

Ufficio di Piano
ex d.P.C.M. 13 febbraio 2004

**LA GESTIONE DEI SEDIMENTI CONTAMINATI
NELLA LAGUNA DI VENEZIA**

BOZZA

dicembre 2009

Rapporto Tematico

INDICE

PREMESSA.....	3
1. NORMATIVA	5
1.1 La qualità dei sedimenti	5
1.2 La movimentazione dei sedimenti contaminati	7
2 LA CONTAMINAZIONE DEI SEDIMENTI NELLA LAGUNA DI VENEZIA.....	10
2.1 Stato attuale.....	10
2.1.1 Microinquinanti inorganici nei sedimenti di basso fondale	12
2.1.2 Contaminanti organici nei sedimenti di basso fondale	17
2.1.3 Caratterizzazione ambientale dei canali industriali	19
2.2 Evoluzione storica della contaminazione lagunare	24
2.2.1 Microinquinanti inorganici	25
2.2.2 Microinquinanti organici.....	27
3. STUDI SUGLI EFFETTI ECOTOSSICOLOGICI E AMBIENTALI DEI SEDIMENTI CONTAMINATI.....	31
4. IL BILANCIO DEI SEDIMENTI NELLA LAGUNA DI VENEZIA	39
5. L'ATTUALE GESTIONE DEI SEDIMENTI CONTAMINATI	42
5.1 Azioni della gestione Commissariale.....	44
5.1.1 La gestione dei sedimenti entro colonna C "Protocollo '93".....	44
5.1.2 La gestione dei sedimenti oltre colonna C "Protocollo '93"	45
5.1.3 Il dragaggio del Canale Ovest e Sud.....	45
5.1.4 L'Accordo di Programma "Vallone Moranzani"	46
6. L'APPROVVIGIONAMENTO DEI SEDIMENTI	48
7. TECNOLOGIE DI BONIFICA.....	50
7.1 Trattamenti termici.....	51
7.2 Trattamenti chimico-fisici.....	52
7.2.1 Trattamenti di lavaggio	52
7.2.2 Stabilizzazione/Solidificazione.....	53
7.2.3 Ossidazione chimica	54
7.2.4 Elettrocinesi	55
7.2.5 Flottazione.....	55
7.3 Trattamenti Biologici	56
7.3.1 BioReattori	58
7.3.2 Biopile.....	58
7.3.3 Landfarming	59
7.3.4 Compostaggio	59
7.3.5 Bioremediation in CDFs (Confined Disposal Facilities)	59
7.3.6 Phytoremediation	60
7.4 Costi delle Tecnologie di Bonifica.....	61
8 OSSERVAZIONI E RACCOMANDAZIONI PER LA GESTIONE FUTURA DEI SEDIMENTI..	67
8.1 Osservazioni.....	67
8.2 Raccomandazioni	68
BIBLIOGRAFIA.....	70

PREMESSA

Le zone umide, ed in particolare gli ambienti lagunari, qual è la Laguna di Venezia, sono definiti ambienti di transizione, poiché si originano dall'articolarsi dei rapporti tra fiumi e mare in presenza di un bacino di sedimentazione. La continua interazione tra l'azione dei fiumi e quella del mare determina la struttura lagunare come una complessa rete di canali e bassifondi di isole, velme e barene. Questa governa la circolazione idraulica indotta dall'alternarsi dei livelli di marea che determina gradienti di salinità e una grande complessità nei processi ambientali, in particolare nei processi di sedimentazione e di produzione primaria come nei processi di trasporto, con conseguente formazione di un'ampia gamma di habitat ed ecosistemi caratteristici che meritano tutela.

Nel corso dei secoli, per rispondere spesso alle necessità umane, i corsi dei fiumi sono stati deviati dalla laguna verso il mare. Inoltre, fattori come la subsidenza e l'eustatismo, la sedimentazione e i fenomeni erosivi determinano il destino e l'evoluzione della laguna. Un altro fattore che nel corso dei secoli si è sommato a questi, divenendo sempre più rilevante, è l'impatto antropico, ad esempio con le attività industriali ed agricole che avevano e hanno luogo nel bacino scolante e che hanno contribuito allo stato di contaminazione dei sedimenti lagunari.

Lo stato di degrado morfologico della Laguna di Venezia è dovuto alla perdita di strutture morfologiche utili dal punto di vista idrodinamico e ambientale e ha cause diverse cause: dalla mancanza di apporto di sedimenti, alla subsidenza e all'eustatismo, alla prevalere dei fenomeni di erosione rispetto a quelli di sedimentazione.

La ricostruzione di velme e barene e la protezione di quelle esistenti sono opere fondamentali per contrastare il degrado della laguna di Venezia ma necessitano di avere a disposizione milioni di metri cubi di sedimenti idonei.

Le attività di dragaggio dei canali svolte nel passato hanno mobilitato ingenti quantità di sedimenti. Il materiale dragato, però, veniva scaricato prima in casse di colmata (fino al 1967) e successivamente a mare fino all'introduzione dell'obbligo al riuso in laguna di Venezia sulla base degli interventi previsti dal Piano degli interventi del 1989 e le restrizioni introdotte del Protocollo d'Intesa del 1993 (Protocollo recante "Criteri di sicurezza ambientale per gli interventi di escavazione trasporto e reimpiego dei fanghi estratti dai Canali di Venezia") al fine di ridurre la perdita di sedimenti verso il mare.

Il ripristino, la ricostruzione e la protezione delle velme e delle barene hanno un'importanza fondamentale nel riequilibrio ambientale della laguna: queste strutture morfologiche favoriscono il ricambio idrico, moderano l'azione del moto ondoso, limitano la dispersione in laguna e la perdita in mare dei sedimenti concorrendo a un complessivo riequilibrio dell'ecosistema.

Gli interventi di ripristino morfologico comprendono la ricalibratura dei canali lagunari, l'impiego dei sedimenti per la ricostruzione di velme e barene, la protezione delle barene in erosione, la rinaturalizzazione di aree lagunari bonificate, come nel caso delle casse di colmata, il sovrizzo dei fondali per ridurre il moto ondoso e il loro consolidamento attraverso il trapianto di fanerogame.

Per conservare la morfologia lagunare, in equilibrio tra processi sedimentativi ed erosivi è indispensabile, quindi, pensare ad un piano di gestione dei sedimenti.

La gestione di questa risorsa è, di fatto, vincolata dallo stato di contaminazione del sedimento che ne limita la libertà di utilizzo o quantomeno ne impone una gestione controllata.

Sulla base del Piano Morfologico del 1992, al 30 giugno 2008 risultano ricostruiti 1190¹ ettari di velme e barene con l'impiego di sedimenti idonei provenienti dal dragaggio dei canali, mentre le attività di dragaggio, eseguite al fine di ripristinare la vivacità del ricambio idrico, hanno interessato circa 168 km di canali lagunari.

¹ Fonte: www.salve.it

Il riutilizzo di sedimenti dragati nell'ambito della manutenzione dei canali lagunari, però, non è sufficiente a fornire la quantità di sedimenti necessaria per completare le opere di ripristino morfologico necessarie a garantire l'arresto e l'inversione del degrado lagunare, sia a causa del fatto che non è sufficiente a contrastare la perdita di sedimenti verso il mare, sia a causa del limitato utilizzo che si può farne dovuto ai limiti imposti per il riuso dal Protocollo d'Intesa del 1993 sulle caratteristiche chimico e fisiche che devono avere i sedimenti per poter essere impiegati in opere di ricostruzione morfologica.

È evidente, quindi, la necessità di ricercare altre fonti di sedimenti, compatibili dal punto di vista chimico – fisico con il riutilizzo in laguna, e di approfondire la ricerca della bonifica dei sedimenti che, oltre a limitarne l'utilizzo sono potenziale fonte di inquinamento dell'habitat lagunare, nonché di approfondire gli studi sugli effetti ecotossicologici e ambientale del riuso dei sedimenti a bassa e media contaminazione che costituiscono la maggior parte dei sedimenti superficiali presenti nella laguna di Venezia, anche al fine di rivedere, eventualmente, la normativa vigente, anche alla luce dei nuovi saperi generati dalla ricerca scientifica..

1. NORMATIVA

1.1 LA QUALITÀ DEI SEDIMENTI

La valutazione della qualità dei sedimenti non è di facile definizione perché i sedimenti sono dei sistemi complessi e altrettanto complessa è l'interazione con l'ecosistema.

Non esiste una metodologia universalmente accettata per valutare lo stato di inquinamento dei sedimenti. La determinazione dell'inquinamento è influenzata dalla difficoltà di ricavare le informazioni dal sistema senza disturbarlo e interpretarle, inoltre i sedimenti sono composti da molti microambienti, nei quali possono variare le condizioni chimiche, fisiche e biologiche e queste influenzano a loro volta la tossicità ambientale dei contaminanti contenuti nel sedimento e la loro biodisponibilità.

Ma l'obiettivo di garantire la qualità dei sedimenti è necessario anche per garantire la protezione della qualità dell'acqua.

Per quanto riguarda sia l'acqua che i sedimenti la logica contenuta nella Direttiva 2000/60/CE che istituisce un quadro per l'azione comunitaria in materia di acque, recepita in Italia dal Decreto Legislativo n.152 del 3 aprile 2006 "Norme in materia ambientale" successivamente corretto ed integrato dal Decreto Legislativo 16 gennaio 2008 n. 4 e dal Decreto legislativo 14 aprile 2009 n. 56, è quella di limitare la presenza di contaminanti a concentrazioni superiori a quelle considerate "di sicurezza" in riferimento alla salute dell'uomo ed alla protezione ambientale.

Il decreto 14 aprile 2009 n. 56 recepisce una parte importante della Direttiva Europea 2008/105/CE che definisce standard di qualità ambientale per le 33 sostanze prioritarie individuate dalla decisione 2455/01/CE e per altre 8 sostanze individuate dalla Direttiva Europea 76/464/CE. Tali standard di qualità ambientale rappresentano il buono stato chimico di tutti i corpi idrici superficiali europei da raggiungere entro il 2015.

Gli standard sono stati elaborati sulla base di una procedura articolata, condivisa da tutti gli Stati Membri, che ha tenuto conto degli effetti eco tossicologici (attraverso l'uso di saggi biologici acuti e cronici e applicazione di fattori di sicurezza) ed anche degli effetti sulla salute umana. Il superamento degli standard di qualità ambientale fa declassare un corpo idrico in uno stato "non buono" e quindi gli Stati Membri devono attuare le misure per risanare il corpo idrico.

Nella legge italiana di recepimento sono stati individuati infatti gli standard di qualità ambientali per tutte le sostanze dell'elenco di priorità della Direttiva Comunitaria nella colonna d'acqua e che rappresentano il buono stato chimico. Tali standard sono gli stessi della Direttiva Europea.

Oltre a tali sostanze dell'elenco di priorità, che costituiscono il buono stato chimico, nel decreto sono stati individuati standard di qualità per altre sostanze che concorrono alla definizione del buono stato ecologico. Tali altre sostanze sono individuate dai vari Stati Membri sulla base della loro presenza nei bacini idrografici.

Per quanto riguarda i sedimenti, per alcune sostanze dell'elenco di priorità europeo, così come previsto dalla Direttiva Europea, sono stati individuati standard di qualità che possono sostituire gli standard di qualità della colonna d'acqua. Tali standard sono stati individuati solamente per i corpi idrici marino-costieri e di transizione (lagune, estuari).

Per i sedimenti inoltre sono stati individuati standard di qualità ambientali per alcune sostanze non presenti nell'elenco di priorità (ad es arsenico, cromo, PCB, Diossine).

Si fa presente che per tutti gli standard di qualità dei sedimenti è ammesso uno scostamento del 20% a causa della complessità della matrice e dell'incertezza della misura.

Per i corpi idrici marino-costieri e le acque di transizione, il decreto prevede che la Regione possa individuare, qualora gli esiti del monitoraggio evidenzino un superamento degli standard in una o più sostanze per entrambe le matrici o solo nei sedimenti, la matrice su cui effettuare la classificazione dello stato chimico.

Nel caso in cui vi sia un superamento dello standard del sedimento (anche nel caso in cui la colonna d'acqua sia conforme agli standard individuati) per le sostanze dell'elenco di priorità (tabella 1.1), è

obbligatorio utilizzare saggi biologici per valutare in maniera scientifica gli effetti sull'ecosistema ed anche avviare indagini ulteriori per verificare gli effetti sulla salute umana.

Tabella 1.1 Standard di qualità nei sedimenti

NUMERO CAS	PARAMETRI	SQA-MA ^{(1) (2)}
	Metalli	mg/kg s.s
7440-43-9	Cadmio	0,3
7439-97-6	Mercurio	0,3
7440-02-0	Nichel	30
7439-92-1	Piombo	30
	Organo metalli	µg/kg
	Tributilstagno	5
	Policiclici Aromatici	µg/kg
50-32-8	Benzo(a)pirene	30
205-99-2	Benzo(b)fluorantene	40
207-08-9	Benzo(k)fluorantene	20
191-24-2	Benzo(g,h,i) perilene	55
193-39-5	Indenopirene	70
120-12-7	Antracene	45
206-44-0	Fluorantene	110
91-20-3	Naftalene	35
	Pesticidi	
309-00-2	Aldrin	0,2
319-84-6	Alfa esaclorocicloesano	0,2
319-85-7	Beta esaclorocicloesano	0,2
58-89-9	Gamma esaclorocicloesano lindano	0,2
	DDT ⁽³⁾	1
	DDD ⁽³⁾	0,8
	DDE ⁽³⁾	1,8
60-57-1	Dieldrin	0,2
118-74-1	Esaclorobenzene	0,4

Note alla tabella 1.1

(1) Standard di qualità ambientale espresso come valore medio annuo (SQA-MA).

(2) In considerazione della complessità della matrice sedimento è ammesso, ai fini della classificazione del buono stato chimico uno scostamento pari al 20% del valore riportato in tabella

(3) DDE, DDD, DDT: lo standard è riferito alla somma degli isomeri 2,4 e 4,4 di ciascuna sostanza.

Nella tabella 1.2 sono riportati standard di qualità ambientale per la matrice sedimenti per alcune delle sostanze diverse da quelle dell'elenco di priorità.

Per le sostanze PCB, Diossine, IPA Totali e cromo esavalente resta comunque l'obbligo del controllo nei sedimenti in considerazione del fatto che per dette sostanze non è stato individuato lo standard nella colonna d'acqua.

Tabella 1.2 Standard di qualità nei sedimenti per sostanza diverse da quelle prioritarie

NUMERO CAS	PARAMETRI	SQA-MA ^{(1) (2)}
	Metalli	mg/kg s.s
7440-38-2	Arsenico	12
7440-47-3	Cromo totale	50
	Cromo VI	2
	Policiclici Aromatici	µg/kg s.s.
	IPA totali ⁽³⁾	800
	PCB e Diossine	
	Sommat. T.E. PCDD,PCDF (Diossine e Furani) e PCB diossina simili ⁽⁴⁾	2 X 10 ⁻³
	PCB totali ⁽⁵⁾	8

Note alla tabella 1.2

(1) Standard di qualità ambientale espresso come valore medio annuo (SQA-MA).

(2) In considerazione della complessità della matrice sedimento è ammesso, ai fini della classificazione del buono stato ecologico uno scostamento pari al 20% del valore riportato in tabella.

(3) La somma è riferita ai seguenti IPA: (Naftalene, acenafte, Acenafilene, Fenantrene, Fluorantene, Benz(a) antracene, Crisene, Benz(b) fluorantene, Benzo(k) fluorantene, Benz(a)pirene, dibenzo(a,h)antracene, antracene, pirene, benzo(g,h,i) perilene, Indeno(1,2,3)c,d pirene, fluorene).

(4) PCB diossina simili: PCB 77, PCB 81, PCB 118, PCB 126, PCB 156, PCB 169, PCB 189, PCB 105, PCB 114, PCB 123, PCB 157, PCB 167.

(5) PCB totali, lo standard è riferito alla sommatoria dei seguenti congeneri: PCB 28, PCB 52, PCB 77, PCB 81, PCB 101, PCB 118, PCB 126, PCB 128, PCB 138, PCB 153, PCB 156, PCB 169, PCB 180.

1.2 LA MOVIMENTAZIONE DEI SEDIMENTI CONTAMINATI

La movimentazione dei sedimenti della Laguna di Venezia è regolata dall'art.4 comma 6 della L.360/1991 e dal conseguente Protocollo d'Intesa del 1993 recante "Criteri di sicurezza ambientale per gli interventi di escavazione trasporto e reimpiego dei fanghi estratti dai Canali di Venezia", che suddivide i sedimenti lagunari in funzione della possibilità di riutilizzo per interventi di recupero e ricostruzione morfologica in modo da evitare o limitare gli impatti sul sistema ambientale.

La classificazione dei sedimenti in 3 classi (cfr Tabella 1.3), secondo un crescente livello di inquinamento, tiene conto di tre possibilità di utilizzo della risorsa:

- **Classe A:** fanghi di dragaggio utilizzabili in interventi di ripristino di morfologie lagunari (ricostruzione di barene erose e recupero di zone depresse) comportanti il contatto diretto o indiretto di detti fanghi con le acque della laguna e suscettibili di rimettere in ciclo nelle acque lagunari i fanghi stessi
- **Classe B:** fanghi di dragaggio utilizzabili in interventi riguardanti il recupero e il ripristino di isole lagunari, realizzati in maniera tale da garantire un confinamento permanente dei fanghi stessi così da impedire ogni rilascio di inquinanti nelle acque lagunari; il sito di intervento deve essere comunque conterminato in maniera da evitare erosioni e sommersioni in caso di normali acque alte

- **Classe C:** terre di dragaggio utilizzabili in interventi riguardanti ampliamenti ed innalzamenti di isole permanentemente emerse o di aree interne limitrofe alla conterminazione lagunare, realizzabili con un confinamento permanente costituito da strutture dotate di fondazioni profonde e continue, tali da evitare sia in corso d'opera che ad opera compiuta qualsivoglia rilascio di specie inquinanti a seguito di processi di erosione, dispersione ed infiltrazione di acque meteoriche

I fanghi classificati "oltre C", nonché tossici e nocivi, sono esclusi da ogni destinazione all'interno del contermine lagunare e devono essere smaltiti in discariche autorizzate.

La normativa in materia di gestione dei rifiuti (D.Lgs. 22/97 e D.Lgs. 152/2006), entrata in vigore successivamente al "Protocollo '93", classifica i rifiuti in "Pericolosi" e "Non Pericolosi".

Con l'articolo 1, comma 996 della Legge 296 del 27 Dicembre 2006, è stato stabilito, fra l'altro, che i materiali di dragaggio, purché non pericolosi, possono essere utilizzati per realizzare casse di colmata poste in ambito costiero.

Con l'Ordinanza del Presidente del Consiglio dei Ministri n. 33589 del 5 Marzo 2007, il Commissario Delegato è stato autorizzato a derogare alla disciplina del "Protocollo '93", laddove prevede prescrizioni operativamente più restrittive rispetto a quelle previste dal comma 996 dell'articolo 1 della Legge 296/2006.

Con l'Ordinanza del Presidente del Consiglio dei Ministri n. 3704 del 17 Settembre 2008, è stato disposto che i materiali di dragaggio dei canali portuali di grande navigazione della laguna di Venezia, classificati "oltre C Protocollo '93" possono essere refluiti nella cassa di colmata denominata "Molo Sali", ad esclusione di quelli definiti "Pericolosi" in quanto presentano valori superiori a quelli indicati in Allegato D, parte quarta del D.Lgs. 152/2006.

La stessa Ordinanza dispone che, ai fini della classificazione come pericoloso del materiale di dragaggio per il parametro "idrocarburi", si applicano i criteri indicati dall'Istituto Superiore di Sanità nella nota n. 0036565 del 5 Luglio 2006.

Con il D.M.A. del 7 Novembre 2008 sono state disciplinate le operazioni di dragaggio nei siti di bonifica di interesse nazionale, confermando i contenuti della OPCM n. 3704/2008.

Con l'Accordo di Programma "Vallone Moranzani", sottoscritto da Enti Statali, Locali e soggetti privati in data 31 Marzo 2008, si prevede l'escavo dei canali di Porto Marghera, la sistemazione dei fanghi "oltre C Protocollo 1993", pericolosi e non pericolosi sul sedime di discariche esistenti in località Moranzani a Malcontenta e la realizzazione di una cassa di colmata (rettifica Molo Sali) per il refluentamento dei sedimenti "oltre C protocollo 1993" non pericolosi. Tale cassa di colmata sarà successivamente utilizzata come banchina portuale. L'Accordo di Programma comprende anche interventi sulla viabilità, di riqualificazione ambientale con realizzazione di un parco urbano, sull'idraulica, interrimento di elettrodotti. Con questo progetto si otterrà la riqualificazione ambientale, idraulica e viabilistica di un'ampia area di Porto Marghera e Malcontenta.

Il "Protocollo '93" prevedeva, anche, che fossero redatti degli studi sperimentali di dettaglio, che non sono ancora stati condotti, atti ad approfondire le conoscenze scientifiche sui possibili processi di interazione tra i sedimenti d'escavazione ed ambiente recettore con particolare riferimento alla speciazione chimica dei costituenti dei materiali, all'individuazione dei tassi di rilascio degli stessi in diverse condizioni di ossido-riduzione, al grado di tossicità acuta e cronica ed ai livelli di bioaccumulo a carico di organismi d'ambiente lagunare, ai tassi di rilascio di nutrienti per attività enzimatica, ai metodi di trattamento dei fanghi.

Tabella 1.3 Classificazione dei fanghi di dragaggio ai fini di un loro utilizzo in laguna, secondo il Protocollo 08.04.1993

Elementi e composti	Protocollo d'Intesa 08/04/1993*			
	Unità di misura	Classe A	Classe B	Classe C
Hg	mg/kg ss	0,5	2	10
Cd	mg/kg ss	1	5	20
Pb	mg/kg ss	45	100	500
As	mg/kg ss	15	25	50
Cr	mg/kg ss	40	100	500
Cu	mg/kg ss	40	50	400
Ni	mg/kg ss	45	50	150
Zn	mg/kg ss	200	400	3000
Idrocarburi Totali	mg/kg ss	30	500	4000
IPA Totali	mg/kg ss	1	10	20
PCB Totali	mg/kg ss	0,01	0,2	2
POC Totali	mg/kg ss	0,001	0,02	0,5

Note: *è ammesso per un unico parametro un superamento del 10% dal limite fissato in tabella

2 LA CONTAMINAZIONE DEI SEDIMENTI NELLA LAGUNA DI VENEZIA

2.1 STATO ATTUALE

I sedimenti della Laguna di Venezia costituiscono l'archivio storico e ambientale dell'ecosistema lagunare. In quanto sink (serbatoi), nel corso del tempo e tramite la deposizione di materiale sedimentario di anno in anno, hanno registrato eventi e cambiamenti, che hanno avuto luogo in Laguna e nel limitrofo bacino scolante. In questo grande serbatoio costituito dai sedimenti lagunari, in relazione al proprio ciclo biogeochimico, gli elementi ed i composti chimici in genere sono stati depositati al loro interno, nel corso del tempo. Ciò fa sì che i sedimenti siano una importante banca dati ambientale, utilissima per comprendere la storia della contaminazione lagunare da parte di elementi e composti chimici inorganici ed organici. I sedimenti hanno un ruolo fondamentale nel determinare la qualità e l'equilibrio complessivo dell'ecosistema della Laguna di Venezia e pertanto sono stati oggetto di numerosi studi.

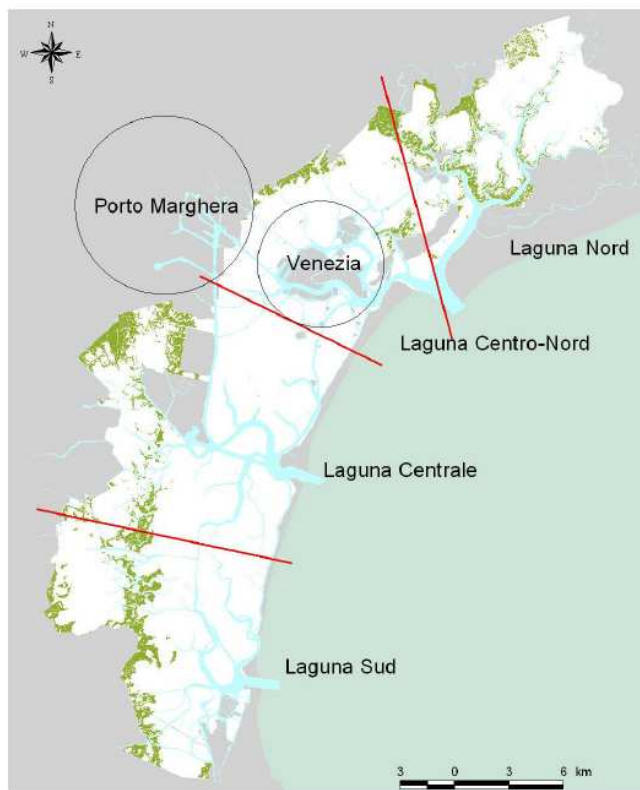
Un quadro organico delle conoscenze sulla contaminazione dei sedimenti lagunari opportunamente finalizzato alla individuazione delle fonti e delle modificazioni quali-quantitative dell'evoluzione temporale è stato prodotto dal Magistrato alle Acque di Venezia nel 1999 nello studio ICSEL.

Gli studi successivi di sono focalizzati sia sui processi di interazione tra sedimento e colonna d'acqua e biota sia sulla valutazione dei rischi della contaminazione sia sull'approfondimento delle conoscenze su specifiche aree.

Proprio in virtù delle modificazioni e dinamiche che interessano i sedimenti lagunari, descritte nel seguito del rapporto, e che dimostrano come lo stato della contaminazione dei sedimenti e la situazione di disponibilità alla cessione di inquinanti degli strati più superficiali può essere molto cambiata, sarebbe opportuno un aggiornamento con dati più recenti, fino al 2008-2009.

Attraverso l'analisi di carote di sedimento, ove possibile radiodate, ed attraverso il confronto fra monitoraggi ripetuti nel tempo, è possibile ricostruire in maniera più o meno precisa l'evoluzione nel tempo dei flussi di contaminanti e della qualità dei sedimenti superficiali. Ciò tenendo conto dell'elevato dinamismo dei fondali lagunari, dovuto a fattori naturali (processi di erosione/sedimentazione, risospensione da vento, bioturbazione) ed antropici (risospensione causata da moto ondoso da natanti, attività di pesca di vongole). I sedimenti superficiali di cui viene qui descritto sinteticamente lo stato di contaminazione rappresentano la parte con maggiore rilevanza ambientale, poiché sono sede delle comunità bentoniche animali e vegetali e perché operano uno scambio continuo con le acque ed il biota attraverso complessi e dinamici processi di diagenesi precoce.

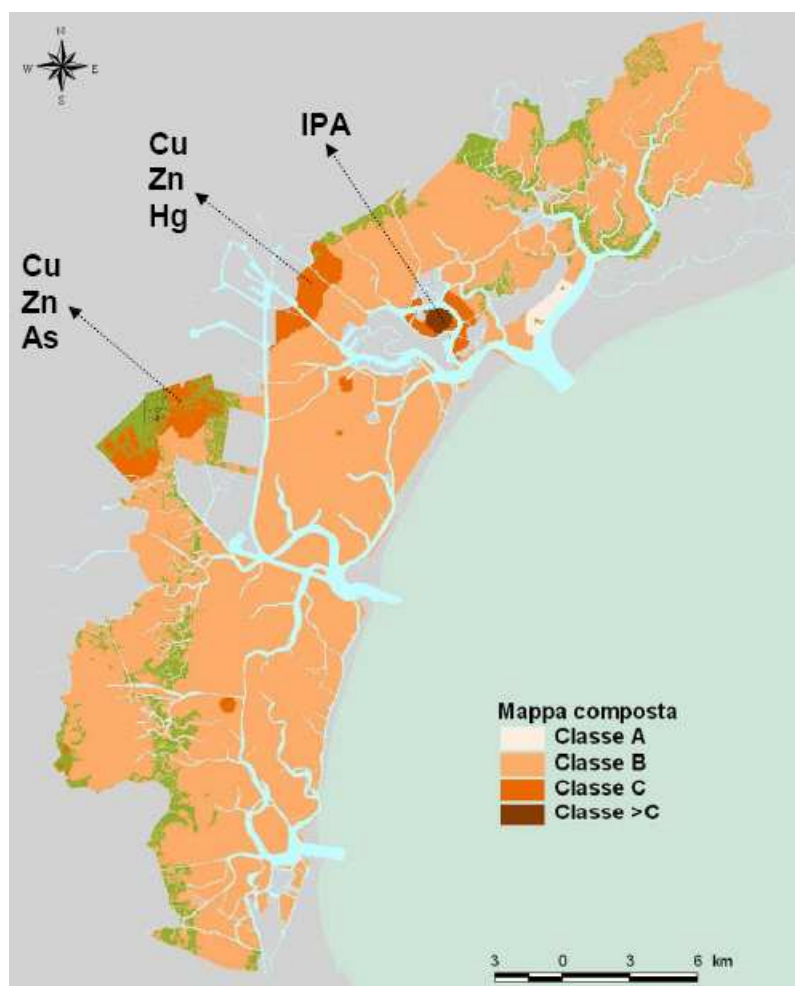
La descrizione sintetica della distribuzione dei contaminanti nei sedimenti superficiali che segue fa riferimento anche alla suddivisione in quattro sottobacini lagunari riportati nella Figura 2.1.

Fig. 2.1: Suddivisione della Laguna di Venezia in quattro sottobacini

Nell'ambito dell'attività A1 del progetto ICSEL A promosso dal Magistrato alle Acque, è stato possibile generare una mappa di classificazione dei sedimenti superficiali (0 - 20 cm) che tiene conto della presenza contemporanea di tutti i parametri previsti dal protocollo di Intesa nel sedimento. (Figura 2.2)

In termini di estensione areale percentuale la quasi totalità della laguna (93,6%) rientra nella classe B, il 5,1% nella classe C e l'1% nella classe A. Ciò comporta che la maggioranza dell'area lagunare non può essere al momento utilizzata quale risorsa di sedimenti superficiali per interventi di ricostruzione di barene erose e recupero di zone depresse, comportanti il contatto diretto o indiretto con le acque della laguna, suscettibili di rimettere in ciclo nelle acque lagunari i fanghi stessi.

Fig. 2.2 Classificazione dei sedimenti superficiali della laguna secondo i limiti del Protocollo di Intesa del 1993. Sono evidenziati gli elementi che determinano l'appartenenza alla classe C e superiore a C delle aree indicate



2.1.1 Microinquinanti inorganici nei sedimenti di basso fondale

I dati sono stati raccolti nel periodo 1995-2001. La maggior parte di essi sono frutto di studi promossi dal Magistrato alle Acque di Venezia. Tali dati sono stati integrati con altri dati prodotti da ricercatori del CNR attraverso un lavoro di sintesi eseguito nell'ambito del progetto "ICSEL" del Magistrato alle Acque. Come sedimenti superficiali sono stati considerati spessori compresi tra i primi 15-20 cm per quanto riguarda le aree della Laguna (quasi il 90% di questi punti è localizzato in aree di bassofondo), mentre nel caso dei campioni relativi ai canali della Zona Industriale sono stati considerati i primi 80 cm.

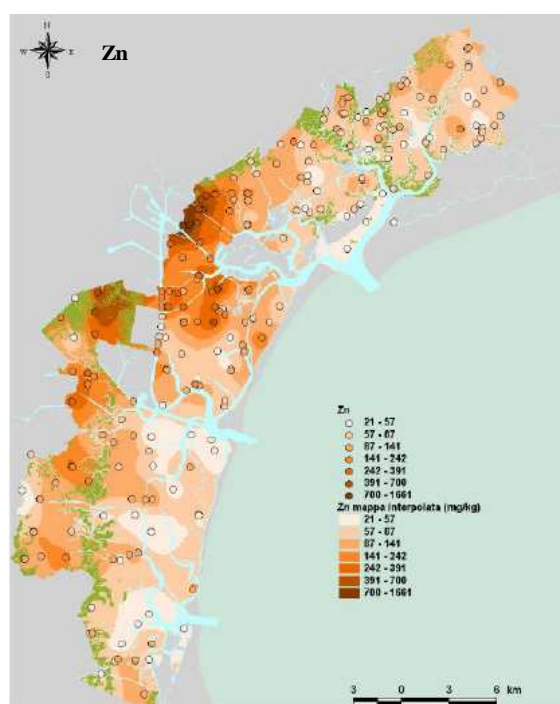
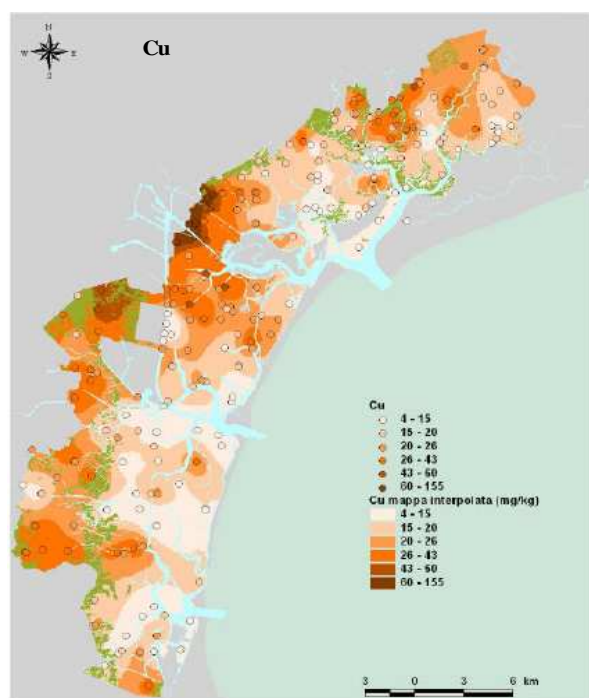
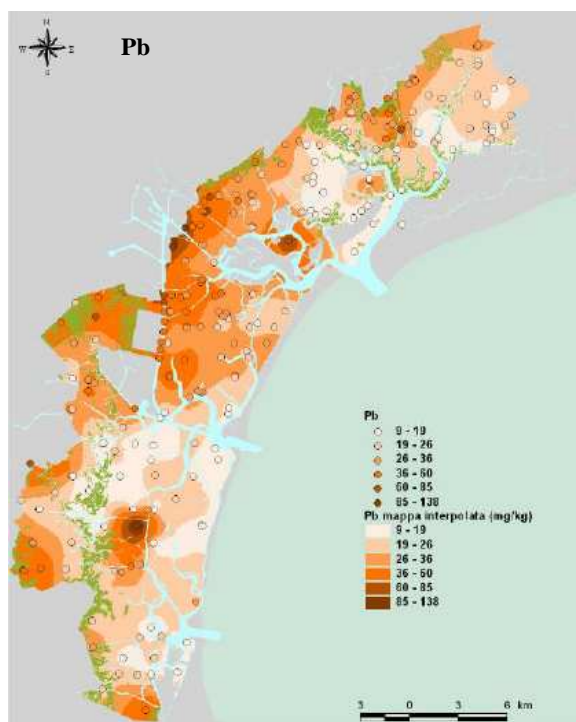
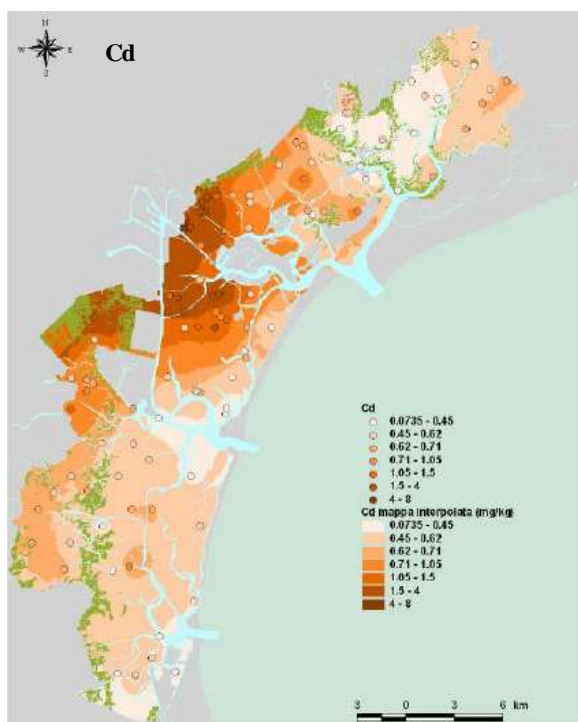
Nelle figure che seguono (figg. 2.3-2.10), tratte dal Progetto Icsel vengono presentate le distribuzioni della concentrazione totale di cadmio (Cd), piombo (Pb), rame (Cu), zinco (Zn), arsenico (As), mercurio (Hg), cromo (Cr) e nichel (Ni) nei sedimenti superficiali (0-15 cm). Esse evidenziano tipi differenti di distribuzione, in relazione alle sorgenti prevalenti ed ai meccanismi di redistribuzione dei sedimenti. Relativamente ai metalli, le distribuzioni delle concentrazioni superficiali totali mostrano le seguenti caratteristiche:

- Cd, Zn, Cu e Pb (figg. 2.3-2.6) presentano una distribuzione spaziale molto simile, con concentrazioni più elevate nei *sottobacini centro-nord e centrale*, nei quali è evidente un gradiente di contaminazione decrescente da Porto Marghera verso Venezia e da Venezia verso il Lido; questa distribuzione conferma l'origine prevalentemente industriale (area di Porto Marghera) di questi metalli;
- Hg (fig. 2.7) presenta valori più elevati nella *laguna centro-nord e centrale*, sebbene le concentrazioni osservate di fronte all'area di Porto Marghera siano le più elevate di tutta la laguna;

- As (fig. 2.8) presenta un gradiente di concentrazione decrescente che va dalla conterminazione verso le bocche di porto. In uno studio di Degetto et al., (L'arsenico nella Laguna di Venezia, 2000) si evidenziò che la distribuzione osservata per l'arsenico a livello lagunare era dettata principalmente dalle caratteristiche geochimiche dei materiali sedimentari, ma tale studio evidenziò anche che vi erano fonti di arsenico provenienti dal bacino scolante. Ciò è confermato nello studio ICSEL, dove sono stati evidenziati valori elevati nella gronda lagunare, soprattutto nella zona antistante Porto Marghera (Valle Millecampi e nella zona retrostante le casse di colmata). In uno studio recente dell'APAT (2006) è stato osservato un incremento della concentrazione di As nei mitili, che potrebbe essere indicativo di un fenomeno di aumentata biodisponibilità dell'elemento, Va infatti sottolineato che la concentrazione totale dell'As, come anche per Cd, Pb, Cu, ecc, nulla possa dire riguardo la biodisponibilità e bioaccessibilità dell'elemento nei confronti degli organismi;
- la variabilità della concentrazione totale di Cr e Ni sembra essere maggiormente legata a quella delle caratteristiche mineralogiche del sedimento, piuttosto che alla presenza di fonti antropiche di questi elementi (industria galvanica, fonderie, fertilizzanti agricoli, vernici, ecc). Nel caso del Cr, è importante sottolineare che il valore della concentrazione totale è somma della concentrazione di Cr^{+3} e Cr^{+6} , ma nulla dice riguardo la percentuale dell'uno rispetto all'altro. Tale informazione è invece importante, considerata la pericolosità riconosciuta del Cr^{+6} nei confronti della salute umana (agente cancerogeno di gruppo 1 secondo la IARC).

Il trend dei carichi di metallo totale (riportati in fig. 2.11) per gli elementi in tracce considerati confermano le distribuzioni sopra descritte ed evidenziano che e le concentrazioni più elevate sono presenti nel sottobacino Centro-Nord, dove è presente l'area industriale.

Figg. 2.3, 2.4, 2.5, 2.6 Distribuzione spaziale della concentrazione totale di Cd, Pb, Zn e Cu nei sedimenti superficiali della Laguna di Venezia



Figg. 2.7, 2.8, 2.9, 2.10 Distribuzione spaziale della concentrazione totale di Hg, As, Cr e Ni nei sedimenti superficiali della Laguna di Venezia

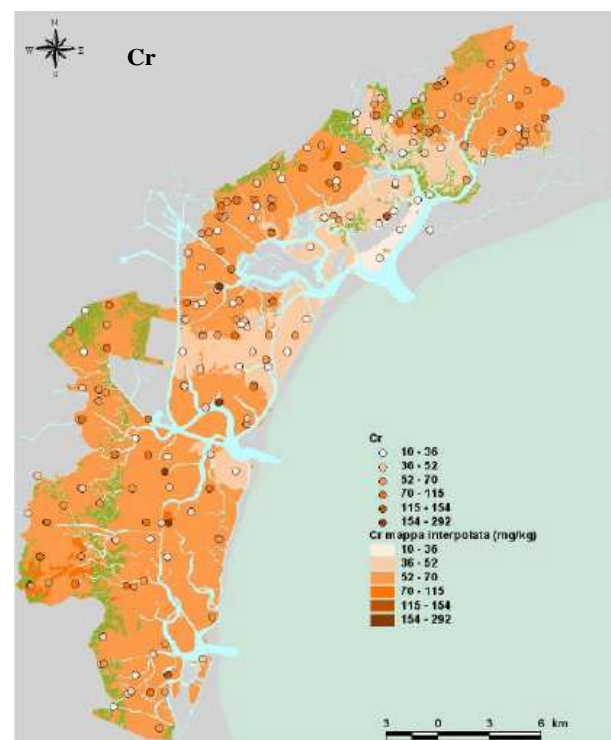
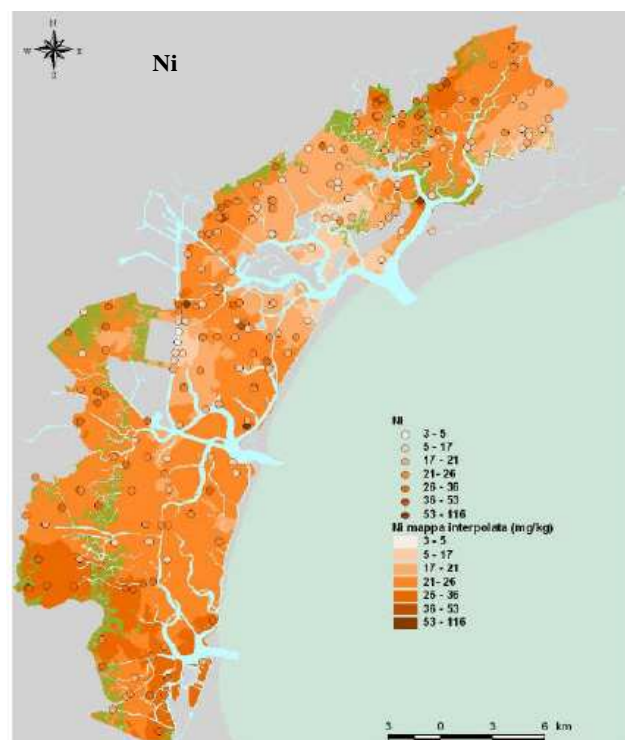
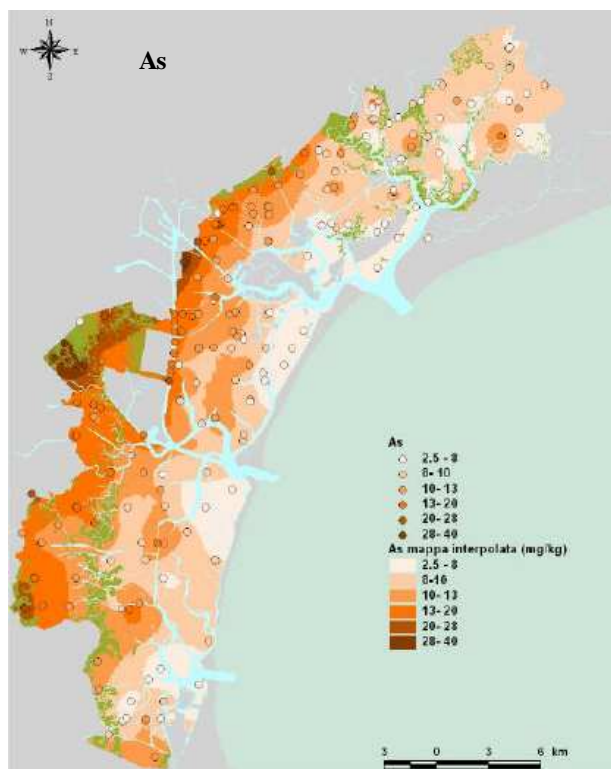
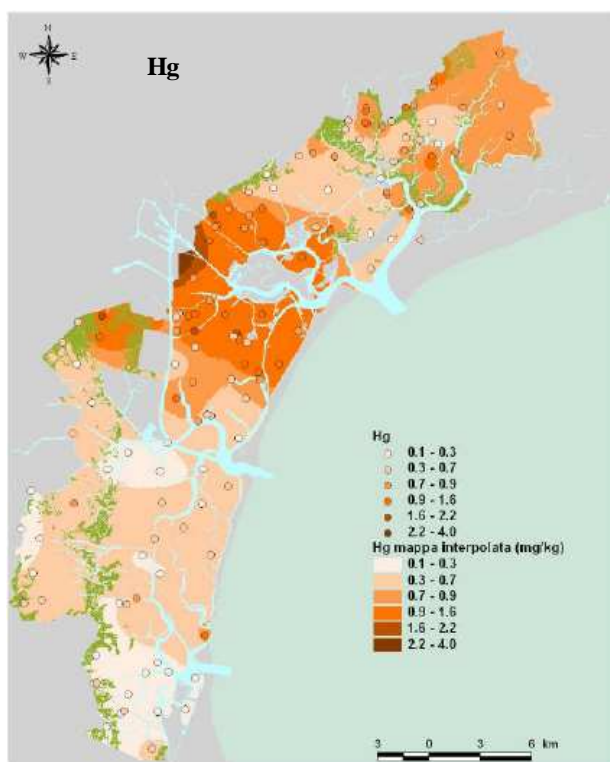
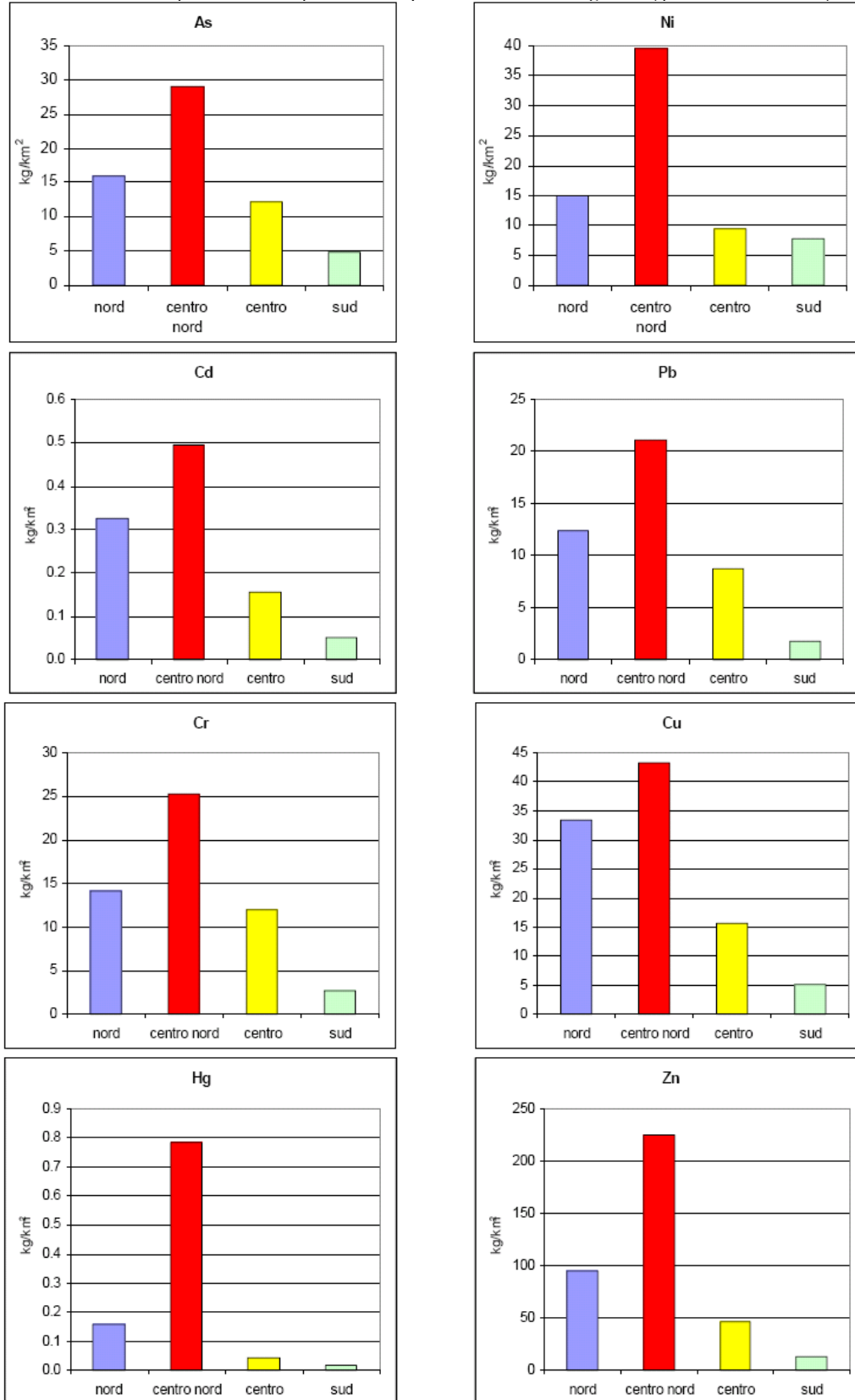


Fig. 2.11 Carichi di metalli totali per unità di superficie nei quattro sottobacini lagunari (periodo 1995-2001)



2.1.2 Contaminanti organici nei sedimenti di basso fondale

Le acque di scarico derivanti da sorgenti domestiche, commerciali, industriali e dalla lavorazione degli alimenti contengono un'ampia varietà di inquinanti, inclusi quelli organici. Alcuni di questi, in special modo le sostanze che per degradarsi richiedono ossigeno, gli oli, i grassi e i solidi vengono rimossi dai trattamenti primari e secondari effettuati sulle acque di scarico. Gli altri, come i sali, i metalli pesanti ed i composti organici refrattari (resistenti alla degradazione), non sono rimossi efficacemente. Uno dei principali problemi riguardanti le acque di scarico è il fango prodotto dal loro processo di trattamento. Questo fango contiene materiale organico, che continua a degradarsi lentamente e composti organici refrattari (che si degradano lentamente o non si degradano affatto).

Particolarmente preoccupanti sono, tra i microinquinanti organici, i più persistenti. Tra i POPs (Persistent Organic Pollutants) i più comunemente conosciuti sono la famiglia delle diossine e furani (PCDD/F), dei policlorobifenili (PCB), degli idrocarburi policiclici aromatici (IPA), l'esaclorobenzene (HCB) ed i pesticidi organo clorurati (POC, tra cui il DDT). I sedimenti marini, lacustri e fluviali sono, assieme ai terreni e agli organismi viventi, i comparti ambientali in cui maggiormente si accumulano i POPs. La contaminazione è legata, oltre all'immissione diretta di scarichi industriali e civili, al dilavamento dei suoli contaminati, alle precipitazioni atmosferiche e allo scarico di rifiuti e residui di lavorazione avvenuti nel passato.

Le agenzie governative preposte alla protezione della salute pubblica e dell'ambiente hanno avviato da anni programmi di studio e monitoraggio dei livelli della contaminazione ambientale da POPs al fine di ottenere una valutazione del rischio associato alla loro diffusione in ambiente.

All'interno del progetto ICSEL, promosso dal Magistrato alle Acque, sono stati raccolti anche i dati sulla presenza dei contaminanti organici nella laguna relativi al periodo 1995-2001 e integrati con altri dati prodotti da ricercatori del CNR.

Gli elementi rilevanti che emergono dallo studio riguardo alle distribuzioni dei **contaminanti organici nella laguna di Venezia** sono i seguenti:

- i pesticidi organoclorurati (POC) sono presenti con le concentrazioni maggiori nelle *aree prospicienti alla gronda lagunare*, in particolare in quelle localizzate nel *bacino nord e centro-nord*; le fonti dei POC possono essere quindi identificate in Porto Marghera e nelle zone agricole retrostanti la laguna;
- i valori più elevati degli idrocarburi policiclici aromatici (IPA) si presentano nella *laguna centro-nord*, coprendo superfici estese *attorno alla città di Venezia e a Porto Marghera*, altre zone relativamente contaminate sono dislocate in varie aree della laguna;
- gli idrocarburi totali presentano concentrazioni relativamente più elevate nella *laguna centro-nord* (valore medio), ciò è dovuto ai valori particolarmente elevati riscontrati in un'area ristretta localizzata *di fronte a Porto Marghera*;
- la distribuzione dell'esaclorobenzene (HCB), con *valori più elevati nei bacini centro-nord e centrale*, evidenzia come la fonte di questo inquinante, utilizzato in passato come pesticida, sia attualmente Porto Marghera, in ragione della sua origine come sottoprodotto nella produzione del cloro e degli idrocarburi clorurati;
- diossine e furani (PCDD/F) mostrano le concentrazioni più elevate nei *bacini centro-nord e centrale*, nei quali si evidenzia un gradiente decrescente da terra verso mare; generalmente la distribuzione di questi inquinanti in massa corrisponde alla distribuzione della tossicità equivalente (TEQ) ad essi imputabile;
- i valori dei PCB presentano concentrazioni maggiori in *laguna centro-nord e in quella centrale*, individuando i *fondali antistanti Porto Marghera e quelli retrostanti le casse di colmata* come le aree più inquinate di tutta la laguna; queste zone rappresentano entrambe aree influenzate dalle immissioni nei canali di Porto Marghera. In laguna sud i valori più elevati si riscontrano in Val di Brenta ed in Valle Millecampi. In termini di tossicità equivalente i PCB

presentano valori medi e mediani maggiori in laguna nord e centro-nord mentre i fondali compresi tra Marghera e Venezia presentano i livelli più elevati.

Nelle quattro figure che seguono, tratte dall'*Atlante della Laguna*, che utilizzano i medesimi dati del Magistrato alle Acque tratti dal progetto ICSEL –A, vengono presentate le concentrazioni di alcuni POPs (diossine/furani come tossicità equivalente, IPA, PCB totali e ottaclorodibenzofurano (OCDF) nei sedimenti lagunari superficiali (0-15 cm).

PCB, PCDD/F e OCDF mostrano andamenti simili, evidenziando l'importanza della sorgente principale costituita dall'area industriale di Porto Marghera. L'analisi dei congeneri di diossine e furani presenti nelle diverse aree della laguna consente di riconoscere in maniera piuttosto chiara la provenienza prevalente della contaminazione. Si distinguono infatti una cosiddetta "impronta da combustione" (OCDD+HpCDF+OCDF) prevalente nella laguna nord e sud ed una cosiddetta "impronta industriale" (OCDF) prevalente in laguna centrale. La differenza più evidente delle due impronte è il rapporto tra l'ottaclorofurano (OCDF), congenere relativamente più abbondante nella produzione di CVM e nel ciclo del cloro e l'ottaclorodiossina (OCDD), congenere relativamente più abbondante nelle deiezioni umane e in alcune combustioni. La mappa della distribuzione della concentrazione di OCDF ha, infatti, i massimi tutti concentrati attorno alla Zona Industriale (ZI). Il rapporto OCDF/OCDD varia da 4 a 8 nella ZI a 0,5-0,3 nella zona di Chioggia e nella laguna nord.

Gli IPA mostrano una distribuzione notevolmente diversa rispetto a PCDD/F e PCB. Infatti, se pure è evidente un effetto legato alla presenza della Zona industriale, è altresì evidente il ruolo del centro storico di Venezia, con massimi di concentrazione localizzati in direzione di Murano e della bocca di Lido.

Fig. 2.12-2.13: Mappe di distribuzione di IPA, PCDD/F nei sedimenti superficiali (15 cm) della Laguna di Venezia (Fonte: *Atlante della Laguna*) su dati del Magistrato alle Acque

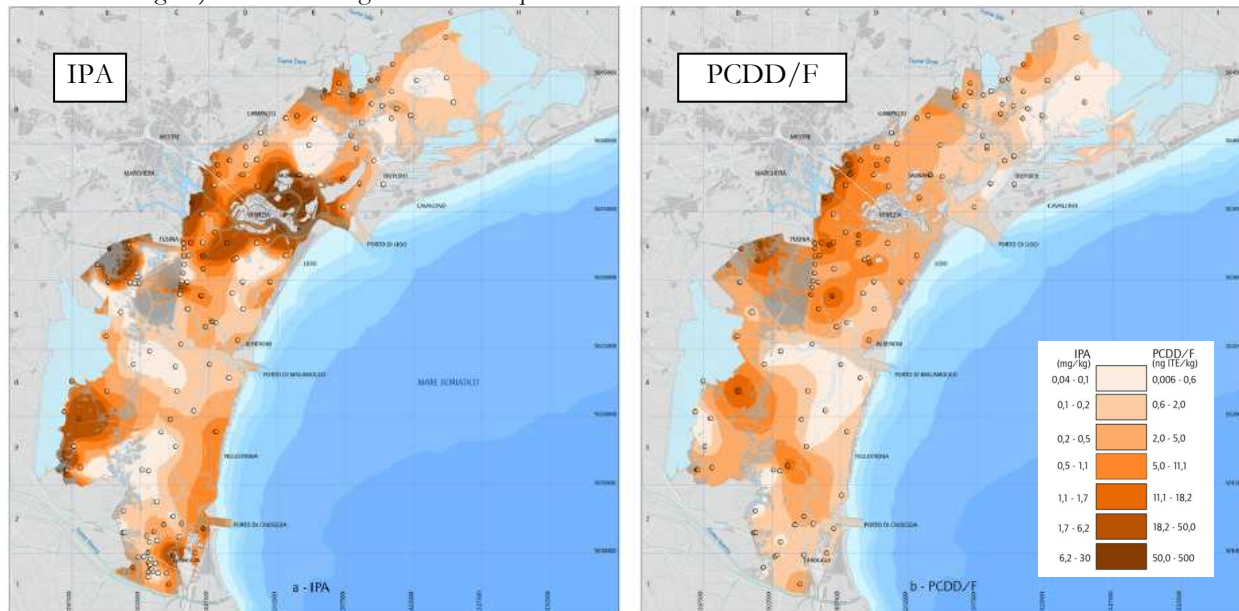
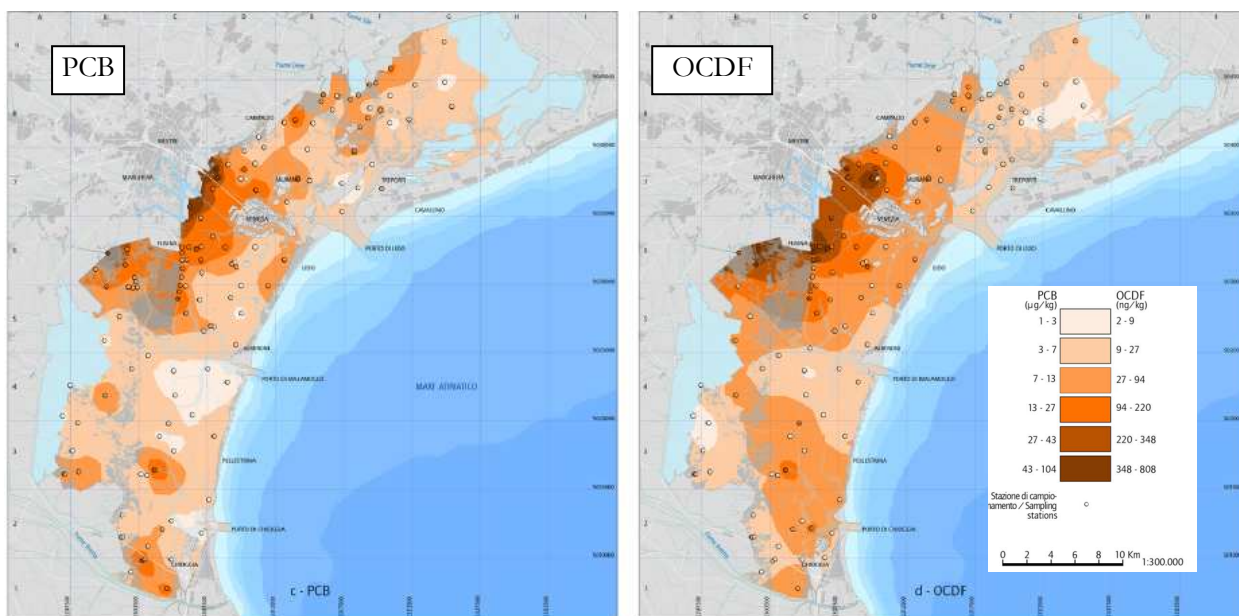


Fig. 2.14-2.15: Mappe di distribuzione di PCB, OCDF nei sedimenti superficiali (15 cm) della Laguna di Venezia (Fonte: *Atlante della Laguna*) su dati del Magistrato alle Acque

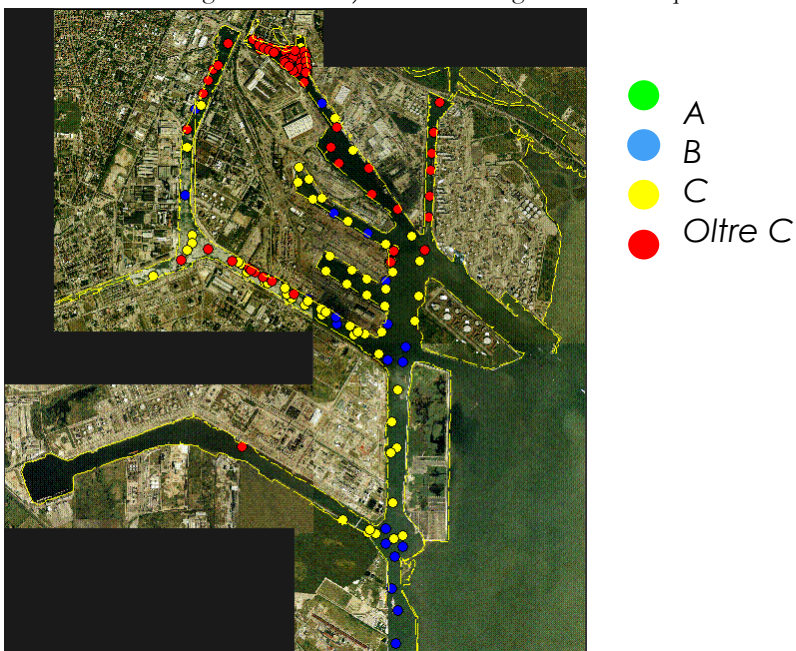


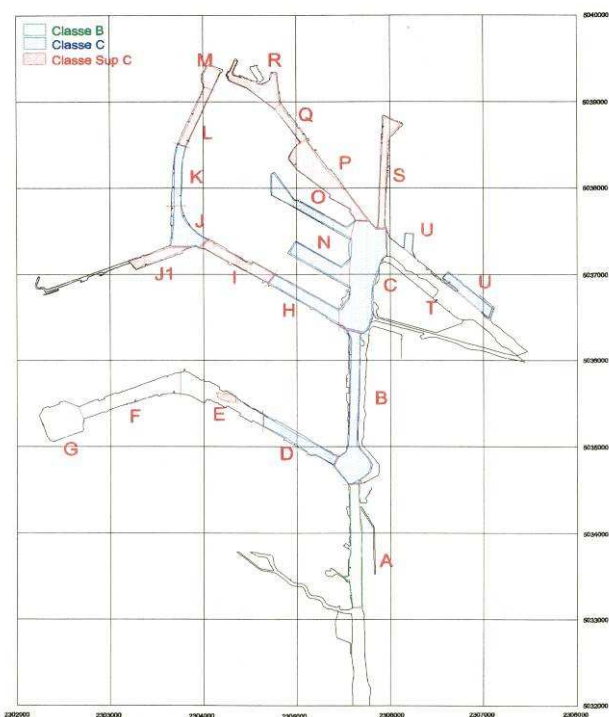
2.1.3 Caratterizzazione ambientale dei canali industriali

Una prima valutazione relativamente alla qualità e quantità dei materiali e contenuta nel “Rapporto sullo Stato di compromissione delle sponde e dei canali di Porto Marghera”, che Autorità Portuale di Venezia e Magistrato alle Acque di Venezia hanno provveduto congiuntamente a produrre nel dicembre 1999, a seguito di un primo accertamento dell’inquinamento dei fondali di Porto Marghera.

Lo studio classifica, secondo il Protocollo d’Intesa del 1993, la qualità dei sedimenti da dragare, per tratto di canale, partendo dall’analisi delle quantità la cui rimozione consentirebbe il rispetto delle previsioni del Piano Regolatore Portuale. In esso sono definite non solo le profondità di scavo, ma anche la morfologia finale dei canali dell’area industriale – portuale.

Fig. 2.16 - Caratteristiche medie dei sedimenti non consolidati (Studio sullo Stato di compromissione delle sponde e dei canali di Porto Marghera del 1999) su dati del Magistrato alle Acque





La figura 2.16 riporta la distribuzione spaziale dei sedimenti, secondo le classi del Prot. '93. Come si può osservare, i canali i cui fondali sono caratterizzati da una maggiore contaminazione sono quelli dell'area settentrionale di Porto Marghera: Canale Industriale Nord, Canale Industriale Brentella, Canale Industriale Ovest, inclusa la Darsena della Rana e il Canale Lusore Brentelle. I principali contaminanti rilevati sono metalli pesanti e organici (IPA, PCB, HC, pesticidi e diossine). I restanti canali, in particolare lungo il canale Malamocco – Marghera e nei bacini di evoluzione, hanno sostanzialmente caratteristiche entro B Prot.'93.

Il piano di caratterizzazione dei canali industriali predisposto da ICRAM e realizzato dal MAV nel 2005, mirava alla valutazione dello stato di qualità dei diversi comparti ambientali presenti nei canali industriali di Porto Marghera ai fini della progettazione degli interventi di bonifica, ponendosi i seguenti obiettivi:

- Determinare la concentrazione dei contaminanti lungo la colonna d'acqua per verificare le possibili immissioni di inquinanti attraverso l'acqua di falda o gli scarichi industriali, al fine di:
 - individuare possibili correlazioni con la contaminazione delle aree a terra (suoli e falde);
 - verificare l'efficacia delle misure di contenimento attualmente esistenti;
 - definire azioni di messa in sicurezza d'emergenza;
 - identificare gli interventi di bonifica necessari e le relative priorità.
- Determinare la distribuzione spaziale, sia orizzontale che verticale, delle concentrazioni dei contaminanti presenti nei sedimenti, ad integrazione delle informazioni disponibili, in modo da ottenere indicazioni specifiche per la progettazione e l'esecuzione di azioni mirate alla messa in sicurezza di emergenza, al risanamento e alla bonifica, con particolare riferimento a:
 - individuare possibili correlazioni con la contaminazione delle aree a terra (suoli e falde);
 - identificare gli interventi di bonifica necessari e le relative priorità;
 - individuare i volumi di scavo in funzione degli obiettivi di bonifica e di portualità;

Ai fini della gestione dei sedimenti e della individuazione della destinazione d'uso, i riferimenti normativi saranno il Protocollo fanghi del '93 ("Criteri di sicurezza ambientale per gli interventi di escavazione trasporto e reimpiego dei fanghi estratti dai canali di Venezia (art.4, comma 6, Legge 360/91)") e il D.M. 471/99;

- Determinare i principali caratteri tessiturali e le possibili correlazioni tra la distribuzione dei contaminanti e le caratteristiche granulometriche dei sedimenti.
- Caratterizzare le aree più inquinate attraverso indagini chimiche orientate alla ricerca di inquinanti specifici e delle loro speciazioni chimiche.
- Valutare il grado di contaminazione ambientale e l'eventuale rischio legato al consumo alimentare.
- Definire la biodisponibilità degli inquinanti rilevati, attraverso indagini ecotossicologiche mirate.

Il piano di caratterizzazione prevedeva il prelievo di 240 carote di sedimento per complessivi 1309 campioni, di cui 755 sottoposti ad analisi e 554 conservati per successivi ed eventuali approfondimenti.

Sulla totalità dei campioni prescelti per le analisi hanno determinato i seguenti parametri:

- Granulometria
- Contenuto d'acqua
- Peso specifico
- pH
- Potenziale redox
- Concentrazioni totali di: Alluminio, Arsenico, Cadmio, Cromo totale, Ferro, Mercurio, Nichel, Piombo, Rame, Vanadio, Zinco, Policlorobifenili, Idrocarburi Policiclici Aromatici (IPA) (Naftalene, Acenaftene, Fluorene, Fenantrene, Antracene, Fluorantene, Pirene, Benz(a)antracene, Crisene, Benzo(b)fluorantene, Benzo(k)fluorantene, Benzo(a)pirene, Dibenzo(a,h)antracene, Benzo(g,h,i)perilene, Indeno(1,2,3-cd)pirene, Dibenzo(a)pirene), Idrocarburi ($\leq C_{12}$), Idrocarburi ($> C_{12}$), Azoto e fosforo, Cianuri, Fluoruri, Carbonio organico (TOC)

Sul 50 % dei campioni da inviare ad analisi, sono state inoltre determinate le concentrazioni di:

- Se (metallo totale), Sb(metallo totale), Pesticidi organoclorurati, Pentaclorofenolo, BTEX, Alifatici clorurati cancerogeni, Diossine e furani

Sul 20% dei campioni sono state determinati:

- Cr VI, Co (metallo totale), Mn (metallo totale), Fenoli, Clorobenzeni, Nitrobenzeni, parametri microbiologici (Streptococchi fecali, Salmonella, Spore di clostridi solfitoriduttori, E-coli);

Sul 10 % sono stati determinati:

- Organostannici (TBT), Amianto.

Fig. 2.17. Stazioni di campionamento dei sedimenti previste dal piano di caratterizzazione ICRAM



Sulla base dei risultati delle caratterizzazioni il Commissario Delegato ha provveduto a predisporre l'aggiornamento della valutazione dei volumi dei sedimenti da dragare e della loro qualità. Le figure che seguono sono tratte dal documento "Calcolo dei volumi e della qualità dei sedimenti da dragare per la soluzione dell'emergenza - Aggiornamento 2006" redatto dalla struttura commissariale e riportano la distribuzione della qualità dei sedimenti in caso di dragaggio fino a - 10,50, - 11,00 e - 12,00 m s.l.m.m. E' inoltre riportata la situazione residua al di sotto di - 12,00 quota di cunetta attualmente prevista dal PRP.

Dal calcolo del 2006 risultava la distribuzione di qualità riportata in tabella.

Qualità dei sedimenti	Profondità di scavo (m)		
	-10,50	-11,00	-12,00
Classe A Prot. '93	100.000	150.000	300.000
Classe B Prot. '93	1.350.000	1.750.000	3.000.000
Classe C Prot. '93	2.650.000	3.200.000	4.400.000
Classe Oltre C Prot. '93	1.100.000	1.300.000	1.700.000
Totale [m³]	5.200.000	6.400.000	9.400.000

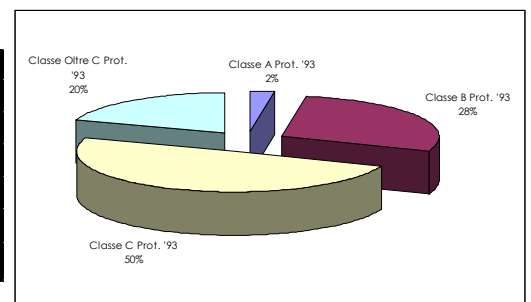
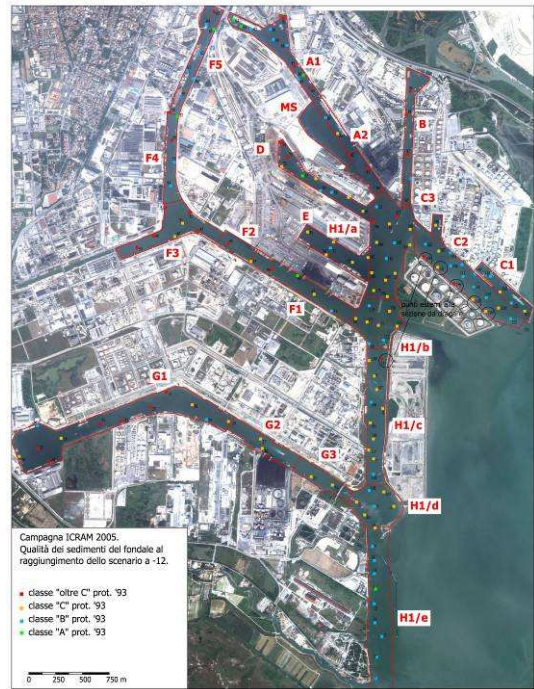
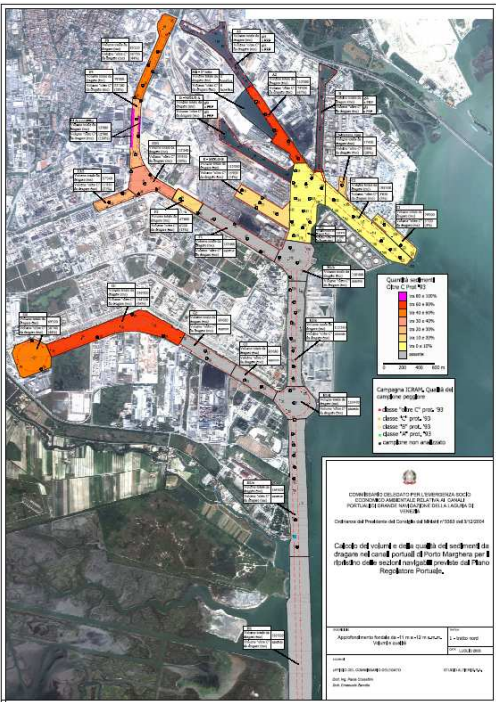
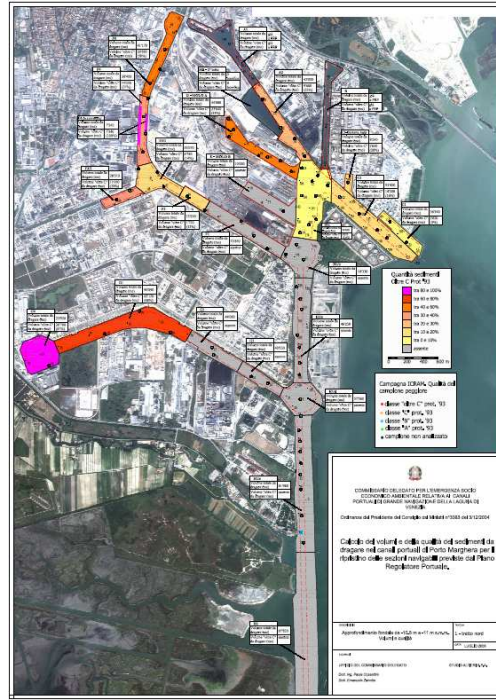
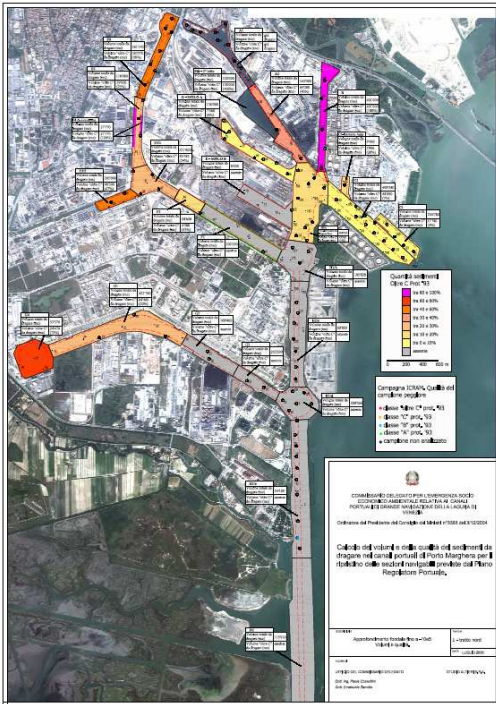


Fig. 2.18-2.19-2.20-2.21. Distribuzione della qualità dei sedimenti in caso di dragaggio fino a - 10,50, - 11,00 e - 12,00 m s.l.m.m. e al di sotto di - 12,00.



2.2 EVOLUZIONE STORICA DELLA CONTAMINAZIONE LAGUNARE

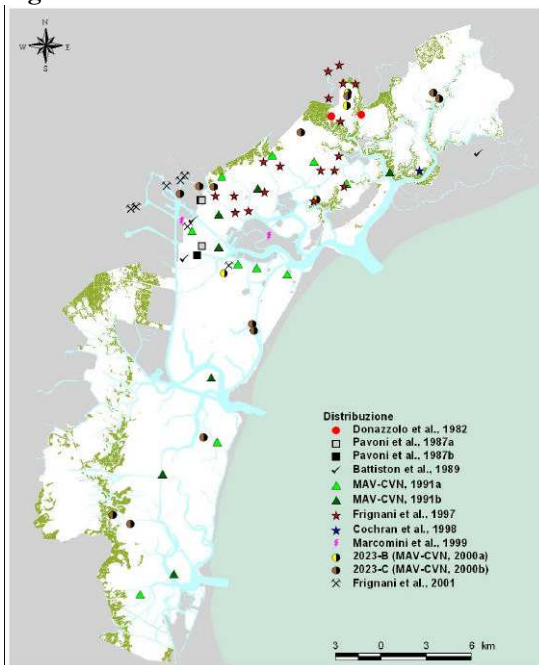
I sedimenti, in generale, sono degli ottimi indicatori ambientali che registrano non solo gli eventi climatici e geologici passati ma anche le perturbazioni ambientali prodotte dalle attività antropiche inquinanti che coinvolgono il corpo d'acqua dal quale si depositano. Inoltre per molte sostanze essi costituiscono un serbatoio che può alimentare la colonna d'acqua sovrastante secondo modalità e velocità molto variabili. Per altre sostanze invece, essi agiscono come pozzo, rimuovendo tali sostanze dall'acqua e fissandole al loro interno in modo più o meno definitivo.

La cronologia degli apporti inquinanti nei sedimenti è determinata con metodi di radiodating (scala temporale di 100-200 anni) che utilizzano numerosi isotopi radioattivi sia naturali che antropogenici. I più utilizzati a questi fini sono il ^{210}Pb , il ^{7}Be , il ^{137}Cs e ^{134}Cs .

I primi studi risalgono agli anni '80 e avevano lo scopo di ricostruire l'evoluzione storica dell'inquinamento dei sedimenti in relazione allo sviluppo delle specifiche attività presenti nella zona industriale di Porto Marghera, di determinare i livelli di fondo pre-industriale per i metalli e di calcolare i tassi di sedimentazione presenti e passati. I punti d'indagine erano ubicati sia in zone ritenute fortemente influenzate da Porto Marghera che in quelle poste più lontane da questa fonte (Laguna Nord). Negli studi successivi l'area d'interesse è sempre rimasta la Laguna centro-nord e quella nord, in particolare i fondali lagunari compresi tra Venezia e la terra ferma. Le informazioni raccolte sono scarse nella Laguna centrale e in quella sud. Nell'area di Porto Marghera i trend evolutivi dei microinquinanti, nei sedimenti dei canali industriali, sono stati determinati solo recentemente con gli studi di MAV-CVN (2000) e Frignani et al. (2001).

La distribuzione delle carote radiodate è riportata in figura 2.22, tratta dal rapporto dell'attività A.2.1 - *Evoluzione temporale dell'inquinamento antropico dei sedimenti*, del progetto ICSEL del Magistrato alle Acque.

Fig. 2.22 distribuzione delle carote radiodate.



Le informazioni, ottenute da carote radiodate, riportano come periodo di inizio degli apporti antropici dei metalli provenienti dall'attività industriale di Porto Marghera il 1930-1940; e i massimi di concentrazione sia dei microinquinanti organici che inorganici considerati sono stati individuati tra il 1960-1970, in corrispondenza della massima espansione della zona industriale di Porto Marghera, e sono riferibili a profondità comprese tra 20 e 30 cm generalmente per i sedimenti lagunari esterni a Porto Marghera (nei canali industriali i picchi sono molto più profondi, ad esempio nel Canale Brentella picco di diossine 2 m sotto il livello del fondale). Dal 1970 in poi i flussi dei metalli

ed anche complessivamente le concentrazioni sono diminuiti per l'efficacia degli interventi di riduzione dell'inquinamento messi a punto. Questi andamenti sono molto evidenti nella Laguna centro-nord, in particolare nei fondali antistanti la zona industriale di Porto Marghera, mentre nella Laguna nord non sempre risultano di facile lettura. Quest'area della Laguna risente meno dell'influenza diretta della zona industriale di Porto Marghera, infatti la concentrazione dei metalli è molto inferiore a quella della Laguna centro-nord, e per alcuni metalli come il Pb e lo Zn predomina l'apporto atmosferico.

L'applicazione dei metodi di radiodatazione è importante perché può evidenziare la presenza di fenomeni di erosione dei fondali lagunari. Infatti l'assegnazione del contenuto di inquinanti del sedimento superficiale ad immissioni odierne può risultare incerta e ingannevole in assenza di radiodatazione.

2.2.1 Microinquinanti inorganici

Il set di metalli più frequentemente considerato negli studi effettuati è rappresentato da Hg, Zn, Cd, Pb, Cu perché ritenuto strettamente correlato alle attività industriali passate e presenti dell'area di Porto Marghera. Nei fondali lagunari compresi tra la terra ferma e la città di Venezia e caratterizzati da elevate concentrazioni di metalli in superficie, l'inizio degli apporti antropici è riferibile agli anni '30 con lo sviluppo della prima area industriale di Porto Marghera. Nei lavori considerati dallo studio ICSEL i massimi di concentrazione e di flusso dei metalli sono stati riferiti a intervalli temporali non sempre coincidenti, per la diversa ubicazione del sito d'indagine rispetto alla fonte inquinante. Questi studi evidenziano che i flussi dei metalli aumentano dal 1930-1940 fino agli anni 60-70. Mentre si riscontra una diminuzione delle concentrazioni e dei flussi a partire dal 1970 dovuta all'efficacia degli interventi di riduzione dell'inquinamento messi a punto.

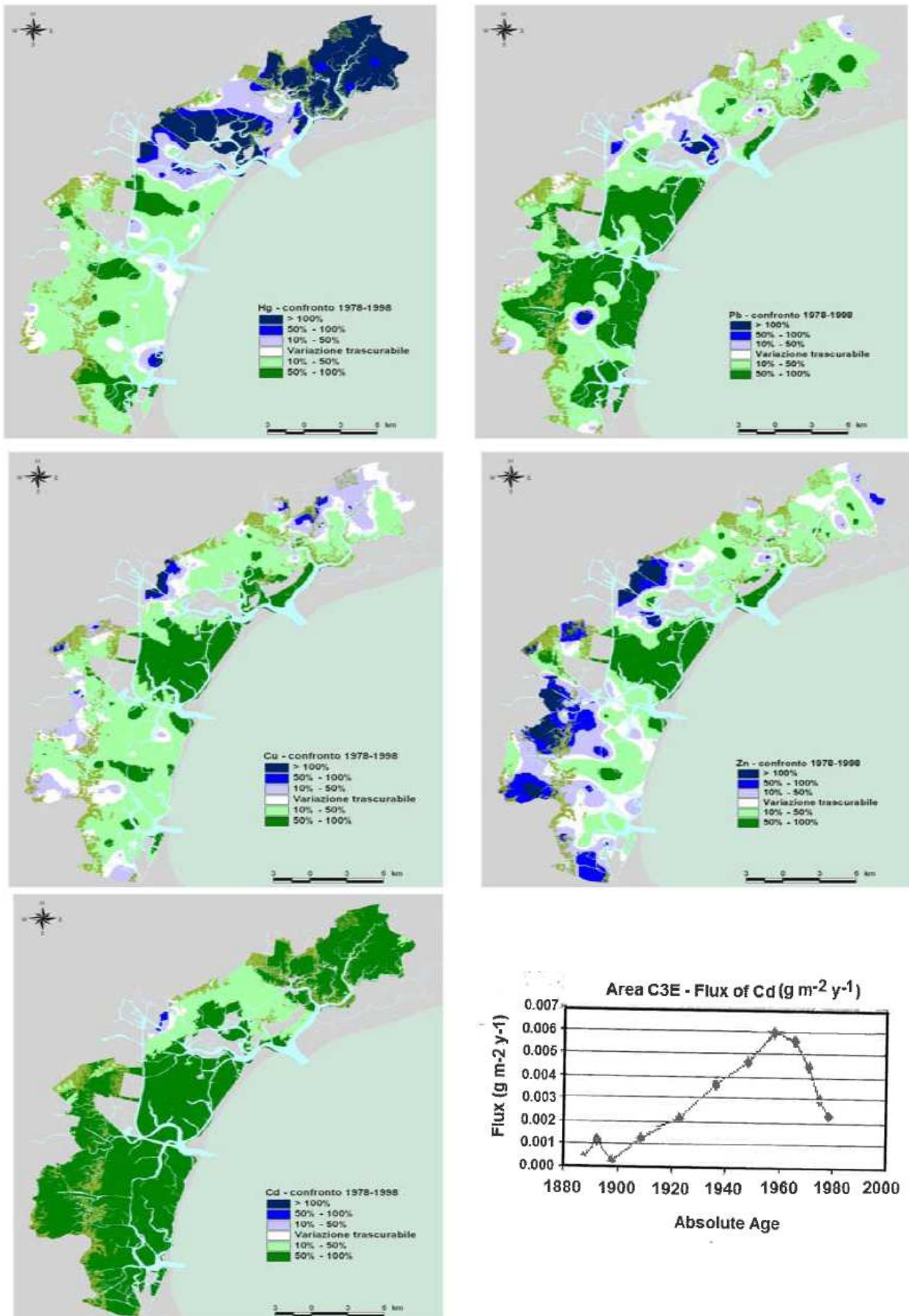
In Laguna nord, lontano dalle fonte inquinante di Porto Marghera, la lettura dei trend evolutivi dei metalli pesanti non sempre risulta chiara come in Laguna centro-nord. Negli studi considerati l'area più indagata è risultata la Palude di Cona e la foce del fiume Dese (Donazzolo et al., 1982; Frignani et al., 1997; Cochran et al., 1998; MAV, 2000a, b); alcuni siti di barena sono stati considerati nel "Progetto 2023" linea C (MAV, 2000b) e da Cochran et al. (1998) per determinare i flussi di metalli provenienti dall'atmosfera.

Alcuni autori hanno evidenziato un aumento variabile delle concentrazioni e dei flussi di Pb, Zn, e Cu verso gli strati superficiali ed una successiva diminuzione. Frignani et al. (1997) hanno datato l'inizio dell'apporto al 1930. Fanno eccezione il Hg e il Cd che mostrano un aumento fino ai giorni nostri (Frignani et al., 1997; Cochran et al., 1998; MAV, 2000 b). Nello studio di Cochran et al. (1998) è stato osservato che per il Pb l'input atmosferico è il contributo dominante verso i sedimenti per tutta la laguna; nel caso dello Zn, nella Laguna nord (Palude di Cona) l'input atmosferico rappresenta il contributo dominante verso i sedimenti, mentre nelle altre aree lagunari predominano gli inputs non atmosferici. Inoltre, gli inputs atmosferici verso i sedimenti di tutta la Laguna per Cu e Ni sono rispettivamente $\leq 30\%$ e $\leq 40\%$. In nessuna area della Laguna sono stati riscontrati trend evolutivi di rilievo del Cr e del Ni, confermando la scarsa rilevanza del loro apporto.

Dall'osservazione dell'evoluzione cronologica di alcuni metalli emerge che i massimi di concentrazione non si riscontrano in superficie ma in profondità e in particolare tra 20 e 30 cm.

Sarebbe auspicabile un approfondimento sugli elementi inorganici più pericolosi, ed in particolare sulla speciazione del Cromo (Cr3-Cr6 cancerogeno) e sul mercurio, poiché questi aspetti sono essenziali per ogni valutazione utile per il giudizio di rischio sanitario ovvero nel biocumulo dei molluschi.

Fig. 2.23 Distribuzione spaziale delle differenze in percentuale dei valori di Hg, Pb, Cu, Zn, Cd tra il 1978-1998. Il colore verde indica diminuzione di concentrazione, il colore blu aumento di concentrazione.



2.2.2 Microinquinanti organici

L'informazione sull'evoluzione temporale dei microinquinanti organici (PCB, PCDD, PCDF, IPA) nei sedimenti lagunari non è così abbondante come quella sui metalli. Gli studi che hanno trattato in dettaglio la cronologia dell'inquinamento da microinquinanti organici, hanno focalizzato l'indagine sia in aree prossime a diverse tipologie di fonti antropiche (Porto Marghera, città di Venezia) che in quelle più lontane.

In generale si segnala un aumento significativo dell'inquinamento da microinquinanti organici a partire dagli anni '40; il massimo degli apporti è riferibile agli anni '60-'70 dopo i quali è evidente una netta diminuzione.

La comparsa dei PCB è segnalata da quasi tutti gli autori negli anni '60; solo Marcomini et al. (1999) denotano una presenza precedente.

Nei fondali lagunari tra la città di Venezia e Porto Marghera, la comparsa delle diossine e dei furani risale agli anni intorno al 1920. Il picco è stato raggiunto nei primi anni 70 del secolo scorso (vedi ad esempio il flusso di cadmio in una stazione della laguna centro – nord secondo le elaborazioni di Degetto per il Magistrato alle Acque nel progetto “2023” in fig. 2.23) e negli ultimi anni le concentrazioni sono in fase decrescente.

Nella Laguna di Venezia, secondo Bellucci et al. (2000) e Frignani et al. (2001), dall'analisi dei profili dei PCDD/F possono essere individuati tre casi: 1) prevalenza di OCDD, la cui origine è attribuibile ai processi di combustione (traffico, incenerimenti, produzione di energia elettrica, riscaldamento), distribuita specialmente attraverso l'atmosfera, gli scarichi domestici, i rifiuti urbani e i gas di scarico dei motori dei natanti; 2) la seconda impronta mostra l'esclusiva presenza di OCDF (ca. 90 %) e OCDD (ca. 10 %), ed è caratteristica dei sedimenti del Canale Lusore – Bretelle, riconducibile allo stripping di cloruro di vinile; 3) il terzo profilo, contenente specialmente furani, con OCDF come componente prevalente, si trova in tutti gli altri canali dell'area industriale, nella laguna e nelle barene. Gli autori suggeriscono che la provenienza possa essere attribuita agli scarti delle lavorazioni localizzate nella Prima zona industriale (metalli, cokeria).

L'analisi delle impronte dei PCDD/F, nelle zone della laguna centro-nord, ha evidenziato che l'OCDD e l'OCDF sono in stretta correlazione nel tempo suggerendo così la prevalenza di un'unica tipologia di sorgente inquinante.

Nell'area di Porto Marghera la descrizione degli apporti inquinanti non sempre risulta di facile determinazione visto che la successione sedimentaria nei canali industriali può essere molto alterata dal passaggio di navi di grande stazza, dagli interventi di dragaggio e dal franamento delle sponde.

Il trend evolutivo degli IPA è stato osservato da Pavoni et al. (1987b) in una carota prelevata nei fondali lagunari prospicienti a Porto Marghera; è stato osservato un considerevole aumento delle concentrazioni di IPA alla profondità di 10 cm corrispondenti al periodo 1953-1964 e un successivo decremento nei sedimenti più superficiali. Questa diminuzione è attribuita dagli autori al cambio della tipologia di combustibile per il riscaldamento domestico: dal carbone al petrolio e gas che producono meno IPA. Tuttavia l'analisi dei flussi evidenzia che nei livelli superficiali l'apporto è in aumento in accordo con l'incremento dell'utilizzo dei combustibili fossili; l'autore attribuisce questa apparente discordanza tra andamenti delle concentrazioni e dei flussi ad un elevato tasso di sedimentazione che produce come effetto una concentrazione costante nei sedimenti più superficiali.

Il profilo verticale dei DDT è stato analizzato da Donazzolo et al. (1982) in una carota posta in Laguna Nord vicino alla foce del Dese e da Pavoni et al (1987b) nei fondali compresi tra Porto Marghera e la città di Venezia. In laguna Nord è stato identificato un valore massimo alla profondità di 16 cm, corrispondente al 1955, e nello strato più superficiale è stata determinata una diminuzione fino al 1978, anno di prelievo della

carota. Gli autori trovano un accordo temporale tra la massima concentrazione dei DDT nei sedimenti e il periodo di più largo uso di queste sostanze come antiparassitari sia in zone urbane che agricole; suppongono che il trasporto dei DDT sia avvenuto in associazione ai solidi trasportati dal fiume Dese che attraversa una estesa area agricola.

Pavoni et al. (1987b) osservano un profilo costante dei DDT con un leggero incremento negli strati superficiali; gli autori attribuiscono l'aumento dei flussi all'accumulo di sedimenti provenienti da aree più inquinate attraverso processi di risospensione e rideposizione.

Evoluzione delle concentrazioni di PCB, POC e IPA.

Le considerazioni riportate di seguito sono tratte dal lavoro di Pavoni et al. (2003).

L'autore ha valutato l'andamento temporale delle concentrazioni di microinquinanti organici (PCB, POC e IPA) nei sedimenti superficiali di 25 siti della Laguna centro-nord di Venezia dal 1987 al 1998 e per 3 siti fino al 2001 (Fig. 2.24-2.25-2.26). Si evidenzia che la contaminazione nei sedimenti lagunari da PCB e POC è andata significativamente diminuendo in questi ultimi 15 anni, in particolare in prossimità della zona industriale di Porto Marghera. L'andamento degli IPA, invece, è risultato in controtendenza rispetto alle due classi di inquinanti precedenti. Infatti, essi mantengono nel tempo rilevanti concentrazioni soprattutto in prossimità del centro storico veneziano. L'indagine dell'andamento temporale fino al 2001 in tre siti della laguna centro-nord, conferma l'andamento decrescente dell'inquinamento da microinquinanti organici nella zona industriale (stazione di Trezze) e le basse concentrazioni in zone lontane dalle fonti inquinanti (S. Nicolò di Lido), ma mette in luce la peculiarità del sito Celestia, nel quale tutte e tre le classi di inquinanti sono risultate aumentare nel tempo

Figura 2.24 Evoluzione temporale della concentrazione di PCB nella Laguna centro-nord negli anni 1987, 1993, 1998 (da Pavoni et al., 2003).

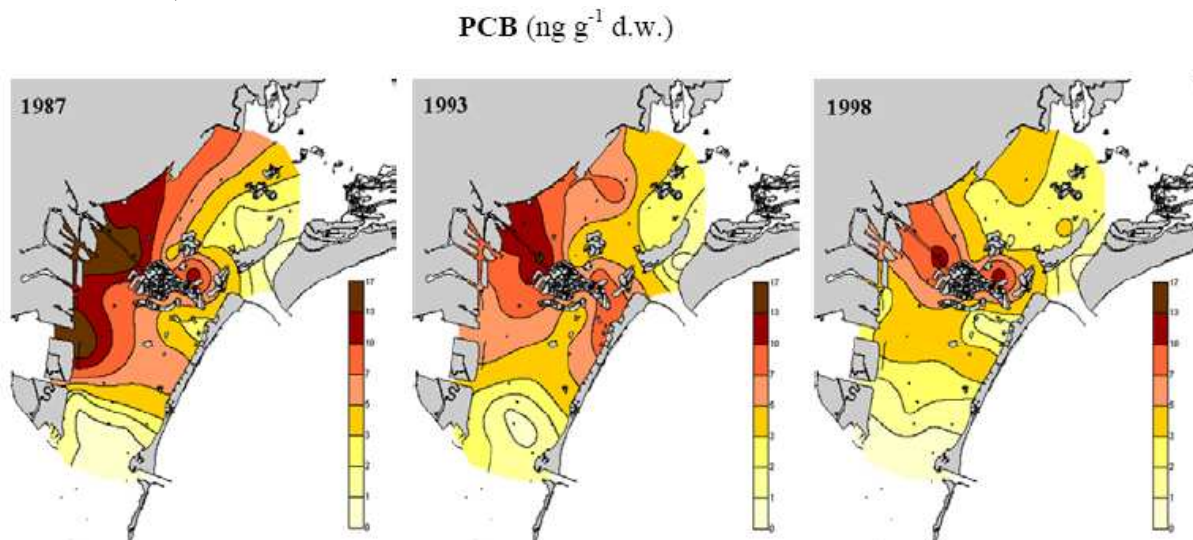
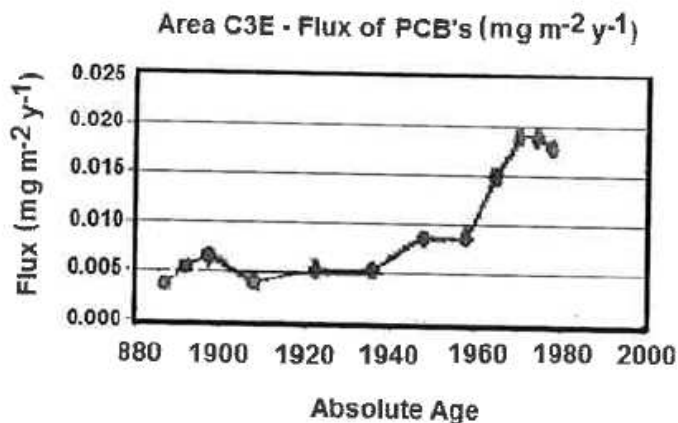
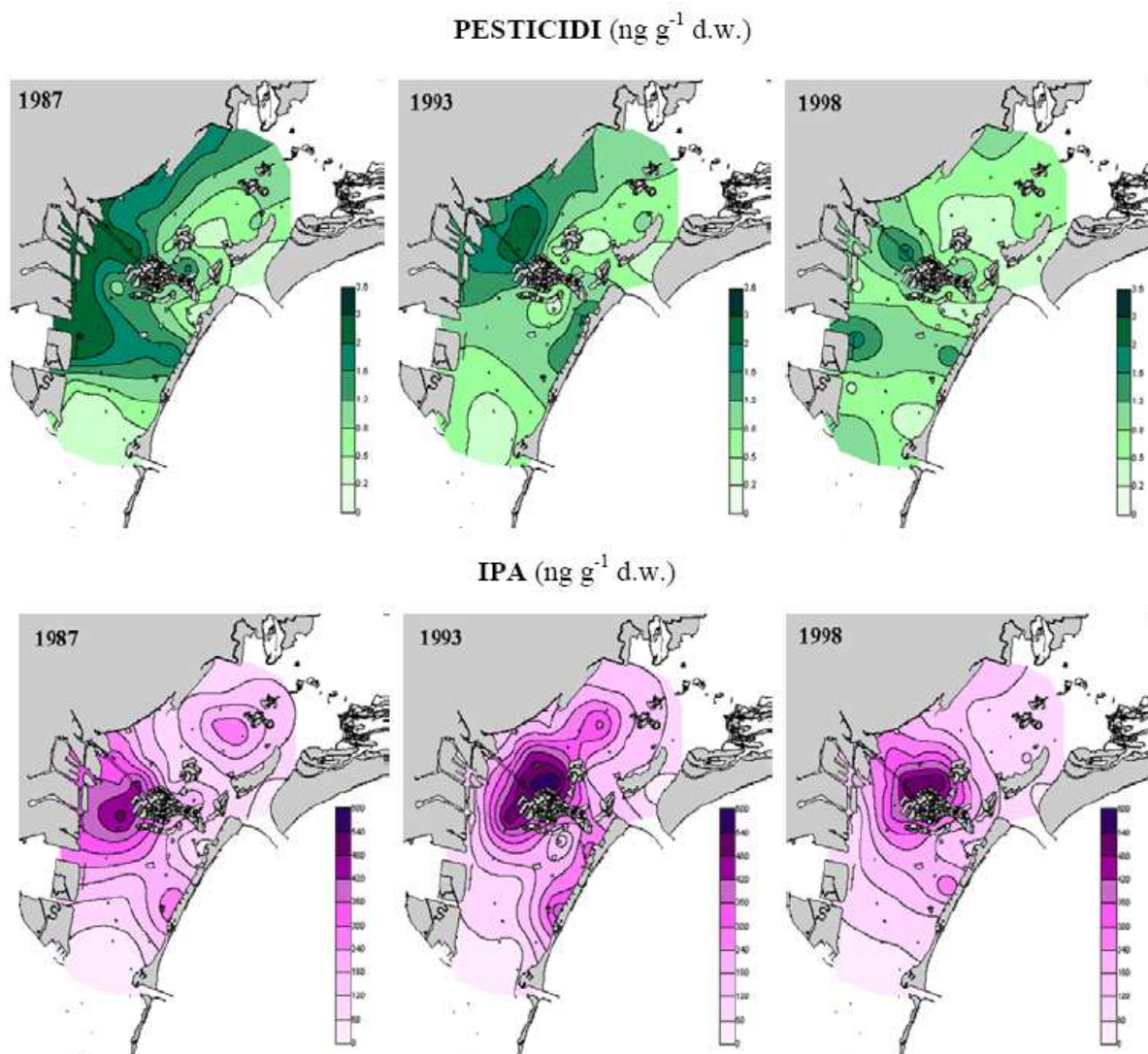


Fig 2.25: serie temporale dei flussi di PCB nella stazione C3 vicino a Venezia di fronte a Porto Marghera (MAV-CVN, 2000b)



Anche i flussi di contaminanti organici, appaiono in diminuzione, vedi ad esempio il flusso di PCB in una stazione della laguna centro – nord secondo le elaborazioni di Degetto per il Magistrato alle Acque nel progetto “2023”.

Figura 2.26 Evoluzione temporale della concentrazione di POC e IPA nella Laguna centro-nord negli anni 1987, 1993, 1998 (da Pavoni et al., 2003).



Le considerazioni riportate di seguito sono tratte dal progetto ICSEL Attività A.2.1 *Evoluzione temporale dell'inquinamento antropico dei sedimenti* (2004) del Magistrato alle Acque di Venezia. Utilizzando tre data set disponibili rappresentativi degli anni 1978, 1988 e 1998, è stato fatto un confronto per valutare i trend evolutivi della concentrazione totale dei metalli Hg, Cd, Pb, Cu, Zn, per la comparabilità dei metodi di analisi applicati; non è stato possibile valutare i trend evolutivi dei composti organici su tutta la Laguna per la mancanza dei dati. Questa analisi è stata limitata alla Laguna centro-nord, considerando l'evoluzione di PCB, POC e IPA negli anni 1987, 1993, 1998 tratta da Pavoni et al. (2003).

In generale nell'arco di un ventennio si è evidenziato un miglioramento per Cd, Cu, Pb e Zn in gran parte dei fondali lagunari. È emerso che, per questi metalli, le aree a concentrazione più elevata sono mutate nell'arco di venti anni: nel 1978 era presente una fascia con direzione est-ovest compresa tra il canale industriale sud e le casse di colmata, nel 1988 e 1998 questa area è

nettamente migliorata (50-100%) e la zona con i valori più alti si colloca nei fondali antistanti Porto Marghera ma con un'estensione minore. Il Hg non presenta variazioni dei valori della mediana statisticamente significative nel periodo 1978-1998. La distribuzione dei valori del metallo evidenzia una evoluzione differenziata a seconda dei bacini lagunari: la laguna nord e centro nord presentano una situazione di peggioramento, mentre quella centrale e sud sono in netto miglioramento. La diminuzione generale delle concentrazioni dei metalli nei sedimenti superficiali può essere imputabile a una diminuzione delle sorgenti inquinanti nel tempo dovuta agli interventi di riduzione dell'inquinamento messi a punto verso la metà degli anni '80 e probabilmente anche a fenomeni di "natural attenuation" della contaminazione nel sedimento. La variazione nel tempo delle aree con le maggiori concentrazioni, come emerso dalle mappe di tutti i metalli considerati, può essere spiegata dai fenomeni di risospensione della frazione fine del sedimento, ricca in metalli di origine antropica, e di rideposizione in aree della laguna a bassa energia. Le zone del bacino centrale, dove nel 1978 erano presenti i valori elevati di tutti i metalli, attualmente sono in fase di erosione, con un collegato aumento percentuale della componente sabbiosa, mentre quelle di fronte a Porto Marghera, dove si evidenziano i valori più alti nel 1988 e 1998, sono in fase di sedimentazione. Nella Laguna centro-nord si evidenzia che la contaminazione nei sedimenti da PCB e POC è andata significativamente diminuendo negli ultimi 15 anni, in particolare in prossimità della zona industriale di Porto Marghera. L'andamento degli IPA, invece, è risultato in controtendenza rispetto alle due classi di inquinanti precedenti.

È da evidenziare come l'evoluzione temporale dell'inquinamento ottenuta con carote radiodate fornisca un'informazione puntuale e dettagliata, che non sempre trova riscontro nelle mappe di distribuzione delle variazioni percentuali. Infatti queste sono ottenute confrontando dataset riferibili a spessori di sedimento (10 e 20 cm) che possono mediare i picchi di concentrazione con livelli meno inquinati.

Inoltre, occorre sottolineare che le concentrazioni dei metalli valutate nei diversi studi sono concentrazioni totali, che quindi nulla dicono riguardo la frazione bioaccessibile e biodisponibile del metallo in esame. I fenomeni di risospensione della frazione fine del sedimento e di rideposizione in zone della laguna a bassa energia hanno contribuito a "spostare" fisicamente la frazione fine da un luogo all'altro della laguna, ma ciò ha comportato anche una maggiore esposizione del biota (soprattutto degli organismi filtratori) ai diversi inquinanti. Per ciò che riguarda la *natural attenuation*, va ricordato che la metilazione da parte di alcune specie della flora batterica è un meccanismo metabolico utilizzato per la autodetossificazione e che le specie metilate, rilasciate nell'ambiente, (come quelle del mercurio, ad esempio) possono attraversare con più facilità la membrana cellulare, determinando fenomeni di bioaccumulo e biomagnificazione lungo la rete trofica, con effetti citotossici ed ecotossici. Quindi, per verificare se vi è stata una effettiva diminuzione nella concentrazione dei contaminanti, è necessario che venga analizzata la speciazione e verificare la concentrazione nel biota.

3. STUDI SUGLI EFFETTI ECOTOSSICOLOGICI E AMBIENTALI DEI SEDIMENTI CONTAMINATI

Nei sedimenti lagunari sono presenti diversi contaminanti organici ed inorganici come già evidenziato nel capitolo 2. Per i contaminanti organici ricordiamo idrocarburi policiclici aromatici (IPA), policlorobifenili (PCB), esaclorobenzene (HCB), aroclor, policlorodibenzodiossine (PCDD), policlorodibenzofurani (PCDF) e pesticidi clorurati, mentre per gli elementi in tracce ed elementi maggiori è stata valutata la concentrazione totale di alluminio, antimonio, arsenico, cadmio, calcio, cromo, ferro, magnesio, manganese, mercurio, nichel, piombo, potassio, rame, selenio, silicio, stagno, tallio, tellurio, vanadio e zinco.

Per quanto concerne i contaminanti organici, dai diversi studi emerge una situazione differente nei tre sotto bacini, in cui è stata suddivisa la Laguna di Venezia (Laguna Nord: comprendente l'area settentrionale della laguna fino alla bocca di porto del Lido; Laguna Centro: compresa tra la bocca di porto del Lido e quella di Malamocco; Laguna Sud: comprendente l'area meridionale della laguna, a sud della bocca di Malamocco). Le concentrazioni maggiori si osservano nella Zona Industriale di Porto Marghera, in relazioni alle varie attività industriali ivi presenti, che hanno avuto il loro massimo sviluppo intorno agli anni '60 e '70. I contaminanti organici, per le loro caratteristiche chimiche, sono definiti inquinanti organici persistenti, poiché sono biotrasformati e/o biodegradati con difficoltà dai microrganismi; la persistenza ambientale si accompagna però ai fenomeni di biomagnificazione e bioaccumulo nella rete trofica e ciò comporta effetti ecotossici.

Per quanto riguarda gli elementi in tracce, sono stati condotti alcuni studi sulla geospeciazione di tali elementi. È la frazione biodisponibile di tali elementi che può essere soggetta a bioaccumulo, bioconcentrazione e biomagnificazione e che può quindi avere effetti ecotossici e, come tale, dovrebbe essere considerata al fine di classificare in maniera più consona i sedimenti lagunari, anche in relazione alle valutazioni di risk assessment per la salvaguardia della Laguna. Gli elementi più studiati in Laguna sono arsenico (As), cadmio (Cd) rame (Cu), zinco (Zn), piombo (Pb), nichel (Ni), cromo (Cr), mercurio (Hg), poiché sono stati molto utilizzati o originati nelle diverse attività industriali presenti a Porto Marghera e quindi forniscono informazioni essenziali per valutare storicamente l'impatto antropico sulla Laguna. Il massimo apporto è avvenuto in un arco temporale che va dagli anni '50 agli anni '70, mentre già sul finire degli anni '70 si osserva una diminuzione della concentrazione degli elementi in traccia, in relazione alla messa in atto di interventi atti a ridurre l'inquinamento in laguna. Nei sedimenti superficiali, quelli che possono essere risospesi in colonna d'acqua, nonostante si sia osservata una diminuzione della concentrazione totale a partire dagli anni '80, le concentrazioni totali degli elementi in traccia sono comunque più elevate nella zona industriale di Porto Marghera ed in aree limitrofe; è stato inoltre osservato un aumento della concentrazione totale di platino (Pt), palladio (Pd) e rodio (Rh) imputabile sia al traffico veicolare ma anche ad alcune attività industriali attive fino a pochi anni fa a Porto Marghera (De Boni, Barbante, Cescon, Tesi di dottorato 2007). Sebbene questi dati siano importanti al fine di ottenere un reale quadro storico e attuale della situazione in Laguna, non danno nessuna informazione riguardo i possibili effetti ecotossici relativi alla presenza di tali elementi nei sedimenti lagunari.

Nell'ottica prospettata dalla Direttiva Quadro 2000/60 CE è necessario valutare l'effettivo rischio di non raggiungere lo stato di qualità buono delle acque entro il 2015, anche in presenza di relativamente elevate concentrazioni di inquinanti prioritari nei sedimenti ed è pertanto necessario correlare lo stato di qualità dei sedimenti con quello delle acque, secondo la suddivisione richiesta in corpi idrici lagunari dalla 2000/60 CE, ed accertare anche la qualità biologica e tossicologica.

Oltre ai livelli di contaminazione, occorre evidenziare anche un'importante ruolo dei sedimenti in un ambiente lagunare, e cioè che la sedimentazione e il connesso adsorbimento degli inquinanti nelle particelle sedimentarie è uno dei meccanismi di autodepurazione dell'ambiente lagunare, per quanto riguarda la colonna d'acqua.

Andrebbero pertanto approfondite le analisi dei flussi verticali nei sedimenti per ciascun corpo idrico, infatti i flussi verticali degli inquinanti nei sedimenti sono governati da processi di sedimentazione molto differenti da zona a zona, di composizione della matrice in funzione della

granulometria e della sostanze organica, della turbazione meccanica (zone soggette a navigazione e pesca extra canali), della bioturbazione (organismi tubificidi). La mancanza di una analisi aggregata datata ed incompleta rende impossibile una possibile analisi di rischio tra ciò che è realmente in superficie e disponibile al bioaccumulo e alla biomagnificazione e ciò che non lo è, restando segregato nella matrice sedimento

Studi di geospeciazione sui sedimenti lagunari in diversi siti della Laguna di Venezia sono stati effettuati dal prof. Argese e collaboratori, seguendo una procedura di estrazione sequenziale che individua cinque diverse fasi

- I fase – prontamente scambiabile;
- II fase - legata ai carbonati;
- III fase - legata agli ossidi/idrossidi di ferro e manganese;
- IV fase - legata alla materia organica e ai solfuri;
- V fase- residua, relativa alla struttura del reticolo cristallino.

In letteratura, spesso ci si riferisce alla I e alla II fase come frazione labile, poiché la fase legata ai carbonati potrebbe essere “solubilizzata” dagli acidi gastrici degli organismi, e quindi in tal modo rientrare nella rete trofica. La frazione prontamente scambiabile rappresenta generalmente una percentuale molto bassa e non significativa del contenuto totale. Invece, per la maggior parte dei metalli una percentuale rilevante (circa il 30%) è associata alla fase residua, legata alla struttura del reticolo cristallino; quindi, nelle normali condizioni ambientali il rilascio da questa fase è improbabile. Alcuni elementi, come ad esempio Zn o Cu o Hg, sono un’eccezione poiché la fase residuale contiene una frazione minore di questi metalli, mentre la percentuale più elevata si osserva nella quarta fase, quindi o complessata con la materia organica o con i solfuri. Il rilascio dai sedimenti potrebbe però aver luogo nel passare a condizioni più ossidative, che potrebbero aumentare la velocità di ossidazione della materia organica e dei solfuri. La terza fase include una rilevante quantità della maggior parte dei metalli, confermando una forte affinità per questi contaminanti nel formare ossidi e idrossidi di Fe (ferro) e Mn (manganese), che possono essere rilasciati nell’ambiente in esame in condizioni spinte di anossia. Va sottolineato che nei canali e nei rii della Laguna, in relazione all’elevato carico organico e alla intensa attività degradativa dei microorganismi, possono essere presenti condizioni anossiche negli strati della colonna d’acqua vicini ai sedimenti superficiali. In queste condizioni, gli elementi in tracce potrebbero essere rilasciati dalla terza fase, ma data la presenza di idrogeno solforato (dovuti alla intensa attività metabolica dei solfatoriduttori) e alla presenza di materiale organico, potrebbero formarsi solfuri e complessi, che non risulterebbero prontamente disponibili per i biota poiché esso è prevalentemente legato ai solfuri e alla materia organica. Avendo luogo tali processi nei sedimenti superficiali, gli effetti della bioturbazione e del moto ondoso, dovuto all’intenso traffico navale e alle attività della pesca, potrebbero contribuire in maniera notevole ad una risospensione del sedimento e anche ad un rilascio di contaminanti in colonna d’acqua.

Per valutare la mobilità dei metalli nei sedimenti della Laguna di Venezia, nell’ambito dello studio ARTISTA (Thetis, 2003), realizzato nel contesto del Progetto MELA1, è stata effettuata la determinazione di SEM² e AVS³ nei sedimenti campionati in 10 stazioni lagunari nel corso di due

² Con il termine SEM, si indicano le tecniche di estrazione parziale del metallo dal sedimento, che consentono di determinare diverse frazioni della concentrazione totale caratterizzate da una diversa forza di legame con la matrice solida e quindi caratterizzate da un diverso grado di mobilità e biodisponibilità.

In particolare la frazione SEM (simultaneously extracted metal) corrisponde alla frazione estraibile con un attacco acido (1M HCl) a freddo (Allen *et al.*, 1993) e rappresenta quella frazione che in natura tende ad essere associata alla matrice solida con legami più blandi e quindi più immediatamente disponibile.

³ Al contrario, la presenza di un substrato costituito da solfuri amorfi, quantificato con la misura di AVS, agisce in ambiente anossico come sequestratore dei metalli, particolarmente importante per quelli che tendono a formare solfuri

campagne eseguite nel giugno e nel novembre 2001. Anche nello studio triennale ICSEL C (Thetis, 2005a), nel quale sono state aggiornate e approfondite le conoscenze relative al rischio ecologico dovuto all'inquinamento delle acque e dei sedimenti della Laguna di Venezia sono state eseguite queste determinazioni e in particolare in dieci stazioni si dispone di una caratterizzazione triennale dei sedimenti.

Il rapporto molare (SEM/AVS) o la differenza molare (SEM-AVS) è una misura quali quantitativa della mobilità dei metalli bivalenti presenti nel sedimento⁴. Qualora si consideri il rapporto molare (SEM/AVS), un valore inferiore a 1 indica un eccesso di substrato legante e quindi una tendenziale bassa mobilità. Qualora il rapporto sia maggiore di 1, metalli in eccesso possono essere potenzialmente biodisponibili e quindi dare un contributo alla tossicità dei sedimenti.

Qualora si consideri la differenza fra le due concentrazioni molarie (SEM-AVS), maggiore è la differenza osservata fra i due parametri maggiore è la possibilità che la tossicità sia attribuibile ai metalli presenti nei sedimenti (EPA, 2004), poiché vi sono metalli in eccesso rispetto alla fase legante costituita dagli AVS. In particolare alcuni autori (Hansen, 1995; 1996a; 1996b) hanno rilevato un'incidenza di tossicità pari al 90% in sedimenti con SEM-AVS > 5.

Sebbene sia stata evidenziata una relazione diretta tra il rapporto SEM/AVS e la tossicità del sedimento va evidenziato peraltro come altri substrati (carbonati, idrossidi di Fe-Mn, sostanza organica) possano svolgere a seconda delle caratteristiche geochimiche del sedimento e delle condizioni fisico-chimiche in cui esso si trova (variabili nel tempo e nello spazio, dall'interfaccia acqua-sedimento), un ruolo non secondario in modo complementare o antagonista rispetto agli AVS. A tal proposito, recentemente è stata proposta una modifica della procedura di utilizzo di tale indicatore, nella quale la differenza fra SEM e AVS viene normalizzata alla frazione di carbonio organico (f_{oc}) presente nei sedimenti (EPA, 2005; Di Toro e Mc Grath, 2000). Dati sperimentali hanno dimostrato che il rapporto $[(SEM-AVS)/f_{oc}]$ è in grado di predire in modo molto più accurato la mortalità osservata con i saggi tossicologici, tenendo conto dell'influenza sia degli AVS, sia della frazione organica, nel determinare la biodisponibilità dei metalli nei sedimenti.

In entrambi gli studi e considerando i vari approcci, è stata osservato che esiste sempre un eccesso di solfuri volatili rispetto ai metalli SEM, così da determinare una bassa mobilità dei metalli presenti nel sedimento. Il rapporto SEM/AVS è sempre inferiore ad 1, con rare eccezioni.

I valori di SEM/AVS aumentano dalla profondità di 15 cm all'interfaccia acqua-sedimento, rispecchiando una condizione progressivamente meno riducente, fino ad avvicinarsi all'unità negli spessori superficiali della stazione davanti a Fusina.

La differenza tra SEM e AVS (reale o normalizzata al contenuto di carbonio organico) è sempre inferiore alle soglie proposte per una tossicità possibile.

I risultati indicano come in laguna di Venezia sia presente una quantità di AVS nell'intervallo dei valori osservati in altri ambienti marini costieri e di transizione, con valori generalmente più elevati in laguna centrale (Thetis, 2003). La variabilità stagionale appare piuttosto contenuta e non univoca, mentre univoco è l'aumento degli AVS in profondità, pur nell'ambito del ridotto spessore investigato (0-15 cm).

Nel 2005 il Magistrato alle Acque di Venezia, attraverso il suo concessionario, ha promosso il progetto SIOSED: "Determinazione sperimentale degli effetti del riutilizzo dei più diffusi sedimenti

stabili, quali, in ordine di prodotto di solubilità decrescente Hg, Cu, Pb, Cd, Zn, Ni. In mancanza di AVS tali metalli risultano più facilmente mobilizzabili e utilizzabili dal comparto biologico.

Il mercurio è escluso dal confronto con gli AVS in quanto si ritiene che altri importanti fattori giochino un ruolo più importante nel determinare la tossicità e il bioaccumulo per gli organismi (legame con il gruppo metilico dei composti organici) (USEPA, 2004).

⁴ Questa tecnica operativa è stata proposta in ambito U.S. EPA a partire dai primi anni '90 (ad es.: Di Toro et al., 1992; Allen et al., 1993) ed ha avuto una notevole diffusione nel decennio successivo soprattutto nella letteratura tecnicoscintifica statunitense.

della Laguna". Questo progetto aveva lo scopo di realizzare una valutazione accurata, autorevole e supportata da una solida base sperimentale del rischio ambientale associato alla movimentazione di sedimenti, di classe A (Protocollo Fanghi, 1993), utilizzando un approccio multidisciplinare che considera in modo integrato aspetti geochimici, biologici (dalle comunità microbiche ai macroinvertebrati), ecologici e tossicologici. Lo studio si è basato su di un esperimento pilota che ha previsto la realizzazione di un campo-prova costituito da banchi artificiali sommersi (10m x 35m x 0.5m) realizzati trapiantando sedimenti di classe A da un'area sorgente (SS0) ad aree circostanti caratterizzate dalla presenza di sedimenti di classe A (banchi V1, bassofondo SS1) e di classe B (banchi V2, bassofondo S2). Particolare attenzione è stata dedicata al monitoraggio dell'evoluzione delle strutture sommerse che è stato fatto con regolarità nel corso di diciotto mesi. I processi evolutivi all'interno di queste strutture e gli effetti sulle aree circostanti sono stati studiati per la durata complessiva di circa due anni. Gli stessi parametri sono stati determinati anche su sedimenti lagunari con un diverso grado di contaminazione (appartenenti alle classi A, B e C secondo il Protocollo Fanghi, 1993) per avere l'intero intervallo di valori e quindi poter ottenere una valutazione comparata dei risultati ottenuti relativi alla movimentazione dei sedimenti A. Il monitoraggio ha riguardato le caratteristiche geochimiche dei sedimenti superficiali e relativamente profondi, così come la biodisponibilità dei contaminanti presenti nel sedimento e la tossicità ad essi dovuta. La caratterizzazione biologica ha previsto l'analisi della fauna bentonica, dalla comunità microbica alla macrofauna bentonica, fino alla fauna pelagica. I banchi sono stati studiati anche negli aspetti fisici, attraverso il monitoraggio della loro evoluzione morfologica, del trasporto solido e delle risposte alle condizioni meteorologiche ed idrodinamiche. Tali indagini sono state sviluppate attraverso otto linee di ricerca ognuna relativa ad un settore specialistico, finalizzate nel loro insieme a fornire elementi quantitativi per la valutazione della compatibilità dei sedimenti lagunari con il loro utilizzo ai fini della ricostruzione morfologica in laguna.

In uno studio effettuato dall'università Cà Foscari di Venezia (Aggiornamento del Piano Morfologico, C – Definizione degli indicatori che descrivono lo stato e la dinamica dell'ambiente fisico ed antropico della laguna, C5 – Obiettivo di qualità dei sedimenti, "Individuazione degli indicatori per la valutazione della qualità dei sedimenti", Corila 2008) è stata applicata la classificazione del Protocollo d'intesa ai sedimenti lagunari, dei quali è stata studiata la geospeciazione. Molti dei sedimenti studiati potrebbero essere classificati in una classe inferiore a quella attuale. Va però sottolineato che il concetto di classificazione del Protocollo Venezia si basa su una concentrazione totale e non dice nulla riguardo l'effettiva tossicità dei sedimenti così classificati. Per assurdo, potrebbe accadere che un elemento in traccia come concentrazione totale presente in sedimenti di classe A possa avere una frazione prontamente scambiabile più elevata rispetto a quella osservata, per lo stesso elemento, in sedimenti di classe B, con effetti tossici notevolmente diversi nei confronti del biota.

Per quanto concerne i contaminanti organici, grande attenzione è stata rivolta a studi epidemiologici (Raccanelli et al, 2007, Herbstmann et al, 2007, Gies et al. 2007, Ricci 2007, Taioli et al. 2005) effettuati in differenti paesi, riguardanti varie classi di POPs, ovvero composti organici persistenti (PCBs, PAHs, PCDDs, PCDFs, ecc). Purtroppo le condizioni operative e le metodologie utilizzate erano diverse tra loro e conseguentemente i risultati ottenuti non sempre erano confrontabili e quindi utilizzabili per tracciare successivamente una linea guida per la salvaguardia ambientale e per la salute umana. I contaminanti organici persistenti, una volta immessi nell'ambiente, restano inalterati per lungo tempo, aumentando di conseguenza il rischio dovuto all'esposizione anche dopo che l'immissione è cessata. Sebbene possano subire processi di biotrasformazione e biodegradazione sulla lunga scala temporale, può accadere che gli intermedi di reazione e/o i prodotti finali possano risultare più tossici dei prodotti di partenza, contribuendo quindi all'aumento del rischio per l'ambiente e per la salute. Inoltre, maggiore è la persistenza ambientale di un composto organico, maggiore è la possibilità che sia oggetto di fenomeni di trasporto su scala più ampia (effetto "grasshoper" dovuto al trasporto dei venti e delle acque) ed i suoi effetti conseguentemente non sono più circoscritti e circoscrivibili alla sola fonte di emissione.

Un'altra importante caratteristica degli inquinanti organici persistenti è il loro bioaccumulo all'interno dei tessuti degli organismi. Il bioaccumulo è in relazione alla solubilità di questi contaminanti nei lipidi, poiché essendo sostanze liposolubili non si sciolgono facilmente in acqua e tendono fortemente a migrare verso qualsiasi sostanza grassa, legandosi poi fortemente ad essa. Dal momento che negli organismi viventi sono presenti i lipidi, la concentrazione dei contaminanti persistenti all'interno degli organismi può essere, a volte anche in maniera notevole, superiore a quella delle medesime sostanze disciolte in colonna d'acqua o libere nei sedimenti. In relazione al numero di atomi di cloro presenti all'interno di un composto organico si osserva un aumento della persistenza e della tendenza al bioaccumulo. Inoltre, l'accumulo di contaminanti persistenti è risultato essere maggiore negli organismi posti ai vertici della catena alimentare; questo fenomeno è noto come biomagnificazione. Va inoltre sottolineato che l'esposizione attraverso la dieta dipende essenzialmente da due fattori: il livello del contaminante in esame presente nel cibo consumato e la quantità media di alimento consumata su base giornaliera, settimanale, mensile del singolo soggetto oppure il consumo medio di una determinata popolazione.

Come osservato per gli elementi in tracce, anche per i POPs è necessario un attento monitoraggio, accompagnato da una valutazione del rischio, che coinvolga però non solo le classi di inquinanti, ma anche i congeneri di tali classi. Infatti, dall'attenta analisi dei congeneri per le singole classi di contaminanti organici si possono identificare sia le caratteristiche chimiche sia calcolare i fattori di tossicità equivalente (TEFs). I TEFs possono essere calcolati sia seguendo il sistema ITE (International Toxicity equivalent, NATO, soprattutto utilizzato per acqua, aria, suolo, sedimenti e per la classe delle diossine) sia seguendo il sistema WHO-TE (World Health Organization), sviluppato per diverse classi di contaminanti organici. I fattori di tossicità equivalente sono in continuo aggiornamento, così come lo è la valutazione del rischio da parte dei decision makers per i POPs.

Per una completa integrazione e applicazione dei più recenti frameworks riguardanti la salvaguardia ambientale sono necessari studi approfonditi sull'ambiente, a livello morfologico ed ecologico, sugli impatti cui l'ambiente è sottoposto, considerando anche l'impatto socio-economico. Fondamentale è poi lo studio delle metodologie per poter tracciare linee guida da applicare opportunamente nella valutazione sia del rischio ambientale sia della qualità ambientale, accompagnati da una necessaria ed esaustiva integrazione delle conoscenze scientifiche più recenti. Infatti, il successo dell'implementazione di tali frameworks nelle nazioni europee dipende anche dalla disponibilità di strumenti e tecnologie di monitoraggio, in grado di fornire dati solidi ed esaustivi e che siano soprattutto comparabili.

Una attenzione crescente è rivolta alla programmazione di una corretta gestione dell'ambiente, che non può prescindere da una attenta e rigorosa valutazione del rischio ambientale attraverso una legislazione aggiornata alle conoscenze scientifiche attuali. Un importante strumento, utilizzato per la valutazione del rischio degli elementi in traccia, è il Biotic Ligand Model (BLM) (Fairbrother 2007, Paquin, 2000,2002, Reiley, 2007). Il BLM offre un metodo quantitativo e diretto per determinare la biodisponibilità di un elemento in traccia in funzione del chimismo delle acque e della sensibilità degli organismi, fornendo pertanto un mezzo per stimare gli effetti di fattori sito-specifici sulla tossicità dell'elemento in esame.

Nello studio ICSEL promosso dal Magistrato alle Acque, i livelli di contaminanti dei sedimenti superficiali della laguna di Venezia sono stati confrontati con quelli riportati in una serie di casi di studio internazionali, relativi ad ecosistemi caratterizzati da diversi gradi e tipologie di impatto antropico non solo paragonando le concentrazioni dei singoli inquinanti, rappresentate da parametri statistici di base (media e mediana, minimo, massimo) ma anche applicando una *procedura di screening* (selezione) per la valutazione del rischio derivante dalla contaminazione dei sedimenti che prevede il confronto tra le *concentrazioni* di microinquinanti nei sedimenti e una serie di *linee guida* per la valutazione della qualità dei sedimenti (SQG). Le *linee guida* sono dei valori di soglia relativi alle concentrazioni dei contaminanti nei sedimenti che vengono utilizzati in termini comparativi con i livelli di microinquinanti misurati nei sedimenti.

Come casi studio, sono state selezionate aree con *apporti antropici assenti*, aree *da leggermente a moderatamente inquinate* ed aree *molto inquinate*.

Per la procedura di *screening* per la valutazione del rischio derivante dalla contaminazione dei sedimenti sono state utilizzate le SQG riportate nella Tabella 3.1 che sono state classificate, per motivi di comodità di analisi e di rappresentazione, nei seguenti gruppi, sulla base del loro significato e della loro definizione:

- SQG “di background” o SQG “di riferimento” costituiscono un insieme di soglie derivate dai livelli di inquinanti presenti in sedimenti completamente o relativamente incontaminati. L’unica SQG di questo tipo usata in questo studio è il D.M. 367/2003⁵ italiano;
- SQG “senza effetto” questi livelli di soglia bassa di screening sono utilizzati per garantire, con certezza quasi assoluta, che le concentrazioni di contaminati osservate non siano pericolose per le risorse naturali. Appartengono a questo gruppo il limite della classe A del Protocollo 08/04/1993 di Venezia, TEC (I) (*threshold effects concentration*), ERL (*effects-range low*);
- SQG “effetti probabili” e SQG “effetti estremi”. Il gruppo “effetti probabili” comprende limiti il cui superamento richiede di procedere con una valutazione sitospecifica del rischio e limiti che prevedono l’avvio di azioni di risanamento qualora superati; appartengono a questo insieme il limite B del Protocollo 08/04/1993 di Venezia, ERM (*effects-range medium*), PEC (I) (*probable effects concentration*) (come definito in MAV-CVN, 2004a), PEC (US) (come definito da Wenning & Dodge, 2000), AET (*apparent effects threshold*). Il gruppo “effetti estremi” è composto da limiti molto più elevati dei precedenti, in concomitanza del superamento dei quali gli effetti sono talmente probabili da non richiedere una valutazione del rischio sito-specifica ma tali da intraprendere immediatamente azioni correttive. A questo gruppo appartengono il limite della classe C del protocollo 08/04/1993 di Venezia e EEC (I) (*extreme effects concentration*) (come definito in MAV-CVN, 2004).

Tabella 3.1 *Linee guida* – SQG utilizzate nella presente relazione e fonte dei dati.

SQG	Fonti
limite Classe A	Protocollo 08/04/1993
limite Classe B	Protocollo 08/04/1993
limite Classe C	Protocollo 08/04/1993
Tabella 2 del D.M. 367/2003	D.M. 367/2003
TEC (I)	MAV-CVN, 2004a
TEC (US)	Wenning and Dodge, 2000
ERL	Buchman, 1999
ERM	Buchman, 1999
PEC(I)	MAV-CVN, 2004b
PEC (US)	Wenning and Dodge, 2000
AET	Buchman, 1999
EEC(I)	MAV-CVN, 2004a

Per la procedura di screening sono stati considerati i valori mediani di concentrazione per i singoli inquinanti o gruppi di inquinanti.

I risultati di questo confronto evidenzia come la classificazione in base al rischio relativo dei sedimenti della Laguna di Venezia e dei casi di studio rimane la stessa anche quando vengono utilizzate SQG diverse della stessa classe. Tuttavia, a seconda del mix specifico di inquinanti nel set di dati del caso di studio ed esaminati nell’SQG, i sedimenti possono presentare variazioni minime per quanto riguarda il rischio relativo a livello di screening o, nel caso di valori prossimi alle SQG, possono “passare” una SQG e “non passarne” un’altra.

⁵ Abrogato dal D.lgs 152/2006

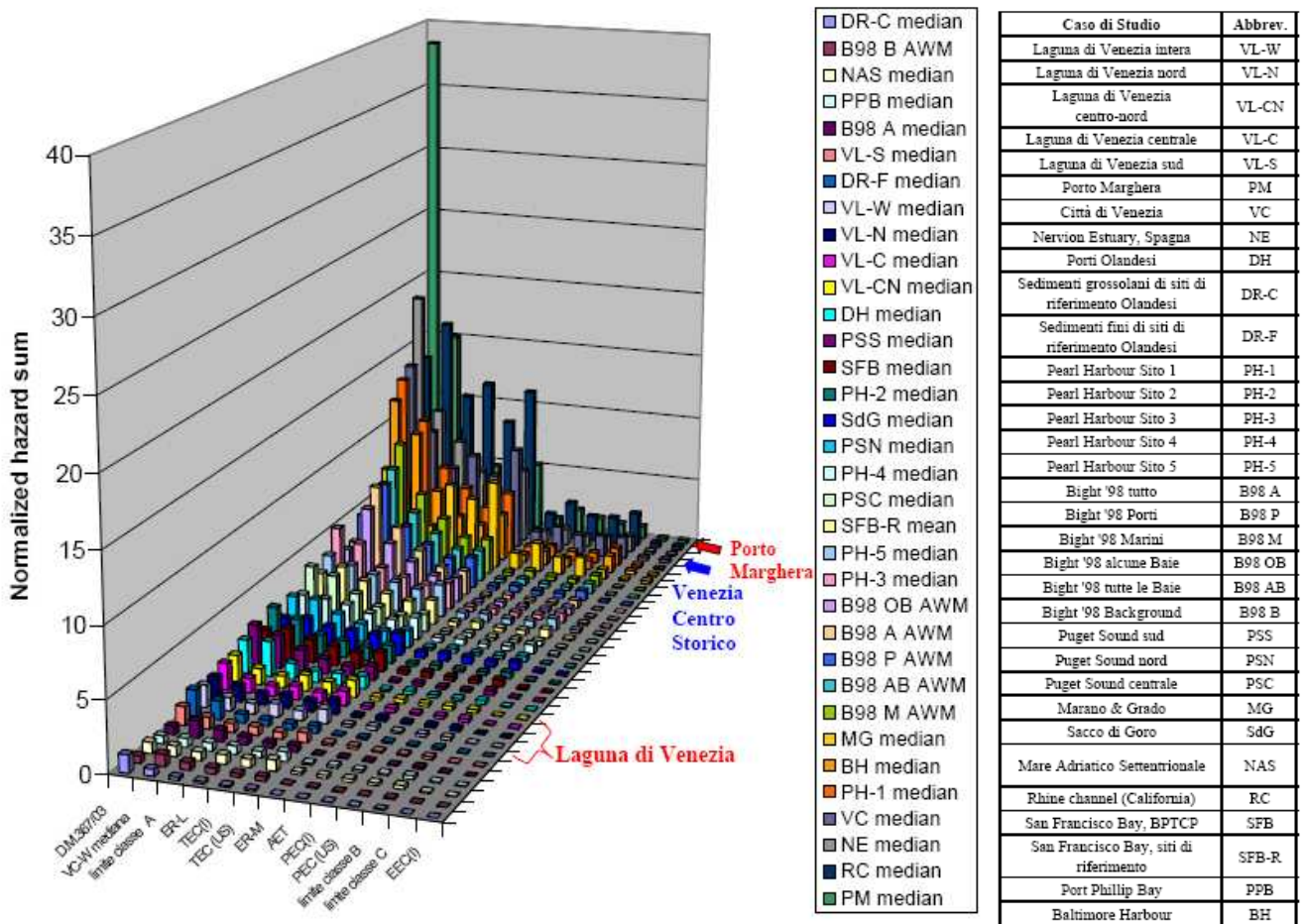
In questo lavoro sono stati utilizzati metodi alternativi di confronto tra le concentrazioni del sedimento e le varie SQG. Per esempio è stata utilizzata la “*somma di pericolo normalizzata*” ($\Sigma HQ/n$) nella quale vengono addizionati tutti i *quozienti di pericolo* ($C_{sed}/SQG = \text{hazard quotient}$) relativi a tutti gli inquinanti considerati e si divide quindi per il numero dei contaminanti.

I risultati di questo confronto, che valuta il rischio derivante dall’insieme dei contaminanti, sono riportati, a titolo esemplificativo delle varie modalità di valutazione eseguite, nella Figura 3.1.

In generale i sedimenti della Laguna di Venezia presentano livelli superiori per quanto riguarda la maggior parte degli inquinanti, rispetto ai sedimenti di casi di studio di background (aree non contaminate olandesi, Mar Adriatico settentrionale), anche se fanno eccezione alcuni contaminanti specifici. Le aree più contaminate della Laguna di Venezia, Porto Marghera ed i canali di Venezia, presentano livelli di inquinanti assimilabili ai casi di studio più contaminati, e per quanto riguarda alcuni inquinanti, presentano i livelli di microinquinanti più alti tra quelli rilevati in questo studio.

I risultati di tutte le valutazioni condotte in questo studio evidenziano che i sedimenti della Laguna di Venezia, analizzati per sottobacini e considerando l’intera laguna, presentano livelli di inquinanti e livelli di rischio di *screening* paragonabili ad una serie di regioni dei casi di studio caratterizzate da livelli di impatto antropico moderato. All’interno di queste regioni vi sono siti che destano possibili o probabili preoccupazioni sulla base di valutazioni di screening. Risulta, quindi, importante in questi casi la valutazione del reale rischio connesso alla specifica contaminazione dei sedimenti e l’uso di un set di dati rappresentativo della zona in esame

Figura 3.1 Somme di pericolo normalizzate (SHQ/n) determinate con i valori della mediana di ogni caso di studio (se disponibili; altrimenti valore medio o AWM *media pesata sull’area*, a seconda di quale sia disponibile) e alcune SQG selezionate.



Ad oggi è in corso di esecuzione lo studio HICSED promosso dal Magistrato alle Acque, in collaborazione con il Ministero dell'Ambiente e le principali agenzie e istituti nazionali (ISS, ISPRA-ex APAT, ISPRA-ex ICRAM, ARPAV, Thetis), che ha lo scopo di integrare e approfondire le conoscenze e valutazioni disponibili con dati sperimentali (chimica e tossicologica su sedimenti) per una possibile revisione dei limiti previsti dal "Protocollo Fanghi del 1993"; di impostare una "analisi di rischio" ambientale specifica per gli ecosistemi lagunari e sperimentare tecniche di decontaminazione innovative per i sedimenti inquinati della Laguna di Venezia.

Uno dei risultati già disponibili dello studio è la conferma della similarità dei sedimenti classificabili A e B ex Protocollo '93 dal punto di vista chimico (il confine tra le due classi è influenzato dalle incertezze insite nei metodi di laboratorio), e dal punto di vista tossicologico (assente o bassa tossicità generalmente sia per A che per B).

4. IL BILANCIO DEI SEDIMENTI NELLA LAGUNA DI VENEZIA

Essendo la Laguna un ambiente vivo e dinamico, i fenomeni di sedimentazione ed erosione sono due aspetti essenziali di uno stesso processo evolutivo; la prevalenza dell'uno o dell'altro nel corso del tempo può determinare la direzione del cambiamento.

Per secoli la tendenza evolutiva della laguna di Venezia è stata quella del progressivo interrimento, ma gli interventi messi in atto dalla Serenissima riuscirono a contrastare questa tendenza.

Gli interventi hanno riguardato l'allontanamento degli apporti sedimentari, sia quelli trasportati dai fiumi che sfociavano direttamente in laguna, sia quelli trasportati dal mare alle bocche di porto.

I fiumi Brenta, Sile e Piave, che originariamente sfociavano in laguna, sono stati deviati in mare a partire dal XVI secolo riducendo l'apporto sedimentario fluviale di oltre 20 volte: da 700.000 a 30.000 m³/anno.

Tra il XIX secolo e l'inizio del XX secolo le bocche di porto lagunari furono approfondite con la costruzione dei moli foranei (Bocca di Porto di Lido 1882 – 1910, Bocca di Porto di Malamocco 1840 – 1856, Bocca di Porto di Chioggia 1910 - 1934) al fine di permettere l'ingresso in laguna alle navi di maggiore pescaggio. Questa azione comportò anche la riduzione dell'apporto di sabbia dal mare di 10 volte: da 300.000 a 30.000 m³/anno fra il 1900 e il 1930.

La perdita di strutture morfologiche nella laguna di Venezia che si è così diffusamente verificata nell'ultimo secolo è, quindi, dovuta a molteplici cause: dalla mancanza di apporto di sedimenti per le diversioni fluviali e la regimentazione dei fiumi che ancora sfociano in laguna, alla subsidenza e all'eustatismo, all'accentuarsi dei fenomeni di erosione e alla perdita netta di sedimenti verso il mare veicolati dalle correnti dei canali lagunari.

A partire dal 1930, fino a che non è stato adottato il riuso di sedimenti in laguna nell'anno 1988 e con il successivo Protocollo d'Intesa dell'8 aprile 1993, si è avuta una perdita netta di sedimenti dalla laguna al mare di circa un milione di metri cubi all'anno. In questa perdita va inserita anche la perdita apparente dovuta alla combinazione di subsidenza ed eustatismo, in particolare nel periodo che va dal 1930 al 1970 per il valore complessivo di circa 23 cm a Punta Salute nel secolo scorso.

La subsidenza è l'abbassamento del suolo e può essere sia di origine naturale sia antropica. La subsidenza naturale è dovuta al compattamento dei depositi alluvionali più recenti, più veloce verso la costa, e alla deformazione tettonica di strati più profondi. Tale fenomeno non è costante nello spazio e nel tempo; ad esempio, nella laguna di Venezia aumenta passando dalla terraferma al litorale e procedendo da Nord verso Sud, risultando massima a Chioggia. Nell'ultimo secolo, la subsidenza naturale è stata stimata essere circa mezzo millimetro all'anno, mentre nei tempi passati poteva superare il millimetro annuo. La subsidenza di origine antropica, invece, è imputabile allo sfruttamento della acque di falda, soprattutto per uso industriale ed agricolo. Con l'estrazione di rilevanti quantità d'acqua dal sottosuolo si osserva una diminuzione della pressione della falda e conseguentemente il terreno soprastante si abbassa.

La subsidenza della Laguna di Venezia nell'ultimo secolo, se fosse dovuta solo a cause naturali sarebbe stata di meno di due centimetri; ma dal dopoguerra agli anni del boom economico la subsidenza raggiunse ed in qualche luogo superò dieci centimetri. In seguito alla rigida regolamentazione degli emungimenti il fenomeno è drasticamente diminuito.

L'eustatismo, invece, è la variazione del livello medio del mare in relazione ai cambiamenti climatici. Se il livello aumenta, si parla di eustatismo positivo, mentre nel caso opposto si parla di eustatismo negativo. Dall'ultima glaciazione in poi la tendenza osservata è stata verso un aumento del livello medio dei mari, sebbene ci siano state delle oscillazioni più o meno ampie all'origine di trasgressioni e regressioni marine. Nel nostro secolo l'entità dell'eustatismo è stata di oltre un millimetro all'anno.

Anche altri interventi hanno avuto effetti fortemente negativi sull'idro-morfologia della laguna, come lo scavo dei canali Vittorio Emanuele III e Malamocco-Marghera realizzati per permettere l'accesso delle navi all'area industriale di Porto Marghera, la formazione delle casse di colmata. Inoltre, la costruzione di un grande polo industriale ai margini della laguna, lo sviluppo degli

insediamenti urbani e le profonde trasformazioni dell'uso agricolo del territorio del bacino scolante, hanno inquinato le acque e i sedimenti dei fondali lagunari.

Più di recente l'aumento del traffico acqueo (generazione di moto ondoso da natante) ha aggravato la situazione con l'erosione dei margini barenali a lato dei canali e con gravi effetti sul tessuto morfologico e sul trasporto delle acque e dei sedimenti a causa del danneggiamento del reticolo idrografico.

Anche la pesca di vongole in laguna con mezzi meccanici è da annoverare tra una delle principali cause dei fenomeni erosivi dei bassi fondali lagunari. L'impatto dell'azione della pesca è duplice: da un lato, l'aratura dei fondali con l'attrezzo meccanico determina la risospensione di parte del sedimento di fondo che viene immesso nella colonna d'acqua e trasportato dalle correnti di marea; dall'altro, le modalità di pesca causano la perturbazione dello strato più superficiale del sedimento, diminuendo la naturale coesione delle particelle. Entrambi questi meccanismi provocano un'alterazione delle caratteristiche fisiche del sedimento; i fondali interessati, caratterizzati da una maggiore scabrezza dovuta ai solchi lasciati dal passaggio dell'attrezzo di pesca e dalla perdita di coesione delle particelle, risultano più suscettibili all'erosione da parte di onde e correnti.

In particolare la superficie delle barene si è significativamente ridotta da circa 115 km² nel 1810 a circa 40 km² nella situazione attuale, a causa della carenza di apporti di sedimenti dai fiumi e dal mare, della crescita del livello del mare e della subsidenza.

Inoltre, gli studi sul cambiamento climatico globale hanno previsto un progressivo innalzamento della temperatura media dell'atmosfera, con conseguenti modificazioni sensibili del livello medio dei mari. Sulla base delle previsioni di crescita del livello del mare stimate dall'IPCC nel 2007 nei prossimi cento anni si avrà una variazione relativa del livello medio mare compresa tra 18 e 59 cm equiparabile alla perdita di 150 – 380 milioni di metri cubi di sedimento (MAG.ACQUE – CORILA, 2008a), anche se gli studi dimostrano che per il Mediterraneo e ancora più per il mare Adriatico la previsione sembra essere inferiore e il problema potrebbe avere ripercussioni meno rilevanti di quelle sopra stimate.

In relazione alla idrodinamica lagunare e al ridotto apporto di sedimenti, l'erosione della Laguna di Venezia è quantificabile, oggi, in una perdita netta di sedimenti quantificabile in un volume che oggi varia da 500.000 a 1.000.000 m³/anno e ciò comporta una perdita della diversità morfologica, che l'ha caratterizzata e la caratterizza. L'erosione delle velme e delle barene provoca però un aumento della torbidità nella colonna d'acqua, dovuta alla risospensione della frazione fine dei sedimenti, che comporta una diminuzione della trasparenza, accompagnata da una risospensione di diversi ed importanti contaminanti, che possono interagire con la rete trofica ivi presente. Perciò, appare chiaro quanto sia importante il processo di sedimentazione dei limi e delle argille all'interno del bacino lagunare al fine di mantenere l'ambiente vitale. Attualmente, l'erosione dei fondali, delle velme e delle barene ad opera dei venti e delle maree non è più compensata come un tempo dagli apporti di materiale fluviale ed è stata accentuata, nel corso del tempo, dai rimaneggiamenti paesaggistici voluti dall'uomo per le attività economiche e commerciali che si svolgevano e si svolgono in Laguna (ad esempio, i grandi canali per la navigazione commerciale). A questo si accompagna la tendenza alla omogeneizzazione delle quote dei canali e delle barene. A causa dell'erosione la superficie delle barene nel corso dell'ultimo secolo si è più che dimezzata. Inoltre, le attività umane comportano sia un eccessivo moto ondoso generato dai natanti sia un notevole impatto sul fondale, in relazione all'uso dei recenti attrezzi da pesca come turbosoffianti e rasche utilizzati per la raccolta dei molluschi.

Inoltre, le attività di scavo nella Laguna di Venezia (Aritz et al, 2007), necessarie al mantenimento della profondità necessaria alla navigazione nei canali industriali, ai cantieri del MOSE, all'espansione del Porto di Chioggia, comporteranno la movimentazione di una elevata quantità di sedimenti (da 16 a 20 milioni di metri cubi), che dovranno essere gestiti in relazione al loro livello di contaminazione.

Perciò, è di estremo interesse per poter definire in maniera chiara ed inequivocabile alcuni punti:

- 1) la localizzazione di aree a rischio ambientale e dove è richiesto un intervento di salvaguardia (*in situ* management);
- 2) definire una gestione sostenibile per l'ambiente dei sedimenti che saranno dragati per la navigazione o nell'ambito dei vari interventi sopra descritti (*ex situ* management).

Diversi sono gli studi effettuati o ancora in atto nella Laguna di Venezia. Infatti, in quanto laboratorio naturale, i diversi comparti ambientali della Laguna di Venezia, e tra questi i sedimenti, sono stati oggetto di intensi studi (tra questi ricordiamo Mappatura dei fondali lagunari (MAG.ACQUE – SGS Ecologia, DSA-Unive, SELC, 1999.); Progetto 2023 (MAG.ACQUE - CVN, 2000a, b; 2001); MELa (MAG.ACQUE – Thetis, 2001-2003; 2002-2005, 2004-2005); ICSEL (MAG.ACQUE – CNR-ICIS, 2004; MAG.ACQUE – Thetis, 2004a, b, c); DPSIR (MAG.ACQUE – Thetis, 2006), SIOSED (MAG.ACQUE - Thetis, 2008).

Un'indagine modellistica condotta presso il Dipartimento IMAGE, per conto del Comune di Venezia, (Progetto su “Modificazioni morfologiche della laguna, perdita e reintroduzione dei sedimenti”) ha evidenziato gli effetti positivi per il bilancio di sedimenti che è possibile ottenere tramite la realizzazione di strutture morfologiche artificiali lungo le principali direttrici di navigazione interne alla laguna. L'utilizzo di barene artificiali, opportunamente disposte, può costituire uno strumento efficace per contribuire alla riduzione del flusso di sedimenti attualmente perduto verso il mare dalla laguna di Venezia nel suo insieme. Inoltre, la disposizione di strutture semisommerse in fregio ai canali può ridurre in modo significativo l'azione dell'onda prodotta da natanti commerciali e turistici e il fetch lungo il quale può liberamente spirare il vento, interrompendo il libero scambio di sedimento tra bassifondi e canali e producendo un ulteriore effetto positivo nella conservazione delle strutture morfologiche lagunari. E' di fondamentale importanza, tuttavia, ricordare che l'inserimento di barene artificiali rappresenta una proposta che da sola non può essere risolutiva del problema dell'erosione generalizzata dei fondali della laguna di Venezia. Le barene artificiali riducono infatti il trasporto solido, ma non lo eliminano né possono favorire il processo di deposito di sedimenti nei bassi fondali circostanti, eccezione fatta per limitate aree schermate dall'azione del moto ondoso. Interventi di questo tipo, quindi, sono da intendersi come una misura utile, da attuarsi in sinergia con altri interventi volti al reperimento del flusso di sedimenti necessario a consentire la sopravvivenza delle forme lagunari.

Uno studio statistico preliminare degli eventi osservati nei quali l'intensità del vento può dar luogo a perdite di sedimento rilevanti mostra, inoltre, come si possa pensare di utilizzare il sistema MOSE per ridurre il deficit di sedimento in modo potenzialmente apprezzabile.

A fronte dell'enorme quantità di sedimento necessaria per contrastare il budget negativo dei sedimenti, si ritiene importante perseguire ogni provvedimento teso sia alla riduzione del flusso solido uscente sia al reperimento (o al ripristino) di sorgenti di sedimento in ingresso.

5. L'ATTUALE GESTIONE DEI SEDIMENTI CONTAMINATI

Le attività di dragaggio svolte nel passato nei canali lagunari e nei canali portuali hanno mobilitato milioni di metri cubi di sedimenti.

Per la manutenzione dei porti e dei canali marittimi l'Amministrazione dei Lavori Pubblici fino al 1994, anno in cui le competenze sono passate alle autorità portuali, disponeva di un apposito servizio, denominato appunto Servizio Escavazione Porti (S.E.P.), istituito nel 1936. La Sezione Autonoma del S.E.P. fino al 1953, e successivamente l'Ufficio delle Opere Marittime di Venezia, hanno provveduto alla gestione degli interventi di escavo per il ripristino dei fondali nei canali ove maggiormente si avvertivano le conseguenze dei fenomeni di interrimento.

Dopo il 1967 mutò radicalmente il criterio, fino a quel tempo predominante, di scaricare in casse di colmata le materie escavate per i noti indirizzi relativi agli interventi nella laguna di Venezia. Gran parte dei sedimenti dragati successivamente sono stati scaricati a mare prima dell'introduzione dell'obbligo al riuso in laguna di Venezia sulla base degli interventi del 1989 e le restrizioni introdotte dal Protocollo d'Intesa del 1993.

In particolare le attività svolte dal Ufficio alle Opere Marittime vedevano lo scarico a mare, sulla base delle autorizzazioni rilasciate dal Ministero dell'Ambiente, di fanghi dragati dai canali portuali: detti fanghi venivano scaricati al di sopra di aree in cui nel passato erano stati scaricati residui di lavorazioni industriali di Porto Marghera (fosfogessi).

Il materiale dragato dal 1970 fino al 1985 veniva scaricato in mare oltre le tre miglia dalla linea di costa con il nullaosta della Capitaneria di Porto.

A seguito della delibera ministeriale del 1980 (vedasi L. 319 del 10 maggio 1976 - *Norme per la tutela delle acque dall'inquinamento* e successive Delibere, fra cui la Delibera del 26.11.1980 *Direttive per il rilascio delle autorizzazioni agli scarichi nelle acque del mare, effettuati mediante natanti, di materiali provenienti da dragaggio di fondali marini o salmastri o da dragaggio di terreni litoranei emersi*) per i dragaggi con successivo scarico a mare si rendeva necessaria l'autorizzazione, a partire dal 1986 concessa dal Ministero dell'Ambiente istituito con Legge n. 349 del 8 luglio 1986.

Nel periodo 1985 - 1995 proseguì pertanto l'attività di scarico a mare previa autorizzazione del Ministero dell'Ambiente.

Lo scarico avveniva a mare in particolare in un'area i cui fondali erano contaminati (perché ricoperti a seguito degli scarichi industriali degli anni 1950 - 1960) dai fosfogessi prodotti da alcune industrie di Marghera. Il materiale dragato dall'Ufficio delle Opere Marittime di Venezia veniva scaricato su un apposito reticolo (definito dal prof. Brambati) con materiali assimilabili alla attuale classe B secondo il protocollo Fanghi del 1993.

Lo scarico a mare sopra i fosfogessi consentiva una ripresa del fondale dal punto di vista ambientale: con la sola attività di scavo manutentorio del canale Malamocco - Marghera, successivo allo scavo iniziale degli anni '60 del XX secolo, fu coperta circa metà del sito.

Una serie di vicende portò alla cessazione dello scarico a mare: da un lato, con il *Piano degli Interventi* del 1989 e poi con il *Piano Morfologico (Progetto generale degli interventi per il recupero morfologico della laguna)* del 1992, dall'altro l'introduzione del protocollo Fanghi e la differenza fra il materiale scaricato e quello da scaricare portò al blocco del conferimento al mare aperto.

L'introduzione del Protocollo d'Intesa 8 aprile 1993 impose il riutilizzo dei fanghi dragati in laguna di Venezia con alcuni precisi vincoli in merito alla qualità dei fanghi, che finì per determinare il conferimento in discarica a terra, a costi molto rilevanti, di frazioni significative di materiali di dragaggio a causa delle caratteristiche di contaminazione dei sedimenti stessi.

A partire dal 1995 l'attività di dragaggio dei canali portuali è passata per competenza all'Autorità Portuale di Venezia.

Nel 1996 il Magistrato alle Acque, per fronteggiare i rischi per l'ecosistema lagunare determinati dai sedimenti più inquinati di Porto Marghera ha avviato la caratterizzazione del Canale Industriale Nord e del Canale Industriale Brentelle, avviando successivamente il dragaggio del fondale del

Canale Industriale Nord reso possibile dalla precedente realizzazione (1993-1995) della messa in sicurezza dell'Isola delle Tresse e quindi dell'impianto di condizionamento volumetrico in fregio alla sponda ovest della darsena terminale del Canale Industriale Sud. Queste due realizzazioni hanno permesso di conferire a discarica le terre di dragaggio (rese palabili e chimicamente stabili) più inquinate e di conferire all'Isola delle Tresse la frazione non riutilizzabile in laguna delle terre che non era necessario conferire in discarica.

Queste due infrastrutture hanno permesso di continuare le attività di dragaggio in laguna e di sbloccare lo scavo dei rii di Venezia, in quanto rendevano possibile gestire in condizioni di riconosciuta sicurezza tutti i tipi di sedimento, anche in sinergia con l'impianto di inertizzazione rifiuti realizzato dalla Regione del Veneto alla fine degli anni '80.

L'Isola delle Tresse, poi passata in gestione all'azienda comunale per i rifiuti ha permesso di dare collocazione ad oltre 4 milioni di m³ di sedimenti mentre l'impianto di condizionamento ha permesso di smaltire in discarica a terra oltre mezzo milione di m³ di sedimenti.

Mentre proseguivano gli scavi di manutenzione dei canali lagunari ed in generale gli interventi di recupero idromorfologico della laguna, a partire dal 2001, sono stati sospesi, generalmente, i lavori di dragaggio e ripristino dei fondali dei canali e le necessarie manutenzioni periodiche per eliminare gli effetti del fenomeno di interrimento naturale che riguarda tutti i canali lagunari a causa dell'esaurirsi della capacità di stoccaggio dell'Isola delle Tresse, che era l'unico sito disponibile per lo smaltimento dei sedimenti entro colonna C Prot.'93, della difficoltà di individuare e predisporre idonei e sufficienti siti di impianto di stoccaggio, trattamento e smaltimento dei sedimenti movimentati in relazione al loro grado di inquinamento, e della difficoltà di gestione, per i quantitativi e le caratteristiche di contaminazione, dei sedimenti oltre colonna C Prot.'93.

Ciò ha comportato l'instaurarsi di una situazione di criticità dovuta all'interrimento dei canali portuali che ha portato nel 2004 alla dichiarazione dello Stato di Emergenza socio economico ambientale dei canali portuali di grande navigazione della laguna di Venezia⁶ e alla nomina di un Commissario Delegato all'Emergenza con il compito di individuare e realizzare tutte le iniziative atte ad eliminare le situazioni di pericolo e pregiudizio per il normale svolgimento delle attività che interessano il Porto di Venezia e di provvedere all'individuazione e realizzazione di siti di recapito finale dei sedimenti dragati sulla base della loro classificazione.

Una prima stima della ripartizione in classi di qualità dei sedimenti, in funzione della profondità di scavo, era rappresentata nel febbraio 2005 dalla Tabella 5.1 Al riguardo si deve far presente che il calcolo dei volumi è stato condotto nell'ipotesi di ripristinare la geometria dello scavo originario dei canali portuali, in osservanza alle previsioni del Piano Regolatore Portuale del 1965.

Tabella 5.1 Determinazione dei volumi da dragare divisi per classi. Stima del Commissario delegato all'emergenza ambientale (febbraio 2005, da *Relazione sullo stato delle attività al 31. 03.2008*)

Qualità dei sedimenti	Profondità di scavo (m)		
	-10,50	-11,00	-12,00
Classe A Prot. '93	400.000	500.000	700.000
Classe B Prot. '93	1.550.000	1.850.000	2.650.000
Classe C Prot. '93	2.650.000	3.250.000	4.600.000
Classe Oltre C Prot. '93	1.600.000	1.900.000	2.550.000
Totale [m³]	6.200.000	7.500.000	10.500.000

Nel corso del 2005 il Consorzio Venezia Nuova con la collaborazione di ICRAM (oggi ISPRA), per conto del Magistrato alle Acque e della Regione Veneto, ha effettuato una nuova caratterizzazione dei sedimenti dei canali portuali.

⁶ Con Decreto del Presidente del Consiglio dei Ministri del 3 dicembre 2004 è stato dichiarato lo stato di emergenza socio – economico – ambientale relativo ai canali portuali di grande navigazione della laguna di Venezia; al decreto ha fatto seguito l'Ordinanza PCM n° 3383, che ha individuato nel Segretario per l'Ambiente e Lavori Pubblici della Regione Veneto, ing. Roberto Casarin, il Commissario Delegato per rimuovere le cause che hanno condotto all'emergenza.

Nei primi mesi del 2006 il Commissario ha provveduto, quindi, ad effettuare una nuova determinazione dei volumi dei sedimenti da dragare, in funzione della profondità di scavo da raggiungere e dei risultati della nuova caratterizzazione. La situazione che ne emerge è riassunta nella Tabella 5.2.

Tabella 5.2 Determinazione dei volumi da dragare divisi per classi. Stima del Commissario delegato all'emergenza ambientale (anno 2006, da *Relazione sullo stato delle attività al 31. 03.2008*)

Qualità dei sedimenti	Profondità di scavo (m)		
	-10,50	-11,00	-12,00
Classe A Prot. '93	100.000	150.000	300.000
Classe B Prot. '93	1.350.000	1.750.000	3.000.000
Classe C Prot. '93	2.650.000	3.200.000	4.400.000
Classe Oltre C Prot. '93	1.100.000	1.300.000	1.700.000
Totale [m³]	5.200.000	6.400.000	9.400.000

Come si può notare dal confronto con la Tabella 5.1, il volume complessivo dei sedimenti da rimuovere risulta inferiore di circa 1.000.000 m³, rispetto a quello calcolato nel 2005. Ciò è dovuto, sia, ai dragaggi effettuati nel Canale Malamocco - Marghera (per circa 800.000 m³) che al marginamento del Molo Sali (che ha confinato circa 250.000 m³ di sedimenti oltre C, per il momento da non asportare).

Attualmente gli interventi di recupero morfologico realizzati dal Magistrato alle Acque negli ultimi anni o in corso di realizzazione utilizzano sedimenti di tipo A che provengono per la maggior parte dallo scavo dei lavori per la realizzazioni delle opere mobili alle bocche di Porto, dallo scavo del Porto di Chioggia, e in piccola parte dai sedimenti di tipo A provenienti dallo scavo dei canali lagunari.

5.1 AZIONI DELLA GESTIONE COMMISSARIALE

Il Commissario Delegato ha da subito attuato una serie di interventi che hanno consentito alla Capitaneria di Porto di ripristinare la navigabilità dei canali portuali a 32' e ha provveduto ad individuare modalità di gestione ambientalmente corrette, a costi sopportabili, per i sedimenti di dragaggio meno inquinati (entro C Prot.'93) il cui volume ammonta a circa 5.100.000 mc, mentre per i sedimenti a più alti livelli di inquinamento sono state individuate due soluzioni all'interno dell'Accordo di programma "Vallone Moranzani", sottoscritto il 31 marzo 2008 da istituzioni nazionali (Ministero dell'Ambiente, Commissario Delegato) e locali (Regione del Veneto, Provincia di Venezia, Comune di Venezia, Magistrato alle Acque e Autorità Portuale di Venezia).

La realizzazione degli interventi previsti dall'Accordo "Vallone Moranzani", insieme con le altre iniziative adottate dal commissario Delegato consentiranno di tornare alla "normalità" nella gestione dei sedimenti dei canali portuali di grande navigazione, mettendo fine all'emergenza.

5.1.1 La gestione dei sedimenti entro colonna C "Protocollo '93"

Il Commissario Delegato ha predisposto il "Piano degli interventi urgenti per il ripristino della navigabilità dei canali portuali di Venezia", con il quale venivano proposti i seguenti obiettivi:

1. Il primo, consisteva nel ripristino della navigabilità del Canale Malamocco Marghera per le navi con pescaggio fino a 31' 6''.

Ciò ha comportato lo scavo e la ricalibratura del Canale fino alla profondità di -10,50 m, con asporto di circa 800.000 m³ di sedimenti, che sono stati collocati in un ulteriore sopralzo della parte centrale dell'isola delle Tresse (fino alla quota di + 9,50 m s.l.m.m.).

Nel corso del 2006 è stato realizzato il sovrizzo alla quota di +9,50 m anche delle testate nord e sud dell'isola delle Tresse consentendo di ottenere un volume utile di deposito di sedimenti entro colonna C "Protocollo '93" di ulteriori circa 550.000 m³, con ciò consentendo le attività di dragaggio manutentivo dei canali portuali, mediante l'asportazione dei sedimenti meno inquinati.

2. Il secondo obiettivo riguardava il raggiungimento della profondità intermedia di - 11,00 m s.l.m. per tutti i canali.

Nel mese di Agosto 2005 è stata indetta una gara per la ricerca di un Concessionario che dragasse, entro il limite temporale di due anni, il Canale Malamocco- Marghera fino alla profondità di -11,00 m., individuando il sito di conferimento dei sedimenti e curasse la manutenzione dei canali a quella quota per i tre anni successivi.

Ciò ha comportato la rimozione di circa 2.300.000 m³ di fanghi entro colonna C "Protocollo '93" che sono stati depositati in un ampliamento planimetrico dell'Isola delle Tresse.

I lavori, consegnati dopo peripezie giudiziarie nel maggio del 2007, sono stati ultimati all'inizio del 2009.

Da allora sono in corso i lavori di manutenzione, previsti dal contratto di concessione, al fine di mantenere la cunetta del canale alla profondità di - 11 m per i prossimi 3 anni.

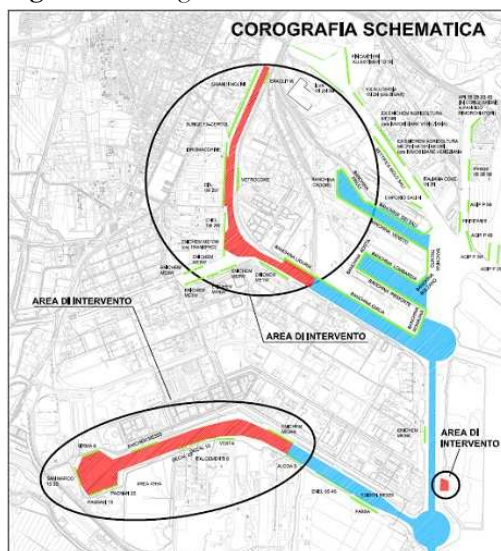
5.1.2 La gestione dei sedimenti oltre colonna C "Protocollo '93"

Per proseguire con le attività di dragaggio dei canali portuali interessanti la zona industriale era necessario trovare una soluzione anche per i sedimenti maggiormente inquinati (quelli oltre C "Protocollo '93) che non potevano essere collocati entro l'ambito lagunare. Con l'Ordinanza del Presidente del Consiglio dei Ministri n. 3569 del 5 Marzo 2007 (Art. 13), il Commissario Delegato ha ricevuto espressa deroga: ".....è autorizzato a derogare alla disciplina del Protocollo in data 8 Aprile 1993, laddove prevede prescrizioni operativamente più restrittive rispetto a quelle previste dai commi 11-ter, 11-quater, 11-quinquies, 11-sexies dell'art. 5 della legge n. 84 del 1994, così come integrata dall'art. 1, comma 996, della legge 27 Dicembre 2006, n. 296, nonché ad approvare i progetti elaborati ai sensi dell'art. 5, comma 11-bis della legge n. 84 del 1994."

5.1.3 Il dragaggio del Canale Ovest e Sud.

L'area di intervento prevede il ripristino della navigabilità in sicurezza e l'accesso bordo banchina interessa i terminalisti e le imprese portuali che sono insediate nel ramo Nord del Canale Industriale Ovest e la porzione terminale del Canale Sud (Figura 5.1).

Figura 5.1: corografia aree di intervento



L'appalto prevede di portare la profondità dei tratti compresi tra la Banchina Liguria e l'ingresso alla darsena terminale del Canale Industriale Ovest e dei relativi accosti in sponda Ovest a -10,50 m, così come il Canale Industriale Sud dalla Banchina Alcoa alla darsena terminale.

Le indagini di caratterizzazione dei sedimenti sui fondali, hanno evidenziato la presenza di contaminazione anche al di sopra di colonna C del Prot. '93, e l'intervento di escavo richiede pertanto alcuni accorgimenti di carattere ambientale e di sicurezza, atti a garantire che i materiali movimentati non producano migrazione della contaminazione al di fuori dell'area di intervento.

Una volta asportati inoltre, i materiali saranno gestiti sulla base delle caratteristiche di contaminazione, che ne determinano la successiva destinazione.

Il progetto prende pertanto in considerazione l'esecuzione dei seguenti interventi:

- Asportazione dei sedimenti fino alla quota di -10,50 m s.l.m.m., secondo un piano di dragaggio stabilito;
- Gestione successiva dei sedimenti a seconda delle caratteristiche di contaminazione.
- Esecuzione di analisi sui sedimenti classificati oltre C – Prot. '93, al fine di stabilirne la classificazione come pericolosi o non pericolosi, per la successiva messa a dimora.
- Monitoraggi ambientali durante l'intervento
- Esecuzione di opere accessorie

Sulla base dei risultati della caratterizzazione sono state definite, all'interno dei tratti di dragaggio, le aree alle quali è possibile attribuire, in via preliminare, caratteristiche chimiche omogenee, così ripartite:

1. Il materiale è classificabile come entro C - Prot. '93;
2. Il materiale necessita di verifica per l'attribuzione della qualità;
3. Il materiale è classificato come oltre C – Prot. '93.

L'attribuzione delle caratteristiche chimiche ai sedimenti distribuisce le volumetrie nel modo seguente:

- 179.707 m³ in classe "oltre C";
- 409.912 m³ entro "classe C";
- 200.612 m³ da sottoporre a ulteriore verifica qualitativa.

Le attività di gestione dei sedimenti dragati, previste da questo progetto, e variabili a seconda della qualità del sedimento sono le seguenti:

- Trasporto al sito di destinazione, differente a seconda della qualità del sedimento;
- Caratterizzazione dei volumi dalle caratteristiche chimiche in situ non completamente riconducibili alla classe C o oltre C del Prot. 93 da effettuarsi presso l'Isola delle Tresse.
- Conferimento alla destinazione definita a seconda dell'esito della caratterizzazione - Isola delle Tresse (materiali entro C o "dubbi") - Molo Sali (materiali oltre C);
- Classificazione dei sedimenti oltre C come pericolosi o non pericolosi e successivo se - impianti di trattamento sedimenti pericolosi per successivo, rispettivamente, deposito definitivo nella discarica predisposta presso il Vallone Moranzani e refluitamento in Molo Sali.

I lavori avranno una durata di 600 giorni e sono stati consegnata il 23 Luglio 2009.

5.1.4 L'Accordo di Programma "Vallone Moranzani"

Un decisivo contributo per la soluzione di tale problema è stato fornito dalla Regione Veneto la quale ha sottoposto al Commissario delegato una proposta formulata da SIFA (Società concessionaria per la realizzazione e gestione del Progetto Integrato Fusina) nell'ambito della presentazione di una variante al progetto stesso.

Tale proposta riguarda la realizzazione di una discarica per i sedimenti anche pericolosi, resi inerti mediante appropriati interventi di inertizzazione ed innocuizzazione, con contestuale ricomposizione ambientale di vecchie discariche esistenti in località Moranzani e la realizzazione di una cassa di colmata a ridosso del Molo Sali per i sedimenti "oltre C" - Prot. '93 non pericolosi.

La realizzazione degli impianti sopra descritti comporta un notevole beneficio ambientale per il territorio di Porto Marghera e di Malcontenta, in quanto, con i fondi messi a disposizione dai soggetti che conferiranno i fanghi, si potranno realizzare interventi compensativi, quali:

- interventi sulla viabilità comunale, provinciale, regionale e statale interessante l'area tra Fusina, Malcontenta e Marghera, al fine di separare il traffico industriale e commerciale da quello locale, con contestuale realizzazione di piste ciclabili;
- interventi sulla rete idraulica (acque basse) che presenta situazioni di insufficienza e sofferenza, con creazione di bacini di espansione attrezzati a bosco;
- interrimento di quattro elettrodotti da 230 – 380 Kv di Terna e di un elettrodotto da 132 Kv di Enel trasmissione;
- delocalizzazione del deposito di carburanti ed oli combustibili della San Marco Petroli, ubicato a ridosso dell'abitato di Malcontenta;
- realizzazione di un parco urbano sopra ad una vecchia discarica dismessa a ridosso dell'abitato di Malcontenta;
- messa in sicurezza permanente di altre discariche dismesse;
- creazione di una più ampia cintura verde nel quadrante sud occidentale di Marghera, da punta Fusina al casello dell'autostrada A4 in località Villabona.

L'Accordo di Programma prevede che il Magistrato alle Acque di Venezia conferisca a discarica una quantità di terre di scavo e sedimenti risultati dagli interventi sui marginamenti e dai dragaggi dei canali lagunari, con caratteristiche oltre C del Protocollo 1993, di competenza dello stesso Magistrato alle Acque di Venezia non inferiore a 650.000 metri cubi.

Dai canali portuali è prevista la rimozione di 6,5 milioni di metri cubi, come da Programma degli Interventi predisposto dal Commissario Delegato per l'emergenza socio economico ambientale, di cui 1,4 milioni con caratteristiche oltre C secondo il Protocollo 1993. Il dragaggio dei canali di grande navigazione portuali della laguna di Venezia è previsto sino alla quota intermedia di – 11,00 m s.l.m.m.;

Ad oggi sono stati consegnati ai soggetti attuatori i progetti preliminari relativi alla viabilità, all'idraulica ed ai parchi urbani, ed è stato perfezionato l'accordo integrativo per lo spostamento della San Marco Petroli.

Sono stati, inoltre, approvati i progetti per la realizzazione di una cassa di colmata, costituita dall'ampliamento del Molo Sali per il deposito definitivo dei sedimenti oltre C, non pericolosi, e di uno stoccaggio provvisorio di sedimenti oltre C, anche pericolosi, da realizzare in un sito messo a disposizione dal Comune di Venezia (porzione dei 23 ha).

6. L'APPROVVIGIONAMENTO DEI SEDIMENTI

Sin dall'inizio degli interventi di recupero morfologico era evidente la necessità di trovare altre fonti di sedimenti, ipotizzando l'utilizzo di sabbia proveniente da cave di prestito a mare. Sebbene le fonti di sedimenti possano essere molteplici, è necessario per la loro introduzione nel sistema lagunare che le caratteristiche granulometriche, la composizione chimica-fisica, la salinità siano totalmente compatibili con le caratteristiche ecologiche del sistema lagunare, inoltre i sedimenti da reintrodurre devono necessariamente rispondere ai requisiti ambientali del Protocollo '93.

Tra le fonti valutate come possibili ci sono le cave di prestito a mare al largo, le cave di prestito a mare sottocosta, le cave a terra, i sedimenti da bacini lacustri, i sedimenti da casse di espansione, la reimmissione fluviale. Per quanto concerne le cave a mare, va valutato il tipo di sedimento, le concentrazioni di contaminanti ivi presenti e soprattutto il costo di dragaggio, trasporto e reimmissione in laguna. Inoltre nel caso delle cave a mare al largo va valutato l'impatto di un esteso dragaggio sulle attività economiche locali e sull'ambiente medesimo. Come per le cave di mare al largo, anche per le cave a mare sottocosta, l'impatto ambientale in termini di torbidità della colonna d'acqua e alterazioni delle biocenosi ivi presenti deve essere attentamente valutato (risk assessment).

Nel caso delle cave a terra, oltre al costo, le caratteristiche di un suolo sabbioso e/o di un terriccio sabbioso differiscono da quelle di sedimenti marini o lagunari. Nel caso dei sedimenti dei bacini montani o dei corsi d'acqua o delle casse di espansione e delle aree golenali, essi possono spesso rivelarsi fonte di contaminazione per l'ambiente lagunare, oltre a non essere compatibili con sedimenti lagunari (comunque esposti ad un livello di salinità nettamente superiore a quello delle acque dolci, come nel caso del possibile utilizzo dei sedimenti provenienti dal lago di Santa Croce). Nella Tabella 6.1 sono riportati i costi di approvvigionamento dei sedimenti nel caso di coltivazione di cave a mare o a terra o di prelievo da bacini montani.

Tabella 6.1 Tabella comparativa dei costi per i vari tipi di approvvigionamento dei sedimenti. Fonte: Rapporto Finale "Approvvigionamento dei sedimenti idonei per contrastare il budget negativo" elaborato nell'ambito dell'Aggiornamento del Piano Morfologico.

Approvvigionamento	Costo	Note
Cave a mare a largo	9,37 €/m ³	Il costo tiene conto della bonifica bellica e delle indagini ambientali necessarie, del prelievo e successivo refluento del sedimento.
Cave di prestito a mare sottocosta	8,30 €/m ³	Il costo tiene conto della bonifica bellica e delle indagini ambientali necessarie, del prelievo e successivo refluento del sedimento.
Cave a terra	24,65 €/m ³	Calcolato sull'ipotesi di utilizzare i sedimenti sabbiosi che provengono dalla manutenzione periodica effettuata lungo il litorale di Jesolo e utilizzando i sedimenti sabbiosi di buona qualità scavati nell'ambito di cantieri edili e opportunamente accatastati. I volumi sono dell'ordine dei 500.000 m ³ /anno.
Sedimenti da bacini montani	16,0 €/m ³	Nello studio B 6.79 (Magistrato alle Acque, 2004) è stato stimato il prezzo di approvvigionamento del materiale prelevato dal bacino montano del Lago di Santa Croce ⁷ con trasporto fino a Porto Marghera e il refluento in barena.

⁷ La qualità dei sedimenti provenienti da questo bacino montano non consente il loro riuso in Laguna di Venezia.

Nel caso della reimmissione dei corsi fluviali, è fondamentale valutare non soltanto la granulometria ma soprattutto se la qualità del corso d'acqua da far sversare in Laguna risponda ai valori guida stabiliti dalla legislazione; parallelamente va comunque effettuato uno studio di risk assessment per valutare l'impatto di una costante immissione di acqua dolce, soprattutto nelle zone limitrofe alla bocca di immissione, che potrebbe comportare uno stravolgimento nelle biocenosi ivi presenti.

L'utilizzo di scarti di lavorazione e di materiale inorganico naturale, è proponibile per le aree lungo i canali, per il rinforzo di argini, ecc., con particolare cura ai punti di innesto, poiché risultano essere punti di facile erosione, determinando così un arretramento del margine naturale non protetto.

Una possibile fonte di sedimenti marini, compatibili con le caratteristiche dell'ecosistema lagunare, potrebbero essere i sedimenti presenti appena fuori le bocche di porto della Laguna di Venezia, sedimenti che potrebbero rispondere ai requisiti richiesti dal Protocollo '93. Si dovrà comunque valutare l'impatto di una estesa movimentazione di materiale presso le bocche di porto, per gli effetti di risospensione in colonna d'acqua in termini di torbidità, diminuzione della trasparenza, risospensione di contaminanti e relativa biodisponibilità e tossicità.

7. TECNOLOGIE DI BONIFICA

Milioni di metri cubi di sedimenti lagunari sono stati dragati dai canali lagunari e portuali e depositati in discariche o casse di colmata.

Nel caso del porto il problema della gestione delle terre di dragaggio è divenuto uno dei maggiori fattori limitanti lo sviluppo e la sopravvivenza del porto stesso. Molto spesso il dragaggio ai fini della navigazione coincide con il dragaggio ambientale, finalizzato al miglioramento della qualità delle acque e alla riduzione del rischio per l'intero ecosistema. Sulla base del Protocollo '93 i fanghi dragati vengono smaltiti e/o stoccati, con precisi vincoli relativi alla qualità dei fanghi stessi (Classificazione dei sedimenti).

La rimozione dei sedimenti contaminati, però, è un intervento di risanamento molto costoso, per i problemi di smaltimento degli importanti volumi di materiale; anche quando questo generi un vantaggio navigazionale con il relativo ritorno economico.

Questo ha portato ad approfondire la possibilità tecnica prima e la sostenibilità economico-ambientale poi, di

- trattare i sedimenti in sito, per risanarli in loco;
- trattare i sedimenti dopo il dragaggio per riutilizzarli nell'ambiente con vantaggio; anche trasformandoli in terre;
- trattare i sedimenti dopo il dragaggio per smaltirli in discarica a costi ridotti.

In relazione all'attuale degrado morfologico, il riutilizzo in condizioni di sicurezza ambientale dei sedimenti lagunari dragati potrebbe permettere un rallentamento ed in futuro una inversione di questa tendenza. Ovviamente, la reintroduzione dei sedimenti lagunari dragati deve essere preceduta da opere di bonifica e recupero degli stessi sedimenti, inoltre, tali procedure non dovrebbero snaturare i sedimenti delle loro caratteristiche, così da poter introdurre un materiale totalmente compatibile con l'ambiente in esame.

Il trattamento di bonifica (trattamento per il miglioramento delle caratteristiche chimiche) dei sedimenti dragati è altamente auspicabile, avendo cura che sia compatibile con l'ambiente e che non vada ad alterare in maniera significativa le caratteristiche dei sedimenti medesimi. Alcuni trattamenti, quali la vetrificazione ad esempio, depauperano i sedimenti delle loro caratteristiche e quindi, pur immobilizzando i contaminanti al loro interno, i sedimenti possono divenire un rifiuto oppure, nel migliore dei casi, essere utilizzati come materiale di recupero altrove, ma non nell'ambiente lagunare. Strategie di bonifica e tecnologie di recupero a basso impatto ambientale potrebbero essere utilizzate sui sedimenti lagunari, nell'ottica di riutilizzare i sedimenti bonificati, ovvero i sedimenti dragati bonificati potrebbero diventare non un problema da gestire ma un'importante risorsa.

Le tecniche di recupero sono spesso economicamente inaccettabili a causa dei grossi volumi di sedimenti contaminati. Tradizionalmente, i sedimenti dragati sono raccolti e piazzati in depositi confinati, spesso dopo aver rimosso l'acqua dai sedimenti dragati con diverse tecniche.

Un sito contaminato potrebbe richiedere una combinazione di svariate procedure per ottenere il ripristino delle condizioni ottimali e, per tale scopo, sono molteplici le tecnologie di *remediation* adoperate. Devono essere sfruttate conoscenze chimiche, fisiche e biologiche per ottenere delle informazioni utili allo scopo di trovare la procedura più indicata per il trattamento di un sito contaminato.

Le strategie di bonifica impiegate possono essere diverse e impiegate su una diversa scala temporale: ad esempio, un trattamento che permetta una efficiente rimozione degli inquinanti come prima fase potrebbe essere seguito da interventi a lungo termine, come emerso anche da un recente studio effettuato dal CNR-IDPA e dall'Università Ca' Foscari di Venezia in collaborazione con l'Autorità Portuale di Venezia (Progetto RISED, Azione Biotech III, Regione Veneto). Nello studio RISED che ha dimostrato come un trattamento di lavaggio con sostanze organiche naturali, oltre ad essere a basso impatto ambientale, permette di sequestrare, con una elevata efficienza, i contaminanti organici ed inorganici presenti nei sedimenti fortemente contaminati. Tale trattamento

potrebbe essere efficacemente usato in sinergia con altri interventi, quali la bioremediation, la phytoremediation od il lagunaggio. All'interno del planning sugli interventi di bonifica, va comunque sottolineata la necessità di considerare l'applicazione sinergica di diverse tecnologie di recupero, il cui impatto sull'ambiente sia il più basso possibile, oltre alla necessità di uno studio sito specifico, che contenga in sé uno studio sulla geospeciazione e sulla speciazione.

Le tecniche di intervento sui sedimenti contaminati possono essere classificate come in situ ed ex situ. Le tecnologie di intervento in situ prevedono il trattamento o il semplice confinamento dei sedimenti senza rimozione di questi dal sito stesso.

Le tecniche di tipo ex situ, invece, prevedono un preliminare intervento di dragaggio dei sedimenti, seguito da una eventuale fase di trattamento per la rimozione dei contaminanti in impianto fisso o mobile, e dal successivo avvio dei materiali a riutilizzo o a smaltimento in discarica controllata. Ovviamente la scelta dei trattamenti ex situ è condizionata dalle caratteristiche dell'area, dalla disponibilità di spazi e risorse, dalle caratteristiche quali - quantitative dei sedimenti e dalla loro destinazione finale.

Dal momento che le operazioni di decontaminazione sono spesso associate alle attività di dragaggio di manutenzione, ma anche qualora esse abbiano esclusivamente finalità ambientali, risulta maggiormente adottato un approccio di tipo ex situ, comprendente anche una fase di trattamento del sedimento dragato.

Occorre sempre tenere presente, inoltre, che l'applicazione di trattamenti di decontaminazione dei sedimenti, dà in generale luogo alla produzione di un insieme di flussi residuali di cui bisogna tener conto al fine di individuare le modalità di gestione più idonee volte al contenimento dei costi di processo ed alla massima prevenzione di fenomeni di inquinamento dell'ambiente.

Le varie tecnologie sono mirate a ridurre la concentrazione, la mobilità e/o la tossicità dei contaminanti dei sedimenti per mezzo di trattamenti termici e chimico-fisici:

- degradazione (termica, chimica, biologica) dei contaminanti o conversione in forme meno tossiche;
- separazione o estrazione degli inquinanti dai sedimenti (estrazione con solventi e desorbimento termico);
- riduzione del volume di materiale contaminato per mezzo della separazione delle particelle pulite da quelle che hanno una maggiore affinità per i contaminanti;
- immobilizzazione fisico-chimica dei contaminanti presenti nel materiale dragato in modo che restino fissati alla matrice solida evitando perdite per volatilizzazione, erosione o altri percorsi.

Ad oggi le tecnologie per il trattamento dei sedimenti contaminati risultano in continuo aggiornamento. A fronte di ciò, è fondamentale che le nuove tecnologie siano sottoposte ad un attento processo di valutazioni e di prova, prima che possano essere applicate su scala reale.

7.1 TRATTAMENTI TERMICI

I trattamenti termici consentono di rimuovere, distruggere o immobilizzare un'ampia gamma di contaminanti-organici ed inorganici presenti nei sedimenti. Durante l'applicazione di un trattamento termico, i diversi contaminanti presenti nei sedimenti possono prendere parte ad una o più delle seguenti reazioni:

- volatilizzazione delle specie caratterizzate da elevata tensione di vapore;
- trasformazione in forme meno pericolose;
- intrappolamento all'interno della massa fluida.

È evidente che un trattamento termico deve essere completato con sistemi per il contenimento, il controllo ed il trattamento delle emissioni gassose e per l'estrazione e la gestione dei residui solidi.

In funzione della temperatura di processo, i trattamenti termici possono essere classificati in:

- trattamenti di separazione dei contaminanti (desorbimento);
- trattamenti di termodistruzione (incenerimento, pirolisi, gassificazione, ossidazione ad alta pressione);
- trattamenti di immobilizzazione dei contaminanti (vetrificazione, termodistruzione al plasma).

7.2 TRATTAMENTI CHIMICO-FISICI

Tali trattamenti possono essere distinti in processi di natura fisica, i quali sono volti a favorire il trasferimento dei contaminanti dalla fase solida che costituisce il materiale ad un'altra fase (in genere liquida o gassosa) o a produrne la separazione dalla matrice solida stessa, e processi di natura chimica, i quali hanno in genere lo scopo di modificare la struttura chimica dei contaminanti riducendone la tossicità o favorendone la possibilità di separazione dalla matrice solida.

Evidentemente possono esistere trattamenti che sfruttano combinazioni di processi chimici e fisici.

I trattamenti chimico-fisici sono generalmente applicati ex situ, sebbene siano stati sviluppati anche alcuni processi che possono essere applicati in situ. Tra questi ultimi si possono citare:

- neutralizzazione;
- precipitazione ;
- ossidazione;
- dechlorurazione.

Nel considerare la compatibilità dell'applicazione di trattamenti chimico-fisici in situ è necessario valutare se l'impiego di agenti chimici nel trattamento possa comportare a breve o a lungo termine impatti negativi sull'ambiente circostante all'area di intervento, i quali possono essere legati alla tossicità intrinseca dei reagenti impiegati ovvero alla formazione di sottoprodotti di reazione potenzialmente nocivi. Per tali ragioni, le applicazioni di interventi in situ sono in genere limitati a quelle situazioni in cui la zona interessata dalla contaminazione può essere confinata durante le operazioni di trattamento o isolata dal punto di vista idraulico dall'ambiente circostante.

I trattamenti ex situ comprendono invece:

- estrazione con solventi;
- lavaggio dei sedimenti;
- dealogenazione;
- ossidazione/riduzione;
- stabilizzazione/solidificazione.

7.2.1 Trattamenti di lavaggio

Il *sediment washing* è un processo di trattamento di tipo fisico-chimico nel quale il materiale contaminato viene sottoposto a lavaggio con agenti estraenti allo scopo di creare condizioni idonee alla mobilizzazione degli agenti inquinanti. Tipicamente viene realizzato ex situ, ma è facilmente applicabile on site con una notevole riduzione dei costi di trasporto del materiale contaminato (costi variabili in relazione al tipo di rifiuto che viene trasportato, oltre ad essere in funzione della distanza). Tale processo è stato a lungo sperimentato per applicazioni a suoli contaminati, mentre risultano ad oggi noti relativamente pochi esempi di applicazione al caso dei sedimenti. Tuttavia, date le analogie dal punto di vista mineralogico tra suoli e sedimenti, è prevedibile che la gran parte dei trattamenti di lavaggio applicati ai suoli contaminati possano essere, eventualmente con opportune modifiche, estesi alla bonifica dei sedimenti. Considerate, però, le diversità tra i sedimenti e i suoli, in un ipotetico impianto di sediment washing, alcune fasi, soprattutto quelle iniziali di pretrattamento potrebbero essere compattate in una unica fase di vagliatura grossolana per asportare non frazioni dei sedimenti, ma materiale alloctono presente nei sedimenti stessi (rottami di varia natura, pietrame, ecc.). Inoltre, l'umidità dei sedimenti è certamente maggiore rispetto ai suoli, quindi la quantità di acqua utilizzata per il lavaggio è quella necessaria alla preparazione di lavaggio, poiché si può sfruttare al meglio la presenza di acqua nei sedimenti stessi. Anche nella fase di filtrazione e lavaggio, le sottofasi potrebbero essere ulteriormente accorpate, cercando di ottimizzare la separazione della fase lavata dalla soluzione di lavaggio. In questo modo anche i costi di trattamento potrebbero risultare più contenuti.

L'applicabilità riguarda diversi tipi di contaminanti, da quelli organici agli inorganici e ai radionuclidi; spesso, solventi diversi o soluzioni di lavaggio a diverso pH e concentrazione sono utilizzati in catena così da poter aumentare l'efficienza del processo nella rimozione dei

contaminanti. Il tipo di agenti estraenti utilizzati nei trattamenti di lavaggio varia in funzione della natura della contaminazione nonché delle modalità con le quali i diversi contaminanti si trovano legati al materiale solido. È noto infatti come il comportamento dei contaminanti all'interno della matrice di un suolo o di un sedimento sia strettamente connesso a fattori quali la composizione mineralogica, la presenza di sostanza organica (la quale può dar luogo a fenomeni di complessazione dei contaminanti), il pH, le condizioni redox, ecc.

La possibilità di utilizzare delle sostanze naturali ad alto potere surfattante è stata dimostrata in diversi studi nei suoli e nei sedimenti, tra cui lo studio RISED, frutto di una collaborazione tra CNR-IDPA, Università Ca' Foscari di Venezia e Autorità Portuale di Venezia. L'utilizzo di sostanze naturali e quindi a basso impatto ambientale, sebbene siano comunque sostanze ad uso commerciale, abbasserebbe i costi economici finali aumentando i benefici per l'ambiente, nonché per le comunità biologiche che vivono in quell'ambiente, sia in termini ecologici, che socioeconomici e sanitari.

È importante evidenziare anche che un trattamento di sediment washing permetterebbe non solo la diminuzione della concentrazione di contaminanti organici ed inorganici, ma anche la diminuzione dei reflui da smaltire, che prima di essere smaltiti potranno essere convogliati in apposito impianto dedicato, dove potranno essere sottoposti a depurazione e successivamente riutilizzati o smaltiti secondo i termini di legge. Il materiale trattato potrebbe essere reimpresso nell'ambiente, in relazione ai parametri di legge. In ogni caso, i sedimenti trattati e lavati non sono privati completamente delle loro caratteristiche di sedimenti marini e da rifiuto possono essere considerati risorsa.

Considerato che i costi per ciascun trattamento vadano aumentati per tenere conto dei costi di dragaggio e di smaltimento in maniera consona dei reflui, il sediment washing risulta essere comunque competitivo in termini di costi e di rese rispetto ad altri trattamenti, con l'ulteriore vantaggio di non privare delle proprie caratteristiche i sedimenti (vedi Tabella 7.2).

La tecnologia di soil washing è utilizzata con buona diffusione commerciale in Europa ed è stata definita dall'EPA come un metodo innovativo, tra gli altri, per bonificare e ridurre la contaminazione in grandi siti industrializzati (superfund mega sites). Attualmente, negli Stati Uniti il soil washing è stato utilizzato in 6 superfund sites.

7.2.2 Stabilizzazione/Solidificazione

I processi di immobilizzazione per stabilizzazione/solidificazione sono finalizzati a ridurre la mobilità degli inquinanti presenti nel sedimento, attraverso un'azione di fissazione chimico-fisica e strutturale del contaminante all'interno di una matrice inerte. Il processo più importante di perdita del contaminante su cui l'immobilizzazione agisce, impedendolo, è il percolamento (*leaching*) dal sito di stoccaggio.

I processi di immobilizzazione comprendono due fasi, così definite dall'EPA:

- stabilizzazione: insieme di tecniche che sono in grado di ridurre il potenziale pericoloso del sedimento attraverso la conversione dei contaminanti nella loro forma meno solubile, quindi, meno mobile e, in generale, meno tossica;
- solidificazione: insieme di tecniche che operano la trasformazione del sedimento in una massa solida ad alta integrità strutturale. Si ottiene, così, una riduzione sia della superficie di contatto tra sedimento ed acque di percolamento, sia della mobilità dell'inquinante nel sedimento per effetto della fissazione (chimica e fisica).

L'alterazione fisica migliora alcune proprietà "ingegneristiche" dei sedimenti come resistenza a compressione, capacità portante, resistenza ad erosione, durabilità e permeabilità e contribuisce a formare un materiale solido, che riduce l'accessibilità dei contaminanti all'acqua ed intrappola i solidi contaminati dentro una matrice molto stabile. Poiché molti contaminanti sono legati alla frazione particolata, la stabilizzazione fisica è un importante meccanismo di immobilizzazione.

I processi di solidificazione contribuiscono anche a ridurre le perdite dei contaminanti, contenendo la fase acquosa libera (che contribuisce al percolamento iniziale dai materiali dragati stoccati) in un solido idratato.

La stabilizzazione chimica è l'alterazione della forma chimica del contaminante per renderlo resistente verso il percolamento in soluzione acquosa.

In tutti i processi di inertizzazione, si procede alla miscelazione del sedimento contaminato con i leganti in modo da produrre un blocco monolitico con elevata integrità strutturale. I reattivi impiegati differenziano i vari processi e possono essere di natura sia inorganica sia organica. In molti processi disponibili in commercio, durante il processo di solidificazione, sono aggiunti dei reagenti, in genere coperti da brevetto, per migliorare l'efficacia del processo o per colpire contaminanti specifici. In ogni caso, sono i leganti impiegati a determinare le caratteristiche dei processi e dei prodotti. In base al tipo di legante possiamo distinguere:

- a) processi di stabilizzazione/solidificazione con leganti idraulici a base di reagenti inorganici come pozzolane, cemento, calce, argilla o materiali a base silicea;
- b) processi di stabilizzazione/solidificazione a base di reagenti organici come materie termoplastiche, polimeri e composti microincapsulati.

I processi a base di reattivi organici, pur presentando grandi vantaggi quali elevato rendimento di fissazione, piccole quantità di reagenti richieste ed elevata densità del prodotto finale, trovano scarsa applicazione per motivi economici (i costi dei reagenti, delle apparecchiature e di energia sono maggiori di quelli relativi ai reagenti inorganici) e gestionali (utilizzo di manodopera specializzata a causa della complessità del processo e delle tecnologie più sofisticate). I processi con reagenti inorganici, invece, grazie ai bassi costi dei reagenti e degli investimenti, alla semplice tecnologia ampiamente e alla facile realizzazione e gestione degli impianti, sono utilizzati in gran parte delle applicazioni.

La tecnologia di sediment washing è stata testata anche per sedimenti dei canali portuali di Venezia. L'impianto pilota cofinanziato dalla Regione Veneto ha permesso di accertare l'efficacia dei trattamenti sulle diverse matrici. I risultati, sebbene abbiano garantito buoni abbattimenti dei contaminanti presenti, hanno evidenziato, però, alcune criticità in particolare per il riutilizzo dei materiali in ambiente lagunare.

7.2.3 Ossidazione chimica

Il processo consiste nella degradazione dei contaminanti, usando sostanze con potenziale redox elevato. Per definizione, l'ossidazione chimica indica quei processi che prevedono l'aggiunta di reagenti chimici allo scopo di distruggere i contaminanti.

Le reazioni di ossidazione distruggono o convertono i contaminanti in forme meno pericolose e meno tossiche, più stabili e/o degradabili biologicamente. La reazione di ossidazione riguarda il trasferimento di elettroni da un composto ad un altro, in particolare, un composto è ossidato (perde elettroni) e uno si riduce (acquista elettroni).

I processi di ossidazione chimica sono stati ampiamente usati per trattare le acque reflue; poiché queste tecniche si sono dimostrate efficaci, per la loro non selettività ed aggressività, con molti contaminanti, hanno ricevuto attenzioni crescenti anche come possibili trattamenti di suoli e sedimenti. Tali tecniche sono state sottoposte a prove di laboratorio per capirne le possibili interazioni con la matrice solida; in generale, sono richiesti dosaggi superiori rispetto alle acque, in quanto la sostanza organica ed inorganica (carbonati, ecc..) naturalmente presente nella matrice solida contribuisce al consumo delle specie ossidanti (per esempio, dei radicali OH).

La maggior parte dei contaminanti organici è adsorbita alla matrice solida, pertanto, diventa cruciale, per una rapida ed efficiente ossidazione, la dissoluzione (desorbimento) dei contaminanti nella fase acquosa: l'adsorbimento dei contaminanti organici alle particelle di suolo o sedimento diminuisce drasticamente il tasso di degradazione e rende i contaminanti inaccessibili alla degradazione. Il passaggio in soluzione dei contaminanti dipende fortemente dalla loro affinità con

l'acqua: per contaminanti solubili è possibile pensare ad un loro desorbimento dalla matrice solida e successivo passaggio in fase acquosa, mentre per contaminanti poco affini con l'acqua (PBC, IPA, ecc..) è necessario usare tecniche aggressive, in grado di ossidare anche la sostanza organica adsorbita. Molti trattamenti tradizionali di ossidazione hanno mostrato tassi di rimozione molto bassi con molti contaminanti organici, come, per esempio, i composti organoclorurati.

I trattamenti chimici, definitivi e parziali, possono essere suddivisi in processi che usano:

- semplici ossidanti (ad es. con Persolfato);
- combinazioni di più ossidanti AOP (Advanced Oxidation Processes);
- ossidazione foto-chimica (PCO).

7.2.4 Elettrocinesi

L'elettrocinesi è una delle tecnologie di risanamento dei suoli contaminati più innovative e di relativamente recente applicazione, e si dimostra particolarmente efficace per la rimozione di metalli pesanti, contaminanti organici e radionuclidi da suoli a grana fine, poco permeabili all'aria e all'acqua, per i quali le tecniche tradizionali risultano inefficaci.

Tale tecnica, attraverso l'applicazione di un campo elettrico tramite degli elettrodi infissi nel terreno, induce un flusso di acqua, particelle cariche e ioni a muoversi all'interno del suolo o del sedimento, anche se caratterizzato da bassa permeabilità.

I meccanismi attraverso i quali avviene la migrazione dell'acqua e dei contaminanti verso gli elettrodi sono essenzialmente tre: elettromigrazione, elettrosmosi e elettroforesi.

- l'elettromigrazione è il trasporto di specie ioniche presenti in soluzione verso gli elettrodi;
- l'elettrosmosi è il flusso di acqua attraverso il suolo o sedimento generalmente verso il catodo;
- l'elettroforesi è il trasporto di particelle e colloidali carichi sotto l'influenza del campo elettrico (Acar et al.,1993).

Dopo che i contaminanti sono stati trasportati verso l'elettrodo, questi vengono rimossi congiuntamente alla soluzione, la quale deve essere pertanto avviata al trattamento. Tale approccio risulta il più seguito quando i contaminanti sono metalli pesanti. La rimozione dei contaminanti dalla soluzione presente agli elettrodi può comunque essere effettuata in diversi modi: estraendo la soluzione mediante pompe, e avviando la stessa su resine a scambio ionico; mediante processi di elettrodeposizione agli elettrodi e per galvanostegia.

Il trattamento di elettrocinesi può essere effettuato in situ, mediante impiego di barriere attive e facendo permeare il flusso elettrosmotico attraverso una zona di trattamento collocata tra i due elettrodi, e per sfruttare al massimo la reattività della zona di trattamento il flusso può essere regolarmente invertito scambiando la polarità degli elettrodi. Questo tipo di approccio è usato più frequentemente per contaminanti organici.

I tipi di contaminanti trattabili mediante elettrocinesi sono i metalli pesanti, gli anioni (nitrati, solfati, cianuri), sostanze organiche quali acido acetico, i fenoli, DNAPL, nonché benzine, gasolio, kerosene, oli lubrificanti, idrocarburi alogenati, composti organici non alogenati, IPA, radionuclidi (Cs137, Sr90, Co60, Ur), e sostanze esplosive.

7.2.5 Flottazione

La flottazione è una tecnica mutuata da processi per il trattamento dei minerali e applicata al risanamento di sedimenti o suoli contaminati.

Per separare il solido dal liquido, un fluido (in genere un gas e, in particolare, aria) viene fatto passare, con un moto dal basso verso l'alto, attraverso la torbida: le particelle idrofobe tendono a legarsi alle bolle d'aria e sono trasportate via dalle bolle stesse. Per contro le particelle idrofile non risentono del passaggio delle bolle d'aria. L'aggiunta di additivi all'acqua può potenziare le caratteristiche delle particelle evidenziando la loro idrofobicità o idrofilicità.

Diversi fattori possono essere isolati come responsabile di differenti efficienze di rimozione: la distribuzione del metallo nelle differenti fasi geochimiche, la ripartizione dei metalli nelle diverse frazioni granulometriche e la presenza di materia organica (acidi umici).

Le tecniche di estrazione sequenziale dei metalli possono aiutare per selezionare la procedura di flottazione più adeguata, infatti i processi di flottazione vengono spesso anticipati da un pretrattamento chimico al fine di trasferire i metalli pesanti associati alle diverse specie chimiche (ossidi, minerali argillosi, materia organica...) ad una unica forma chimica altamente flottabile (Vanthuyne et al., 2003).

La flottazione applicata in scala reale è spesso combinata con altri processi di separazione fisica, ad esempio trattamenti con idrocicloni, e viene usata come una tecnica dedicata alla più piccola frazione sabbiosa (Mosmans et al., 1999).

7.3 TRATTAMENTI BIOLOGICI

I trattamenti biologici si basano sulla ossidazione biologica della sostanza organica biodegradabile da parte di particolari microrganismi. Tale tecnologia sfrutta la capacità di funghi, batteri ed enzimi di degradare composti organici complessi, quali PCB e pesticidi, in forme più semplici e caratterizzate da una minore complessità. Anche i processi biologici originano flussi residuali (acque di processo, fanghi, emissioni in aria) che devono essere ulteriormente trattate a monte dello smaltimento finale. Tra i trattamenti biologici ci sono:

- *bioreattori*;
- *biopile*;
- *landfarming*;
- *compostaggio*;
- *bioremediation in CFD(cassa di colmata)*;
- *phytoremediation*;
- *bioaugmentation/cometabolismo*.

Con il termine *bioremediation* si intende l'insieme dei trattamenti nel quale processi biologici sono utilizzati per degradare o trasformare i contaminanti in forme non tossiche o in ogni caso meno tossiche di quelle di partenza. La degradazione di sostanze naturali nei suoli e nei sedimenti fornisce il cibo necessario allo sviluppo della popolazione microbica in tali mezzi, le tecnologie di *bioremediation* sfruttano questi processi naturali per incrementare la produzione enzimatica e la crescita microbica, necessarie per convertire i contaminanti in prodotti finali non tossici. La struttura chimico-fisica dei composti organici influenza l'abilità dei microrganismi ad utilizzarli come fonte di cibo.

La biodegradazione può avvenire sia per via aerobica che per via anaerobica. I processi aerobici generalmente procedono più velocemente e danno luogo ad un'ossidazione più completa rispetto a quelli anaerobici. Alcuni composti (ad es: PCB con maggior numero di molecole di cloro) però possono essere degradati solo da microrganismi anaerobici. La degradazione per via aerobica si è dimostrata la più efficace nella riduzione dei contaminanti alifatici (ad es: esano) e degli idrocarburi aromatici del petrolio (ad es: benzene, naftaline) tipicamente presenti nelle benzine e nei combustibili diesel (El Fantroussi *et al.*, 2006). La degradazione per via anossica, anaerobica e cometabolica, invece, è frequentemente applicata per il trattamento di sedimenti contaminati da composti clorurati.

Uno dei principali vantaggi della *bioremediation* è che le caratteristiche fisiche e chimiche di base dei sedimenti trattati sono del tutto analoghe a quelle dei sedimenti in alimentazione, consentendo un'ampia gamma di possibilità di reimpiego per il materiale trattato.

L'utilizzo di processi di tipo biologico è considerato un sistema efficiente ed economicamente conveniente per il trattamento di sedimenti contaminati. Tali processi sono principalmente basati sull'attività di microrganismi o piante che utilizzano, trovando un substrato di crescita favorevole, i contaminanti presenti nei sedimenti come fonte di nutrimento ed energia e possono avvenire in modo spontaneo (attenuazione naturale), oppure essere promossi attraverso l'apporto di ossigeno

(nel caso di processi di tipo aerobico) e nutrienti. Nell'applicazione di tecniche di tipo biologico può essere previsto anche l'utilizzo di microrganismi "alloctoni", isolati in laboratorio, per la degradazione di uno specifico contaminante. E' questo il caso delle tecniche di *bioaugmentation*. Possono essere inoltre utilizzati gli enzimi prodotti dal metabolismo di un substrato a parte dei microrganismi per degradare i contaminanti (cometabolismo).

La degradazione biologica può essere mediata anche dalle piante (*phytoremediation*). Esistono, infatti, diverse tipologie di piante in grado di accumulare e/o degradare i contaminanti.

I parametri chiave che determinano l'efficacia/efficienza di un trattamento di tipo biologico sono:

- la conducibilità idraulica dei sedimenti che controlla la distribuzione di ossigeno e nutrienti;
- la biodegradabilità dei contaminanti che determina la velocità e l'efficacia di degradazione degli stessi da parte dei microrganismi;
- l'ubicazione della contaminazione all'interno degli strati di sedimenti.

I trattamenti di tipo biologico sono generalmente più efficaci in mezzi a permeabilità medioalta, ma, in alcuni casi, in particolare per la degradazione anaerobica e/o anossica, si possono ottenere buoni risultati anche in sedimenti meno permeabili di matrice argillosa o limosa. In generale in corrispondenza di una granulometria più fine saranno richiesti tempi di trattamento più lunghi.

La biodegradabilità di un contaminante rappresenta la sua capacità di essere metabolizzato (o cometabolizzato) da microrganismi ed è condizionata dalla struttura e dalle caratteristiche fisico-chimiche del contaminante stesso (ad es: solubilità in acqua, coefficiente di partizione ottanolo/acqua, ecc.). I composti organici altamente solubili con basso peso molecolare tenderanno ad essere degradati più rapidamente dei composti poco solubili ad elevato peso molecolare.

La bassa solubilità in acqua dei composti maggiormente complessi li rende, infatti, meno biodisponibili ai microrganismi. Di conseguenza le molecole più grandi e più complesse (ad es: PCE, TCE, ecc) possono essere degradate più lentamente o, addirittura, essere recalcitranti alla degradazione per via biologica.

La profondità alla quale si trova la contaminazione all'interno del sedimento, è un altro fattore limitante dell'efficienza/efficacia di trattamento. In caso di degradazione per via aerobica, l'ossigeno può reagire con il Fe disciolto nella fase liquida del sedimento (Fe(II)) e formare precipitati insolubili (ossidi di Ferro). Questi precipitati possono quindi depositarsi nelle porosità riducendo sensibilmente la permeabilità del sedimento. Anche valori estremi di pH (inferiori a 5 o superiori a 10) sono generalmente poco favorevoli allo sviluppo dell'attività microbica. Tipicamente, l'attività microbica ottimale si ha in condizioni di pH prossime alla neutralità (range 6-8), anche se il pH ottimale per l'attività microbica è sito-specifico. Poiché i microrganismi indigeni hanno una spiccata capacità di adattamento alle condizioni naturali, è possibile che aggiustamenti artificiali di pH, anche di una o due unità verso la condizione neutrale, possano portare ad una complessiva inibizione dell'attività biologica.

L'apporto di nutrienti per mantenere un'adeguata popolazione batterica può rendersi inutile se i sedimenti contengono una quantità adeguata di N e P. L'apporto di donatori di elettroni (ad es: glucosio o metano) o accettori terminali di elettroni (ad es: ossigeno o perossido di idrogeno), l'aggiunta di tensioattivi per incrementare la biodisponibilità dei contaminanti sono forme di biostimolazione dell'attività microbica.

In alcuni casi i microrganismi autoctoni di un sito contaminato possono non essere in grado di degradare e mineralizzare in modo completo i contaminanti a causa della loro scarsa numerosità o della scarsa specificità per alcuni contaminanti. Infatti, è frequente il caso in cui il contaminante è costituito in realtà da una miscela di contaminanti che può essere degradata solo da una combinazione di microrganismi ("consorzio"). In tali casi il trattamento biologico può richiedere una *bio-augmentation* ovvero l'inoculo dei sedimenti contaminati con popolazioni di microrganismi specializzati. Generalmente gli interventi di *bioaugmentation* includono l'inoculo di ceppi batterici preadattati, l'aggiunta di consorzi preadattati, l'aggiunta di batteri geneticamente modificati, il trasferimento di geni rilevanti per la biodegradazione all'interno di microrganismi autoctoni. L'applicabilità e i limiti di questo tipo di interventi dovrebbero essere testati in condizioni

comparabili a quelle dell'eventuale intervento (ad es: mesocosmo o scala pilota dopo aver effettuato studi in microcosmo).

7.3.1 BioReattori

Si tratta di una tecnologia ancora in fase di studio, della quale si hanno numerose applicazioni pilota, ma solo poche installazioni vere e proprie. I materiali a granulometria fine sono i più adatti per questi trattamenti, dato che possono facilmente essere mantenuti in sospensione; infatti, in un reattore bioslurry la fanghiglia sedimento-acqua (contenuto di solidi 15-40%) è continuamente miscelata con opportuni nutrienti sotto condizioni controllate. Il trattamento aerobico è il più impiegato, esso prevede l'insufflazione di aria o di altre fonti di ossigeno, possono ottenersi però anche condizioni anaerobiche o una successione di stadi aerobici e anaerobici, secondo il tipo di processo.

Viene di norma prevista un'unità di controllo delle emissioni dato che molti contaminanti volatilizzano durante la fase di miscelazione e/o di aerazione.

Normalmente si tratta di sistemi che lavorano in condizioni *batch*, con tempi di residenza di 2-12 settimane, al termine delle quali i solidi vengono separati dall'acqua e opportunamente stoccati.

Reattori bioslurry sono stati utilizzati con successo, a scala di laboratorio, per il trattamento di sedimenti contaminati da IPA e PCBs provenienti dalla Laguna di Venezia (Saponaro e Bonomo, 2003). Gli stessi studi hanno dimostrato come l'efficienza di rimozione della tecnologia non viene influenzata da fattori caratteristici quali pH, salinità, concentrazione di metalli pesanti, aggiunta di macronutrienti (Saponaro e Bonomo, 2003).

7.3.2 Biopile

In condizioni ottimali, i microorganismi indigeni usano gli idrocarburi come una fonte di cibo e convertono in anidride carbonica e acqua (mineralizzazione) oppure in composti intermedi meno tossici.

Le biopile sfruttano i processi di *bioremediation* per bonificare sedimenti contenenti idrocarburi.

Questi sistemi consistono di un sistema di aerazione per fornire ossigeno ai microbi, un sistema di iniezione/irrigazione per fornire nutrienti e cometaboliti e un sistema di raccolta del percolato per tenere sotto controllo l'eccesso di umidità proveniente dalla pila. Un confinamento superficiale protegge la pila da eventi meteorici e previene la diffusione di contaminanti. I tempi di bonifica possono dipendere dalla concentrazione iniziale di idrocarburi, nutrienti, temperatura.

Ad intervalli prefissati, può essere molto utile monitorare alcuni parametri, assieme alle concentrazioni dei contaminanti. Questo facilita la degradazione e guida eventuali aggiustamenti per ottimizzare la bonifica.

Le biopile possono essere temporanee o permanenti. Il sedimento può essere pretrattato prima di essere disposto nella pila, in particolare se sono presenti materiali grossolani, questi possono essere rimossi da un vaglio. Possono essere aggiunti fertilizzanti (azoto e fosforo), compost o sabbia (per incrementare la porosità) e carbonato di calcio (per alzare il pH).

Il sedimento dragato (rimosso il pietrisco) è messo poi su un letto preparato. Il letto è preparato attraverso lo spandimento di uno strato non contaminato di 30 cm. sopra una superficie impermeabile. Tubazioni perforate sono posizionate sullo strato di sedimento ad intervalli regolarmente spaziate. Uno strato di ghiaia di solito si mette sopra le tubazioni, e il sedimento dragato è preparato e collocato in pile alte da 240 a 360 cm. (FRTR, 2007)

Il sistema di tubazioni perforate aera la pila soffiando o aspirando aria. Il metodo preferito è l'aspirazione in modo tale da poter effettuare il controllo e l'eventuale abbattimento degli offgas soprattutto se tra i contaminanti sono presenti sostanze volatili con BTEX ed idrocarburi alifatici (alogenati e non) a catena corta. In genere si implementa un sistema di trattamento a carboni attivi.

Il contenuto di umidità all'interno della pila è mantenuto attraverso un sistema di irrigazione (irrigazione a goccia o con innaffiatori a getto). Nutrienti liquidi possono essere forniti al top della pila e lasciati percolare per tutto lo spessore del sedimento. Alternativamente, alcuni nutrienti solidi

(fertilizzanti) possono essere mescolati con il sedimento scavato prima della costruzione della pila, aggiunta alla pila durante la realizzazione o può essere cosparso sulla superficie della pila una volta che essa è stata completata.

Un sistema di raccolta permette di raccogliere il percolato in serbatoi di stoccaggio che poi possono essere reiniettati sulla pila attraverso il sistema di irrigazione.

7.3.3 Landfarming

Consiste in unità di trattamento confinate (costruzioni, serbatoi, ...) in cui i sedimenti, miscelati con opportuni ammendanti, vengono collocati. La chiusura di tali unità protegge il materiale dalle precipitazioni e dai cambiamenti di temperatura, consente il controllo dell'umidità, consente di controllare le emissioni di sostanze volatili e la lisciviazione dei contaminanti.

Lo strato di sedimenti trattato ogni volta è di circa 15-20 cm e la sua regolare coltivazione, l'aggiunta di nutrienti ed in alcuni casi inoculi di batteri, sono pratiche normalmente richieste per ottimizzare le condizioni per una rapida biodegradazione.

7.3.4 Compostaggio

Il compostaggio è un processo biologico controllato nel quale i contaminanti organici sono convertiti dai microrganismi (in condizioni aerobiche e anaerobiche) in innocui prodotti di reazione. Tipicamente, condizioni termofile (da 54 °C a 65 °C) devono essere mantenute (FRTR 2007).

L'incremento di temperatura sono il risultato del calore prodotto dai microrganismi durante la degradazione del materiale organico nel sedimento. Nella maggior parte dei casi, questo è realizzato attraverso l'uso di microrganismi indigeni. I sedimenti sono mescolati con ammendanti organici, come trucioli di legno, cortecce, paglia, che vengono aggiunti ai sedimenti per assorbirne l'umidità, aumentarne la porosità e per fornire una fonte di carbonio degradabile.

La massima efficienza di degradazione si realizza attraverso il mantenimento dell'ossigenazione, irrigazione e monitorando spesso il contenuto di umidità e la temperatura.

Le tecniche di compostaggio normalmente impiegate sono i cumuli statici aerati, cumuli rivoltati e reattori chiusi. Quando la volatilizzazione dei contaminanti risulta pericolosa si provvede a chiudere l'aria di compostaggio o ad aspirare l'aria dai cumuli in maturazione.

L'uso del compostaggio nel trattamento dei sedimenti ne aumenta la permeabilità e consente un più efficace trasferimento dell'ossigeno e dei nutrienti ai microrganismi.

I cumuli rivoltati di sono considerati come l'alternativa che più economica ma con lo svantaggio di avere un maggior grado di emissione di off-gas.

7.3.5 Bioremediation in CDFs (Confined Disposal Facilities)

Una vasca di colmata è una struttura ingegneristica per il contenimento di materiale dragato. Le vasche racchiudono l'area di accumulo dei sedimenti sopra il livello del mare, isolando il materiale dragato dalle acque.

Il confinamento di sedimento dragato contaminato che pone un rischio sanitario-ambientale non accettabile è riconosciuto come un problema a causa della diminuzione di disponibilità volumetriche di discariche controllate e dei costi connessi.

L'estensivo accumulo di sedimenti contaminati particolarmente nelle aree portuali industrializzate richiede il confinamento di grandi quantità di materiale dragato contaminato. Lo stoccaggio in vasca di colmata è relativamente economico se confrontato con qualsiasi tecnica di bonifica off-site.

La progettazione di una vasca di colmata è strettamente sito specifica, secondo la natura e il potenziale ammontare dei sedimenti e seconda dell'utilizzo progettato una volta esaurita la volumetria della colmata. I confinamenti in acqua sono costituiti da strati con pietrisco esterno a granulometria inferiore verso l'interno fino ad arrivare alle sabbie. Alcune vasche di colmata incorporano dei fogli di acciaio.

Le vasche di colmata (o CDFs) possono essere impiegate come unità di trattamento per la biodegradazione dei sedimenti, ciò è possibile anche se, la grandezza del CDF e la profondità dei sedimenti (1,5 - 5 m), possono impedire un buon controllo delle condizioni del processo.

L'ossigeno, i nutrienti e gli altri additivi vengono introdotti nel CDF proprio come se si trattasse di un reattore biologico e in esso avviene la degradazione dei contaminanti organici; ciò costituisce una valida alternativa al solo stoccaggio in una normale vasca di colmata.

7.3.6 Phytoremediation

La *phytoremediation* o fitodepurazione consiste nell'uso delle piante per rimuovere, contenere o rendere innocui contaminanti ambientali. Tale definizione si applica a tutti i processi biologici, chimici e fisici che sono influenzati dalle piante e che contribuiscono alla bonifica e al recupero di ambienti o matrici contaminati. Nel campo della bonifica dei siti contaminati, le piante possono essere utilizzate sia per mineralizzare ed immobilizzare composti organici tossici nella zona radicale, che accumulare e concentrare metalli ed altri composti inorganici estratti dal suolo nella porzione aerea. Tale tecnica risulta essere spesso più conveniente da un punto di vista economico e, soprattutto, di minore impatto ambientale.

La *phytoremediation* si basa in particolare su alcuni processi naturali:

- Fitoestrazione: piante ad elevata capacità di accumulo estraggono i contaminanti dal suolo e li concentrano nelle radici e nella porzione aerea, che può essere raccolta una volta raggiunta una condizione di equilibrio tra pianta e substrato esterno, in corrispondenza della quale cessa l'assorbimento;
- Rizofiltrazione: processo specifico per le acque con percolati; utilizza piante iperaccumulatrici ad apparato radicale particolarmente diffuso, in grado di assorbire e concentrare i metalli nelle radici, nonché di promuovere la precipitazione a seguito di processi di essudazione di fosfati;
- Fitodegradazione: consiste nella trasformazione di molecole organiche complesse in molecole semplici e nell'eventuale accumulo dei cataboliti non tossici nei tessuti vegetali;
- Fitostabilizzazione: produzione di composti chimici da parte della pianta, in grado di tollerare elevati livelli di metalli, che immobilizzano i contaminanti all'interfaccia radice-suolo;
- Fitostimolazione o biodegradazione rizosferadipendente: consiste nello stimolo della degradazione microbica attraverso il rilascio di essudati carboniosi ed enzimi nella rizosfera;
- Fitovolatilizzazione: trasformazione di alcuni metalli e di alcune sostanze organiche contaminanti in forme chimiche volatili, che vengono quindi rilasciate in atmosfera.

La capacità delle piante usate nella fitoestrazione di iperaccumulare metalli sembra essere un acclimatemento ecofisiologico allo stress ed una delle manifestazioni di resistenza ai metalli.

La pianta tal quale può arrivare a contenere il metallo fino a concentrazioni di alcune unità percentuali. La biomassa contaminata raccolta deve essere smaltita come rifiuto pericoloso o, se incenerita, può essere sfruttata per recuperare i metalli.

Sono state finora utilizzate diverse tipologie di piante nella fitoestrazione: specie arboree, alcune specie erbacee e coltivazioni specifiche.

La *phytoremediation* è stata finora applicata in studi di campo o di laboratorio su diversi tipi di contaminanti: metalli pesanti, radionuclidi, solventi clorurati, IPA, pesticidi, nutrienti, tensioattivi.

Le migliori condizioni di applicabilità di tale tecnologia si hanno nel caso di contaminazione del suolo superficiale, nonché di poco lisciviabili e che non possono di conseguenza migrare verso altri comparti ambientali, quali le acque di falda. In particolare, tali trattamenti si applicano a siti con contaminazione di livello medio-basso estesa su vaste aree.

Tale tecnologia di bonifica è ancora a livello di ricerca e di limitati studi pilota e le attuali stime sui costi variano quindi fortemente. Nel valutare i costi non vanno trascurati quelli relativi al trattamento e allo smaltimento finale della biomassa generata, soprattutto nel caso di metalli tossici e radionuclidi.

7.4 COSTI DELLE TECNOLOGIE DI BONIFICA

Il costo dell'applicazione di un trattamento di bonifica è variabile e determinato da numerosi fattori legati alla qualità dei sedimenti, caratteristiche chimico-fisiche, rendimento del processo, specifiche caratteristiche del sito in esame, anche logistiche, presenza di fonti di energia, qualità dei rifiuti residui, ecc. Inoltre molti trattamenti sono stati finora applicati nella bonifica dei suoli e non dei sedimenti. Questo fa sì che la determinazione corretta del costo dell'applicazione dei trattamenti di bonifica ai sedimenti deve essere fatta in modo sito specifico. Per una prima analisi, però, possono essere considerati i costi o gli intervalli di costi che si trovano in letteratura, riferiti ai più diffusi trattamenti di bonifica.

In genere, i costi si riferiscono a tonnellata per materiale secco e a metro cubo di materiale presente *in situ*. I costi sono da intendersi al netto degli oneri per l'occupazione della superficie a terra, per il conferimento in discarica del materiale non riutilizzabile ed eventuali profitti derivanti dal riutilizzo di prodotti riciclabili.

Di seguito sono riportati i costi indicativi di alcuni trattamenti di bonifica applicati ai suoli e ai sedimenti (Tabelle 7.1 e 7.2).

Tabella 7.1 Tabella comparativa dei costi per i vari tipi di trattamento di bonifica applicati generalmente ai suoli. Alcune tecnologie qui riportate potrebbero essere adattate alla bonifica di sedimenti contaminati. *Fonte: CNR-IDPA Università Cà Foscari, Progetto RISED*

Trattamento	Costo	Fonte	Note
Soil washing	78-156 euro/t in USA 20-98 euro/t in Europa # 30-195 euro/t	USEPA e ⁸ FTR, 1997 # METEA-University of Bari Aggiornato al 2006	
Soil washing, siti di piccole dimensioni	146,5 euro/m ³ ⁹ 122,08 euro/t	FTR 2006	
Soil washing, siti di grandi dimensioni	54,85 euro/m ³ ² 45,71 euro/t ^o 300-330 euro/t	FTR 2006 ^o MASTERPLAN, Regione Veneto, 2004	^o La variazione di costo è dovuta alla presenza di composti alogenati. Sui costi incidono: quantità dei rifiuti, limite di concentrazione degli inquinanti da ottenere, profondità della contaminazione, concentrazione iniziale degli inquinanti, caratteristiche dei suoli, preparazione del sito, caratteristiche dei rifiuti residui
Sistema a circolazione d'acqua	10-60 euro/t	MASTERPLAN, Regione Veneto, 2004	Rendimento elevato, ma non sempre termini di legge raggiunti. Non applicabile in presenza di PCB, diossine, furani e/o metalli in tracce.
Bioventing	60 euro/m ³ ² 50 euro/t	MASTERPLAN, Regione Veneto, 2004	Rendimento generalmente elevato in combinazione con SVE (soil vacuum extraction). Non applicabile in presenza di PCB, diossine, furani e/o metalli in tracce.

⁸ FTR = Federal Remediation Technology Roundtable, US Army

⁹ la densità media apparente del suolo è 1.2 tonnellate/m³

Trattamento	Costo	Fonte	Note
Land farming	45-75 euro/t in presenza di composti alogenati; 30-50 euro/t se i composti alogenati sono assenti	MASTERPLAN, Regione Veneto, 2004	Rendimento elevato, ma non sempre termini di legge raggiunti. Non applicabile né in presenza di diossine, furani e/o metalli in tracce né per materiali costituiti prevalentemente da ceneri e fanghi. Nel landfarming in situ, le condizioni ambientali assumono un peso rilevante. Tempistiche di trattamento dai 3 ai 9 mesi
Compostaggio	Come per landfarming		
Bio-Pile	60-90 euro/t in presenza di composti alogenati; 40-65 euro/t se i composti alogenati sono assenti	MASTERPLAN, Regione Veneto, 2004	Rendimento elevato, non sempre termini di legge raggiunti. Non applicabile in presenza di diossine, furani e/o metalli in tracce e per materiali costituiti prevalentemente da ceneri e fanghi. Tempistiche di trattamento dai 3 ai 9 mesi. Sui costi incidono: quantità dei rifiuti, limite di concentrazione degli inquinanti da ottenere, profondità della contaminazione, concentrazione iniziale degli inquinanti, caratteristiche dei suoli, preparazione del sito, caratteristiche dei rifiuti residui
Bioremediation Slurry Phase	45-75 euro/t per terreni contaminati da composti non alogenati; 65-110 euro/t per terreni contaminati da composti alogenati.	MASTERPLAN, Regione Veneto, 2004	Tempistica: da un minimo di 60 giorni a 3 anni. Rendimento generalmente elevato, ma non sempre si raggiungono i limiti di legge. Non applicabile a terreni inquinati da metalli in tracce e da cianuri. Sui costi incidono: quantità dei materiali da trattare, limite di concentrazione degli inquinanti da ottenere, profondità della contaminazione, concentrazione iniziale degli inquinanti, caratteristiche dei rifiuti residui <u>I costi includono il pre-processo ed escludono gli scavi e la successiva destinazione dei materiali trattati</u>
Trattamenti termici: Estrazione con vapore	30-130 euro/m ³ ² 25-108,33 euro/t	MASTERPLAN, Regione Veneto, 2004	La tempistica è funzione delle quantità di inquinanti e di terreno da trattare. Non ha una buona efficienza alle basse concentrazioni ed in suoli limosi e argillosi. Sui costi incidono: quantità dei rifiuti, limite di concentrazione degli inquinanti da ottenere, profondità della contaminazione, concentrazione iniziale degli inquinanti, caratteristiche dei suoli, preparazione del sito, caratteristiche dei rifiuti residui

² la densità media apparente del suolo è 1.2 tonnellate/m³

Trattamento	Costo	Fonte	Note
Trattamenti termici: riscaldamento a radiofrequenze	30-130 euro/m ³ 2 ² 25-108,33 euro/t	MASTERPLAN, Regione Veneto, 2004	La tempistica è funzione delle quantità di inquinanti e di terreno da trattare. Non ha una buona efficienza alle basse concentrazioni ed in suoli limosi e argillosi. Sui costi incidono: quantità dei rifiuti, limite di concentrazione degli inquinanti da ottenere, profondità della contaminazione, concentrazione iniziale degli inquinanti, caratteristiche dei suoli, preparazione del sito, caratteristiche dei rifiuti residui
Trattamenti termici: vetrificazione in situ	140-425 euro/m ³ secondo alcuni studi 2 ² 116,67-354,17 euro/t secondo altri studi 300-600 euro/t. Per il processo ex situ costi attorno ai 700 euro/t. nel caso di terreni contaminati da diossine e furani i costi variano tra 750-800 euro/t	MASTERPLAN, Regione Veneto, 2004	Le rese sono molto elevate, sebbene per elementi come Hg, As e Cd ci sia il passaggio nei fumi che devono poi essere abbattuti. Il contenuto in Si e Al deve essere sufficiente per garantire la vetrificazione. Non devono essere presenti rottami metallici che possono costituire vie preferenziali per la corrente applicata. Ciò che influisce sui costi finali è il costo dell'energia elettrica impiegata, la percentuale di acqua nel suolo, il volume da trattare, la profondità ed il programma analitico richiesto.
Trattamenti termici: desorbimento termico	50-200 euro/t se terreni contaminati da composti alogenati volatili 200-250 euro/t se terreni contaminati da composti alogenati semivolatili	MASTERPLAN, Regione Veneto, 2004	Sui costi incidono: quantità dei rifiuti, limite di concentrazione degli inquinanti da ottenere, profondità della contaminazione, concentrazione iniziale degli inquinanti, caratteristiche dei suoli, caratteristiche dei rifiuti residui, tipo pre-processo. Non è efficiente per inquinanti organici e non è molto adatto per terreni troppo umidi.
Trattamenti termici: termodistruzione	600 euro/t, che possono salire a 1500-1700 euro/t se tra i contaminanti sono presenti PCB, diossine e furani.	MASTERPLAN, Regione Veneto, 2004	Sui costi incidono: quantità dei rifiuti, limite di concentrazione degli inquinanti da ottenere, profondità della contaminazione, concentrazione iniziale degli inquinanti, caratteristiche dei suoli, caratteristiche dei rifiuti residui, ammontare dei residui nei rifiuti tipo pre-processo. La tempistica è in relazione con la quantità di materiale da trattare e dalla potenzialità dell'impianto. Non molto adatto per terreni contaminati da Cr . Se non è prevista la vetrificazione, molti dei metalli in tracce rimangono nel suolo trattato con un aumento dei costi di gestione.

² la densità media apparente del suolo è 1.2 tonnellate/m³

Trattamento	Costo	Fonte	Note
Air sparging	20-200 euro/m ³ ²² 16,67-166,67 euro/t	MASTERPLAN, Regione Veneto, 2004	Sui costi incidono: preparazione del sito, caratteristiche dei suoli, limite di concentrazione degli inquinanti da ottenere, profondità della contaminazione, concentrazione iniziale dei contaminanti, costo di pre-trattamento, programma analitico richiesto. La tempistica varia da 2 a 24 mesi.. Non applicabile a tutti i contaminanti.
Soil flushing	75-250 euro/t	MASTERPLAN, Regione Veneto, 2004	Sui costi incidono: preparazione del sito, caratteristiche dei suoli, limite di concentrazione degli inquinanti da ottenere, profondità della contaminazione, concentrazione iniziale dei contaminanti, costo di pre-trattamento, caratteristiche dei rifiuti residui, quantità dei rifiuti. Altri fattori limitanti sono la capacità di scambio ionico del terreno, il contenuto di limi e argille e le possibili miscele complesse di inquinanti. Il trattamento può essere protratto per anni, con conseguenti costi.
Stabilizzazione e solidificazione	30-40 euro/t. 50 euro/t se contaminazione da Hg. Non applicabile in presenza di contaminanti organici	MASTERPLAN, Regione Veneto, 2004	Sui costi incidono: preparazione del sito, caratteristiche dei suoli, limite di concentrazione degli inquinanti da ottenere, profondità della contaminazione, concentrazione iniziale dei contaminanti, costo di pre-trattamento, caratteristiche dei rifiuti residui, quantità dei rifiuti, tipo pre-processo.
Elettrocinesi	200-325 euro/m ³ ² 166,67-270,83 euro/t 60-120 euro/m ³ ²² 50-100 euro/t	MASTERPLAN, Regione Veneto, 2004	Sui costi incidono: quantità di rifiuti, limite di concentrazione degli inquinanti da ottenere, profondità della contaminazione, concentrazione iniziale dei contaminanti, caratteristiche dei suoli, caratteristiche dei rifiuti residui, preparazione del sito. Non molto adatta per terreni con basso tenore di umidità.
Dealogenazione	250-750 euro/t in relazione al tipo di contaminante presente	MASTERPLAN, Regione Veneto, 2004	Sui costi incidono: quantità di rifiuti, limite di concentrazione degli inquinanti da ottenere, profondità della contaminazione, concentrazione iniziale dei contaminanti, caratteristiche dei suoli, caratteristiche dei rifiuti residui, preparazione del sito., costo di pre-trattamento
Solvent extraction	300-360 euro/t in relazione al tipo di contaminante presente	MASTERPLAN, Regione Veneto, 2004	Sui costi incidono: quantità di rifiuti, limite di concentrazione degli inquinanti da ottenere, profondità della contaminazione, concentrazione iniziale dei contaminanti, caratteristiche dei suoli, caratteristiche dei rifiuti residui, preparazione del sito., costo di pre-trattamento

² la densità media apparente del suolo è 1.2 tonnellate/m³

² la densità media apparente del suolo è 1.2 t/m³

Trattamento	Costo	Fonte	Note
Ossidazione chimica	800-1000 euro/t	MASTERPLAN, Regione Veneto, 2004	Sui costi incidono: quantità di rifiuti, limite di concentrazione degli inquinanti da ottenere, profondità della contaminazione, concentrazione iniziale dei contaminanti, caratteristiche dei suoli, caratteristiche dei rifiuti residui, preparazione del sito., costo di pre-trattamento. Assolutamente inefficace per contaminazioni da metalli pesanti e composti inorganici
Capping e isolamento a mezzo barriere sotterranee	10-20 euro/t	MASTERPLAN, Regione Veneto, 2004	Non applicabile per forti contaminazioni da materiali organici

Tabella 7.2 Tabella comparativa dei costi per i vari tipi di trattamento di bonifica di suoli e sedimenti contaminati. *Fonte: Università Cà Foscari – Progetto RISED*

Trattamento	Costo	Fonte	Note
³ Confinamento in discarica	10-75 euro/m ³ ⁴ 7,14-53,57 euro/t	ICRAM 2003	Dipende dalle tasse applicate in loco Il costo di investimento è dato dalla terra di copertura.
³ Disidratazione meccanica	7-42 euro/m ³ ⁴ 5-30 euro/t	ICRAM 2003	Il costo varia in funzione del tipo di installazione (fissa o mobile). Il costo di investimento è dato dai macchinari
³ Lagunaggio attivo	10-25 euro/m ³ ⁴ 7,14-17,90 euro/t	ICRAM 2003	Il costo di investimento è dato dall'uso di macchinari e dall'area disponibile.
³ Bioreattori	50-100 euro/m ³ ⁴ 35,70-71,40 euro/t	ICRAM 2003	Il costo di investimento è dato dai macchinari ma anche dai batteri che vengono utilizzati nel processo.
³ Stabilizzazione e/o immobilizzazione in situ	60-100 euro/m ³ ⁴ 42,90-71,43 euro/t	ICRAM 2003	Il costo di investimento è dato dai macchinari e dagli additivi utilizzati, che deve essere comunque ecocompatibile per evitare effetti tossici
³ Lavaggio	45-70 euro/m ³ ⁴ 32,14-50 euro/t con additivi chimici 10-20 euro/m ³ ⁴ 7,14-14,28 euro/t senza additivi chimici	ICRAM 2003	Il costo di investimento è dato dai macchinari e dagli additivi chimici che possono essere utilizzati nel lavaggio, che spesso costituiscono la più onerosa voce di spesa.
Confinamento in cassa di colmata o in discarica	63 euro/t	Muntoni, REMTECH 2007	Sedimenti e suoli
Stabilizzazione e la solidificazione	39-195 euro/t	Muntoni, REMTECH 2007	Sedimenti e suoli
Trattamenti biologici in fase slurry	195-624 euro/t	Muntoni, REMTECH 2007	Sedimenti e suoli

³I costi si intendono al netto degli oneri per l'occupazione della superficie a terra, per il conferimento in discarica del materiale non riutilizzabile ed eventuali profitti derivanti dal riutilizzo di prodotti riciclabili

⁴la densità media del sedimento lagunare è di 1.4 t/m³

Trattamento	Costo	Fonte	Note
Compostaggio	54-96 euro/t	Muntoni, REMTECH 2007	Sedimenti e suoli
Trattamenti di lavaggio - contaminanti organici	195-640 euro/t	Muntoni, REMTECH 2007	Sedimenti e suoli
Trattamenti di lavaggio - contaminanti inorganici	100-470 euro/t	Muntoni, REMTECH 2007	Sedimenti e suoli
Desorbimento termico	110-550 euro/t	Muntoni, REMTECH 2007	Sedimenti e suoli
Termodistruzione	390-1400 euro/t	Muntoni, REMTECH 2007	Sedimenti e suoli
Soil washing	55-450 euro/t	Muntoni, REMTECH 2007	Sedimenti e suoli
Sediment Washing	56-58,40 euro/m ³	Progetto Rised 2008	Sedimenti

8 OSSERVAZIONI E RACCOMANDAZIONI PER LA GESTIONE FUTURA DEI SEDIMENTI

8.1 OSSERVAZIONI

- I sedimenti hanno un ruolo fondamentale nel determinare la qualità e l'equilibrio complessivo dell'ecosistema lagunare e, in particolare, i sedimenti superficiali rappresentano la parte con maggiore rilevanza ambientale, poiché sono sede delle comunità bentoniche animali e vegetali e perché operano uno scambio continuo con le acque ed il biota attraverso complessi e dinamici processi di diagenesi precoce. Essi sono inoltre sede dei principali meccanismi di auto depurazione dell'ambiente lagunare, attraverso i fenomeni di adsorbimento degli inquinanti da parte delle particelle sedimentarie.
- Nel presente rapporto è stata presentata una sintesi delle conoscenze sui livelli di contaminazione dei sedimenti lagunari ed alla loro evoluzione fino a quasi dieci anni fa. Lo studio dell'evoluzione della contaminazione dei sedimenti nel corso del tempo mette in luce che dopo gli anni '70 c'è stata una diminuzione dell'inquinamento dei sedimenti che può essere correlata all'introduzione di limiti e divieti di scarico per le sostanze inquinanti e agli adeguamenti delle tecnologie industriali e di quelle mirate all'abbattimento dell'inquinamento nonché a processi di attenuazione naturale che andrebbero considerati e verificati.
- Va evidenziato che la distribuzione spaziale della contaminazione dei sedimenti superficiali non è omogenea: i sedimenti dei canali industriali di Porto Marghera e del centro storico presentano valori di contaminazione di ordini di grandezza superiore a quella dei sedimenti lagunari.
- La ricostruzione morfologica e, ove necessario, la bonifica dei sedimenti inquinati sono interventi fondamentali per contrastare il degrado della laguna di Venezia e riuscire a garantire uno stato di qualità buono dell'ecosistema lagunare, in linea con le direttive comunitarie e nazionali. Il ripristino morfologico necessita di avere a disposizione milioni di metri cubi di sedimenti "idonei". La sostenibilità dell'applicazione a scala adeguata di efficaci tecnologie di trattamento deve essere approfondita anche ricorrendo a sperimentazioni in campo delle migliori tecnologie disponibili a costi sostenibili e dimostrate efficaci internazionalmente, da associare agli interventi.
- La laguna di Venezia dal 1991 dispone di una normativa specifica per la gestione dei materiali provenienti dai dragaggi (L.360/91) a cui dal 1993 è associato un Protocollo d'Intesa recante "Criteri di sicurezza ambientale per gli interventi di escavazione trasporto e reimpiego dei fanghi estratti dai Canali di Venezia". Questo protocollo definisce tre classi di qualità (A, B, C) dei sedimenti derivanti dall'escavazione dei rii cittadini e dei canali lagunari, in base al loro grado di contaminazione, ai fini dell'individuazione delle ottimali pratiche di gestione e le diverse possibilità del loro impiego per la ricostruzione morfologica. La maggior parte dei sedimenti superficiali della laguna sono in classe B, pertanto, ai sensi delle procedure previste dal Protocollo '93, la maggior parte di essi non può essere utilizzata per la costruzione o la ricostruzione di barene, se non con particolari tecniche di contenimento.
- Il protocollo del 1993 prevedeva che fossero redatti degli studi sperimentali di dettaglio atti ad approfondire le conoscenze scientifiche sui possibili processi di interazione tra i sedimenti d'escavazione ed ambiente recettore con particolare riferimento alla speciazione chimica dei costituenti dei materiali, all'individuazione dei tassi di rilascio degli stessi in diverse condizioni di ossido-riduzione, al grado di tossicità acuta e cronica ed ai livelli di bioaccumulo a carico di organismi d'ambiente lagunare, ai tassi di rilascio di nutrienti per attività enzimatica, ai metodi di trattamento dei fanghi.
- Studi sperimentali di tossicità, biodisponibilità e geospeciazione dei metalli nei sedimenti, condotti da università ed enti scientifici, sembrano dimostrare, che la frazione facilmente a

disposizione di organismi che è la parte che determina l'effettiva tossicità dei sedimenti, generalmente è inferiore rispetto alla concentrazione totale presente, mettendo in evidenza che in molti casi i sedimenti di tipo A e B non differiscono in termini di ecotossicità e potrebbero essere utilizzati per la ricostruzione morfologica. Alle stesse conclusioni sono arrivati anche altri studi come ICSEL, SIOSED e HICSED.

- L'erosione della Laguna di Venezia è quantificabile, oggi, in una perdita netta di sedimenti che varia da 500.000 a 1.000.000 m³/anno e ciò comporta una perdita della diversità morfologica, che l'ha caratterizzata e la caratterizza. Il riutilizzo dei soli sedimenti di tipo A dragati nell'ambito della manutenzione dei canali lagunari e degli scavi dei lavori per le opere mobili alle bocche di porto, non è sufficiente a fornire la quantità di sedimenti necessaria per completare le opere di ripristino morfologico necessarie a garantire l'arresto e l'inversione del degrado lagunare, secondo gli attuali criteri. Questo rende necessario, quindi, individuare nuove fonti di approvvigionamento dei sedimenti anche attraverso l'ipotesi di riutilizzo dei sedimenti meno contaminati, previa l'applicazione di idonei trattamenti di risanamento.

8.2 RACCOMANDAZIONI

Alla luce del quadro di sintesi delineato nel presente rapporto, l'Ufficio di Piano nel suo ruolo istituzionale di organo di indirizzo alla programmazione e pianificazione della salvaguardia ambientale e socio-economica di Venezia e della sua laguna, esprime le seguenti raccomandazioni:

- per conservare e ripristinare la morfologia lagunare e migliorare la situazione ambientale della Laguna è indispensabile realizzare un piano generale di gestione dei sedimenti globalmente sostenibile che affronti anche la questione del trattamento dei sedimenti contaminati che pongono un reale rischio per l'ecosistema (acque, biota);
- si evidenzia la necessità che venga accertato l'attuale stato di contaminazione dei sedimenti di tutta la laguna, poiché, sia per effetto dei numerosi interventi realizzati in questi ultimi dieci anni che hanno ridotto gli apporti, sia per le modificazioni e dinamiche che interessano i sedimenti lagunari ed il fenomeno di attenuazione naturale, la situazione di contaminazione e di disponibilità alla cessione di inquinanti degli strati più superficiali potrebbe essere molto cambiata in questi dieci anni;
- è evidente la necessità di eseguire anche analisi di biodisponibilità, prove ecotossicologiche e analisi di rischio ecologico, nonché di approfondire gli studi sui flussi verticali nei sedimenti, al fine di determinare il reale rischio associato all'utilizzo dei sedimenti per la costruzione di strutture morfologiche anche in vista della possibile revisione del Protocollo '93 e nel rispetto della legislazione nazionale e comunitaria sulla tutela delle acque.
- considerata la necessità di approvvigionamento di sedimenti idonei per la ricostruzione morfologica si invita ad approfondire la possibilità di attivare dei trattamenti di risanamento ai milioni di metri cubi di sedimenti contaminati già stoccati all'Isola delle Tresse, anche mediante sperimentazioni ed impianti piloti, in modo da consentirne il riutilizzo a costi accettabili. Nella scelta delle tecniche di bonifica ai sedimenti si invita a privilegiare quelle che mantengono il più inalterate possibile le caratteristiche geo-mineralogiche dei sedimenti in modo da consentirne il riuso per la ricostruzione morfologica;
- la realizzazione di opere idrauliche e interventi diffusi nel territorio del "bacino scolante" e a Porto Marghera hanno ridotto significativamente gli apporti inquinanti in Laguna e, in questo contesto, il dragaggio e la bonifica dei sedimenti contaminati possono portare al superamento della contaminazione "storica" della Laguna. Si consideri la possibilità di applicare, dopo la rimozione della contaminazione "storica", un riutilizzo permanente a ciclo chiuso (closed-loop-recycling) dei sedimenti come già espresso da questo Ufficio nel documento "Gestione Sostenibile dei sedimenti dragati dai Canali di Navigazione" del 2006 nel caso in cui i materiali dragati in successive attività di manutenzione siano di qualità idonea e se queste verranno svolte

con la necessaria frequenza. Il sedimento dragato, infatti, potrebbe venire ricollocato direttamente sulle rive del canale, creando un riciclo permanente di sedimenti dal fondo alle rive del canale evitando anche l'erosione delle aree circostanti e con essa verrebbe ridotto anche il moto ondoso, costituendo un metodo alternativo all'uso corrente di strutture rigide in pietra usate per accrescere la resistenza ai fenomeni erosivi.

- considerato il problema della perdita netta di sedimenti della Laguna si invita ad approfondire il tema della gestione delle paratoie mobili per limitare la fuoriuscita dei sedimenti dalle bocche di Porto.

BIBLIOGRAFIA

- AA.VV., 2006. Atlante della Laguna – Venezia tra terra e mare, ed Marsilio
- S.E. Apitz, a. Barbanti, M.Bocci, A.Carlin; L.Montobbio, A.G.Bernstein, 2007 The sediments of the Venice Lagoon (Italy) Evaluated in a screening risk assessment approach: Part I – Application of International Sediment Quality Guidelines. Integrated Environmental Assessment and Management.
- S.E. Apitz, a. Barbanti, M.Bocci, A.Carlin; L.Montobbio, A.G.Bernstein, 2007 The sediments of the Venice Lagoon (Italy) Evaluated in a screening risk assessment approach: Part II – Lagoon Sediment Quality compared to hot spots, regional and international case studies. Integrated Environmental Assessment and Management.
- S.E. Apitz, a. Barbanti, A.G.Bernstein, M.Bocci, E.Delaney, L.Montobbio, 2007, The assessment of sediment screening risk in Venice Lagoon and other coastal areas using international Sediment Quality Guidelines. Journal of Soil and Sediments
- Argese E., Ramieri E., Bettiol C., Pavoni B., Chiozzotto E., Sfriso A., 1997. Pollutant exchange at the water/sediment interface in the Venice canals. Water, Air and Soil Pollution
- Argese E., Bettiol C., Gobbo L., Zonta R. V., 2000. Speciazione geochimica dei metalli pesanti nei sedimenti della laguna di Venezia. La ricerca scientifica per Venezia – Il sistema lagunare veneziano, vol II, tomo I
- Argese E., Bettiol C., Cedolin A., Bertini S., Delaney E., 2003. Speciation of heavy metals in sediments of the lagoon of Venice collected in the industrial area. Annali di chimica
- F.CORAMI, 2009, documentazione consegnata nell'audizione del 5.12.2008 all'Ufficio di Piano e Comunicazioni personali
- Commissario Delegato per l'Emergenza Socio Economico Ambientale relativa ai Canali Portuali di Grande Navigazione della Laguna di Venezia, 2005 Piano degli interventi urgenti per il ripristino della navigabilità dei canali portuali di Venezia
- Commissario Delegato per l'Emergenza Socio Economico Ambientale relativa ai Canali Portuali di Grande Navigazione della Laguna di Venezia, 2005 Determinazione dei volumi di sedimenti da dragare per la soluzione dell'emergenza
- Commissario Delegato per l'Emergenza Socio Economico Ambientale relativa ai Canali Portuali di Grande Navigazione della Laguna di Venezia, 2006 Documento di aggiornamento dei volumi
- ISPRA-ex ICRAM e MAV, 2004 Piano di caratterizzazione dei canali industriali inclusi nella perimetrazione del Sito di bonifica di Interesse Nazionale di Venezia (Porto Marghera).
- ISPRA-ex ICRAM documentazione consegnata nell'audizione del 5.12.2008 all'Ufficio di Piano
- Magistrato alle Acque di Venezia, 2004, Rapporti finali progetto "ICSEL"
- Magistrato alle Acque di Venezia, 2003,2005, Rapporti finali progetti "MELa"
- Magistrato alle Acque di Venezia, 2006, Rapporti finali progetto "DPSIR"
- Magistrato alle Acque di Venezia, 2008, Rapporti finali progetto "SIOSED"
- Magistrato alle Acque di Venezia, Corila2008, Rapporti intermedi e finali progetto "AGGIORNAMENTO DEL PIANO MORFOLOGICO"
- Magistrato alle Acque di Venezia, 2008, Rapporti progetto "HICSED"
- Rapin F., Nembrini G. P., Forstener U., Garcia J. I., 1983. Heavy metals in marine sediment phases determined by sequential chemical extraction and their interaction with interstitial water. Environmental Technology
- Regione del Veneto, 2004. Master Plan per la Bonifica dei Siti Inquinati di Porto Marghera**
- Scarponi G., Capodaglio G., Toscano G., Barbante C., Cescon P., 1995. Speciation of Lead and Cadmium in Antarctic Seawater: Comparison with areas Subject to Different anthropic Influence. Microchemical Journal
- Tessier A., Campbell P. G. C., Bisson M., 1979. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. Analytical Chemistry

Ufficio di Piano, 2008, Attività di Salvaguardia di Venezia e della sua Laguna: lo stato ecologico della Laguna – Rapporto Tematico

I COMPONENTI:

prof. Philippe F.J. BOURDEAU

dott. Maurizio CALLIGARO

ing. Roberto CASARIN

arch. Roberto CECCHI

prof. Paolo CESCO

prof. Francesco INDOVINA

dott. Gianfranco MASCAZZINI

prof. Ignazio MUSU

dott. Adriano RASI CALDOGNO

prof. Andrea RINALDO

prof. Maurizio RISPOLI

prof. Pier VELLINGA

Visto: IL COORDINATORE

prof. ing. Patrizio CUCCIOLETTA
