali.

5 RECETTORI SENSIBILI AGLI INCREMENTI DI TORBIDITÀ

5.1 Considerazioni generali

Il termine recettore sensibile (cfr. Glossario), o *target* sensibile, indica i bersagli il cui stato (es. qualità, stato di conservazione²⁴ o potenziale ecologico) può essere influenzato da pressioni ambientali. Per le finalità delle presenti LL.GG. sono inclusi in questa definizione specie e/o *habitat* bentonici protetti, specie di interesse commerciale e alcune attività commerciali e turistico-ricreazionali (es. acquacoltura, mitilicoltura, turismo e aree balneabili) che possono subire impatti (cfr. Glossario) riconducibili, direttamente o indirettamente, all'incremento della torbidità durante le attività di movimentazione di sedimenti.

Nella Tabella 12 i recettori sensibili considerati come sensibili all'aumento della torbidità (e dei tassi di deposizione) sono stati raggruppati in due categorie: i) *habitat* e specie e ii) usi legittimi del mare. Per ciascun recettore sono schematizzati i principali impatti potenziali.

Esula dalla finalità delle presenti LL.GG. la trattazione dei potenziali effetti associati ad inquinanti di tipo chimico veicolati (e rilasciati) in colonna d'acqua dai solidi sospesi (es. bioaccumulo e biomagnificazione su organismi marini) e che potrebbero sommarsi a quelli diretti schematizzati in Tabella 12. Seppur si segnala che le operazioni di movimentazione possono contribuire al rilascio di inquinanti in colonna d'acqua con apporti molto più significativi di quanto avverrebbe nelle condizioni ordinarie di un sito.

I recettori sensibili rappresentano elementi di criticità ambientali (cfr. Glossario) da considerare nella redazione di un Piano di Monitoraggio Ambientale (PMA). Pertanto, la loro identificazione e collocazione nell'area di influenza di interventi che prevedono le operazioni di movimentazione dei sedimenti (cfr. par. 6.1) rappresenta un aspetto fondamentale per la verifica dei potenziali impatti che possono verificarsi (nel breve e/o nel lungo periodo) su ambiente e salute e, più in generale, per la gestione degli interventi.

Nell'identificazione dei recettori maggiormente esposti ai potenziali impatti causati da incrementi anomali della torbidità, va considerato anche che alcuni recettori sensibili sono più vulnerabili in determinati «periodi critici» dell'anno. Nel caso di specie animali e vegetali, per esempio, i periodi di maggiore vulnerabilità sono valutabili in relazione al ciclo vitale delle specie (es. periodo di reclutamento, deposizione, riproduzione e, nel caso di vegetali come le fanerogame, crescita). Per le acque destinate alla balneazione, invece, sarà importante verificare gli effetti sulla qualità dell'acqua di balneazione attribuibili ad attività di dragaggio/sversamento che, durante la stagione balneare, potrebbero cumularsi (quindi portare a maggiori rischi di esposizione per la popolazione), durante la stagione balneare, ad eventuali altre pressioni presenti (es. apporti fluviali, scarichi).

I recettori sensibili appartenenti alla categoria "*habitat* e specie" sono generalmente adattati ad una locale Variabilità di Fondo (VF, cfr. Glossario) della torbidità del sito, ovvero all'andamento del parametro nelle condizioni ordinarie (o di base). Tuttavia, variazioni "anomale" persistenti e/o ricorrenti rispetto alla locale VF della torbidità possono produrre effetti nel breve termine e nel lungo termine (finanche irreversibili) se avvengono nei suddetti «periodi critici».

Per tale motivo è importante determinare le concentrazioni di torbidità sito-specifiche che possono essere considerate accettabili in relazione ai recettori presenti. In coerenza con quanto riportato in PIANC (2010), Erftemeijer *et al.* (2012) e CEDA (2020), tali concentrazioni sono desumibili da curve «dose-risposta» (cfr. par. 4.5) funzionali a stabilire la concentrazione di torbidità che un recettore è in grado di tollerare senza subire impatti (Clarke e Wilber, 2000; PIANC, 2010; Wilber e Clarke, 2011; Feola *et al.*, 2015, 2016; Fisher *et al.*, 2019, Lisi *et al.*, 2017, 2019; CEDA, 2020).

²⁴ Lo stato di conservazione di un *habitat* naturale è dato dall'insieme dei fattori che intervengono e che possono influenzare la distribuzione naturale, la struttura e le funzioni delle sue specie tipiche, nonché la loro sopravvivenza a lungo termine.

Tabella 12: Categorie dei recettori marino-costieri sensibili ad incrementi di torbidità e dei tassi di rideposizione (modificato da CEDA, 2020).

RECETTORI SENSIBILI	Principali elementi di sensibilità dei recettori ad incrementi di torbidità e dei tassi rideposizione dei sedimenti	Sensibilità - Vulnerabilità alla torbidità	Sensibilità - Vulnerabilità alla rideposizione	Recettori fissi	Recettori mobili
HABITAT E SPECIE					
Habitat e comunità bentoniche	Incrementi di torbidità e dei tassi di sedimentazione possono indurre effetti temporanei o permanenti sugli habitat e sulle comunità bentoniche, riconducibili a danni degli apparati respiratori e di nutrizione, a cambiamenti nella struttura e nella composizione delle comunità (abbondanza, diversità e biomassa) e a fenomeni di seppellimento.	•	•	•	
Reef (in Mediterraneo habitat 1170 "Scogliere" sensu Direttiva Habitat)	Incrementi di torbidità possono influenzare la capacità fotosintetica delle alghe che costituiscono i reef. Incrementi della rideposizione possono, inoltre, provocare fenomeni di soffocamento e seppellimento. Particolarmente sensibili a questi cambiamenti sono le specie filtratrici associate ai reef come Poriferi e Antozoi, Molluschi Bivalvi. Torbidità e rideposizione possono influenzare anche il reclutamento e la sopravvivenza delle larve.	•	•	•	
Habitat fondi a rodoliti (facies a maërl)	Incrementi di torbidità possono influenzare la capacità fotosintetica delle alghe che costituiscono i fondi a rodoliti (in particolare i fondi a maërl con <i>Lithothamnium coralloides</i> e <i>Phymatholithon calcareum</i>).	•		•	
Macroalghe e Fanerogame marine	Incrementi di torbidità possono attenuare la penetrazione della luce, producendo effetti significativi sulle fanerogame e sulle macroalghe. Incrementi della rideposizione possono causare inoltre fenomeni di seppellimento negli organismi, riducendone la vitalità o provocando la morte della fauna bentonica ad essi associata.	•	•	•	
Invertebrati marini filtratori	Incrementi di torbidità e dei tassi di sedimentazione possono indurre effetti temporanei o permanenti sugli invertebrati marini, riconducibili a danni degli apparati respiratori e di nutrizione, e a fenomeni di seppellimento.	•	•	•	
Vertebrati marini	Elevate concentrazioni di sedimento sospeso possono influenzare la capacità predatoria dei vertebrati marini (come cetacei, rettili e uccelli) e causare danni agli apparati branchiali. Altri effetti potenziali possono essere legati alla minor disponibilità di cibo e ai rischi di collisione dovuti alla ridotta visibilità per alcune specie.	•			•
USI LEGGITIMI DEL MARE					
Acque di balneazione	Gli incrementi di torbidità possono causare temporanei cambiamenti delle concentrazioni di batteri (come <i>Escherichia coli</i> , Enterococchi intestinali, ecc.) in forma libera e associata al sedimento causa di potenziali impatti sulla salute pubblica soprattutto durante la stagione balneare. Altri impatti collegati possono conseguire all'incremento di nutrienti causa di proliferazioni algali.	•		•	
Impianti di acquacoltura e	Gli incrementi di torbidità possono alterare la produttività primaria, portare ad incrementi dei nutrienti e quindi	•	•	•	

RECETTORI SENSIBILI	Principali elementi di sensibilità dei recettori ad incrementi di torbidità e dei tassi rideposizione dei sedimenti	Sensibilità - Vulnerabilità alla torbidità	Sensibilità - Vulnerabilità alla rideposizione	Recettori fissi	Recettori mobili
Molluschicoltura	influenzare la crescita dei molluschi bivalvi. Effetti indiretti possono aversi per bioaccumulo di inquinati trasportati in associazione al parcellato sospeso. Problemi tecnici potrebbero conseguire ad eccessivi tassi di deposizione dei sedimenti (es. malfunzionamenti o danneggiamenti degli impianti).				
Attività di pesca e banchi naturali di molluschi	Aumenti di torbidità e di rideposizione possono produrre effetti sulle attività di pesca. Riguardo la fauna ittica, gli effetti a breve termine sono riconducibili al temporaneo allontanamento dei pesci dalle aree caratterizzate da acque torbide. Ulteriori effetti possono essere osservati durante alcune fasi del ciclo vitale come reclutamento e riproduzione. Per tali motivi, particolare attenzione deve essere prestata alla presenza di aree di <i>nursery</i> e di riproduzione delle principali specie di interesse commerciale. Riguardo ai molluschi di interesse commerciale (es. vongole e telline) incrementi di torbidità e di rideposizione possono intasare gli apparati branchiali, causando inoltre effetti sulla produzione di pseudofeci.	•	•	•	•
Paesaggio (aree turistico-ricreative e di interesse culturale)	L'aumento della torbidità può comportare un cambiamento temporaneo della trasparenza delle acque che può causare impatti socio-economici legati al minor gradimento e alla diminuzione da parte dei fruitori delle aree turistiche e di interesse culturale. Impatti possono aversi nel caso di incremento dei tassi di deposizione.	•	•	•	

L'impatto, per le finalità delle presenti LL.GG., è definito come un cambiamento negativo dello stato dell'ambiente (cfr. Glossario). Esso può essere stimato preventivamente, valutando ciò che è prevedibile che accada a seguito di cambiamenti ambientali. In coerenza con le linee guida UNI EN ISO 14004, si suggerisce di valutare i seguenti elementi per la classificazione degli impatti rispetto alla tipologia dei recettori oggetto del disturbo:

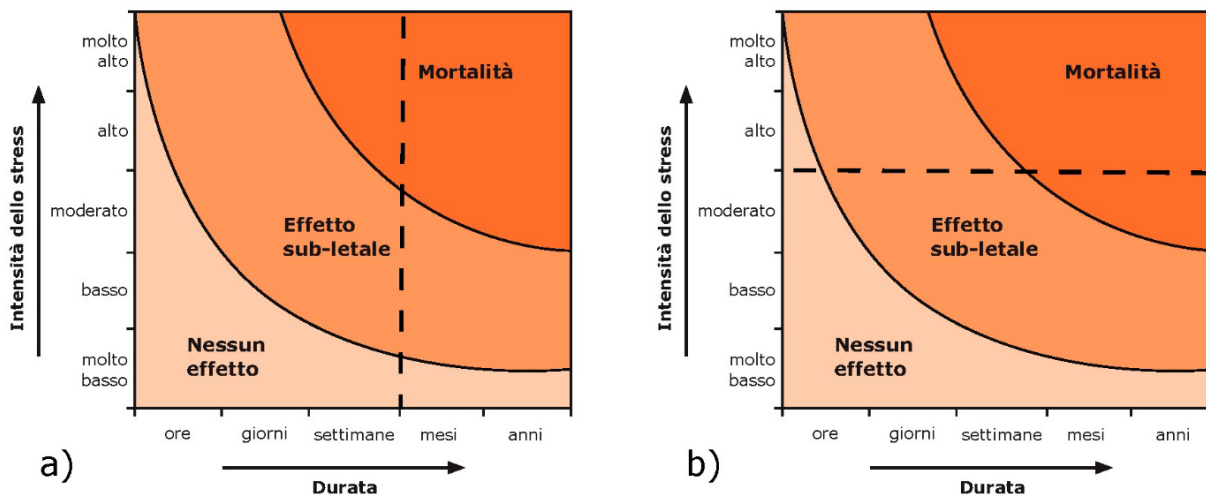
- estensione dell'impatto;
- severità dell'impatto;
- probabilità che avvenga;
- durata dell'impatto;
- reversibilità.

Fermo restando l'utilità del concetto di curva «dose-risposta» per pervenire alla stima della concentrazione di torbidità che un recettore è in grado di tollerare, non è possibile definire valori di livelli di torbidità univoci per ogni recettore. Essi, infatti, devono essere valutati di volta in volta tenendo conto delle dipendenze tra:

- tipologia e stato (qualitativo e di conservazione) di un recettore;
- locale VF del sito in cui il recettore è collocato;
- i massimi valori di torbidità nelle diverse condizioni ordinarie (medie, intense, estreme) in base ai quali definire un Livello di Riferimento (LR, cfr. Glossario) che sia ponderato rispetto alla tolleranza del recettore all'esposizione osservata a cui è abituato a convivere (cfr. par. 4.5).

La Figura 36 riporta due esempi di curve «dose-risposta» che mostrano la diversa severità degli effetti/impatti che possono verificarsi in relazione a intensità (Figura 36 -a) e durata (Figura 36 -b) dei superamenti.

Figura 36: Relazione generale tra la durata e l'intensità di una perturbazione (es. aumento di torbidità) e la severità degli effetti/impatti su un possibile recettore (PIANC, 2010). In a) si evidenzia come un livello temporaneo e moderato di torbidità difficilmente può causare seri effetti su un determinato recettore sensibile, mentre un temporaneo ma elevato picco di torbidità può indurre effetti non trascurabili sul medesimo recettore. In b) si evidenzia come un livello temporaneo e moderato di torbidità può difficilmente causare seri effetti su un determinato recettore sensibile mentre il medesimo livello di torbidità mantenuto per una durata considerevole può indurre effetti anche letali sul medesimo recettore.



Vi sono in letteratura studi sugli effetti delle particelle sospese sulla qualità dell'acqua e sugli organismi acquatici (cfr. Cap. 1) che hanno permesso di realizzare alcune banche dati, che si precisa essere valide solo per gli ambiti extra-mediterranei dalle quali sono state derivate, comprendenti specie, valori soglia di concentrazione (mg/l), durata dell'esposizione, reazione (percentuale di mortalità, riduzione della crescita) e tipo di reazione (letale o sub-letale) (es. Anchor Environmental CA, 2003; Chevron, 2010; EPA, 2021). In queste banche dati sono distinte due tipologie di esposizione: acuta (inferiore a 96 ore) e cronica (maggiore di 96 ore).

Gli impatti dovuti alle operazioni di dragaggio (Wilber e Clarke, 2011) ricadono nella tipologia di esposizione "acuta". Nel caso delle attività di scavo, concentrazioni così elevate si verificano generalmente nella vicinanza del mezzo dragante e persistono per qualche ora, comunque in funzione dell'idrodinamica locale e delle caratteristiche del sedimento. Tuttavia, spesso sono comparabili con incrementi di torbidità che normalmente si verificano in concomitanza di eventi di forte intensità (es. moto ondoso, apporti fluviali, deflusso dalle aree interne e traffico navale) rappresentativi delle ordinarie condizioni del sito (es. Di Silvio *et al.*, 2017).

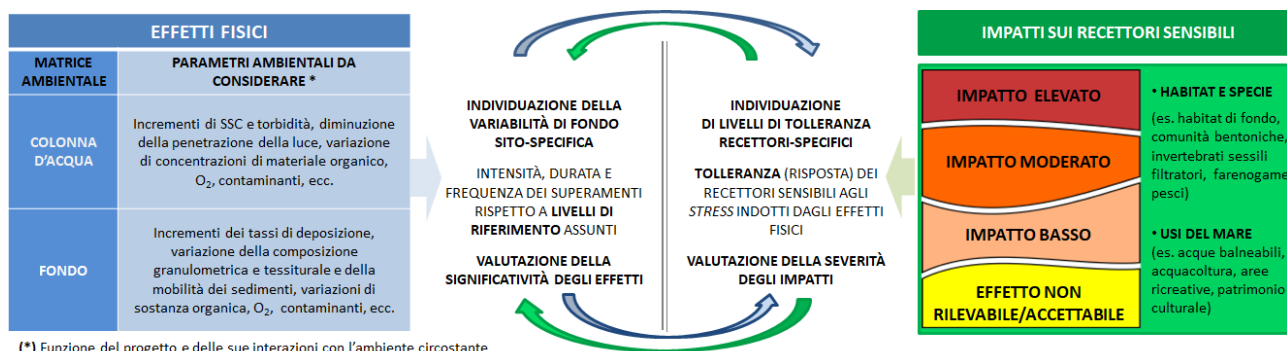
È chiaro che le specie caratteristiche di un ecosistema sono adattate a tali condizioni ordinarie (o di base). Tuttavia, potrebbero risultare sensibili a intense perturbazioni delle condizioni di base o a perturbazioni più contenute a livello di intensità ma più prolungate nel tempo. A tal proposito, in Cooper *et al.* (2008) si evidenzia che valori di torbidità a lungo termine possono indurre uno *stress* sub-letale per i coralli sebbene risulti difficilmente ricavabile una soglia di riferimento univoca nei diversi siti esaminati.

Come introdotto nel Capitolo 1, inoltre, specialmente in ambienti conterminati, il rischio di effetti ambientali dovuti ad incrementi di torbidità può aumentare se i sedimenti da movimentare sono particolarmente ricchi di materia organica e con potenziale redox fortemente negativo. In questi casi, l'ossidazione dei materiali messi in sospensione, se caratterizzati da una forte domanda chimica di ossigeno, può provocare un rapido impoverimento dell'ossigeno naturalmente disciolto nell'acqua. Questi fenomeni possono dar luogo a temporanee ipossie e anossie e causare la morte degli organismi acquatici o, più in generale, il degrado delle condizioni ambientali (EPA, 1986). Analogamente, nel caso di movimentazione di sedimenti contaminati, il rischio di effetti avversi (non tollerabili) potrebbe aumentare anche per incrementi contenuti della torbidità rispetto alla VF.

Lo schema di Figura 37 mostra come, a causa delle alterazioni sui comparti fisici (colonna d'acqua e fondo) conseguenti alla dispersione di una nube di torbida, possono verificarsi effetti/impatti di diversa entità (severità) in relazione a:

- localizzazione dei recettori sensibili rispetto all'area di intervento e alla direzione delle correnti;
- intensità, durata e frequenza di incrementi della torbidità (e dei tassi di deposizione) rispetto a LR sito-specifici desunti dalla VF e dalla tolleranza stimata per i recettori.

Figura 37: Relazione tra l'entità degli effetti sul comparto fisico (intensità, durata e frequenza degli incrementi della torbidità e dei tassi di deposizione) e la severità degli impatti attesi sui recettori presenti. Modificato da Lisi *et al.* (2019) e CEDA (2020).



L'analisi e la mappatura dei recettori sensibili individuati contribuiranno alla formulazione di ipotesi sui possibili impatti attesi all'interno dell'area di influenza di una eventuale nube di torbida (cfr. par. 6.1 - Figura 40) in cui, in base alla classificazione proposta da EPA (2016), è lecito attendersi impatti di diversa intensità (es. accettabile, moderato).

Si rimanda al Capitolo 6 per maggiori dettagli sui criteri alla base della determinazione e all'utilizzo dei LR, e di eventuali successive soglie di allerta (o pre-allarme) e allarme, per la verifica dell'accettabilità dei superamenti della torbidità durante la fase di monitoraggio in Corso d'Opera (cfr. par. 6.3.2) degli interventi.

Considerazioni pratiche

- I valori di tolleranza alla torbidità possono differire per un medesimo recettore presente in siti diversi. Qualora si disponesse di valori di tolleranza di recettori sito-specifici, difficilmente questi potranno essere utilizzati *a priori* in aree diverse.
- È buona prassi che i valori di tolleranza dei recettori ricavabili dagli studi di letteratura e di laboratorio (es. Jones *et al.*, 2019), se disponibili:
 - tengano conto di una analisi comparativa degli studi disponibili;
 - siano confrontati con nuovi *set* di dati specificatamente acquisiti durante il PMA (cfr. par. 5.4), per verificare la capacità di risposta del recettore sensibile da tutelare.
- Considerato che le risposte dei recettori biologici appartenenti alla categoria "*habitat e specie*" agli *stress* indotti da superamenti della torbidità (e dei tassi di deposizione) generalmente non sono istantanee, la verifica a posteriori delle ipotesi di impatto, sulla base delle quali è stato pianificato il monitoraggio, dovrà essere condotta a medio o lungo termine in funzione dei tempi di risposta attesi per i recettori (cfr. par. 5.4).
- Sulla reale tolleranza potrebbe influire l'effetto cumulato con altri *stressori* di origine antropica o naturale (es. aumento di torbidità + aumento di temperatura + origine della torbidità).

5.2 Specie e *habitat*

Gli eventi naturali possono indurre aumenti rilevanti della torbidità per la maggior presenza nella colonna d'acqua di solidi sospesi. Gli organismi marini, che vivono in zone naturalmente sottoposte a fluttuazioni di torbidità, principalmente legate a dinamiche stagionali, hanno pertanto sviluppato una certa tolleranza. Tuttavia, se gli aumenti di torbidità legati alla movimentazione dei sedimenti superano, per intensità e/o durata, i valori caratteristici della variabilità di fondo (cfr. Glossario), possono determinare effetti non trascurabili su alcuni organismi (Todd *et al.*, 2015) di tipologia ed entità dipendenti dalle caratteristiche del sedimento risospeso.

L'aumento delle concentrazioni di solidi sospesi (e dei tassi di deposizione) induce effetti diversi sulle diverse specie e, conseguentemente, sugli *habitat*.

I principali effetti diretti riconducibili all'aumento della torbidità consistono nella riduzione della trasparenza, che ostacola la penetrazione della luce, riducendo l'attività fotosintetica e conseguentemente la produzione primaria (Kerr, 1995) e nell'incremento dei tassi di deposizione dei sedimenti, che possono portare a un ricoprimento delle specie presenti sul fondo.

Alla luce di quanto esposto, le specie animali e vegetali che, in virtù delle loro caratteristiche ecologiche, più di tutte possono essere influenzate da un incremento rilevante e/o persistente di solidi sospesi e della torbidità ad essi associata, sono principalmente da ricercarsi tra le seguenti categorie:

- Fitobenthos (specie vegetali sessili);
- Zoobenthos (invertebrati filtratori sessili o poco vagili);
- Vertebrati marini (mammiferi, rettili, uccelli, pesci) in rapporto a specifici usi dell'*habitat* (Paganelli *et al.*, 2014).

Per quanto concerne gli effetti attesi sul fitoplancton, sebbene l'aumento di torbidità possa inibire la capacità fotosintetica, i dati presenti in letteratura sottolineano che tale diminuzione raramente è in grado di generare un impatto significativo (Lee e Jones, 1992; Nicoletti *et al.*, 2006). Pertanto, il fitoplancton non sarà trattato nel seguito tra i potenziali recettori sensibili.

5.2.1 Fitobenthos

Aumenti importanti e persistenti della torbidità, che limitano la trasparenza e quindi la penetrazione della luce lungo la colonna d'acqua, possono ridurre la capacità fotosintetica, con conseguenze non trascurabili sulle specie fitobentoniche presenti nell'area di intervento e/o nelle sue immediate vicinanze.

Ad esempio, la diminuzione di luminosità può determinare sulla fanerogama marina *Posidonia oceanica* il calo della produzione fogliare e, con il persistere del disturbo, anche la riduzione della densità e la regressione del limite inferiore della prateria (Guidetti e Fabiano, 2000; Ruiz e Romero, 2003). Sperimentazioni condotte in Spagna su praterie di *P. oceanica* per verificare la risposta della pianta all'attenuazione della luce (usando schermi ombreggianti) hanno inoltre mostrato che l'effetto dell'ombreggiatura in 3 mesi (considerata a breve termine per valutazioni di tipo biologico) può provocare anche effetti a lungo termine (Ruiz e Romero, 2001).

Inoltre, l'aumento delle concentrazioni di solidi sospesi, e quindi dei tassi di rideposizione, potrebbe indurre sulle specie vegetali fenomeni di seppellimento, con tassi di mortalità anche elevati. In letteratura si riporta che per *P. oceanica* gli effetti dell'ipersedimentazione dovuti alla realizzazione di opere costiere sono fortemente dipendenti da intensità e durata della variazione (Manzanera *et al.*, 1998; Gambi *et al.*, 2005).

La regressione delle praterie di fanerogame marine, associata alla realizzazione di opere costiere, sembra tuttavia essere imputabile anche ad altri fattori quali: interazione tra nutrienti, epifiti e *macrograzers* e tolleranza delle piante ai cambiamenti della qualità dei sedimenti. Inoltre, alcune delle cause di regressione non sono indipendenti, ma interagiscono, amplificando il disturbo indotto sulla prateria e facilitandone la propagazione, come osservato per diverse specie di fanerogame marine (Ruiz e Romero, 2003).

Particolare attenzione meritano anche le alghe rosse *Lithothamnium coralloides* e *Phymatholithon calcareum*. Queste costituiscono un'importante *facies* (o componente biologica) della biocenosi del coralligeno e del detritico costiero, denominata maërl. Il maërl è considerato una risorsa non rinnovabile a causa del suo tasso di crescita molto basso, stimato in circa 1 mm all'anno (Wilson *et al.*, 2004).

La letteratura scientifica riporta che queste associazioni vegetali sono particolarmente sensibili alla sedimentazione, di origine sia naturale sia antropica (Figueiredo *et al.*, 2015). In particolare, è stato osservato come i sedimenti fini possano ridurre l'attività fotosintetica delle alghe coralline in misura maggiore rispetto ai sedimenti grossolani. La capacità di resistere alla sedimentazione varia notevolmente tra le diverse specie: in laboratorio le alghe calcaree *Mesophyllum engelhartii* e *Lithothamnium* sp. sottoposte a un ricoprimento del 70%, mostrano una riduzione dell'efficienza fotosintetica pari al 50% già dopo 1-2 settimane di esposizione (Figueiredo *et al.*, 2015). Bernard *et al.* (2019) riportano, inoltre, che l'aumento di solidi sospesi associato alla movimentazione dei fondi a maërl, interessati da attività di dragaggio e/o di pesca, può influenzare non solo la vitalità delle alghe ma anche la struttura e la diversità della macrofauna ad esso associata.

5.2.2 Zoobenthos

È noto che gli invertebrati mobili sono meno vulnerabili degli organismi sessili alle variazioni di torbidità e di sedimentazione, in quanto possono allontanarsi dalla sorgente del disturbo (Fraser *et al.*, 2017; Short *et al.*, 2017). Anche la morfologia degli organismi gioca un ruolo importante in relazione agli effetti della rideposizione: gli organismi eretti sono generalmente più resistenti al seppellimento rispetto agli organismi incrostanti.

Diversi Autori riportano che alcuni *taxa* di invertebrati sessili, come spugne e bivalvi, sono in grado di filtrare e/o rimuovere fisicamente il sedimento in sospensione; tuttavia, questo processo può risultare metabolicamente costoso e quindi insostenibile (Fraser *et al.*, 2017; Short *et al.*, 2017). È stato inoltre dimostrato che l'aumento dei sedimenti sospesi in colonna d'acqua può danneggiare gli apparati filtratori e respiratori degli organismi sospensivori, principalmente a causa dell'ostruzione dei meccanismi di filtrazione (Nicoletti *et al.*, 2006; Todd *et al.*, 2015, Short *et al.*, 2017). Gli effetti prodotti sugli organismi dal sedimento in sospensione diminuiscono in maniera significativa con l'aumentare della distanza dalla sorgente di disturbo (Nicoletti *et al.*, 2006; La Porta *et al.*, 2009; Loia *et al.*, 2009; Loia *et al.*, 2020).

5.2.3 Vertebrati marini

La diminuzione della luce, indotta dall'aumento della torbidità, può determinare in alcuni gruppi di vertebrati l'alterazione dei comportamenti, quali soprattutto la diminuzione della capacità predatoria e la perdita dell'orientamento, e quindi può incidere, direttamente o indirettamente, sulle modalità di uso dell'*habitat*.

È stato osservato che la diminuzione della penetrazione della luce può generare nei pesci una riduzione della capacità visiva, influenzandone il comportamento trofico e riducendone l'efficienza predatoria (Todd *et al.*, 2015). Elevate concentrazioni di solidi sospesi possono anche causare danni agli apparati branchiali (ostruzione e danneggiamento di tessuti e funzioni) (Todd *et al.*, 2015; Wenger *et al.*, 2016).

La letteratura scientifica riporta come gli effetti indotti dalla movimentazione dei sedimenti marini sui pesci dipendano da diversi fattori, tra i quali intensità e durata dell'esposizione ed eventuale rilascio di contaminanti associati al particolato nella colonna d'acqua, e variano da specie a specie e per le diverse fasi del ciclo vitale (Wenger *et al.*, 2016). L'aumento della concentrazione e del tempo di esposizione ai sedimenti in sospensione aumenta la gravità della risposta dei pesci (Wenger *et al.*, 2016).

Alcuni Autori riportano che le variazioni di sedimento sospeso non generano effetti significativi sui pesci in considerazione della capacità di questi ultimi di allontanarsi dalla fonte di disturbo (Kjelland *et al.*, 2015). Inoltre, studi condotti da ISPRA nel Mar Tirreno e nel Mar Adriatico, per valutare gli effetti indotti dal dragaggio di sabbie relitte sui popolamenti ittici demersali hanno messo in evidenza come tali popolamenti non risentano delle alterazioni indotte dalla movimentazione (ISPRA, com. pers).

Tuttavia, qualora la movimentazione di sedimenti fortemente anossici avvenga in un contesto confinato dove la risospensione può dar luogo ad un drastico calo della concentrazione di ossigeno (legato alla forte domanda chimica/biologica di ossigeno) si possono avere effetti immediati e diretti più importanti di quelli legati alla temporanea diminuzione della trasparenza (Di Silvio *et al.*, 2017).

Per quanto concerne gli uccelli marini, alcuni Autori (ICES, 2016; Lukies *et al.*, 2021), riportano come l'aumento di torbidità possa influenzare il comportamento predatorio di alcune specie, stanziali e migratrici, tuffatori (es. le sterne) e inseguitori (es. il marangone dal ciuffo), che fanno affidamento sulla vista per cacciare. La maggior parte degli uccelli marini e costieri sono infatti *visual foragers* (raccoltori visivi) (Lukies *et al.*, 2021).

È noto, inoltre, che l'aumento di solidi sospesi può avere effetti anche indiretti su mammiferi e uccelli marini a causa delle alterazioni indotte sulla rete trofica (Todd *et al.*, 2015; Lukies *et al.*, 2021). Alcune specie di uccelli potrebbero essere influenzate dai cambiamenti nella distribuzione, abbondanza e composizione della loro principale fonte di prede (Lukies *et al.*, 2021). Considerazioni analoghe sono state riportate per i mammiferi marini che però sono in grado di compensare i cambiamenti su piccola scala, ad esempio variando le zone di alimentazione e aumentando il tempo dedicato alla ricerca di cibo (Todd *et al.*, 2015).

Tra i rettili marini, anche le tartarughe, che migrano per tutta la loro vita (Avens e Lohmann, 2003) e che usano la vista per predare, possono essere influenzate dall'aumento di torbidità (Grosse *et al.*, 2010). Tuttavia, Avens e Lohmann (2003) riportano che i giovani di *Caretta caretta*, analogamente a quanto osservato nei piccoli, possono utilizzare per l'orientamento anche informazioni legate al campo geomagnetico.

5.2.4 Specie e *habitat* marini protetti

Molti tipi di *habitat* e specie sono protetti da Direttive e Convenzioni internazionali, e per la loro sensibilità alle variazioni di torbidità e solidi sospesi rappresentano un "vincolo ambientale" di cui tenere conto nella programmazione ed esecuzione delle attività di movimentazione dei sedimenti marini.

Per tale motivo è stata condotta un'analisi delle principali direttive e convenzioni internazionali che trattano il tema della conservazione e della tutela di *habitat* e specie e sono state identificate le specie che possono subire effetti, diretti e indiretti, a causa dell'incremento della torbidità e dei tassi di deposizione durante le attività di movimentazione.

In particolare, sono state analizzate:

- Direttiva Habitat (direttiva 92/43/CEE per la Conservazione degli habitat naturali e seminaturali e della flora e della fauna selvatiche);
- Direttiva 2009/147/CE concernente la conservazione degli uccelli selvatici (che abroga e sostituisce la Direttiva 79/409/CEE o Direttiva Uccelli);
- Convenzione di Berna (Convenzione relativa alla conservazione della vita selvatica e dell'ambiente naturale in Europa);
- Convenzione di Bonn (Convenzione relativa alla conservazione delle specie migratrici appartenenti alla fauna selvatica);
- Convenzione di Barcellona (Convenzione per la protezione del Mar Mediterraneo dai rischi dell'inquinamento) e il Protocollo SPA/BIO (Aree a protezione speciale e Diversità Biologica).

Per le finalità delle presenti LL.GG., sono state prese in esame solamente le specie protette animali e vegetali (o i gruppi di specie nel caso specifico dei vertebrati) presenti nel territorio italiano che in virtù delle loro caratteristiche ecologiche possono subire effetti avversi dovuti all'aumento di torbidità causata dalla risospensione del sedimento fine. Nel caso dei vertebrati, è stato utilizzato il criterio di uso dell'*habitat* da parte delle specie (es. riproduzione e accoppiamento, alimentazione, ecc.), che rappresenta e descrive la modalità in cui un individuo utilizza le risorse fisiche e biologiche di un determinato ambiente (Paganelli *et al.*, 2014). Per definire le categorie di uso dell'*habitat* è importante inoltre valutare, per ogni specie, la frequenza di uso dell'*habitat* su base temporale, che può essere perenne o stagionale. In

particolare, laddove risulti una frequenza stagionale, deve essere indicata anche la stagione di riferimento, al fine di poter identificare opportune finestre ambientali (*environmental windows* in Dickerson *et al.*, 1998).

Un ultimo aspetto da considerare è infine quello relativo alla scala di uso dell'*habitat*, cioè la porzione di *habitat* che le specie effettivamente usano e che può essere locale (come nel caso della nidificazione) o vasta (come nel caso delle aree di *nursery*). Per ulteriori approfondimenti sulle categorie di uso dell'*habitat* si rimanda alla bibliografia citata.

Dall'analisi delle norme e delle Convenzioni internazionali citate è emerso che sono da considerare come recettori sensibili, in termini di specie e/o gruppi di specie, quelle di seguito riportate:

Specie vegetali

- Fanerogame marine: *Posidonia oceanica*, *Cymdocea nodosa*, *Zostera marina*, *Nanozostera noltei*;
- Alghe verdi: *Caulerpa ollivieri*;
- Alghe brune: *Cystoseira amentacea*, *Cystoseira spinosa*, *Cystoseira zosteroides*, *Laminaria rodriguezii*;
- Alghe rosse: *Lithothamnium coralloides*, *Phymatholithon calcareum*, *Ptilophora mediterranea*, *Schimmelmannia shousboei*.

Specie di Invertebrati filtratori sessili

- Molluschi: *Lithophaga lithophaga*, *Pinna nobilis*, *Pinna rudis*, *Dendropoma petreum*, *Gibbula nivosa*, *Pholas dactylus*;
- Antozoi: *Corallium rubrum*, *Astroides calycularis*, *Errina aspera*, *Savalia savaglia*;
- Poriferi: *Aplysina sp. plur.*, *Axinella cannabina*, *Axinella polypoides*, *Geodia cydonium*, *Sarcotragus foetidus*, *Sarcotragus pipetta*, *Petrobiona massiliana*, *Tethya sp. plur.*;
- Briozoi: *Hornera lichenoides*.

Categorie di uso dell'habitat dei vertebrati marini (mammiferi, rettili, uccelli)

- Vertebrati marini che usano l'*habitat* per *alimentazione* (mammiferi, rettili, uccelli marini) a causa della possibile perdita della capacità predatoria;
- Vertebrati marini che usano l'*habitat* per *deposizione e nidificazione* (rettili marini) a causa della possibile perdita di orientamento.

Poiché tutte le specie protette sopra riportate sono strettamente associate all'*habitat*, sono stati anche analizzati i tipi di *habitat* marini e marino-costieri, inclusi nella Direttiva Habitat (Direttiva 92/43/CEE):

- habitat 1110 Banchi di sabbia a debole copertura permanente di acqua marina: caratterizzato dalla presenza di fanerogame e macrofite;
- habitat 1120* Praterie di Posidonia (Posidonion oceanicae): caratterizzato dalla presenza della fanerogama marina *P. oceanica*;
- habitat 1130 Estuari: caratterizzato dalla presenza di fanerogame marine, di particolare interesse anche per l'avifauna marina (alimentazione);
- habitat 1140 Distese fangose o sabbiose emergenti durante la bassa marea: *habitat* poco diffuso in Italia, generalmente privo di piante vascolari, solitamente ricoperto da alghe blu e Diatomee; solo in particolari condizioni è possibile osservare la presenza di praterie marine a *Zostera marina* o a *Nanozostera noltei*;
- 1160 Grandi cale e baie poco profonde: *habitat* caratterizzato da un complesso mosaico di comunità bentoniche fotofile con una elevata biodiversità; nel Mediterraneo questo *habitat* su fondali rocciosi è caratterizzato da popolamenti fotofili spesso a *Cystoseira sp. pl.* e fanerogame;
- 1170 Scogliere: include la biocenosi del Coralligeno, le tegnue, le biocenosi dei Coralli profondi e delle Rocce del Largo. Questo *habitat* è caratterizzato dalla presenza di diverse specie erette

(come gli Antozoi) che possono subire gli effetti della variazione di torbidità e della sedimentazione;

- 1180 Strutture sottomarine causate da emissioni di gas: in questo *habitat* le specie presenti potenzialmente interessate da variazioni della torbidità, in particolare dalle variazioni di concentrazione di solidi in sospensione, sono forme erette quali quelle tipiche di Antozoi e Idrozoï.

Per quanto concerne l'*habitat* 1120* "*Praterie di Posidonia (Posidonion oceanicae)*", la letteratura scientifica riporta che i principali fattori che ne influenzano lo stato di salute sono la variazione dell'equilibrio sedimentario (un alto tasso di sedimentazione può infatti coprire e soffocare i rizomi) e l'aumento della torbidità dell'acqua, con effetti sia sulla pianta sia sugli epifiti associati. Alcuni Autori hanno osservato che valori elevati di solidi in sospensione possono comportare effetti sub-letali o addirittura la morte sulla fauna bentonica associata alla prateria, soprattutto sugli organismi filtratori, a causa dei fenomeni di ostruzione degli apparati respiratori e di alimentazione (Erftemeijer e Lewis, 2006).

Per quanto concerne la biocenosi del Coralligeno, riferibile al tipo di *habitat* 1170 "Scogliere", è noto che l'incremento di sedimento sospeso può causare danni diretti e indiretti ai popolamenti ivi presenti. Gli effetti diretti comprendono il ricoprimento e il soffocamento degli organismi sessili, l'abrasione e il danneggiamento degli organismi più sensibili (Balata *et al.*, 2005, 2007a, b). Il principale effetto indiretto è legato all'incremento della torbidità che, influenzando negativamente la produzione fotosintetica, può causare la morte delle alghe che costituiscono la biocenosi (Piazzi *et al.*, 2012; Gennaro *et al.*, 2020).

Relativamente ai restanti tipi di *habitat* protetti (*habitat* 1110, *habitat* 1130, *habitat* 1140 e *habitat* 1160), i potenziali recettori sensibili presenti sono riconducibili alle specie caratterizzanti, quali fanerogame e macrofite, estremamente sensibili alle variazioni di torbidità e di solido sospeso; pertanto, questi saranno analizzati solo con specifico riferimento a tali specie. In particolare, la risposta delle fanerogame marine agli incrementi di torbidità e di solidi in sospensione varia nelle diverse specie e può dipendere anche dalle condizioni locali e dalla stagione (Erftemeijer e Lewis, 2006).

Analogamente, per l'*habitat* 1180 (*Strutture sottomarine causate da emissioni di gas*), i potenziali recettori sensibili sono essenzialmente riconducibili alle specie erette d'interesse conservazionistico, prevalentemente ai *taxa* Poriferi, Antozoi e Idrozoï. Pertanto, anche questo tipo di *habitat* può essere valutato in funzione di queste specie.

5.3 Usi del mare

5.3.1 Balneazione

La vicinanza delle operazioni di movimentazione ad aree di balneazione, o a fruizione turistica, potrebbe portare ad un peggioramento della qualità delle acque di balneazione ed aumentare il rischio di effetti su ambiente e salute.

In coerenza con i principi della Direttiva 2006/7/CE, la qualità delle acque di balneazione è determinata per mezzo di parametri microbiologici e rappresenta una valutazione di tipo igienico-sanitario a tutela della salute dei bagnanti. Tuttavia, l'attuale approccio metodologico, in fase di trasposizione nell'aggiornamento delle linee guida dell'OMS sulla qualità delle acque ricreative (OMS, 2021), ripercorrendo l'approccio olistico ispirato dalla Direttiva Quadro Acque, pone particolare attenzione su qualsiasi fattore di rischio di origine climatica, naturale, ambientale e antropica che interviene a monte dell'esposizione umana. In pratica si concentra sulle molteplici relazioni tra le diverse cause di inquinamento e i loro possibili impatti sulla qualità nell'area d'influenza²⁵ di un'acqua di balneazione.

²⁵ L'area di influenza può essere desunta da una valutazione di tipo previsionale (cfr. anche par. 6.1), legata a presunti scenari di esposizione per la componente ambientale e per la popolazione. Le valutazioni previsionali dovranno essere supportate da un piano di monitoraggio ambientale-sanitario, nonché supportare a loro volta l'identificazione e la pianificazione del monitoraggio dei parametri ambientali che hanno rilevanza sui potenziali effetti sia ambientali sia sanitari.

Sebbene la classificazione di un'acqua di balneazione non includa indagini microbiologiche nei sedimenti e sebbene non esistano relazioni tra la diversa esposizione umana al contatto con i sedimenti di tipo diretto o in seguito a risospensione, negli anni è cresciuto l'interesse allo studio della contaminazione microbica associata al sedimento inteso come "veicolo", sia per la comprensione dei fattori che ne influenzano la distribuzione nel corpo ricettore, sia per evitare che esso costituisca una minaccia per l'acquacoltura e la sicurezza pubblica più in generale (Oliver *et al.*, 2016) nel caso in cui la componente microbica (es. batteri, microalghe tossiche come l'*Ostreopsis ovata*) aderisca alle particelle sospese e venga poi deposta in aree di interesse commerciale e/o ricreativo.

In questo contesto, è utile considerare che, se i microrganismi (es. batteri, funghi, parassiti e virus, alcuni potenzialmente patogeni) costituiscono una componente significativa dei sedimenti è possibile che questi ultimi possano fungere da serbatoi o da veicoli di infezione, nonché da fonti di contaminazione dell'acqua (Whitman *et al.*, 2014; Solo-Gabriele *et al.*, 2016; Weiskerger *et al.*, 2019).

Recenti studi di letteratura, inoltre, considerano i sedimenti come una possibile fonte di contaminazione secondaria, evidenziando il rischio per i bagnanti dato dal contatto diretto con il sedimento o con il rilascio di batteri dalla frazione risospesa in colonna d'acqua. In particolare, in alcuni casi sono messi in relazione aumenti delle concentrazioni di batteri in colonna d'acqua (e quindi della probabilità di insorgenza di agenti patogeni) con azioni di disturbo (per cause naturali e antropiche) che provocano la risospensione dei sedimenti sottostanti (Wyness *et al.*, 2019); in questi casi i sedimenti sono dunque considerati come un "serbatoio" per i batteri fecali, come confermato da molteplici studi che hanno evidenziato come i sedimenti (d'acqua dolce e marini) possono contenere densità di batteri fecali molto più elevate rispetto a quelli presenti nell'acqua sovrastante (Hassard *et al.*, 2017). Il numero di batteri fecali, infatti, può aumentare notevolmente nel caso in cui si trovino in forma adesa alle particelle sospese rispetto al caso in cui si trovano in forma libera nell'acqua (Droppo *et al.*, 2009).

È stato dimostrato che i tassi di adesione dei batteri fecali alle particelle in sospensione dipendono da molti fattori, tra cui il pH e la salinità dell'acqua, le caratteristiche delle particelle sospese e dei batteri stessi (Oliver *et al.*, 2007; Zhao *et al.*, 2014; Wyness *et al.*, 2018).

Inoltre, è dimostrato che la contaminazione delle spiagge e la contaminazione delle acque marine adiacenti sono correlabili ed in particolare che il numero di indicatori di contaminazione fecale (FIO - *Faecal Indicator Organisms*) individuati nelle acque ricreative è correlato al numero di FIO presenti nella spiaggia adiacente (Phillips *et al.*, 2011, Badilla-Aguilar e Mora-Alvarado, 2019). Per le spiagge utilizzate per scopi ricreativi, una migliore qualità dei sedimenti è spesso associata a una migliore qualità dell'acqua.

Di recente anche l'OMS (OMS, 2021) ha evidenziato che i microrganismi possono rappresentare una componente significativa del sedimento non consolidato che costituisce le spiagge (es. sabbia, fango, ciottoli), confermando ai sedimenti il duplice ruolo di "serbatoio e veicolo" di contaminazione in un'acqua di balneazione. In particolare, si riporta che le aree costiere riparate (ma anche i laghi poco profondi) possono accumulare sedimenti fini a cui può essere associata un'alta carica microbica fecale, come anche funghi, parassiti e virus, tra cui quelli considerabili come potenziali agenti patogeni per la salute dei fruitori delle aree balneabili (cfr. BOX 5-1).

In particolare, OMS (2021) include le caratteristiche dei sedimenti di spiaggia (emersa e sommersa) tra i fattori che influenzano i livelli di FIO e patogeni nell'acqua (Solo-Gabriele *et al.*, 2016; Weiskerger *et al.*, 2019), insieme all'azione delle onde nel promuovere il rilascio di batteri introdotti dalle diverse sorgenti (Whitman *et al.*, 2014) e ad altri fattori che incidono sui processi di inattivazione, persistenza e crescita della componente microbica quali, predazione, competizione, vegetazione e creazione di biofilm²⁶ (Wyness *et al.*, 2019).

²⁶ Fattore di tipo biologico che facilita la persistenza e la proliferazione di microrganismi nei sedimenti (Piggot *et al.*, 2012). Rappresenta una matrice polisaccaridica secreta dai batteri stessi, che ricopre la comunità microbica, creano un microambiente vantaggioso per i microrganismi, fornendo sia nutrimento sia protezione da agenti chimici e biologici potenzialmente dannosi.

BOX 5-1: POTENZIALI AGENTI PATOGENI PER LA SALUTE DEI FRUITORI DELLE AREE BALNEABILI

Tra i patogeni rilevanti vi sono indicatori di contaminazione fecale che includono batteri, virus, protozoi ed elminti. I principali organismi isolati ci sono gli enterococchi intestinali, *Escherichia coli*, batteriofagi, *Candida albicans* e clostridi; gli enterococchi intestinali sono i FIO (*Faecal Indicator Organisms*) consigliati per l'analisi della contaminazione del sedimento.

Ad oggi solo per gli *Escherichia coli* vi sono indicazioni sui livelli accettabili nella sabbia di spiaggia. Il valore guida provvisorio raccomandato in OMS (2021) come livello accettabile di enterococchi intestinali per la sabbia della spiaggia (C_s , unità di CFU per massa di sabbia) è 60 CFU/g di enterococchi. Esso è derivato ipotizzando tassi di ingestione per bambini, per l'acqua di mare e per la sabbia, usando la seguente equazione:

$$C_s = \frac{C_w V_w}{M_s}$$

Dove, C_w è la concentrazione nell'acqua, V_w è il volume di acqua ingerita e M_s è la massa di sedimenti ingerita durante una giornata passata sulla spiaggia. Tuttavia, l'espressione di cui sopra dipende da un presupposto significativo: che i rapporti e l'assorbimento degli enterococchi e degli agenti patogeni siano gli stessi per l'acqua e per la sabbia. I 60 CFU/g (*wet weight*) sono all'interno dello stesso ordine di grandezza del livello di 10 CFU/g raccomandato da Sabino *et al.* (2011).

Assumendo i rapporti e i tassi di assorbimento dei patogeni come equivalenti, questi valori possono essere utilizzati provvisoriamente come regola pratica per determinare se la sabbia della spiaggia necessita di una migliore gestione per ridurre il numero di FIO. Sebbene non sia possibile fornire valori di riferimento prestabiliti per altri microrganismi nelle spiagge, tali valori (approcci di caratterizzazione basati sul rischio e locali) potrebbero essere forniti da studi epidemiologici e della valutazione quantitativa del rischio microbiologico (QMRA), in assenza di sufficienti studi epidemiologici.

Di recente, un'iniziativa paneuropea ha stabilito 90 CFU/g di sabbia come valore medio in cieco per i funghi (Brandao *et al.*, 2021), ma per stabilire le soglie effettive di esposizione da utilizzare nelle raccomandazioni analitiche sono necessari ulteriori lavori. In assenza di valori di riferimento, gli sforzi dovrebbero concentrarsi sulle misure preventive.

Esigenze di Ricerca

Sono necessari ulteriori studi, ad esempio studi epidemiologici, che aiutino a definire i valori di accettabilità per i FIO nelle spiagge, includendo microrganismi emergenti come i funghi opportunisti, che non sono trattati nelle attuali raccomandazioni sulla qualità dell'acqua. È inoltre auspicabile acquisire maggiori informazioni sulle fonti non puntuali di contaminazione (es. uccelli, macroalghe, deflusso forestale e agricolo e deflusso a seguito di rovesci temporaleschi) e sulla capacità della sabbia di convogliare le acque sotterranee contaminate nei corpi idrici recettori.

Per tale motivo anche la vicinanza di interventi che prevedono operazioni di movimentazione dei sedimenti (dragaggi dei fondali e sversamenti in aree litoranee) ad aree di balneazione, o a fruizione turistica, potrebbe portare ad un peggioramento della qualità delle acque ed aumentare il rischio di effetti su ambiente e salute.

Lo schema di Figura 38 riporta i fattori ambientali che possono influire sulla sopravvivenza e la dispersione di FIO e agenti patogeni nei sedimenti. La molteplicità di tali fattori si riflette sulla difficoltà di pervenire ad una relazione tra questi e i livelli di FIO e di agenti patogeni adesi ai sedimenti di fondo o ai sedimenti sospesi in colonna d'acqua, quindi sulla capacità di pervenire ad una relazione causa-effetto funzionale alla stima del rischio igienico-sanitario umana.

Una volta introdotti, i microrganismi possono persistere e potenzialmente moltiplicarsi nell'ambiente della spiaggia in risposta a fattori ambientali, quali umidità, luce solare e sostanze nutritive. La disponibilità di nutrienti può essere influenzata dalla presenza di vegetazione sommersa e di relitti lungo la costa

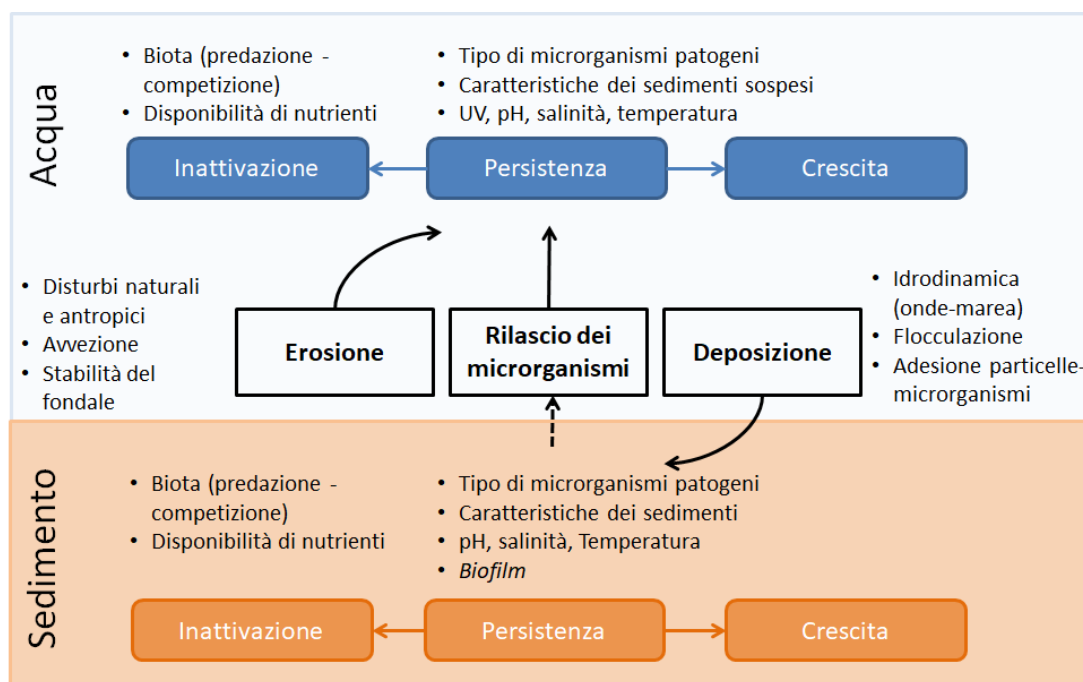
(Imamura *et al.*, 2011; Weiskerger *et al.*, 2019). La sopravvivenza dei batteri nella sabbia è influenzata dalla temperatura: le concentrazioni di FIO possono aumentare a temperature comprese tra 4 e 44,5 °C (Byappanahalli *et al.*, 2003; 2007).

Le onde e i fenomeni di marea (Figura 38) sono tra i fattori fisici che incidono sulla sopravvivenza e la dispersione di FIO e agenti patogeni sulle spiagge (emerse e sommerse). In genere, livelli più elevati di microrganismi si osservano su spiagge a bassa energia (Gao *et al.*, 2015; Feng *et al.*, 2016). Pertanto, anche i fattori morfologici hanno un ruolo importante: spiagge in ambienti confinati come golfi e baie generalmente accumulano più microrganismi nella sabbia rispetto a spiagge direttamente esposte all'azione delle onde.

Le onde, inoltre, durante eventi intensi, portano al dilavamento e all'erosione dei sedimenti, con conseguente esposizione a sedimenti con inferiori livelli di microrganismi e migrazione dei contaminanti in acqua (Suzuki *et al.*, 2018; Roca Brown e Solo-Gabriele, 2019).

Anche le fluttuazioni delle maree (o, nei sistemi di acqua lacustre, le fluttuazioni dell'acqua dovute alle onde stazionarie del moto ondoso) veicolano l'acqua verso la spiaggia, la cui infiltrazione cattura i FIO presenti nella zona. Queste aree possono avere condizioni di umidità ideali per una persistenza prolungata. Di conseguenza, in molti studi la sabbia è stata identificata come la fonte di batteri per le acque adiacenti; tuttavia, i livelli di batteri nell'acqua diminuiscono con la distanza dalla costa (ad es. Tyner *et al.*, 2018).

Figura 38: Principali fattori di influenza sulla sopravvivenza e la dispersione di FIO e patogeni nei sedimenti.



Il tipo di sedimento può anche influenzare i livelli di microrganismi. Il grado in cui i microrganismi si associano alle particelle sedimentabili in colonna d'acqua ha importanti implicazioni per il trasporto microbico nelle acque riceventi, nonché per la rimozione microbica tramite sedimentazione (o bacini di detenzione). La frazione di organismi associati alle particelle sedimentabili varia in base al tipo di organismo il cui comportamento, generalmente, può variare per condizioni di calma e per condizioni di tempesta²⁷.

²⁷ I coliformi fecali (*E. coli* ed enterococchi) hanno mostrato un comportamento relativamente coerente, con una media del 20-35% di organismi associati a particelle in condizioni di calma e del 30-55% in condizioni di tempesta (es. Cho, 2016b; Wyness *et al.*, 2019).

Inoltre, anche il rischio associato a sedimenti risospesi da diverse cause, quali gli stessi frequentatori delle acque, gli scarichi fluviali o gli eventi piovosi, è poco compreso.

Nel caso di interventi che prevedono operazioni di movimentazione dei sedimenti, un'area balneabile prossima o interessata dal cantiere può essere considerata un recettore sensibile, sia in relazione alla tipologia e alla qualità della sabbia da movimentare sia in relazione alla tipologia e alla qualità della sabbia presente nel sito in cui l'acqua di balneazione è collocata. Inoltre, può essere considerata un recettore sensibile se è collocata in aree a scarso ricambio (es. a tergo di importanti opere di difesa parallele alla costa) per cui ad un aumento di torbidità potrebbe essere associato, oltre all'incremento della carica batterica, anche un incremento della temperatura, dell'apporto di nutrienti e del proliferare di *bloom* algali e agenti patogeni.

Considerazioni pratiche

- Per prevenire i potenziali rischi per la salute umana può essere utile effettuare indagini integrative sulla colonna d'acqua per la ricerca di FIO di interesse mediante l'individuazione di punti di misura in aree prossime alle aree balneabili individuate anche sulla base di ispezioni visive dell'eventuale nube di torbida.
- Relativamente a questa tipologia di recettore, si sta facendo strada l'utilità di indagare la qualità del sedimento (e in generale degli arenili), nell'ottica di prevenire i potenziali rischi per la salute umana collegati al peggioramento delle sue caratteristiche igieniche. In questo caso per la selezione dei parametri di monitoraggio è utile ricondursi all'identificazione delle fonti di contaminazione nell'area di influenza.

5.3.2 Acquacoltura

Le attività produttive come la molluschicoltura e la piscicoltura possono essere potenzialmente interessate dalla variazione dei normali regimi di trasparenza delle acque, ovvero da un incremento, per cause antropiche, della torbidità.

Studi di letteratura riportano che per alcune specie ittiche, ma anche per alcune specie di molluschi e larve, i primi effetti negativi (10% di mortalità) si manifestano con concentrazioni di particolato sospeso superiori a 100 mg/l e per persistenze superiori ad 1 giorno (Wilber e Clarke, 2011).

In particolare, i molluschi bivalvi (siano essi quelli allevati – es. mitili e ostriche, o quelli presenti nei banchi naturali – es. vongole, fasolari, telline, ecc.), in virtù della loro caratteristica di filtratori in qualche maniera possono risentire direttamente degli eccessi di torbidità a livello locale, con situazioni di sofferenza dovute all'alta concentrazione di solidi sospesi che può compromettere la normale funzionalità dei loro apparati di filtrazione (Nicoletti *et al.*, 2006; Todd *et al.*, 2015, Short *et al.*, 2017).

Per quanto invece attiene le attività di piscicoltura, l'incremento di torbidità potrebbe condizionare l'allevamento di specie ittiche in relazione alla indotta diminuzione della luce che, in analogia a quanto riportato al par. 5.2.3, può generare nei pesci una riduzione della capacità visiva con influenza negativa sulla ricerca del cibo (Todd *et al.*, 2015), nonché, nel caso di elevate concentrazioni di materiale in sospensione, scompensare la normale fisiologia respiratoria dei pesci a causa dell'eventuale ostruzione e danneggiamento delle branchie (Todd *et al.*, 2015; Wenger *et al.*, 2016).

Descritta la potenziale influenza dell'eccesso di torbidità sugli organismi viventi, in taluni casi (per esempio durante la movimentazione di materiale più o meno contaminato) il processo di risospensione dei sedimenti in colonna d'acqua può essere, inoltre, un vettore per il trasferimento di inquinanti (di tipo chimico e biologico) lungo la catena trofica, con l'instaurarsi di fenomeni di bioaccumulo e biomagnificazione (Schäfer *et al.*, 2015) che, oltre a poter avere effetti sui molluschi o i pesci che li hanno subiti (Wenger *et al.*, 2016), può rappresentare indirettamente un rischio per la salute dell'uomo, in virtù del loro consumo (Ahmed *et al.*, 1993).

Per questo ultimo aspetto sono noti casi emblematici anche in Italia. Ad esempio, sin dal 2011 e a tutt'oggi la molluschicoltura nei mari di Taranto è parzialmente inibita (Ordinanza Regione Puglia n. 1989/2011) a

causa di valori di PCB (Policlorobifenili) nei mitili incompatibili con il consumo umano (Annicchiarico *et al.*, 2010; Esposito e Ungaro, 2016) e imputabili, sia alla risospensione dei sedimenti contaminati nel primo Seno del Mar Piccolo sia alla formazione di uno strato semifluido che si sposta sul fondo.

Tali potenziali criticità, dunque, rendono opportuno un approccio integrato per lo studio e il monitoraggio della torbidità indotta da attività di movimentazione, che preveda un modello concettuale del trasferimento dell'eventuale contaminazione tra la fonte (sedimento) e il recettore (molluschicoltura e acquacoltura) applicato, caso per caso, tenendo conto delle caratteristiche chimico-fisiche dei sedimenti (comprese tipologia e concentrazione di eventuali inquinanti) e delle dinamiche idrologiche locali che condizionano il trasporto e la distribuzione di quanto risospeso in colonna d'acqua (Trinchera *et al.*, 2015).

Infine, è utile rammentare che le problematiche sopra esposte possono essere comunque seguite anche attraverso il controllo e il monitoraggio istituzionale delle attività di molluschicoltura (in generale l'allevamento e la raccolta da banchi naturali di molluschi bivalvi e gasteropodi), regolate in Italia da normativa sia in campo ambientale che in quello sanitario/veterinario. In particolare:

- La normativa ambientale di riferimento, il D.Lgs. n. 152/2006 e s.m.i., prevede che le Regioni designino, nell'ambito delle acque marine costiere e salmastre che sono sede di banchi e di popolazioni naturali di molluschi bivalvi e gasteropodi, le aree richiedenti protezione e miglioramento per consentire la vita e lo sviluppo degli stessi e per contribuire alla buona qualità dei prodotti della molluschicoltura destinati al consumo umano. Tuttavia, per essere ritenute idonee allo specifico uso, le acque superficiali di cui sopra devono rispettare determinate caratteristiche fisiche, chimiche e microbiologiche; in pratica, le acque si considerano idonee alla vita dei molluschi qualora i campioni, prelevati nello stesso punto per un periodo di dodici mesi, secondo una frequenza minima indicata, rispettino i valori di cui alla Tabella 1/C dell'Allegato 2 alla parte terza del citato Decreto Legislativo, e per questo tali acque designate devono essere sottoposte ad apposito monitoraggio ambientale;
- La normativa sanitaria, invece, prevede che la classificazione o eventuale riclassificazione delle acque regionali in cui viene svolta l'attività di produzione di molluschi, o di raccolta da banchi naturali, venga realizzata sulla base del combinato disposto dai Regolamenti UE 854/2004, 1021/2008, 625/2017 e 627/2019. Tale attività di classificazione/riclassificazione viene effettuata con la verifica dei requisiti microbiologici, chimici e della presenza di biotossine algali in campioni di molluschi bivalvi vivi, nonché con la valutazione di parametri relativi alla qualità delle acque, secondo un definito programma di campionamento. Sulla base delle Linee Guida nazionali per l'applicazione di detti Regolamenti nel settore dei molluschi bivalvi (vedasi la circolare n. 79 del 08/07/2010, della Conferenza Permanente Stato-Regioni), la classificazione delle aree per la molluschicoltura non richiede obbligatoriamente la preliminare designazione delle stesse ai sensi del D.Lgs. n. 152/2006.

Considerazioni pratiche

Nel caso di attività di movimentazione dei sedimenti che possano interferire con aree destinate alla molluschicoltura e/o acquacoltura, può essere utile predisporre (in aggiunta a quanto già previsto per il controllo sanitario del prodotto allevato) un monitoraggio *ad hoc* del biota (es. *mussel watch*), che consideri anche la fase di bianco temporale e che dovrà necessariamente tener conto delle dinamiche idrologiche locali nonché della tipologia degli eventuali inquinanti presenti nei materiali dragati (questo al fine di definire la lista dei parametri da determinare in laboratorio).

5.3.3 Aspetto paesaggistico

Nella definizione riportata dalla Convenzione Europea del Paesaggio, e successivamente nella Legge 14/2006, che l'ha recepita e ratificata, il paesaggio è "una determinata parte di territorio, così come è percepita dalle popolazioni, il cui carattere deriva dall'azione di fattori naturali e/o umani e dalle loro interrelazioni", specificando come esso sia "componente essenziale del contesto di vita delle popolazioni, espressione della diversità del loro comune Patrimonio culturale e naturale, nonché fondamento della loro identità". La Convenzione si applica a tutto "il territorio" delle Parti e "riguarda gli spazi naturali, rurali, urbani e periurbani. Essa comprende i paesaggi terrestri, le acque interne e marine".

Si fa menzione alla componente paesaggistica anche nel D.Lgs. 42/2004 (art. 146 - relazione paesaggistica - art. 131 - Definizione di paesaggio) e nel DPCM del 12/12/2005. Quest'ultimo (in particolare al punto 3.2) richiede che sia effettuata la "previsione degli effetti delle trasformazioni dal punto di vista paesaggistico, ove significative, dirette e indotte, reversibili e irreversibili, a breve e medio termine, nell'area di intervento e nel contesto paesaggistico, sia in fase di cantiere che a regime, con particolare riguardo per gli interventi da sottoporre a procedure di V.I.A. nei casi previsti dalla legge."

Il valore estetico delle acque ad uso ricreativo, inoltre, è uno dei principali parametri desiderati dagli utenti delle spiagge (WHO, 2003).

Tale componente, tuttavia, risente molto della soggettività della valutazione, che si cerca di ridurre attraverso il ricorso alla parametrizzazione di indicatori estetico – percettivi.

Per ottenere questo risultato generalmente si individuano, preliminarmente al monitoraggio, i seguenti fattori:

- gli elementi emergenti e qualificanti del paesaggio;
- le configurazioni ambientali principali, qualificabili come detrattori di valore;
- gli ambiti territoriali a maggiore vulnerabilità.

Gli elementi fondanti del monitoraggio consistono pertanto:

- nel caratterizzare lo stato della componente (e di tutti i ricettori prescelti) nella fase *Ante Operam*, individuando in particolare gli elementi emergenti e qualificanti del paesaggio, le configurazioni ambientali principali e gli ambiti territoriali a maggiore vulnerabilità;
- nel verificare la corretta attuazione delle azioni di salvaguardia e protezione delle componenti, monitorando in particolare le attività potenzialmente distruttive;
- nell'accertamento della corretta applicazione e dell'efficacia delle eventuali misure di mitigazione e compensazione ambientale proposte.

In fase di monitoraggio, può essere circoscritto il campo della verifica ai soli aspetti ritenuti di particolare rilevanza in relazione alla potenziale influenza delle sorgenti di torbidità e dei conseguenti tassi di deposizione.

In particolare, il monitoraggio potrà essere improntato sui caratteri visuali – percettivi e delle sensibilità paesaggistiche, con riferimento ai potenziali:

- impatti di natura visuale-percettiva sui recettori sensibili/vulnerabili, costituiti da punti di vista privilegiati;
- alterazione della percezione visiva dal recettore;
- alterazione del valore paesistico del territorio.

Una volta realizzata una nuova opera, dovrà essere valutato se e come effettuare il "monitoraggio dell'inserimento percettivo dell'opera nel contesto paesaggistico", date le caratteristiche morfologiche dell'area, mediante indagini finalizzate a documentare lo stato dell'area di indagine prima, durante e dopo l'inizio dei lavori.

5.4 Indicazioni per il monitoraggio dei recettori sensibili

In base ai principali orientamenti tecnico-scientifici e normativi comunitari ed alle vigenti norme nazionali, il monitoraggio ambientale rappresenta l'insieme di azioni che consentono di verificare, attraverso la rilevazione di determinati parametri biologici, chimici e fisici, gli impatti (cfr. Glossario per la definizione di impatto) generati dall'opera nelle fasi di realizzazione e di esercizio.

Qualora un recettore sia potenzialmente interferito da un aumento di torbidità è necessario che, in relazione alle caratteristiche dei recettori esaminati nel presente Capitolo, siano fornite indicazioni caso-specifiche per la definizione dei piani di monitoraggio.

Prima di pianificare un PMA bisogna distinguere il caso di attività di movimentazione dei sedimenti nell'ambito di interventi:

- con evoluzione rapida e di breve durata (ridotte volumetrie);
- che comportano la movimentazione di sedimenti su un periodo prolungato.

Nel primo caso, il monitoraggio dei recettori sensibili può non essere necessario nel caso in cui la risposta di questi, essendo non immediata, non consentirebbe di rilevare effetti riconducibili ad una fluttuazione istantanea (poche ore) della torbidità.

Nel secondo caso, così come per il monitoraggio dell'esercizio di un'opera, il PMA deve prevedere esecuzioni di indagini ambientali per la valutazione di potenziali impatti declinate in funzione degli specifici recettori coinvolti e articolate in coerenza con le fasi progettuali (prima, durante e dopo) previste per la realizzazione dell'opera (es. Sciacca *et al.*, 2021).

Inoltre, in coerenza con le "*Linee Guida per la predisposizione del Progetto di Monitoraggio Ambientale (PMA) delle opere soggette a procedure di VIA (D.Lgs. 152/2006 e s.m.i., D.Lgs. 163/2006 e s.m.i.)*" redatte da MATTM e ISPRA (2014), il PMA deve essere, ove possibile, coordinato o integrato con le reti e le attività di monitoraggio svolte dalle Autorità istituzionalmente preposte al controllo della qualità dell'ambiente. Tale condizione garantisce che il PMA effettuato dal Proponente non duplichi o sostituisca attività svolte da altri soggetti competenti con finalità diverse dal monitoraggio degli impatti ambientali generati dall'opera in progetto.

Inoltre, secondo le suddette Linee Guida, la progettazione di un PMA deve tenere conto delle seguenti indicazioni:

- il PMA deve essere commisurato alla significatività degli impatti ambientali previsti dal progetto²⁸;
- il PMA deve riguardare esclusivamente obiettivi riferibili al monitoraggio degli impatti ambientali significativi relativi all'opera in progetto.

L'eterogeneità delle situazioni che possono determinarsi, su scale spaziali e temporali diverse, fa sì che debba essere pianificato un monitoraggio ambientale flessibile, commisurato agli impatti attesi sui recettori sensibili e che permetta di intervenire tempestivamente mettendo in atto eventuali misure correttive (cfr. par.0).

La letteratura internazionale suggerisce l'integrazione di dati acquisiti per mezzo di diverse metodologie di studio (dati di campo, da remoto e modellistici - cfr. par. 3.5 e 6.6) per garantire la pianificazione di un PMA, basato su un approccio multidisciplinare, che permetta di:

- **massimizzare la copertura spaziale e temporale delle misure**, sia ai fini della caratterizzazione *Ante Operam* che di un pronto intervento in fase di cantiere;
- **correlare la variabilità della torbidità con quella di altri parametri "naturali e antropici" di interesse**, come ad esempio correnti, eventi intensi e di piena, traffico navale e altre attività in corso;
- **calibrare le attività di monitoraggio** (numerosità, posizionamento e frequenze dei campionamenti) in funzione della presenza dei recettori sensibili.

²⁸ Come, ad esempio, lo Studio di Impatto Ambientale all'interno di un procedimento di Valutazione di Impatto Ambientale ai sensi del D.Lgs. 152/2006 e ss.mm.ii.

Il percorso metodologico suggerito per un monitoraggio uniforme e sistematico dei recettori sensibili è il seguente:

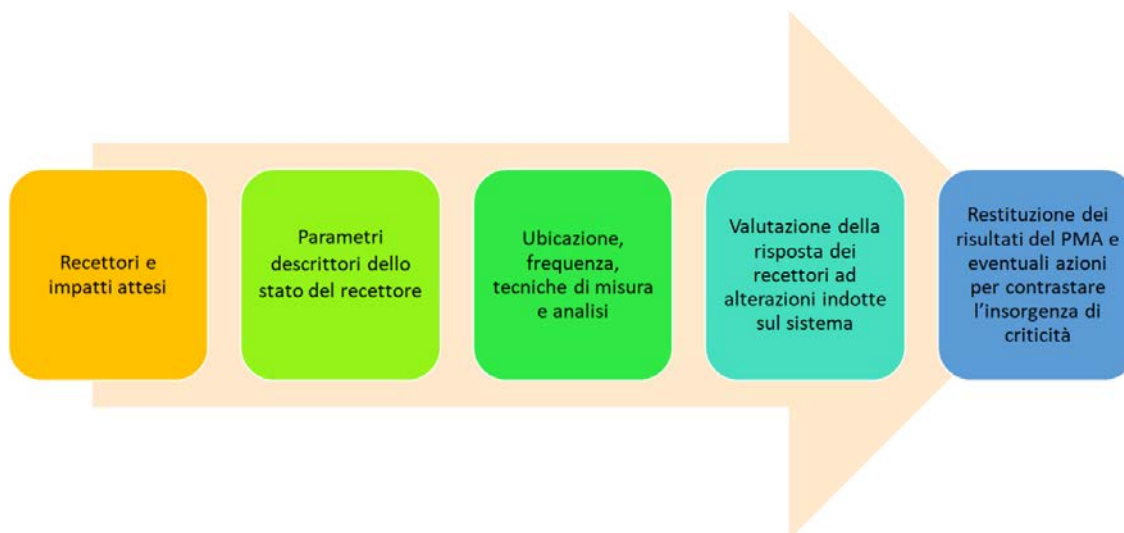
1. identificazione delle modalità tecniche delle azioni di progetto che potrebbero generare risospensione significativa;
2. definizione dell'area potenzialmente impattata (o area di influenza, così come definita al Capitolo 6) durante i lavori;
3. identificazione dei recettori sensibili e dei principali parametri da monitorare per la verifica dei potenziali impatti attesi;
4. definizione delle eventuali misure di mitigazione (es. programmazione delle attività di movimentazione scegliendo opportune *environmental windows*).

In particolare, qualora vi siano indicazioni (ad esempio nell'ambito di procedure autorizzative VIA) ad includere nel PMA indagini per la verifica della risposta dei recettori a *stress* causati da incrementi di torbidità e dei tassi di deposizione in relazione alla loro tolleranza (cfr. Glossario) sito-specifica, per ogni recettore dovranno essere contenute le informazioni relative a:

- identificazione dei recettori e delle aree di indagine dove ubicare le stazioni/punti di monitoraggio;
- selezione dei parametri da monitorare in quanto descrittori dello stato quali-quantitativo del recettore (e relative modalità di prelievo e analisi) per la valutazione e la verifica a posteriori della risposta ad un potenziale disturbo agli incrementi di torbidità e dei tassi di deposizione;
- metodologie di analisi, di controllo di qualità, validazione ed elaborazione dei dati del monitoraggio per la valutazione della risposta dei recettori ad alterazioni nel tempo dei valori dei parametri selezionati;
- ubicazione, frequenza e tecniche di campionamento e misura, distinguendo tra le finalità di valutazione dei potenziali effetti di breve e lungo periodo e tra la zona di massimo impatto (distanza minima dall'area di cantiere) e la zona di impatto minimo o trascurabile (distanza massima dall'area di cantiere);
- modalità di restituzione dei dati funzionali a documentare e commentare gli esiti del PMA, anche ai fini dell'informazione al pubblico (cfr. par. 6.7), e a supportare eventuali azioni da intraprendere (comunicazione alle Autorità competenti, verifica e controllo dell'efficacia delle azioni correttive, indagini integrative sulle dinamiche territoriali e ambientali in atto, aggiornamento del programma lavori, aggiornamento del PMA) in relazione all'insorgenza di anomalie o criticità inattese rispetto ai valori di riferimento assunti (cfr. par. 6.4.3).

Nella Figura 39 è rappresentata una sintesi del suddetto percorso logico in relazione alla necessità di verificare/valutare la risposta dei recettori all'insorgenza di condizioni anomale o critiche rispetto ai valori di riferimento assunti.

Figura 39: Percorso logico di un PMA che include indagini per la verifica della risposta dei recettori ad anomalie degli incrementi di torbidità (e dei tassi di deposizione) rispetto ai valori di riferimento desunti dalla VF.



Qualsiasi PMA deve essere contestualizzato con gli obiettivi e le metodologie e gli *standard* contenuti nella normativa di settore nazionale ed internazionale. Pertanto, i principali riferimenti normativi a cui attingere sono (con le relative successive modifiche e integrazioni):

- Direttiva Quadro sulle Acque 2000/60/CE (recepita in Italia con il D.Lgs 152/2006);
- Direttiva Quadro sulla Strategia per l'Ambiente Marino 2008/56/CE (recepita in Italia con il D.Lgs 190/2010);
- Direttiva Europea sulle acque di balneazione 2006/7/CE (recepita in Italia con il D.Lgs 116/2008);
- D.M. 08/10/2010, n. 260, regolamento recante i criteri tecnici per la classificazione dello stato dei corpi idrici superficiali, per la modifica delle norme tecniche del decreto legislativo 3 aprile 2006, n. 152, recante norme in materia ambientale, predisposto ai sensi dell'articolo 75, comma 3, del medesimo decreto legislativo;
- D.M. 30/2010, definizione dei criteri per determinare il divieto di balneazione, nonché modalità e specifiche tecniche per l'attuazione del decreto legislativo 30 maggio 2008, n. 116, di recepimento della direttiva 2006/7/CE, relativa alla gestione della qualità delle acque di balneazione;
- D.Lgs 172/2015, attuazione della Direttiva 2013/39/UE, che modifica la direttiva 2000/60/CE per quanto riguarda le sostanze prioritarie nel settore della politica delle acque;
- Direttiva 92/43/CEE, conservazione degli habitat naturali e seminaturali e della flora e della fauna selvatiche (recepita in Italia con il D.P.R. 357/1997);
- D.M. 172/2016, regolamento recante la disciplina delle modalità e delle norme tecniche per le operazioni di dragaggio nei siti di interesse nazionale, ai sensi dell'articolo 5-bis, comma 6, della legge 28 gennaio 1994, n.84;
- D.M. 173/2016, regolamento recante modalità e criteri tecnici per l'autorizzazione all'immersione in mare dei materiali di escavo dei fondali marini;
- D.M. 15 febbraio 2019, aggiornamento della determinazione del buono stato ambientale delle acque marine e definizione dei traguardi ambientali;
- D.M. 2 febbraio 2021, aggiornamento dei programmi di monitoraggio coordinati per la valutazione continua dello stato ambientale delle acque marine.

In aggiunta alle norme sopraelencate, vanno poi considerati tutti i disciplinari tecnici associati necessari per mettere in atto i relativi monitoraggi, come ad esempio:

- Report tecnico UNESCO, 1988. *The acquisition, calibration and analysis of CTD data. A report of SCOR Working Group 51. UNESCO Technical Papers in Marine Science*, 54 (1988).
- Quaderno ICRAM, 2001. Metodologie analitiche di riferimento - Programma di monitoraggio per il controllo dell'ambiente marino-costiero (triennio 2001-2003).
- Quaderno ICRAM, 2006. *Environmental aspects of relict sand dredging for beach nourishment: proposal for a monitoring protocol*. Nicoletti L., Paganelli D., Gabellini M. (2006).
- *Methods of Seawater Analysis, Third Edition (eds K. Grasshoff, K. Kremling and M. Ehrhardt)*, Wiley-VCH Verlag GmbH, Weinheim, Germany. Brüggemann, L. e Kremling, K. (2007).
- Manuale APAT – IRSA, 2003. Metodi analitici per le acque.
- Manuale di metodologie di campionamento e studio del benthos marino mediterraneo. Gambi e Dappiano (2003).
- Manuali e Linee Guida ISPRA, 67/2011. Manuale di Ecotossicologia – Batterie di saggi ecotossicologici per sedimenti di acque salate e salmastre.
- Protocolli ISPRA per monitoraggio Dir. 2000/60/CE e riferimenti citati.
- Protocolli ISPRA per monitoraggio Dir. 2008/56/CE e riferimenti citati.
- Linee Guida MATTM-ISPRA, 2014. Linee Guida per la predisposizione del Progetto di Monitoraggio Ambientale (PMA) delle opere soggette a procedure di VIA (D.Lgs152/2006 e s.m.i., D.Lgs163/2006 e s.m.i.)”.
- Manuali e Linee Guida ISPRA, 105/2014. Linee Guida per gli studi ambientali connessi alla realizzazione di opere di difesa costiera. Paganelli *et al.* (2014).
- Linee Guida SNPA, 18/2018. Analisi granulometriche dei sedimenti marini.
- Manuali e Linee Guida ISPRA, 172/2018. Aspetti ambientali del dragaggio di sabbie relitte a fini di ripascimento: protocollo di monitoraggio per l'area di dragaggio. Nicoletti *et al.* (2018).
- Manuali e Linee Guida ISPRA, 190/2019. Il monitoraggio di specie e habitat di interesse comunitario (Direttiva 92/43/CEE e Direttiva 09/147/CE) in Italia: ambiente marino.

- Manuali e Linee Guida ISPRA, 191/2020. Monitoraggio e valutazione dello stato ecologico dell'habitat a coralligeno. Il coralligeno di parete. Gennaro *et al.* (2020).
- Linee Guida per il Progetto di Monitoraggio Ambientale delle opere sottoposte a VIA- Fattore ambientale "Biodiversità" - Praterie di Posidonia oceanica - Habitat 1120* - Proposta di aggiornamento LIFE SEPOSSO (LIFE16 GIE/IT/000761). Pacione *et al.* (2022).
- Manuale per la pianificazione, realizzazione e monitoraggio dei trapianti di Posidonia oceanica. LIFE SEPOSSO (LIFE16 GIE/IT/000761). La Porta e Bacci (2022).

Per la definizione delle componenti ambientali da monitorare, dovranno essere presi in considerazione, in funzione della presenza di recettori sensibili potenzialmente influenzati (*habitat* prioritari; impianti di mitilicoltura/acquacoltura, acque destinate alla balneazione, ecc.), tutti o parte dei fattori ambientali e operativi sito-specifici desumibili da un preliminare MC (cfr. par. 3.1) di seguito schematizzati come:

- tipologia di progetto e/o lavori previsti (immersione di materiale in mare, dragaggio, caratteristiche delle misure di contenimento, durata dei lavori, volume di sedimenti da movimentare, ecc.);
- caratterizzazione chimico-fisica ed ecotossicologica dei sedimenti da movimentare;
- idrologia locale e/o eventuale modellistica implementata per il progetto;
- informazioni di contorno derivanti da altri monitoraggi in corso nell'area potenzialmente influenzata (es. monitoraggio in corso ai sensi della Direttiva Quadro sulle Acque).

Sulla base dei suddetti fattori, nella Tabella 13 sono indicati, per i possibili recettori sensibili tra quelli elencati in questo capitolo, i principali parametri ambientali descrittivi da considerare in relazione alla finalità del PMA in associazione alla torbidità e relative metodologie di riferimento.

Variazioni allo schema del PMA (es. campionamenti suppletivi) potranno essere eventualmente apportate in funzione di eventi imprevisti (es. dovuti a mareggiate, apporti fluviali particolarmente intensi, particolari condizioni causa di *bloom* algali, ecc.) al fine di una migliore interpretazione dei dati derivanti dal PMA.

Considerazioni pratiche

Le operazioni di movimentazione (es. deposizione di cavi, gasdotti, o ripascimenti del litorale sabbioso) spesso rappresentano sorgenti di disturbo localizzate nello spazio e nel tempo. Tuttavia, esse avvengono generalmente nell'ambito di interventi più complessi e sottoposti a VIA. Si citano ad esempio gli interventi che avvengono nell'ambito di un Piano Regolatore Portuale, che prevede l'esecuzione di opere (banchinamenti/tombamenti di fondale e dragaggi) in un arco temporale pluriennale o che, più in generale, sono in grado di modificare le locali condizioni ambientali al contorno in modo da causare effetti a lungo termine dovuti alla fase di esercizio dell'opera (cfr. anche par. 6.5).

Pertanto, prima di pianificare un PMA e di prevedere attività di monitoraggio per la verifica della risposta dei recettori a *stress* causati da incrementi di torbidità che vadano ben oltre la durata dell'attività di movimentazione (cfr. Tabella 14), è importante distinguere tra:

- potenziali impatti "localizzati e limitati" nel tempo (es. perdita locale di habitat a fanerogame);
- potenziali impatti "di lungo periodo" (verosimilmente mesi/anni), causati da alterazioni del sistema in fase di esercizio di un'opera.

Tabella 13: Scheda di sintesi dei principali parametri da considerare nella progettazione di un Piano di Monitoraggio Ambientale (PMA) per il monitoraggio dei recettori sensibili ai fini della valutazione di impatti di lungo periodo: sono elencati solo i principali parametri indicatori da ricercare in associazione alla torbidità che, facendo riferimento alla metodologia indicata, potranno essere ridotti o implementati in base alle peculiarità del progetto/programma dei lavori e delle caratteristiche ambientali dell'area coinvolta.

Recettore sensibile	Oggetto del PMA	Principali parametri*	Metodologia di riferimento	Normative di riferimento
Habitat e specie^{&}				
Comunità bentoniche	Comunità bentoniche di fondo mobile	Composizione tassonomica; indici di comunità (diversità, ricchezza specifica, ecc.); indice M-AMBI.	<ul style="list-style-type: none"> • Manuale ICRAM – Metodologie Analitiche di Riferimento per il controllo dell'ambiente marino costiero (2001). • Linee Guida Piano di Monitoraggio Ambientale – 2014 – ISPRA/MATTM. • Download software M-AMBI e relative istruzioni (https://ambi.azti.es/). • Manuale di metodologie di campionamento e studio del benthos marino mediterraneo (Gambi e Dappiano, 2003). 	D.M. 260/2010 e ss.mm.ii
Reef (habitat 1170 "Scogliere" sensu Direttiva habitat)	Coralligeno	Abbondanza e condizione delle specie sessili, diversità, ricchezza specifica, struttura dei popolamenti.	<ul style="list-style-type: none"> • Manuali per il monitoraggio di specie e <i>habitat</i> di interesse comunitario (Direttiva 92/43/CEE e Direttiva 09/147/CE) in Italia: ambiente marino (Linee Guida 190/2019). • Schede metodologiche programmi di monitoraggio Strategia Marina (https://groupware.sinanet.isprambiente.it/strategia-marina/library/schede-metodologiche-e-standard-informativi). • Manuale di metodologie di campionamento e studio del benthos marino mediterraneo (Gambi e Dappiano, 2003). 	D.Lgs. 190/2010 e s.m.i.
Fondi a rodoliti (facies a maërl)	<i>Lithothamnium coralloides</i> , <i>Phymatholithon calcareum</i>	Valutazione della copertura percentuale di talli vivi; valutazione dello spessore vitale dell' <i>habitat</i> ; porzione di <i>habitat</i> influenzato da attività antropiche.	<ul style="list-style-type: none"> • Schede metodologiche programmi di monitoraggio Strategia Marina (https://groupware.sinanet.isprambiente.it/strategia-marina/library/d1/modulo-8-habitat-fondi-rodoliti). 	D.Lgs. 190/2010 e s.m.i.

Macroalghe	Popolamenti algali superficiali in ambiente tidale.	Composizione tassonomica; diversità e ricchezza specifica; Indice CARLIT.	<ul style="list-style-type: none"> • Manuali per il monitoraggio di specie e habitat di interesse comunitario (Direttiva 92/43/CEE e Direttiva 09/147/CE) in Italia: ambiente marino (Linee Guida 190/2019). 	D.M. 260/2010 e ss.mm.ii
Fanerogame marine	Sistemi a fanerogame marine (es. <i>Posidonia oceanica</i> , <i>Cymodocea nodosa</i> , ecc.)	Estensione; Monitoraggio del limite inferiore e superiore; Densità; Copertura; Indice PREI per <i>Posidonia oceanica</i> .	<ul style="list-style-type: none"> • Scheda ISPRA - Monitoraggio relativo alle praterie di <i>Posidonia oceanica</i> (Bacci et al, 2020). • Schede metodologiche programmi di monitoraggio Strategia Marina (https://groupware.sinanet.isprambiente.it/strategia-marina/library/schede-metodologiche-e-standard-informativi). • Manuale di metodologie di campionamento e studio del benthos marino mediterraneo (Gambi e Dappiano, 2003). 	D.M. 260/2010 e ss.mm.ii D.Lgs. 190/2010 e s.m.i.
Invertebrati marini filtratori	Specie di interesse comunitario elencate negli allegati II, IV e V della Direttiva Habitat (92/43/CEE).	Distribuzione, densità, taglia.	<ul style="list-style-type: none"> • Manuali per il monitoraggio di specie e habitat di interesse comunitario (Direttiva 92/43/CEE e Direttiva 09/147/CE) in Italia: ambiente marino (Linee Guida 190/2019). 	
Vertebrati marini	Specie di interesse comunitario elencate negli allegati II, IV e V della Direttiva Habitat (92/43/CEE).	In funzione della specie.	<ul style="list-style-type: none"> • Manuali per il monitoraggio di specie e habitat di interesse comunitario (Direttiva 92/43/CEE e Direttiva 09/147/CE) in Italia: ambiente marino (Linee Guida 190/2019). 	
Usi legittimi del mare				
Acque di balneazione	Colonna d'acqua.	Parametri elencati nel D.M. 30/03/2010.	D.M. 30/3/2010.	D.M. 30/3/2010

Impianti di acquacoltura e molluschicoltura – Banchi naturali	Colonna d'acqua, sedimenti, biota.	<ul style="list-style-type: none"> • Colonna d'acqua: Caratteristiche generali (chimico-fisiche); parametri microbiologici. • Sedimenti: granulometria; metalli pesanti; idrocarburi totali; IPA; PCB; pesticidi organo clorurati; composti organostannici; sostanza organica totale; azoto e fosforo totale; TOC; saggi ecotossicologici. <u>Contaminanti organici e inorganici selezionati in base ai possibili impatti individuati nel SIA (in caso di opere sottoposte a VIA) o, in generale, contaminanti risultati critici nella fase di caratterizzazione dei sedimenti).</u> • Biota: Bioaccumulo di contaminanti organici e inorganici (individuati anche in base al SIA) in organismi filtratori (mitili) nativi e/o trapiantati (es. <i>Mussel watch</i>). Analisi di <i>biomarker</i> (es. alterazioni fisiologiche, alterazioni del sistema antiossidante, danno al DNA), in organismi filtratori (mitili) nativi e/o trapiantati. 	<ul style="list-style-type: none"> • Manuale ICRAM – Metodologie Analitiche di Riferimento per il controllo dell'ambiente marino costiero (2001). • Metodi analitici per le acque – APAT – CNR/IRSA (2003). • Linee Guida JAMP OSPARCOM (1997, 2004, 2008). 	D.Lgs. 190/2010 e s.m.i. D.Lgs. n. 152/2006 e s.m.i. Regolamenti UE 854/2004, 1021/2008, 625/2017 e 627/2019
Aree turistico ricreative e di interesse culturale	Colonna d'acqua, sedimenti.	In funzione della tipologia specifica di recettore.	<ul style="list-style-type: none"> • Manuale ICRAM – Metodologie Analitiche di Riferimento per il controllo dell'ambiente marino costiero (2001). • Metodi analitici per le acque – APAT – IRSA (2003). 	
Attività di pesca	Fauna ittica e molluschi bivalvi di interesse commerciale.	Consistenza quali-quantitativa delle risorse.	<ul style="list-style-type: none"> • Manuale di metodologie di campionamento e studio del benthos marino mediterraneo (Gambi e Dappiano, 2003). 	
Note	<p>(&) In tabella non sono stati inseriti tutti gli <i>habitat</i> e specie censiti nel paragrafo 4.2.4 e, più in generale, tutti quelli sottoposti ad almeno un regime di protezione ai sensi di norme e Convenzioni internazionali. Per gli <i>habitat</i> e le specie non inseriti in tabella fare riferimento alla seguente bibliografia:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Manuale di metodologie di campionamento e studio del benthos marino mediterraneo (Gambi e Dappiano, 2003). • Manuali per il monitoraggio di specie e habitat di interesse comunitario (Direttiva 92/43/CEE e Direttiva 09/147/CE) in Italia: ambiente marino (Linee Guida 190/2019). 			

6 INDICAZIONI PER LA GESTIONE DI INCREMENTI DI TORBIDITÀ DURANTE LE OPERAZIONI DI MOVIMENTAZIONE DEI SEDIMENTI

6.1 Considerazioni generali

Le operazioni di movimentazione dei sedimenti (cfr. Glossario), comunemente associate alla realizzazione di opere a mare (come, ad esempio, i dragaggi per la manutenzione e lo sviluppo di porti, la bonifica di siti contaminati, la realizzazione di cavi e condotte, i dragaggi di sabbie relitte, ed i ripascimenti e sversamenti *offshore*), sono spesso causa del rilascio di materiale particellato in colonna d'acqua sotto forma di pennacchi di torbida. La normativa vigente in materia di movimentazione dei sedimenti (es. art. 5-bis Legge 84/94, D.M.172/16 e D.M.173/16) prevede che tali operazioni siano condotte utilizzando accorgimenti tecnici e misure di gestione funzionali a prevenire e limitare il rischio di effetti sull'ambiente. La normativa, inoltre, prevede che alle operazioni di movimentazione siano associate attività di monitoraggio per individuare e caratterizzare, in estensione e intensità delle concentrazioni, il pennacchio di torbida nei casi in cui questo potrebbe compromettere lo stato ambientale delle acque marine²⁹. Per tale motivo un Piano di Monitoraggio Ambientale (PMA) deve essere calibrato in funzione dei possibili effetti, diretti ed indiretti (come ad esempio la riduzione della trasparenza, il ricoprimento/seppellimento delle comunità bentoniche, la risospensione e il rilascio di inquinanti, se presenti, in forma adesa o disciolta) che è lecito attendersi nella colonna d'acqua e al fondo in relazione alla quantità e alla tipologia dei sedimenti da movimentare e dei possibili impatti su obiettivi sensibili da tutelare nelle vicinanze delle aree di progetto.

Nelle buone pratiche di settore internazionali è riportato il ruolo centrale del monitoraggio della torbidità per il controllo degli effetti che possono avere sulla qualità dell'acqua e sugli organismi acquatici le particelle sospese durante le operazioni di movimentazione dei sedimenti (cfr. Cap 1 e 5).

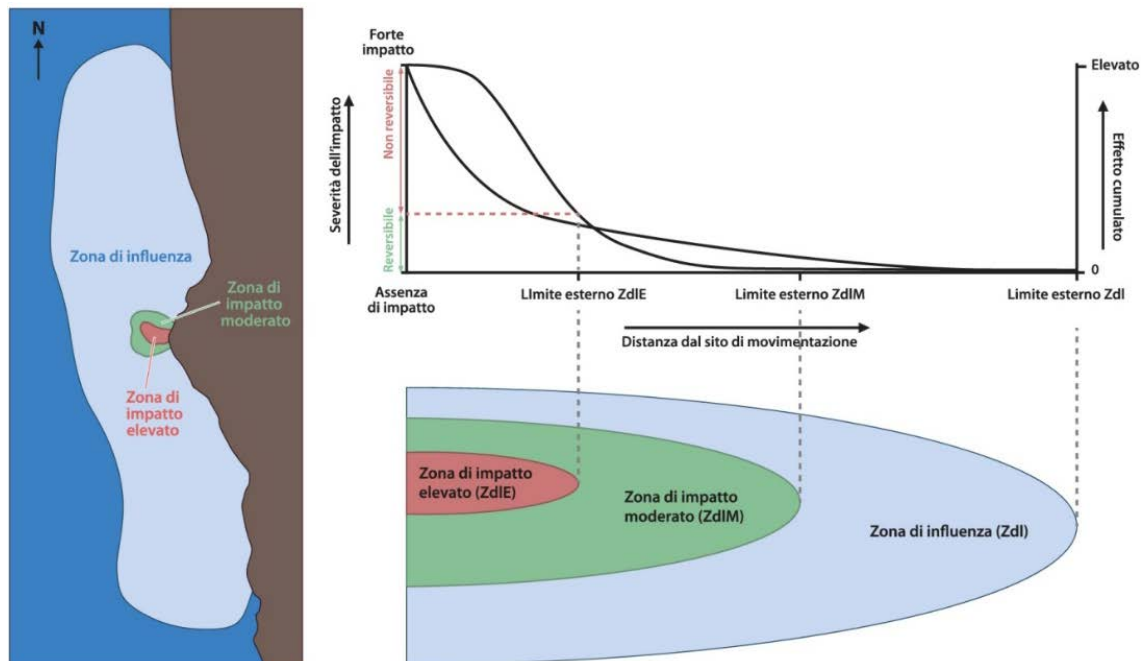
Vista la difficoltà di effettuare indagini per verificare la tolleranza degli organismi di un ecosistema ad incrementi di torbidità (cfr. Cap. 5), i PMA generalmente prevedono l'esecuzione di indagini sito-specifiche del parametro (e dei parametri di influenza correlati, cfr. Cap. 2) da utilizzare in un'ottica di gestione preventiva degli effetti. In questi casi si predilige, ove possibile, l'implementazione di sistemi di controllo per la verifica in tempo reale del rispetto di prefissate soglie per la torbidità durante le operazioni di movimentazione.

Prima di procedere con l'ubicazione di tali sistemi di controllo dovrà essere condotta una preliminare valutazione delle aree interessate dalla dispersione dei sedimenti risospesi. A tal proposito, molteplici Linee Guida (WA EPA, 2011; GBRMPA, 2012; EPA, 2016; ISPRA, 2017) suggeriscono di suddividere l'area potenzialmente impattata nelle zone di seguito schematizzate (Figura 40):

- Zona di influenza - in questa zona l'estensione del pennacchio di torbida dovuta all'evento perturbativo «operazione di movimentazione» è distinguibile rispetto alla VF di un sito; oltre tale zona le concentrazioni del particellato sospeso non si discostano significativamente dalle condizioni ordinarie (o inalterate), pertanto, non sono attesi impatti rilevabili sui recettori presenti;
- Zona di impatto da basso a moderato – in questa zona la variazione dei parametri a causa dell'evento perturbativo è tale da poter compromettere l'originario stato di qualità dell'area e di indurre effetti sub-letali sui recettori presenti di tipo reversibile;
- Zona di impatto elevato – in questa zona la variazione dei parametri a causa dell'evento perturbativo (esclusi gli eventi climatici e meteomarinari estremi) è tale da poter compromettere irreversibilmente l'originario stato di qualità dell'area e di indurre effetti letali (mortalità) sui recettori presenti.

²⁹ Dallo stato ambientale delle acque marine dipende la capacità di preservare la diversità ecologica e la vitalità dei mari e degli oceani affinché siano puliti, sani e produttivi mantenendo l'utilizzo dell'ambiente marino ad un livello sostenibile e salvaguardando il potenziale per gli usi e le attività delle generazioni presenti e future (Art. 3, paragrafo 5 MSFD-2008/56/CE).

Figura 40: Schema della zonizzazione di un'area in funzione della presenza di una perturbazione e della severità del suo impatto (da Lisi *et al.*, 2017, adattato da EPA, 2016).



La suddivisione dell'area di influenza in tali zone si basa sull'ipotesi che la probabilità che si verifichi un impatto sui recettori presenti³⁰ (es., PIANC, 2010) a causa della dispersione dei sedimenti risospesi rispecchi l'entità (valutata in termini di intensità e ricorrenza) di incrementi anomali del parametro torbidità (e/o dei tassi di deposizione) valutati rispetto alle locali condizioni ordinarie (o inalterate).

La delimitazione delle aree potenzialmente esposte a diversi livelli di impatto sono una conseguenza diretta, sia dei fattori operativi che condizionano l'entità del rilascio alla sorgente di risospensione (es. tipologia di mezzi utilizzati, volumi di sedimenti movimentati e velocità di ciascun ciclo di dragaggio/sversamento, ecc.) sia dei diversi fattori ambientali che condizionano l'idrodinamica del corpo idrico (es. onde, vento, portate liquide) e che, quindi, determinano la direzione prevalente della dispersione del particolato sospeso.

In Di Silvio *et al.* (2017) si evidenzia l'importanza di approssimare, se possibile preliminarmente all'identificazione dei livelli (soglie) di riferimento per la torbidità, un'area ristretta intorno a quella di cantiere, denominata Area di Impatto Totale (A.I.T.), dove si ammette che la concentrazione di particelle risospese durante i lavori possa raggiungere qualsiasi valore. Tale area è riconducibile all'area ricompresa nel cosiddetto campo vicino (o *near field zone*), che rappresenta una fase dello sviluppo del pennacchio di torbida la cui estensione è definita, sia in relazione alle modalità operative che al campo di corrente (cfr. BOX 6-1). In tal modo, si assume che la verifica del rispetto dei livelli soglia per la torbidità da non superare durante le operazioni possa essere condotta unicamente all'esterno di tale area.

In particolare, Di Silvio *et al.* (2017), coerentemente con quanto riportato in Ungaro (2012) e De Padova *et al.* (2022), riporta che i livelli di torbidità da utilizzare come soglie per la gestione delle operazioni di movimentazione debbano essere rappresentative delle concentrazioni di particolato sospeso ritenute «accettabili» nell'area di influenza (Figura 40).

³⁰ I recettori possono subire impatti molto diversi in relazione alla natura della perturbazione (cfr. Cap. 5). Esposizioni ad elevati incrementi di particolato sospeso e tassi di deposizione di breve durata, ma che si ripetono frequentemente durante l'esecuzione delle attività, possono portare alla mortalità di alcune specie (effetti di breve periodo). Inoltre, incrementi moderati, ma persistenti nel tempo, possono portare alla graduale sostituzione delle specie più sensibili con quelle più tolleranti (effetti di lungo periodo). Per contro, talune specie e *habitat* (es. la *P. oceanica*) si trovano spesso a coesistere con elevati valori di particolato sospeso e tassi di deposizione per cause naturali (es. per l'azione di onde, correnti e apporti fluviali).

BOX 6-1: ESEMPI DI SCHEMATIZZAZIONE DELLA SORGENTE DI RILASCIO PER DIVERSI MEZZI OPERATIVI PER L'ESCAVO E LO SVERSAMENTO

Le operazioni di escavo e sversamento possono essere schematizzate come una sorgente di rilascio di sedimenti (cfr. Cap. 2). Come è noto, la quantità del particolato risospeso e la dispersione areale della nube di torbida che consegue alle operazioni di movimentazione dei sedimenti dipendono da numerose variabili ambientali e progettuali quali (es. Becker et al., 2015; Lisi et al., 2016; 2017; 2019):

- morfologia (profondità, pendenza e andamento) dei fondali;
- proprietà intrinseche dei materiali movimentati (distribuzione granulometrica, percentuale di frazione fine, densità, contenuto organico e contenuto d'acqua);
- fase delle operazioni del ciclo di movimentazione (escavo, trasporto e sversamento);
- modalità di esecuzione delle operazioni (mezzi impiegati, metodologie e tempistiche di lavoro, ecc.);
- condizioni meteomarine ed idrodinamiche (marea, intensità della corrente, moto ondoso, ecc.) in prossimità e a diverse distanze dal mezzo dragante.

Le scale spaziali e temporali che caratterizzano lo sviluppo di un pennacchio di torbida in funzione della sua distanza dalla sorgente sono basate sulle seguenti considerazioni di carattere generale (Figura 41):

- Nell'area di generazione (*dredging zone*, o più in generale area di rilascio), la dinamica del pennacchio di torbida è di natura turbolenta, caratterizzata da una scala temporale dei secondi e una scala spaziale di pochi metri. La forza di gravità causa la sedimentazione immediata al fondo della frazione di sedimenti a granulometria maggiore. La distribuzione lungo la colonna d'acqua della frazione risospesa è dipendente dalle modalità operative e risente di interferenze dovute alle manovre del mezzo. Il limite esterno di tale area generalmente approssima la distanza dai mezzi di lavoro alla quale è possibile spingersi per acquisire misure in sicurezza e distinguere i meccanismi di rilascio.
- Nel campo vicino (o *near-field zone*), la dinamica del pennacchio è ancora di natura turbolenta, ma caratterizzata da una scala temporale dei minuti e da una scala spaziale di poche decine di metri, perché dipendente sia dalle modalità operative del mezzo dragante sia dall'idrodinamica del sito di intervento. Qui i sedimenti sospesi iniziano a subire processi di sedimentazione differenziale (Hadfield, 2014), per cui solo le frazioni granulometriche più fini andranno ad alimentare il campo lontano, ed il comportamento del pennacchio tenderà a passare dal tipo attivo a quello passivo.
- Nel campo lontano (o *far-field zone*), i processi di trasporto e deposizione sono condizionati principalmente dall'azione delle forzanti idrodinamiche (onde, maree, vento, gradienti di densità, ecc.), sebbene varino notevolmente in funzione delle modalità di risospensione/rilascio dei sedimenti (profondità di rilascio, volume e distribuzione granulometrica iniziale, ecc.) che alimentano il campo lontano. In questa zona la dinamica del pennacchio è essenzialmente di tipo passivo, quindi rappresentabile con modelli matematici. Le frazioni granulometriche più sottili possono essere trasportate su vaste aree (scala spaziale dei chilometri) e rimanere in sospensione per una durata che può variare da diversi giorni (es. John et al., 2000; HR Wallingford Ltd e Dredging Research Ltd, 2003) a diverse ore in funzione delle forzanti idrodinamiche che agiscono sulla dispersione e dello stato di aggregazione delle particelle che influisce sulla velocità di sedimentazione.

Tali considerazioni sono generalizzabili anche nel caso di sversamento al largo e in aree costiere, sebbene debbano essere contestualizzate alle peculiarità dell'area di generazione da cui dipende la distribuzione, nello spazio e nel tempo, del flusso di sedimenti sospesi nell'unità di tempo (kg/s) che alimenta il campo lontano (o, nel caso di simulazioni con modelli numerici, che entra nel dominio di calcolo). In generale, si osserva che non è possibile avvicinarsi con un mezzo nautico alla draga così tanto da misurare il tasso del rilascio alla "sorgente reale" in sicurezza (ancorché dette misurazioni non vengano eseguite a bordo della medesima unità navale).

La stima del flusso di sedimenti che abbandona la sorgente ed alimenta il campo lontano può essere ricavata dalla percentuale complessiva di sedimento fine nei volumi totali da movimentare. Questa, a sua volta, può essere suddivisa nella frazione disponibile al rilascio nelle diverse fasi che compongono il ciclo delle operazioni di movimentazione (escavo, trasporto, sversamento) in esame.

Cfr. Lisi et al. (2017) per maggiori dettagli sui metodi per la caratterizzazione dell'intensità e della geometria delle sorgenti di risospensione che alimentano il *near-field* in relazione ai parametri ambientali e operativi (cinematici e geometrici) delle diverse tecniche di dragaggio.

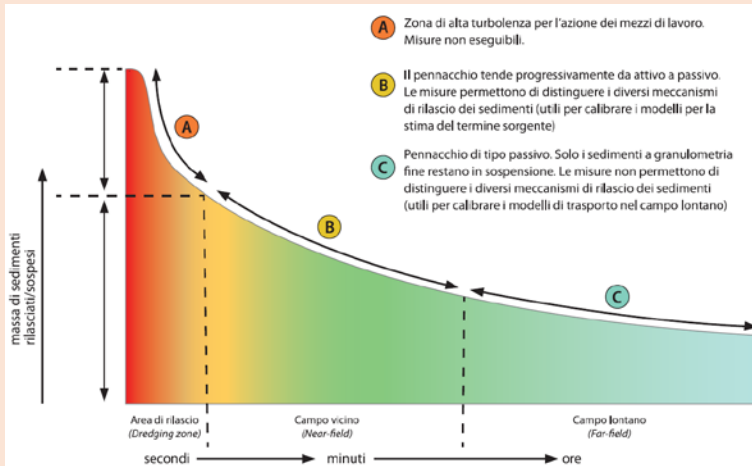
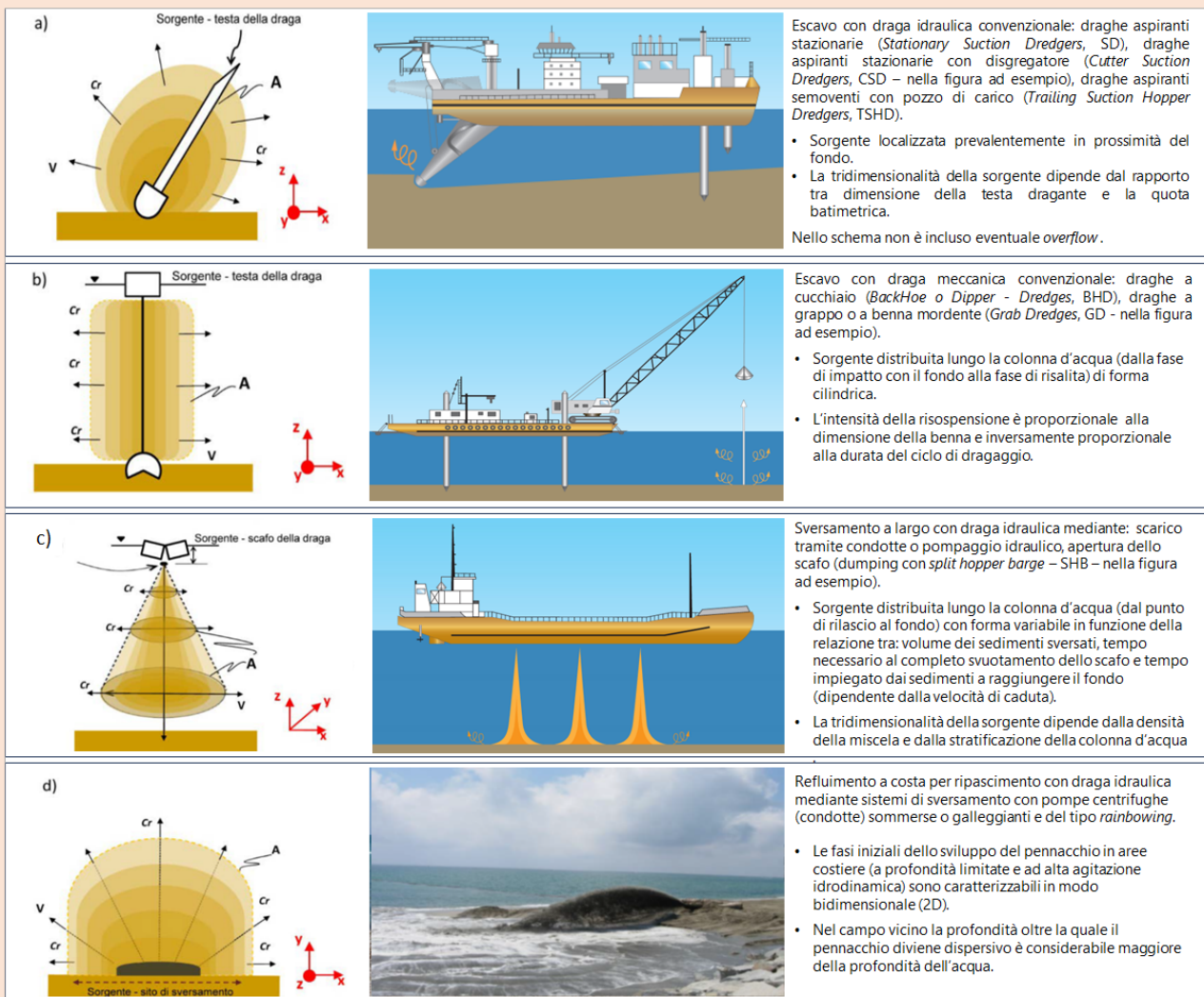


Figura 41: Schema qualitativo di un pennacchio di torbida durante la fase di escavo (dragaggio). Da Lisi et al. (2017), modificata da HR Wallingford Ltd e Dredging Research Ltd (2003).

In Figura 42 si riportano esempi di schemi qualitativi delle principali modalità del rilascio dei sedimenti alla sorgente, rappresentati in concomitanza di ipotetiche operazioni di escavo, refluimento a costa e sversamento a largo con diverse modalità di dragaggio (idraulico e meccanico) convenzionale.

Figura 42: Schemi qualitativi delle principali caratteristiche del rilascio alla sorgente per alcune tipologie di draga di tipo idraulico e meccanico convenzionali.



Nel presente capitolo sono trattati gli aspetti utili a determinare i livelli (soglie) per la torbidità funzionali ad implementare un Piano di Gestione delle attività di movimentazione basato sulla verifica, attraverso il monitoraggio, della loro conformità in Corso d'Opera.

Lo schema seguente (Figura 43) riporta l'articolazione del Capitolo in relazione alle azioni da intraprendere nella Fase Conoscitiva Preliminare (propedeutica alla fase *Ante Operam*) e nella Fase *Ante Operam* (prima dell'avvio delle attività) di un PMA di un progetto di movimentazione per la determinazione e l'utilizzo di livelli (soglie) critici per la torbidità e, nelle successive Fasi *in Corso d'Opera* (durante le attività di cantiere) e *Post Operam* (al termine delle attività di cantiere), per la verifica della conformità dei livelli (soglie) stabiliti e delle eventuali ipotesi di impatto formulate.

Figura 43: Schema delle azioni da intraprendere nelle fasi di monitoraggio (Conoscitiva preliminare, *Ante Operam*, in *Corso d'Opera* e *Post Operam*) funzionali alla determinazione e all'utilizzo di livelli (soglie) critici per la torbidità per la gestione di interventi di movimentazione.

Fase Conoscitiva Preliminare (conoscitiva → pianificatoria) - Par. § 6.2

Screening delle conoscenze propedeutiche alla pianificazione del monitoraggio

- Raccolta di informazioni su aspetti progettuali e ambientali utili all'implementazione di un Modello Concettuale (MC, cfr., Cap 3) di supporto alla formulazione di ipotesi di impatto.
- Individuazione di criticità osservate e attese (cfr., Glossario), anche subordinate a locali fonti di contaminazione(*), e dei parametri indicatori collegati alla torbidità da ricercare (cfr., Cap. 2).
- Verifica dell'utilità e della possibilità di mettere in atto misure di gestione dei potenziali impatti (ambientali e sanitari) da applicare «a priori», per prevenire potenziali impatti ambientali e sanitari, o in caso di comprovata necessità.
- Verifica dell'utilità di stabilire livelli per la torbidità da utilizzare come soglie da rispettare nell'ambito di sistemi di controllo in tempo reale (*Early Warning System* – EWS).
- Verifica della consistenza dei dataset disponibili per caratterizzare la Variabilità di Fondo (VF).

Fase di monitoraggio *Ante Operam* (pianificatoria → esecutiva) - Par. § 6.2

Esecuzione di misure per la caratterizzazione della variabilità di fondo della torbidità

- Acquisizione delle misure *ex novo* con modalità idonee a caratterizzare la VF della torbidità e dei parametri ambientali correlati (cfr. Cap. 2).
- Affinamento del Modello Concettuale (MC, cfr., Cap 3) e del Piano di Monitoraggio Ambientale (PMA)
- Determinazione di un Livello di Riferimento (LR) in base alle peculiarità ambientali (valori di torbidità «naturalmente alti» e «naturalmente bassi» desunti dalla VF, presenza di recettori) e alle finalità progettuali (tipologia, entità e durata dei lavori).
- Determinazione di eventuali Livelli di Attivazione (Livello di Attenzione - LA_{II} e di Allarme - LA_I) successivi al LR
- Selezione delle misure di gestione da applicare «a priori», per prevenire potenziali impatti ambientali e sanitari, o in caso di comprovata necessità.

Fase di monitoraggio in Corso d'Opera (→ esecutiva) - Par. § 6.3, 6.4

Implementazione di procedure operative basate su sistemi di controllo e allerta

- Verifica dei superamenti dei Livelli di Attenzione (LA_{II}) e Allarme (LA_I) di torbidità stabiliti per tutelare i recettori sensibili da scostamenti ritenuti «non accettabili» o «significativamente avversi» rispetto al LR.
- Analisi dei processi in atto (verifica e caratterizzazione dell'area influenzata da incrementi di torbidità).
- Verifica della necessità di riadattare la strategia del monitoraggio e di implementare misure di gestione.

Fase di monitoraggio *Post Operam* (esecutiva → verifica) - Par. § 6.5

Esecuzione di misure per la verifica del ripristino di condizioni iniziali e/o di equilibrio

- Verifica del ristabilirsi dei livelli torbidità all'interno dei valori caratteristici della VF
- Verifica dell'efficacia delle misure di gestione eventualmente adoperate nel caso in cui si siano osservati superamenti in Corso d'Opera nel contrastare potenziali impatti sui recettori

(*) Tale approfondimento non è un focus delle presenti LL.GG.. Tuttavia si ricorda che la presenza di contaminazione nei sedimenti da movimentare può incidere sulla tolleranza dei recettori (cfr., Cap. 5), quindi sui Livelli critici per la torbidità.

6.2 Fase conoscitiva preliminare

La fase conoscitiva preliminare consiste in uno *screening* delle conoscenze del contesto ambientale e operativo in cui ricade l'intervento. Lo scopo è quello di supportare la programmazione di indagini nell'ambito di un piano di gestione degli interventi (cfr. par. 0) commisurato alle criticità ambientali (cfr. Glossario) osservate e/o attese. Tale fase prevede la raccolta di informazioni e dati, a scala più ampia rispetto all'area di progetto, che potranno essere messe in relazione nell'ambito di un Modello Concettuale (MC), secondo la logica introdotta al Capitolo 3 (cfr. par. 3.1).

Al termine della fase conoscitiva preliminare dovranno essere noti tutti gli elementi utili alla comprensione del sistema e indentificati gli elementi da considerare come prioritari per la pianificazione del monitoraggio *Ante Operam* e delle successive fasi di cantiere (in *Corso d'Opera* e *Post Operam*).

Ciò implica che si dovrà distinguere chiaramente tra le peculiarità fisiche e ambientali di ogni ambito (es. aree al largo, aree costiere litoranee e aree costiere confinate o portuali) interessato dalle fasi della movimentazione (es. escavo, trasporto, sversamento/refluimento).

Inoltre, in relazione agli obiettivi ambientali e progettuali, dovrà essere chiaramente motivata la scelta di stabilire dei livelli (soglie) critici per la torbidità da rispettare nell'ambito di sistemi di controllo delle operazioni in operativo (EWS, cfr. par. 3.2.5 e 6.4.1).

Se confermata la necessità di stabilire i livelli critici per la torbidità, il MC dovrà essere utilizzato come schema operativo in maniera tale che essi siano commisurati e coerenti con (cfr. par. 6.3.2,):

- la presenza/assenza di recettori da tutelare (cfr. par. 4.5 e Cap. 5);
- le modalità tecniche e operative delle operazioni (cfr. BOX 6-1);
- i processi fisici che influiscono maggiormente sulla dinamica sedimentaria nell'area di influenza delle attività di cantiere (cfr. Cap.2);
- la qualità e la rappresentatività dei dati storici disponibili (cfr. Cap. 4).

Per tale finalità, in fase di stesura di un MC si dovrà distinguere tra informazioni e dati relativi agli aspetti progettuali ed ambientali che consentano di rispondere a domande del tipo (CEDA, 2015):

- Che tipologia di sorgenti di rilascio di sedimenti (localizzato o distribuito lungo la colonna d'acqua, intermittente o continuo per un dato periodo di tempo) sono ipotizzabili in relazione alle modalità di movimentazione?
- In base alle modalità di dragaggio/sversamento, sono ipotizzabili sorgenti di rilascio di sedimenti in momenti diversi del ciclo di lavoro (es. escavo, refluimento/sversamento)?
- In base alla volumetria e alle classi granulometriche dei sedimenti da movimentare, di che entità è la frazione granulometrica dei sedimenti potenzialmente risospensibile durante le operazioni e in grado di disperdersi lontano dal sito di dragaggio/refluimento?
- Quali forzanti climatiche, meteomarine e idrologiche (es. piovosità, vento, dati di moto ondoso, maree, portate liquide e solide alle foci e agli scarichi) possono condizionare maggiormente la dinamica sedimentaria e la qualità delle acque nell'area di influenza delle attività di cantiere (cfr. Cap. 2)?
- Quali recettori sensibili potrebbero essere esposti ad incrementi di torbidità e di deposizione (cfr. Cap. 5)? Come?
- In relazione al campo delle correnti, è possibile individuare una o più vie preferenziali per il trasporto (sedimentazione) dei sedimenti sospesi in seguito alle operazioni di movimentazione?
- In relazione alle caratteristiche morfologiche, batimetriche, sedimentologiche e correntometriche, quali sono i tempi stimati di permanenza e/o di diluizione della concentrazione dei sedimenti risospesi in colonna d'acqua?
- Quali sono le sorgenti di risospensione naturali e antropiche all'interno e nelle aree limitrofe a quelle di intervento (es. scarichi civili, industriali e termici, traffico navale, esposizioni a onde e

correnti - cfr. Cap. 2) in cui sono osservati i maggiori valori di torbidità nelle condizioni di ordinaria attività (o di base)?

- Quali parametri potrebbero contribuire e/o interferire con la lettura delle misure di torbidità e come?
- È possibile il posizionamento di misure di contenimento (panne, palancolati, *bubble curtain*, ecc.)?

Altre informazioni desumibili dal MC e utili alla formulazione delle ipotesi di impatto, sono:

- caratteristiche fisiche e qualità dei sedimenti da movimentare (natura, composizione, stratificazione e distribuzione delle classi granulometriche, classi di qualità, livelli e tipologia di eventuale contaminazione desumibili da specifiche caratterizzazioni³¹, ecc.);
- caratteristiche fisico-chimiche-biologiche (ed eventualmente ecotossicologiche) della colonna d'acqua utili a valutare, sia la presenza di stratificazione in diverse condizioni climatiche, sia le «condizioni di base» dei parametri di interesse del corpo idrico;
- presenza di aree considerabili critiche in relazione al minor (scarso) ricambio idrico;
- attività antropiche svolte in passato e che possono avere influito sulla presenza di inquinanti (anche ipotizzabili) adesi ai sedimenti dell'area.

Qualora, al termine della fase conoscitiva, la verifica della robustezza e della completezza dei dati esistenti evidenzia che non si disponga di *dataset* (DS) idonei, in termini di omogeneità nel tempo e/o nello spazio, a caratterizzare la VF (cfr. Cap. 4) con lo scopo di fissare livelli per la torbidità realistici da utilizzare come riferimento per la gestione delle attività (cfr. par. 4.5), si dovrà procedere con l'acquisizione di misure *ex-novo* opportunamente pianificate durante la fase di monitoraggio *Ante Operam* (cfr. par. 6.3.1). In tal caso, il MC dovrà essere utilizzato anche come schema operativo di supporto alla pianificazione delle misure con requisiti idonei al contesto ambientale (al largo, costiero litoraneo e costiero confinato) da indagare (cfr. Cap. 2 e 3).

In estrema sintesi questa fase dovrà essere funzionale a:

- formulare ipotesi preliminari di supporto all'identificazione delle aree potenzialmente impattate (o critiche) dall'eventuale formazione di un pennacchio di torbida (cfr. par. 6.1, Figura 40);
- reperire elementi utili per motivare la necessità di dotarsi (o meno) di livelli per la torbidità (cfr. par. 6.3.1 e par. 6.3.2);
- orientare la pianificazione del monitoraggio *Ante Operam*, in *Corso d'Opera* e *Post Operam* (cfr. par. 6.3 e 6.4 e 6.6).

6.3 Monitoraggio *Ante Operam* per la determinazione dei livelli critici per la torbidità

6.3.1 Indicazioni per la pianificazione del monitoraggio *Ante Operam*

La fase di monitoraggio *Ante Operam* (o «di bianco») di un PMA ha lo scopo di caratterizzare lo stato di fatto dell'ambiente, ovvero lo scenario di riferimento che precede l'attuazione del progetto.

Per le finalità delle presenti LL.GG., la fase *Ante Operam* deve essere finalizzata all'acquisizione di un DS consistente per la caratterizzazione della VF della torbidità (cfr. Cap. 4) dal quale desumere le concentrazioni del particolato in sospensione che possono essere considerate «accettabili» in base alle peculiarità dell'area nelle condizioni ordinarie, non alterate dalle operazioni di movimentazione.

³¹ Si rimanda a documenti specifici per approfondimenti inerenti alla caratterizzazione fisico-chimica, microbiologica ed ecotossicologica dei materiali di escavo dei fondali marini (es. D.M. 7 novembre 2008, D.M.173/16) e altri aspetti inerenti alla "mobilità" della contaminazione presente.

Tali valutazioni devono essere preliminari alla determinazione dei livelli critici di torbidità da utilizzare come riferimento (cfr. par. 4.5) nell'ambito dei sistemi di controllo in Corso d'Opera (cfr. par. 6.4) per la verifica e la gestione di anomalie del parametro in tempi rapidi.

Per tale finalità, le indagini *Ante Operam* dovranno prevedere il posizionamento di stazioni in aree di interesse in relazione a:

- Sorgenti (naturali e antropiche), forzanti fisiche, peculiarità morfologiche e sedimentologiche e altri parametri di influenza sulla distribuzione del particolato sospeso che contribuisce alla torbidità (cfr. Cap. 2).
- Preliminari ipotesi sulle aree all'interno dell'area di influenza delle attività di cantiere in cui è maggiore la probabilità che si verifichi un impatto (Figura 40) o, più in generale, che si inneschino criticità per l'esposizione al particolato sospeso, basate su:
 - presenza, distanza e posizione di recettori (*target*) sensibili rispetto all'area di intervento;
 - direzioni prevalenti delle correnti, e delle vie di trasporto (e accumulo) preferenziale del particolato sospeso.

Relativamente a questo ultimo aspetto possono essere condotti approfondimenti e previsioni beneficiando dell'utilizzo di modelli numerici (cfr. par. 3.4 e 6.6) per la delimitazione dell'area di potenziale influenza della *plume* indotta dalle attività.

Come anticipato, prima di procedere con l'eventuale determinazione dei livelli critici di torbidità sito-specifici deve essere valutata *in primis* la VF della torbidità dell'area a partire da un set di dati, storici e/o di nuova acquisizione, che sia robusto e rappresentativo delle ordinarie (o di base) fluttuazioni temporali del parametro (cfr. Cap. 4).

È necessario, quindi, che il monitoraggio *Ante Operam* sia pianificato prestando attenzione a tutti i processi (naturali e antropici), indipendenti dalle operazioni di movimentazione (dragaggio, trasporto e refluentamento), causa dei locali fenomeni di risospensione che incidono sulla VF della torbidità di cui tenere conto in fase di pianificazione dell'acquisizione delle misure.

Per le finalità delle presenti LL.GG., gli obiettivi delle campagne *Ante Operam* possono essere così riassunti:

- attivare l'acquisizione di misure *ex-novo* di torbidità, presso stazioni fisse (installate e da imbarcazione) e/o mobili, qualora non siano già esistenti delle piattaforme per il monitoraggio della torbidità idonee (in termini di rappresentatività spaziale e temporale delle indagini) per stabilire la VF;
- definire la VF complessiva (nello spazio e nel tempo) della torbidità dalla quale desumere, se ritenuto necessario, i Livelli di Riferimento (LR, cfr. 6.3.2.1) e di Attivazione (LA, cfr. 6.3.2.2) per la torbidità a partire dalla caratterizzazione statistica di un DS che sia rappresentativo di:
 - sorgenti (naturali e antropiche) e forzanti fisiche (climatiche e meteomarine);
 - peculiarità morfologiche, natura e distribuzione granulometrica dei sedimenti;
 - ciclicità dell'andamento dei parametri indicatori di influenza per la torbidità e/o considerabili come *stressori* in relazioni a potenziali impatti osservati/attesi.
- associare alla VF complessiva della torbidità la variabilità dei principali parametri chimico-fisici dell'acqua (es. temperatura, salinità, ossigeno disciolto) che possono interferire con la distribuzione del parametro nelle medesime condizioni di base;
- definire le peculiarità del campo di correnti e della dinamica sedimentaria in diverse condizioni climatiche e meteomarine, in punti strategici per il monitoraggio della concentrazione dell'eventuale *plume* di torbidità indotta dalle attività di cantiere rispetto alla direzione della dispersione prevalente;
- adeguare, ed eventualmente aggiornare, il MC delineato durante la fase conoscitiva preliminare, valutando l'utilità di:
 - se emersi dubbi nella fase conoscitiva preliminare, confermare la necessità di stabilire LR e LA per la torbidità da utilizzare come soglie da rispettare in Corso d'Opera;
 - riposizionare la strumentazione fissa installata per un eventuale monitoraggio in continuo della *plume* di torbida durante il dragaggio a tutela dei recettori sensibili;
 - ridefinire la numerosità, l'ubicazione e le frequenze di campionamento per il monitoraggio periodico da stazioni fisse e/o mobili da imbarcazione.

In fase di pianificazione del monitoraggio *Ante Operam* dovranno essere indicate, e motivate rispetto alle evidenze emerse dal Modello Concettuale, le seguenti informazioni alla base della strategia di monitoraggio:

1. selezione dei parametri di interesse;
2. ubicazione e frequenze di indagine;
3. procedure di indagine, campionamento e analisi.

Alla fine della fase di monitoraggio *Ante Operam* il MC potrà essere affinato, così come potrà essere rimodulata la strategia di monitoraggio pianificata per le successive fasi in Corso d'Opera (cfr. par. 6.4) e *Post Operam* (cfr. par. 6.5).

Considerazioni pratiche

- In relazione alla localizzazione e alla distanza dei recettori dall'area di intervento (cfr. Cap. 5), si suggerisce di stabilire per quali condizioni idrodinamiche (velocità e direzione di corrente) sia possibile accettare il protrarsi nel tempo (persistenza) dei superamenti di prestabiliti livelli di torbidità nelle aree di influenza delle attività di cantiere operazioni (Figura 40). Ad esempio, mediante l'elaborazione di diagrammi di durata/frequenza di dati utili a caratterizzare l'andamento della torbidità in concomitanza delle ordinarie forzanti naturali e antropogeniche del corpo idrico.
- Il refluento al largo, in aree litoranee o in vasche di colmata avviene spesso in contesti che hanno caratteristiche fisico, chimiche e biologiche molto diverse dalle aree in cui sono eseguite le operazioni di dragaggio, soprattutto se queste ultime avvengono in aree portuali. Si evidenzia, pertanto, l'utilità di pianificare monitoraggi specifici e diversificati in relazione alle peculiarità dei contesti ambientali in cui sono previste le fasi delle operazioni di movimentazione (dall'escavo al refluento).

6.3.1.1 Selezione dei parametri di interesse

La selezione dei parametri ambientali da indagare per stabilire i livelli critici per la torbidità può essere condotta con la duplice accezione di:

- determinare i parametri fisici che regolano la VF e la dispersione della torbidità (cfr. Cap. 2 e 4);
- determinare i parametri-indicatori della qualità dell'acqua che potrebbero interferire con le misure della torbidità e, più in generale, sulla capacità dei recettori di tollerare alterazioni dello stato del sistema (cfr. Cap. 2 e 5).

In genere, i parametri fisici da ricercare per la definizione e il controllo dei limiti di torbidità sono desumibili tra tutti quei parametri che possono influire localmente sulla direzione del trasporto prevalente, sulla lettura della torbidità e sulla velocità di deposizione (o sulla tendenza a permanere in sospensione) del particolato sospeso (CEDA, 2015):

- torbidità (in NTU o FTU);
- solidi sospesi totali (TSS, SSC);
- proprietà del sedimento (es. peso specifico, forma tendenza all'aggregazione) che incidono (cfr. Cap. 1 e 3);
- condizioni climatiche, meteomarine e oceanografiche (es. vento, onde, marea, correnti, temperatura, salinità).

La selezione dei parametri-indicatori da associare all'indagine dei parametri fisici, invece, deve essere ponderata caso per caso in relazione alle peculiarità dell'area di indagine e della tipologia di recettori da tutelare. In particolare, essi possono essere selezionati tra:

- parametri oceanografici della colonna d'acqua che possono subire alterazioni anomale in risposta ad incrementi della torbidità;
- parametri ambientali utili a discriminare il peso delle componenti (es. di natura organica e inorganica) che regolarmente e/o ciclicamente contribuiscono ai locali incrementi di torbidità;

-
- altri parametri ambientali il cui monitoraggio è generalmente previsto per valutare la risposta dei recettori presenti ad incrementi di torbidità e dei tassi di deposizione (cfr. par. 5.4), da selezionare tenendo conto dei locali fattori naturali (es. stagione, copertura nuvolosa, rugosità della superficie, ciclo giorno/notte, quantità di sostanza organica).

6.3.1.2 Ubicazione e frequenza delle indagini

Per le finalità delle presenti LL.GG. il corretto posizionamento delle stazioni deve essere preceduto da una preliminare valutazione sull'estensione dell'area di influenza potenzialmente impattata dalla dispersione dei sedimenti risospesi durante le operazioni di movimentazione (cfr. par. 6.1, Figura 40). In generale è buona norma pianificare le attività di monitoraggio su un'area la cui estensione racchiuda e sia maggiore della prevista area di influenza.

Nel selezionare l'ubicazione e le frequenze di campionamento è importante tenere a mente che lo scopo prioritario della fase *Ante Operam* è quello di caratterizzare la VF della torbidità nelle condizioni ordinarie del sito (BOX 6-1, e par. 6.2) per derivare i valori da utilizzare come riferimento in Corso d'Opera per valutare scostamenti anomali del parametro (cfr. par. 4.5 e par. 6.3.2).

Per caratterizzare la VF della torbidità la fase *Ante Operam* deve quindi prevedere il posizionamento di stazioni con:

- posizione e numerosità idonee per:
 - definire le condizioni di riferimento (o di bianco) all'interno dell'area di influenza in punti rappresentativi dell'estensione delle aree di cantiere e delle esigenze di tutela dell'ambiente, ovvero nelle aree prossime ai recettori sensibili potenzialmente esposti ad incrementi dei livelli di torbidità;
 - il controllo delle condizioni al contorno in stazioni di controllo al di fuori dell'area di influenza delle attività;
- frequenze di acquisizione che permettano di disporre di un set di misure rappresentativo di diverse condizioni meteomarine, di stagionalità del carico organico in sospensione (es. per la ciclicità della presenza di fitoplancton) e di eventuale traffico navale.

All'interno dell'area di influenza, al di fuori dell'area di impatto totale (A.I.T.) definita nel paragrafo 6.1, le stazioni devono essere posizionate in modo che possano fungere da stazioni di « allerta precoce » per la dispersione della nube di torbida durante le operazioni di movimentazione, ovvero in un luogo in cui l'eventuale incremento di torbidità in prossimità dei recettori si verificherebbe in un intervallo temporale successivo all'incremento anomalo della torbidità rilevato nella stazione di misura (CEDA, 2020).

Nel caso specifico di stazioni fisse installate (cfr. par. 3.2.5), che verosimilmente resteranno operative anche in Corso d'Opera per la verifica del rispetto di prestabiliti livelli critici di torbidità (cfr. par. 6.3.2 e 6.3.3), il posizionamento dovrà essere valutato in relazione a:

- la distanza dall'area di intervento, per evitare una eccessiva vicinanza ai mezzi di lavoro in Corso d'Opera che impedirebbe di replicare le misure in sicurezza nel medesimo punto;
- la distanza dall'area di intervento di recettori e altre aree critiche per il possibile verificarsi di fenomeni avversi (es. anossie, *bloom* algali) rispetto alla direzione della dispersione dell'eventuale nube di torbida;
- presenza di aree che, per la configurazione morfologica del sito, costituiscono vie di trasporto preferenziale del particolato sospeso (es. imboccature portuali e varchi di comunicazione tra aree confinate con il mare aperto) e che possono essere contraddistinte da un andamento delle correnti variabile lungo la colonna d'acqua.

Nella maggior parte dei casi, non è ritenuto sensato effettuare il controllo troppo in prossimità dei mezzi utilizzati per le operazioni di movimentazione in quanto, in tali aree, la torbidità sarebbe eccessivamente elevata e scarsamente rappresentativa del quantitativo della frazione dei sedimenti risospesi che andrebbe ad alimentare lo sviluppo del campo lontano (cfr. BOX 6-1). Inoltre, va considerato che molte tipologie di draghe si spostano durante le operazioni di movimentazione (es. CSD e TSHD, Figura 41).

Pertanto, posizionare una stazione fissa installata all'interno della zona di dragaggio potrebbe rendere difficile eseguire i lavori in sicurezza e incorrere nel rischio di danneggiare la strumentazione.

Rappresentano eccezioni i casi in cui:

- le operazioni di movimentazione sono previste nelle immediate vicinanze di un recettore sensibile;
- è necessario monitorare con attenzione l'entità della sorgente di risospensione nelle aree più prossime ai mezzi di lavoro, come nel caso di movimentazione di sedimenti contaminati.

Anche la scelta della profondità di acquisizione delle misure deve essere valutata con cura in relazione a:

- la presenza di stratificazione delle correnti lungo la verticale, in coerenza con la quale è lecito attendersi una spiccata tridimensionalità (o meno) della concentrazione dei sedimenti sospesi dispersi nel corpo idrico;
- la profondità dell'area di intervento, in riferimento alla quale, soprattutto qualora la dispersione del particolato in sospensione sia principalmente influenzata dalle correnti, possono essere formulate preliminari considerazioni sull'entità della diluizione dei sedimenti dispersi (cfr. BOX 6-2);
- la presunta tridimensionalità (o meno) della sorgente di risospensione lungo la colonna d'acqua in relazione alle modalità operative di possibile utilizzo (Figura 41).

Nel caso di stazioni fisse installate, la scelta della profondità alla quale effettuare le misure potrebbe essere influenzata anche da aspetti legati alla sicurezza delle operazioni di messa in opera e di regolare manutenzione degli strumenti, necessari per garantire l'attendibilità e la continuità delle misure. Si rammenta a tal proposito che c'è una grande differenza tra l'installazione di sensori di superficie, che possono essere montati direttamente sotto una singola boa ormeggiata, e sensori posizionati in prossimità del fondo, che richiedono tecniche e strutture di ormeggio e cavi di alimentazione più robusti per evitare danni allo strumento derivanti dai movimenti della boa di superficie.

All'esterno dell'area di influenza, invece, deve essere valutato con attenzione il posizionamento di «stazioni di controllo» (cfr. BOX 6-3). In genere si opta per stazioni di tipo fisso da imbarcazione (cfr. par. 3.2.5) al fine di condurre campionamenti periodici per reperire regolari informazioni sulle condizioni al contorno dell'area. Tali stazioni dovranno essere utilizzate anche in Corso d'Opera per la raccolta di dati utili a discriminare gli incrementi di torbidità indipendenti dalle operazioni di movimentazione (cfr. par. 6.4). Per tale motivo, in fase di posizionamento delle stazioni di controllo si dovrà tenere conto della presenza di eventuali locali sorgenti di torbidità (es. foci fluviali, scarichi, ecc.) che potrebbero essere l'effettiva causa di (o incidere negativamente su) valori anomali del parametro rilevati in Corso d'Opera (cfr. par. 6.2 e par. 6.4).

Per caratterizzare la VF, la frequenza delle indagini deve permettere di reperire una serie di dati comprensiva di valori di torbidità naturalmente elevati e naturalmente bassi (cfr. par. 6.3.2.1). Le indagini, quindi, dovranno essere ripetute, ove possibile, in concomitanza di fenomeni di risospensione causati da eventi naturali e antropici di diversa intensità (medi, ricorrenti, intensi ed estremi, o anomali) per acquisire una serie di misure che consenta di caratterizzare l'andamento dei parametri di interesse (cfr. Cap. 2) in diverse condizioni di:

- esposizione al moto ondoso (es. media, intensa e estrema);
- oscillazioni di marea (qualora di interesse per l'azione sulla dinamica dei flussi in relazione alle peculiarità morfologiche dell'area di indagine);
- eventi meteo-climatici agenti su:
 - livelli di precipitazioni pluviometriche;
 - deflusso liquido e solido proveniente da scarichi e fiumi (es. portata mediana o semipermanente, portata di magra, portata di piena);
 - l'azione del clima anemometrico sulla stratificazione dei flussi lungo la colonna d'acqua (qualora di interesse per l'azione sulla dinamica dei flussi in relazione alle peculiarità morfologiche dell'area di indagine);
- stagionalità del carico organico in sospensione (es. fitoplancton e particolato organico) che può incidere sulla VF incrementando ciclicamente la torbidità riconducibile alle condizioni ordinarie;
- traffico navale rappresentativo di pescaggi e percorsi di ingresso e uscita più ricorrenti/significativi (soprattutto nel caso di aree portuali).

BOX 6-2: METODO SEMPLIFICATO PER LA STIMA DELLA DILUIZIONE DELLA TORBIDITÀ

Nel caso in cui si possa assumere che la dispersione del particolato sospeso in colonna d'acqua sia influenzata principalmente dalle correnti e dalla profondità del sito, ovvero qualora possano essere tralasciati gli effetti dovuti all'andamento dei parametri oceanografici, può essere utile formulare preliminari considerazioni sull'entità della diluizione dei sedimenti dispersi.

Si riporta nel seguito un metodo semplificato per la stima degli effetti di diluizione della torbidità a partire da informazioni su velocità della corrente, profondità del sito e dimensione media del particolato sospeso.

Il metodo si basa sul presupposto che la dispersione risenta principalmente di quattro variabili:

- l'intensità della sorgente di risospensione ($\text{kg}/\text{m}^2/\text{s}$);
- la velocità delle correnti marine, principale vettore di distribuzione dei solidi sospesi/rilasciati dalla sorgente;
- la dimensione (distribuzione granulometria) dei solidi sospesi;
- la batimetria del sito, che influenza, insieme alla velocità di corrente, l'areale di distribuzione dei solidi sospesi.

In generale, la dispersione è agevolata in siti con profondità elevate a causa del maggior tempo necessario al materiale particolato per raggiungere il fondo.

Per la stima speditiva della dispersione e, quindi, dei potenziali impatti, è di fondamentale importanza l'acquisizione dei dati correntometrici e batimetrici nella fase conoscitiva preliminare del sito (cfr. par. 6.2).

In particolare, per calcolare la dispersione del particolato nell'ambiente circostante, Midlen e Redding (1998) considerano la distanza di dispersione direttamente proporzionale al prodotto della velocità della corrente per la profondità del sito, mediante la seguente relazione:

$$D = (V_c * P) / V_s$$

dove:

- D è la distanza di dispersione,
- V_c è la velocità della corrente,
- P è la profondità,
- V_s è la velocità di sedimentazione del particolato.

L'intensità della sorgente di sospensione è calcolata a partire dal volume e dalla granulometria dei sedimenti da movimentare e da informazioni sulle modalità operative di movimentazione, come la produzione nell'unità di tempo in relazione alla velocità dell'intero ciclo delle operazioni (si veda Lisi *et al.*, 2017, per la disamina delle formulazioni disponibili).

Per velocità delle correnti si intende il valore medio ottenuto su un congruo periodo di misura continuativo o, se non continuativo, che comprenda condizioni rappresentative di diverse stagioni.

La distanza di dispersione determina quindi "l'ampiezza della dispersione" nel sito di interesse, ovvero la stima di massima dell'area su cui il particolato si distribuisce nel tempo.

Pertanto, il prodotto dei valori sito-specifici V_c e P può essere considerato come un parametro indicativo di un maggiore o minore impatto potenziale dell'attività sull'ambiente.

A parità di rateo di risospensione gli effetti sull'ambiente possono essere valutati in relazione a:

- percentuale (%) di diluizione della concentrazione dei sedimenti sospesi;
- ampiezza della dispersione, o volume in cui si disperde il particolato.

BOX 6-3: STAZIONI DI CONTROLLO IN PROSSIMITÀ DI UNA FOCE FLUVIALE

Il posizionamento di «stazioni di controllo» in prossimità delle foci dei fiumi assume particolare importanza quando l'area dei lavori si trova in prossimità di una foce di un fiume (o nell'area marino costiera influenzata dall'estensione del suo deflusso in mare) che sottende un bacino idrografico molto esteso (es. il Po, il Tevere, ecc.). In questi casi, infatti, potrebbe essere problematico discriminare l'eventuale torbida generata dai lavori di movimentazione da quella prodotta da altre fonti nelle aree marino costiere durante la fase in Corso d'Opera. In particolare, è bene considerare che gli apporti solidi del fiume, e le relative *plume* di torbida generate, possono essere totalmente indipendenti dalle condizioni meteomarine locali (relative all'area dei lavori) ed essere dovuti a eventi climatologici intensi avvenuti a molti chilometri di distanza e anche a giorni di distanza dal momento dell'effettuazione delle misure per il monitoraggio (per es. si considerino forti precipitazioni avvenute sull'arco alpino che possono generare apporti solidi alla foce del Po dopo alcuni giorni in dipendenza dal tempo di residenza della piena). Lo stato torbido generato da un fiume di grandi dimensioni può perdurare anche alcuni giorni, andando a diminuire con il passare del tempo, ed estendersi per un areale anche molto diffuso.

La misura tramite sonda multiparametrica CTD di parametri accessori, come temperatura e salinità, contestualmente a quelli di torbidità nelle stazioni di controllo (sia fisse che mobili) posizionate in prossimità della foce (e nell'area marino costiera influenzata dall'estensione del suo deflusso in mare), può essere di supporto all'identificazione della presenza e dell'estensione della *plume* generata dal fiume. In presenza di una piena fluviale, infatti, per esempio sono attesi, soprattutto nello strato superficiale della colonna d'acqua, valori di salinità relativamente più bassi a quelli misurati al di fuori dell'area di influenza delle acque del fiume.

Questo aspetto risulta fondamentale, non solo nella fase in Corso d'Opera per poter identificare l'origine della torbidità, ma anche in fase *Ante Operam* di acquisizione dati per la creazione di un *dataset* rappresentativo della VF della torbidità per la successiva determinazione dei livelli (soglie) di torbidità da considerare nella fase in Corso d'Opera.

Inoltre (come già visto nel par. 2.2.1.1), in presenza di fiumi con portate importanti, si possono innescare anche fenomeni di risospensione del sedimento di fondo che possono contribuire all'aumento della torbidità e sommare i propri effetti (in termini di torbidità prodotta nell'ambiente marino costiero) a quelli del trasporto solido del fiume.

6.3.1.3 Procedure di indagine, campionamento e analisi

Le procedure di indagine *in situ* possono prevedere l'utilizzo integrato di metodi basati su principi di funzionamento di tipo indiretto e diretto, ossia che richiedono (o meno) l'applicazione di funzioni di trasferimento tra la grandezza fisica misurata e la torbidità (cfr. par. 3.2.2). Si rimanda, al Capitolo 3 per i requisiti e le finalità delle acquisizioni di dati *in situ* (cfr. par. 3.2), tecniche di telerilevamento (cfr. par. 3.3) e da modelli numerici (cfr. par. 3.4). Si rimanda, invece, al par. 6.6 per la trattazione dei punti di forza e debolezza dell'utilizzo integrato di tali dati nell'ambito di Piani di Gestione delle operazioni di movimentazione.

Esula dalle finalità delle presenti LL.GG. la trattazione dei metodi di indagine per la verifica della risposta (nel breve e nel lungo periodo) dei recettori sensibili a *stress* causati dall'esposizione alla nube di torbida, di cui si forniscono al par. 5.4 i principi basilari, rimandando a studi di settore per approfondimenti (es. CEDA/IADC, 2018).

6.3.2 Indicazioni per la determinazione dei Livelli

Per le finalità delle presenti LL.GG. i livelli da utilizzare come soglie critiche per la torbidità possono consistere in un unico valore assoluto (fisso) oppure in una serie di livelli a crescente criticità (Figura 44). In entrambi i casi è necessario che i livelli siano definiti all'interno dell'intervallo caratteristico della VF della torbidità (cfr. Cap. 4).

Coerentemente con CEDA (2020), è possibile prevedere il ricorso a uno o più livelli di torbidità, differenziati in:

- un Livello di Riferimento (LR, o Livello 1), il valore più cautelativo desumibile dalla caratterizzazione statistica della VF locale (cfr. par. 6.3.2.1);
- due successivi eventuali Livelli di Attivazione (LA, cfr. par. 6.3.2.2), distinti in:
 - Livello di Attenzione (L_{Att} , o Livello 2) – inteso come primo stadio di attivazione o di "attenzione/allerta";
 - Livello di Allarme (L_{All} , o Livello 3) - inteso come secondo stadio di attivazione o di "allarme".

La necessità di ricorrere a tutti o ad una parte dei suddetti livelli deve essere stabilita, caso per caso, in funzione delle criticità ambientali (cfr. Glossario) osservate e/o previste nel sistema potenzialmente interessato dalla dispersione dei sedimenti risospesi durante le attività di cantiere (Figura 44).

Prima della determinazione dei livelli di torbidità si deve prestare attenzione all'eterogeneità spaziale e temporale dei data-set disponibili per la caratterizzazione della VF del sito. Nel caso della pianificazione di nuove misure nell'*Ante Operam* si deve verificare che le modalità di monitoraggio (posizionamento e frequenza delle misure) siano coerenti con le peculiarità ambientali e operative desunte dal MC nella fase conoscitiva preliminare (cfr. par 6.2).

In generale, per evitare effetti irreversibili (seppur dovuti a sorgenti di disturbo di tipo localizzato e limitato nel tempo, a cui generalmente appartengono le operazioni di movimentazione dei sedimenti), è importante che i valori di torbidità siano mantenuti sotto Livelli critici stabiliti soddisfacendo i seguenti requisiti:

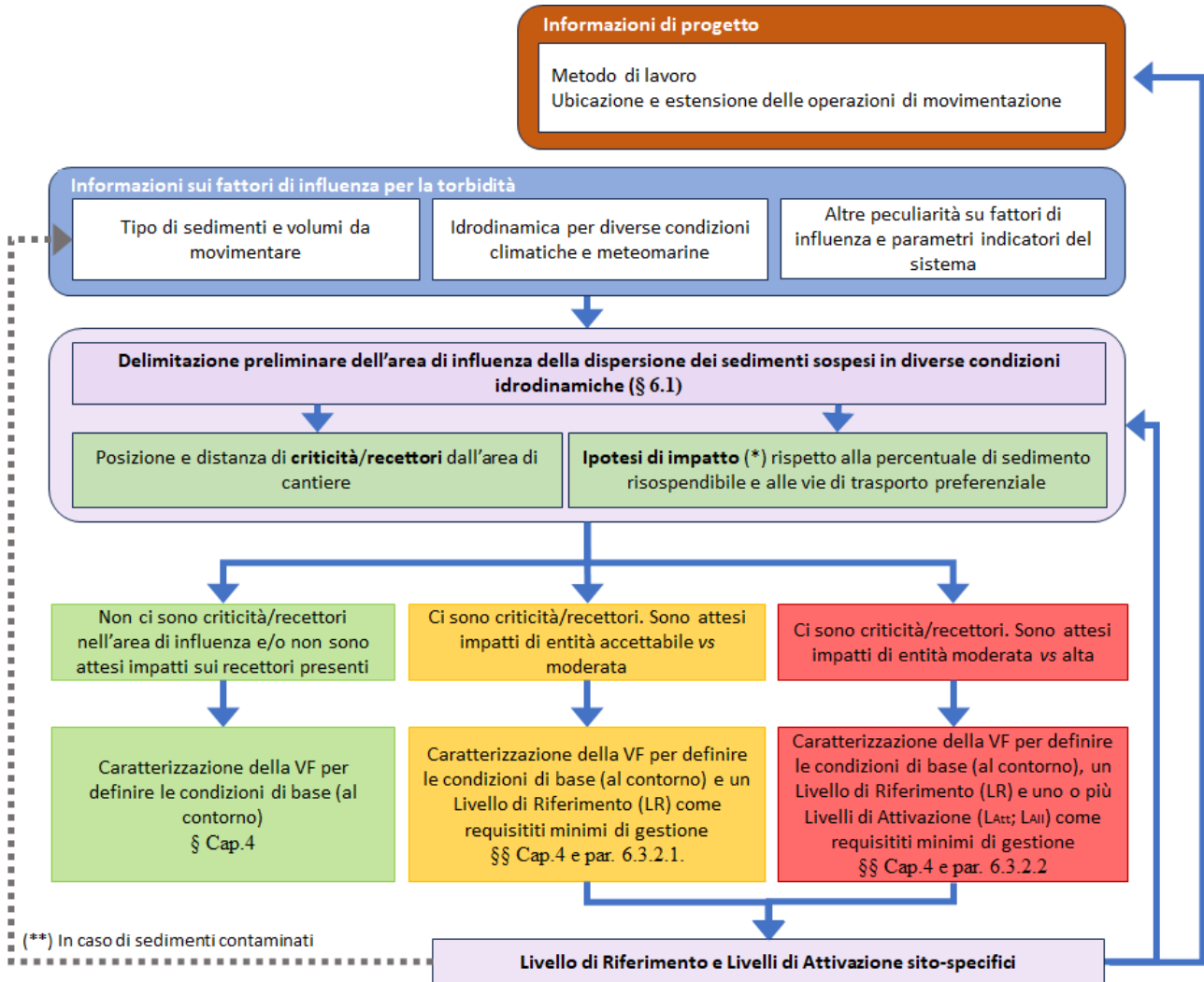
- tengano conto delle locali fluttuazioni della torbidità a cui i recettori (*target*) sono abitualmente esposti nelle condizioni ordinarie (cfr. par. 4.5 e Cap. 5);
- tengano conto di come l'idrodinamica può influenzare la persistenza di elevate concentrazioni di particolato sospeso (soprattutto in prossimità dei recettori da tutelare);
- siano valutati in associazione all'andamento di altri parametri *stressori* (o indicatori - cfr. Cap. 2) che ciclicamente possono interferire (in termini di entità e dispersione) con la torbidità e che, come la torbidità, siano semplici da misurare e forniscano risposte in tempi brevi (es. T, OD, Chl-a).

In particolare, in fase di determinazione dei LR, così come degli eventuali LA, è importante tenere conto di:

- informazioni di progetto (es. modalità, estensione e durata delle operazioni) collegate alla tipologia di sedimento da movimentare;
- direzione e intensità delle correnti che condizionano, sia la direzione di trasporto prevalente, sia la distribuzione e la persistenza in colonna d'acqua del sedimento risospeso/rilasciato dalla sorgente (o *spill budget*) disperso;
- posizione dei recettori sensibili rispetto alla direzione prevalente delle correnti, che condiziona la pericolosità dell'esposizione ad eventuali superamenti;
- indicazioni sull'entità della torbidità e delle metriche combinate di durata/frequenza per una serie di condizioni (es. annuali, stagionali, mensili, sub-mensili/giornalieri), rappresentative di:
 - periodi dell'anno normalmente contraddistinti da livelli di torbidità modesti;

- periodi dell'anno normalmente contraddistinti da livelli di torbidità elevati.

Figura 44: Passaggi logici di supporto alla verifica della necessità di determinare Livelli (soglie), singoli o multipli, per la torbidità.



(**) In caso di sedimenti contaminati

(*) Le ipotesi di impatto sono da formulare e valutare nell'ambito dei processi di condivisione tra Proponente ed Ente di Controllo.

(**) Tale approfondimento non è un focus delle presenti LL.GG.. Tuttavia, si ricorda che la presenza di contaminazione nei sedimenti da movimentare può incidere sulla tolleranza dei recettori (cfr., Cap. 5), quindi sui LR e/o LAII.

6.3.2.1 Livello di Riferimento (LR)

Qualora, in relazione alle peculiarità dell'area e delle finalità di progetto, si possa optare per un unico livello (fisso) della torbidità da utilizzare come soglia da non superare durante le operazioni questo viene genericamente denominato Livello di Riferimento (LR).

Il LR rappresenta un valore statistico di soglia derivato dalla caratterizzazione probabilistica del parametro torbidità su un campione di dati rappresentativo della VF di un sito. Si rimanda al Glossario per le relative definizioni di VF e LR.

Come evidenziato in Figura 44, la necessità di ricorrere ad un unico LR deve essere motivata dalla formulazione di ipotesi di impatto (osservati e/o previsti) accettabili in funzione delle criticità/recettori ambientali (cfr. Glossario) associati alla dispersione dei sedimenti risospesi.

La stima del LR può includere la presenza di una componente di giudizio esperto, attribuibile principalmente a:

- la scelta di stabilire quando un *set* di dati possa essere considerato sufficientemente rappresentativo da un punto di vista statistico;
- la selezione delle modalità per il trattamento preliminare all'analisi del *set* di dati per la caratterizzazione del parametro (cfr. Cap. 4);
- la tolleranza sito-specifica dei recettori da tutelare (cfr. Cap. 5);
- ipotesi di impatto, a breve e lungo termine, legate alla tipologia di progetto (tipologia di sedimento, modalità, estensione e durata delle operazioni), che rappresenta la sorgente di disturbo delle condizioni ambientali in grado di causare effetti sui recettori.

Per ridurre l'incertezza attribuibile alla soggettività del giudizio esperto e stabilire un LR che sia coerente con il contesto ambientale e anche con la tipologia di progetto, è opportuno che la serie di dati analizzata per la caratterizzazione del parametro sia rappresentativa della ordinaria dinamicità sedimentaria del sito. Per tale motivo la frequenza delle indagini (cfr. par. 6.3.1.2) deve consentire di distinguere chiaramente tra gli eventi (naturali e antropiche) causa di:

- valori di torbidità naturalmente elevati: associati in genere ad eventi di particolare intensità o considerati critici perché potenziale causa di fenomeni avversi che possono influenzare le concentrazioni del particolato sospeso;
- valori di torbidità naturalmente bassi: associati ad eventi di modesta intensità (es. rappresentativi di condizioni medie annue o stagionali) e comunque causa di basse concentrazioni del particolato sospeso.

A tal proposito, infatti, si precisa che disporre di un *set* di dati rappresentativo prevalentemente (o esclusivamente) di valori di torbidità naturalmente bassi potrebbe portare alla selezione del livello di riferimento e dei successivi livelli di attivazione troppo bassi, quindi, eccessivamente restrittivi per lo svolgimento delle operazioni di movimentazione, portando a fermi operativi non motivati da una realistica ed effettiva necessità di tutela ambientale. Al contrario, disporre di un *set* di dati rappresentativo prevalentemente (o esclusivamente) di valori di torbidità naturalmente elevati potrebbe portare alla selezione di livelli soglia per la torbidità irrealisticamente alti, quindi, non cautelativi rispetto alla tutela dell'ambiente. In questo caso, infatti, sarebbe ostacolata la rivelazione dei superamenti dei livelli di torbidità riconducibili alle attività di cantiere e la discriminazione di questi con quelli dovuti ad altre cause indipendenti dalle operazioni.

Per tale motivo, per la determinazione di LR coerenti con il contesto ambientale e con la tipologia di progetto, è opportuno che tutti gli aspetti che possono costituire una componente soggettiva attribuibile ad un giudizio esperto siano valutati nell'ambito dei processi di condivisione tra Proponente ed Ente di Controllo (cfr. par. 6.4.3).

Un aspetto importante da considerare in fase di determinazione dei LR è che, se si fissa un LR dalla caratterizzazione della VF come pari ad un dato percentile " X_p " ne consegue che le restanti " $100-p$ "% osservazioni che eccedono il LR selezionato durante le attività di controllo in base alla VF saranno definite valori "alterati" o "potenzialmente alterati" (cfr. par. 4.3., 4.5). Questo aspetto è importante in fase di definizione dei LR perché si ripercuote sul numero delle osservazioni che in Corso d'Opera saranno considerate conformi (o meno) con il LR selezionato "a prescindere" dal fatto che appartengano alle " $100-p$ "% di osservazioni che hanno contribuito alla caratterizzazione statistica del fondo.

In questo caso l'analisi della frequenza, della persistenza (durata) e della ricorrenza che si verificano valori di torbidità "naturalmente elevati" nelle condizioni ordinarie può supportare la determinazione dei livelli da non superare durante le attività.

Una possibilità è l'identificazione e la caratterizzazione di tali eventi mediante tecniche di analisi sopra soglia che permettono di limitare l'analisi ai soli incrementi significativi definendo un campione estratto da quello originale (cfr. par. 4.5).

In generale, quindi, per garantire un'adeguata tutela dell'ambiente un LR deve tenere conto di:

- tipologia e ubicazione dei recettori presenti (cfr. Cap. 5);

- durata e ricorrenza di valori di torbidità sito-specifici “naturalmente elevati” nelle condizioni ordinarie (o di base) del sistema (cfr. Cap. 4), a cui le specie sono adattate a vivere (quindi compatibili con la tolleranza dei recettori da tutelare);
- tipologia e modalità operative di progetto (es. tipologia e volumi dei sedimenti, modalità, estensione e durata delle operazioni) al fine di non essere eccessivamente restrittivo in relazione all’entità delle attività di cantiere.

6.3.2.2 Livelli di Attivazione (LA)

L’implementazione di misure di gestione e controllo basate sulla verifica di una serie di livelli a crescente criticità, implica che oltre al LR siano stabiliti uno o più Livelli di Attivazione (nel seguito LA). Tale approccio è concepito con lo scopo di:

- portare ad una ottimizzazione delle finalità e dei costi della strategia di monitoraggio;
- incrementare l’efficacia del sistema di controllo dei superamenti in tempo reale, agevolando la comprensione della natura e della dinamica dei superamenti;
- contestualizzare le procedure di allerta/allarme all’effettivo rischio di impatti sull’ambiente, agevolando la messa in atto di misure di gestione mirate (cfr. par. 0).

Come evidenziato in Figura 44, la necessità di ricorrere ad uno o più LA deve essere motivata dalla formulazione di ipotesi di impatto (osservati e/o previsti) non accettabili in funzione delle criticità/recettori ambientali (cfr. Glossario) associati alla dispersione dei sedimenti risospesi.

Coerentemente con i principi delineati in CEDA (2020), i LA devono essere fissati per garantire che in Corso d’Opera non siano raggiunte quelle soglie di torbidità oltre le quali può aumentare il rischio di impatti “accertati o potenziali” sui recettori da tutelare.

Come per i LR anche per la determinazione dei LA, è importante tenere conto di direzione e intensità delle correnti, posizione dei recettori, ed entità delle ordinarie fluttuazioni della torbidità in relazione alle metriche combinate di durata/frequenza (cfr. par. 6.3.2).

Tuttavia, la definizione di una serie di livelli risulta concettualmente più complessa della definizione di un singolo LR perché presuppone che alla caratterizzazione statistica della VF siano affiancate valutazioni più approfondite sulla capacità dei recettori a tollerare esposizioni ad incrementi anomali della torbidità di diversa entità (cfr. par. 5.1). In generale, in base allo stato dei recettori e del sistema oggetto di studio, dovranno essere condotti approfondimenti per l’identificazione delle aree (Figura 40):

- contraddistinte da diversi livelli di impatto in relazione al rischio di esposizione ai superamenti e alla tolleranza dei recettori presenti;
- non influenzabili dalle operazioni di movimentazione dove posizionare di stazioni di controllo per discriminare le effettive cause degli incrementi anomali di torbidità³².

L’utilizzo di livelli multipli di attivazione può essere funzionale ad un Piano di Gestione delle operazioni di movimentazione (cfr. par. 6.4.2) per la tutela dell’ambiente, quando:

- l’area di influenza sia caratterizzata dalla presenza di recettori di diversa tipologia da tutelare;
- l’analisi della frequenza e della persistenza (durata) nel tempo degli eventi causa dei livelli di torbidità naturalmente elevati evidenzia una notevole variabilità della dinamica sedimentaria nell’area di influenza, ovvero la presenza di aree caratterizzate da diverse VF della torbidità;
- l’analisi del flusso medio delle correnti evidenzia una notevole variabilità nel tempo e nello spazio (nel piano e lungo la verticale) per cui è lecito attendersi un cambiamento della pericolosità da esposizione al particolato risospeso in diverse condizioni climatiche.

In quest’ultimo caso, si suggerisce l’analisi delle contestuali misure di intensità e direzione corrente, al fine di impostare livelli di torbidità diversi in coerenza con l’incidenza di diverse condizioni su:

- la dinamica preferenziale e il tempo di permanenza in sospensione della nube di torbida;

³² Se si determina che il superamento è attribuibile al dragaggio, sarà necessario pianificare indagini di monitoraggio sui recettori per stabilire se i superamenti hanno provocato impatti (verifica della risposta biologica nei recettori sensibili).

-
- i livelli di esposizione al particolato sospeso dei recettori da tutelare rispetto alla loro posizione.

6.3.3 Approccio concettuale per la stima del Livello di Riferimento

I D.M. 172/2016 e 173/2016 evidenziano l'importanza della fase *Ante Operam* per definire i valori di riferimento per i parametri di interesse e la loro naturale variabilità spazio-temporale anche in aree di controllo non influenzabili dalle operazioni di movimentazione. In particolare, nell'allegato tecnico del D.M. 173/2016 si suggerisce di utilizzare il 90-esimo percentile di un campione di misure sufficientemente ampio (da risultare rappresentativo della variabilità dell'area) per individuare il valore di riferimento di torbidità (o della concentrazione dei solidi sospesi), se non diversamente stabilito dal PMA.

Per le finalità di controllo in fase operativa della conformità dei livelli di torbidità, è importante ricordare che la scelta del valore del percentile come parametro statistico descrittore della VF (es. fra 85, 90, 95, 99-esimo percentile) deve dipendere dal grado di confidenza con il quale si ritiene che tutte le osservazioni del campione statistico appartengano effettivamente alla popolazione della variabile aleatoria costituita dal fondo, e che la scelta del percentile identifica la coda della distribuzione, facendo ritenere che vi sia un disturbo (o una anomalia) indotto da fenomeni diversi da quelli selezionati dal MC come fattori di influenza (o di controllo) della torbidità ascrivibile al fondo in condizioni ordinarie. Più precisamente, se si fissa un LR dalla caratterizzazione della VF come pari ad un dato percentile "Xp", le restanti "1-p/100" osservazioni che eccedono il LR selezionato in base alla VF sono conseguentemente valori "alterati" o "potenzialmente alterati" a prescindere dal fatto che appartengano alle "1-p/100" osservazioni che hanno contribuito alla caratterizzazione statistica del fondo.

Ai fini pratici, i dati climatologici, idrologici e meteomarini, nonché le corrispondenti serie temporali di dati relativi alla torbidità indotta, sono generalmente analizzati usando metodi non parametrici, ovvero non basati sull'assunzione che i dati seguano una particolare distribuzione di probabilità. La distribuzione di tali dati, infatti, è spesso non corrispondente ad una distribuzione normale (o, più in generale, non è associabile ad una forma analitica nota), pertanto descrivibile mediante parametri descrittivi (es. la mediana e i quantili; cfr. par. 4.2).

Si rimanda al Capitolo 4 (cfr. par. 4.4) per indicazioni in merito all'analisi preliminare del DS ai fini della scelta del percentile come misura statistica della VF rappresentativa del comportamento, sia di natura deterministica (o sistematica) sia di natura aleatoria di un sito.

Ai fini della gestione delle operazioni di movimentazione in siti dove vi sia la necessità di tutelare recettori sensibili (cfr. Cap. 5) si può fare riferimento alla sovrapposizione delle seguenti componenti:

- un *trend* o una tendenza deterministica (o sistematica) che esprime l'andamento della variabilità di fondo della torbidità nel lungo periodo (es. con periodicità annuale) per una completa rappresentazione del fenomeno;
- una componente ciclica deterministica (es. con periodicità stagionale) che, per i dati ambientali, esprime generalmente la variabilità legata all'evoluzione del fenomeno in determinate condizioni che si presentano con una frequenza stagionale;
- una componente irregolare che può essere totalmente aleatoria o meno (es. traffico navale, eventi meteo intensi, ecc.), che può essere trattata come una serie di dati appartenente ad una o più sub-popolazioni.

Una volta valutata la rappresentatività del campione di dati ai fini della determinazione della VF, ovvero la consistenza della serie di dati per le finestre temporali in cui sono osservate le diverse componenti che incidono sulla stazionarietà della distribuzione del parametro nelle condizioni di base (cfr. par. 4.2), per la scelta del percentile si deve considerare che:

1. maggiore è la rappresentatività temporale del DS e maggiore può essere il percentile a cui riferirsi.
2. nel caso di rimozione, o meno, di valori anomali (*outlier*) nel DS:
 - a. se non esiste una chiara motivazione per l'eliminazione degli *outlier* dal *set* di dati, si può ragionevolmente optare per percentili più bassi per evitare che il LR sia irrealisticamente influenzato dai pochi valori insolitamente elevati rispetto alla caratterizzazione statistica delle osservazioni;

- b. qualora si opti per la rimozione degli *outlier* ci si può orientare verso percentili più elevati da applicare alle osservazioni rimanenti;
 - c. nel caso di incertezza si deve procedere con entrambe le modalità e verificare la differenza tra percentili calcolati con o senza *outlier*.
3. per ridurre il peso dei valori "insolitamente elevati" il valore percentile deve essere selezionato in relazione alla numerosità del campione di dati ed alla sua consistenza campionaria (cfr. par. 4.3.1 e par. 4.5).

Considerazioni pratiche

- Una serie con tutti i dati validati può presentare caratteristiche che ne riducono la qualità complessiva, ad esempio, se è elevato il numero di dati mancanti o se la serie non è omogenea poiché prodotta con strumentazione diversa.
- In generale, gran parte dei dati di torbidità è acquisita durante un'unica giornata (sebbene siano generalmente campionati con una risoluzione dell'ordine dei 10-15 minuti). Per la determinazione della VF, tuttavia, è opportuno lo studio di serie rappresentative di scale temporali più elevate (mensile e annuale) ed anche dei periodi di massima biomassa (per tenere conto anche della stagionalità del carico organico in sospensione, come ad esempio quello dovuto al fitoplancton).
- I LR di torbidità dovranno tenere conto delle condizioni climatiche, idrologiche, meteorologiche che influenzano lo stato del mare e, pertanto, la torbidità, selezionate in relazione alle peculiarità del corpo idrico dove saranno svolte le attività (in mare aperto, in aree costiere litoranee e/o costiere confinate).
- La scelta delle finestre temporali per le analisi statistiche deve tenere conto dell'analisi della ricorrenza di eventi di particolare intensità e/o degli eventi estremi (spesso considerabili come eventi stazionari) che incidono sulla massima torbidità rilevabile in un sito. Ad esempio, dovranno essere formulate considerazioni che permettano di valutare nell'arco delle lavorazioni i valori di riferimento (cfr. par. 4.5 e par. 6.3.2):
 - da rispettare se le condizioni climatiche e meteomarine si manterranno sul bel tempo lungo l'intero arco dei lavori;
 - da considerare accettabili qualora dovessero verificarsi eventi climatici e meteomarini che possano portare a superamenti dei Livelli di torbidità a prescindere dalle operazioni di movimentazione in essere.

6.3.4 Approccio concettuale per la stima dei Livelli di Attivazione

EPA (2021) propone un approccio concettuale per la stima di LR e LA sito-specifici da utilizzare nell'ambito di Piani di Gestione delle operazioni di movimentazione dei sedimenti basato sulle raccomandazioni contenute in numerose LL.GG. di settore (es. WA EPA, 2011; GBRMPA, 2012; EPA, 2016; ISPRA, 2017).

Tale approccio suggerisce di suddividere l'estensione dell'area di influenza potenzialmente interessata dalla dispersione dei sedimenti in zone a diverso livello di impatto potenziale: zona di effetto accettabile, di impatto moderato e di impatto elevato (cfr. par. 6.1 - Figura 40). Concettualmente, tali aree sono esposte a diversi livelli di torbidità (caratterizzati in termini di intensità, durata e frequenza) rilevabili rispetto alle condizioni inalterate, sebbene nella realtà le complesse relazioni tra fattori ambientali rendano assai difficile prevedere con precisione la severità e i tempi di recupero di un potenziale impatto sui recettori presenti (cfr. par. 5.1).

Il metodo proposto da EPA (2021) riporta l'utilizzo di curve percentili estratte da una serie di dati rappresentativa delle condizioni ordinarie di un sito. Questo metodo, mediante la stima della variabilità naturale della torbidità attorno a ciascun valore percentile, fornisce un'indicazione dell'entità della torbidità e delle metriche combinate di durata/frequenza per una serie di condizioni.

In particolare, EPA (2021) ipotizza che l'area di influenza sia definita come l'estensione dei pennacchi che diventino rilevabili una volta che la torbidità raggiunga valori superiori al 20-30% delle condizioni di fondo e per determinarne l'estensione utilizza i seguenti criteri:

- più di 0,5 NTU al di sopra delle condizioni del 50° percentile (cioè il 50% del tempo);
- più di 2 NTU al di sopra delle condizioni dell'80° percentile (cioè il 20% del tempo);
- più di 5 NTU al di sopra delle condizioni del 95° percentile (cioè il 5% del tempo).

Ovviamente, analisi più accurate per differenziare le "zone di effetto ammissibile" dalle "zone di impatto" sono eseguibili mediante implementazione di modelli numerici di previsione e, qualora ci si trovi in condizioni non complesse, mediante metodi semplificati (cfr. BOX 6-2) per formulare preliminari considerazioni sull'entità della diluizione dei sedimenti dispersi (Sanchez-Jerez e Karakassis, 2011).

Successivamente, l'approccio prevede l'utilizzo della deviazione *standard* dalla media di fondo naturale per ogni percentile scelto (es. 20°, 50° e 80° percentile) con lo scopo di differenziare tra livelli di torbidità che possano essere utilizzati in ciascuna zona di impatto come soglie da non superare in relazione alla severità degli impatti attesi (acuti e cronici).

Si ricordi, a tal proposito, che:

- i percentili più alti (ad esempio l'80° percentile) rappresentano eventi meno frequenti di torbidità elevata, quindi possono supportare la definizione di livelli cautelativi nei confronti di potenziali impatti acuti;
- i percentili più bassi (ad es. il 20° e il 50° percentile) rappresentano eventi più frequenti di torbidità più bassa, che possono quindi supportare la definizione di livelli cautelativi nei confronti di potenziali impatti cronici.

Più precisamente, si suggerisce di basarsi su un dato numero di deviazioni *standard* dalla media (rappresentativa della variabilità in determinate condizioni, o percentili) per le determinazioni di livelli rappresentativi di valori soglia diversi per ciascuna zona di impatto (Tabella 14), che dalla zona di basso impatto (1-2 volte le deviazioni *standard*) aumentano fino alla zona di alto impatto (3-5 volte le deviazioni *standard*).

Può essere appropriato, ad esempio, usare per ambiti con acque naturalmente meno torbide (ad esempio acque *offshore*) un numero maggiore di deviazioni *standard* rispetto ad ambiti con acque naturalmente più torbide (ad esempio acque costiere).

Tabella 14: Metodo di stima dei livelli (soglie) per la torbidità basati sul calcolo della deviazione *standard* rispetto alla media, per acque costiere (litoranee e confinate) e al largo. I valori riportati sono tratti da EPA (2021).

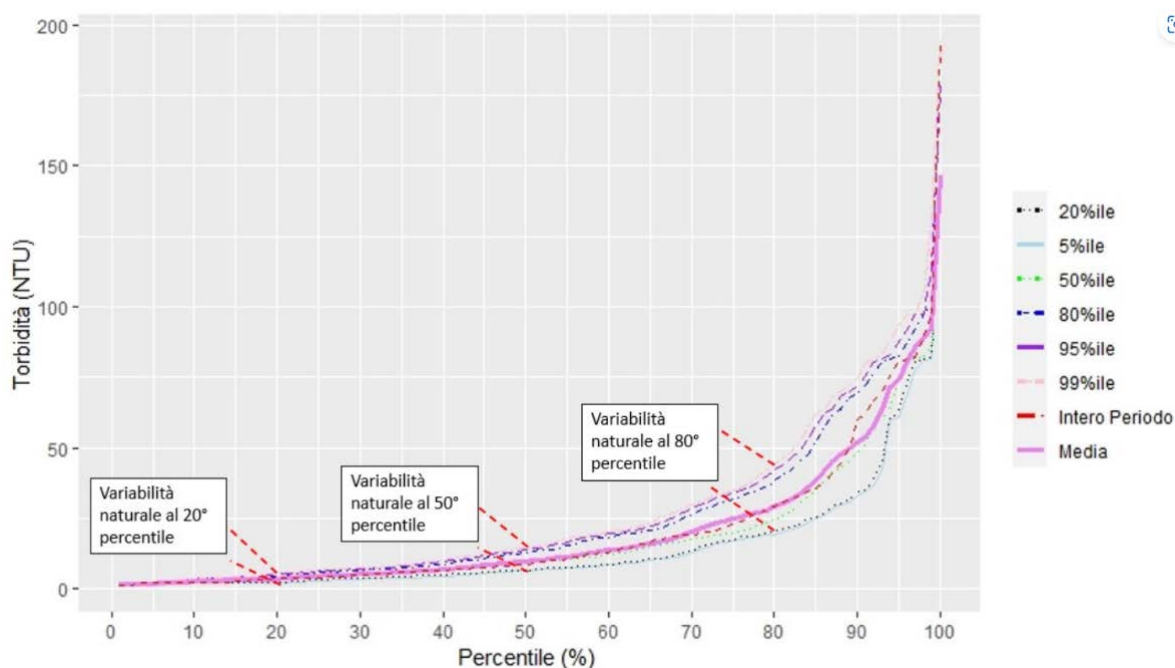
Ambito di riferimento	Zona di Impatto			
	Zona di influenza	Impatto basso	Impatto moderato	Impatto alto
Aree costiere (litoranee e confinate)	Estensione dei pennacchi rilevabili. Gli incrementi di torbidità legati al dragaggio possono essere classificati distinguendo l'intensità del superamento in funzione del perdurare dello stesso.	Valore di soglia = eccesso di torbidità superiore alla deviazione <i>standard</i> dalla media di fondo naturale per le aree vicine alla costa.	Valore di soglia = eccesso di torbidità superiore a 2 deviazioni <i>standard</i> dalla media di fondo naturale.	Valore di soglia = eccesso di torbidità superiore a 3 deviazioni <i>standard</i> dalla media di fondo naturale.
Aree al largo	In EPA (2021) sono proposti scostamenti crescenti al diminuire della durata della perturbazione.	Valore di soglia = eccesso di torbidità superiore a 2 deviazioni <i>standard</i> per le aree al largo.	Valore soglia = eccesso di torbidità superiore a 3 deviazioni <i>standard</i> dalla media naturale per le aree al largo.	Valore di soglia = eccesso di torbidità superiore a 5 deviazioni <i>standard</i> dalla media di fondo naturale.

Come per i LR, anche i LA possono includere la presenza di una componente di giudizio esperto, attribuibile principalmente a (cfr. par. 6.3.2.1):

- la scelta di stabilire quando un set di dati possa essere considerato sufficientemente robusto;
- la selezione delle modalità per il trattamento preliminare all'analisi del set di dati per la caratterizzazione del parametro (cfr. Cap. 4);
- la tolleranza sito-specifica dei recettori da tutelare (cfr. Cap. 5);
- ipotesi di impatto, a breve e lungo termine, legate alla tipologia di progetto (tipologia di sedimento, modalità, estensione e durata delle operazioni), che rappresenta la sorgente di disturbo delle condizioni ambientali in grado di causare effetti sui recettori.

In Figura 45 si riporta un esempio di elaborazioni dell'andamento della torbidità riferito al periodo Luglio 2009 - Maggio 2013 nel Porto di Genova in applicazione di EPA (2021).

Figura 45: Esempio di valori limite (soglie) di torbidità ritenuti rappresentativi della variabilità di base intorno al 20°-50°-80° percentile per i dati del monitoraggio in continuo della torbidità dal Luglio 2009 al Maggio 2013 nel Porto di Genova.



I dati di riferimento sono stati analizzati per fornire un intervallo di valori percentili su periodi di tempo diversi. In particolare, è stato selezionato un periodo di 30 giorni per valutare le variazioni di torbidità su scale temporali sub-mensili mediante il calcolo di diversi percentili. In particolare, dalle curve percentili sono stati ricavati i valori limite (soglie) di torbidità ritenuti rappresentativi della variabilità di base intorno al:

- 20° percentile (condizioni di bassa torbidità - tipicamente vento e onde basse);
- 50° percentile (condizioni medie di torbidità);
- 80° percentile (condizioni di alta torbidità - tipicamente vento e onde moderate o alte).

L'asse delle ascisse nella Figura 45 rappresenta i diversi valori percentili estratti dall'analisi della finestra mobile di 30 giorni, passando da un superamento frequente a sinistra a un valore raramente superato a destra. Le diverse curve sono statistiche che rappresentano la variabilità dei risultati dell'analisi percentile nei diversi periodi di 30 giorni che costituiscono l'intero periodo di monitoraggio di riferimento. La curva più bassa rappresenta le condizioni di minore torbidità riscontrate durante il periodo di monitoraggio, mentre la curva superiore rappresenta al contrario le condizioni di maggiore torbidità.

La linea viola continua rappresenta la media delle condizioni dei diversi periodi di 30 giorni.

In linea di principio, i valori percentili devono essere calcolati per periodi selezionati di durata coerente con i tempi di risposta dei recettori sensibili da attenzionare, generalmente desumibile da letteratura (cfr.

Cap. 5). A titolo di esempio si riporta che i dati di letteratura utilizzati per verificare la tolleranza di fanerogame e coralli in siti australiani (es. Chevron, 2010; Lavery *et al.*, 2019; Jones *et al.*, 2019b) hanno evidenziato che le risposte a variazioni di torbidità per tali specie sono in genere rilevabili su periodi che vanno da giorni a settimane e che, quindi, richiedono valutazioni su scale temporali sub-mensili.

Considerazioni pratiche

Può essere difficile definire quanto un set di dati di monitoraggio di bianco debba essere ampio e distribuito nel tempo per essere considerato sufficientemente robusto per la stima di un adeguato LR (e degli eventuali successivi LA). In linea generale:

- La serie di dati per la determinazione dei Livelli per la torbidità deve essere sottoposta a un processo di controllo di qualità (cfr. par. 4.2) e deve essere garantito che essa sia rappresentativa di condizioni ordinarie (o di base) "cautelative"; per tale motivo è necessario verificare ed eliminare i periodi delle misure in cui si sono verificati eventi che abbiano prodotto aumenti di torbidità (es. altre operazioni di movimentazione, *bio-fouling* ed eventi meteorologici insolitamente intensi).
- Le valutazioni sulla dinamicità delle locali forzanti fisiche che determinano la VF della torbidità nelle condizioni ordinarie (o di base) richiedono conoscenze specialistiche sui processi fisici che governano le dinamiche dello specifico contesto di intervento. In generale, nello stabilire i limiti è bene osservare che:
 - Nel caso di aree al largo, oltre all'andamento delle circolazioni a meso e sub-mesoscala, anche l'innescarsi di periodici fenomeni di stratificazione può agire sulla persistenza della nuvola di torbida in relazione alle frazioni granulometriche e alle modalità di rilascio dei sedimenti lungo la colonna d'acqua.
 - Nel caso di aree costiere litoranee:
 - ✓ le profondità ridotte e l'azione delle onde rendono generalmente omogenea la distribuzione del particellato sospeso lungo la colonna d'acqua, sebbene questa sia fortemente variabile in termini di direzione e intensità;
 - ✓ la vicinanza di strutture costiere alle aree di intervento può interferire con la tipica dinamica sedimentaria longitudinale (caratteristica di media/ampie scale spaziali e legata a condizioni climatiche medie) e trasversale (caratteristica di processi di piccola scala e legata ad eventi particolarmente intensi).
 - Nel caso di aree costiere confinate (bacini portuali), in funzione della profondità degli specchi acquei, si può avere un andamento stratificati delle correnti in prossimità delle aree di comunicazione con il mare aperto, che tendono a ruotare assumendo direzioni opposte procedendo dalla superficie al fondo. In queste situazioni, è importante osservare che i livelli di torbidità a tutela dei recettori potrebbero essere impostati di entità diverse sulla base della direzione prevalente della potenziale dispersione della nube di torbida (es. Livelli minori per flusso in entrata e Livelli maggiori per il flusso in uscita dalle connessioni con il mare aperto).
- Poiché la dinamicità dei fattori che influiscono sulla torbidità (cfr. Cap. 2) è assai diversa per acque costiere (litoranee e confinate) e la torbidità naturale al largo è molto più bassa rispetto alle aree prossime alla costa, i valori soglia per le acque al largo possono basarsi su un numero maggiore di deviazioni *standard* rispetto alle acque più torbide della costa (EPA, 2021).
- Al monitoraggio deve essere affiancata la verifica della diponibilità di informazioni di letteratura sulla tolleranza ad incrementi di torbidità dei recettori presenti (cfr. par 5.1);
- La selezione di parametri da monitorare per verificare la risposta di un recettore in caso di insorgenza di condizioni anomale o critiche rispetto ai valori di riferimento assunti, può essere utile per la pianificazione di attività di controllo e verifica "a posteriori" di eventuali impatti (cfr. par. 5.4).
- L'utilizzo di modelli numerici di previsione è auspicabile per approfondimenti sulla valutazione della variabilità spaziale e temporale e della persistenza di valori elevati del particellato sospeso in diversi scenari di risospensione e per diversi termini forzanti e condizioni al contorno (es. climatiche, idrologiche e meteomarine, operative).

6.4 Monitoraggio in Corso d'Opera per la verifica del rispetto dei livelli di torbidità

6.4.1 Indicazioni per la pianificazione del monitoraggio in Corso d'Opera

Per le finalità delle presenti LL.GG., il PMA in Corso d'Opera deve permettere la verifica nel breve periodo di incrementi anomali del parametro torbidità causati dall'esecuzione dei lavori di movimentazione. Per tale motivo le metodologie di indagine selezionate devono consentire di acquisire e restituire agevolmente i dati rilevanti con lo scopo di attivare (o allertare) in tempi brevi il personale preposto al controllo.

Generalmente si predilige l'utilizzo di sistemi di controllo in tempo reale (*Early Warning System, EWS*), allestiti su stazioni fisse installate. Questi sistemi permettono di acquisire una grossa mole di dati e di interrogare frequentemente gli strumenti mediante l'applicazione di *routine/software* che, in automatico, leggono i dati acquisiti e inviano messaggi di avviso in caso di superamento dei limiti impostati. In questi casi è auspicabile un collegamento telemetrico per fornire i dati in tempo reale (es. Meyers *et al.*, 2016).

L'acquisizione di dati in continuo tramite stazioni fisse installate permette un monitoraggio omogeneo nel tempo (cfr. Cap. 3), funzionale sia a caratterizzare la variabilità di fondo della torbidità prima dell'esecuzione dei lavori (*Ante Operam*) sia al regolare controllo del rispetto dei Livelli selezionati durante i lavori (in Corso d'Opera). Per tale finalità è importante definire il formato del *template* di restituzione con informazioni sul tipo di unità di misura (es. NTU, FTU) e sulla frequenza di restituzione dei dati (es. media mobile di 1 h di dati rilevati ogni minuto) che dipenderanno dalla strumentazione selezionata in base alle peculiarità ambientali e alle finalità operative/progettuali.

I sistemi EWS hanno lo svantaggio di avere una bassa risoluzione spaziale, ovvero sono prioritariamente rappresentativi del punto in cui sono state rilevate le misure utilizzate per derivare i limiti (cfr. par. 6.3 - monitoraggio *Ante Operam*) e non all'intera area potenzialmente influenzata dalla nube di torbida. Per tale motivo, devono essere allestiti in punti strategici rispetto alla posizione dei recettori sensibili e alla direzione prevalente delle correnti (quindi, della dispersione del potenziale evento di torbida).

In linea con i principi già delineati per l'*Ante Operam* (cfr. par. 6.3.1), si suggerisce il posizionamento di una o più stazioni per la verifica dei Livelli all'esterno della zona di dragaggio, o dell'Area di Impatto Totale (A.I.T.) così come definita in Di Silvio *et al.*, 2017 (cfr. par. 6.1), a distanze note dai recettori da tutelare. Questo per garantire che le stazioni possano fungere da «stazioni di allerta precoce» per la dispersione della nube di torbida, ossia siano posizionate in punti in cui la risposta di un recettore ad eventuali superamenti dei Livelli (LR e LA) stabiliti per la torbidità sia facilmente prevedibile e temporalmente successiva rispetto all'anomalia osservata.

È importante che sia garantita la bontà, la confrontabilità e la fruibilità delle misure acquisite nell'ambito delle diverse fasi del monitoraggio (cfr. par. 6.6). Per tale motivo, alle stazioni fisse installate deve essere affiancato il campionamento periodico di campioni d'acqua per calibrare i misuratori ottici e/o acustici utilizzati e derivare una correlazione tra le misure di torbidità in FTU (o NTU) e la determinazione dei TSS in mg/l (cfr. Cap. 3, par. 3.2.3.1 e 3.2.4.1).

Il monitoraggio del tipo EWS presso le stazioni fisse installate può essere integrato con ulteriori stazioni del tipo (cfr. Cap. 3, par. 3.2.5):

- fisse da imbarcazione, per il monitoraggio periodico in «stazioni di controllo».
- mobili da imbarcazione, qualora vi sia l'indicazione a condurre specifici monitoraggi preventivamente pianificati o in seguito alla rilevazione di incrementi anomali (cfr. par. 6.4.2 e 6.4.3) in:
 - punti o transetti (es. lungo sezioni trasversali o a zig-zag) selezionati *ad hoc* per seguire fisicamente l'evoluzione della nube di torbida (dal campo vicino al campo lontano) lungo la direzione preferenziale del trasporto del materiale in sospensione e lo spostamento dei lavori nel breve periodo (cfr. BOX-6-1).
 - punti selezionati a valle della draga per verificare, qualora ve ne sia la necessità, il rateo del rilascio alla sorgente.

In questi casi, per definire le opportune frequenze di misura (quindi la tipologia di sonda e di modalità di acquisizione) è necessario avere ben chiari:

- le scale temporali (durata e/o frequenza) dei processi fisici che influenzano le locali dinamiche sedimentarie e della torbidità (cfr. Cap. 2);
- eventuali frequenze "imposte" dagli Enti di Controllo a garanzia della conformità di specifici obiettivi di qualità ambientale (es. CEDA, 2023).

Il monitoraggio in stazioni ubicate in prossimità dei recettori (*target* sensibili) e di aree di controllo, potenzialmente non coinvolte dalla dispersione della nube di torbida, deve essere attentamente valutato in quanto può contribuire a:

- fornire dati utili per caratterizzare le condizioni al contorno;
- fornire dati utili per confermare la validità delle ipotesi di assenza di impatti;
- discriminare le cause di eventuali impatti (di breve e lungo periodo) non riconducibili alle operazioni.

In questi casi, le distanze di navigazione tra le stazioni collocate tra la zona di intervento e quelle in prossimità dei recettori (*target* sensibili) devono essere tali da rendere il PMA pratico, rappresentativo dei processi in corso e degli impatti attesi, ed evitare che sia inutilmente oneroso.

L'utilizzo di modelli matematici può essere di supporto a (cfr. par. 6.6):

- il posizionamento di stazioni di controllo in base alla delimitazione dell'area di influenza delle operazioni (in Corso d'Opera) e alla previsione delle modificazioni morfologiche e/o strutturali nel *Post Operam* riconducibili all'esercizio delle nuove opere (es. formazione di aree a basso ricambio, modificazioni delle tendenze alla sedimentazione/erosione);
- la previsione a breve termine (ore/pochi giorni) della distribuzione della torbidità, note le previsioni dell'idrodinamica/vento/moto ondoso, ecc.

La lista dei parametri di indagine dovrà essere quella definita a valle della fase conoscitiva preliminare ed eventualmente ricalibrata a valle dell'*Ante Operam*.

Considerazioni pratiche

- Nella maggior parte dei casi, non ha molto senso effettuare il controllo dei limiti di torbidità troppo in prossimità dei mezzi utilizzati per le operazioni di movimentazione. In tali aree, infatti, la torbidità è generalmente molto elevata e presenta una fenomenologia molto irregolare e complessa governata da fattori spesso difficilmente prevedibili (es. perdita di blocchi di materiale fangoso di grandi dimensioni), che la rende scarsamente rappresentativa della frazione dei sedimenti risospesi che tenderà a disperdersi lontano dall'area di generazione, su scale temporali comprese tra h-gg e scale spaziali dell'ordine dei km (cfr. BOX 6-1). Rappresentano eccezioni i casi in cui le operazioni di movimentazione avvengono nelle immediate vicinanze di un recettore sensibile o i casi di operazioni di movimentazione di sedimenti contaminati. In questi casi, infatti, è opportuno valutare approcci molto cautelativi, prendendo misure nelle aree più prossime alle sorgenti di rilascio raggiungibili in sicurezza.
- Nell'implementazione di sistemi EWS, il monitoraggio della torbidità può essere affiancato a quello di altri parametri ambientali per i quali è possibile garantire frequenze di acquisizione e di restituzione dei dati in tempi rapidi.
- Affiancare ai sistemi EWS il posizionamento di "stazioni di controllo" all'esterno all'area di influenza, ma caratterizzate dalla presenza di altre sorgenti di torbida (es. foci fluviali, scarichi, ecc.) che possono interferire con essa, può aiutare a discriminare l'effettivo contributo delle operazioni di movimentazione agli eventuali incrementi di torbidità in Corso d'Opera (cfr. BOX 6-3).
- Qualora vi sia la presenza di sorgenti di torbidità all'interno dell'area di influenza, dovrà essere valutato caso per caso il posizionamento di stazioni di controllo in relazione alla presenza di contaminazione nei sedimenti da movimentare che potrebbe rendere opportuno discriminarne l'effettivo contributo delle operazioni di movimentazione agli incrementi osservati anche all'interno della presunta area di influenza delle operazioni (cfr. BOX 6-3).

- Acquisire le misure di torbidità congiuntamente a misure di corrente presso le stazioni fisse installate consente di individuare la direzione di dispersione prevalente dell'eventuale nube di torbida; in particolare all'ingresso di bacini confinati (come i porti) consente di discriminare eventi di torbida provenienti dall'esterno del bacino e non imputabili ai lavori (es. dovuta all'apporto solido di un fiume o alle correnti litoranee in occasione di mareggiate) da eventi provenienti dall'interno e diretti verso l'esterno del bacino, molto probabilmente imputabili ai lavori.
- Per evitare che aree critiche o caratterizzate dalla presenza di recettori sensibili (cfr. Cap. 5) siano raggiunte da incrementi di torbidità postumi ai rilevamenti ed escludere potenziali effetti avversi, può essere utile seguire fisicamente lo sviluppo del pennacchio di torbida con sistemi di monitoraggio mobile da imbarcazione a partire da distanze dall'area di dragaggio compatibili con quelle raggiungibili dai mezzi di controllo per ragioni di sicurezza³³; (tale tipologia di indagine è particolarmente importante durante la movimentazione di sedimenti altamente contaminati).

6.4.2 Indicazioni per l'utilizzo dei livelli: piano di gestione dei superamenti

Le azioni e le modalità di comunicazione da intraprendere al superamento dei limiti devono essere selezionate prima dell'avvio dei lavori e pianificate nell'ambito di un Piano di Gestione delle operazioni (meglio descritto nel seguito), eventualmente rimodulabile durante l'esecuzione dei lavori.

Per questo il PMA dovrà contenere indicazioni sulle azioni da intraprendere al raggiungimento di ogni Livello prestabilito.

Ai fini del corretto utilizzo dei Livelli proposti come soglie da non superare, si ricorda che è possibile il loro utilizzo avvalendosi di una doppia opzione (Figura 44):

1. un unico valore assoluto (fisso) denominato Livello di Riferimento (LR) - cfr. par. 6.3.2.1;
2. una serie di livelli a crescente criticità - cfr. par. 6.3.2.2.

Nel caso in cui, in relazione alle criticità ambientali e operative (es. presenza di recettori, entità e perdurare dei superamenti) si opti per un approccio più precauzionale e che consenta una gestione preventiva degli effetti/impatti, il rispetto dei livelli multipli per la torbidità (definiti nel paragrafo 6.3.2) segue la logica del semaforo schematizzata in Tabella 15, prevedendo:

- un Livello di Riferimento (LR), o Livello 1, indicativo di nessuno stato di allerta;
- i seguenti Livelli di Attivazione (LA), consecutivi, ma non necessariamente tutti richiesti:
 - Livello di Attenzione (L_{Att}), o Livello 2, inteso come primo stadio di attivazione (o di "allerta arancione");
 - Livello di Allarme (L_{All}), o Livello 3, inteso come secondo stadio di attivazione (o di "allarme rosso").

Durante il monitoraggio in Corso d'Opera dovrà essere data comunicazione tempestiva (es. tramite invio di SMS e/o e-mail a tutti gli enti coinvolti) di qualunque tipo di superamento dei Livelli di torbidità stabiliti o di altre anomalie macroscopiche (ad esempio la presenza persistente di schiume) che si originassero, per escludere effetti sulla qualità dell'ambiente.

³³ Spesso l'area di cantiere non è raggiungibile dai mezzi di controllo per ragioni di sicurezza.

Tabella 15: Esempio di scala semaforica per la gestione del rispetto dei livelli di torbidità: Livello 1 - Livello di Riferimento (LR), Livello 2 - primo livello di attivazione o Livello di Attenzione/allerta (L_{Att}), Livello 3 - secondo stadio di attivazione o Livello di Allarme (L_{All}).

<p>Nessuna allerta</p> 	<p>Livello 1 (o Livello di Riferimento - LR): limite inferiore dei Livelli di Attivazione</p> <p>Il Livello di Riferimento (LR, cfr. Glossario) approssima il valore della distribuzione di torbidità associata ad eventi naturali e antropici rappresentativi, per durata e frequenza, delle ordinarie condizioni del sito. Rappresenta quella soglia della torbidità al superamento della quale gli effetti sono ancora accettabili e non pregiudicano l'ambiente. Per garantire un'adeguata tutela dell'ambiente il LR deve essere:</p> <ul style="list-style-type: none"> • conservativo, in relazione alla tipologia, all'ubicazione e alla tolleranza (o sensibilità) dei recettori agli incrementi di torbidità e dei tassi di sedimentazione; • coerente con le finalità progettuali e con le tecniche e le modalità operative di progetto (es. volumi da movimentare, estensione e durata delle operazioni, possibilità di utilizzo di misure di contenimento della torbidità, ecc.).
<p>Allerta arancione</p> 	<p>Livello 2 (o Livello di Attenzione - L_{Att}): primo stadio di attivazione</p> <p>Il Livello di Attenzione (L_{Att}, cfr. Glossario) rappresenta quella soglia della torbidità che deve essere rispettata per garantire che il successivo Livello di Allarme (L_{All}) non sia raggiunto. Il L_{Att} è indicativo di un incremento in atto dal LR ancora accettabile. Esso è funzionale ad allertare, con congruo anticipo, gli addetti ai lavori e il personale preposto al controllo con lo scopo di appurare la causa del superamento. Al raggiungimento di tale valore i tecnici/ricercatori incaricati che riceveranno il messaggio di allerta controlleranno con maggiore frequenza l'evolvere della situazione e, mediante un attento controllo del dato, appureranno la causa del superamento. Una volta appurata la causa del superamento ed esclusa ogni dipendenza da eventi esterni alle operazioni di movimentazione (es. mareggiate e intensi apporti dalle aree interne, scarichi e fiumi, presenza di situazioni particolari come attività nautiche prossime alla strumentazione, anomalie legate al sensore, ecc.) potranno essere pianificate per tempo le opportune misure di gestione per contrastare ulteriori incrementi (cfr. par. 6.4.3).</p>
<p>Allarme rosso</p> 	<p>Livello 3 (o Livello di Allarme - L_{All}): secondo stadio di attivazione</p> <p>Il Livello di Allarme (L_{All}, cfr. Glossario) rappresenta quella soglia della torbidità che deve essere rispettata per garantire che il persistere dei superamenti non provochi effetti non tollerabili (o impatti) sul recettore (cfr. Cap. 5, Figura 37). Al raggiungimento di L_{All}, nel caso in cui i superamenti rispetto a tale livello aumentino e/o perdurino oltre il tempo di superamento sito-specifico valutato (cfr. par. 6.5.2), devono essere attuate misure di gestione per contrastare il persistere o l'intensificarsi dei superamenti e riportare la torbidità a valori accettabili rispetto al LR iniziale.</p> <p>I tecnici coinvolti nelle azioni di controllo, in questo caso, oltre a seguire l'evoluzione della situazione in continuo mediante un collegamento telemetrico, provvederanno ad attivare gli operatori che dovranno porre in essere le azioni correttive previste al superamento dei valori limite (cfr. par. 6.4.3). Se necessario deve essere prevista l'interruzione delle operazioni fino al ristabilirsi del LR, o quantomeno fino all'adozione di adeguate misure di mitigazione.</p>

Nel seguito si riporta un possibile piano di azioni da mettere in atto al superamento di ciascun Livello qualora si opti per il rispetto di livelli multipli per la torbidità secondo la logica del semaforo. Si precisa che i Livelli consecutivi da 1 a 3 non sono necessariamente tutti richiesti. Pertanto, i seguenti piani di

gestione da intraprendere dovranno essere riadattati, di volta in volta, in relazione alle criticità ambientali e operative del caso in esame.

CASO 1: superamento del Livello di Riferimento (LR) indicativo di nessuno stato di allerta.

Essendo il LR il Livello 1 indicativo di nessuno stato di allerta, il suo superamento non interferisce con il regolare svolgimento delle operazioni, seppur deve essere esclusa la tendenza ad ulteriori aumenti.

In Figura 46 si riporta il diagramma del processo di azioni che potrebbero essere messe in atto al superamento di un LR. Le azioni da intraprendere saranno valutate, caso per caso, in base ad accertate necessità di:

- verificare, mediante confronto con i dati misurati presso le stazioni di "controllo", se l'aumento dei livelli di torbidità è attribuibile alle operazioni o rientra nella VF del sito,
- prevenire, mediante monitoraggi specifici per seguire fisicamente i processi in atto, il rischio che la nube di torbida raggiunga i recettori.

CASO 2: superamento del Livello di Attenzione (L_{Att}) che fa scattare l'allerta arancione.

In Figura 47 si riporta il diagramma del processo di azioni da mettere in atto al superamento del L_{Att} . In particolare, i soggetti che effettuano il monitoraggio dovranno valutare le cause del superamento e se attivare misure del controllo della nube di torbida e, ove possibile, una interrogazione più frequente della strumentazione fissa per seguire l'evoluzione del fenomeno.

La prima azione da intraprendere è, quindi, appurare la causa del superamento. Una volta esclusa ogni dipendenza da eventi esterni alle operazioni di movimentazione (es. mareggiate e intensi apporti dalle aree interne, scarichi e fiumi, presenza di situazioni particolari come attività nautiche prossime alla strumentazione, anomalie legate al sensore, ecc.) dovranno essere pianificate le misure di gestione ritenute idonee per contrastarne in tempi utili ulteriori incrementi imputabili alle operazioni (cfr. par. 6.4.3).

Nello specifico, se i valori di torbidità:

- ritornano entro i *range* accettabili entro un lasso di tempo prestabilito (o **tempo di superamento**, si vedano le successive considerazioni pratiche), in funzione della qualità dei sedimenti e delle condizioni medie di intensità e direzioni delle correnti, lo stadio di allerta arancione termina;
- mostrano una tendenza all'incremento e la situazione evolve con un peggioramento, si passa alla fase di gestione del superamento del Livello successivo (Livello 3, Figura 48).

Nel caso in cui il L_{Att} aumenti fino a raggiungere/superare il L_{All} (definito anche allarme rosso), i soggetti che effettuano il monitoraggio provvederanno a comunicarlo alla Direzione Lavori (e se previsto nell'ambito delle procedure autorizzative anche agli Enti di Controllo), che impartirà specifici ordini di servizio all'impresa per la messa in atto di misure di pre-allarme (se previste) o di più stringenti misure di allarme. In questo secondo caso, dopo l'attivazione della procedura di allarme, è opportuno compilare un verbale di evento e inviarlo alla Direzione Lavori che comunicherà immediatamente all'impresa di mettere in atto le misure mitigatorie/correttive preventivamente concordate con gli Enti preposti al controllo fino al verificato e comunicato rientro dell'allarme.

CASO 3: superamento del Livello di allarme (L_{All}) che fa scattare l'allarme rosso.

Si riporta in Figura 48 il diagramma del processo di azioni da mettere in atto al superamento del L_{All} . Durante il monitoraggio potranno presentarsi i tre scenari di seguito specificati:

- l'allarme rientra: i soggetti coinvolti nelle attività di monitoraggio comunicano all'impresa di continuare i lavori;
- l'allarme resta costante: i soggetti coinvolti nelle attività di monitoraggio comunicano all'impresa di mettere in atto misure di pre-allarme e mitigazione (se perviste) o di spostarsi in altra area;
- l'allarme aumenta: i soggetti coinvolti nelle attività di monitoraggio comunicano all'impresa di mettere in atto misure più stringenti rispetto a quelle già messe in opera o di interrompere i lavori.

Fino a che l'allarme non sarà rientrato, i tecnici coinvolti nelle operazioni di controllo continueranno a seguire l'evoluzione della situazione tramite il sistema remoto ed eventuali controlli sul posto con il mezzo nautico attrezzato con sonda multiparametrica, torbidimetro e correntometro.

Gli scenari possibili sono quindi i seguenti:

- l'allarme rientra entro un lasso di tempo prestabilito (o **tempo di superamento**, si vedano le successive considerazioni pratiche): le operazioni di movimentazione possono continuare;
- l'allarme resta costante: le operazioni possono continuare se possono essere installate delle panne contenitive oppure se l'impresa può limitare la produttività, le modalità di refluitamento, spostarsi in un'altra zona, ecc.;
- l'allarme resta costante: la draga deve smettere di lavorare se non possono essere installate delle panne contenitive, se le panne installate non sono sufficienti a contenere il fenomeno, oppure non può spostarsi in altra zona.

Considerazioni pratiche

- Allorquando, si opti per il rispetto di un unico LR (cfr. par. 6.3.2), è opportuno che il piano delle azioni sia selezionato, e opportunamente riadattato in relazione alle criticità ambientali e operative in esame, tra quelli che seguono la logica degli schemi redatti per i LA (es., Figura 47 e Figura 48).
- Una volta raggiunti i LR e gli eventuali LA (Livello 2 e Livello 3), sarà il Committente (o Soggetto Attuatore) il responsabile dell'adozione delle azioni da parte dell'Appaltatore (o Soggetto Aggiudicatario dei lavori), definite con l'Ente Valutatore (o di controllo) nell'ambito dei processi autorizzativi e decisionali, per garantire che gli impatti sui recettori sensibili siano preventivamente evitati e/o gestiti.
- Il **tempo di superamento** deve essere valutato caso per caso sulla base di specifiche analisi condotte sulla dipendenza (autocorrelazione) temporale dei processi fisici agenti sulla VF della torbidità (quali: deflussi superficiali, precipitazioni, mareggiate, ecc.). Ad esempio, può essere utile caratterizzare l'autocorrelazione tra una perturbazione di durata giornaliera e il tempo con cui gli incrementi significativi indotti decadono a valori ordinari. Una possibilità relativa alla caratterizzazione degli incrementi significativi si basa sull'identificazione di tali eventi con tecniche di analisi sopra soglia (cfr. par. 4.5).
- In termini operativi, è buona pratica prevedere che la misurazione effettuata il primo giorno lavorativo successivo all'evento "perturbativo" debba avere un valore di torbidità inferiore a quello registrato in concomitanza dell'evento perturbativo stesso, dovendo diminuire fino a quello caratteristico delle condizioni di antecedenti l'evento perturbativo entro i tempi da stabilirsi in base alla funzione di autocorrelazione tra la durata degli eventi perturbativi e i livelli di torbidità osservati durante l'*Ante Operam* (ovvero a prescindere dall'evento).

Nota per il lettore

I diagrammi di flusso che seguono vengono redatti per il monitoraggio della variazione della torbidità durante le attività lavorative per ridurre il rischio che il materiale più fine possa restare in sospensione e danneggiare aree o *target* sensibili. Bisogna però ricordare come la torbidità vada collegata a direzione ed intensità delle correnti. Solitamente il Committente (o Proponente) è il Soggetto, direttamente o indirettamente, responsabile della corretta esecuzione del PMA. Le notifiche di quanto accade dal punto di vista ambientale sono a «carico» di chi effettua il monitoraggio ambientale, mentre le notifiche «lavorative» devono essere a carico del Committente dei lavori che verrà aggiornato costantemente da chi effettua il monitoraggio.

Figura 46: Diagramma del processo di azioni da mettere in atto al raggiungimento/superamento del Livello di Riferimento (LR, o nessuna allerta) di torbidità valutato in relazione alla locale esposizione dei recettori.

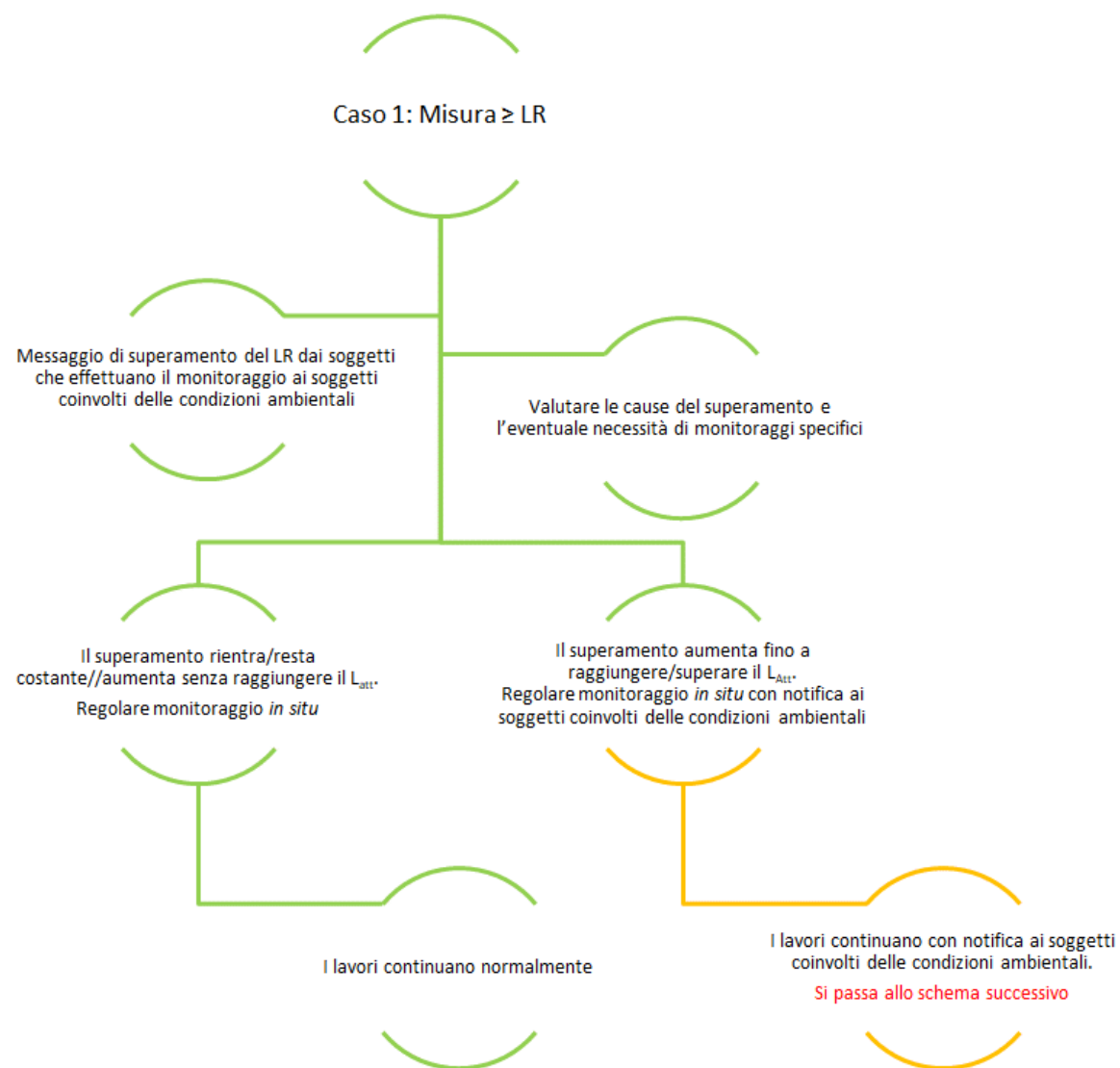


Figura 47: Diagramma del processo di azioni da mettere in atto al raggiungimento/superamento dei Livelli di Attenzione (L_{Att} , o allerta arancione) di torbidità.

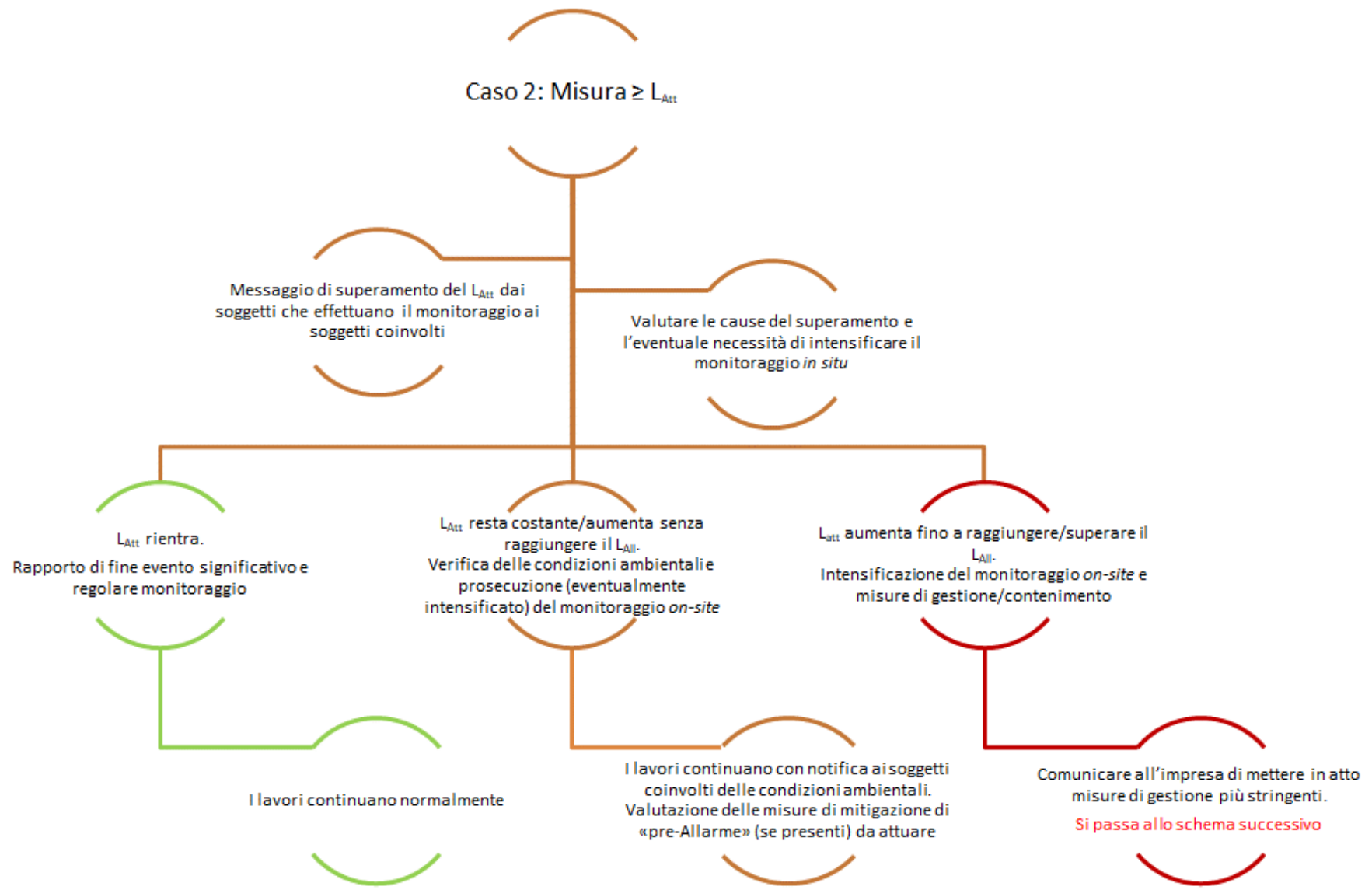
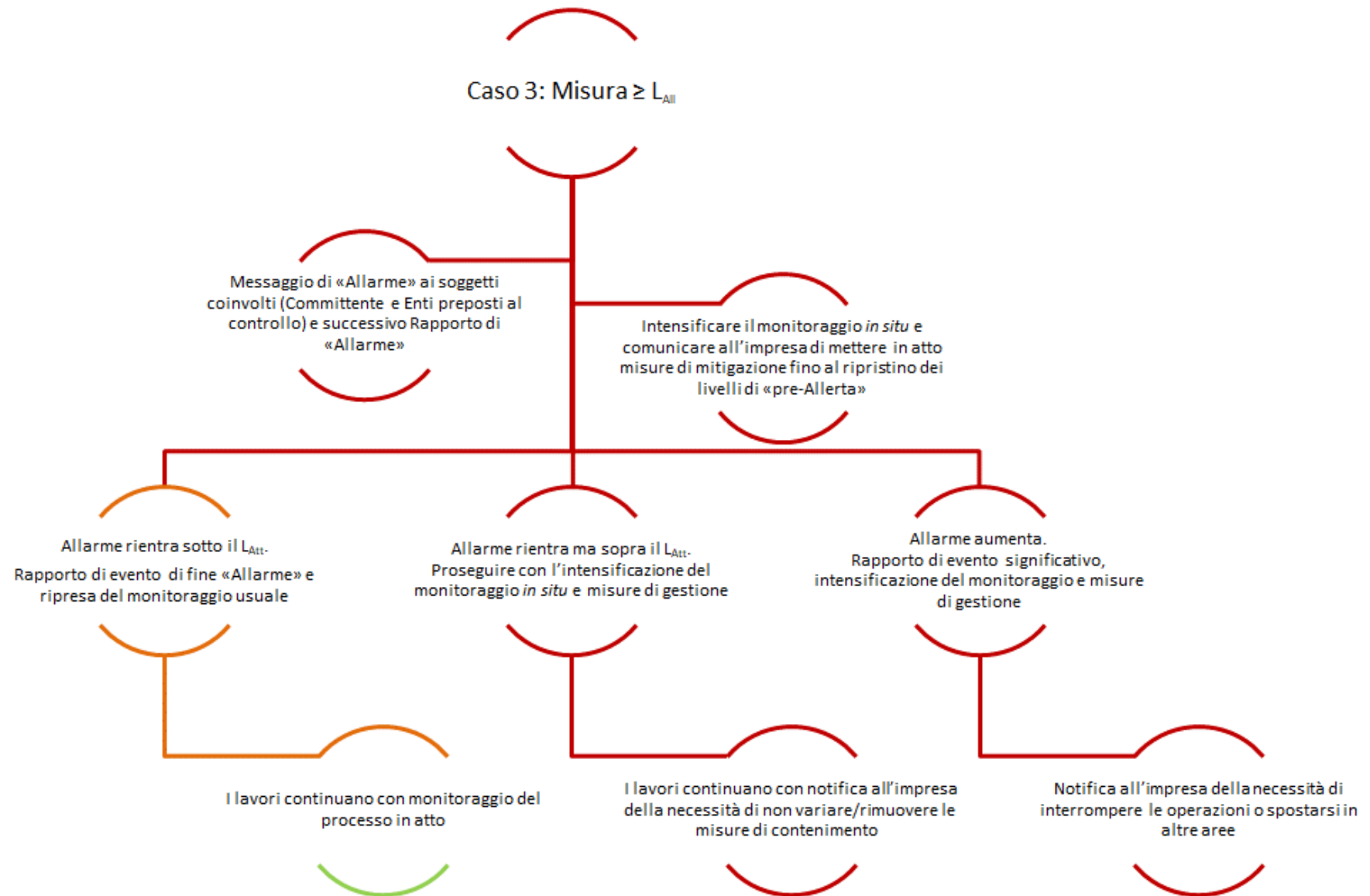


Figura 48: Diagramma del processo di azioni da mettere in atto al raggiungimento/superamento dei Livelli di Allarme (L_{All} , o allerta rossa) di torbidità



Nel Piano di Gestione delle operazioni è importante che siano contenute anche le indicazioni sulle modalità di comunicazione dei superamenti da parte del Soggetto Attuatore agli Enti di Controllo. In particolare, su:

- cosa comunicare
- a chi comunicare
- con che modalità comunicare.

In generale, in seguito al messaggio del raggiungimento dei Livelli, la comunicazione dovrà contenere:

- descrizione del superamento e/o dell'anomalia;
- data, luogo, della rilevazione, foto, o altri elementi descrittivi disponibili (es. descrizioni condizioni meteo, eventi di piena, passaggio di navi, rottura panne);
- eventuali spiegazioni/interpretazioni del fenomeno rilevato/osservato;
- descrizione dell'innescarsi di eventuali fenomeni collegati causa di potenziali criticità ambientali (es. fenomeni di anossia ed eutrofizzazione) correlate e indicazione di eseguire indagini per approfondimenti concordati con le Autorità competenti;
- indicazione a procedere con l'intensificazione/riprogrammazione dei monitoraggi;
- indicazione a mettere in atto eventuali azioni di mitigazione.

Come anticipato in Tabella 15 al raggiungimento dei diversi limiti stabiliti (Livello 1 ed eventuali Livello 2 e Livello 3) si dovrà comunicare se:

- l'aumento dei livelli di torbidità è attribuibile alle operazioni o rientra negli intervalli naturali delle condizioni ambientali del sito;
- non si ha un rientro dei valori di torbidità entro un prestabilito intervallo di tempo o si ha una tendenza ad ulteriori aumenti;
- si sono verificate condizioni ambientali e operative che richiedono monitoraggi specifici per seguire fisicamente il processo della torbida ed escludere la necessità di indagini per verificare la risposta alle alterazioni del sistema sui recettori sensibili (cfr. Cap. 4);
- proseguire con le operazioni con l'adozione di misure di mitigazione per contrastare/far scendere rapidamente la torbidità al di sotto dei livelli critici o interrompere i lavori (cfr. par. 6.4.3).

Qualora le indicazioni del PMA prevedano che contestualmente alla notifica del superamento dei livelli di torbidità sia effettuato il controllo di altri parametri ambientali (e di eventuali contaminanti) per la verifica della risposta dei recettori potenzialmente impattati (cfr. par. 5.4 - Tabella 13) e, laddove siano disponibili, della conformità a *standard* o limiti di legge, la comunicazione dovrà anche includere informazioni sulle stazioni presso le quali sono stati effettuati campionamenti per il controllo di tali parametri/analiti.

In questo caso, in seguito al rilevamento dei superamenti dei livelli di torbidità, compatibilmente con i tempi dichiarati per l'esito delle analisi, dovrà essere redatta una successiva comunicazione che evidenzii:

- la lista dei parametri monitorati a tutela dei recettori ambientali e l'entità delle eventuali difformità rispetto ai valori rilevati (in stazioni confrontabili per posizione) durante la fase *Ante Operam*;
- la lista degli analiti i cui valori sono risultati anomali, le relative concentrazioni ed eventuali *standard* o valori di riferimento di legge utilizzati per la verifica delle anomalie.

In Figura 49 si riporta un esempio dei passaggi logici in cui può essere articolato un Piano di Gestione delle operazioni di movimentazione basato sulla verifica della conformità di livelli (LR e LA) a crescente criticità per garantire che gli impatti sui recettori sensibili siano preventivamente evitati e/o gestiti.

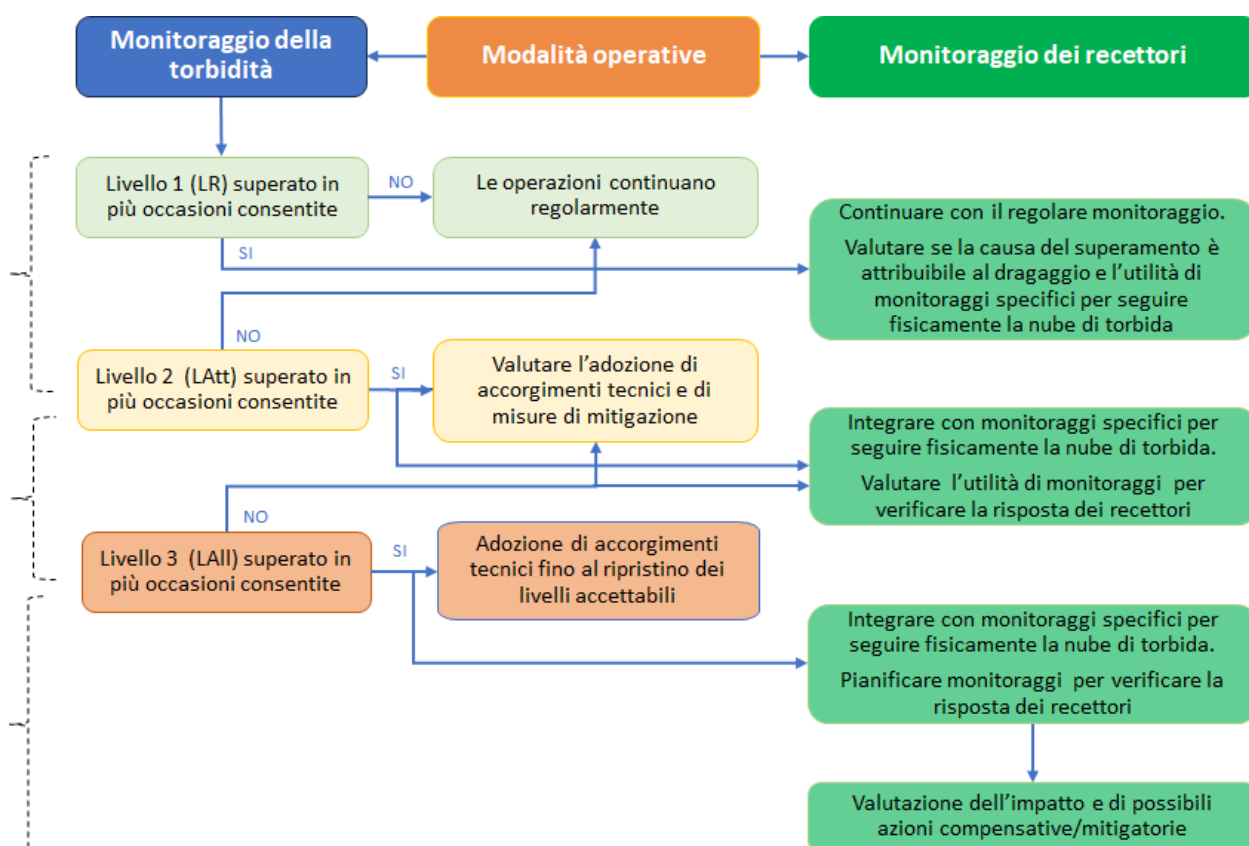
L'esempio riportato in figura illustra che, qualora si superi il:

1. **Livello 1** (LR) - le operazioni di dragaggio continuano regolarmente, ma sono condotte valutazioni "caso per caso" per escludere che l'incremento sia attribuibile alle operazioni o che se vi è la tendenza ad ulteriori aumenti e sull'utilità di monitoraggi specifici per seguire fisicamente la torbida e prevenire il rischio che questa raggiunga i recettori.
2. **Livello 2** (L_{Att}) - le operazioni di dragaggio continuano regolarmente, ma si dovrà valutare l'opportunità di rivedere le modalità operative e/o adottare azioni correttive per evitare ulteriori incrementi. Deve essere valutata l'opportunità di monitoraggi specifici per seguire fisicamente il

processo della torbida ed escludere la necessità di ulteriori monitoraggi specifici per valutare la risposta dei recettori sensibili (cfr. Cap. 4).

3. **Livello 3** (L_{All}) - si dovrà procedere all'adozione di misure di contenimento per far scendere rapidamente la torbidità al di sotto del Livello 2 o con la sospensione dei lavori. In questo caso devono essere condotti monitoraggi specifici per seguire fisicamente l'evoluzione della torbida e, qualora venga interessato un recettore, monitoraggi specifici per valutare la risposta di questo (cfr. Cap. 5.4).

Figura 49: Passaggi logici di un possibile Piano di Gestione delle operazioni di movimentazione basato sulla verifica del rispetto dei limiti per la torbidità derivati a tutela di un recettore.



6.4.3 Misure di gestione preventive e da mettere in atto al raggiungimento dei livelli

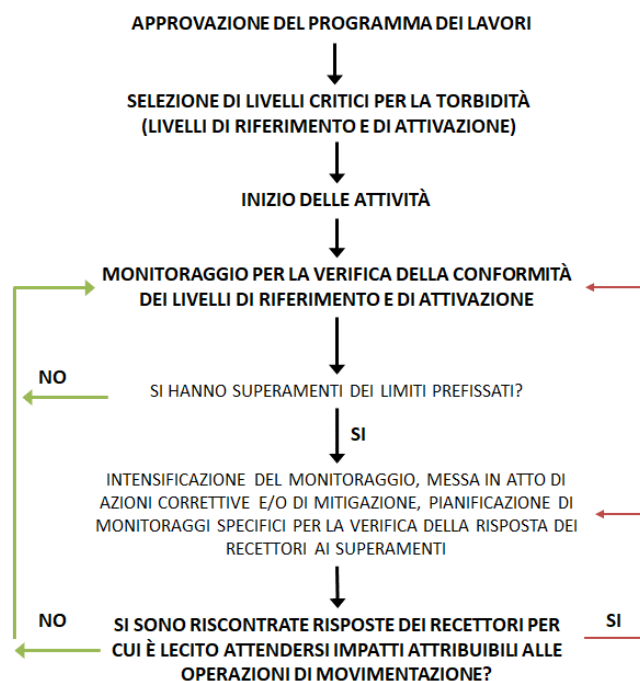
In caso di superamenti dovranno essere attivate, in accordo con gli Enti di Controllo, le misure di mitigazione previste ed eventuali indagini integrative per accertare che l'anomalia sia dipendente completamente, o in parte, dalle operazioni di movimentazione e per escludere l'innescarsi di potenziali impatti collegati sull'ecosistema acquatico.

Per massimizzare l'utilità dei dati del monitoraggio le misure di gestione (mitigazione e controllo) devono essere pianificate nelle fasi della progettazione antecedenti alla realizzazione delle opere. La loro selezione deve essere supportata da un'analisi che ne giustifichi l'adeguatezza per la tutela dell'ambiente rispetto alle scelte progettuali. Per tale motivo è importante che l'iter progettuale e le procedure autorizzative avvengano nell'ambito di una adeguata interazione e condivisione del flusso delle informazioni tra tutte le parti coinvolte nel ciclo di vita di un progetto (Proponente, Progettista e Valutatore o Ente di Controllo).

Il processo di condivisione può riguardare diversi aspetti, quali (Figura 50):

- la valutazione e l'approvazione del programma dei lavori (es. tecniche, modalità operative e cronoprogramma);
- la valutazione e l'approvazione del programma delle misure e delle modalità di analisi per la definizione dei livelli sito-specifici per la torbidità;
- la valutazione e l'approvazione di un sistema di monitoraggio per assicurare che il rilascio di sedimenti in colonna d'acqua (*spill*) sia mantenuto entro i livelli stabiliti;
- in caso di superamenti, dare indicazioni sulle misure di gestione da mettere in atto e sulla necessità di attività di monitoraggio supplementari per valutare le alterazioni della qualità del sistema;
- in caso di alterazioni della qualità del sistema, o laddove non vi sia la garanzia dell'efficacia delle misure messe in atto, prevedere il monitoraggio per appurare, sia pure a posteriori, eventuali impatti sui recettori (cfr. par. 5.4).

Figura 50: Schema delle principali interazioni del processo di condivisione del flusso di informazioni per la gestione di un intervento. Modificato da Eisma (2006)



Le misure di gestione devono essere pensate per rispondere a preliminari ipotesi di impatto e per prevenire la possibilità che tali impatti si verifichino. Quindi devono prevedere azioni proporzionali all'entità degli impatti attesi.

In linea con le recenti buone pratiche (CEDA, 2023), il concetto di prevenzione implica che le misure di gestione siano basate sull'integrazione di misure di tipo proattivo e reattivo:

- le misure di tipo proattivo consistono in una serie di azioni di carattere precauzionale/preventivo e sono finalizzate a ridurre la probabilità che si verifichi l'evento causa dei possibili effetti/impatti sull'ambiente;
- le misure di carattere reattivo consistono in azioni correttive e/o di mitigazione da mettere in atto qualora si verifichi l'evento, a prescindere dal fatto che esso abbia prodotto o meno un effetto/impatto.

Con le misure di tipo proattivo si interviene direttamente sulle tecniche e sulle modalità operative (BRAY, 2008, EISMA, 2006; CEDA/IADC, 2018), ad esempio agendo su:

- la selezione dei mezzi per la movimentazione ambientalmente più compatibili;
- la selezione delle modalità operative che riducano l'intensità del rilascio di sedimenti in colonna d'acqua (es. velocità e produzione del ciclo di dragaggio/sversamento);
- l'utilizzo di accorgimenti e tecniche di schermatura a protezione del rilascio di sedimenti (*spill*) dalla testa dragante;
- la periodicità delle operazioni, programmando le attività di movimentazione scegliendo opportune finestre temporali;
- l'utilizzo di panne e altre misure di contenimento delle aree di intervento.

Queste azioni possono essere adottate in maniera simultanea (o meno), nel rispetto delle finalità ambientali e della sicurezza delle operazioni. A titolo di esempio si riporta che un rallentamento delle operazioni di movimentazioni che porti ad una maggiore durata del progetto deve essere valutato in relazione all'incremento del fattore di rischio dovuto alla maggiore esposizione nel tempo dei recettori alle potenziali cause di impatto (es. incremento della torbidità e del passaggio di inquinanti

eventualmente presenti in colonna d'acqua, ecc.) e al fatto che può costituire un ostacolo al regolare esercizio del traffico navale.

Per questo, talvolta, ad esempio in presenza di *habitat* e/o specie protette in prossimità delle aree di intervento, le attività di movimentazione possono essere programmate in opportune finestre ambientali scelte per limitare il rischio di impatti (*environmental windows*, in Dickerson *et al.*, 1998).

Laddove non vi sia la garanzia dell'efficacia delle misure di gestione messe in atto, è importante che ad esse siano affiancate attività di controllo dell'efficacia delle stesse mediante specifici monitoraggi in Corso d'Opera comunemente denominati "monitoraggi di sorveglianza".

Il monitoraggio in tempo reale della torbidità, pur avendo lo scopo precauzionale di preallertare per tempo gli operatori nel caso si rilevi un incremento del parametro potenzialmente critico, appartiene alle misure di gestione di tipo reattivo.

Tali misure devono prevedere azioni che consentano di agire tempestivamente nel caso siano osservati superamenti.

In particolare, possono essere previste misure del tipo:

- Integrazione/intensificazione del monitoraggio previsto per il controllo dei livelli di torbidità con:
 - monitoraggi finalizzati al controllo, nel breve periodo, dei processi in atto e di sorveglianza dell'efficacia delle misure di mitigazione messe in atto;
 - monitoraggi finalizzati a valutare, nel medio/lungo termine, la risposta dei recettori alle alterazioni indotte sulla qualità del sistema dalla nube di torbida.
- Utilizzo di panne o altre misure di contenimento.
- Modifiche delle modalità operative (velocità del ciclo di dragaggio, produttività, ecc.);
- Riprogrammazione delle tempistiche delle attività;
- Stop delle operazioni ed eventuale allontanamento della draga dai recettori sensibili.

Le misure di gestione, sia proattive che reattive, devono essere selezionate prima dell'avvio dei lavori. Inoltre, come anticipato per le azioni da intraprendere al superamento dei Limiti (cfr. par. 6.4.2) è opportuno che il loro utilizzo sia pianificato nell'ambito di uno specifico Piano di Gestione, eventualmente rimodulabile durante l'esecuzione dei lavori (es. Figura 49).

6.5 Monitoraggio *Post Operam* per la verifica del ripristino delle condizioni ordinarie

Per quanto le fasi conoscitive e pianificatorie (*Ante Operam*) della progettazione siano basate su un'accurata analisi preliminare delle conoscenze, eventualmente con il supporto di studi modellistici di ricostruzione e previsione, è sempre opportuna una fase di monitoraggio *Post Operam* per la verifica dello stato dell'ambiente nello scenario di esercizio di un'opera e delle misure mitigative eventualmente messe in atto. Le misure di *Post Operam* dovranno essere distribuite nello spazio e ripetute per un arco temporale al fine di conseguire il duplice obiettivo di:

- verificare le ipotesi di presenza/assenza di impatto formulate nelle fasi progettuali antecedenti all'inizio dei lavori;
- determinare le caratteristiche del nuovo stato generato dai lavori.

La pianificazione del monitoraggio *Post Operam* deve tenere conto della variabilità propria dell'ambiente. In particolare, la risoluzione delle attività deve essere commisurata:

- nello spazio, a verificare gli effetti nelle aree in cui è stata osservata la dispersione della nube di torbida in Corso d'Opera e per le quali siano previste interferenze (es. per modificazioni dell'idrodinamica indotte dalla nuova configurazione morfobatimetrica) in fase di esercizio dell'opera;
- nel tempo, a caratterizzare le alterazioni fino al raggiungimento delle condizioni iniziali e/o di nuove condizioni di equilibrio.

Le attività di monitoraggio *Post Operam* (posizione e frequenze delle misure) devono essere differenziate in relazione agli impatti osservati in Corso d'Opera e di quelli attesi sul sistema al termine dei lavori (o in fase di esercizio di un'opera), sia nel medio che nel lungo termine. In particolare, il monitoraggio *Post Operam* deve permettere:

- nel breve termine, principalmente di controllare che la torbidità ritorni a valori rappresentativi della VF una volta cessati i lavori o, in alternativa, a determinare i nuovi valori entro i quali si attesti;
- nel lungo termine, di individuare le eventuali interferenze/alterazioni indotte dalla nuova configurazione di progetto sui locali processi fisici del sistema e se a queste possano conseguire modifiche dello stato dell'ambiente (es. compromissione della qualità dell'acqua e dei recettori).

Quest'ultimo punto è fondamentale in presenza di lavori importanti che generano cambiamenti nella dinamica. In questi casi, infatti, si possono instaurare meccanismi di dispersione del sedimento indotti dalla nuova configurazione (come la presenza di nuove infrastrutture o una modificata morfologia del fondale) che possono generare variazioni nei tassi di sedimentazione e quindi variazioni negli stati torbidi che si discostano dai LR precedenti ai lavori.

Considerazioni pratiche

- I valori di torbidità (così come le concentrazioni degli altri parametri indagati) devono essere confrontati con quelli ottenuti nella fase *Ante Operam* per definire se le condizioni iniziali/normali si siano ristabilite nelle aree coinvolte a diverso grado dai lavori; pertanto, è necessario che le stazioni (o alcune stazioni) stabilite nel PMA relativo al *Post Operam* coincidano con quelle effettuate nell'*Ante Operam*.
- La durata del monitoraggio *Post Operam* è commisurata all'estensione dei lavori e alle modifiche indotte sul sistema, in particolare:
 - può avere una durata molto variabile in relazione alle eventuali nuove dinamiche sedimentarie generate dalla nuova configurazione di progetto e dalle componenti ambientali coinvolte;
 - deve essere prolungata nel tempo, oltre al termine dei lavori, per individuare i meccanismi alla base delle nuove dinamiche sedimentarie e comprendere le cause di eventuali criticità inattese, fino ad una nuova condizione di stabilità.
- Nel caso in cui le misure siano prescritte nell'ambito di procedure autorizzative per la realizzazione di nuove opere la cui configurazione potrebbe portare, nel *Post Operam*, ad alterazioni dell'idrodinamica potrebbe essere utile il posizionamento di stazioni nelle aree che potrebbero essere interessate dall'eventuale alterazione della dinamica dei flussi già dalla fase *Ante Operam* al fine di valutare eventuali alterazioni dello stato del sistema.

6.6 Sussidiarietà delle diverse tipologie di dati a supporto della gestione delle operazioni di movimentazione

Il reperimento e la valutazione integrata di informazioni e dati provenienti da diverse metodologie di indagine della torbidità può essere auspicabile qualora, in relazione alle finalità ambientali e progettuali, sia preferibile dotarsi di una strategia di monitoraggio flessibile, ovvero che consenta, in coerenza con l'approccio di gestione adattativa (*Adaptive Management* in Fischenich e Vogt, 2012 e CEDA, 2015) l'eventuale e tempestivo riadattamento delle attività operative e del PMA.

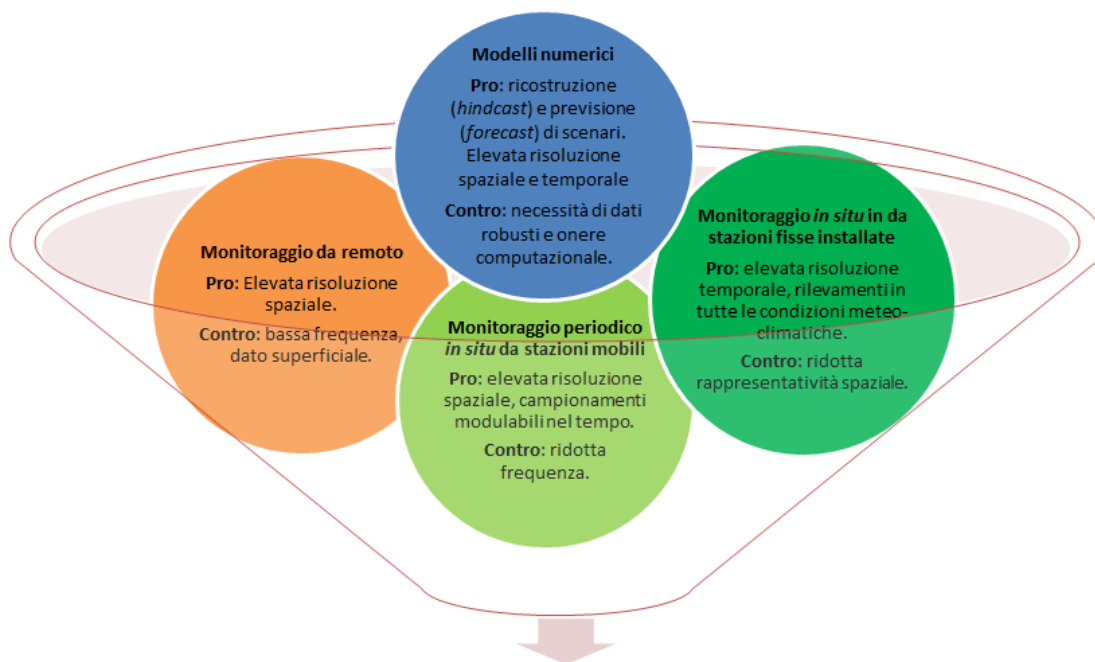
In CEDA (2023) si incoraggia l'utilizzo degli strumenti modellistici previsionali per passare dalla classica strategia di gestione adattativa basata su un approccio di tipo "reattivo", ovvero sulla verifica della conformità dei superamenti di soglie critiche durante le operazioni di movimentazione, ad una basata su un approccio di tipo "proattivo" (o *Pro-Active Adaptive Management* - PAM), basata sull'analisi di scenari di previsione della possibile insorgenza di criticità ambientali in Corso d'Opera.

Il PAM può essere pertanto visto come un'estensione della forma classica con l'aggiunta di un sistema modellistico previsionale all'utilizzo dei LR e LA (cfr. par. 1666.4.1) nell'ambito di un Piano di Gestione delle operazioni di movimentazione (rivedibile in fase di esecuzione del progetto per la crescente accuratezza delle informazioni disponibili, quali: dettagli su modalità tecniche e operative, cronoprogramma, produttività, ecc.) per evitare l'insorgere di impatti ambientali e, al tempo stesso, l'interruzione dei lavori.

Nel paragrafo 3.5 (Tabella 11) si riporta come le diverse metodologie di indagine di possibile utilizzo per lo studio della torbidità coprano differenti risoluzioni spaziali e temporali e come, per sfruttare al massimo le loro potenzialità in un'ottica di sussidiarietà, risulti fondamentale avere ben chiari le potenzialità e i limiti delle diverse tecniche in relazione al contesto ambientale ed operativo di riferimento.

Nel seguito si rimarca l'utilità dell'integrazione delle diverse tipologie di dati (*in situ*, da telerilevamento, da modelli previsionali) per ottimizzare gli sforzi e l'efficacia del monitoraggio. In particolare, sono elencati i principali vantaggi e svantaggi di ciascuna modalità di indagine (Figura 51) nell'ambito della pianificazione di un Programma di Gestione flessibile e rimodulabile in coerenza con un approccio di gestione adattativa.

Figura 51: Schema concettuale dell'approccio integrato nella gestione delle attività di movimentazione.



Analisi dei processi: delimitazione e monitoraggio dell'area di influenza delle operazioni di movimentazione a diverse risoluzioni spaziali e temporali

Valutazione dei risultati del monitoraggio: verifica della conformità dei superamenti rispetto a livelli (soglie) critici per la torbidità, ottimizzazione della strategia del monitoraggio e implementazione di misure di gestione delle operazioni

Misure in situ (cfr. par. 3.2)

La programmazione di misure in situ (esecuzione di misure, dirette e indirette, con sonde e prelievo di campioni di acqua) deve essere condotta in funzione di preliminari ipotesi di impatto.

In Corso d'Opera, le scale spaziali e temporali delle misure di torbidità in situ devono essere coerenti con quelle dello sviluppo completo di un pennacchio di torbida (cfr. BOX 6-1) ed avere le seguenti finalità principali di controllo:

- nel breve termine, della concentrazione di materiale sospeso in prossimità dell'area di generazione (mezzo dragante) per verificare la corrispondenza con le ipotesi di rilascio iniziali dichiarate;
- nel breve e medio-lungo termine, dell'andamento complessivo della dispersione del pennacchio di torbida e della sua variabilità fino al limite dell'area di influenza, così come definita in EPA (2016), a causa delle locali forzanti agenti sull'idrodinamica (cfr. par. 6.1, Figura 40);
- nel breve e medio-lungo termine, dell'entità dell'esposizione ad incrementi dei valori della torbidità e dei tassi di sedimentazione (aree di accumulo) in diverse zone dell'area di influenza.

In base alle suddette finalità potrà essere programmata l'acquisizione delle misure *in situ* mediante metodi di indagine che prevedano l'utilizzo di sistemi strumentali allestiti su mezzo nautico (cfr. par. 3.2.5.1), su stazioni fisse installate (cfr. par. 3.2.5.2), o un'integrazione delle due metodologie.

La definizione dei requisiti alla base della pianificazione dei piani di indagini (procedure e frequenze di misura, ubicazione dei punti di misura, selezione dei parametri da indagare) deve essere supportata dalla redazione di un Modello Concettuale (MC) che fornisca preliminari informazioni sulla variabilità (nel piano e sulla verticale) per le diverse condizioni ambientali al contorno che influenzano la variabilità della torbidità (cfr. Cap .2 e par. 3.1).

Generalmente, le misure *in situ* presentano i seguenti vantaggi:

- Se eseguite presso stazioni fisse installate consentono:
 - un monitoraggio continuo e prolungato nel tempo per la definizione delle condizioni di fondo locali prima dell'esecuzione dei lavori e per la caratterizzazione delle alterazioni durante le operazioni con una risoluzione elevata nel tempo;
 - di acquisire dati anche in condizioni ambientali e operative avverse.
- Se eseguite presso stazioni da imbarcazione consentono:
 - il monitoraggio per brevi periodi di tempo, con alta risoluzione nello spazio, per caratterizzare l'evoluzione dello spazio del pennacchio nel campo vicino;
 - una modulazione delle frequenze di campionamento in funzione, sia delle condizioni operative (es. velocità del ciclo di dragaggio, densità e volumi del materiale sversato) e ambientali (es. profondità dell'acqua, correnti) sia delle finalità del monitoraggio nelle diverse fasi (es. verifica delle soglie e dei criteri stabiliti, calibrazione del modello o verifica di conformità del risultato numerico).

Presentano, invece, i seguenti limiti:

- Devono essere pianificate al fine di garantire una estensione spaziale sufficiente a includere aree indisturbate ("stazioni di controllo" esterne all'effettiva area di influenza).
- Se eseguite presso stazioni fisse installate hanno una risoluzione nello spazio bassa a causa del numero limitato di strumenti, quindi, permettono la sola caratterizzazione puntuale dell'area di influenza.
- Se eseguite presso stazioni da imbarcazione devono essere programmate con frequenze modulate e flessibili in funzione delle finalità delle fasi del monitoraggio, delle informazioni sulle modalità operative e sui potenziali effetti attesi in Corso d'Opera.

Tecniche di telerilevamento (cfr. par. 3.3)

Le tecniche di telerilevamento permettono l'acquisizione di dati da remoto con elevata risoluzione omogeneamente distribuiti nel tempo e nello spazio.

Le immagini satellitari presentano i seguenti vantaggi:

- è possibile osservare con cadenze regolari aree di grande estensione;
- possono essere utilizzate come riferimento per l'analisi di condizioni storiche antecedenti l'inizio dei lavori;
- permettono di discriminare/rilevare l'origine di fonti di torbidità in Corso d'Opera riconducibili (e non) alle attività di progetto;
- nel caso di sincronità tra rilievo e attività in corso, permettono di estrapolare, in particolare a livello di superficie, dati (es. di pennacchi di torbidità) utilizzabili per la validazione della modellazione numerica.

Presentano invece le seguenti limitazioni:

- stima limitata alla porzione della colonna d'acqua più prossima all'interfaccia con l'atmosfera; lo spessore della colonna d'acqua al quale si riferisce la stima può variare a seconda dei valori della torbidità stessa, pertanto, eventuali stime del particolato sospeso vicino al fondo sono di difficile quantificazione e generalmente affette da sottostime;
- non sono utilizzabili in caso di nuvolosità, quindi, il loro utilizzo potrebbe essere non attendibile in stagioni caratterizzate da svantaggiose condizioni meteorologiche (in taluni casi potrebbe essere utile l'utilizzo alternativo di droni o la presenza di WebCam).

Per la caratterizzazione dei singoli pennacchi di torbidità la risoluzione spaziale delle immagini satellitari deve essere dell'ordine delle decine di metri (es. Sentinel 2), mentre per la verifica della VF può essere mantenuta la risoluzione *standard* delle centinaia di metri tipica delle applicazioni su larga scala (es. MODIS).

Modelli numerici (cfr. par. 3.4)

Attualmente nella gestione ambientale vengono applicati due tipi di modellazione numerica:

- modellazione su larga scala, che descrive l'intero sistema naturale in cui è incorporato il sito del progetto;
- modellazione su piccola scala, dedicata allo studio di maggiore dettaglio dei processi a scala locale.

Quest'ultima tipologia è applicabile non solo nella gestione ambientale, ma anche per determinare i carichi di progetto relativi alle onde (anche in relazione al passaggio delle navi) e alle correnti. Per finalità di gestione del rilascio dei sedimenti indotto dalle operazioni di movimentazione essa può prevedere l'utilizzo sia di relazioni empiriche per applicazioni speditive (Becker *et al.*, 2015) sia di modelli numerici (Decrop, 2015; Saremi, 2022) per applicazioni di dettaglio.

I modelli numerici permettono la previsione e l'analisi dei processi di interesse, su diverse scale spaziali e temporali, e di approfondire le relazioni tra le sorgenti di risospensione (o cause) e le interazioni (o relazioni causa-effetto) che potrebbero portare ad alterazioni della qualità del sistema.

Come suggerito negli allegati tecnici del D.M. 172/2016 (par. 7.1 - Strategia di monitoraggio per le attività di movimentazione dei sedimenti) e del D.M. 173/2016 (par. 3.3.1 - Monitoraggio delle attività di escavo), durante la progettazione degli interventi e la programmazione dei piani di monitoraggio i modelli previsionali (cfr. par. 3.4) sono da considerare come strumento a supporto della delimitazione dell'area d'influenza delle operazioni di movimentazione e dell'analisi più approfondita della variabilità della torbidità e dei tassi di sedimentazione alle diverse scale spaziali e temporali che contraddistinguono lo sviluppo della *plume* di torbida.

Mediante il supporto modellistico sarà possibile l'individuazione di zone contraddistinte da diversi livelli di impatto potenziale all'interno dell'area di influenza (es. EPA 2016, Figura 40). In particolare, dall'analisi di descrittori (indici) statistici dei superamenti derivati dai risultati modellistici è possibile caratterizzare i superamenti ricostruiti e previsti in termini di intensità, durata e frequenza ai fini della valutazione della significatività degli scostamenti rispetto ad un livello di riferimento sito-specifico desunta dalla VF (cfr. 4.5). Per tale ragione, in linea con quanto riportato in Feola *et al.* (2016) e nelle LL.GG. ISPRA (Lisi *et al.*, 2017; 2019), si raccomanda:

- la simulazione di scenari rappresentativi della variabilità spaziale e temporale del sito, quindi di diverse finestre temporali, da cui estrarre una serie di dati funzionali alla caratterizzazione della VF e alla selezione del Livello di Riferimento (LR) e degli eventuali Livelli di Attivazione (LA) da utilizzare ai fini gestionali;
- la selezione dei punti di controllo, in corrispondenza dei quali estrarre le serie temporali dei parametri idrodinamici e di trasporto (SSC e tassi di deposizione) in punti strategici omogeneamente distribuiti nel piano e a diverse profondità lungo la colonna d'acqua selezionate in funzione della stratificazione termalina;
- l'elaborazione di mappe e grafici di sintesi per rappresentare le variazioni spaziali e temporali dei parametri a diverse profondità e per diverse situazioni istantanee o integrate nel tempo (es. statistiche stagionali) che rendano i risultati modellistici fruibili e facilmente sovrapponibili ad altre informazioni ambientali.

A tal proposito si rimarca l'utilità della trattazione geostatistica ai fini dell'identificazione della scala spaziale della regione in cui il parametro oggetto di indagine è statisticamente differente dalle condizioni di fondo. Si rimanda al paragrafo 4.4.4 per un esempio di applicazione del metodo.

I modelli presentano i seguenti vantaggi:

- permettono di valutare l'estensione dell'area interessata dalla dispersione del pennacchio lontano dalla fonte di risospensione ed individuare le aree critiche in relazione ai superamenti degli incrementi medi e massimi consentiti per SSC (e i tassi di deposizione), solitamente espressi in relazione a determinate soglie (o EQO - *Environmental Quality Objective*);
- permettono di supportare e ottimizzare il posizionamento di stazioni di controllo per la verifica di previsti peggioramenti della qualità del sistema (in Corso d'Opera e *Post Operam*) successivi a modificazioni morfologiche e/o strutturali successivi alla realizzazione di nuove opere (es. formazione di aree a basso ricambio, modificazioni delle tendenze alla sedimentazione/erosione, ecc.);
- permettono, mediante opportune procedure di integrazione, la spazializzazione dei dati acquisiti presso le singole stazioni di monitoraggio in situ con lo scopo di estrapolare LR e di attivazione per la torbidità in punti diversi da quelli selezionati per le misure e in condizioni ambientali diverse da quelle contestuali alle misure.

Per tale finalità gli scenari di previsione possono essere applicati:

- prima dell'inizio dei lavori, per ottimizzare i lavori rispetto a possibili impatti ambientali e per simulare scenari ipotetici e prevedere cosa accadrà se verrà eseguita una determinata misura adattiva o se le operazioni saranno condotte in aree e condizioni idrodinamiche diverse.
- durante le operazioni (previsioni in operativo), al fine di implementare la migliore misura di gestione qualora siano superate (o si prevedano superamenti) delle soglie previste.

Le limitazioni, invece, sono collegate alla necessità di stabilire un programma di monitoraggio specifico per l'acquisizione di dati misurati (di campo o estratte da immagini telerilevate) per aumentare l'accuratezza dei processi di calibrazione e validazione del modello e, quindi, massimizzare la realistica delle previsioni degli studi di supporto alla progettazione (es. analisi delle condizioni ambientali di riferimento e degli scenari critici).

Si rimanda a LL.GG. ISPRA "La modellistica matematica nella valutazione degli aspetti fisici legati alla movimentazione dei sedimenti in aree marino-costiere" (Lisi *et al.*, 2017) per dettagli sulle finalità delle interazioni tra modelli e dati misurati (nelle diverse fasi *Ante Operam*, in Corso d'Opera e *Post Operam*).

6.7 Archiviazione, elaborazione e restituzione dei dati

Per evidenziare un'anomalia in tempo reale del parametro torbidità (come di altri parametri di interesse per la qualità delle acque) è importante che questo sia misurato in continuo e che sia stata identificata una completa procedura capace di individuare lo scostamento da LR e degli eventuali LA per attivare per tempo una serie di azioni gestionali.

I dati ottenuti dal monitoraggio dovranno essere strutturati secondo formati idonei alle attività di analisi e resi disponibili all'Autorità competente per le necessarie valutazioni decisionali.

Per tale motivo, prima dell'avvio delle operazioni, dovranno essere fornite indicazioni operative circa:

- modalità e frequenze di archiviazione;
- modalità di elaborazione dei risultati;
- modalità e frequenze di restituzione.

Tali modalità di archiviazione, elaborazione e restituzione dei dati deve essere stabilita in relazione alle finalità di ciascuna fase del PMA (*Ante Operam*, in Corso d'Opera e *Post Operam*) e condivisa auspicabilmente nell'ambito delle procedure autorizzative.

Per la verifica del superamento dei limiti, i dati di torbidità devono essere acquisiti e visualizzati in tempo reale durante le diverse fasi del monitoraggio. In Corso d'Opera le modalità di visualizzazione delle misure devono permettere l'individuazione immediata di una eventuale torbida generata dai lavori e permettere anche di poterla seguire nella sua evoluzione e diffusione nell'ambiente circostante. Per tale motivo, anche l'elaborazione dei dati di torbidità deve essere condotta in tempi rapidi e con restituzioni grafiche funzionali a formulare valutazioni contestualizzate sulle cause delle eventuali criticità rilevate durante il monitoraggio.

In particolare, l'elaborazione dei dati di torbidità deve essere condotta in associazione con altri parametri indicatori di interesse (come temperatura, salinità, ossigeno disciolto, clorofilla e dinamica) al fine di contestualizzare immediatamente i valori misurati, discernere le eventuali diverse fonti di torbidità presenti e comprendere i meccanismi in atto lungo la colonna d'acqua (come per esempio la presenza di apporti solidi fluviali individuabili dai valori relativamente bassi di salinità nello strato superficiale della colonna d'acqua o la diffusione della nuvola torbida verso una determinata area dovuta alla presenza di correnti con determinata direzione).

Qualora durante le fasi di cantiere si utilizzino tecniche di tipo acustico per il monitoraggio dell'evoluzione del pennacchio di torbida lungo transetti (orizzontali o a zig-zag) da imbarcazione, come strumento di supporto alle decisioni, si evidenzia l'utilità di sistemi di gestione dei dati (ad esempio del tipo GIS) che forniscono anche elaborazioni basate su ricostruzioni tridimensionali del fenomeno (cfr. par. 3.6).

Considerata l'elevata e diversificata mole di dati e documenti prodotti, talvolta derivati da diversi strumenti di indagine, per la gestione di grandi interventi (o di interventi critici dal punto di vista ambientale) è opportuno che tutte le informazioni (posizionamento delle stazioni, mappatura di biocenosi, ecc.) e i dati di caratterizzazione e monitoraggio acquisiti siano raccolti in un *database* dedicato, con risposta cartografica georeferenziata e disponibili in formato elettronico.

Il sistema dovrebbe essere preferibilmente costituito da un *Web-Geographic Information System* (Web-GIS) in grado di gestire in modalità integrata informazioni cartografiche ed alfanumeriche, distribuite mediante la rete *Internet*. Grazie a questo sistema l'utente può avere la possibilità di accedere alle informazioni mediante una interfaccia sviluppata secondo i canoni delle pagine *internet* (*indirizzo internet* – *login* – *password*) e utilizzare gli strumenti del *software* in base ai diritti di cui dispone (gestore, visualizzatore semplice, ecc.). Il sistema dovrebbe permettere:

- l'utilizzo multidisciplinare di dati ambientali e la restituzione cartografica sia mediante modelli di ricerca predefiniti sia *customizzabili*;
- la gestione di dati correntometrici, dati fisici, chimici e biologici del comparto acqua e di eventuali altri comparti indagati ai fini del monitoraggio;

-
- la disponibilità di *output* mirati (reportistica, mappe, servizi *Web Map Service* - WMS o *Web Feature Service* - WFS, ecc.) che permettano l'utilizzo del *database* anche come strumento gestionale nell'ambito di operazioni di ricerca e monitoraggio.

Tra i vari servizi possibili, deve essere garantita la protezione da intrusioni esterne, l'aggiornamento costante dei *software*, l'adeguamento costante alle vigenti disposizioni sulla protezione dei dati, ed il *back-up* giornaliero.

L'attività di mantenimento e implementazione del *database* dovrà quindi prevedere:

- data *entry* cartografico ed alfanumerico (batimetrie, caratterizzazione dei sedimenti, cartografia tematica);
- rilevanza delle personalizzazioni alle applicazioni gestionali, al modello dati e alla struttura del *database*;
- eventuali attività di *data warehousing*: integrazione del sistema proposto con altri *database*, attività di sviluppo di *data-mart*, ecc.

All'interno del *database* dovrebbe essere anche prevista una sezione dedicata all'archivio dei rapporti tecnici e delle relazioni prodotte nelle diverse fasi di monitoraggio. I dati e le relative modalità di acquisizione per le diverse fasi di monitoraggio del PMA dovrebbero essere riassunti e descritti in rapporti tecnici e relazioni, con una frequenza di produzione da concordare tra i soggetti coinvolti (proponenti, realizzatori del monitoraggio e Autorità competenti) e dipendente dall'entità e durata dei lavori. I report di monitoraggio dovranno quindi contenere la descrizione dettagliata delle attività effettuate in campo, corredata da cartografia aggiornata delle aree interessate, l'esposizione dei dati e dei risultati di elaborazioni e le considerazioni conclusive sulla qualità ambientale dei territori interessati. Il report dovrà contenere almeno:

- Materiali e metodi: descrizione del piano e delle modalità di campionamento, matrici indagate e metodi analitici, analisi dei dati.
- Risultati: descrizione dei risultati riportati, laddove possibile anche in forma tabellare.
- Discussione e conclusioni: i risultati saranno discussi in modo da illustrare eventuali effetti delle operazioni, se presenti. Il report dovrà contenere i confronti con eventuali dati pregressi con particolare attenzione alle criticità emerse.
- Sviluppi futuri: da inserire qualora i risultati diano indicazioni sulla necessità di apportare modifiche al piano di monitoraggio.

7 Bibliografia

- Ahmed F.E., Hattis D., Wolke R.E., Steinman D. (1993). Human health risks due to consumption of chemically contaminated fishery products. *Environmental Health Perspectives* 101(3): 297–302. <https://doi.org/10.1289/ehp.93101s3297>
- Alkhalidi M., Alsulaili A., Almarshed B., Bouresly M., Alshawish S. (2021) Assessment of Seasonal and Spatial Variations of Coastal Water Quality Using Multivariate Statistical Techniques. *Journal of Marine Science and Engineering* 9: 1292. <https://doi.org/10.3390/jmse9111292>
- Al Mutairi N., Abahussain A., El-Battay A. (2015). Spatial assessment of monitoring network in coastal waters: a case study of Kuwait Bay. *Environmental Monitoring and Assessment* 187: 621. doi: 10.1007/s10661-015-4841-7
- Annicchiarico C., Assennato G., Blonda M., Cardellicchio N., Di Leo A., Giandomenico S., Spada L., Ungaro N. (2010). Pollutants biomonitoring in coastal marine and transitional waters of Apulia region (Southern Italy). *Fresenius Environmental Bulletin* 19 (9): 1841–1847.
- APAT-IRSA (2003). *Metodi analitici per le acque. Manuali e Linee Guida* 29/2003. Metodo 2090. Volume Primo.
- APAT (2022) *Gli indicatori trofici per le acque marino costiere. Rapporti* 26/2002.
- ARPAV (2022). *Classificazione di stato chimico e di stato ecologico delle acque marino costiere del Veneto per il sessennio 2014-2019 (D.Lgs 152/2006 e ss.mm.ii.) Approvata con D.G.R.V. n. 4 del 04/01/2022. Rapporto tecnico.*
- Avens L., Lohmann K.J. (2003). Use of multiple orientation cues by juvenile loggerhead sea turtles *Caretta caretta*. *The Journal of Experimental Biology* 206: 4317–4325. doi:10.1242/jeb.00657
- Bacci T., Penna M., Rende F.S., Tomasello A., Calvo S. (2020). Scheda Metodologica *Posidonia oceanica* (L.) Delile Descrittore 1 Biodiversità (D.Lgs 190/10) Elemento di Qualità Biologica Angiosperme (D.Lgs 152/06).
- Badilla-Aguilar A, Mora-Alvarado DA (2019). Analysis of the bacteriological quality of two tropical beaches: relationship of indicators of fecal contamination between seawater and sands. *Technology in March Magazine* 32: 37–45.
- Bailey S.W., Werdell, P.J. (2006). A multi-sensor approach for the on-orbit validation of ocean color satellite data products. *Remote Sensing of Environment* 102: 12–23. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2006.01.015>
- Balata D., Piazzì L., Cecchi E., Cinelli F. (2005). Variability of Mediterranean coralligenous assemblages subject to local variation in sediment deposits. *Marine Environmental Research* 60: 403–421.
- Balata D., Piazzì L., Benedetti-Cecchi L. (2007a). Sediment disturbance and loss of beta diversity on subtidal rocky reefs. *Ecology* 8: 2455–2461.
- Balata D., Piazzì L., Cinelli F. (2007b). Increase of sedimentation in a subtidal system: effects on the structure and diversity of macroalgal assemblages. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 351: 73–82.
- Becker J.H., van Eekelen E., van Wiechen J., De Lange W., Damsma T., Smolders T., van Koningsveld M. (2015). Estimating Source Terms for Far Field Dredge Plume Modelling. *Journal of Environmental Management* 149: 282–293.
- Berk A., Anderson G. P., Acharya P. K., Bernstein L. S., Muratov L., Lee J., ... Lewis P.E. (2005). MODTRAN 5: a reformulated atmospheric band model with auxiliary species and practical multiple scattering options: update. In *Algorithms and technologies for multispectral, hyperspectral, and ultraspectral imagery XI* (Vol. 5806, pp. 662–667). SPIE.
- Bernard G., Romero-Ramirez A., Tauran A., Pantalos M., Defandre B., Grall J., Grémare A. (2019). Declining maerl vitality and habitat complexity across a dredging gradient: Insights from *in situ* sediment profile imagery (SPI). *Scientific Reports* 9: 16463. doi.org/10.1038/s41598-019-52586-8.
- Byappanahalli M., Fowler M., Shively D., Whitman R. (2003). Ubiquity and persistence of *Escherichia coli* in a midwestern coastal stream. *Applied and Environmental Microbiology* 69(8): 4549–4555.
- Byappanahalli M.N., Whitman R.L., Shively D.A., Ferguson J., Ishii S., Sadowsky M.J. (2007). Population structure of *Cladophora*-borne *Escherichia coli* in nearshore water of Lake Michigan. *Water Research* 41: 3649–3654.
- Boss E., Taylor L., Gilbert S., Gundersen K., Hawley N., Janzen C., Johengen T., Purcell H., Robertson C., Schar D.W.H., Smith G.J., Tamburri N. (2009). Comparison of inherent optical properties as a surrogate for particulate matter concentration in coastal waters. *Limnology and Oceanography: Methods* 7: 803–810.
- Bowers D.G., Boudjelas S., Harker G.E.L. (1998). The distribution of fine suspended sediments in the surface waters of the Irish Sea and its relation to tidal stirring. *International Journal of Remote Sensing* 19(14): 2789–2805.
- Bray R.N. (2008). *Environmental aspects of dredging*. CRC Press. pp. 396.
- Bray R.N., Bates A.D., Land J.M. (1996). *Dredging: A Handbook for Engineers*, Butterworth-Heinemann Ed. pp. 448.

-
- Brandão J., Gangneux J.P., Arikan-Akdagli S., Barac A., Bostanaru A.C., Brito S., *et al.* (2021). Mycosands: fungal diversity and abundance in beach sand and recreational waters – relevance to human health. *Science of The Total Environment* 781: 146598.
- Brockmann C., Doerffer R.P., Stelzer M.K., Embacher S., Ruescas A. (2016). Evolution of the C2RCC Neural Network for Sentinel 2 and 3 for the Retrieval of Ocean Colour Products in Normal and Extreme Optically Complex Waters. *Living Planet Symposium, Proceedings of the conference held 9-13 May 2016 in Prague, Czech Republic*. Edited by L. Ouwehand. ESA-SP Volume 740, ISBN: 978-92-9221-305-3, p.54.
- Bukata R.P., Jerome J.H., Kondratyev K.Y., Pozdnyakov D.V. (1991). Estimation of organic and inorganic matter in inland waters: Optical cross sections of Lakes Ontario and Ladoga. *Journal of Great Lakes Research* 17(4): 461–469.
- Bustamante J., Pacios F., Diaz-Delgado R., Aragonés D. (2009). Predictive models of turbidity and water depth in the Doñana marshes using LANDSAT TM and ETM+ images. *Journal of Environmental Management* 90: 2219–2225.
- CEDA (2015). Integrating adaptive environmental management into dredging projects. *CEDA Position Paper*.
- CEDA/IADC (2018). *Dredging for Sustainable Infrastructure*. The Hague, the Netherlands: CEDA/IADC.
- CEDA (2020). *Assessing and Evaluating Environmental Turbidity Limits for Dredging*. Available at: <http://www.dredging.org/media/ceda/org/documents/resources/cedaonline/2020-05-AETL.pdf>
- CEDA (2023). *Adaptive Management for environmental aspects of dredging and reclamation projects: Reactive and Pro-Active*. *In press*
- Chevron (2010). *Tolerance Limits Report. Technical Appendices N3 to N10 – Draft Environmental Impact and Management Programme for the Proposed Wheatstone Project*, pp. 2–127.
- Chebud Y., Naja G., Rivero R., Melesse A.M. (2012). Water Quality Monitoring Using Remote Sensing and an Artificial Neural Network. *Water Air & Soil Pollution* 223: 4875–4887.
- Cho K.H., Pachepsky Y.A., Kim J.H., Kim J.W., Park M.H. (2012). The modified SWAT model for predicting fecal coliforms in the Wachusett Reservoir Watershed, USA. *Water Research* 46: 4750–4760.
- Cho K.H., Pachepsky Y.A., Oliver D.M., Muirhead R.W., Park Y., Quilliam R.S., Shelton D.R. (2016a). Modeling fate and transport of fecally-derived microorganisms at the watershed scale: state of the science and future opportunities. *Water Research* 100: 38–56.
- Cho K.H., Pachepsky Y.A., Kim M., Pyo J., Park M.H., Kim Y.M., *et al.* (2016b). Modeling seasonal variability of fecal coliform in natural surface waters using the modified SWAT. *Journal of Hydrology* 535: 377–385.
- Coles S., Bawa J., Trenner L., Dorazio P. (2001). *An introduction to statistical modeling of extreme values*. Vol. 208, Springer, London, p. 208. <https://doi.org/10.1007/978-1-4471-3675-0>
- Comis C.M., Koepfler E.T., Riggall T.E., Wright E.E. (2012). Nearshore orientation preferences of loggerhead sea turtle (*Caretta caretta*) hatchlings in Kyparissia Bay, Greece. *Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation, Oaxaca, Mexico*, 32 (poster)
- CORILA (2006a). *Attività di Rilevamento per il Monitoraggio degli effetti prodotti dalla costruzione delle opere alle bocche lagunari. Linee Guida Misure Speditive*. Studio B.6. 72 B/I. 8 p.
- CORILA (2006b). *Attività di Rilevamento per il Monitoraggio degli effetti prodotti dalla costruzione delle opere alle bocche lagunari. Rapporto di Pianificazione Operativa*. Studio B.6. 72 B/I. 21 p
- Decrop B., De Mulder T., Toorman E., Sas M. (2015). Numerical simulation of near-field dredging plumes: efficiency of an environmental valve. *Journal of Environmental Engineering* 141(12): 04015042.
- Defendi V., Kovačević V., Arena F., Zaggia L. (2010). Estimating sediment transport from acoustic measurements in the Venice Lagoon inlets. *Continental Shelf Research*, Vol. 30, Issue 8, pages 883-893, ISSN 0278-4343. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2009.12.004>.
- DEHP (2009). *Queensland Water Quality Guidelines. Version 3*, Department of Environment and Heritage Protection. ISBN 978-0- 9806986-0-2.
- De Padova D., Ben Meftah M., De Serio F., Mossa M. (2020). Management of Dredging Activities in a Highly Vulnerable Site: Simulation Modelling and Monitoring Activity. *Journal of Marine Science and Engineering* 8: 1020. doi:10.3390/jmse8121020
- De Padova D., Attolico A., Ungaro N., Mossa M. (2022) Environmental Management of Dredging Activities: Monitoring System and an Empirical Approach to Estimating Values of Background and Limit Turbidity. *Environmental Sciences Proceedings* 21: 12. <https://doi.org/10.3390/environsciproc2022021012>

-
- DEQ (2014). Turbidity Technical Review. Summary of Sources, Effects, and Issues Related to Revising the Statewide Water Quality Standard for Turbidity. Technical Report prepared by Department of Environmental Quality, Oregon. 76 pp.
- DERM (2009). Queensland water quality guidelines. Version 3. Queensland Department of Environment and Resource Management, Brisbane.
- Di Silvio G., Zaggia L., Dall'Angelo C., Lorenzetti G. (2017). La torbidità e l'idrodinamica nelle aree interessate dai cantieri alle bocche di porto. Il controllo ambientale della costruzione del MOSE - Chapter. July 2017. © Copyright CORILA
- Dogliotti A.I., Ruddick K. G., Nechad B., Doxaran D., Knaeps E. (2015). A single algorithm to retrieve turbidity from remotely-sensed data in all coastal and estuarine waters. *Remote Sensing of Environment* 156: 157–168.
- Downing J. (2006). Twenty-five Years with OBS Sensors: The Good, the Bad and the Ugly. *Continental Shelf Research* 26: 2299–2318.
- Droppo I.G., Liss S.N., Williams D., Nelson T., Jaskot C., Trapp B. (2009). Dynamic existence of waterborne pathogens within river sediment compartments. Implications for water quality regulatory affairs. *Environmental Science & Technology* 43: 1737–1743.
- Druine F., Verney R., Deloffre J., Lemoine J.P., Chapalain M., Landemaine V., Lafite R. (2018). In situ high frequency long term measurements of suspended sediment concentration in turbid estuarine system (Seine Estuary, France): Optical turbidity sensors response to suspended sediment characteristics. *Marine Geology* 400: 24–37. <https://doi.org/10.1016/j.margeo.2018.03.003>.
- Erm A., Soomere T. (2006). The impact of fast ferry traffic on underwater optics and sediment resuspension. *Oceanologia*, 48 (S), 283–301.
- Eisma D. (2006). *Dredging in Coastal Water*. Published by Taylor & Francis plc., London, UK, ISBN: 978-0-415-39111-5.
- El Din E.S. (2020). A novel approach for surface water quality modelling based on Landsat-8. Tasseled Cap. transformation. *International Journal of Remote Sensing* 41: 7186–7201.
- Ertemeijer P.L.A., Lewis R.R.R. (2006). Environmental impacts of dredging on seagrasses: A review. *Marine Pollution Bulletin* 52: 1553-1572. doi: 10.1016/j.marpolbul.2006.09.006
- EPA (1986). Quality criteria for water. 440/5-86-001.
- EPA (1993). Methods for the Determination of Inorganic Substances in Environmental Samples Method 180.1: Determination of Turbidity by Nephelometry. EPA/600/R-93/100
- EPA (2001). Guidelines for Dredging. Best Practice Environmental Management. Publication 691. ISBN 0 7306 7578 5
- EPA (2002). Calculating upper confidence limits for exposure point concentrations at hazardous waste sites. OSWER 9285.6-10
- EPA (2021). Environmental impact assessment of marine dredging proposals, Technical Guidance – EPA (Environmental Protection Authority, 2021), Western Australia.
- Esposito V., Ungaro N. (2016). Rischi da inquinanti organici nei Mari di Taranto. *EcoScienza* 1: 58–59.
- Feng Z., Reniers A., Haus B.K., Solo-Gabriele H.M., Kelly E.A. (2016). Wave energy level and geographic setting correlate with Florida beach water quality. *Marine Pollution Bulletin* 104(1–2): 54–60.
- Feola A., Lisi I., Salmeri A., Venti F., Pedroncini A., Romano E. (2016). Platform of integrated tools to support environmental studies and management of dredging activities. *Journal of Environmental Management* 166: 357–373.
- Fearn P., Broomhall M., Dorji, P. (2017). Optical Remote Sensing for Dredge Plume Monitoring: A Review. Report of Theme 3 - Project 3.1.1, Prepared for the Dredging Science Node, Western Australian Marine Science Institution. Perth, WA
- Fettweis, M., Riethmüller, R., Verney, R., Becker, M., Backers, J., Baeye, M., *et al.* (2019). Uncertainties associated with in situ long-term observations of suspended particulate matter concentration using optical and acoustic sensors. *Progress in Oceanography* 178: 102162. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2019.102162>
- Figueiredo M.A.O., Eide I., Reynier M., Villas-Bôas A.B., Tâmega F.T.S., Ferreira C. G., Nilssen I., Coutinho R., Johnsen S. (2015). The effect of sediment mimicking drill cuttings on deep water rhodoliths in a flow-through system: Experimental work and modeling. *Marine Pollution Bulletin* 95: 81–88. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.04.04>
- Filipponi F., Ippoliti C., Tora S., Giansante C., Scamosci E., Petrini M., Di Deo N., Conte, A. (2021). Water Color Data Analysis System for coastal zone monitoring. In *Trends in earth observation, Volume 2: proceedings of the 10th International Conference "Planet Care from Space"*, pp. 85-88. ISSN: 2612-7148.
- Fischenich C., Vogt C. (2012) The Application of Adaptive Management to Ecosystem Restoration Project. US Army Corps of Engineers. Technical note: ERDC TN-EMRRP-EBA-10

- Fisher R., Jones R., Bessell-Browne P. (2019). Effects of dredging and dredging related activities on water quality: Impacts on coral mortality and threshold development. Report of Theme 4 – Project 4.9, prepared for the Dredging Science Node, Western Australian Marine Science Institution, Perth, Western Australia. 128 pp.
- Fraser M.W., Short J., Kendrick G.A., McLean D., Keesing J., Byrne M., Caley M.J., Clarke D., Davis A.R., Erfteimeijer P.L.A., Field S., Gustin-Craig S., Huisman J., Keough M., Lavery P.S., Masini R., McMahon K., Mengersen K., Rasheed M., Statton J., Stoddart J., Wu P. (2017). Effects of dredging on critical ecological processes for marine invertebrates, seagrasses and macroalgae, and the potential for management using environmental windows using Western Australia as a case study. *Ecological Indicators* 78: 229–242. doi:10.1016/j.ecolind.2017.03.026
- Friedrichs C.T., Lorraine H. B., Malcolm E.S., Steven E.S. (2020). Use of backscatter from acoustic doppler current profiler to infer eddy diffusivity of suspended sediment and bottom stress. Conference paper.
- Fukumori I. (2001). Data Assimilation by Models. Chapter 5. Editor(s): Lee-Lueng Fu, Anny Cazenave, International Geophysics, Academic Press, Vol. 69, ISSN 0074-6142, ISBN 9780122695452, [https://doi.org/10.1016/S0074-6142\(01\)80150-9](https://doi.org/10.1016/S0074-6142(01)80150-9)
- Fu G., Baith K.S., McClain C.R. (1998). SeaDAS: The SeaWiFS Data Analysis System, in Proceedings of the 4th Pacific Ocean Remote Sensing Conference, Qingdao, China, July 28 – 31, pp. 73 – 79, Beijing Fortune Quick, Beijing.
- Fugate D.C., Friedrichs C.T. (2002). Determining concentration and fall velocity of estuarine particle populations using ADV, OBS and LISST. *Continental Shelf Research* 22: 1867–1886.
- Gambi M.C., Dappiano M. (2003). Manuale di metodologie di campionamento e studio del bentos marino mediterraneo. Ed.: Società Italiana di Biologia Marina, Livorno, 2003.
- Gambi M.C., Dappiano M., Lorenti M., Iacono B., Flagella S., Buia M.C. (2005). Chronicle of a Death Foretold - Features of a Posidonia Oceanica Bed Impacted by Sand Extraction. In: "MEDCOAST '05 - Proceedings of the Seventh International Conference on the Mediterranean Coastal Environment", Özhan E. (ed.), October 2005, Kusadasi, Turkey: 441-450.
- Gao GH, Falconer RA, Lin BL (2015). Modelling the fate and transport of faecal bacteria in estuarine and coastal waters. *Marine Pollution Bulletin* 100: 162–168.
- Gennaro P., Piazza L., Cecchi E., Montefalcone M., Morri C., Bianchi C.N. (2020). Monitoraggio e valutazione dello stato ecologico dell'habitat a coralligeno. Il coralligeno di parete. ISPRA, Manuali e Linee Guida n.191/2020
- Giardino C., Candiani G., Bresciani M., Lee Z., Gagliano S., Pepe M. (2012). BOMBER: A tool for estimating water quality and bottom properties from remote sensing images. *Computers & Geosciences* 45: 313–318.
- Gordon H.R., Wang M. (1994). Retrieval of water-leaving radiance and aerosol optical thickness over the oceans with SeaWiFS: a preliminary algorithm. *Applied Optics* 33(3): 443–452.
- Grosse A.M., Sterrett S.C., Maerz J.C. (2010). Effects of Turbidity on the Foraging Success of the Eastern Painted Turtle. *Copeia* 3: 463–467.
- Guarnieri A., Pinardi N., Oddo P., Bortoluzzi G., Ravaioli M. (2013). Impact of tides in a baroclinic circulation model of the Adriatic Sea. *Journal Of Geophysical Research - Oceans* 118: 166–183.
- Guidetti P., Fabiano M. (2000). The use of lepidochronology to assess the impact of terrigenous discharge on the primary leaf production of the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica*. *Marine Pollution Bulletin* 40 (5): 449–453.
- Hadfield M.G. (2014). South Taranaki Bight Sediment Plume Modelling: The Effect of Revised Source Particle-Size Distributions. Report prepared for Trans-Tasman Resources Ltd, submitted to EPA, pp. 11.
- Hage S., Cartigny M.J.B., Sumner E.J., Clare M.A., Hughes C.J. E., Talling, P.J., *et al* (2019). Direct monitoring reveals initiation of turbidity currents from extremely dilute river plumes. *Geophysical Research Letters* 46(11): 310–320. <https://doi.org/10.1029/2019GL084526>
- Honda M.C., Kawakami H., Sasaoka K., Watanabe S., e Dickey T. (2006). Quick transport of primary produced organic carbon to the ocean interior. *Geophysical Research Letters*, VOL. 33, L16603, doi:10.1029/2006GL026466
- Huang G., Falconer R.A., Lin B. (2017). Integrated hydro-bacterial modelling for predicting bathing water quality. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 188: 145–155.
- Hulsing H., Smith W., Cobb E.D. (1966). Velocity-head coefficients in open channels: U.S. Geol. Survey Water-Supply Paper 1869-C, p.7.
- ICES (2016). Effects of extraction of marine sediments on the marine environment 2005-2011. ICES Cooperative Research, Report No. 330: 206 pp.
- ICRAM (2001). Metodologie Analitiche di Riferimento del Programma di Riferimento per il controllo dell'ambiente marino costiero (triennio 2001-2003).

-
- Imamura G.J., Thompson R.S., Boehm A.B., Jay J.A. (2011). Wrack promotes the persistence of fecal indicator bacteria in marine sands and seawater. *FEMS Microbiol Ecology* 77: 40–9.
- IOCCG (2010). Atmospheric correction for remotely-sensed ocean-colour products. In: Wang, M. (Ed.), Reports of the International Ocean Colour Coordinating Group, No. 10, 78. Dartmouth, Canada.
- ISO 7027 (1999). Water quality -- Determination of turbidity. http://www.iso.org/iso/catalogue_detail.htm?csnumber=30123
- ISPRA (2010). Metodologie di studio del plancton marino. Manuali e Linee Guida 56/2010
- ISPRA (2012). Qualità dell'ambiente urbano Focus su PORTI, AEROPORTI E INTERPORTI VIII. Rapporto ISPRA-MATTM, Edizione 2012
- ISPRA (2013). Linee Guida per l'analisi e l'elaborazione statistica di base delle serie storiche di dati idrologici. Manuali e Linee Guida 84/13 ISBN 978-88-448-0584-5
- ISPRA (2019). Manuali per il monitoraggio di specie e habitat di interesse comunitario (Direttiva 92/43/CEE e Direttiva 09/147/CE) in Italia: ambiente marino. Linee Guida ISPRA 190/2019.
- ISTISAN (2022). Linee guida nazionali per l'implementazione dei Piani di Sicurezza dell'Acqua. Gruppo Nazionale di lavoro per la redazione delle Linee guida nazionali per l'implementazione dei PSA 2022. Rapporti ISTISAN (Istituto Superiore di Sanità) 22/33.
- Nasrabadi T., Ruegner H., Sirdari Z.Z., Schwientek M., Grathwohl P. (2016). Using total suspended solids (TSS) and turbidity as proxies for evaluation of metal transport in river water, *Applied Geochemistry*, Vol. 68, 2016, 1-9, ISSN 0883-2927, <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2016.03.003>.
- NSW (2020) Department of Planning, Industry and Environment dpie.nsw.gov.au Title: Water quality technical report for the Intersecting Streams surface water resource plan area (SW13) First published: February 2020 Department reference number: INT18/79174
- Jiang J. (2014). Investigation of Key Parameters for 3-D Dredging Plume Model Validation. *Journal of Shipping and Ocean Engineering* 4: 129–139.
- John S.A., Challinor S.L., Simpson M., Burt T.N., Spearman J. (2000). Scoping the assessment of sediment plumes arising from dredging. CIRIA Report C547, London 2000, pp. 192.
- Jones R, Duckworth A, Bessell-Browne P, Fisher R, Giofre N, Negri A (2019a). Laboratory-based studies examining the effects of sediments on corals: Executive summary and management Implications. Western Australian Marine Science Institution (WAMSI) Dredging Science Node. Perth, Western Australia.
- Jones R, Fisher R, Bessell-Brown P, Negri A, Duckworth A (2019b). Theme 4 - Synthesis Report: Defining thresholds and indicators of coral response to dredging-related pressures. Western Australian Marine Science Institution (WAMSI). Perth, Western Australia.
- Joumar N., Nabih S., Chatzipavlis A., Velegrakis A., Hasiotis T., Tzoraki O., Stitou El Messari J.E., Benaabidate L.A. (2023). Qualitative Assessment of River Plumes Coupling SWAT Model Simulations and a Beach Optical Monitoring System. *Hydrology* 10: 38. <https://doi.org/10.3390/hydrology10020038>
- Jouan A., Douillet P., Ouillon S., Fraunie P. (2006). Calculations of hydrodynamic time parameters in a semi-opened coastal zone using a 3D hydrodynamic model. *Continental Shelf Research*. 26(12-13),1395-1415.
- Kim Y.H., Gutierrez B., Nelson T., Dumars A., Maza M., Perales H., Voulgaris G. (2004). Using the acoustic Doppler current profiler (ADCP) to estimate suspended sediment concentration. Technical Report CPSD #04-01. Coastal Processes Sediment Dynamics Laboratory Department of Geological Sciences University of South Carolina Columbia.
- Kirk J.T.O. (1985). Effects of suspensoids (turbidity) on penetration of solar radiation in aquatic ecosystems. Conference paper, DIHY, Vol. 28, Perspectives in Southern Hemisphere Limnology.
- Kitchener B.G.B., Wainwright J., Parsons A.J. (2017). A review of the principles of turbidity measurement. *Progress in Physical Geography* 41(5): 620-642. <https://doi.org/10.1177/0309133317726540>
- Kjelland M.E., Woodley C.M., Swannack T.M., Smith L. D. (2015). A review of the potential effects of suspended sediment on fishes: potential dredging-related physiological, behavioral, and transgenerational implications. *Environment Systems and Decisions* 35: 334–350.
- Kou L., Labrie D., Chylek P. (1993). Refractive indices of water and ice in the 0.65–2. 5 μm spectral range. *Applied Optics* 32: 3531–3540.
- Yong H., Gutierrez K.B., Nelson T., Dumars A., Maza M., Perales H., Voulgaris G. (2004). Using the acoustic Doppler current profiler (ADCP) to estimate suspended sediment concentration. Technical Report, CPSD #04-01.

-
- Lavery P., McMahon K., Statton J., Vanderklift M., Strydom S., Kendrick G. (2019). Synthesis Report: Defining thresholds and indicators of primary producer response to dredging-related pressures. Report of Theme 5 prepared for the Dredging Science Node, Western Australian Marine Science Institution, Perth, Western Australia. 32 pp.
- Lawler D.M. (2005). Spectrophotometry: Turbidity and nephelometry. In Worlsofold, P.J., Townshed, A. and Poole, C.F. (eds), *Encyclopedia of Analytical Science*. Elsevier, London, UK.
- Lawler D.M. (2016). Turbidity, Turbidimetry, and Nephelometry. In: Reedijk, J. (Ed.) *Reference Module in Chemistry, Molecular Sciences and Chemical Engineering*. Waltham, MA: Elsevier. 15-July-2016 doi: 10.1016/B978-0-12-409547-2.11006-6., 13pp. Ref: CMSE 11006.
- La Porta B., Targusi M., Lattanzi L., La Valle P., Paganelli D., Nicoletti L. (2009). Relict sand dredging for beach nourishment in the central Tyrrhenian Sea (Italy): Effects on benthic assemblages. *Marine Ecology* 30(1): 97–104. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0485.2009.00321.x>
- Lee G.F., Jones R.A. (1992). Water quality aspects of dredging and dredged sediment disposal. In: "Handbook of Dredging Engineering", Herbich J.B. (ed.): 923–959.
- Lee Z., Carder K. L., Arnone R.A. (2002). Deriving inherent optical properties from watercolor: a multiband quasi-analytical algorithm for optically deep waters. *Applied Optics* 41(27): 5755–5772.
- Lisi I., Feola A., Bruschi A., Di Risio M., Pedroncini A., Pasquali D., Romano E. (2017). La modellistica matematica nella valutazione degli aspetti fisici legati alla movimentazione dei sedimenti in aree marino-costiere. *Manuali e Linee Guida ISPRA*, 169/2017, pp.144.
- Lisi I., Feola A., Bruschi A., Pedroncini A., Pasquali D., Di Risio M. (2019). Mathematical modelling of physical effects induced by marine sediments handling operations: the Italian experience. *Journal of Marine Science and Engineering* 7(5): 149. <https://doi.org/10.3390/jmse7050149>
- Loia M., La Valle P., Lattanzi L., La Porta B., Targusi M., Nicoletti L. (2009). Effetti del dragaggio di sabbie relitte sul popolamento a policheti in un'area a largo di Anzio (tirreno centrale). *Biologia Marina del Mediterraneo* 16(1): 276–277.
- Loia M., La Valle P., Lattanzi L., La Porta B., Targusi M., Nicoletti L. (2020). Recolonization patterns of benthic assemblages after relict sand dredging in the central Tyrrhenian Sea. *Marine Ecology* 41: e12615 <https://doi.org/10.1111/maec.12615>
- Lukies K.A., Gaskin C.P., Whitehead E.A. (2021). The effects of sediment on birds foraging in intertidal and nearshore habitats in Aotearoa New Zealand: A literature review and recommendations for future work. Prepared for the Department of Conservation by the Northern New Zealand Seabird Trust, Auckland. 77 p.
- Maciel F.P., Santoro P.E., Pedocchi F. (2021). Spatio-temporal dynamics of the Río de la Plata turbidity front; combining remote sensing with in-situ measurements and numerical modelling. *Continental Shelf Research* 213: 104301. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2020.104301>
- Magrì S., Ottaviani E., Prampolini E., Besio G., Fabiano B., Federici B. (2023). Application of machine learning techniques to derive sea water turbidity from Sentinel-2 imagery. *Remote Sensing Applications: Society and Environment* 30.
- Meyers G., Kapelan Z., Keedwell E., Randall-Smith M. (2016). Short-term Forecasting of Turbidity in a UK Water Distribution System, *Procedia Engineering*, Vol. 154, 2016, 1140–1147, ISSN 1877-7058, <https://doi.org/10.1016/j.proeng.2016.07.534>.
- Manzanera M., Pérez M., Romero J. (1998). Seagrass mortality due to over sedimentation: an experimental approach. *Journal of Coastal Conservation* 4: 67–70.
- Manzanera M.T., Alcoverro F.T., Romero J. (2011). Response of *Posidonia oceanica* to burial dynamics. *Marine Ecology-Progress Series* 423: 47–56. doi: 10.3354/meps08970
- Matheron G. (1963). Principles of Geostatistics. *Economic Geology* 58: 1246–1266.
- MATM-ISPRA (2014). Linee Guida per la predisposizione del Progetto di Monitoraggio Ambientale (PMA) delle opere soggette a procedure di VIA (D.Lgs152/2006 e s.m.i., D.Lgs163/2006 e s.m.i.)".
- Midlen A., Redding T. (1998). *Environmental Management for Aquaculture*. London, England: Chapman & Hall.
- Mikhailov V.N. (1966). Hydrology and Formation of River Mouth Bars. In: *Scientific Problems of the Humid Tropical Zone Deltas and their Implications*. UNESCO, pp. 59–64.
- Mikhailov V.N. (1971). *Dynamics of the Flow and the Bed in Nontidal River Mouths*. Moscow, Div. of Hydrology, 258 pp.
- Millard S.P. (2013). *EnvStats: An R Package for Environmental Statistics*. Springer, New York.
- Minear R.A., Keith L.H. (1982). The theory and measurement of turbidity and residue. In *Water Analysis*, vol. 1 (eds). Academic Press: New York. Walling

-
- Mobley C.D. (1994). *Light and Water: Radiative Transfer in Natural Waters*. Academic Press: San Diego, CA, USA. ISBN 978-0125027502.
- Moore T.S., Dowell M.D., Bradt S., Verdu A.R. (2014). An optical water type framework for selecting and blending retrievals from bio-optical algorithms in lakes and coastal waters. *Remote Sensing of Environment* 143: 97–111.
- Nechad B., Ruddick K., Park Y. (2010). Calibration and validation of a generic multisensor algorithm for mapping of total suspended matter in turbid waters. *Remote Sensing of Environment* 114(4): 854–866.
- Nicolaus E., Wright S., Barry J., Bolam T., Ghareeb K., Ghaloom M., Al-Kanderi N., Harley B., Le Quesne W., Devlin M., *et al.* (2017). Spatial and temporal analysis of the risks posed by total petroleum hydrocarbon and trace element contaminants in coastal waters of Kuwait. *Marine Pollution Bulletin* 120: 422–427. doi:10.1016/j.marpolbul.2017.04.031
- Nicoletti L., Paganelli D., Gabellini M. (2006). Aspetti ambientali del dragaggio di sabbie relitte a fini di ripascimento: proposta di un protocollo di monitoraggio. *Quaderno ICRAM n. 5*: 159 pp.
- Novoa S., Doxaran D., Ody A., Vanhellemont Q., Lafon V., Lubac B., Gernez P. (2017). Atmospheric corrections and multi-conditional algorithm for multi-sensor remote sensing of suspended particulate matter in low-to-high turbidity levels coastal waters. *Remote Sensing* 9(1): 61.
- Oliver D.M., Clegg C.D., Heathwaite A.L., Haygarth P.M., (2007). Preferential attachment of *Escherichia coli* to different particle size fractions of an agricultural grassland soil. *Water Air & Soil Pollution* 185: 369–375.
- Oliver D.M., Porter K.D.H., Pachepsky Y.A., Muirhead R.W., Reaney S.M., Coffey R., *et al.*, (2016). Predicting microbial water quality with models: over-arching questions for managing risk in agricultural catchments. *Science of The Total Environment* 544: 39–47.
- Omar A.F., MatJafri M.Z. (2009). Turbidimeter Design and Analysis: A Review on Optical Fiber Sensors for the Measurement of Water Turbidity. *Sensors* 9: 8311–8335. doi: 10.3390/s91008311.
- Olsen E., Fay G., Gaichas S., Gamble R., Lucey S., Link J.S. (2016). Ecosystem Model Skill Assessment. *Yes We Can!*. PLoS ONE 11(1): e0146467. doi:10.1371/journal.pone.0146467
- Osadchiv A, Silvestrova K, Myslenkov S. (2020). Wind-Driven Coastal Upwelling near Large River Deltas in the Laptev and East-Siberian Seas. *Remote Sensing*. 2020; 12(5):844. <https://doi.org/10.3390/rs12050844>
- Paganelli D., La Valle P., Ercole S., Lisi I., Teofili C., Nicoletti I. (2014). Linee guida per gli studi ambientali connessi alla realizzazione di opere di difesa costiera. *ISPRA, Manuali e Linee Guida* 105/2014: 73 pp.
- Pahlevan N., Mangin A., Balasubramanian S.V., Smith B., Alikas K., Arai K., ... Warren M. (2021). ACIX-Aqua: A global assessment of atmospheric correction methods for Landsat-8 and Sentinel-2 over lakes, rivers, and coastal waters. *Remote Sensing of Environment* 258: 112366.
- Pachepsky Y.A., Yu O., Karns J.S., Shelton D.R., Guber A.K., van Kessel J.S., (2008). Straindependent variations in attachment of *E. coli* to soil particles of different sizes. *International Agrophysics* 22: 61–66.
- Palazón A., López I., Aragonés L., Villacampa Y., Navarro-González F.J. (2017). Modelling of *Escherichia coli* concentrations in bathing water at microtidal coasts. *Science of The Total Environment* 593–594: 173–181.
- Parsons A.J., Cooper J., Wainwright J. (2015). What is suspended sediment? *Earth Surf. Process. Landforms*, 40, 1417–1420.
- Petus C., Chust G., Gohin F., Doxaran D., Froidefond J.M., Sagarminaga Y. (2010). Estimating turbidity and total suspended matter in the Adour River plume (South Bay of Biscay) using MODIS 250-m imagery. *Continental Shelf Research* 30: 379–392.
- Phillips M.C., Solo-Gabriele H.M., Piggot A.M., Klaus J.S., Zhang Y. (2011). Relationships between sand and water quality at recreational beaches. *Water Research* 45(20): 6763–6769.
- Piazzì L., Gennaro P., Balata D. (2012). Threats to macroalgal coralligenous assemblages in the Mediterranean Sea. *Marine Pollution Bulletin* 64: 2623–2629.
- Potes M., Costa M.J., Salgado R. (2012). Satellite remote sensing of water turbidity in Alqueva reservoir and implications on lake modelling. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions* 16: 1623–1633.
- Rapaglia J., Zaggia L., Ricklefs K., Gelinis M., Bokuniewicz H. (2011). Characteristics of ships depression waves and associated sediment resuspension in Venice Lagoon, Italy. *Journal of Marine Systems*, 85(1-2), 45–56.
- Rakhuba A.V., Shmakova M.V. (2019). Mathematical modelling of water turbidity in the water body. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science* 321: 012030
- Rantz S.E., *et al.* (1982). *Measurement and Computation of Streamflow: Volume 1. Measurement of Stage and Discharge*, Geological Survey Water Supply Paper No. 2175

- Roberts D.A., Johnston E.L., Knott N.A. (2010). Impacts of desalination plant discharges on the marine environment: A critical review of published studies. *Water Research* 44(18): 5117–5128. doi.org/10.1016/j.watres.2010.04.036.
- Roca M.A., Brown R., Solo-Gabriele H.M. (2019). Fecal indicator bacteria levels at beaches in the Florida Keys after Hurricane Irma. *Marine Pollution Bulletin* 138: 266–273.
- Romano E., Ausili A., Bergamin L., Celia Magno M., Pierfranceschi G., Venti F. (2018). Analisi granulometriche dei sedimenti marini. Linee Guida SNPA 18/2018 Linee guida 18 2018 https://www.snpambiente.it/wp-content/uploads/2018/12/LG_SNPA_18-2018_Analisi_granulometriche.pdf
- Ross J., Sulev M. (2000). Sources of errors in measurements of PAR. *Agricultural and Forest Meteorology* 100(2–3): 103–125. [https://doi.org/10.1016/S0168-1923\(99\)00144-6](https://doi.org/10.1016/S0168-1923(99)00144-6)
- Rügner H., Schwientek M., Egner M., Grathwohl P. (2014). Monitoring of event-based mobilization of hydrophobic pollutants in rivers: Calibration of turbidity as a proxy for particle facilitated transport in field and laboratory, *Science of The Total Environment*, Vol. 490, 2014, 191–198, ISSN 0048-9697
- Ruiz J.M., Romero J. (2001). Effects of in situ experimental shading on the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica*. *Marine Ecology Progress Series* 215: 107–120.
- Ruiz J.M., Romero J. (2003). Effects of disturbances caused by coastal constructions on spatial structure, growth dynamics and photosynthesis of the seagrass *Posidonia oceanica*. *Marine Pollution Bulletin* 46: 1523–1533. doi:10.1016/j.marpolbul.2003.08.021
- Sabino R., Verissimo C., Cunha M.A., Wergikoski B., Ferreira F.C., Rodrigues R., *et al.* (2011). Pathogenic fungi: an unacknowledged risk at coastal resorts? New insights on microbiological sand quality in Portugal. *Marine Pollution Bulletin* 62(7): 1506–11.
- Sadar M. (2004). Making Sense of Turbidity Measurements. Advantages in Establishing Traceability Between Measurements and Technology. In *National Monitoring Conference*, Chattanooga, TN, 774 USA. May 17-20, 2004. p. 10.
- Saremi S., Jensen J., Kristensen S., Holm C., Elsässer B., Lumborg U., Gudjonsson I., Berthelsen M. (2022). The Merits of Online Digital Tools in Proactive Spill Monitoring and Management - a Case Study from a Pipeline Trenching and Backfilling Project in Baltic Sea. WODCON Copenhagen, Denmark.
- Schäfer S., Buchmeier G., Claus E. *et al.* (2015). Bioaccumulation in aquatic systems: methodological approaches, monitoring and assessment. *Environmental Sciences Europe* 27(5). <https://doi.org/10.1186/s12302-014-0036-z>
- Schaffner M., Studer P., Ramseier C. (2013). Valutazione delle acque di balneazione. Raccomandazioni concernenti il rilevamento e la valutazione della qualità delle acque di siti di balneazione lacustri e fluviali. Ufficio federale dell'ambiente, Berna. Pratica ambientale n. 1310: 41 p.
- Schiller H., Doerffer R. (1999). Neural network for emulation of an inverse model operational derivation of Case II water properties from MERIS data. *International Journal of Remote Sensing* 20(9): 1735–1746.
- Sciacca P., Fasano S., Bertolini S., Lorusso C. (2021). Linee Guida per l'Accompagnamento Ambientale di Grandi opere infrastrutturali. Linee Guida SNPA 35/2021 ISBN 978-88-448-1086-3.
- Short J., Fraser M., McLean D., Kendrick G., Byrne M., Caley J., Clarke D., Davis A., Erftemeijer P., Field S., Gustin-Craig S., *et al.* (2017). Effects of dredging-related pressures on critical ecological processes for organisms other than fish or coral. Report of Theme 9 - Project 9.1 prepared for the Dredging Science Node, Western Australian Marine Science Institution, Perth, Western Australia, 47 pp.
- Schroeder E.D. (2003). Water Resources. Editor(s): Robert A. Meyers, *Encyclopedia of Physical Science and Technology* (Third Edition), Academic Press, 2003, 721-751. ISBN 9780122274107. <https://doi.org/10.1016/B0-12-227410-5/00821-8>.
- Simon L.L., Simone E., Oucherif K.A (2018). Chapter 9 - Crystallization process monitoring and control using process analytical technology, Editor(s): Ravendra Singh, Zhihong Yuan, *Computer Aided Chemical Engineering*, Elsevier, Vol. 41, pp. 215–242, ISBN 9780444639639, <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-63963-9.00009-9>.
- Sinclair K.M. (2013). Characterising the relationship between water quality and water quantity, Department of Agriculture and Water Resources, Canberra.
- SNPA (2018). Linee guida per la determinazione dei valori di fondo per i suoli e per le acque sotterranee. ISPRA, Manuali e Linee Guida 174/2018. ISBN 978-88-448-0880-8
- Solo-Gabriele H, Harwood V, Kay D, Fujioka R, Sadowsky M, Whitman R, *et al.* (2016). Beach sand and the potential for infectious disease transmission: observations and recommendations. *Journal of the Marine Biological Association of the UK* 96(1): 101–20.

-
- Steinmetz F., Deschamps P.Y., Ramon D. (2011). Atmospheric correction in presence of sun glint: Application to MERIS. *Optics Express* 19: 9783–9800.
- Stow C.A., Jolliff J., McGillicuddy D.J. Jr., Doney S.C., Allen J.I., Friedrichs M.A.M., Rose K.A., Wallhead P. (2009). Skill assessment for coupled biological/physical models of marine systems. *Journal of Marine Systems* 76: 4–15.
- Sun C., Branson P.M., Mills D. (2020). Guideline on dredge plume modelling for environmental impact assessment. Prepared for the Dredging Science Node, Western Australian Marine Science Institution, Perth, Western Australia.
- Suzuki Y., Teranishi K., Matsuwaki T., Nukazawa K., Ogura Y. (2018). Effects of bacterial pollution caused by a strong typhoon event and the restoration of a recreational beach: transitions of fecal bacterial counts and bacterial flora in beach sand. *Science of The Total Environment* 640–641: 52–61.
- Thorne, P.D. and Hanes, D.M., 2002. A review of acoustic measurement of small-scale sediment processes. *Continental Shelf Research* 22: 603–632.
- Tyner E.H., Jensen P., Ngochera M., Bootsma H.A. (2018). *Escherichia coli* (E. coli) distribution in the Lake Malawi nearshore zone. *Journal of the Great Lakes Research* 44: 1281–1288.
- Todd V.L.G., Todd I.B., Gardiner J.C., Morrin E.C.N., MacPherson N.A., Di Marzio N.A., Thomsen F. (2015). A review of impacts of marine dredging activities on marine Mammals. *ICES Journal of Marine Science* 72(2): 328–340. doi: 10.1093/icesjms/fsu187
- Trincherà G., Ungaro N., Blonda M., Di Cunsolo S., Gramegna D., Lacarbonara F., Renna R. (2015). Approfondimento tecnico-scientifico sulle interazioni tra il sistema ambientale ed i flussi di contaminanti da fonti primarie e secondarie nel Mar Piccolo di Taranto. Maggioli Ed. - Atti Ecomondo 2015: 239-244.
- USEPA (2009). Environmental Impact and Benefits Assessment for Final Effluent. Guidelines and Standards for the Construction and Development Category November 2009.
- U.S. Geological Survey (2005). From mobile ADCP to high-resolution SSC: a cross-section calibration tool. Conference Paper. Index ID 70137612.
- U.S. Geological Survey (2009). A Comparison of Turbidity-Based and Streamflow-Based Estimates of Suspended-Sediment Concentrations in Three Chesapeake Bay Tributaries. U.S. Geological Survey (USGS) in cooperation with the U.S. Environmental Protection Agency- Scientific Investigations. Report 2009–5165.
- U.S. Geological Survey (2017). Data for Turbidity, discharge, and Suspended-Sediment Concentrations and loads, Duwamish River, Tukwila, Washington. Report U.S. Geological Survey (USGS).
- Vanhellemont Q., Ruddick K. (2018). Atmospheric correction of metre-scale optical satellite data for inland and coastal water applications. *Remote Sensing of Environment* 216: 586-597.
- Vanhellemont Q. (2019). Adaptation of the dark spectrum fitting atmospheric correction for aquatic applications of the Landsat and Sentinel-2 archives. *Remote Sensing of Environment* 225: 175–192.
- Villa A., Fölster J., Kyllmar K. (2019). Determining suspended solids and total phosphorus from turbidity: comparison of high-frequency sampling with conventional monitoring methods. *Environmental Monitoring and Assessment* 191: 605. doi: 10.1007/s10661-019-7775-7
- Warren M.A., Simis S.G., Martinez-Vicente V., Poser K., Bresciani M., Alikas K., Spyrakos E., Giardino C., Ansper A. (2019). Assessment of atmospheric correction algorithms for the Sentinel-2A MultiSpectral Imager over coastal and inland waters. *Remote Sensing of Environment* 225: 267–289.
- Weiskerger C.J., Brandão J., Ahmed W., Aslan A., Avolio L., Badgley B.D., *et al.* (2019). Impacts of a changing earth on microbial dynamics and human health risks in the continuum between beach water and sand. *Water Research* 162: 456–70.
- WHO (2003). Guidelines for safe recreational water environments. Geneva, Switzerland: WHO (World Health Organization).
- WHO (2009). Addendum to the WHO guidelines for safe recreational water environments: volume 1 – coastal and fresh waters. Geneva, Switzerland: WHO (World Health Organization).
- WHO (2021). A global overview of national regulations and standards for drinking-water quality. Geneva, Switzerland:WHO (World Health Organization).
- Wilber D.H., Clarke D.G. (2011). Biological Effects of Suspended Sediments: A Review of Suspended Sediment Impacts on Fish and Shellfish with Relation to Dredging Activities in Estuaries. [https://doi.org/10.1577/1548-8675\(2001\)021<0855:BEOSSA>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8675(2001)021<0855:BEOSSA>2.0.CO;2)

-
- Wilson S., Blake C., Berges J.A., Maggs C.A. (2004). Environmental tolerances of free-living coralline algae (maerl): implications for European marine conservation. *Biological Conservation* 120(2): 279-289, <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2004.03.001>
- Whitman R.L., Harwood V.J., Edge T.A., Nevers M., Byappanahalli M., Vijayavel K., *et al.* (2014). Microbes in beach sands: integrating environment, ecology and public health. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology* 13: 329-68.
- Wyness A.J., Paterson D.M., Defew E.C., Stutter M.I., Avery L.M. (2018). The role of zeta potential in the adhesion of *E. coli* to suspended intertidal sediments. *Water Research* 142: 159-166.
- Wyness A.J., Paterson D.M., Mendo, T., Defew E.C., Stutter M.I., Avery L.M. (2019). Factors affecting the spatial and temporal distribution of *E. coli* in intertidal estuarine sediments. *Science of The Total Environment* 661: 155-167.
- Wolters E., Toté C., Sterckx S., Adriaensen S., Henocq C., Bruniquel J., Scifoni S., Dransfeld S. (2021). iCOR Atmospheric correction on Sentinel-3/OLCI over land: intercomparison with AERONET, RadCalNet, and SYN Level-2. *Remote Sensing* 13(4): 654.
- Wright L.D. (1977). Sediment transport and deposition at river mouths: a synthesis. *Bull. Geol. Soc. Amer.*, 88, 857-868. [https://doi.org/10.1130/0016-7606\(1977\)88<857:STADAR>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1130/0016-7606(1977)88<857:STADAR>2.0.CO;2)
- Zampoukas N., Piha H., Bigagli E., Hoepffner N., Hanke G., Cardoso A.C. (2012). Monitoring for the Marine Strategy Framework Directive: Requirements and Options Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability Publications Office (2012), 10.2788/77640
- Zhao W., Walker S.L., Huang Q., Cai P. (2014). Adhesion of bacterial pathogens to soil colloidal particles: influences of cell type, natural organic matter, and solution chemistry. *Water Research* 53: 35-46.

Siti consultati

[1] https://data.marine.copernicus.eu/product/OCEANCOLOUR_MED_BGC_HR_L3_NRT_009_205/description

[2] <https://oceancolor.gsfc.nasa.gov>

https://issuu.com/tslb/docs/turbimetria_e_nefelometria

