

Autorità Portuale di Augusta

**LAVORI DEL PRIMO STRALCIO E DEL SECONDO STRALCIO  
DELLA TERZA FASE DEL PORTO COMMERCIALE DI AUGUSTA  
- BANCHINE CONTAINERS -**

IMPRESE:



**Condotte** S.p.A.

Fondata il 7 aprile 1880

(MANDATARIA)



**PIACENTINI  
COSTRUZIONI** S.p.A.



**Cosedil** S.p.A.

(MANDANTI)

**PROGETTO ESECUTIVO DI FUSIONE ED INTEGRAZIONE DEL I E II STRALCIO**

3								
2								
1	070315	SECONDA EMISSIONE			GOLDER ASSOCIATES	E.D'ACCARDI	F.GIORDANO	
0	081114	PRIMA EMISSIONE			GOLDER ASSOCIATES	E.D'ACCARDI	F.GIORDANO	
REV.	DATA	EMISSIONE			RED.	VER.	APPR.	
PROGETTO		OPERA		TIPO ELAB.	N° ELAB.	REV.	SCALA:	
1 0 7 3		G E 0 0		E	0 0 1	B		

TITOLO ELABORATO:

**STUDI E RELAZIONI SPECIALISTICHE**

Studio Analisi di Rischio

PROGETTAZIONE:



(MANDATARIA)



**SIGMA INGEGNERIA s.r.l.**

Via della Libertà, 201/A  
90143 PALERMO  
Tel. 091/6254742 - Fax 091/307909  
C.F. e P.IVA 02639310826  
e-mail: sigmailngsrl@gmail.com



(MANDANTE)

RESPONSABILE DEL PROCEDIMENTO:  
**Geom. Venerando Toscano**



Novembre 2014

RELAZIONE

**Porto commerciale di Augusta  
- Realizzazione banchina  
Containers: interpretazione dei  
risultati di caratterizzazione  
dei sedimenti marini e analisi  
del rischio ecologico (ARE)**

Numero Relazione 1450830518/10252





## Indice

<b>1.0</b>	<b>INTRODUZIONE</b>	<b>1</b>
1.1	Contesto e obiettivi del lavoro	1
1.2	Le indagini pregresse	2
<b>2.0</b>	<b>METODOLOGIA</b>	<b>3</b>
2.1	Analisi dei risultati di caratterizzazione dei sedimenti marini	3
2.2	Classificazione dei sedimenti marini	3
2.3	L'analisi di rischio ecologico	4
<b>3.0</b>	<b>INTERPRETAZIONE DEI RISULTATI ANALITICI DI CARATTERIZZAZIONE AMBIENTALE</b>	<b>5</b>
3.1	Sintesi dei risultati della caratterizzazione ICRAM della Rada di Augusta	5
3.2	Analisi dei risultati di caratterizzazione	6
3.3	Classificazione dei sedimenti marini	22
<b>4.0</b>	<b>ANALISI DI RISCHIO ECOLOGICO</b>	<b>26</b>
4.1	Fase 1 – Formulazione del problema	26
4.1.1	Descrizione generale ambientale	26
4.1.2	Il destino ambientale dei contaminanti e meccanismi di trasporto	26
4.1.3	Identificazione degli scenari di esposizione potenziali	30
4.1.4	Confronto tra le concentrazioni misurate e i valori di riferimento per la tossicità	31
4.2	Fase 2 – Valutazione preliminare dei rischi	39
4.2.1	Approccio per ogni singola sostanza	39
4.2.2	Valutazione dei dati ecotossicologici	40
4.3	Fase 3 - Modello concettuale	42
4.3.1	Modello concettuale dello Scenario Attuale	43
4.3.1.1	Sorgenti di contaminazione	43
4.3.1.2	Percorsi di migrazione e vie di esposizione	43
4.3.1.3	Recettori	44
4.3.1.4	Probabilità di rischio	44
4.3.2	Modello concettuale dello Scenario Futuro 1	45
4.3.2.1	Sorgenti di contaminazione	46
4.3.2.2	Percorsi di migrazione e vie di esposizione	46
4.3.2.3	Recettori	48
4.3.2.4	Probabilità di rischio	48



4.3.3	Modello concettuale dello Scenario Futuro 2 .....	49
4.3.3.1	Sorgenti di contaminazione .....	49
4.3.3.2	Percorsi di migrazione e vie di esposizione .....	49
4.3.3.3	Recettori .....	51
4.3.3.4	Probabilità di rischio.....	51
<b>5.0</b>	<b>CONCLUSIONI E RACCOMANDAZIONI.....</b>	<b>53</b>
<b>6.0</b>	<b>RIFERIMENTI BIBLIOGRAFICI .....</b>	<b>55</b>

**TABELLE**

Tabella 1:	Contaminanti individuati e loro distribuzione .....	6
Tabella 2:	Classificazione dei sedimenti marini secondo le indicazioni del Manuale ICRAM .....	23
Tabella 3:	Confronto tra le concentrazioni misurate e il valore di riferimento per la tossicità .....	32
Tabella 4:	Calcolo preliminare dei rischi.....	39
Tabella 5:	Test ecotossicologici condotti su elutriato .....	41
Tabella 6:	Test ecotossicologici condotti su sedimento tal quale .....	41
Tabella 7:	Risultati dei test ecotossicologici condotti sull'elutriato .....	41
Tabella 8:	Risultati dei test ecotossicologici condotti sul sedimento.....	42

**FIGURE**

Figura 1:	Fase I - Punti di prelievo dei sedimenti marini nelle aree di completamento prossime all'area di studio.....	5
Figura 2:	Fase II - Punti di prelievo dei sedimenti marini nelle aree prossime all'area di studio .....	5
Figura 3:	Distribuzione dei contaminanti nei sedimenti - Livello 0-50 cm .....	11
Figura 4:	Concentrazione degli idrocarburi pesanti nei sedimenti (profondità 0-50 cm).....	12
Figura 5:	Concentrazione dei policlorobifenili nei sedimenti (profondità 0-50 cm).....	12
Figura 6:	Concentrazione degli idrocarburi policiclici aromatici nei sedimenti (profondità 0-50 cm).....	12
Figura 7:	Concentrazione del para-diclorodifeniltricloroetano nei sedimenti (profondità 0-50 cm) .....	12
Figura 8:	Concentrazione dell'esaclorobenzene nei sedimenti (profondità 0-50 cm) .....	13
Figura 9:	Concentrazione dei composti organo stannici nei sedimenti (profondità 0-50 cm) .....	13
Figura 10:	Concentrazione del tributilstagno nei sedimenti (profondità 0-50 cm).....	13
Figura 11:	Concentrazione del mercurio nei sedimenti (profondità 0-50 cm) .....	13
Figura 12:	Concentrazione del piombo nei sedimenti (profondità 0-50 cm) .....	14
Figura 13:	Concentrazione del rame nei sedimenti (profondità 0-50 cm).....	14
Figura 14:	Concentrazione dello zinco nei sedimenti (profondità 0-50 cm).....	14
Figura 15:	Distribuzione dei contaminanti nei sedimenti - Livello 50-100 cm .....	15
Figura 16:	Concentrazione degli idrocarburi pesanti nei sedimenti (profondità 50-100 cm).....	16
Figura 17:	Concentrazione del mercurio nei sedimenti (profondità 50-100 cm) .....	16





Figura 18: Distribuzione dei contaminanti nei sedimenti - Livello 100-150 cm .....	17
Figura 19: Concentrazione dei composti organo stannici nei sedimenti (profondità 100-150 cm).....	18
Figura 20: Concentrazione del mercurio nei sedimenti (profondità 100-150 cm) .....	18
Figura 21: Concentrazione del cadmio nei sedimenti (profondità 100-150 cm).....	18
Figura 22: Distribuzione dei contaminanti nei sedimenti - Livello 250-300 cm .....	19
Figura 23: Concentrazione del cadmio nei sedimenti (profondità 250-300 cm).....	20
Figura 24: Distribuzione dei contaminanti nei sedimenti - Livello 700-750 cm .....	21
Figura 25: Concentrazione del cadmio nei sedimenti (profondità 700-750 cm).....	22
Figura 26: Stralcio della Tabella 2.2 del manuale ICRAM-APAT per la movimentazione di sedimenti marini.....	22
Figura 27: Distribuzione delle classi di qualità dei sedimenti - Livello 0-50 cm .....	24
Figura 28: Distribuzione delle classi di qualità dei sedimenti - Livello 50-100 cm .....	24
Figura 29: Distribuzione delle classi di qualità dei sedimenti - Livello 100-150 cm .....	25
Figura 30: Distribuzione delle classi di qualità dei sedimenti - Livello 150-200 cm .....	25
Figura 31: Modello concettuale dello scenario attuale – assenza di intervento.....	45
Figura 32: Modello concettuale dello scenario 1 – soluzione progettuale iniziale: dragaggio dei sedimenti e bonifica dei sedimenti contaminati.....	48
Figura 33: Esempio di provile delle palancole metalliche .....	50
Figura 34: Modello concettuale dello scenario 2 – soluzione progettuale con cassa di colmata.....	52

## **APPENDICI**

### **APPENDICE A**

Risultati della caratterizzazione



## 1.0 INTRODUZIONE

Nell'ambito del Progetto Generale di "Realizzazione del Porto Commerciale di Augusta – Banchine container", la Golder Associates S.r.l. (di seguito Golder) è stata incaricata dalla società consortile a r.l. Megara Iblea, costituita dalla Società Italiana per Condotte d'Acqua spa, dalla Piacentini Costruzioni Spa e dalla Cosedil Spa, dell'interpretazione dei risultati analitici di caratterizzazione dei sedimenti marini dell'area di progetto e dell'elaborazione di un'analisi di rischio ecologico (di seguito ARE) finalizzata alla definizione della migliore scelta progettuale in termini di sostenibilità ambientale.

### 1.1 Contesto e obiettivi del lavoro

Il Progetto Generale del Porto Commerciale di Augusta prevede, nella sezione settentrionale della rada (Porto Megarese), l'ampliamento dei piazzali esistenti al fine di realizzare nuove banchine container. Tale sviluppo interesserà una superficie di circa 81.000 mq interamente a mare.

La caratterizzazione ambientale dell'area marina oggetto del progetto di ampliamento (APPENDICE A) ha evidenziato che nella maggior parte dei campioni sottoposti ad analisi (86,5% del totale dei campioni) non sono presenti contaminanti in concentrazione superiore ai relativi valori di intervento definiti dall'ICRAM ed ai valori limite indicati dal D.Lgs 152/2006 (tabella 1, colonna B allegato 5 alla parte IV). Sul totale dei 244 campioni analizzati solo nell'11,5% (28 campioni) è stata rilevata la presenza di contaminanti in concentrazione superiore ai relativi valori di intervento definiti dall'ICRAM ma inferiore ai valori limite indicati dal D.Lgs 152/2006. I contaminanti rilevati in questi campioni sono Policlorobifenili (PCB), Idrocarburi Policiclici Aromatici (IPA), Para-diclorodifeniltricloroetano (DDT), Esaclorobenzene ( $C_6Cl_6$ ), composti organostannici (Sn organico totale e Tributilstagno), metalli (Cd, Hg, Cu, Zn, Pb).

Il superamento dei valori limite indicati dal D.Lgs 152/2006 è stato rilevato nel 2% dei campioni (5 campioni) a causa della presenza di Idrocarburi pesanti con  $C>12$ .

Gli strati di sedimento interessati dalla presenza dei contaminanti elencati sopra sono, in generale, quelli più superficiali (circa il 50% dei campioni 0-50 cm) e riguardano le carote C3÷C5, C7÷C13, C15÷C18, C20, C25÷C27, C30, C31, C34, C36, C38, C46, C47.

Negli strati di sedimento più profondi rispetto ai primi 50 cm, ma compresi tra i 50 e i 150 cm, la contaminazione interessa un numero limitato di campioni (6%) e i contaminanti rilevati sono in numero inferiore rispetto agli strati più superficiali (Idrocarburi pesanti con  $C>12$ , composti organostannici e cadmio e mercurio). Le carote interessate dalla presenza di contaminanti a queste profondità sono C7, C12, C13, C17, C32 e C34.

Meno diffusa risulta essere la contaminazione degli strati più profondi in quanto oltre i 150 cm; i campioni interessati sono 2 (profondità 250-300 cm, carota C50; profondità 700-750 cm, carota C40) nei quali il contaminante presente è il cadmio.

- 1) Un primo obiettivo del lavoro consiste nell'analisi dei risultati chimico, fisici ed ecotossicologici della caratterizzazione ambientale dell'area di studio (realizzata da Treerre nel 2014) e nella successiva classificazione dei sedimenti ai sensi della metodica ICRAM-APAT (ICRAM, 2007).
- 2) Un secondo obiettivo dello studio è la comparazione, attraverso lo strumento dell'analisi del rischio ecologico<sup>1</sup> e alla luce dei risultati della caratterizzazione ambientale, di due differenti alternative progettuali per la realizzazione delle banchine containers. Le due alternative progettuali sono di seguito brevemente descritte.

■ Il Progetto Iniziale che prevede le seguenti attività:

- lo scavo subacqueo di 1 m di sedimenti con caratteristiche geotecniche non idonee per la preparazione del piano di posa delle opere previste a mare;
- il trasporto dei sedimenti a impianto di trattamento e/o confinazione in discarica;

<sup>1</sup> L'analisi di rischio ecologico (ARE) consiste in processo sistematico, globale e multidisciplinare di organizzazione ed analisi dei dati e delle assunzioni, finalizzato alla stima e valutazione della probabilità che si manifestino o meno effetti negativi sui recettori a rischio. L'approccio dell'ARE è brevemente descritto nel paragrafo 2.3



*Complessivamente le attività di dragaggio dovrebbero interessare oltre 130.000 mc di sedimento.*

- la posa di idoneo materiale proveniente da cava per il riempimento dei nuovi piazzali a mare e la realizzazione di banchine a giorno;
  - la realizzazione di una scogliera a delimitazione delle calate dei nuovi piazzali containers;
  - il completamento dell'opera tramite la posa di elementi prefabbricati, il ricoprimento con tout-venent, uno strato in misto cementato, la realizzazione di canalette di drenaggio delle acque piovane, la costruzione della pavimentazione (lastre in cls), recinzioni e infrastrutture.
- Il Progetto con cassa di colmata, che prevede le seguenti attività:
- il confinamento dell'area dal lato mare e dal lato terra tramite l'infissione di palancole metalliche tipo Larssen (o equivalente) impermeabili, infisse nel substrato di argille grigio-azzurre presente nel fondo marino al di sotto del primo strato di sedimento di limi e argille;
  - il riempimento dei nuovi piazzali delimitati dalle palancole con materiale selezionato di cava;
  - il completamento dell'opera tramite la realizzazione dei pali trivellati e delle sovrastrutture di banchina, il ricoprimento con tout-venent, la realizzazione di canalette di drenaggio delle acque piovane, della pavimentazione, recinzioni e infrastrutture.

### 1.2 Le indagini pregresse

La rada di Augusta è compresa all'interno del Sito di Interesse Nazionale (SIN) di Priolo. L'area è stata oggetto di diversi studi ambientali nel corso dell'ultimo decennio. L'area di studio oggetto del progetto di realizzazione delle banchine container è ubicata nella sezione settentrionale della rada (Porto Megarese).

I dati considerati per la caratterizzazione dei sedimenti e la definizione dei modelli concettuali predisposti nell'ambito dell'ARE sono principalmente:

- ICRAM, Progetto preliminare di bonifica della rada di Augusta inclusa nel SIN di Priolo – Fase I e II Elaborazione definitiva – Giugno 2008. Il documento fornisce un quadro generale degli aspetti ambientali marini incluse le caratteristiche oceanografiche e la caratterizzazione dei sedimenti dell'intera Rada di Augusta. Nell'ambito del presente studio il documento ICRAM è stato utilizzato soprattutto nell'ambito del modello concettuale del sito per un inquadramento generale delle caratteristiche oceanografiche, floristiche e faunistiche dell'area di studio.
- Treerre, Caratterizzazione ambientale dei sedimenti marini – Settembre 2014. Lo studio è focalizzato sui fondali dell'area di appalto (settore settentrionale della rada). Complessivamente l'area è stata suddivisa in 50 maglie di 50 m x 50 m. All'interno di ciascuna maglia è stato eseguito un campionamento di sedimenti mediante vibrocorer. Il numero di campioni totale di sedimento sottoposti ad analisi ammonta a 244. Oltre alle analisi chimico-fisiche sui campioni prelevati, sul 40% dei campioni sono state eseguiti anche test ecotossicologici (sia sul sedimento tal quale sia sull'elutriato). I risultati della caratterizzazione realizzata da TreErre sono stati analizzati e commentati nel presente documento e utilizzati nell'ambito dell'ARE.

Oltre ai due rapporti principali sopradescritti, per l'inquadramento dell'area sono state considerate anche alcune pubblicazioni scientifiche pertinenti, soprattutto utili a definire i principali potenziali recettori presenti nel sito.



## **2.0 METODOLOGIA**

### **2.1 Analisi dei risultati di caratterizzazione dei sedimenti marini**

Il prelievo dei sedimenti marini nell'area di studio è stato realizzato nei mesi di luglio e agosto del 2014, mediante l'esecuzione di carotaggi; i campioni di sedimento (prelevati a diversi livelli dalle carote estratte) sono stati sottoposti ad analisi volte alla determinazione delle caratteristiche, chimico-fisiche, microbiologiche ed ecotossicologiche dell'area.

Lo schema di campionamento è stato definito sulla base di una maglia 50x50 m; all'interno della maglia sono stati individuati 50 punti di sondaggio; di questi 39 hanno interessato il sedimento fino alla profondità di 2 m e 11 fino a 10 m (nelle zone di realizzazione dei pali trivellati).

Nei 39 punti di approfondimento della lunghezza di 2 metri, sono stati prelevati campioni rappresentativi ogni 50 cm di spessore. Negli 11 punti di approfondimento di 10 metri sono stati prelevati campioni rappresentativi ogni 50 cm di spessore per i primi due metri; nei restanti 8 metri di carota sono stati prelevati 4 campioni rappresentativi, relativi alle profondità 2,00-4,00 m, 4,00-6,00 m, 6,00-8,00 m, 8,00-10,00 m.

Le modalità di campionamento, di preparazione e di conservazione dei campioni sono descritte nel documento redatto dalla società Treerre nel mese di settembre 2014 (Treerre, 2014).

Nel capitolo 3 è riportata l'analisi dei dati condotta confrontando i risultati analitici con i valori di intervento ICRAM e con i valori limite Tab. 1, colonna B, All. 5 alla Parte IV del D.Lgs. 152/2006 e s.m.i. (col. B tab. 1 del D.Lgs. 152/06).

Le risultanze dell'analisi dei dati sono state presentate in forma tabellare e in forma cartografica. Quest'ultima rappresenta la distribuzione dei contaminanti all'interno della maglia di monitoraggio 50 x 50 m alle diverse profondità di campionamento. Ad ogni carta ne è associata una seconda, nella quale sono evidenziate, con colori diversi, le maglie del reticolo di monitoraggio in base alla presenza di valori di concentrazione superiori o inferiori ai valori di intervento definiti dall'ICRAM e ai valori di concentrazione limite indicati nella col. B tab. 1 del D.Lgs. 152/06.

Si evidenzia infine che, sulla base della comunicazione verbale dell'Ing. Spina del Ministero dell'Ambiente concordata durante l'incontro tenutosi tra Condotte e il Ministero dell'Ambiente in data 23 ottobre 2014, i risultati delle analisi sono stati confrontati con i valori di riferimento rispetto al numero intero senza decimali. Tale criterio per l'analisi di conformità con i valori di legge è inoltre suggerito dall'ISPRA (ISPRA, 2009).

### **2.2 Classificazione dei sedimenti marini**

Oltre alla caratterizzazione di cui al paragrafo precedente, i risultati analitici emersi dalle indagini di caratterizzazione sono stati analizzati per procedere alla classificazione dei sedimenti marini secondo quanto indicato dal Manuale per la movimentazione di sedimenti marini redatto da ICRAM e APAT (ICRAM, 2007). La classificazione dei sedimenti è stata effettuata esclusivamente per i livelli di profondità del sedimento più superficiali compresi tra 0 e 200 cm e per i soli campioni per i quali sono disponibili tutti i dati necessari per procedere alla classificazione ed in particolare i risultati delle analisi ecotossicologiche.

In particolare, i risultati delle analisi condotte sono stati confrontati con i livelli chimici ed ecotossicologici di riferimento definiti nel Manuale ICRAM-APAT:

- il Livello Chimico di Base o LCB (tabella 2.3.A del Manuale ICRAM-APAT);
- il Livello Chimico Limite o LCL (tabelle 2.3.B e 2.3.C del Manuale ICRAM-APAT);
- i requisiti ecotossicologici del sedimento (tabella 2.4 del Manuale ICRAM-APAT).

A valle del confronto dei risultati analitici con i valori di riferimento sopra menzionati, si è proceduto alla classificazione del sedimento secondo quanto indicato dalla tabella 2.5 "Tabella riassuntiva dei possibili casi sulla base delle risposte chimiche ed ecotossicologiche" del suddetto Manuale ICRAM-APAT. La tabella 2.5 fornisce le indicazioni in merito a come procedere all'integrazione delle informazioni fisico-chimiche ed



ecotossicologiche e definire quindi la classe di qualità del sedimento alla quale sono associate le opzioni di gestione compatibili dal punto di vista ambientale.

Il processo di classificazione ha condotto all'attribuzione di una classe di gestione dei sedimenti per ciascuna delle 50 carote estratte, e quindi delle 50 maglie del reticolo di campionamento, per i primi due metri di profondità.

### 2.3 L'analisi di rischio ecologico

Lo strumento dell'Analisi del Rischio Ecologico (ARE) permette di valutare, su base scientifica, la probabilità che possa verificarsi un effetto negativo sull'ecosistema, a fronte di esposizione ad uno o più agenti stressanti.

Lo strumento dell'ARE per la valutazione dei problemi e la gestione del risanamento dei siti contaminati è in uso da alcune decine di anni nel continente nord americano (in particolare in USA e Canada) e in diversi paesi nord europei (e.g. Regno Unito, Svezia, Norvegia, Olanda).

In Italia l'impiego dell'ARE è oggetto di numerose pubblicazioni scientifiche ed è frequentemente discusso e presentato in convegni e manifestazioni inerenti le attività di bonifica e la gestione dei sedimenti marini.

L'ARE rappresenta un processo sistematico e multidisciplinare per organizzare ed analizzare dati, informazioni e assunzioni attraverso un approccio globale, finalizzato alla stima e valutazione della probabilità che si manifestino effetti negativi sui recettori a rischio. La biodisponibilità dei contaminanti, la caratterizzazione del sito, la dinamica delle movimentazioni di sedimenti e la disponibilità di recettori costituiscono elementi rilevanti ed essenziali nell'ambito del processo dell'ARES.

La metodologia di ARE applicata in questo studio è stata ampiamente basata sulle linee guida USEPA per l'analisi di rischio ecologico (USEPA, 1998).

Questo studio ha previsto lo svolgimento delle seguenti fasi:

- 1) Fase 1 - Formulazione del problema. Questa fase costituisce il punto di partenza per l'ARE ed ha analizzato i seguenti aspetti:
  - descrizioni delle condizioni ambientali dell'area di studio
  - determinazione dei destini ambientali e dei meccanismi di trasporto dei contaminanti identificati;
  - definizione degli scenari di esposizione maggiormente critici per le opzioni progettuali considerate
  - identificazione dei valori di riferimento per l'ecotossicità e confronto con i valori misurati.
- 2) Fase 2 - Valutazione preliminare dei rischi. In questa fase sono stati considerati i valori misurati e riportati in APPENDICE A mediante l'utilizzo di due approcci integrativi e complementari:
  - approccio per singola sostanza. I valori misurati dei contaminanti presenti in tutti i campioni sono stati utilizzati per il calcolo del "Quoziente di Pericolo" che esprime la probabilità di rischio per contaminante presente.
  - approccio basato sulla valutazione dei dati ecotossicologici. I dati ottenuti dai test ecotossicologici sono stati verificati al fine di confrontare ed integrare i risultati dei test chimico-fisici.
- 3) Fase 3 - Modello concettuale. In questa fase le informazioni ottenute sono state riassunte e contestualizzate in modelli concettuali del sito che individuano le interazioni esistenti tra le differenti componenti dell'analisi di rischio (sorgenti di contaminazione, meccanismi di trasporto, vie di esposizione e recettori). In quest'ultima fase sono stati individuati i momenti costruttivi potenzialmente più critici per l'ecosistema nelle diverse opzioni progettuali (Progetto iniziale, Progetto con cassa di colmata) ed i risultati sono stati tra loro confrontati.





### 3.0 INTERPRETAZIONE DEI RISULTATI ANALITICI DI CARATTERIZZAZIONE AMBIENTALE

#### 3.1 Sintesi dei risultati della caratterizzazione ICRAM della Rada di Augusta

Le indagini effettuate nel periodo 2005-2006, descritte nel documento ICRAM del 2008 (ICRAM, 2008), hanno riguardato l'intera area marina della Rada di Augusta e sono state eseguite secondo quanto stabilito dai piani di caratterizzazione ambientale di Fase I e di Fase II approvati rispettivamente nel 2003 e nel 2005.

La Fase I di caratterizzazione ha comportato l'effettuazione, nel 2005, di carotaggi e, laddove è risultato impossibile l'utilizzo del vibrocarotiere, di prelievi di sedimenti superficiali in due tipologie di aree:

- "aree prioritarie": in queste aree sono stati effettuati n. 145 carotaggi e n. 39 prelievi di sedimenti superficiali;
- "aree di completamento": in queste aree sono stati effettuati n. 135 carotaggi.

In questa prima fase circa 1.100 campioni sono stati sottoposti ad analisi fisiche, chimiche e microbiologiche previste dal piano di caratterizzazione ambientale di Fase I (Figura 1).

L'area oggetto di studio del presente documento non è compresa nelle "aree prioritarie" mentre è compresa nelle "aree di completamento".

La seconda Fase della caratterizzazione ha comportato l'effettuazione, nel 2006, di n. 250 carotaggi e l'analisi di circa 1.000 campioni di sedimento (Figura 2).

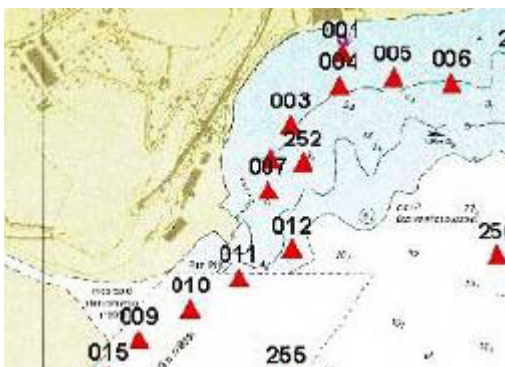


Figura 1: Fase I - Punti di prelievo dei sedimenti marini nelle aree di completamento prossime all'area di studio

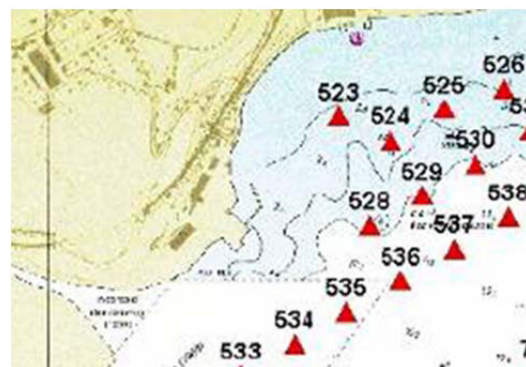


Figura 2: Fase II - Punti di prelievo dei sedimenti marini nelle aree prossime all'area di studio

Il quadro generale di contaminazione evidenziato dalle indagini effettuate nel periodo 2005-2006 e descritto nel documento ICRAM era di una grave contaminazione dovuta principalmente a mercurio (Hg), idrocarburi pesanti (C>12) ed esaclorobenzene (HCB) nel primo metro di spessore. Inoltre, in alcune aree circoscritte e, limitatamente agli strati più superficiali, era stata evidenziata una contaminazione da metalli pesanti e policlorobifenili (PCB). In particolare, le indagini ICRAM avevano riscontrato superamenti del valore di intervento ICRAM e della colonna B della tabella 1 dell'Allegato 5 al Titolo V alla Parte Quarta del D.Lgs. 152/06 per arsenico (As), piombo (Pb) e vanadio (V), e superamenti del valore di intervento per rame (Cu), zinco (Zn), Idrocarburi Policiclici Aromatici (IPA) e Policlorobifenili (PCB).

Si sottolinea che quanto sopra affermato si riferisce alle condizioni di contaminazione rilevate da ICRAM nell'intera Rada di Augusta mentre per quanto riguarda l'area marina oggetto del presente documento il livello di dettaglio delle indagini effettuate nel periodo 2005-2006 e descritte nel documento ICRAM non ha messo in evidenza la presenza di contaminanti nei sedimenti.



### 3.2 Analisi dei risultati di caratterizzazione

I risultati delle analisi effettuate sui campioni di sedimento sono riportati nelle tabelle in APPENDICE A.

I risultati hanno indicato la presenza dei seguenti contaminanti:

- Policlorobifenili (PCB);
- Idrocarburi Policiclici Aromatici (IPA);
- Idrocarburi pesanti con C>12;
- Para-diclorodifeniltricloroetano (DDT);
- Esaclorobenzene (C<sub>6</sub>Cl<sub>6</sub>);
- Composti organostannici (Sn organico totale e Tributilstagno - TBT);
- Metalli (Cd, Hg, Cu, Zn, Pb).

Nella seguente tabella sono riportati, per ciascuna carota e per le diverse profondità, i contaminanti la cui concentrazione risulta essere superiore al valore di intervento ICRAM o, nel solo caso degli idrocarburi pesanti (C>12), al valore limite Tab. 1, colonna B, All. 5 alla Parte IV del D.Lgs. 152/2006 e s.m.i. (col. B tab. 1 del D.Lgs. 152/06).

Nella tabella sono evidenziate in giallo le celle corrispondenti ai campioni in cui almeno uno dei parametri analizzati presenta concentrazioni superiori ai valori di intervento ma inferiori ai valori di concentrazione limite indicati nella col. B tab. 1 del D.Lgs. 152/06; in rosso le celle corrispondenti ai campioni in cui almeno uno dei parametri analizzati presenta concentrazioni superiori ai valori di concentrazione limite indicati nella col. B tab. 1 del D.Lgs. 152/06.

**Tabella 1: Contaminanti individuati e loro distribuzione**

Carota	Profondità	Contaminanti	Carota	Profondità	Contaminanti
C3	0-0,5 m	Sn	C18	0-0,5 m	Sn
C4	0-0,5 m	Sn	C20	0-0,5 m	Sn
C5	0-0,5 m	Sn	C25	0-0,5 m	Sn
C7	0-0,5 m	Sn	C26	0-0,5 m	Sn, TBT, C>12
	1-1,5 m	Sn	C27	0-0,5 m	Sn
C8	0-0,5 m	IPA, Sn	C30	0-0,5 m	Sn
C9	0-0,5 m	Sn	C31	0-0,5 m	Sn
C10	0-0,5 m	Sn	C32	1-1,5 m	Hg
C11	0-0,5 m	Sn	C34	0-0,5 m	Sn, Hg, C <sub>6</sub> Cl <sub>6</sub>
C12	0-0,5 m	PCB, DDT, C>12, Cu, Pb, Zn		0,5-1 m	Hg
	0,5-1,0 m	C>12	C36	0-0,5 m	Sn
C13	0-0,5 m	Sn	C38	0-0,5 m	Sn
	1-1,5 m	Sn	C40	7-7,5 m	Cd
C15	0-0,5 m	Sn	C46	0-0,5 m	Sn
C16	0-0,5 m	Sn	C47	0-0,5 m	C>12
C17	0-0,5 m	Sn, Hg, C>12	C50	2,5-3 m	Cd
	1-1,5 m	Cd			



In generale, i risultati delle determinazioni analitiche effettuate sui campioni prelevati nell'area oggetto di studio hanno confermato quanto già emerso dalla prima e seconda fase della precedente caratterizzazione condotte da ICRAM per la valutazione dell'intera Rada di Augusta all'interno nella quale è compresa anche l'area oggetto del presente studio. Rispetto al quadro generale di contaminazione rilevato dalle indagini effettuate nel periodo 2005-2006 (vedi paragrafo precedente) nell'intera Rada di Augusta, le indagini eseguite nel mese di settembre 2014 nell'area oggetto di studio non hanno invece evidenziato la presenza dell'arsenico e del vanadio in concentrazioni superiori ai valori di intervento ICRAM ed ai valori limite definiti nella col. B tab. 1 del D.Lgs. 152/06 mentre le concentrazioni misurate per i restanti contaminanti sopra menzionati (piombo, rame, zinco, IPA e PCB) sono sempre risultate inferiori ai valori limite definiti nella col. B tab. 1 del D.Lgs. 152/06.

Come già evidenziato dalle precedenti indagini descritte nel documento ICRAM (ICRAM, 2008), e confermato dalla caratterizzazione del 2014, i sedimenti risultano essere contaminati da mercurio, idrocarburi pesanti e esaclorobenzene soprattutto nello strato più superficiale (fino a 1 m di profondità). In base alle indagini del 2014 il mercurio e l'esaclorobenzene risultano presenti in concentrazioni superiori al rispettivo valore di intervento ICRAM, mentre la concentrazione degli idrocarburi pesanti, sebbene in sole 4 delle 50 carote, è maggiore dei valori limite definiti nella col. B tab. 1 del D.Lgs. 152/06.

Inoltre dalle indagini condotte nel 2014 nell'area di studio è emersa una diffusa contaminazione, soprattutto nei primi 50 cm di profondità, dei composti organo stannici ed in un unico punto di monitoraggio (carota C12) del para-diclorodifeniltricloroetano (DDT). Inoltre in un solo campione (carota C26) è presente il tributilstagno (TBT) in concentrazioni superiori al rispettivo valore di intervento ICRAM.

Per quanto riguarda i metalli pesanti, le indagini hanno evidenziato la presenza del cadmio soprattutto nello strato compreso tra i 100 e i 200 cm in concentrazioni superiori al valore di intervento ICRAM.

Di seguito è descritta, per ciascun livello di profondità del sedimento campionato, la distribuzione e la concentrazione dei contaminanti che sono risultati essere presenti in quantità superiori ai valori di intervento ICRAM o ai valori limite indicati nella col. B tab. 1 del D.Lgs. 152/06.

Inoltre sono riportate le carte nelle quali è rappresentata la distribuzione dei contaminanti all'interno della maglia di monitoraggio 50 x 50 m alle diverse profondità di campionamento. Ad ogni carta ne è associata una seconda, nella quale sono evidenziate con colori diversi le maglie del reticolo di monitoraggio secondo il seguente criterio:

- “VERDE”: i sedimenti in cui non si hanno superamenti dei valori di intervento definiti dall'ICRAM;
- “GIALLO”: i sedimenti per cui almeno uno dei parametri analizzati presenta concentrazioni superiori ai valori di intervento ICRAM, ma inferiori ai valori di concentrazione limite indicati nella col. B tab. 1 del D.Lgs. 152/06;
- “ROSSO”: i sedimenti in cui almeno uno dei parametri analizzati presenta concentrazioni superiori ai valori di concentrazione limite indicati nella col. B tab. 1 del D.Lgs. 152/06.

Si evidenzia che la descrizione della distribuzione dei contaminanti all'interno della maglia di monitoraggio 50 x 50 m e la relativa rappresentazione cartografica riportate di seguito sono limitate ai livelli di profondità di sedimento che hanno mostrato la presenza di contaminanti in concentrazione superiore al relativo valore di intervento ICRAM o al valore di concentrazione limite indicato nella col. B tab. 1 del D.Lgs. 152/06.

I livelli di profondità del sedimento descritti sono pertanto i seguenti:

- 0-50 cm;
- 50-100 cm;
- 100-150 cm;
- 250-300 cm;





- 700-750 cm.

## Livello 0-50 cm

Nello strato più superficiale dei sedimenti campionati, caratterizzato dal punto di vista granulometrico da una elevata percentuale di limo e sabbia, è presente una diffusa contaminazione dovuta ai composti organo stannici (espressi come Sn organico totale). Inoltre è stata riscontrata la presenza di alcuni metalli pesanti (mercurio, piombo, rame, zinco), del tributilstagno (TBT) nella carota C26, del para-diclorodifeniltricloroetano (DDT) e dei policlorobifenili (PCB) nella carota C12, dell'esaclorobenzene nella carota C34, degli Idrocarburi Policiclici Aromatici (IPA) nella carota C8 e degli idrocarburi pesanti (C>12) nelle carote C12, C17, C26 e C47.

Di seguito la contaminazione dei sedimenti analizzati per parametro:

- C>12 (Figura 4): è stata misurata una elevata concentrazione di questo contaminante, superiore al valore limite indicato nella col. B tab. 1 del D.Lgs. 152/06 (750 mg/kg), nelle carote C12 (3.140,00 mg/kg), C17 (2.185,00 mg/kg), C26 (936,00 mg/kg) e C47 (784,00 mg/kg).
- PCB (Figura 5): le concentrazioni di questo contaminante, misurate nei campioni prelevati sono sempre risultate inferiori al valore limite indicato nella col. B tab. 1 del D.Lgs. 152/06 (5.000 µg/kg) mentre è stata misurata una concentrazione di poco superiore al valore di intervento ICRAM (190 µg/kg) nella carota C12 (211,73 µg/kg).
- IPA (Figura 6): la concentrazione di questo contaminante è risultata sempre inferiore al valore limite indicato nella col. B tab. 1 del D.Lgs. 152/06 (100.000 µg/kg) mentre è stata misurata una concentrazione superiore del doppio rispetto al valore di intervento ICRAM (4.000 µg/kg) nella carota C8 (8.404,40 µg/kg). Tra gli IPA misurati nel campione della carota C8, l'antracene ed il fluorantene hanno mostrato essere presenti in concentrazioni superiori al valore di intervento ICRAM come si evince dalla seguente tabella.

	u.m.	Antracene	Fluorantene	ΣIPA
Valore di intervento ICRAM	µg/kg	245	1500	4.000
Valore limite Tab. 1,colonna B, All. 5 alla Parte IV del D.Lgs. 152/2006 e s.m.i.	µg/kg	-	-	100.000
Valore misurato	µg/kg	338,5	1.501,3	8.404,8

- DDT (Figura 7): la concentrazione di questo contaminante è risultata sempre inferiore al valore di intervento ICRAM (5 µg/kg) ad eccezione della carota C12 (7,36 µg/kg).
- C<sub>6</sub>Cl<sub>6</sub> (Figura 8): la concentrazione dell'esaclorobenzene, è risultata inferiore al valore limite indicato nella col. B tab. 1 del D.Lgs. 152/06 (5.000 µg/kg) in tutti i campioni analizzati mentre è stata misurata una concentrazione di poco superiore al valore di intervento ICRAM (5 µg/kg) nella carota C34 (6,08 µg/kg).
- composti organo stannici (Sn organico totale) (Figura 9): la concentrazione è risultata essere superiore al valore di intervento ICRAM (70 µg/kg) in 23 carote (46% dei campioni analizzati). I valori della concentrazione misurati mediamente superano del doppio il valore di intervento ICRAM mentre nelle carote C26 e C34 superano il valore ICRAM di 6 volte.
- composti organo stannici (TBT) (Figura 10): la concentrazione del tributilstagno è risultata essere superiore al valore di intervento ICRAM (70 µg/kg) nella sola carota C26 (71,3 µg/kg).
- Hg (Figura 11): la concentrazione del mercurio, è risultata inferiore al valore limite indicato nella col. B tab. 1 del D.Lgs. 152/06 (5 mg/kg) in tutti i campioni analizzati mentre è stata misurata una



concentrazione superiore al valore di intervento ICRAM (1 mg/kg) nelle carote C17 (2,07 mg/kg) e C34 (1,66 mg/kg).

- Pb, Cu, Zn (Figura 12, Figura 13, Figura 14): la concentrazione dei metalli piombo, rame e zinco è risultata inferiore al valore limite indicato nella col. B tab. 1 del D.Lgs. 152/06 (Pb: 1.000 mg/kg; Cu: 600 mg/kg; Zn: 1.500 mg/kg) in tutti i campioni analizzati mentre è stata misurata una concentrazione superiore ai rispettivi valori di intervento ICRAM (Pb: 80 mg/kg; Cu: 75 mg/kg; Zn: 165 mg/kg) nella carota C12 (Pb: 108,40 mg/kg; Cu: 140,00 mg/kg; Zn: 206,00 mg/kg).

Sulla base delle considerazioni sopra riportate e di quanto evidenziato nella Tabella 1 e nella Figura 3 sono state individuate 21 carote nelle quali la concentrazione di almeno uno dei parametri analizzati, nello strato di sedimenti compreso tra 0 e 50 cm, presenta concentrazioni superiori ai valori di intervento ICRAM ma inferiori ai valori di concentrazione limite indicati nella col. B tab. 1 del D.Lgs. 152/06. Inoltre sono state individuate 4 carote nelle quali la concentrazione degli idrocarburi pesanti, sempre nello strato di sedimenti più superficiale, presenta concentrazioni superiori al valore di concentrazione limite indicato nella col. B tab. 1 del D.Lgs. 152/06.

### Livello 50-100 cm

Nello strato compreso tra 50 e 100 cm di profondità dei sedimenti campionati, caratterizzato dal punto di vista granulometrico da una elevata percentuale di limo e sabbia, è presente una contaminazione localizzata in due delle maglie del reticolo di monitoraggio dovuta al mercurio (carota C34) ed agli idrocarburi pesanti (carota C12).

Di seguito la contaminazione dei sedimenti analizzati per parametro:

- C>12 (Figura 16): nella carota C12 è stata misurata una elevata concentrazione di questo contaminante (4.577,00 mg/kg), superiore al valore limite indicato nella col. B tab. 1 del D.Lgs. 152/06 (750 mg/kg), ed al valore di concentrazione misurato nello strato più superficiale della medesima carota (3.140,00 mg/kg).
- Hg (Figura 17): la concentrazione del mercurio, è risultata inferiore al valore limite indicato nella col. B tab. 1 del D.Lgs. 152/06 (5 mg/kg) in tutti i campioni analizzati, mentre è stata misurata una concentrazione superiore al valore di intervento ICRAM (1 mg/kg) nella carota C34 (1,82 mg/kg) con un valore comparabile a quello misurato nello strato più superficiale della medesima carota (1,66 mg/kg).

Sulla base delle considerazioni sopra riportate e di quanto evidenziato nella Tabella 1 e nella Figura 15 è stata individuata n. 1 carota (C34) nella quale la concentrazione di almeno uno dei parametri analizzati, nello strato di sedimenti compreso tra 50 e 100 cm, presenta concentrazioni superiori ai valori di intervento ICRAM ma inferiori ai valori di concentrazione limite indicati nella col. B tab. 1 del D.Lgs. 152/06. Inoltre è stata individuata la carota C12 nella quale la concentrazione degli idrocarburi pesanti, sempre nello strato di sedimenti compreso tra 50 e 100 cm, presenta una concentrazione superiore al valore di concentrazione limite indicato nella col. B tab. 1 del D.Lgs. 152/06.

### Livello 100-150 cm

Nello strato compreso tra 100 e 150 cm di profondità dei sedimenti campionati, in generale caratterizzato dal punto di vista granulometrico da una elevata percentuale di sabbia e di limo, è presente una contaminazione localizzata in quattro delle maglie del reticolo di monitoraggio dovuta ai metalli mercurio (carota C32) e cadmio (carota C17) ed ai composti organo stannici (carote C7 e C13).

Di seguito la contaminazione dei sedimenti analizzati per parametro:

- Sn (Figura 19): la concentrazione dei composti organo stannici è risultata essere superiore al valore di intervento ICRAM (70 µg/kg) nelle carote C7 (92,4 µg/kg) e C13 (169,1 µg/kg).



- Hg (Figura 20): la concentrazione del mercurio, è risultata inferiore al valore limite indicato nella col. B tab. 1 del D.Lgs. 152/06 (5 mg/kg) in tutti i campioni analizzati mentre è stata misurata una concentrazione superiore al valore di intervento ICRAM (1 mg/kg) nella carota C32 (1,53 mg/kg).
- Cd (Figura 21): la concentrazione del cadmio, è risultata inferiore al valore limite indicato nella col. B tab. 1 del D.Lgs. 152/06 (15 mg/kg) in tutti i campioni analizzati mentre è stata misurata una concentrazione superiore al valore di intervento ICRAM (1 mg/kg) nella carota C17 (1,52 mg/kg).

Sulla base delle considerazioni sopra riportate e di quanto evidenziato nella Tabella 1 e nella Figura 18 sono state individuate 4 carote nelle quali la concentrazione di almeno uno dei parametri analizzati, nello strato di sedimenti compreso tra 100 e 150 cm, presenta concentrazioni superiori ai valori di intervento ICRAM ma inferiori ai valori di concentrazione limite indicati nella col. B tab. 1 del D.Lgs. 152/06. Nessuno dei contaminanti ha mostrato essere presente in concentrazioni superiori al valore di concentrazione limite indicato nella col. B tab. 1 del D.Lgs. 152/06 nelle carote di sedimento analizzate, sempre nello strato di sedimenti compreso tra 100 e 150 cm.

### Livello 250-300 cm

Nello strato compreso tra 250 e 300 cm di profondità dei sedimenti campionati, in generale caratterizzato dal punto di vista granulometrico da una elevata percentuale di sabbia e di limo, è presente una contaminazione localizzata in una sola delle maglie del reticolo di monitoraggio dovuta alla presenza del cadmio (carota C50).

Di seguito la contaminazione dei sedimenti analizzati per il cadmio:

- Cd (Figura 23): la concentrazione del cadmio, è risultata inferiore al valore limite indicato nella col. B tab. 1 del D.Lgs. 152/06 (15 mg/kg) in tutti i campioni analizzati mentre è stata misurata una concentrazione superiore al valore di intervento ICRAM (1 mg/kg) nella carota C50 (1,58 mg/kg).

Sulla base delle considerazioni sopra riportate e di quanto evidenziato nella Tabella 1 e nella Figura 22 è stata individuata una sola carota nella quale la concentrazione di almeno uno dei parametri analizzati (nel caso specifico il cadmio), nello strato di sedimenti compreso tra 250 e 300 cm, presenta concentrazioni superiori ai valori di intervento ICRAM ma inferiori ai valori di concentrazione limite indicati nella col. B tab. 1 del D.Lgs. 152/06. Nessuno dei contaminanti ha mostrato essere presente in concentrazioni superiori al valore di concentrazione limite indicato nella col. B tab. 1 del D.Lgs. 152/06 nelle carote di sedimento analizzate, sempre nello strato di sedimenti compreso tra 250 e 300 cm.

### Livello 700-750 cm

Nello strato compreso tra 700 e 750 cm di profondità dei sedimenti campionati, in generale caratterizzato dal punto di vista granulometrico da una elevata percentuale di sabbia e di limo, è presente una contaminazione localizzata in una sola delle maglie del reticolo di monitoraggio dovuta al cadmio (carota C40).

Di seguito la contaminazione dei sedimenti analizzati per parametro:

- Cd (Figura 25): la concentrazione del cadmio, è risultata inferiore al valore limite indicato nella col. B tab. 1 del D.Lgs. 152/06 (15 mg/kg) in tutti i campioni analizzati mentre è stata misurata una concentrazione superiore al valore di intervento ICRAM (1 mg/kg) nella carota C40 (1,78 mg/kg).

Sulla base delle considerazioni sopra riportate e di quanto evidenziato nella Tabella 1 e nella Figura 24 è stata individuata 1 carota nella quale la concentrazione di almeno uno dei parametri analizzati, nello strato di sedimenti compreso tra 700 e 750 cm, presenta concentrazioni superiori ai valori di intervento ICRAM ma inferiori ai valori di concentrazione limite indicati nella col. B tab. 1 del D.Lgs. 152/06. Nessuno dei contaminanti ha mostrato essere presente in concentrazioni superiori al valore di concentrazione limite indicato nella col. B tab. 1 del D.Lgs. 152/06 nelle carote di sedimento analizzate, sempre nello strato di sedimenti compreso tra 700 e 750 cm.



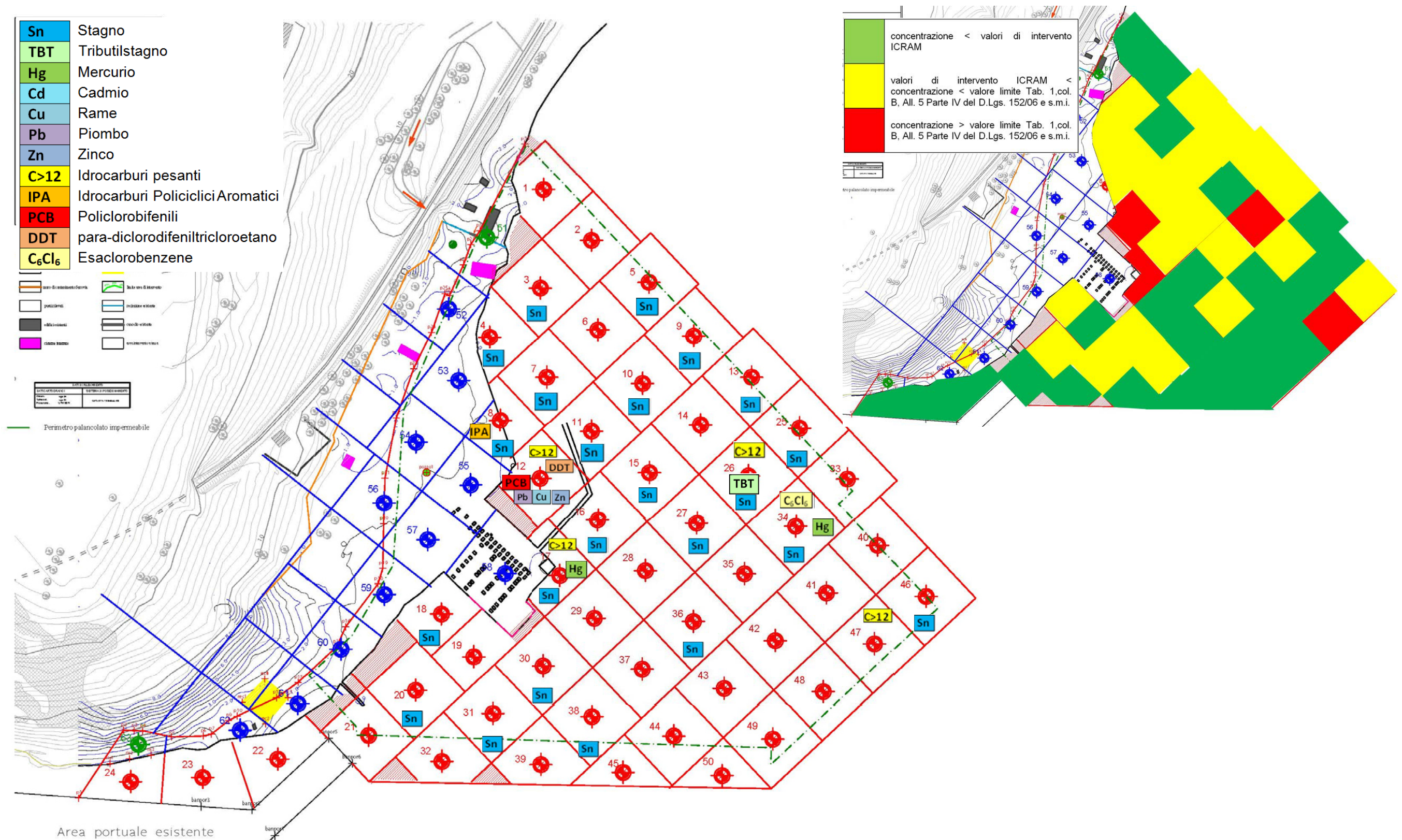


Figura 3: Distribuzione dei contaminanti nei sedimenti - Livello 0-50 cm



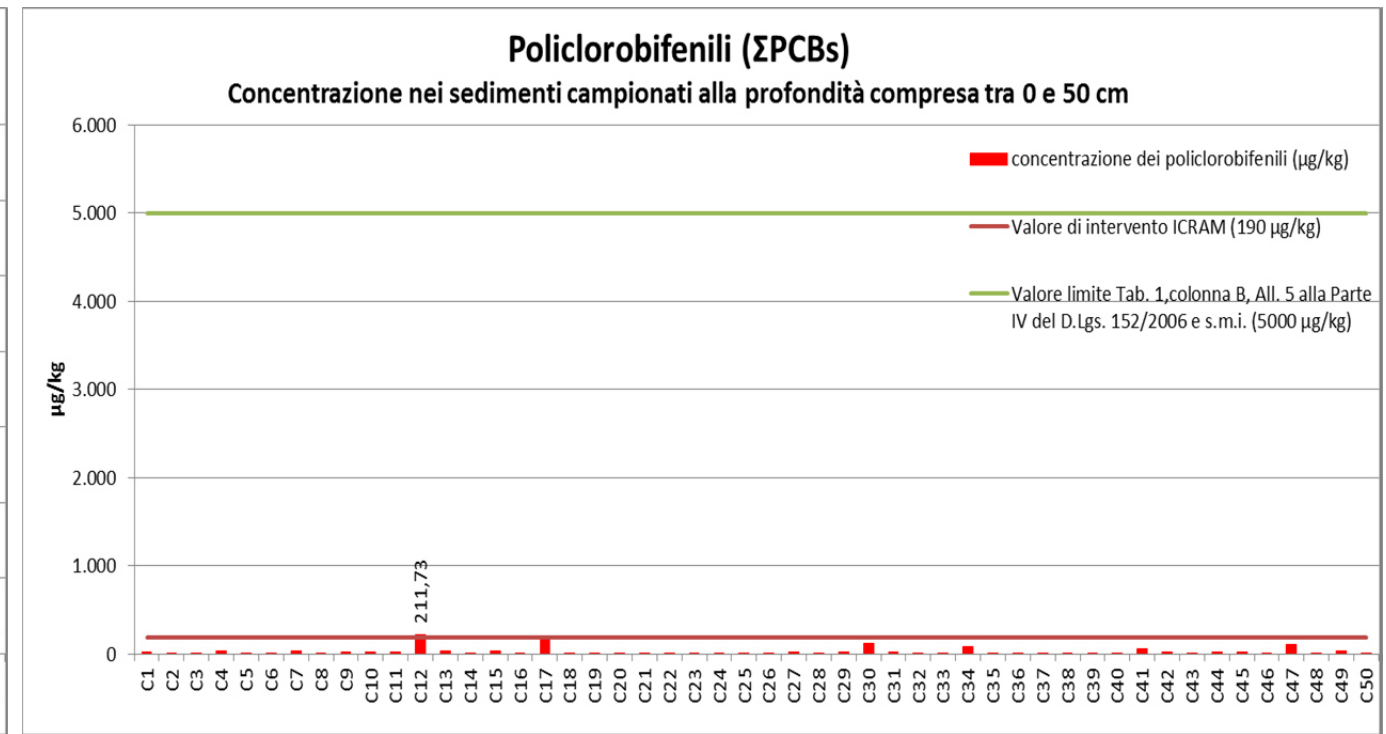
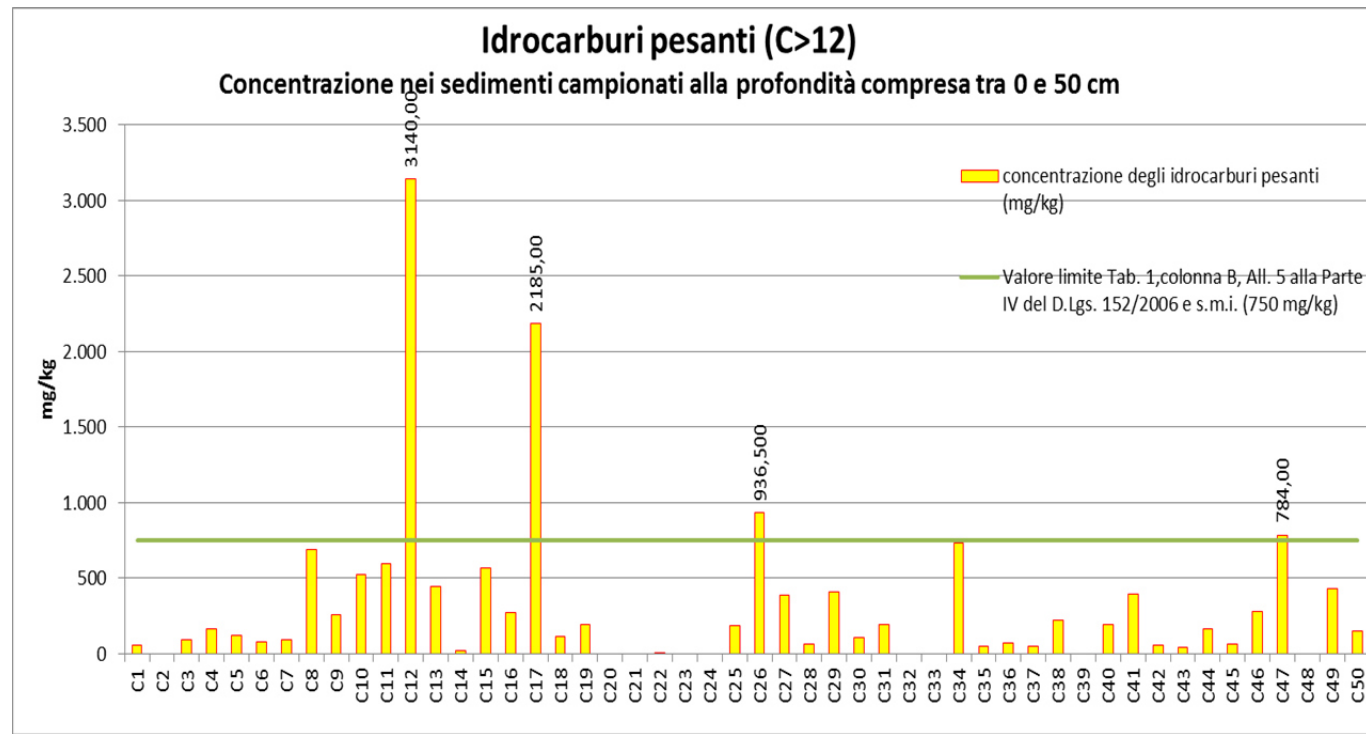


Figura 4: Concentrazione degli idrocarburi pesanti nei sedimenti (profondità 0-50 cm)

Figura 5: Concentrazione dei policlorobifenili nei sedimenti (profondità 0-50 cm)

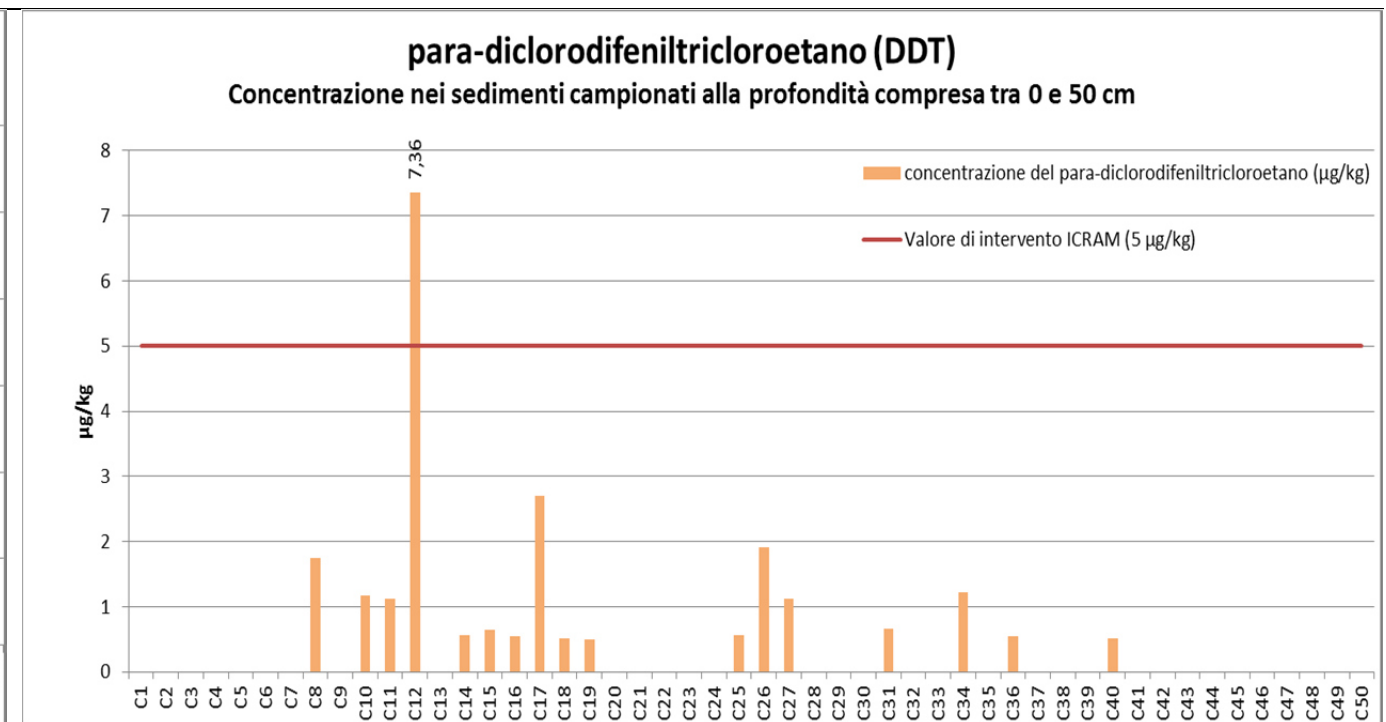
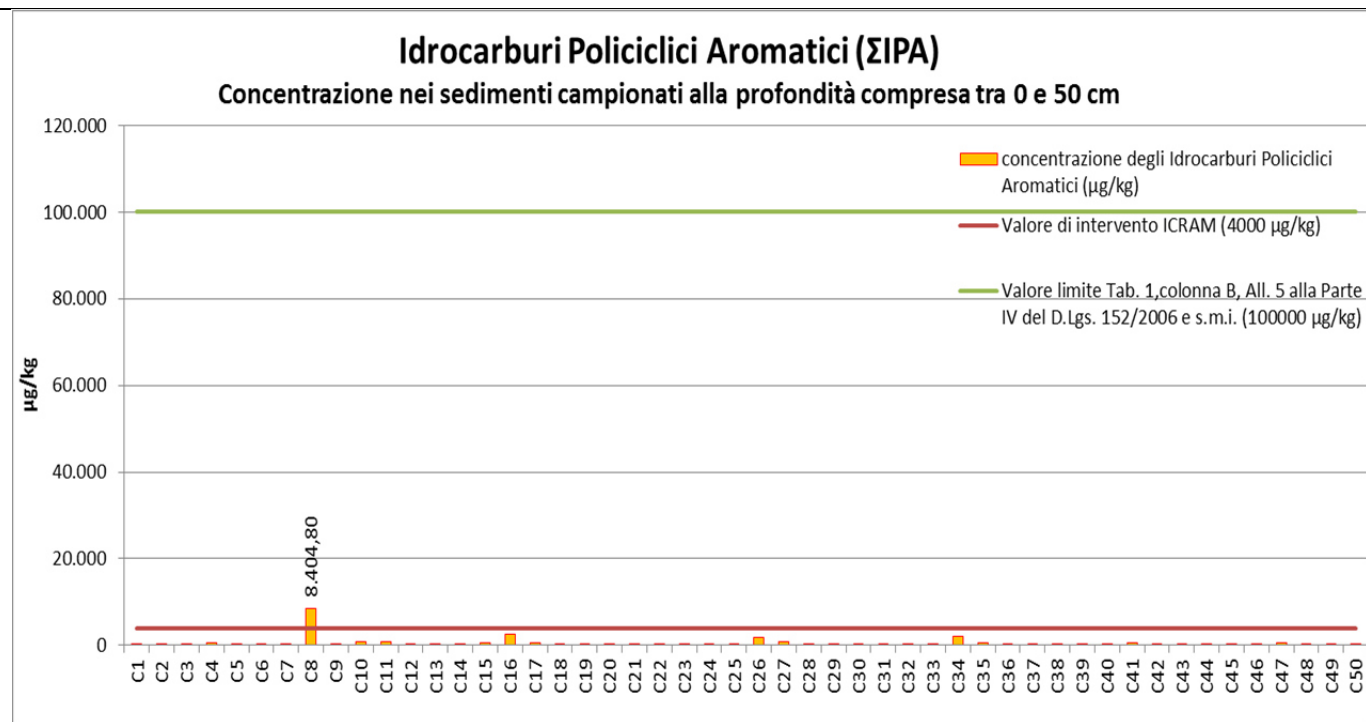


Figura 6: Concentrazione degli idrocarburi policiclici aromatici nei sedimenti (profondità 0-50 cm)

Figura 7: Concentrazione del para-diclorodifeniltricloroetano nei sedimenti (profondità 0-50 cm)

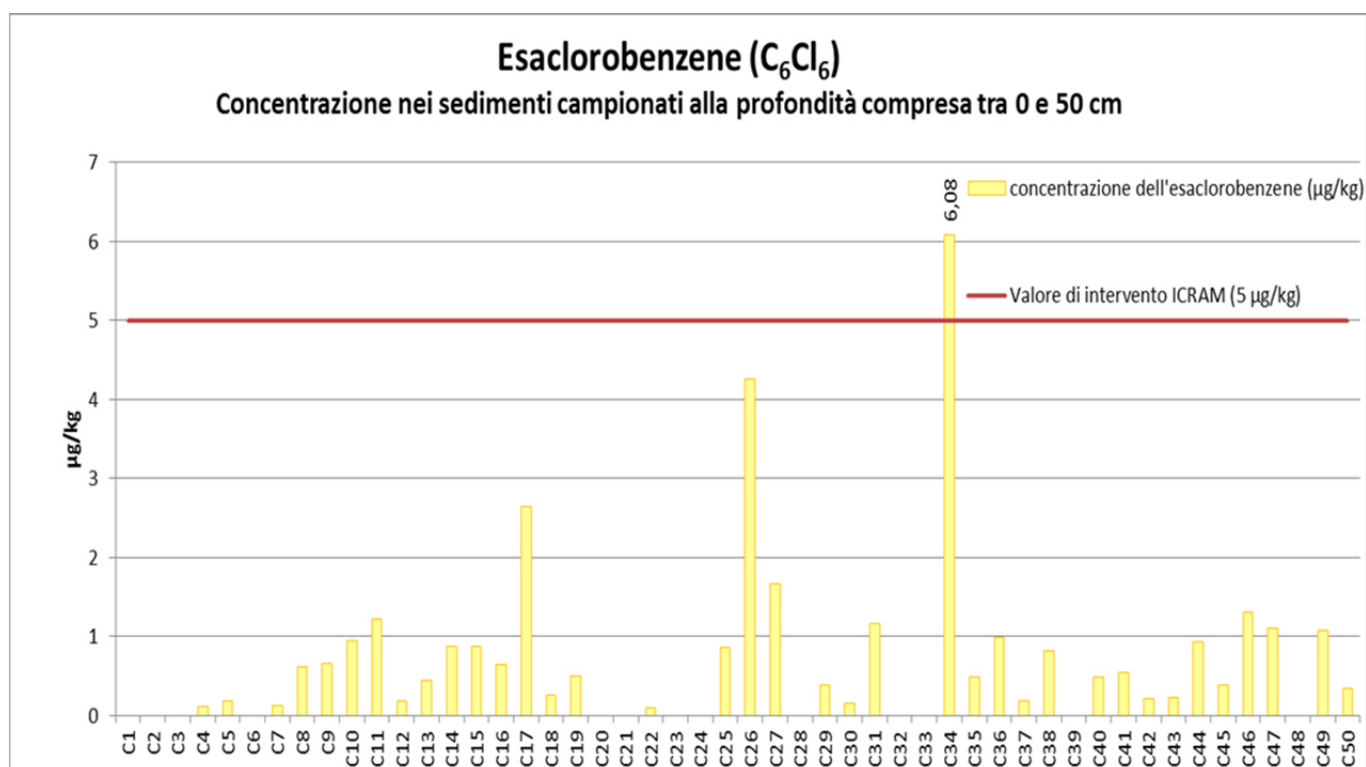


Figura 8: Concentrazione dell'esaclorobenzene nei sedimenti (profondità 0-50 cm)

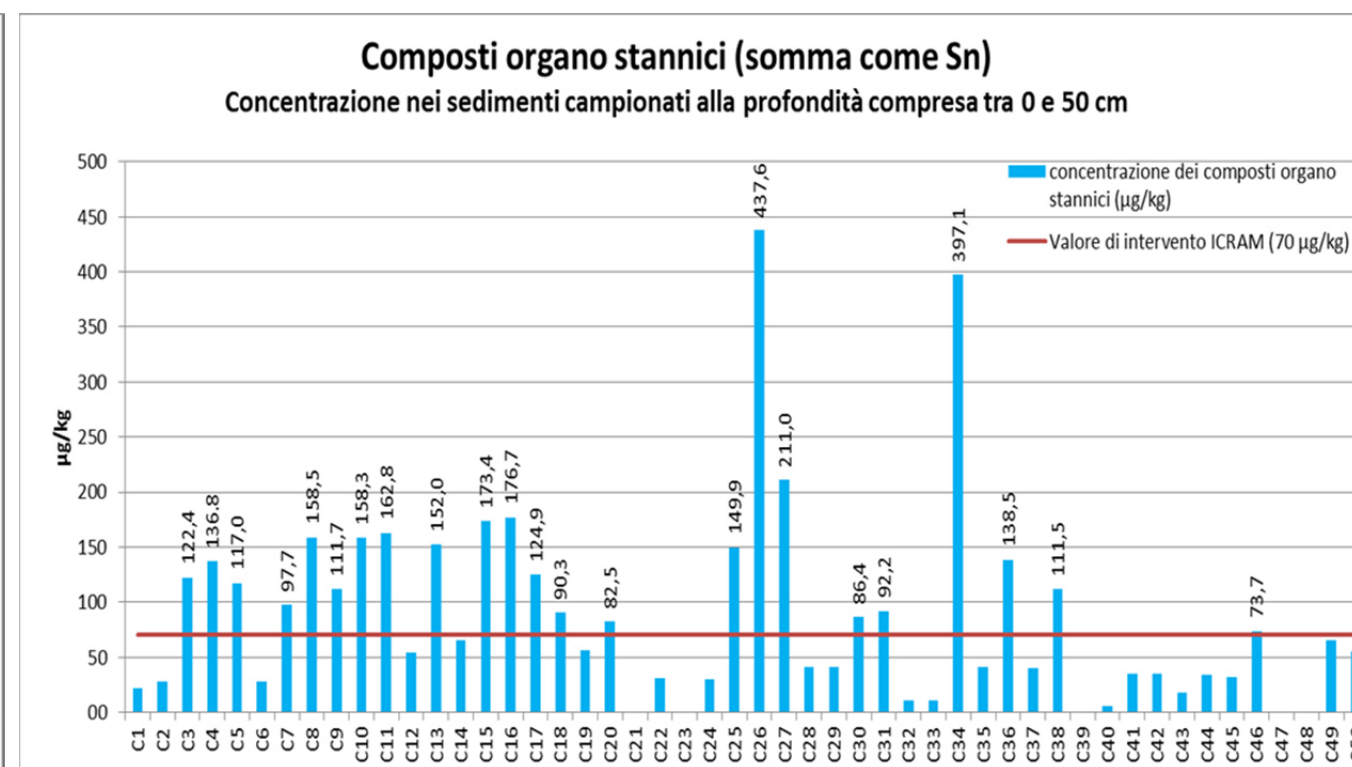


Figura 9: Concentrazione dei composti organo stannici nei sedimenti (profondità 0-50 cm)

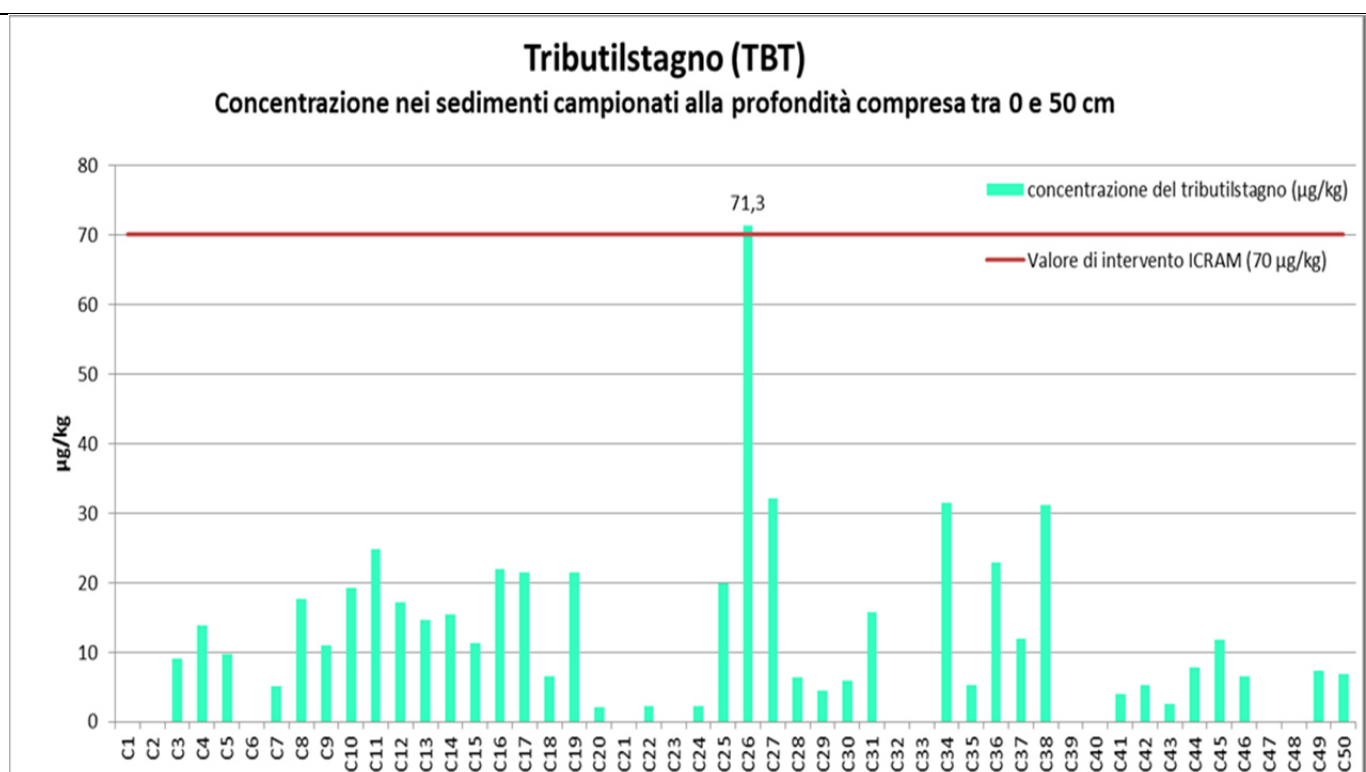


Figura 10: Concentrazione del tributilstagno nei sedimenti (profondità 0-50 cm)

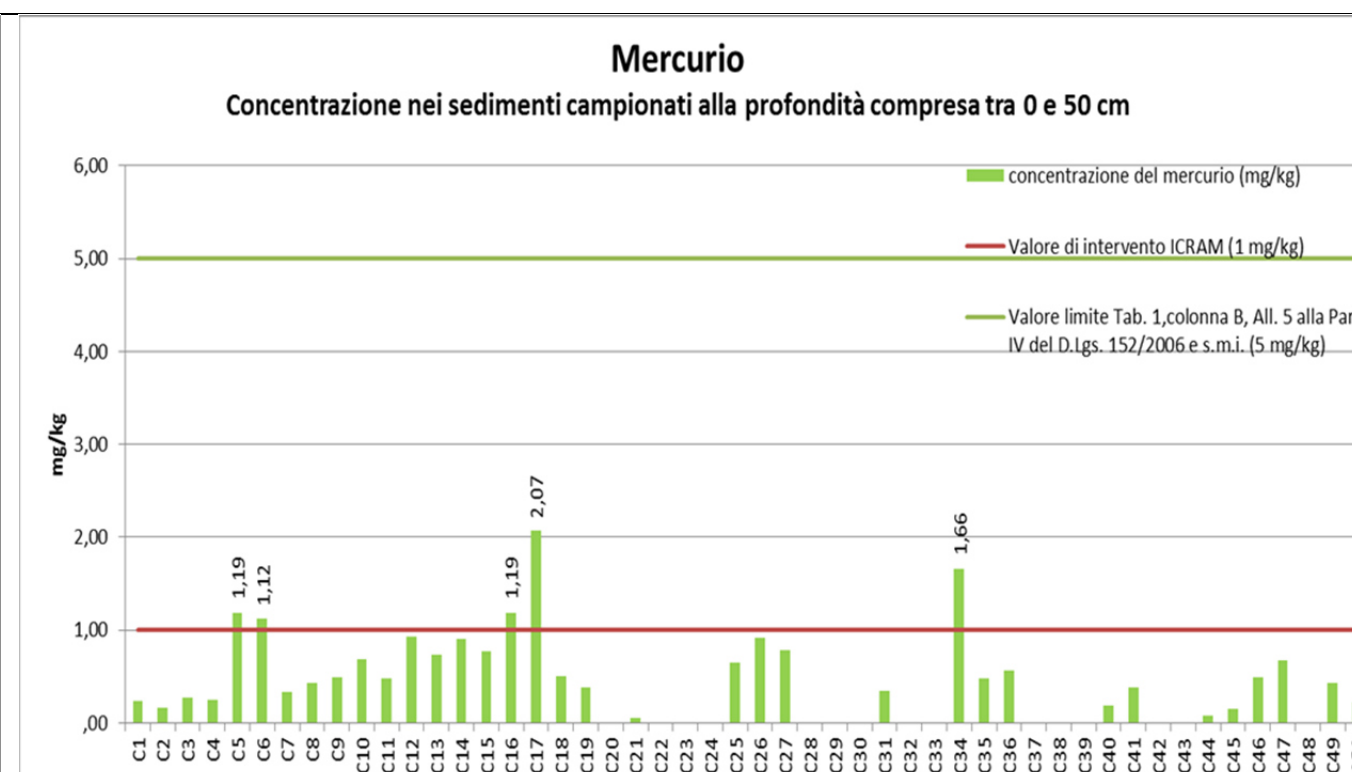


Figura 11: Concentrazione del mercurio nei sedimenti (profondità 0-50 cm)

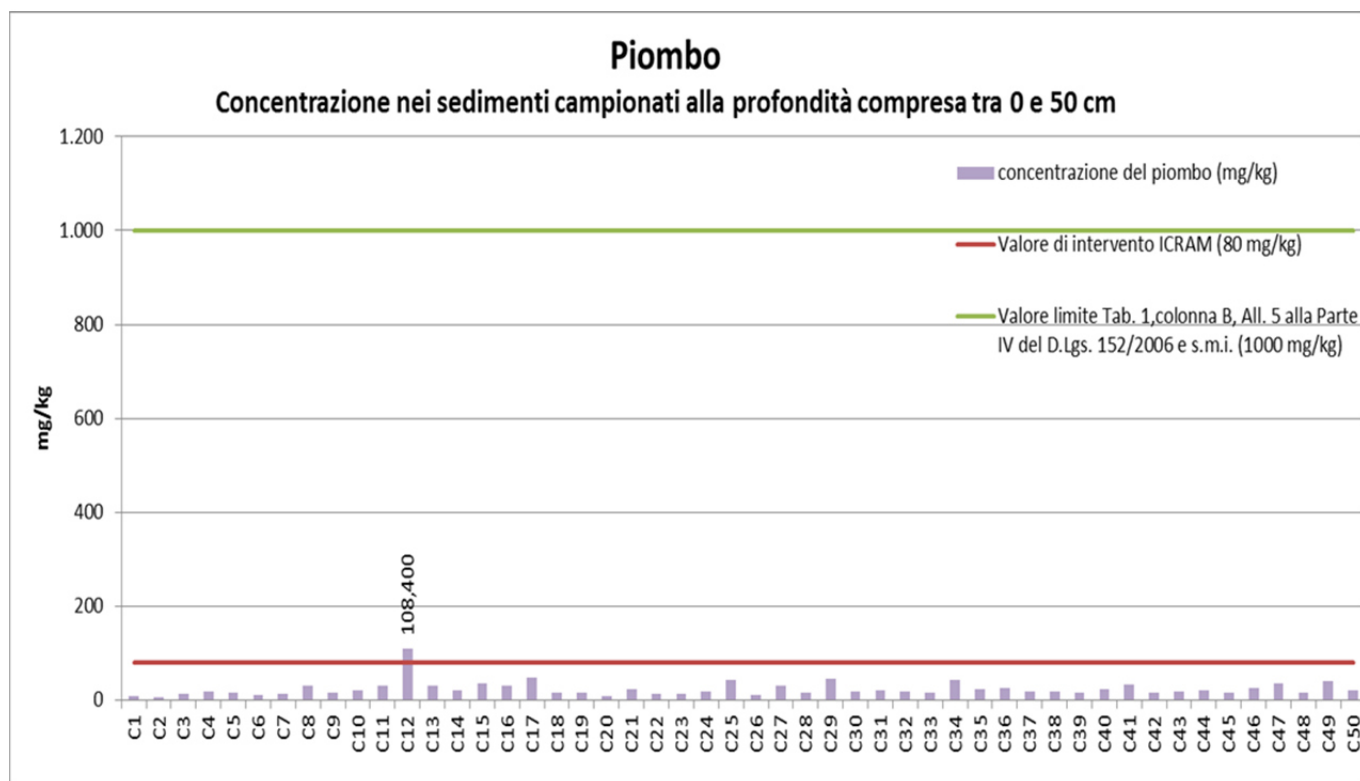


Figura 12: Concentrazione del piombo nei sedimenti (profondità 0-50 cm)

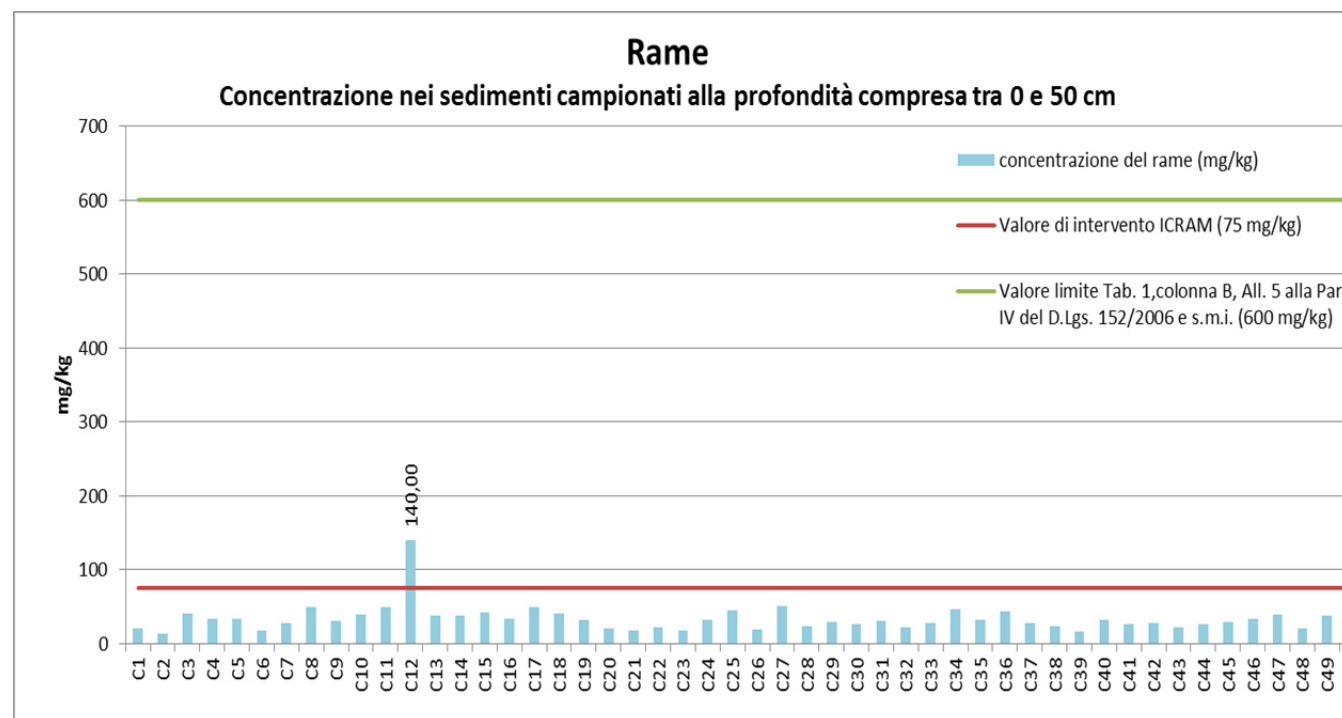


Figura 13: Concentrazione del rame nei sedimenti (profondità 0-50 cm)

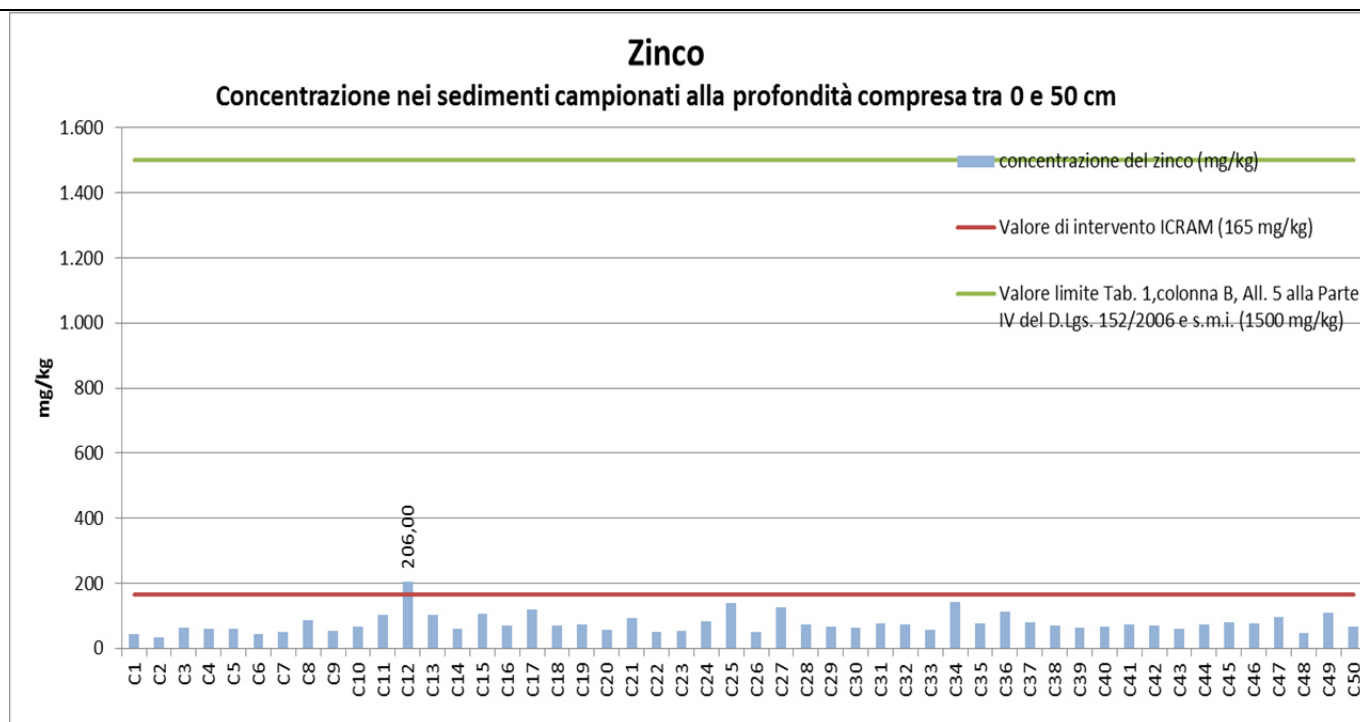


Figura 14: Concentrazione dello zinco nei sedimenti (profondità 0-50 cm)



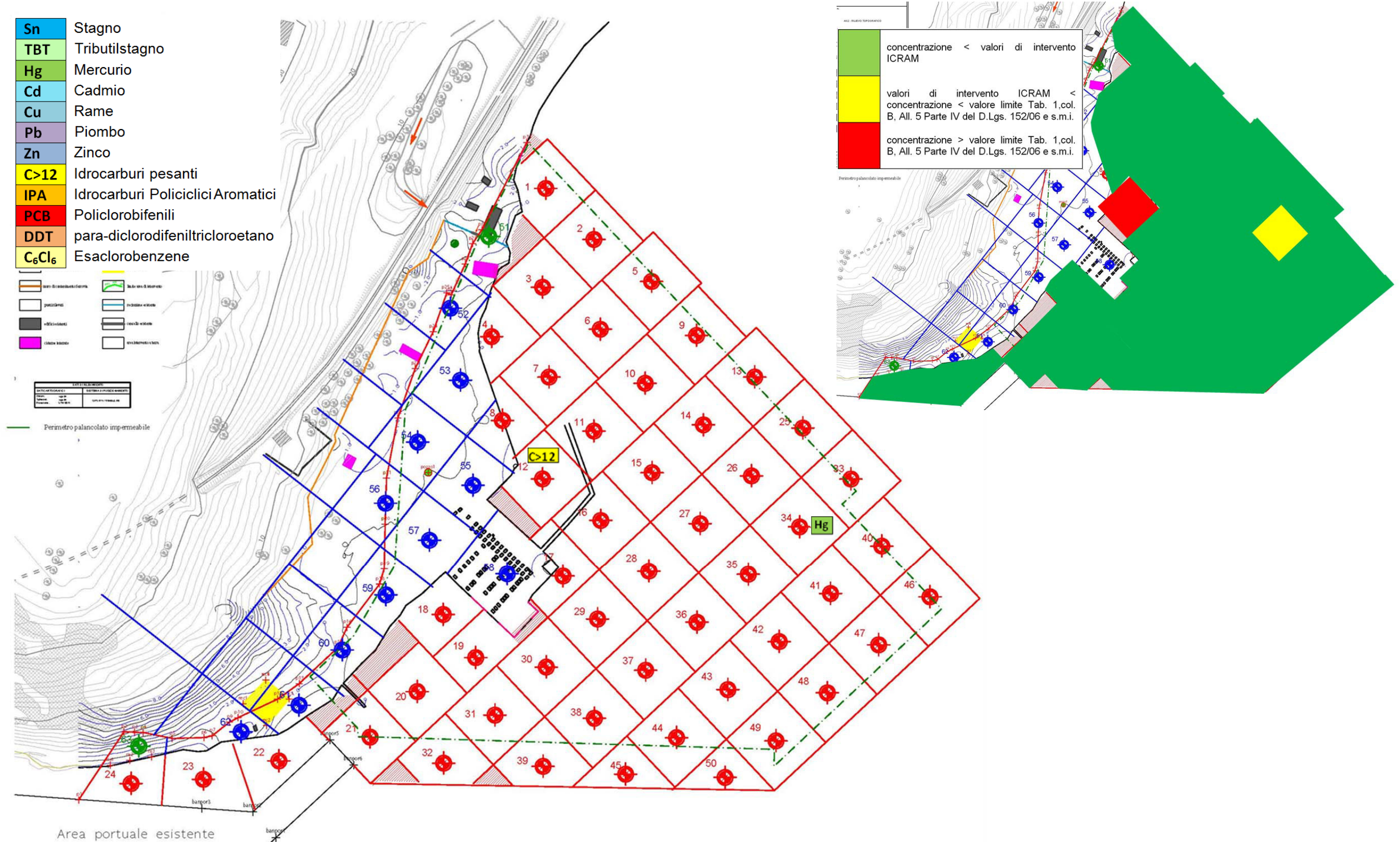


Figura 15: Distribuzione dei contaminanti nei sedimenti - Livello 50-100 cm



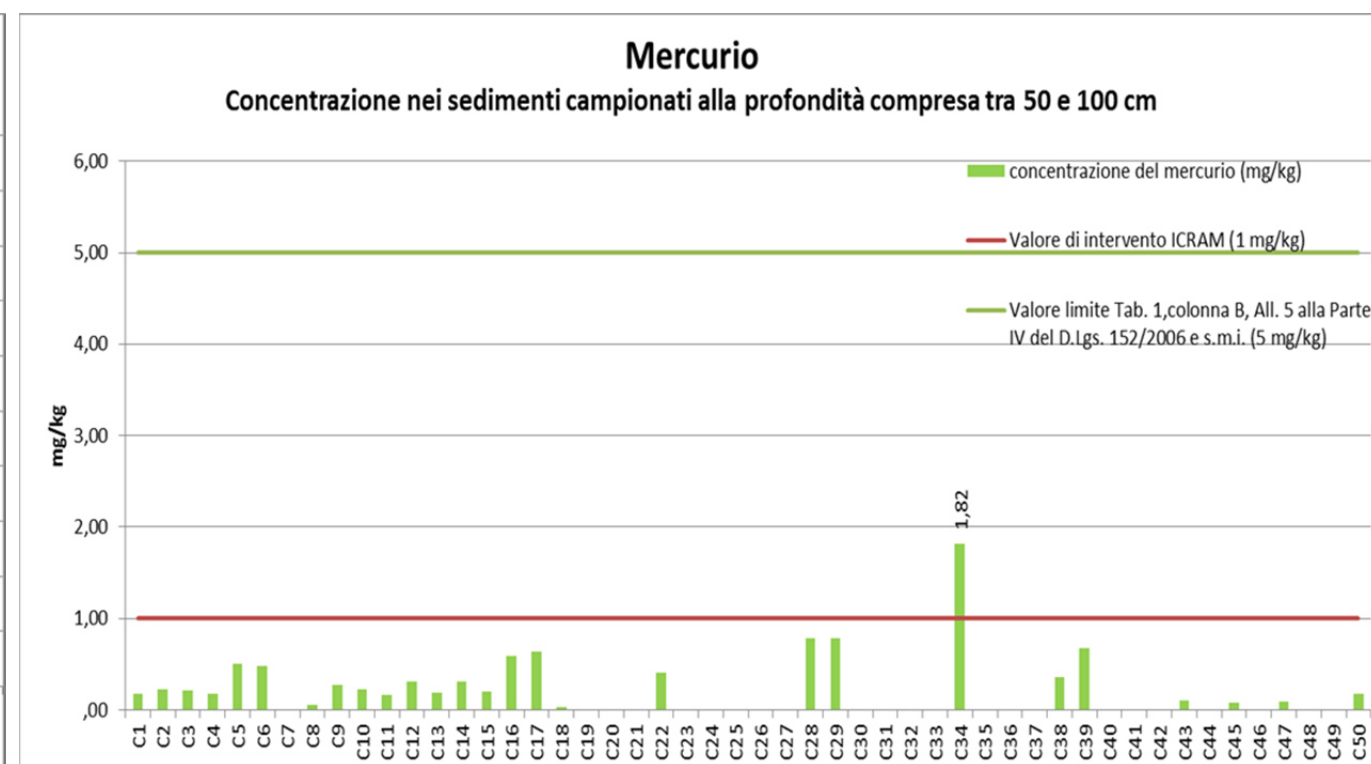
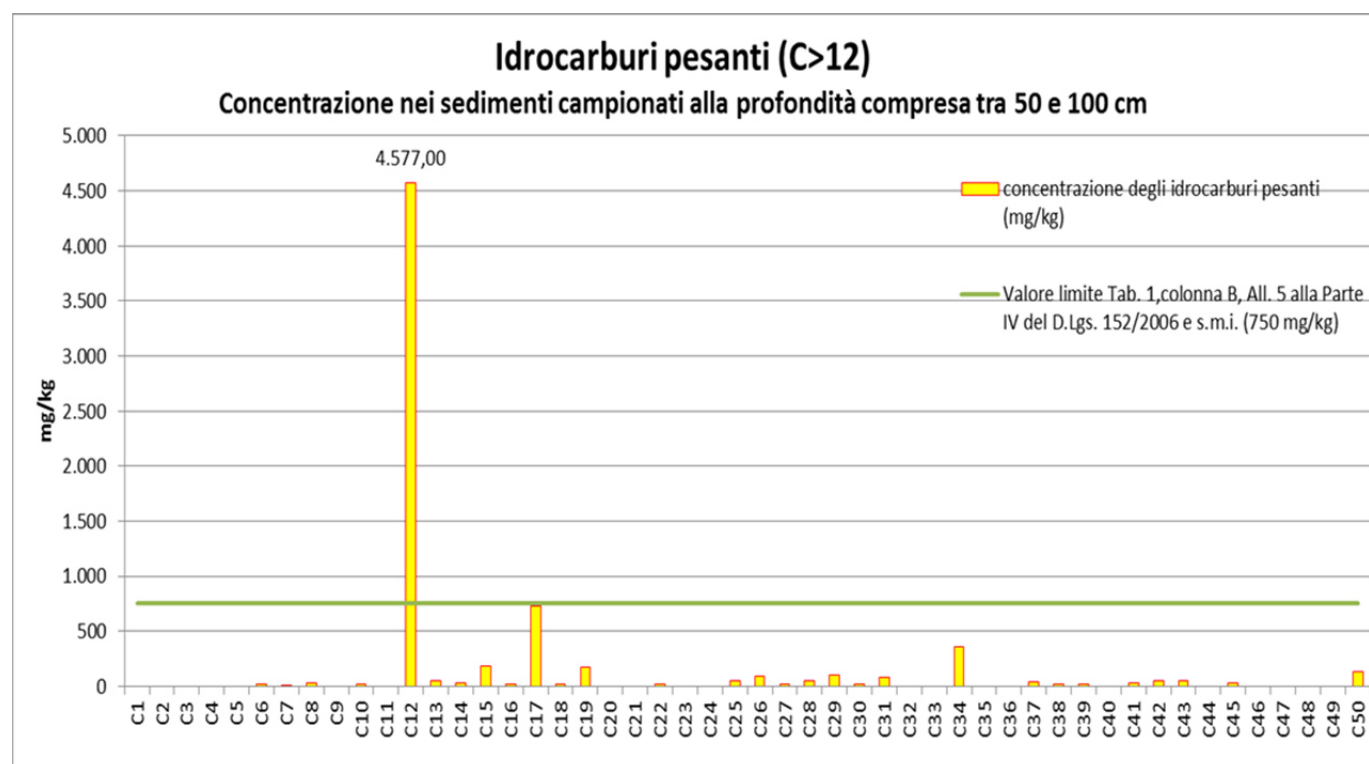


Figura 16: Concentrazione degli idrocarburi pesanti nei sedimenti (profondità 50-100 cm)

Figura 17: Concentrazione del mercurio nei sedimenti (profondità 50-100 cm)

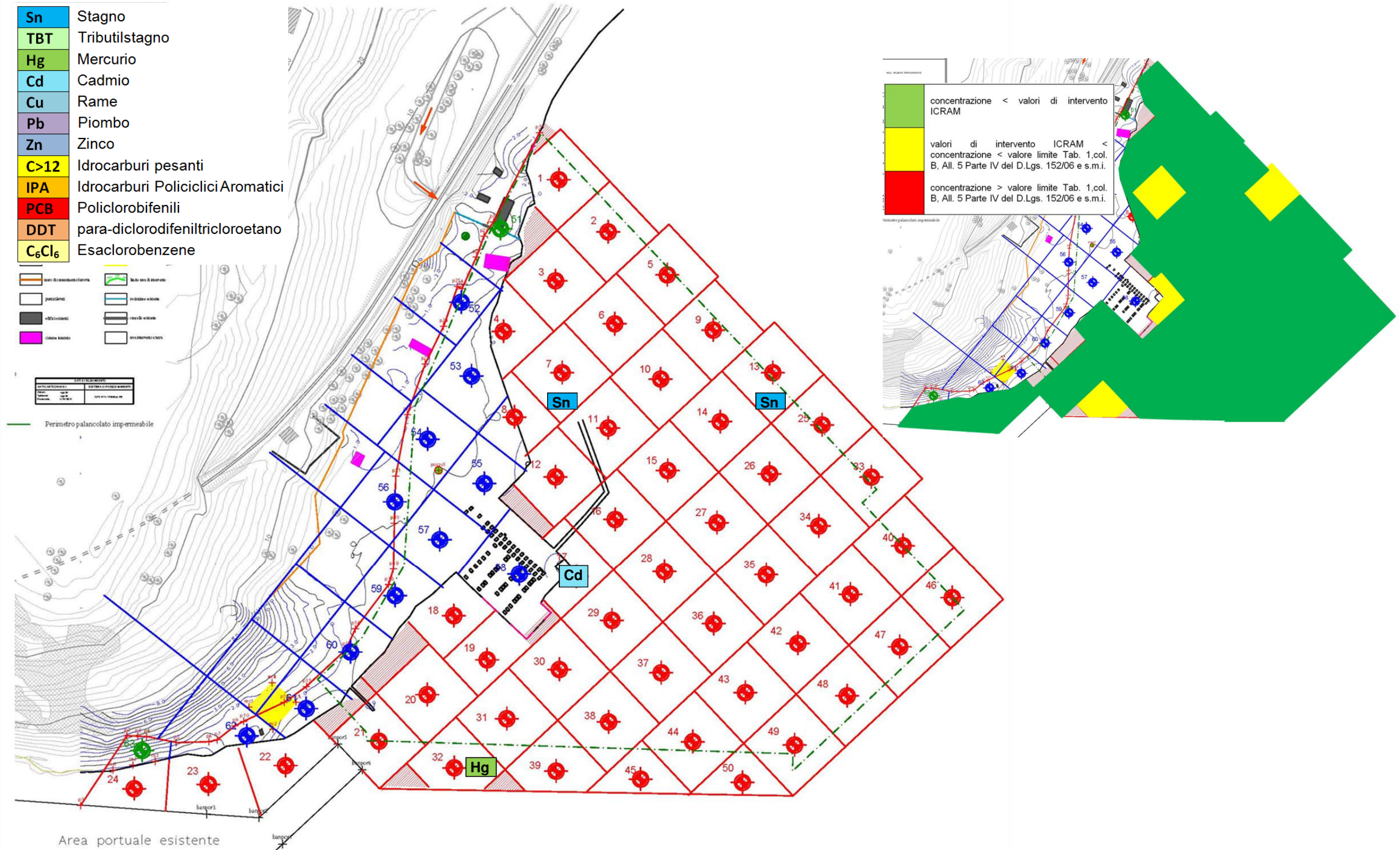


Figura 18: Distribuzione dei contaminanti nei sedimenti - Livello 100-150 cm



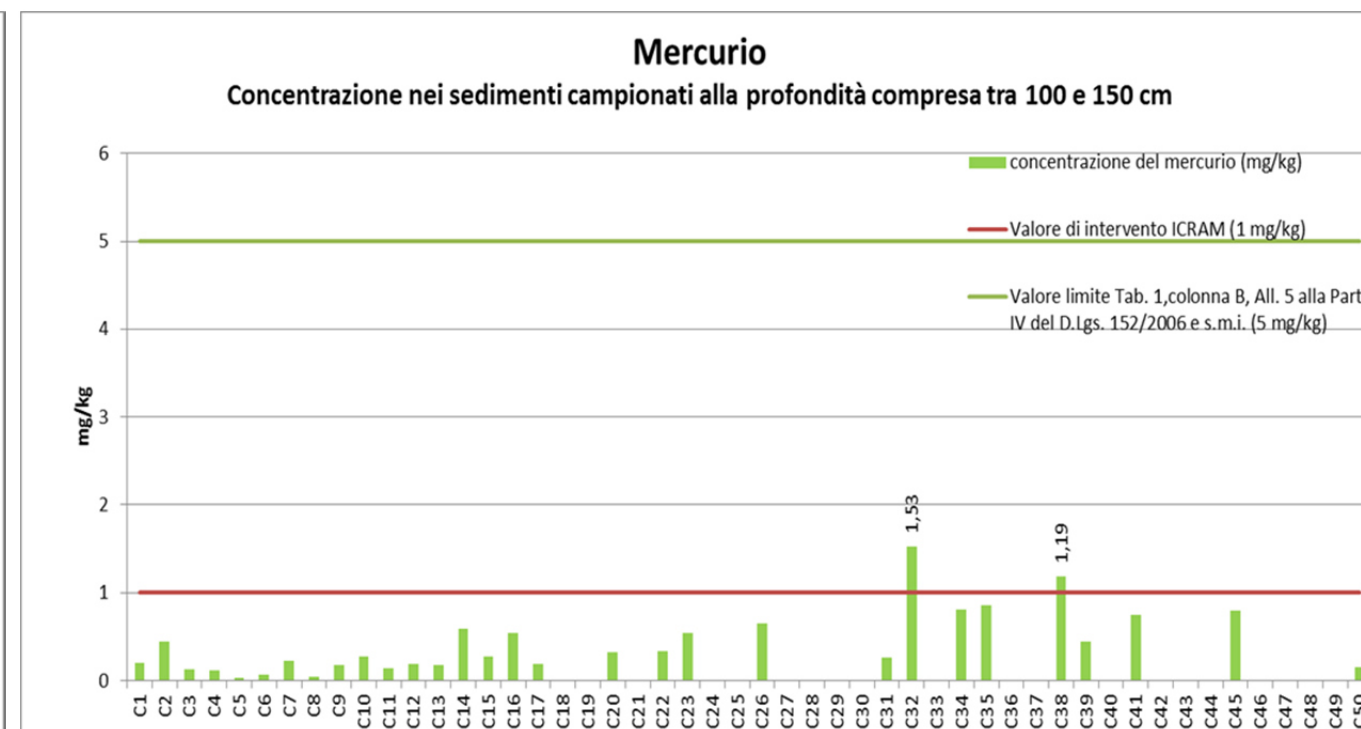
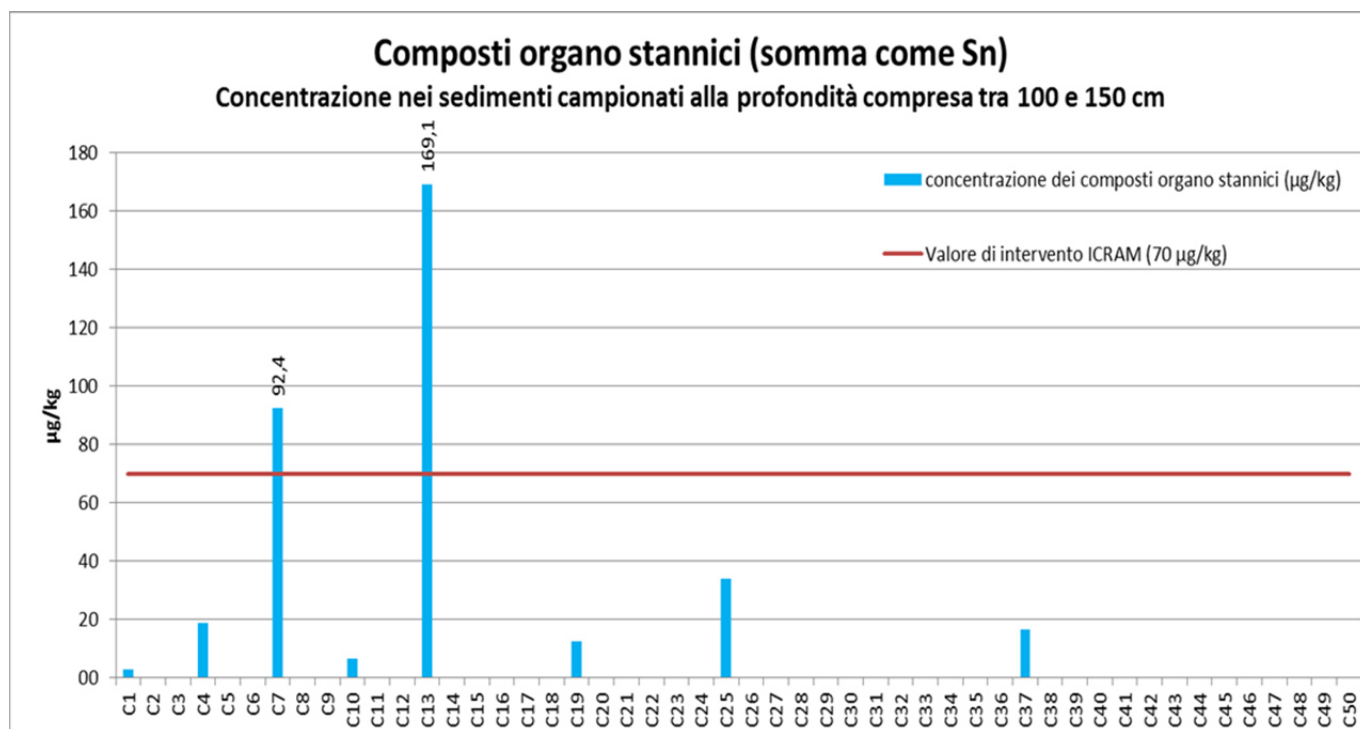


Figura 19: Concentrazione dei composti organo stannici nei sedimenti (profondità 100-150 cm)

Figura 20: Concentrazione del mercurio nei sedimenti (profondità 100-150 cm)

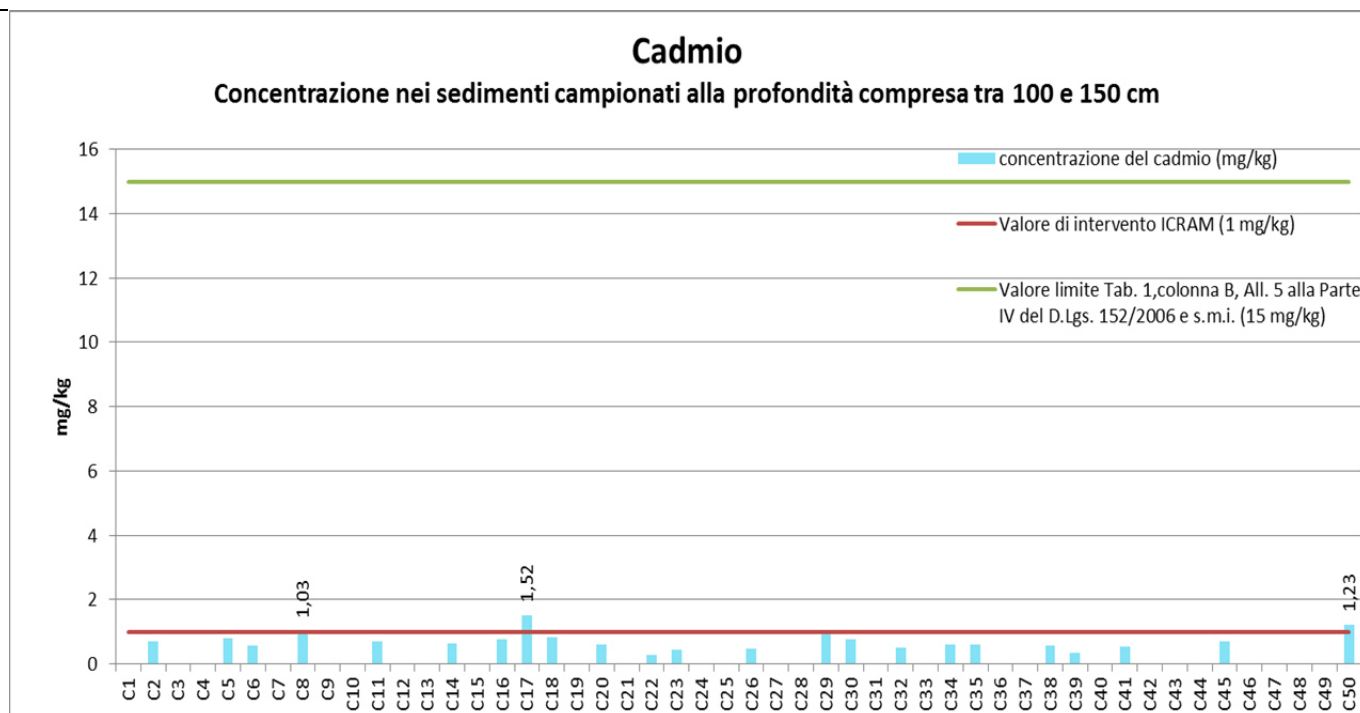


Figura 21: Concentrazione del cadmio nei sedimenti (profondità 100-150 cm)



# PORTO COMMERCIALE DI AUGUSTA - REALIZZAZIONE BANCHINA CONTAINERS

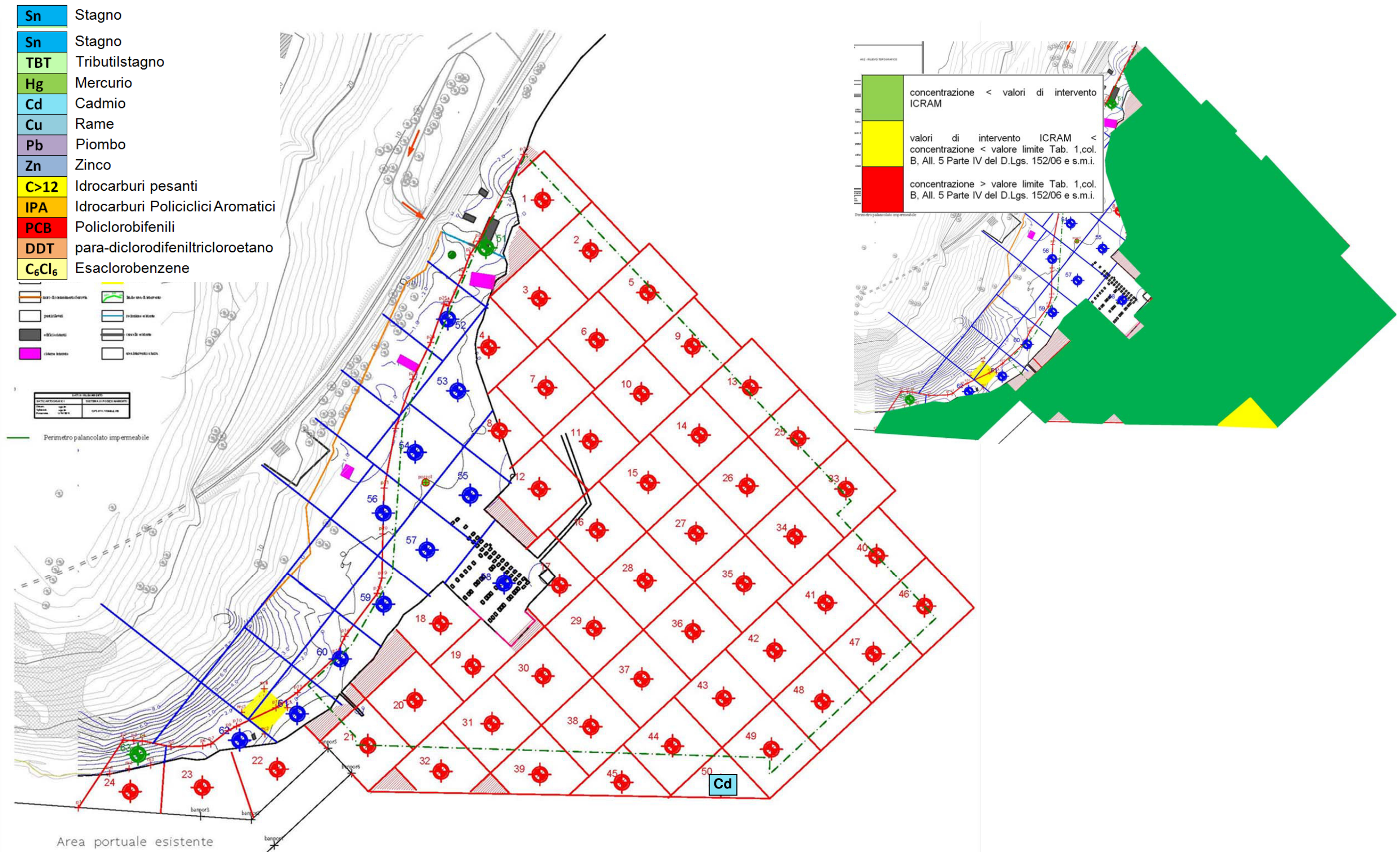


Figura 22: Distribuzione dei contaminanti nei sedimenti - Livello 250-300 cm



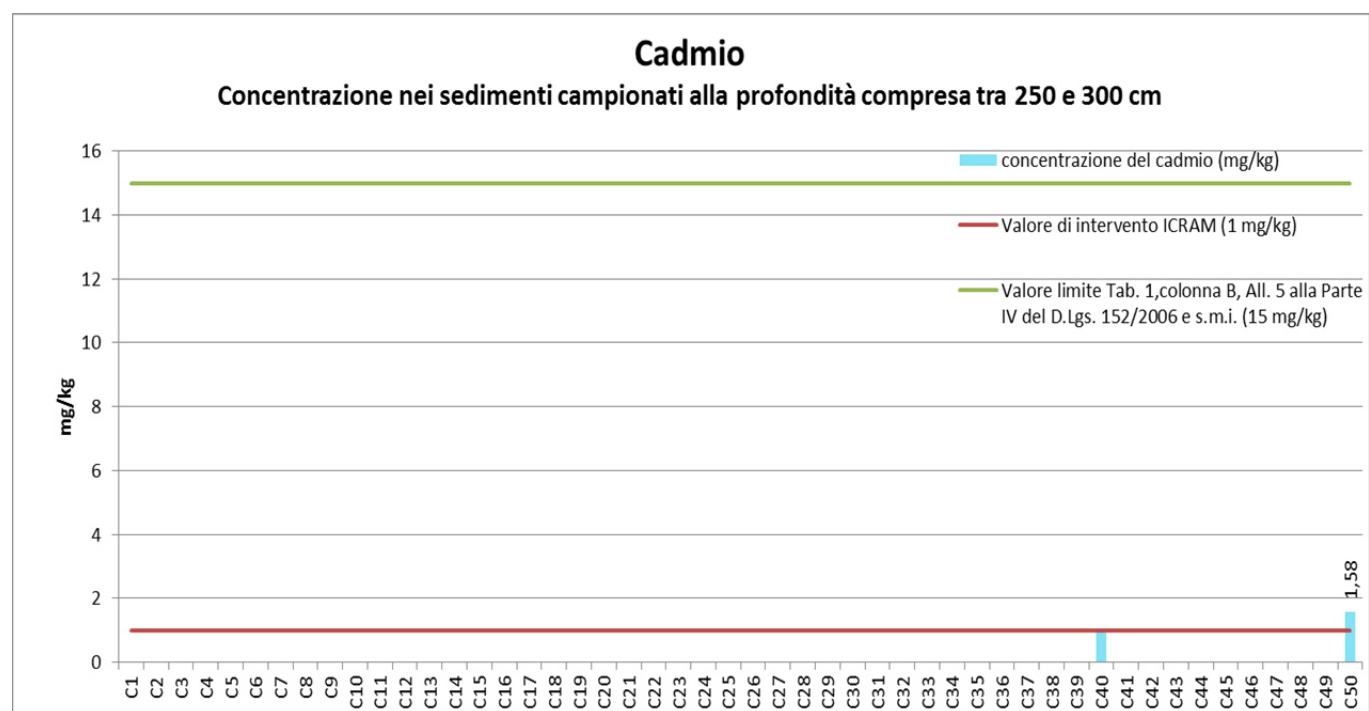


Figura 23: Concentrazione del cadmio nei sedimenti (profondità 250-300 cm)

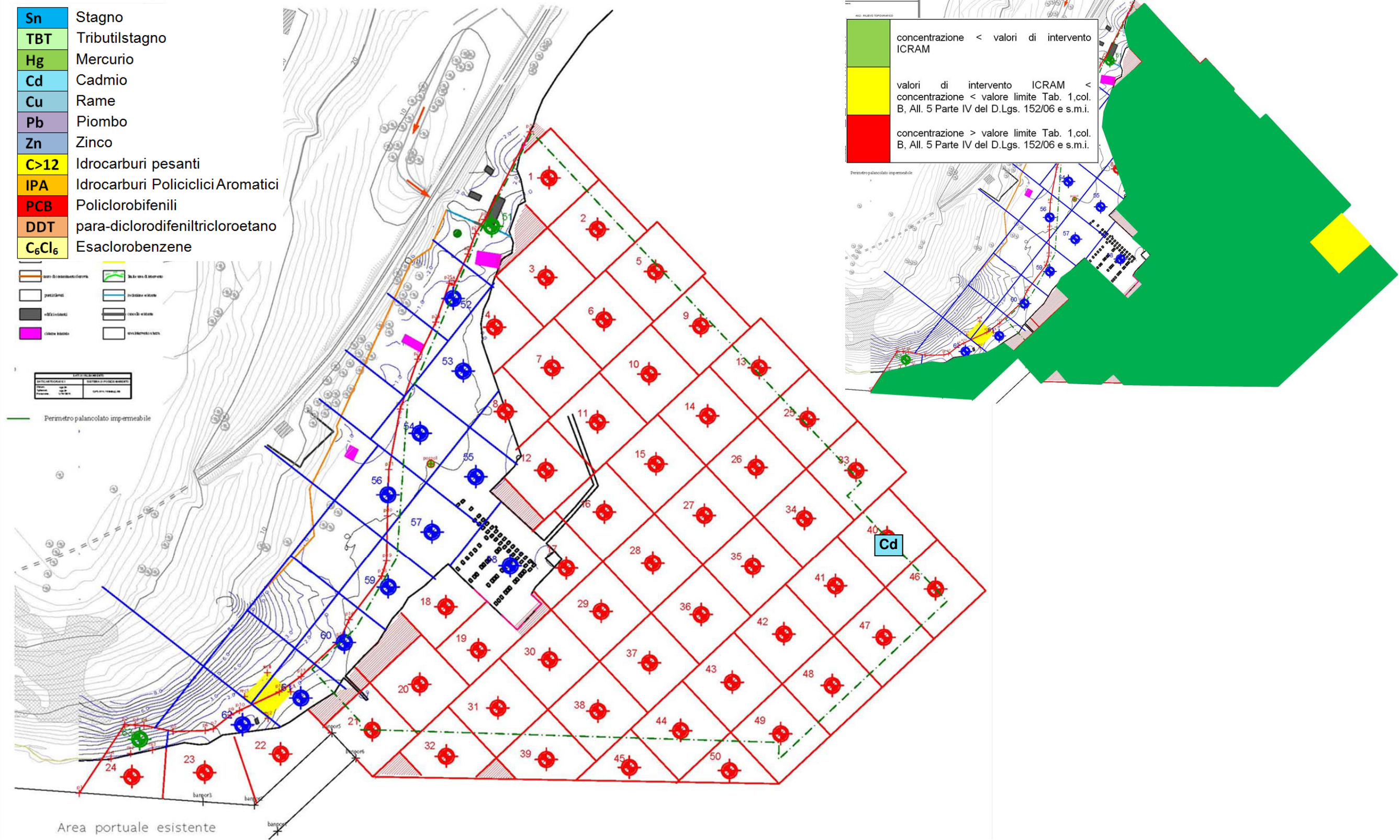


Figura 24: Distribuzione dei contaminanti nei sedimenti - Livello 700-750 cm



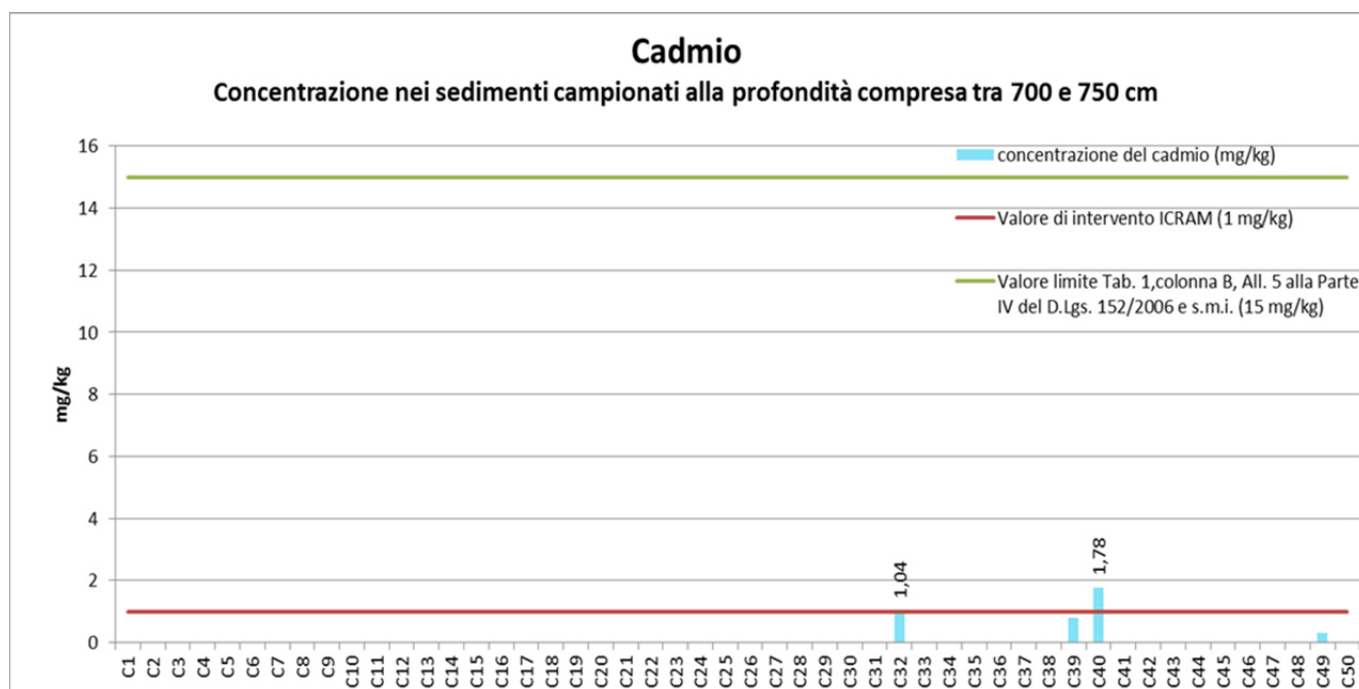


Figura 25: Concentrazione del cadmio nei sedimenti (profondità 700-750 cm)

### 3.3 Classificazione dei sedimenti marini

La classificazione dei sedimenti marini dell'area di studio è condotta secondo le indicazioni del Manuale ICRAM-APAT, ha portato all'attribuzione delle classi di qualità A2 e B2 descritte di seguito (Figura 26):

<b>A2</b>	Materiale da utilizzare o ricollocare secondo la seguente priorità: 1. Ricostruzione di strutture naturali in ambito marino costiero compresa la deposizione finalizzata al ripristino della spiaggia sommersa (solo nel caso di prevalente composizione sabbiosa). 2. Riempimenti di banchine e terrapieni in ambito portuale; 3. Riutilizzi a terra (secondo la normativa vigente); 4. Deposizione in bacini di contenimento (es. vasche di colmata); 5. Immersione in mare.
<b>B2</b>	Materiale da utilizzare o ricollocare secondo la seguente priorità: 1. Riutilizzi a terra (secondo la normativa vigente); 2. Deposizione all'interno di bacini di contenimento con impermeabilizzazione laterale e del fondo. 3. Smaltimento presso discarica a terra.

Figura 26: Stralcio della Tabella 2.2 del manuale ICRAM-APAT per la movimentazione di sedimenti marini

Si evidenzia che per entrambe le classi A2 e B2 è prevista la deposizione all'interno di bacini di contenimento.

Nella successiva Tabella 2 sono riportate, per ciascuna carota e per ciascun livello di profondità del sedimento compreso tra 0 e 200 cm, le classi di qualità dei sedimenti definite tramite l'applicazione delle indicazioni del Manuale ICRAM-APAT. Laddove non erano disponibili tutti i dati necessari per procedere alla classificazione in tabella è riportata la dicitura "non calcolabile" (n.c.).



Le medesime informazioni sono rappresentate nelle carte (Figura 27÷Figura 30) nelle quali è rappresentata la distribuzione delle due classi all'interno delle maglie 50x50.

**Tabella 2: Classificazione dei sedimenti marini secondo le indicazioni del Manuale ICRAM**

Carota	Classe di qualità				Carota	Classe di qualità			
	Profondità (cm)					Profondità (cm)			
	0-50	50-100	100-150	150-200		0-50	50-100	100-150	150-200
C1	A2	n.c.	A2	n.c.	C26	B2	A2	n.c.	n.c.
C2	B2	A2	n.c.	n.c.	C27	B2	n.c.	n.c.	B2
C3	B2	n.c.	n.c.	A2	C28	A2	n.c.	A2	n.c.
C4	B2	n.c.	A2	n.c.	C29	B2	A2	n.c.	n.c.
C5	B2	B2	n.c.	n.c.	C30	B2	n.c.	n.c.	n.c.
C6	B2	n.c.	n.c.	A2	C31	B2	n.c.	A2	n.c.
C7	B2	n.c.	B2	n.c.	C32	A2	A2	n.c.	n.c.
C8	B2	n.c.	n.c.	n.c.	C33	A2	n.c.	n.c.	n.c.
C9	B2	n.c.	n.c.	A2	C34	B2	n.c.	n.c.	n.c.
C10	B2	n.c.	A2	n.c.	C35	B2	A2	n.c.	n.c.
C11	B2	B2	n.c.	n.c.	C36	B2	n.c.	n.c.	A2
C12	B2	n.c.	n.c.	B2	C37	B2	n.c.	B2	n.c.
C13	B2	n.c.	B2	n.c.	C38	B2	n.c.	n.c.	n.c.
C14	A2	A2	n.c.	n.c.	C39	A2	n.c.	n.c.	A2
C15	B2	n.c.	n.c.	n.c.	C40	A2	n.c.	A2	n.c.
C16	B2	n.c.	n.c.	n.c.	C41	A2	A2	n.c.	n.c.
C17	B2	A2	n.c.	n.c.	C42	A2	n.c.	n.c.	A2
C18	B2	n.c.	n.c.	n.c.	C43	A2	n.c.	A2	n.c.
C19	B2	n.c.	B2	n.c.	C44	B2	A2	n.c.	n.c.
C20	B2	A2	n.c.	n.c.	C45	A2	n.c.	n.c.	A2
C21	A2	n.c.	n.c.	A2	C46	B2	n.c.	A2	n.c.
C22	A2	n.c.	n.c.	n.c.	C47	B2	A2	n.c.	n.c.
C23	A2	A2	n.c.	n.c.	C48	A2	n.c.	n.c.	A2
C24	A2	n.c.	n.c.	A2	C49	A2	n.c.	A2	n.c.
C25	B2	n.c.	A2	n.c.	C50	A2	A2	n.c.	n.c.



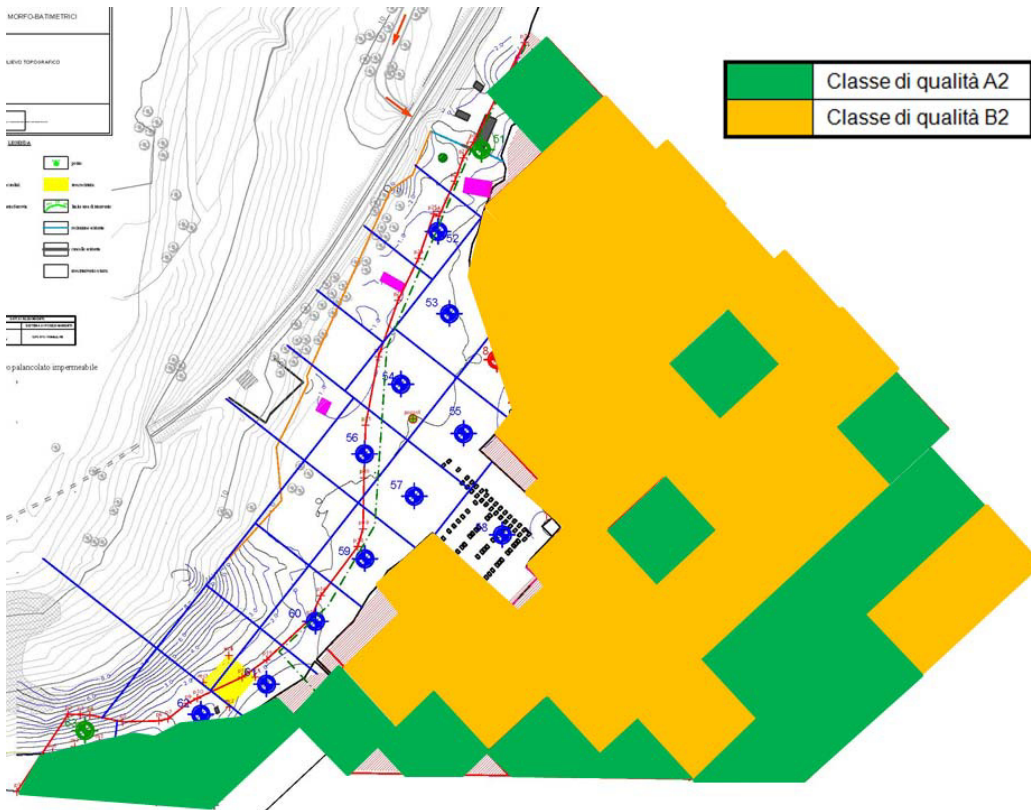


Figura 27: Distribuzione delle classi di qualità dei sedimenti - Livello 0-50 cm

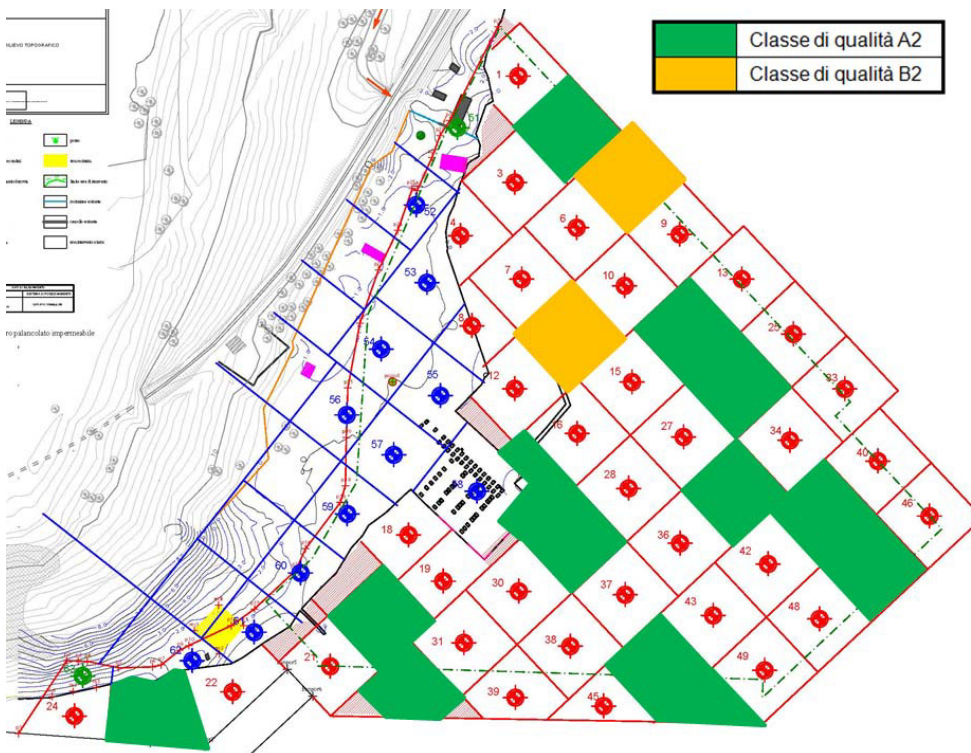


Figura 28: Distribuzione delle classi di qualità dei sedimenti - Livello 50-100 cm



# PORTO COMMERCIALE DI AUGUSTA - REALIZZAZIONE BANCHINA CONTAINERS

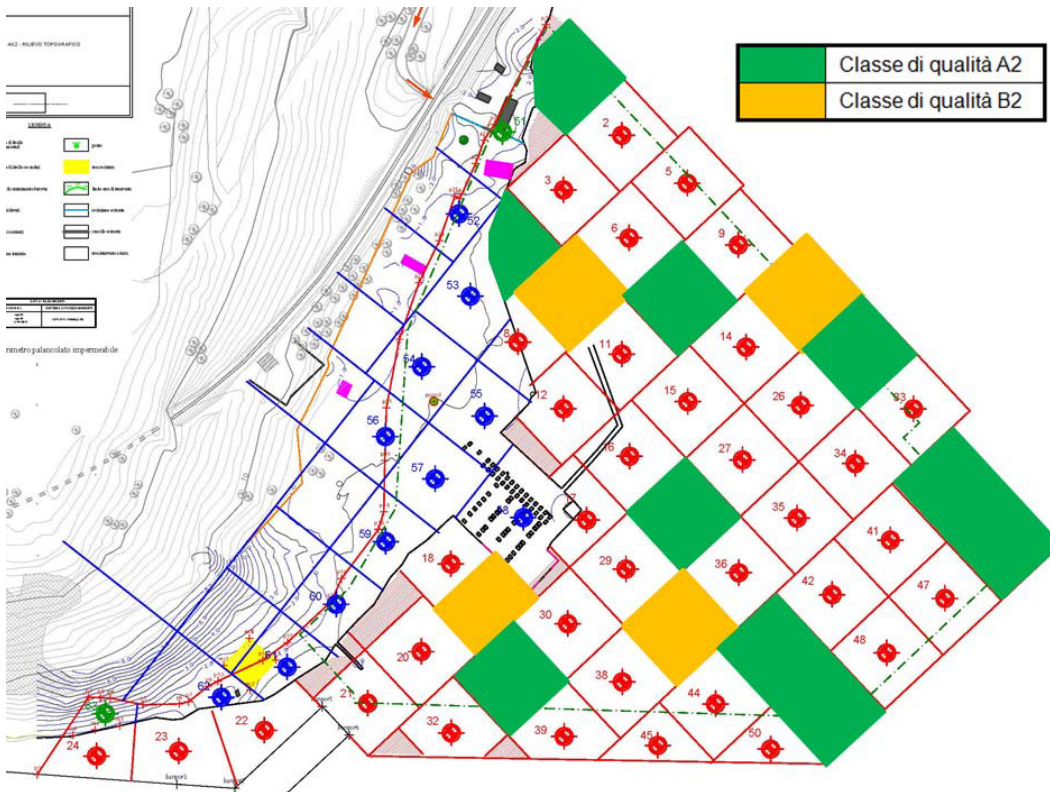


Figura 29: Distribuzione delle classi di qualità dei sedimenti - Livello 100-150 cm

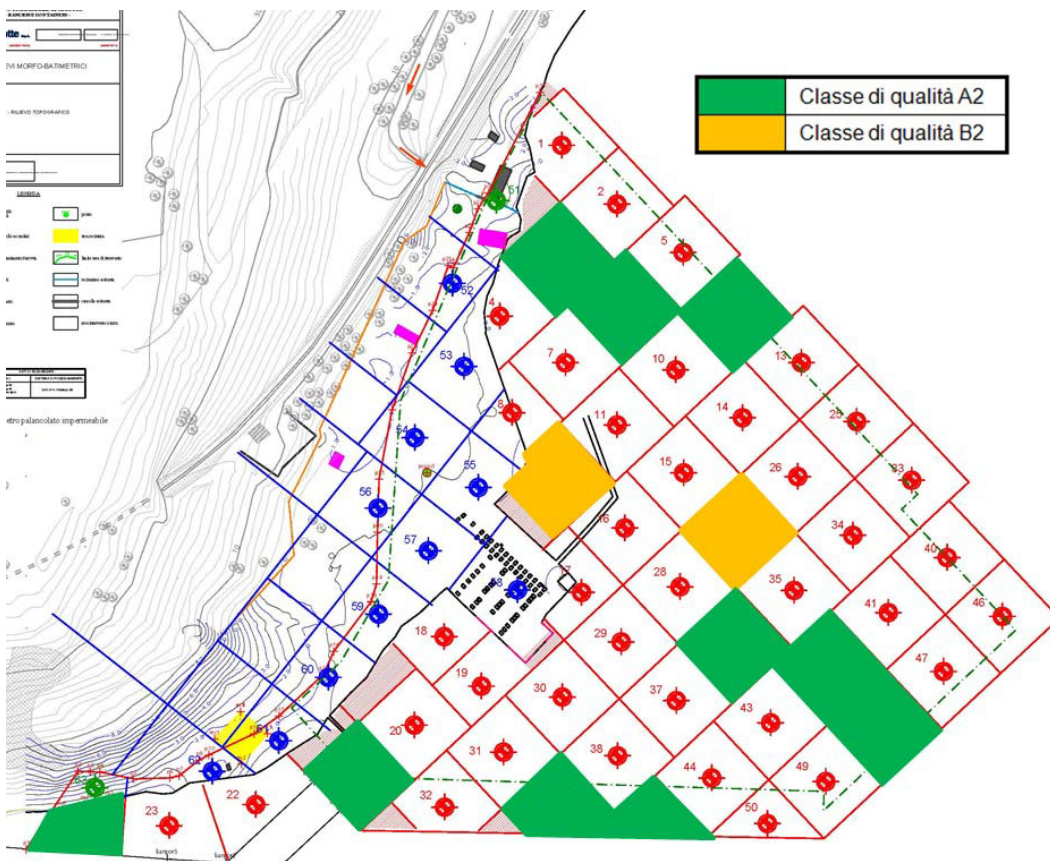


Figura 30: Distribuzione delle classi di qualità dei sedimenti - Livello 150-200 cm





## **4.0 ANALISI DI RISCHIO ECOLOGICO**

### **4.1 Fase 1 – Formulazione del problema**

La formulazione del problema è la fase iniziale dell'analisi di rischio ecologico. Sulla base dei dati disponibili, nei capitoli successivi, si riporta una descrizione delle condizioni ambientali dell'area di studio, l'individuazione dei contaminanti presenti e il dettaglio dei meccanismi di trasporto e di manifestazione dell'ecotossicità.

#### **4.1.1 Descrizione generale ambientale**

La rada di Augusta si estende da Capo Santa Croce a Punta Magnisi, su un tratto di litorale di circa 37 km di lunghezza, un'estensione superficiale di 23,5 km<sup>2</sup>, una profondità media dei fondali di circa 15 m. L'area di studio è ubicata nel settore settentrionale della rada, interessa un'estensione marina pari a circa 0,12 km<sup>2</sup>, uno sviluppo costiero di circa 0,5 m e una profondità massima pari a 14 m.

Lo specchio d'acqua della rada è interessato da scarsa agitazione indotta dal moto ondoso. Tale situazione, confermata dai dati correntometrici rilevati in sito, è principalmente dovuta alla costruzione delle dighe foranee, le quali hanno ostacolato il ricambio idrico delle acque interne con il mare aperto. L'assenza di circolazione è particolarmente marcata nel settore settentrionale, dove è ubicata l'area del presente studio. L'andamento della temperatura dell'acqua ha evidenziato una variazione stagionale con valori di circa 15°C in primavera, superiori a 28°C in estate e pari a circa 14°C in inverno. La salinità è mediamente compresa tra 37,8 e 38,1 PSU. La torbidità risulta tendenzialmente aumentare gradualmente passando dalla superficie verso il fondo.

La fauna e flora dell'area di studio sono quelle tipiche di un bacino portuale semichiuso impattato da attività antropiche. Le fanerogame marine sono assenti, tra le alghe sono state segnalate nell'area la specie alloctona *Caulerpa racemosa* e le ulvacee. Tra i molluschi, oltre al mitilo (*Mytilus galloprovincialis*) sono stati osservati nel corso degli studi condotti il murice (*Hexaplex trunculus*) e l'ostrica (*Ostrea edulis*). Diverse specie di briozoi colonizzano la rada, tra queste *Schizoporella errata*, specie tipica di ambienti portuali e indicatrice di ambienti instabili. Tra i crostacei, oltre alle specie tipiche della zona sopralitorale e mesolitorale, risulta presente anche la specie granchio americano (*Portunus pelagicus*), specie alloctona di origine indopacifica.

La fauna ittica è caratterizzata dalle principali specie nectoniche e bento-nectoniche tipicamente presenti nei piani mesolitorale e infralitorale del Mediterraneo meridionale. Tra le altre sono state campionate nel corso delle caratterizzazioni ambientali e di altri studi eseguiti nella rada le seguenti specie: la triglia di fango (*Mullus barbatus*), il sarago sparaglione (*Diplodus annularis*), la boga (*Boops boops*), la donzella (*Coris julis*). Tra le specie dominanti è inoltre molto verosimile anche la presenza di branzini (*Dicentrarchus labrax*), cefali (*Mugil spp*, *Liza spp*) e castagnole (*Chromis chromis*).

Considerate le caratteristiche morfologiche della rada è inoltre verosimile supporre la presenza di un numero rilevante di forme ittiche giovanili soprattutto nel periodo primaverile (aprile-giugno).

Per quanto riguarda le specie ittiofaghe si rileva la presenza di numerose specie appartenenti alla fauna ornitica migratrici e stanziali. In particolare si segnala la presenza di numerosi laridi quali lo zafferano (*Larus fuscus*), il gabbiano roseo (*Larus genei*), il beccapesci (*Sterna sandvicensis*) e di sulidi, tra cui il marangone (*Phalacrocorax carbo*). Numerose sono infine le specie migratrici appartenenti al genere *Anas*, tra cui ad esempio *A. acuta*, *A. clypeata*, *A. platyrhynchos*.

#### **4.1.2 Il destino ambientale dei contaminanti e meccanismi di trasporto**

Sulla base delle risultanze di cui al capitolo 3.0, sono stati individuati i seguenti contaminanti: Policlorobifenili (PCB); Idrocarburi Policiclici Aromatici (IPA); Idrocarburi pesanti con C>12 (IC>12); Paradiclorodifeniltricloroetano (DDT); Esaclorobenzene (C<sub>6</sub>Cl<sub>6</sub>); composti organostannici (Sn organico totale e TBT); metalli (Cd, Hg, Cu, Zn, Pb).

Nel presente capitolo si descrivono i contaminanti con particolare riferimento alle caratteristiche di tossicità per gli organismi acquatici, alle potenzialità di bioaccumulo e di biodegradazione.



### Policlorobifenili (PCB)

I PCB sono una serie di 209 composti aromatici costituiti da molecole di bifenile variamente clorate che possono essere tossici per l'ambiente acquatico. Sebbene attualmente in buona parte banditi a causa della loro tossicità e della loro tendenza a bioaccumularsi, le principali sorgenti di contaminazione di PCB sono costituite da perdite, effluenti industriali e pubblici, lisciviazione da suoli contaminati, fuoriuscite incontrollate da aree di discarica e deposizione atmosferica (Strachan, 1988; WHO, 1992).

Il destino ambientale ed il comportamento ambientale dei PCB nei sistemi acquatici sono influenzati da numerosi processi fisici, chimici e biologici. Mentre i processi quali la fotossidazione, l'idrolisi e la biodegradazione portano alla trasformazione della sostanza in altri composti chimici (ad esempio acido benzoico, acido fenilpiruvico), altri processi quali la solubilizzazione, la rimobilizzazione, la volatilizzazione, l'adsorbimento ed il desorbimento, la risospensione e il bioaccumulo sono responsabili del trasporto a lungo raggio, della ciclizzazione del PCB e del suo conseguente accumulo nei suoli, nei sedimenti e nei tessuti biologici (Eisler, 1986; Coulston and Kolbye, 1994). Il passaggio dei PCB attraverso i differenti comparti ambientali, ed il relativo destino ambientale, è favorito dalle loro caratteristiche di stabilità termica e chimica. Inoltre, la maggior parte dei PCB introdotti nell'ambiente acquatico sono incorporati nei sedimenti (Baker *et al.*, 1985).

Effetti negativi sulle componenti biologiche associate alle concentrazioni di PCB nei sedimenti sono rappresentati da variazioni nella ricchezza specifica e nell'abbondanza degli invertebrati bentonici, organismi che vengono inoltre comunemente utilizzati come indicatori ecotossicologici (Environment Canada, Appendices I-IV, 1998).

### Idrocarburi Policiclici Aromatici (IPA)

Gli IPA sono composti formati da due o più anelli aromatici che derivano prevalentemente dalla combustione incompleta di materia organica come ad esempio carbone, derivati del petrolio, olio o biomassa. Gli IPA sono sostanze semivolatili trasportate dalle masse d'aria sia allo stato di gas sia adsorbite sulla frazione solida in sospensione e sono sostanze di interesse tossicologico in quanto alcune di esse sono considerate probabili o possibili cancerogeni (cIPA) (IARC, 1984).

Gli IPA hanno una scarsa solubilità in acqua, dipendente dalle elevate dimensioni di queste molecole e dall'assenza di gruppi sostituenti con forte affinità per l'acqua. I valori di solubilità sono compresi tra 0,0005 mg/l del dibenzo(a,h) antracene e 31 mg/l del naftalene. L'elevato peso molecolare determina anche una scarsa volatilità di queste molecole, i cui valori di tensione di vapore sono compresi negli ordini di grandezza  $10E-7$ ÷ $10E-10$  (fanno eccezione il naftalene, il fenantrene e l'antracene, con valori di 3-4 ordini di grandezza superiori).

La bassa solubilità in acqua si accompagna ad una elevata lipofilicità, che favorisce l'adsorbimento alle particelle di suolo e di sedimenti.

Il destino ambientale ed il comportamento ambientale degli IPA nei sistemi acquatici sono influenzati da numerosi processi fisici, chimici e biologici. Alcuni processi quali la fotossidazione, l'idrolisi, la biotrasformazione, la biodegradazione e la mineralizzazione trasformano gli IPA in altre sostanze; altri processi fisici quali l'adsorbimento, il desorbimento, la solubilizzazione, la volatilizzazione, la risospensione ed il bioaccumulo sono invece responsabili dell'entrata in circolo di questa sostanza nell'ambiente acquatico.

L'effetto di questi processi dipende dalle caratteristiche del sedimento e dalle proprietà chimico-fisiche del congenere IPA considerato. Considerando che nei sistemi acquatici molti IPA tendono ad essere non volatili e scarsamente solubili, gli IPA vengono incorporati all'interno dei sedimenti mediante meccanismi di associazione con il particolato organico presente nella colonna d'acqua. A seguito di questo meccanismo, i sedimenti rappresentano un'importante sorgente e via di esposizione degli IPA per gli organismi acquatici.

Effetti negativi sulle componenti biologiche associate alle concentrazioni di IPA nei sedimenti sono rappresentati da riduzioni di abbondanza, di diversità specifica, di crescita e da variazioni nei meccanismi



fisiologici e dei comportamenti degli invertebrati bentonici (Environment Canada, Appendices I– XIX, 1998). La mortalità rappresenta l'indicatore ecotossicologico più utilizzato.

### Idrocarburi pesanti con C>12 (IC>12)

Gli idrocarburi pesanti sono una miscela complessa di centinaia di composti idrocarburici, che comprendono composti pesanti a catena lunga e ramificata.

Le perdite di prodotti petroliferi nell'ambiente migrano attraverso il suolo seguendo generalmente due modalità: la prima quando il flusso della massa del prodotto petrolifero si infiltra nel terreno mosso dalla risultante della forza di gravità e della pressione capillare, la seconda quando i singoli composti si separano dalla massa totale della miscela dissolvendosi in aria e acqua. Quando si presenta la prima modalità di trasporto citata, si ha una nulla o al massimo trascurabile separazione della massa totale nei singoli componenti, la velocità di filtrazione è alta rispetto al grado di dissoluzione. Molti composti insolubili e scarsamente mobili in acqua lo sono, per contro, nella massa della miscela idrocarburica e si spostano seguendo il flusso di quest'ultima. I fattori che influenzano il tasso di infiltrazione della miscela includono il grado di umidità del suolo, la presenza di vegetazione, le caratteristiche del terreno, il tipo di rilascio (istantaneo a seguito di un incidente o una perdita lenta), la granulometria del terreno (sabbia, argilla), e la viscosità del prodotto.

La solubilità è uno dei fattori chiave per determinare il comportamento del composto in esame, e quindi l'impatto di una sostanza chimica sull'ambiente. La solubilità generalmente diminuisce con l'aumentare del peso molecolare del composto idrocarburico. A parità del peso molecolare, gli idrocarburi aromatici sono più solubili e mobili in acqua rispetto agli idrocarburi alifatici (ASRM 1995)

È importante notare che la ripartizione dei composti organici fra le varie matrici ambientali è influenzato dalla presenza di altri composti idrocarburici nel sottosuolo. In particolare le concentrazioni disciolte raggiunte da ogni componente di una miscela sono sempre minori delle concentrazioni che raggiungerebbero i singoli componenti.

Il coefficiente di ripartizione carbonio organico – acqua (Koc) quantifica la tendenza di un composto organico di ripartirsi fra l'acqua e il carbonio organico nel suolo. La mobilità chimica può essere determinata dalla propensione che un composto ha di legarsi maggiormente con il carbonio organico presente nella matrice solida o con l'acqua. Se la sostanza chimica ha una forte affinità con la matrice solida (adsorbato) tende ad essere immobilizzata e le probabilità di ritrovarla a grandi distanze dal punto di rilascio è molto remota. Per contro, se la sostanza chimica è debolmente adsorbita sul substrato solido, le probabilità di una migrazione sensibile aumentano notevolmente.

Il grado di adsorbimento non è solamente influenzato dalla mobilità del composto, ma anche dalle reazioni di trasformazione e trasporto.

Una classificazione della mobilità basata sul Koc indica che per valori < 50 l/kg, 50-150 l/kg e 150-500 l/kg si hanno rispettivamente composti molto mobili, mobili e scarsamente mobili.

La biodegradazione degli idrocarburi è dovuta al fatto che colonie di batteri presenti nel terreno utilizzano le sostanze organiche come fonte di energia. Diversamente da altri processi che distribuiscono la massa iniziale del contaminante in volumi di terreno o acqua sempre maggiori, la biodegradazione riduce effettivamente la massa della contaminazione. I prodotti finali della biodegradazione sono anidride carbonica, biomassa e acqua.

La velocità con la quale avviene la biodegradazione degli idrocarburi dipende dalla composizione chimica dei prodotti rilasciati nell'ambiente così come dalle caratteristiche intrinseche del sito. Generalmente gli idrocarburi a catena lineare sono degradati più velocemente degli idrocarburi alifatici ramificati. Poiché la maggior parte dei composti solubili in acqua può venire degradato in un breve intervallo di tempo da quando entra in contatto con la falda, il risultato ottenuto è quello di avere una miscela arricchita di idrocarburi più ramificati



I fattori ambientali quali la quantità di ossigeno presente, il pH, il contenuto di umidità, la temperatura, la concentrazione dei nutrienti e la tipologia dei batteri influenzano la velocità di degradazione. Nella quasi totalità dei casi, la presenza di ossigeno è essenziale per una effettiva biodegradazione del prodotto. La decomposizione anaerobica degli idrocarburi è estremamente lenta.

A titolo di esempio, l'alto peso molecolare degli idrocarburi alifatici (con frazioni alifatiche  $C_{13}$ - $C_{18}$  and  $C_{19}$ - $C_{36}$ ) conduce ad un basso valore di solubilità e ad un alto valore di log Kow (7.2 – 13.07) che si traduce in un'alta affinità per la fase organica o la fase oleosa del sedimento ed una bassa affinità per la fase acquosa dove potrebbero essere bioaccumulati dagli organismi acquatici (Battelle, 2007).

I meccanismi di tossicità degli idrocarburi sono molto vari, ma sinteticamente producono negli organismi interferenze più o meno dirette sui sistemi di membrana e sui processi di crescita; nei pesci, un effetto importante si ha con l'occlusione delle branchie per l'inibizione dei sistemi respiratori, nel fitoplancton con effetti a livello della crescita, della respirazione e del tasso di fotosintesi; nelle larve, con la mortalità e l'alterazione dello sviluppo; nel benthos, possono alterare la biomassa e l'abbondanza delle comunità bentoniche (ICRAM, 2008).

### Para-diclorodifeniltricloroetano (DDT)

Il DDT può entrare in contatto con gli ecosistemi acquatici direttamente mediante l'applicazione del pesticida su superfici d'acqua o indirettamente mediante deposizione atmosferica. Quest'ultima modalità può derivare da operazioni di nebulizzazione o mediante la sua volatilizzazione a partire da suolo, piante e superfici acquatiche. L'aria contenente DDT può essere trasportata a distanze considerevoli.

In generale il DDT è chimicamente stabile alle normali condizioni ambientali. Le sue proprietà chimico-fisiche, quali la bassa solubilità in acqua e l'alta solubilità nei lipidi (alto valore di Coefficiente di ripartizione n-ottanolo/acqua) e l'alto valore di Koc (coefficiente di ripartizione suolo –acqua), sono tali per cui il DDT e i suoi metaboliti sono preferenzialmente incorporati nei sedimenti ed accumulati nei tessuti animali piuttosto che rimanere nella colonna d'acqua. Pertanto i sedimenti rappresentano un'importante via di esposizione di DDT agli organismi acquatici.

Effetti negativi sulle componenti biologiche associate alle concentrazioni di DDT nei sedimenti sono rappresentati da una diminuzione della diversità e dell'abbondanza degli invertebrati bentonici (Environment Canada, Appendices III to VIII, 1998).

### Esaclorobenzene ( $C_6Cl_6$ )

L'esaclorobenzene, noto anche come perclorobenzene, è un composto organico derivato da un anello di benzene policlorurato in cui tutti gli atomi di idrogeno sono sostituiti dal cloro.

L'esaclorobenzene è ampiamente diffuso nell'ambiente ed è rintracciabile in particolare nei comparti acquatici e nei sedimenti. E' una sostanza persistente: si stima che il suo dimezzamento nei suoli ad opera di meccanismi aerobici ed anaerobici vari da 2,7 a 22 anni. MacKay *et al.* (1992) indicano che in acqua il tempo di dimezzamento sia maggiore di 6 anni. L'esaclorobenzene è relativamente insolubile in acqua e si ripartisce fortemente nei sedimenti. Infine, la sua persistenza e l'alto valore del coefficiente di ripartizione ottanolo/acqua (logKow = 5.5) fanno sì che si bioaccumuli nell'organismo. Fattori di bioconcentrazione (BCF) misurati in diversi comparti ambientali hanno fornito valori da 300 a 35,000 l/kg (WHO IPCS, 1997).

### Composti organostannici(Sn organico totale e TBT)

I composti organostannici sono composti organici che contengono almeno un legame fra carbonio e stagno.

La tossicità dei composti organici dello stagno dipende dalla dimensione e dal numero dei sostituenti organici (aumenta con l'aumentare del numero di sostituenti). Tra i composti organostannici più conosciuti vi



è il TBT, molecola sintetizzata dall'uomo, costituita da uno ione centrale  $\text{Sn}^{+4}$  legato a uno, due, tre o quattro gruppi butilici (rispettivamente mono-, di- tri- o tetrasostituito).

La proprietà di forte biocida del TBT ne ha favorito l'utilizzo e la commercializzazione come additivo per vernici per natanti, per prevenire l'adesione di strati di organismi acquatici sulle chiglie delle navi (*fouling*). Tra gli anni '70 e '80, poco dopo i primi utilizzi come *antifouling*, è stato rilevato l'impatto ambientale del TBT: deformazione della conchiglia dei crostacei, distruzione di ormoni nei molluschi, inibizione della crescita delle alghe. Inoltre il TBT ha mostrato persistenza nell'ambiente e capacità di essere adsorbito dai sedimenti marini e di essere bioaccumulato nei tessuti degli organismi acquatici.

### Metalli

La valutazione della tossicità e della biodisponibilità dei metalli nei sedimenti e nell'acqua marina dipende da numerose variabili quali ad esempio il pH ed il carbonio contenuto nei sedimenti. Inoltre l'assorbimento, la distribuzione e l'escrezione dei metalli in un organismo dipende dal metallo, dalla forma del metallo o del composto e dalla capacità degli organismi di regolare e incorporare il metallo stesso (EPA, 2007).

Di seguito si riporta una sintesi delle proprietà chimico-fisiche e tossicologiche dei metalli individuati:

- Cd: il cadmio è presente naturalmente negli ambienti acquatici, ma il suo utilizzo biologico non è conosciuto ed è considerato uno dei metalli più tossici. Mentre il Cd è rilasciato attraverso processi naturali, sono aumentate ampiamente le emissioni antropogeniche di Cd. Nei sistemi acquatici il Cd è affine ai sedimenti ed è rapidamente mobilizzato attraverso una ampia gamma di processi chimici e biologici. La tossicità del Cd per gli organismi acquatici varia dalla specie e dalla fase di vita dell'organismo e dalla presenza o meno di altre sostanze tossiche e dalla durata dell'esposizione.
- Hg: il mercurio è una sostanza tossica. La sua alta affinità per i legami organici rende questa sostanza altamente trasportabile dai sedimenti alla colonna d'acqua (Stordal *et al.*, 1996). Gli effetti legati al mercurio sugli organismi acquatici sono la mortalità, la riduzione della fertilità e un indebolimento dello sviluppo degli organismi bentonici nelle prime fasi di sviluppo.
- Cu e Zn: a causa della sua affinità con la materia organica e con le particelle, principalmente con ossidi di ferro e di manganese, il rame tende ad accumularsi nei sedimenti (Campbell e Tessier, 1996). Gli effetti legati al rame sugli organismi acquatici sono la mortalità, la riduzione della fertilità e una riduzione dell'abbondanza e della diversità degli organismi bentonici.
- Pb: il piombo è un elemento che risulta tossico per l'ambiente ad elevate concentrazioni. Il piombo entra nei sistemi acquatici mediante deposizione aerea o mediante lisciviazione da substrati in cui è associato con particolato come ossidi di ferro e manganese.

### 4.1.3 Identificazione degli scenari di esposizione potenziali

Nel presente studio, oltre allo scenario attuale, per ciascuna delle due soluzioni progettuali sono discusse ed esaminate le fasi che presentano i maggiori rischi di contaminazione:

- **Scenario Attuale.** Si intende l'attuale configurazione del sito, in cui non sono in corso attività di movimentazione o asportazione dei sedimenti marini o attività di conterminazione degli stessi all'interno di una cassa di colmata. In questo scenario si assume che il sedimento contaminato sia la sorgente di contaminazione a cui gli organismi possono essere esposti attraverso differenti percorsi di esposizione.
- **Scenario Futuro 1.** Considera la soluzione del Progetto Iniziale nella fase di asportazione dei sedimenti contaminati mediante dragaggio. In questo scenario si assume che, come successivamente dettagliato, il sedimento contaminato oggetto di movimentazione possa potenzialmente diventare una sorgente di contaminazione in fase di dragaggio e trasporto.





- **Scenario Futuro 2.** Considera la soluzione del Progetto con cassa di colmata delimitata da palancole metalliche impermeabili. In questo scenario sono esaminati due distinti momenti progettuali: (i) l'impiantazione delle palancole nel fondo marino, dove si assume che il sedimento messo in sospensione dal contatto meccanico delle palancole e degli altri elementi di costruzione possa essere una potenziale sorgente di contaminazione; (ii) la situazione a lavori completati dove si assume che il sedimento contaminato e conterminato sia la potenziale sorgente di contaminazione.

#### 4.1.4 Confronto tra le concentrazioni misurate e i valori di riferimento per la tossicità

Il confronto proposto di seguito ha l'obiettivo di analizzare preliminarmente i valori misurati con i valori di riferimento basati su un approccio conservativo a partire dai dati riportati in APPENDICE A.

In particolare per i valori di riferimento si utilizzano i dati indicati in Allegato A come "Valori di Intervento" laddove sono disponibili, e si fa anche riferimento ai valori di PEL (*Probable Effect Level*) che rappresenta la concentrazione sopra la quale gli effetti tossici sono frequentemente attesi. I PEL utilizzati per questo confronto derivano dalle *Squirt Cards* sviluppate dal NOAA (*National Oceanic and Atmospheric Administration – U.S. Department of Commerce*).

I valori d'intervento per il sito di Priolo sono stati proposti da ICRAM in sede di Conferenza di Servizi "istruttoria" del 18 luglio 2005 e sono stati approvati dalla Conferenza dei Servizi decisoria per il sito di Priolo del 14/9/05.

In tale contesto l'ICRAM, misurandosi con i più accreditati e diffusi criteri internazionali per la gestione dei sedimenti da movimentare, di concerto con l'Istituto Superiore di Sanità, nell'elaborazione dei valori di intervento, ha scelto di fare riferimento ad una delle metodologie più seguite, ideata da Mac Donald e Long (Long *et al.*, 1995; MacDonald, 1994), definita dell' "approccio dei livelli di effetto". Tale metodologia associa statisticamente dati chimici e biologici per definire sia il PEL sopra descritto sia il TEL (*Threshold Effect Level*), quest'ultimo a rappresentare la concentrazione nel sedimento sotto il quale gli effetti si osservano raramente.

Tale metodo viene applicato diffusamente in molti Stati da diversi enti e agenzie internazionali, tra cui USEPA (U.S.A. Environmental Protection Agency), l'USACE (U.S.A. Army Corp of Engineers), NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration), Ministero dell'Ambiente canadese, RIVM Institute olandese. Nel caso specifico della valutazione di sedimenti contaminati della Rada di Augusta l'ICRAM ha ritenuto opportuno adottare, come criterio ecotossicologico di riferimento, il PEL, che rappresenta il livello chimico di un determinato contaminante al quale corrispondono con elevata probabilità effetti tossici nei confronti della vita acquatica. Il superamento di tale limite costituisce quindi un rischio per l'ecosistema acquatico. Nell'individuazione dei valori di riferimento ICRAM non ha riportato solamente i valori di riferimento di letteratura, ma ha cercato di adattarli alle realtà locali, soprattutto per quanto concerne i metalli pesanti, utilizzando dati sito-specifici per quanto riguarda le informazioni sulle caratteristiche chimiche ed ecotossicologiche (ICRAM, 2008).

In Tabella 3 si riportano i valori di confronto tra le concentrazioni misurate (valore minimo misurato e valore massimo misurato) e i valori di intervento ICRAM laddove disponibili e i valori di riferimento della tossicità per i C>12 (Battelle, 2007). Per confronto e migliore comprensione del contesto si elencano in Tabella anche i valori PEL da NOAA che, in taluni casi, mostrano valori superiori rispetto ai valori di intervento a conferma della contestualizzazione ai dati chimico-fisici della Rada di Augusta.





Tabella 3: Confronto tra le concentrazioni misurate e il valore di riferimento per la tossicità

Sostanza chimica	Limite di rilevanza analitico (LR)	Concentrazione minima misurata	Concentrazione massima misurata	Valore di Intervento ICRAM	PEL e valori di riferimento per la tossicità	Carote e profondità (Concentrazioni misurate > Valori di Intervento ICRAM/ valori di riferimento per la tossicità )
ΣPCB	0,002 µg/kg	<LR	212µg/kg	190 µg/kg [ <sup>1</sup> ]	189 µg/kg [ <sup>1</sup> ]	212µg/kg tra 0-50 cm (Carota 12)
ΣIPA	1,0 µg/kg	<LR	8.405µg/kg	4000 µg/kg [ <sup>2</sup> ]	16.770 µg/kg [ <sup>2</sup> ]	8.405µg/kg tra 0-50 cm (Carota 8)
Idrocarburi C>12	1,50 mg/kg	<LR	4.577mg/kg (come sommatoria di idrocarburi con C>12)	Non disponibile come sommatoria di idrocarburi con C>12	Idrocarburi alifatici C <sub>13</sub> – C <sub>18</sub> : 5.543 mg/kg Idrocarburi alifatici C <sub>19</sub> – C <sub>36</sub> : 9.883 mg/kg Idrocarburi aromatici: C <sub>13</sub> – C <sub>15</sub> : 125 mg/kg Idrocarburi aromatici: C <sub>16</sub> – C <sub>24</sub> : 40 mg/kg [ <sup>3</sup> ]	[ <sup>1</sup> ] Idrocarburi aromatici/alifatici C13-C16345 mg/kg tra 0-50 cm (Carota 12) 606 mg/kg tra 50-100 cm (Carota 12) 197 mg/kg tra 0-50 cm (Carota 17) Idrocarburi aromatici/alifatici C16-C24 81 mg/kg tra 0-50 cm (Carota 4) 50 mg/kg tra 0-50 cm (Carota 5) 451 mg/kg tra 0-50 cm (Carota 8) 169 mg/kg tra 0-50 cm (Carota 9) 345 mg/kg tra 0-50 cm (Carota 10)



## PORTO COMMERCIALE DI AUGUSTA - REALIZZAZIONE BANCHINA CONTAINERS

Sostanza chimica	Limite di rilevabilità analitico (LR)	Concentrazione minima misurata	Concentrazione massima misurata	Valore di Intervento ICRAM	PEL e valori di riferimento per la tossicità	Carote e profondità (Concentrazioni misurate > Valori di Intervento ICRAM/ valori di riferimento per la tossicità )
						294 mg/kg tra 0-50 cm (Carota 11) 1.550 mg/kg tra 0-50 cm (Carota 12) 220 mg/kg tra 0-50 cm (Carota 13) 265 mg/kg tra 0-50 cm (Carota 15) 119 mg/kg tra 0-50 cm (Carota 16) 1119 mg/kg tra 0-50 cm (Carota 17) 128 mg/kg tra 0-50 cm (Carota 19) 97 mg/kg tra 0-50 cm (Carota 25) 612 mg/kg tra 0-50 cm (Carota 26) 190 mg/kg tra 0-50 cm (Carota 27) 269 mg/kg tra 0-50 cm (Carota 29)



## PORTO COMMERCIALE DI AUGUSTA - REALIZZAZIONE BANCHINA CONTAINERS

Sostanza chimica	Limite di rilevabilità analitico (LR)	Concentrazione minima misurata	Concentrazione massima misurata	Valore di Intervento ICRAM	PEL e valori di riferimento per la tossicità	Carote e profondità (Concentrazioni misurate > Valori di Intervento ICRAM/ valori di riferimento per la tossicità )
						58 mg/kg tra 0-50 cm (Carota 30) 97 mg/kg tra 0-50 cm (Carota 31) 332 mg/kg tra 0-50 cm (Carota 34) 120 mg/kg tra 0-50 cm (Carota 38) 113 mg/kg tra 0-50 cm (Carota 40) 209 mg/kg tra 0-50 cm (Carota 41) 78 mg/kg tra 0-50 cm (Carota 44) 45 mg/kg tra 0-50 cm (Carota 45) 182 mg/kg tra 0-50 cm (Carota 46) 543 mg/kg tra 0-50 cm (Carota 47) 323 mg/kg tra 0-50 cm (Carota 49) 2,992 mg/kg tra 50-100 cm (Carota 12) 80 mg/kg tra 50-100 cm (Carota



## PORTO COMMERCIALE DI AUGUSTA - REALIZZAZIONE BANCHINA CONTAINERS

Sostanza chimica	Limite di rilevabilità analitico (LR)	Concentrazione minima misurata	Concentrazione massima misurata	Valore di Intervento ICRAM	PEL e valori di riferimento per la tossicità	Carote e profondità (Concentrazioni misurate > Valori di Intervento ICRAM/ valori di riferimento per la tossicità )
						12) 390 mg/kg tra 50-100 cm (Carota 17) 170 mg/kg tra 50-100 cm (Carota 34) 86 mg/kg tra 50-100 cm (Carota 50) 278 mg/kg tra 100-150 cm (Carota 12) 62 mg/kg tra 100-150 cm (Carota 32) 51 mg/kg tra 100-150 cm (Carota 38) 75 mg/kg tra 100-150 cm (Carota 45)
DDT	0,50 µg/kg	<LR µg/kg	7 µg/kg	5 µg/kg	4,77 µg/kg	7µg/kg tra 0-50 cm (Carota 12)
C <sub>6</sub> Cl <sub>6</sub>	0,1 µg/kg	<LR	68 µg/kg	5 µg/kg	-	6 µg/kg tra 0-50 cm (Carota 34)
Composti organostannici (Sn organico totale)	2,0 µg/kg	<LR	438µg/kg	70 µg/kg	48 µg/kg [5]	122µg/kg tra 0-50 cm (Carota 3) 137µg/kg tra 0-50 cm (Carota 4) 117µg/kg tra 0-50 cm (Carota 5)



## PORTO COMMERCIALE DI AUGUSTA - REALIZZAZIONE BANCHINA CONTAINERS

Sostanza chimica	Limite di rilevabilità analitico (LR)	Concentrazione minima misurata	Concentrazione massima misurata	Valore di Intervento ICRAM	PEL e valori di riferimento per la tossicità	Carote e profondità (Concentrazioni misurate > Valori di Intervento ICRAM/ valori di riferimento per la tossicità )
						98µg/kg tra 0-50 cm (Carota 7) 159µg/kg tra 0-50 cm (Carota 8) 112µg/kg tra 0-50 cm (Carota 9) 158 µg/kg tra 0-50 cm (Carota 10) 163 µg/kg tra 0-50 cm (Carota 11) 152µg/kg tra 0-50 cm (Carota 13) 173 µg/kg tra 0-50 cm (Carota 15) 177 µg/kg tra 0-50 cm (Carota 16) 125 µg/kg tra 0-50 cm (Carota 17) 90 µg/kg tra 0-50 cm (Carota 18) 83 µg/kg tra 0-50 cm (Carota 20) 150 µg/kg tra 0-50 cm (Carota 25) 438 µg/kg tra 0-50 cm (Carota 26) 211 µg/kg tra 0-50 cm (Carota 27) 86 µg/kg tra 0-50 cm (Carota 30) 92 µg/kg tra 0-50 cm (Carota 31) 397 µg/kg tra 0-50 cm (Carota 34)



## PORTO COMMERCIALE DI AUGUSTA - REALIZZAZIONE BANCHINA CONTAINERS

Sostanza chimica	Limite di rilevabilità analitico (LR)	Concentrazione minima misurata	Concentrazione massima misurata	Valore di Intervento ICRAM	PEL e valori di riferimento per la tossicità	Carote e profondità (Concentrazioni misurate > Valori di Intervento ICRAM/ valori di riferimento per la tossicità )
						139 µg/kg tra 0-50 cm (Carota 36) 112 µg/kg tra 0-50 cm (Carota 38) 74 µg/kg tra 0-50 cm (Carota 46 ) 92 µg/kg tra 100-150 cm (Carota 7) 169 µg/kg tra 100-150 cm (Carota 13)
TBT	2,0 µg/kg	<LR	71 µg/kg	70 µg/kg	1,255 µg/kg [6]	71 mg/kg tra 0-50 cm (Carota 26)
Cu	0,5 mg/kg	9,90 mg/kg	140 mg/kg	75 mg/kg	108 mg/kg	140 mg/kg tra 0-50 cm (Carota 12)
Cd	0,05 mg/kg	<LR	2 mg/kg	1 mg/kg	4,21 mg/kg	2 mg/kg tra 100-150 cm (Carota 17) 2 mg/kg tra 250-300 cm (Carota 50) 2 mg/kg tra 700-750 cm (Carota 40)
Hg	0,05 mg/kg	<LR	2 mg/kg	1 mg/kg	0,7 mg/kg	2 mg/kg tra 0-50 cm (Carota 17) 2 mg/kg tra 0-50 cm (Carota 34) 2 mg/kg tra 50-100 cm (Carota 34)





## PORTO COMMERCIALE DI AUGUSTA - REALIZZAZIONE BANCHINA CONTAINERS

Sostanza chimica	Limite di rilevabilità analitico (LR)	Concentrazione minima misurata	Concentrazione massima misurata	Valore di Intervento ICRAM	PEL e valori di riferimento per la tossicità	Carote e profondità (Concentrazioni misurate > Valori di Intervento ICRAM/ valori di riferimento per la tossicità )
						2 mg/kg tra 100-150 cm (Carota 32)
Pb	1,0 mg/kg	4,30 mg/kg	108 mg/kg	80 mg/kg	112 mg/kg	108 mg/kg tra 0-50 cm (Carota 12)
Zn	1,0 mg/kg	31,70 mg/kg	206 mg/kg	165 mg/kg	271 mg/kg	206 mg/kg tra 0-50 cm (Carota 12)

[<sup>1</sup>] Valore riferito alla sommatoria dei PCB ( $\sum$ PCB)

[<sup>2</sup>] Valore riferito alla sommatoria degli IPA ( $\sum$ IPA)

[<sup>3</sup>] Sediment Benchmark (mg/kg) - MADEP (Table 6).

[<sup>4</sup>] I certificati analitici riportano i risultati delle differenti frazioni idrocarburiche quali sommatorie delle frazioni aromatiche ed alifatiche. Ai fini del presente studio si assume l'ipotesi cautelativa per cui gli idrocarburi siano tutti aromatici e, pertanto, i valori di riferimento per la tossicità utilizzata sono stati riferiti agli idrocarburi aromatici C13 – C15 (125 mg/kg) ed agli idrocarburi aromatici C16 – C24 (40 mg/kg). Si sottolinea, infatti, che dal punto di vista ecotossicologico gli idrocarburi aromatici sono molto più reattivi chimicamente e biologicamente dei non aromatici.

[<sup>5</sup>] Questo valore NOAA, riferito allo Sn metallico nei sedimenti, è riportato a scopo di riferimento ma non è stato utilizzato nell'ARE.

[<sup>6</sup>] Questo valore è raccomandato dall'USEPA (USEPA, 1996. Table 9) quale "Lower Screening Value" per le concentrazioni di TBT nei sedimenti. Tuttavia per il calcolo del QP, coerentemente con la metodologia applicata per gli altri parametri, è stato utilizzato quale valore di riferimento per la tossicità il Valore di Intervento ICRAM (ICRAM, 2008. Tabella 7).



## 4.2 Fase 2 – Valutazione preliminare dei rischi

### 4.2.1 Approccio per ogni singola sostanza

A partire dai dati riportati in Tabella 3 (paragrafo 4.1.6) per ogni contaminante identificato sono calcolati di seguito:

- il rapporto tra la media di tutte le concentrazioni misurate  $[VM_t]^2$  e i valori di ecotossicità  $[VT]$ , corrispondenti al valore di intervento o ai valori di riferimento per la tossicità;
- il rapporto tra la media delle concentrazioni misurate aventi valori superiori al valore di intervento (esposizione)  $[VM_s]$  e i valori di ecotossicità  $[VT]$ .

Il risultato ottenuto è definito “Quoziente di Pericolo”  $[QP]$  calcolato con la seguente formula:

$$QP_t = \frac{\text{media } VM_t}{VT} \quad \text{oppure} \quad QP_s = \frac{\text{media } VM_s}{VT}$$

Infine il QP ottenuto è stato interpretato sulla base della seguente scala:

- se **QP < 1** il rischio è **accettabile**;
- se **1 < QP < 10** il rischio viene considerato **basso**;
- se **QP > 10** il rischio è considerato **inaccettabile**.

I valori calcolati sono riportati in Tabella 4.

**Tabella 4: Calcolo preliminare dei rischi**

Sostanza chimica	media VMt	media VMs	VT	QPt	QPs
ΣPCB	5,80 µg/kg	211,72 µg/kg	190 µg/kg	0,03	1,11
ΣIPA	149,60 µg/kg	8.404,80 µg/kg	4000 µg/kg	0,04	2,10
Idrocarburi C>12	105,86 mg/kg	Non calcolabile [1]	Non disponibile [2]	Non calcolabile [2]	Non calcolabile [2]
Idrocarburi C>12: frazione C13-C16	38,29 mg/kg	382,67 mg/kg	125 mg/kg	0,31	3,06
Idrocarburi C>12: frazione C16-C24	184,45 mg/kg	349,94 mg/kg	40 mg/kg	4,61	8,75
DDT	0,69 µg/kg	7,36 µg/kg	5 µg/kg	0,14	1,48
C <sub>6</sub> Cl <sub>6</sub>	0,42 µg/kg	6,08 µg/kg	5 µg/kg	0,08	1,22
Sn organico totale	51,12 µg/kg	152,97 µg/kg	70 µg/kg	0,73	2,18
Sn as TBT	9,05 µg/kg	71,3 µg/kg	70 µg/kg	0,13	1,02

<sup>2</sup> Nel caso in cui la concentrazione di inquinante misurata sia risultata inferiore al rispettivo limite di rilevanza strumentale (LR), la concentrazione dell'inquinante è stata assunta pari al LR riportato in Tabella 3 in via cautelativa.



Sostanza chimica	media VMt	media VMs	VT	QPt	QPs
Cu	24,90 mg/kg	140,00 mg/kg	75 mg/kg	0,33	1,86
Cd	0,27 µg/kg	1,63 mg/kg	1 mg/kg	0,27	1,63
Hg	0,28 µg/kg	1,77mg/kg	1 mg/kg	0,28	1,77
Pb	15,47 mg/kg	108,40 mg/kg	80 mg/kg	0,19	1,36
Zn	61,25 mg/kg	206,00 mg/kg	165 mg/kg	0,37	1,25

[<sup>1</sup>] Questo valore non è stato calcolato in quanto, non essendo disponibile un valore di riferimento per l'ecotossicità per gli idrocarburi pesanti con C>12, non è stato possibile definire l'ambito dei superamenti.

[<sup>2</sup>] Il valore di riferimento per l'ecotossicità non è disponibile per gli idrocarburi pesanti con C>12, mentre sono disponibili per i singoli idrocarburi aromatici ed alifatici e delle frazioni di C presenti. Sulla base di ciò è stato calcolato il QP riferito agli idrocarburi pesanti con C>12 per le frazioni idrocarburiche separate.

Sulla base delle evidenze riportate in tabella, per le singole sostanze analizzate aventi un valore di tossicità disponibile si rileva che:

- il sedimento presenta un rischio accettabile (QPt <1) quando è stimato considerando tutti i sedimenti aventi concentrazioni sia superiori sia inferiori ai valori di tossicità specifici per ogni sostanza (valore di intervento);
- il sedimento presenta un rischio basso ( $1 > QPs > 10$ ) quando è stimato in modo cautelativo considerando solamente le concentrazioni superiori ai valori di tossicità specifici per ogni sostanza (valore di intervento).

#### 4.2.2 Valutazione dei dati ecotossicologici

I test di tossicità sono normalmente utilizzati per valutare gli effetti dei contaminanti sulla sopravvivenza, la crescita, la riproduzione ed in generale qualsiasi variazione comportamentale degli organismi che vivono nei comparti ambientali di interesse. Questi test possono aiutare a determinare quali concentrazioni di inquinanti in un sito possono essere sufficienti a causare effetti negativi sugli organismi.

Nella fase di caratterizzazione dei sedimenti sono stati condotti i test di ecotossicità acuta riportati in Tabella 5 e in Tabella 6 che si riferiscono ad un periodo da 24 a 72 ore. I risultati sono espressi in termini di EC20 ed EC50 ed esprimono la concentrazione alla quale si verifica un effetto del 20 o del 50 percento sugli organismi testati, o in termini di *Sediment Toxicity Index* (ICRAM, 2007).

Le analisi ecotossicologiche sono state effettuate sul 40% dei campioni, su due matrici ambientali costituite da:

- fase solida del sedimento (sedimento tal quale e/o centrifugato);
- fase liquida del sedimento (acqua interstiziale e/o elutriato).

I test ecotossicologici sono stati condotti in parallelo ai test chimico-fisici, pertanto i dati ottenuti sono da leggere ad integrazione delle risultanze dei test chimici.



**Tabella 5: Test ecotossicologici condotti su elutriato**

Nome del test	Organismo testato	Espressione dei risultati ottenuti
Prova di inibizione della crescita algale su elutriato di sedimento	<i>Phaedactylum tricornutum</i>	EC50 a 72 h
Prova di inibizione della crescita algale su elutriato di sedimento	<i>Phaedactylum tricornutum</i>	EC20 a 72 h
Saggio di tossicità acuta con batteri bioluminescenti su elutriato	<i>Vibrio fischeri</i>	EC50
Saggio di tossicità acuta con batteri bioluminescenti su elutriato	<i>Vibrio fischeri</i>	EC20
Saggio di tossicità acuta con rotifero su elutriato	<i>Brachionus plicatilis</i>	EC50
Saggio di tossicità acuta con rotifero su elutriato	<i>Brachionus plicatilis</i>	EC20

**Tabella 6: Test ecotossicologici condotti su sedimento tal quale**

Saggio di tossicità acuta con batteri bioluminescenti su sedimento	<i>Vibrio fischeri</i>	S.T.I. ( <i>Sediment Toxicity Index</i> )
--------------------------------------------------------------------	------------------------	-------------------------------------------

Ad integrazione delle analisi fin qui condotte si riporta in Tabella 7 una sintesi dei valori minimi e dei valori massimi calcolati risultanti dalle analisi laddove è evidenziata la presenza di tossicità. Per la visualizzazione dei dati completi si rimanda all'APPENDICE A.

**Tabella 7: Risultati dei test ecotossicologici condotti sull'elutriato**

Test	Risultati	
	Valore Minimo (Campione più tossico)	Valore Massimo (Campione meno tossico)
Prova di inibizione della crescita algale su elutriato di sedimento ( <i>Phaedactylum tricornutum</i> )	49,6% (EC50 – 72h) – Carota 43 tra 0-50 cm	99,8% (EC50 – 72h) - Carota 44 tra 50 -100 cm
Prova di inibizione della crescita algale su elutriato di sedimento ( <i>Phaedactylum tricornutum</i> )	51,1 % (EC20 – 72h) – Carota 12 tra 150-200c m	98,5% (EC20 – 72h) - Carota 15 tra 0-50 cm
Saggio di tossicità acuta con batteri bioluminescenti su elutriato ( <i>Vibrio fischeri</i> )	EC 50 - N.C.	EC 50 - N.C.
Saggio di tossicità acuta con batteri bioluminescenti su elutriato ( <i>Vibrio fischeri</i> )	0,6% (EC20) - Carota 28 tra 50-100 cm	0,8% (EC20) - Carota 28 tra 0-50 cm
Saggio di tossicità acuta con rotifero su elutriato ( <i>Brachionus plicatilis</i> )	N.C.	N.C.
Saggio di tossicità acuta con rotifero su elutriato ( <i>Brachionus plicatilis</i> )	76,6% (EC20 – 72h) Carota 47 tra 0-50 m	99% (EC20 – 72h) Carota 41 tra 20-100 m



**Tabella 8: Risultati dei test ecotossicologici condotti sul sedimento**

Test	Risultati (S.T.I = Sediment Toxicity Index)	
	Valore Minimo	Valore Massimo
Saggio di tossicità acuta con batteri bioluminescenti su sedimento ( <i>Vibrio fischeri</i> )	0,1 S.T.I. – Carota 32 tra 400-450 m e Carota 33 tra 700-750c m	1,6 S.T.I. – Carota 47 tra 0-50 cm

I dati mostrano che il S.T.I. è stato calcolato in tutte le carote nei campioni del primo strato (0-50 cm). I risultati ottenuti evidenziano un'ecotossicità bassa, con valori sempre inferiori a 3. I risultati delle analisi condotte negli altri strati sono allineati con questo risultato.

Dal confronto relativo dei dati ottenuti si evidenziano valori mediamente elevati in termini percentuali di EC20 ed EC50. Dai dati in esame risulta che gli effetti su alghe, batteri e rotiferi osservati riflettono i risultati delle analisi chimiche.

Tuttavia si segnala che le carote 21, 29, 35, 37, 39, 41 e 44 mostrano effetti di tossicità che non corrispondono ai risultati attesi dall'interpretazione delle analisi chimico-fisiche. Alcune mancate corrispondenze tra i risultati delle analisi chimiche e i test ecotossicologici, infatti, potrebbero essere ricondotte a fenomeni causati da un lato all'effetto cumulativo di più contaminanti presenti in concentrazioni limitate, dall'altro alla ridotta biodisponibilità dei contaminanti.

Va segnalato che per quanto riguarda il saggio di tossicità acuta con batteri bioluminescenti su elutriato con *Vibrio fischeri*, i valori presentati sono molto bassi a conferma dell'elevata sensibilità dell'organismo ai contaminanti (Carota 28, su livelli 0-50 cm e 50-100 cm): a questo dato, infatti, non corrispondono evidenze della presenza significativa di contaminanti.

Nell'ARE, a scopo cautelativo, sono considerati entrambi i risultati di tossicità, sia sulla base del superamento dei valori di intervento per singolo contaminante, sia sulla base dei risultati dei test ecotossicologici.

### 4.3 Fase 3 - Modello concettuale

In questa fase le informazioni precedentemente raccolte ed analizzate sono riassunte e contestualizzate in un Modello Concettuale del Sito (MCS).

Il Modello Concettuale esplicita i legami tra le diverse componenti dell'Analisi di Rischio Ecologico, permettendo di valutare la presenza delle condizioni di rischio per l'ambiente in conseguenza del fenomeno d'inquinamento rilevato. La corretta ricostruzione del Modello Concettuale consente inoltre di valutare l'eventuale necessità di eseguire interventi mirati all'eliminazione delle sorgenti primarie e secondarie di contaminazione e all'interruzione di ogni eventuale percorso di migrazione individuato.

In questa fase le informazioni precedentemente raccolte ed analizzate sono riassunte e contestualizzate con l'obiettivo di identificare:

- le **sorgenti** di contaminazione (primarie e secondarie), i composti chimici più pericolosi e le matrici ambientali interessate;
- i **percorsi** di migrazione e vie di esposizione;
- i **recettori** o bersagli che possono essere esposti.

Al fine di permettere un confronto, oltre al MCS per la situazione attuale, sono stati predisposti due modelli concettuali riferiti alle due soluzioni progettuali proposte: Progetto Iniziale e Progetto con cassa di colmata. Pertanto, nel seguito sono riportati i MCS dei tre scenari identificati al capitolo 4.1.3, ovvero per lo Scenario





Attuale, per lo Scenario Futuro 1 (Progetto iniziale) e per lo Scenario Futuro 2 (Progetto con cassa di colmata).

### 4.3.1 Modello concettuale dello Scenario Attuale

Nello **Scenario Attuale** si intende l'attuale configurazione del sito in cui non sono in corso attività di movimentazione o asportazione dei sedimenti marini o attività di conterminazione dei sedimenti marini all'interno di una cassa di colmata.

#### 4.3.1.1 Sorgenti di contaminazione

Alla luce delle informazioni reperite non si individua la presenza di una sorgente primaria attiva<sup>3</sup> di rilascio di contaminanti. Per quanto riguarda le sorgenti secondarie di contaminazione queste possono essere individuate nei **sedimenti contaminati** superficiali. In particolare si rimanda alla Figura 3 per il dettaglio delle aree la cui caratterizzazione ha fornito valori superiori al Valore di Intervento ICRAM o al valore limite da D.Lgs 152/2006 e s.m.i. (Tab. 1 col. B, All. 5 Parte IV).

Considerata la distribuzione degli organismi fossori, che generalmente non si spinge oltre i 30 cm di profondità nel sedimento, il solo strato superficiale 0-50 cm è stato considerato quale potenziale sorgente secondaria di contaminazione. Pertanto i 10 potenziali contaminanti sono rappresentati da composti organostannici (Sn organico totale) e TBT, metalli pesanti (mercurio, piombo, rame, zinco), para-diclorodifeniltricloroetano (DDT), policlorobifenili (PCB), esaclorobenzene Idrocarburi Policiclici Aromatici (IPA) e idrocarburi pesanti (C>12) in 4 aree.

Complessivamente circa il 50% dei sedimenti superficiali (26 aree su 50) presenta superamenti dei valori di intervento ICRAM. In particolare i contaminanti risultano distribuiti prevalentemente nella parte più settentrionale e prossima alla costa dell'area di studio.

#### 4.3.1.2 Percorsi di migrazione e vie di esposizione

I possibili percorsi di migrazione potenzialmente attivi sono di seguito elencati per le sorgenti di contaminazione individuate:

- migrazione mediante adsorbimento alle particelle di sedimento;
- rilascio della frazione idrosolubile mediante lisciviazione con successiva migrazione e trasporto della contaminazione in soluzione nelle acque marine.

L'eventuale movimentazione del sedimento superficiale ad opera di imbarcazioni, impatti sul fondo di oggetti, fenomeni naturali possono portare alla risospensione del sedimento nel primo strato d'acqua più prossimo al fondo marino favorendo i processi di migrazione e rilascio.

Le vie di esposizione sono state individuate in relazione ai diversi contaminanti considerati e identificati precedentemente e con riferimento ai percorsi di migrazione ritenuti attivi:

- ingestione di sedimento superficiale contaminato (sia da dieta sia da ingestione accidentale del sedimento);
- contatto cutaneo con il sedimento superficiale contaminato;
- ingestione di acqua contaminata;
- contatto cutaneo con acqua contaminata;

---

<sup>3</sup> La sorgente primaria è rappresentata dall'elemento che è causa di inquinamento, nel caso in esame la struttura che ha causato il rilascio degli idrocarburi (serbatoi, tubazioni, ecc.), mentre la sorgente secondaria è identificata con ciascuna delle matrici ambientali circostanti la sorgente primaria in cui sono presenti inquinanti nelle diverse fasi, che tendono a spostarsi attraverso potenziali percorsi di migrazione (fonte Manuale ISPRA).



- esposizione mediante abitudini di dieta (esposizione indiretta mediante meccanismi di bioaccumulo e biomagnificazione).

### 4.3.1.3 Recettori

I recettori potenzialmente esposti alla diffusione della contaminazione, attraverso i percorsi di esposizione sopra descritti, includono tutti gli organismi direttamente in contatto con i sedimenti e con l'acqua marina e gli organismi che possono entrare in contatto secondariamente con i contaminanti mediante i meccanismi della catena trofica. I recettori target individuati per la descrizione del modello concettuale sono i seguenti:

- invertebrati bentonici (sospensivoro e detritivoro): e.g. mitilo (*Mytilus galloprovincialis*), murice (*Hexaplex trunculus*)
- pesci (detritivori): e.g. cefalo (*Mugil spp.*)
- pesci (piscivori): e.g. branzino (*Dicentrarchus labrax*)
- alghe: e.g. ulvacee (*Ulva spp.*)
- organismi piscivori (uccelli): e.g. gabbiano (*Larus ridibundus*), cormorano (*Phalacrocorax carbo*).

### 4.3.1.4 Probabilità di rischio

Lo Scenario Attuale consiste nella situazione portuale presente, in cui non avviene movimentazione volontaria di sedimenti e non sono previste coperture dei sedimenti.

In questo scenario sono attivi i percorsi di migrazione e le vie di esposizione individuate al capitolo 4.3.1.2 e i recettori potenzialmente esposti sono elencati nel capitolo precedente.

E' quindi possibile ipotizzare quanto segue:

- Sorgenti: sedimento contaminato da 10 sostanze chimiche che presentano superamenti rispetto ai limiti come definiti nel capitolo 4.0.
- Ecotossicità: valori di QPt <1 rischio accettabile e di 1>QPs>10 rischio basso, confermati dai test ecotossicologici.
- Percorsi: principalmente localizzati nei primi 30 cm di spessore dei sedimenti e nello strato profondo (prossimo ai sedimenti) delle acque marine. Salvo movimentazione accidentale dei sedimenti particolarmente importante e intensa i percorsi non interessano l'intera colonna d'acqua.
- Rischio: medio





#### **4.3.2.1 Sorgenti di contaminazione**

In questo scenario si assume che il **sedimento contaminato oggetto di movimentazione** diventi la sorgente secondaria di contaminazione e le particelle di sedimento contaminato disperse possano diffondere la contaminazione.

I 11 contaminanti potenziali sono quindi rappresentati da composti organo stannici e TBT, metalli pesanti (mercurio, piombo, rame, zinco, cadmio), para-diclorodifeniltricloroetano (DDT), policlorobifenili (PCB), esaclorobenzene, Idrocarburi Policiclici Aromatici (IPA) e idrocarburi pesanti (C>12).

#### **4.3.2.2 Percorsi di migrazione e vie di esposizione**

I possibili percorsi di migrazione potenzialmente attivi sono di seguito elencati per le sorgenti di contaminazione individuate:

- migrazione mediante adsorbimento alle particelle di sedimento;
- rilascio della frazione idrosolubile mediante lisciviazione con successiva migrazione e trasporto della contaminazione in soluzione nelle acque marine;
- rilascio dei vapori in atmosfera.

La movimentazione del sedimento contaminato durante le operazioni di dragaggio è in grado di favorire il verificarsi dei fenomeni di migrazione e rilascio in acqua. L'esportazione del sedimento fuori dall'acqua è in grado di favorire il rilascio in atmosfera.

Le vie di esposizione sono state individuate in relazione ai diversi contaminanti considerati e identificati precedentemente e con riferimento ai percorsi di migrazione ritenuti attivi:

- ingestione di sedimento superficiale contaminato (sia da dieta sia da ingestione accidentale del sedimento);
- contatto cutaneo con il sedimento superficiale contaminato;
- ingestione di acqua contaminata;
- contatto cutaneo con acqua contaminata;
- esposizione mediante abitudini di dieta (meccanismi di bioaccumulo e biomagnificazione);
- inalazione di vapori in atmosfera.

Lo Scenario Futuro 1 consiste nel Progetto iniziale di dragaggio dei sedimenti contaminati con benna mordente a tenuta stagna idraulica o meccanica e mediante impiego di panne di contenimento galleggianti.

In questo scenario, essendo messi in atto accorgimenti per le aree di dragaggio, si assume che i percorsi di migrazione e le vie di esposizione individuate potranno subire delle interruzioni, tuttavia non si può escludere la loro totale inattivazione.

In particolare, sulla base di casi studio documentati e della letteratura scientifica inerente (Palermo *et al.*, 2008<sup>4</sup>, Francingues and Palermo, 2005<sup>5</sup>), sono state individuati i seguenti principali rischi di dispersione dei contaminanti:

<sup>4</sup> Palermo M.R., Schroeder P.R., Estes T.I., Francingues N.R., (2008) – Technical Guidelines for Environmental Dredging of Contaminated Sediments. ERDC/EL TR-08-29.

<sup>5</sup> Francingues, N. R., and Palermo, M. R. (2005). Silt curtains as a dredging project management practice, DOER Technical Notes Collection (ERDC TN-DOER-E21). U.S. Army Engineer Research and Development Center, Vicksburg, MS.



- L'impatto della benna mordente sul sedimento causerà la risospensione dei sedimenti in prossimità del fondo marino. In questo caso è possibile un rilascio dei contaminanti nelle acque marine, tuttavia tale contaminazione dovrebbe essere limitata, grazie alla elevata concentrazione dei sedimenti sospesi e alla loro vicinanza al fondo, che dovrebbe limitare i tempi di ricaduta e quindi la lisciviazione.
- Il dilavamento della superficie esterna della benna durante la risalita nella colonna d'acqua. In questo caso il fenomeno della lisciviazione sarà più importante a causa della minore concentrazione dei sedimenti nella massa d'acqua e del maggiore tempo di permanenza nella colonna d'acqua prima della ricaduta sul sedimento marino.
- Incidentali fuoriuscite di sedimenti dalla benna durante la risalita. Seppur limitato, grazie alla tenuta stagna dello strumento, non si può escludere il rischio di fuoriuscita accidentale di sedimenti contaminati a causa di materiale duro (e.g. ciottoli, pietre, detriti, oggetti) che potrebbe occasionalmente compromettere la tenuta stagna della benna.

L'impiego delle panne di contenimento galleggianti dovrebbe limitare la dispersione dei sedimenti contaminati al di fuori dell'area di lavoro, tuttavia limitate fuoriuscite di contaminanti potrebbero comunque verificarsi. In particolare sono stati individuati i seguenti principali rischi di fuoriuscita.

- Il ridotto moto ondoso e il limitato regime correntometrico dell'area favoriscono l'efficacia delle panne, tuttavia l'impiego delle panne galleggianti ancorate al fondo risulta efficiente su fondali sino alla profondità massima di circa 5 m (Palermo *et al.*, 2008), mentre operando a batimetriche più elevate i rischi di fuoriuscita gradualmente aumentano. La batimetrica dell'area lavoro, nella parte più esterna, tocca i 14 m di profondità; è quindi opportuno considerare nell'ambito del modello concettuale il potenziale rischio di fuoriuscita di una parte dei sedimenti sospesi durante le operazioni di dragaggio.
- La componente fine dei sedimenti si deposita sulle panne e al momento della rimozione delle stesse può essere dispersa nella colonna d'acqua anche esternamente all'area di cantiere. E' quindi opportuno considerare la possibilità che, nonostante le dovute precauzioni, una percentuale dei sedimenti fini sospesi possa andare in circolo nella colonna d'acqua anche all'esterno dell'area di cantiere alla fine delle operazioni di dragaggio.

Il trasporto dei sedimenti contaminati dal pontone a terra rappresenta un'altra possibile via di fuga dei contaminanti che occorre considerare nell'ambito del modello concettuale. In particolare oltre ai rischi di caduta dei sedimenti in mare occorre valutare anche il rischio di contaminazione dell'aria da parte delle sostanze volatili. Considerati i dati di caratterizzazione questo rischio è da considerare prevalentemente per il mercurio, gli IPA, i PCB e l'esaclorobenzene.

Successivamente anche il trasporto in discarica può potenzialmente costituire un altro momento di rischio di contaminazione sia del suolo, in caso di caduta dei sedimenti durante il trasporto, sia dell'aria a causa delle sostanze volatili sopracitate. Appropriati accorgimenti possono tuttavia limitare suddetti rischi che pertanto non sono al momento considerati nel modello concettuale e nell'analisi di rischio.

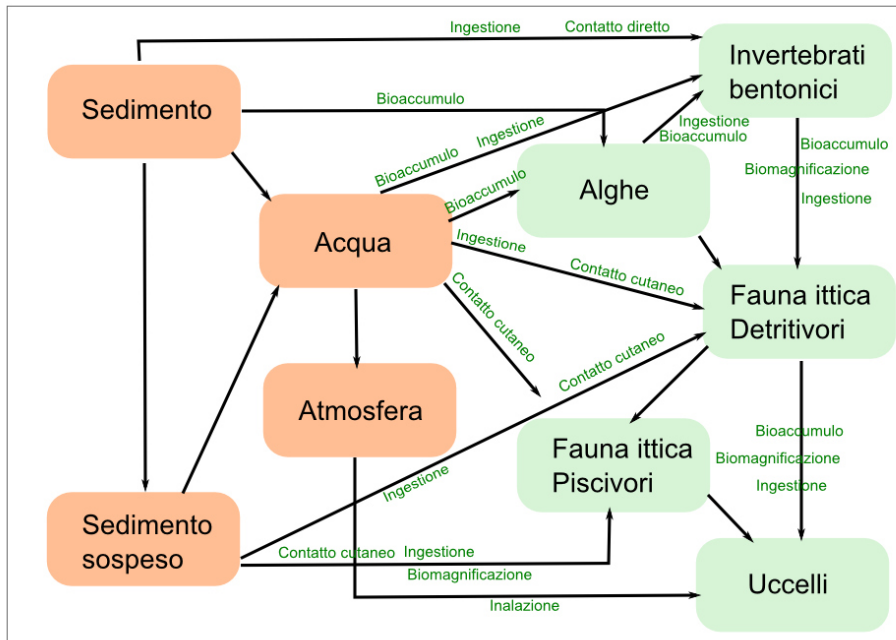


Figura 32: Modello concettuale dello scenario 1 – soluzione progettuale iniziale: dragaggio dei sedimenti e bonifica dei sedimenti contaminati

#### 4.3.2.3 Recettori

I recettori potenzialmente esposti alla diffusione della contaminazione, attraverso i percorsi di esposizione sopra descritti, includono tutti gli organismi direttamente in contatto con i sedimenti e con l'acqua marina e gli organismi che possono entrare in contatto secondariamente con i contaminanti mediante i meccanismi della catena trofica. I recettori target individuati per la descrizione del modello concettuale sono i seguenti:

- invertebrati bentonici e planctonici: e.g. mitilo (*Mytilus galloprovincialis*), murice (*Hexaplex trunculus*)
- pesci (detritivori): e.g. cefalo (*Mugil spp.*)
- pesci (piscivori): e.g. branzino (*Dicentrarchus labrax*)
- alghe: e.g. ulvacee (*Ulva spp.*)
- organismi piscivori (uccelli): e.g. gabbiano (*Larus ridibundus*), cormorano (*Phalacrocorax carbo*).

#### 4.3.2.4 Probabilità di rischio

Lo Scenario Futuro 1 consiste nella soluzione del Progetto Iniziale che prevede l'asportazione mediante dragaggio del primo metro di sedimenti nell'area di intervento, la bonifica quelli che presentano valori di superiori ai limiti di intervento ICRAM (o al limite del D.lgs 152/06) e l'asportazione e bonifica dei rimanenti sedimenti, sottostanti il primo metro, che presentano valori superiori ai valori di intervento ICRAM.

In questo scenario sono stati individuati i rischi di contaminazione in fase di dragaggio.

E' quindi possibile ipotizzare quanto segue:

- Sorgenti: sedimento contaminato da 11 sostanze chimiche che presentano superamenti rispetto ai limiti come definiti nel capitolo 3.
- Ecotossicità: valori di  $QPt < 1$  rischio accettabile e di  $1 > QPs > 10$  rischio basso, confermati dai test ecotossicologici.





- Percorsi: dispersione dei contaminanti nell'intera colonna d'acqua, nello strato d'acqua marina in prossimità del fondo e nell'atmosfera.
- Rischio: medio-alto.

A valle della valutazione del rischio sopra discussa, si segnala che, qualora il dragaggio interessasse unicamente le porzioni di sedimento contaminato da idrocarburi con C>12 (corrispondenti alle aree 12, 17, 26 e 47 per un volume totale di 6.250 m<sup>3</sup>), i percorsi di migrazione, le vie di esposizione e i recettori sarebbero tuttavia gli stessi individuati per lo Scenario Futuro 1. Coerentemente alle argomentazioni sopra riportate, il rischio associato è da considerare medio-alto.

### 4.3.3 Modello concettuale dello Scenario Futuro 2

Nello **Scenario Futuro 2** si intende la soluzione del Progetto con cassa di colmata delimitata da palancole metalliche impermeabili.

#### 4.3.3.1 Sorgenti di contaminazione

In questo scenario sono analizzati due diversi momenti:

- l'infissione delle palancole metalliche e delle altre infrastrutture correlate per la realizzazione della cassa di colmata sul fondo marino; si assume che durante l'infissione i sedimenti superficiali possano andare in sospensione in prossimità del fondo e costituire quindi potenzialmente **la sorgente secondaria di contaminazione**.
- La cassa di colmata realizzata; si assume che il **sedimento contaminato e conterminato sia potenzialmente la sorgente secondaria di contaminazione**.

Riguardo l'infissione delle palancole e delle altre infrastrutture di costruzione, in 8 aree tra quelle che saranno impattate meccanicamente dalle infrastrutture della cassa di colmata, sono stati rilevati superamenti del Valore di Intervento ICRAM (o del valore limite da D.Lgs 152/2006). I contaminanti rilevati in suddette aree, che saranno quindi potenzialmente dispersi nello strato prossimo al fondo delle acque, sono i composti organo stannici (presenti in tutte le 8 aree) e in misura minore gli idrocarburi C>12 (presenti in 1 area).

Riguardo la fase della cassa di colmata realizzata, tutti i contaminanti rilevati nei primi 2 m di sedimenti con superamenti del valore di Intervento ICRAM (o del valore limite da D.Lgs 152/2006) sono stati considerati come potenziale sorgente di contaminazione secondaria: composti organostannici e TBT, metalli pesanti (mercurio, piombo, rame, zinco, cadmio), para-diclorodifeniltricloroetano (DDT), policlorobifenili (PCB), esaclorobenzene, Idrocarburi Policiclici Aromatici (IPA) e idrocarburi pesanti (C>12).

#### 4.3.3.2 Percorsi di migrazione e vie di esposizione

##### Costruzione della cassa di colmata

La realizzazione della struttura di contenimento con palancole avviene mediante l'infissione dei singoli profili mediante sistemi vibranti. Il singolo componente costruttivo (palanca) è dotato di incastri (gargami) maschio-femmina che connessi ("ingargamati") tra loro durante l'infissione nel terreno formano una parete continua (Figura 33). La successione di infissione dei singoli profili avviene infiggendo la palanca direttamente adiacente a quella già infissa con la garanzia della continuità attraverso l'"aggancio" del gargame.

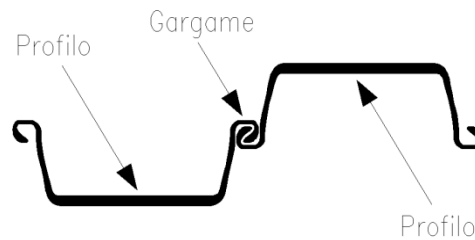


Figura 33: Esempio di provile delle palancole metalliche.

Il contatto meccanico tra il fondo marino e le palancole metalliche, i pali e le altre infrastrutture previste dal progetto della cassa di colmata, possono determinare una movimentazione dei sedimenti superficiali con conseguente sospensione dei sedimenti nello strato di acqua più prossimo al fondo. In questo caso è previsto tuttavia un limitato rilascio nelle acque marine grazie alla vicinanza al fondo dei sedimenti sospesi, che dovrebbe limitare i tempi di ricaduta e quindi la lisciviazione.

I possibili percorsi di migrazione potenzialmente attivi sono di seguito elencati per le sorgenti di contaminazione individuate:

- migrazione mediante adsorbimento alle particelle di sedimento;
- rilascio della frazione idrosolubile mediante lisciviazione con successiva migrazione e trasporto della contaminazione in soluzione nelle acque marine.

Le vie di esposizione sono state individuate in relazione ai diversi contaminanti considerati e identificati precedentemente e con riferimento ai percorsi di migrazione ritenuti attivi:

- ingestione di acqua contaminata;
- contatto cutaneo con acqua contaminata;
- esposizione mediante abitudini di dieta (meccanismi di bioaccumulo e biomagnificazione).

### Cassa di colmata realizzata

Le pareti del perimetro dell'opera di contenimento dei sedimenti saranno composte da palancole metalliche impermeabili di tipo Larssen (o equivalente) infisse per spessori di almeno 1 m nelle sottostanti argille grigio-azzurre e collegate in testa con una trave in c.a..

Le palancole metalliche formano una classe particolare di strutture di contenimento. Sono utilizzate sia come opere provvisorie sia come opere definitive; sono adoperate in funzione prettamente statica per il sostegno del terreno ed anche per risolvere problemi di natura idraulica, di continuità e impermeabilità, come nel caso in esame.

Per garantire la tenuta idraulica della barriera di palancole la sigillatura del gargame potrà avvenire mediante giunto idroespandente apposto in fabbrica, la cui prestazione idraulica è raggiunta una volta completato il rigonfiamento in acqua che solitamente avviene dopo qualche ora dall'infissione dei profili.

Al fine di garantire la durabilità delle strutture metalliche e la loro tenuta stagna in ambienti aggressivi potranno essere predisposte le seguenti protezioni:

- rivestimento esterno dei profili;
- sovradimensionamento degli spessori;
- impiego di leghe speciali;
- protezione catodica.

La permeabilità complessiva delle palancole calcolata dal costruttore per il sito in oggetto risulta essere inferiore a  $10^{-9}$  m/s, in grado quindi di garantire l'assenza di percorsi di migrazione dei contaminanti dai quattro lati della cassa di colmata.



La chiusura mediante palancole sui 4 lati della cassa di colmata garantisce l'impermeabilità della struttura lateralmente. La base risulta impermeabile grazie alla presenza dello strato di argille grigio-azzurre, mentre il *capping* costituito dagli strati di sedimenti non contaminati, per uno spessore variabile (da 5-6 m fino a 14 m nelle parti più lontane dall'attuale linea di costa), usati per il riempimento della cassa e i sovrastanti elementi costruttivi (tout venant, e pavimentazione del piazzale) dovrebbero impedire fenomeni di contaminazione nella parte superiore della cassa di colmata.

L'infiltrazione delle acque meteoriche all'interno della cassa di colmata potrebbe, in casi estremi, innescare problematiche e movimentazione dei sedimenti all'interno della cassa. Si esclude tuttavia che l'infiltrazione di acqua possa determinare la fuoriuscita dei contaminanti. In ogni caso al fine di evitare possibili problematiche dovute all'acqua piovana la copertura sarà dotata delle pendenze necessarie (> 1%) e delle canalizzazioni opportune per allontanare efficacemente l'acqua piovana.

Considerate le caratteristiche di impermeabilità sopra descritte degli strati protettivi della cassa di colmata si assume che in questo scenario non vi saranno percorsi di migrazione e vie di esposizione potenzialmente attive.

E' tuttavia opportuno evidenziare che esternamente alle palancole impermeabili il progetto prevede, in alcune sezioni perimetrali della larghezza massima di 12 m, il riempimento in materiale di cava selezionato. In corrispondenza di tali sezioni, esternamente al riempimento (lato mare), sarà posizionata una parete *cofferdam*. I sedimenti superficiali (0-50) di suddetta area perimetrale interessata da questo intervento sono quelli corrispondenti alle seguenti 12 maglie di 50x50 m: 33, 40, 46, 49, 50, 44, 45, 38, 39, 31, 32 e 21. Tali sedimenti non risultano contaminati ad eccezione dei sedimenti delle maglie 46, 38 e 31 che risultano caratterizzati dalla presenza di Composti organo stannici in concentrazione leggermente superiore ai limiti intervento ICRAM (73,7 µg/kg, 111,5 µg/kg e 92,2 µg/kg rispetto ad un limite di intervento pari a 70 µg/kg). Tale ristretta fascia perimetrale di sedimenti non risulterà contenuta all'interno delle palancole impermeabili, tuttavia essa sarà oggetto di un *capping* e di una perimetrazione (parete *cofferdam*). Considerata l'entità dei superamenti dei limiti dei Composti organo stannici, la ristrettezza di tale fascia perimetrale (12 m) e soprattutto la presenza di un *capping* e di una separazione dal lato mare, i possibili percorsi di migrazione che potrebbero originarsi a partire dalle tre maglie (46, 38 e 31) sono stati considerati non significativi ai fini dell'Analisi di Rischio Ecologico.

### 4.3.3.3 Recettori

I recettori potenziali sono gli stessi precedentemente descritti nel paragrafo 4.3.1.3.

### 4.3.3.4 Probabilità di rischio

Lo Scenario Futuro 2 consiste nel Progetto con la posa in opera di una cassa di colmata a copertura ed impermeabilizzazione dei sedimenti contaminati.

In questo scenario è stato individuato solo un limitato rischio di contaminazione in fase di costruzione, mentre, date le valutazioni di impermeabilità di cui al capitolo 4.3.3.2, si assume che, una volta completata l'opera, i percorsi di migrazione e le vie di esposizione saranno inattivate.

Durante la realizzazione dell'opera è quindi possibile ipotizzare quanto segue:

- Sorgenti: sedimento contaminato da 2 sostanze chimiche che presentano superamenti rispetto ai limiti come definiti nel capitolo 3.
- Ecotossicità: valori di QPt <1 rischio accettabile e di 1>QPs>10 rischio basso, confermati dai test ecotossicologici.
- Percorsi: concentrati nel primo strato di acqua più prossimo al fondo (non interessano l'intera colonna d'acqua).
- Rischio: medio

A opera completata la situazione sarà la seguente:



- Sorgenti: Sedimenti contaminati da 11 sostanze chimiche
- Ecotossicità: valori di QPt <1 rischio accettabile e di 1>QPs>10 rischio basso, confermati dai test ecotossicologici.
- Percorsi: assenti o comunque non significativi
- Rischio: improbabile

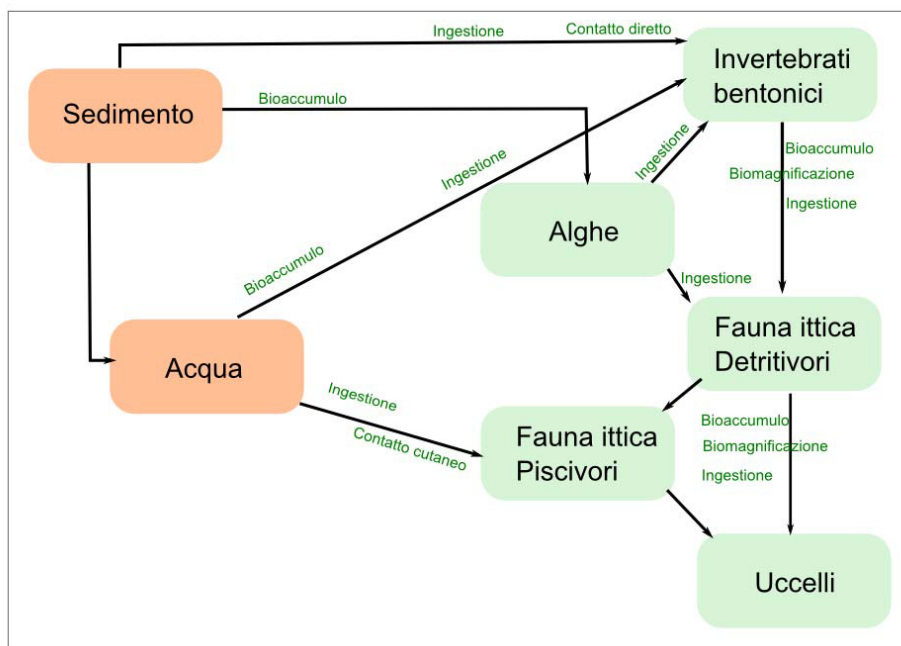


Figura 34: Modello concettuale dello scenario 2 – soluzione progettuale con cassa di colmata





## **5.0 CONCLUSIONI E RACCOMANDAZIONI**

Di seguito vengono sinteticamente indicati e commentati i principali risultati dell'analisi dei dati di caratterizzazione dei sedimenti, della classificazione dei sedimenti ai sensi della metodica ICRAM-APAT (2007) e dell'analisi di rischio ecologico.

Dal punto di vista granulometrico i sedimenti dell'area di studio sono prevalentemente limoso-sabbiosi. I contaminanti rilevati sono i seguenti: policlorobifenili (PCB); Idrocarburi Policiclici Aromatici (IPA); idrocarburi pesanti con C>12; para-diclorodifeniltricloroetano (DDT); esaclorobenzene (C<sub>6</sub>Cl<sub>6</sub>); composti organostannici (Sn organico totale); metalli (Cd, Hg, Cu, Zn, Pb).

Sul totale delle 50 aree indagate, valori superiori dei parametri chimici superiori alla soglia di intervento ICRAM, ma inferiori ai limiti del indicati nella col. B tab. 1 del D.Lgs. 152/06, sono stati rilevati in 21 aree nei sedimenti superficiali (0-50 cm), in 1 area, nello strato di sedimenti compreso tra 50 e 100 cm, in 4 aree nello strato 100-150 cm, in 1 area nello strato 250-300 cm e in 1 area nello strato 700-750 cm. Valori oltre i limiti indicati nella col. B tab. 1 del D.Lgs. 152/06 sono stati rilevati per i soli idrocarburi C>12, complessivamente in 4 aree superficiali (0-50 cm) e in 1 area nello strato di sedimenti compreso tra 50 e 100 cm.

La valutazione preliminare dei rischi basata sul confronto tra i valori misurati e i valori limiti per l'ecotossicità ha evidenziato una probabilità di rischio bassa.

A valle dell'analisi dei dati i sedimenti sono stati classificati secondo la metodica ICRAM-APAT (2007). Tale classificazione è basata su un approccio integrato che considera gli aspetti chimici, quelli ecotossicologici e la granulometria. In base alla classificazione, gli strati più contaminati dell'area di studio sono rientrati in classe B2, mentre quelli con minore contaminazione sono stati classificati nella classe A2. Le opzioni di gestione indicate per i sedimenti delle classe B2 sono nell'ordine:

- 1) Riutilizzi a terra (secondo la normativa vigente);
- 2) Deposizione all'interno di bacini di contenimento con impermeabilizzazione laterale e del fondo;
- 3) Smaltimento presso discarica a terra.

Riguardo invece i sedimenti meno contaminati (classe A2) le opzioni di gestione sono ovviamente più ampie e, oltre ad indicare l'opzione dei bacini a terra e terrapieni, riportano anche il ripascimento di arenili, utilizzi a terra e immersione in mare.

**Nessuno dei sedimenti dell'area di studio rientra nelle classi C1 e C2, che indicano materiale da sottoporre a procedure di particolare cautela ambientale, in genere da gestire mediante rimozione in sicurezza e trattamento.**

Tale classificazione, già applicata nell'ambito del DGR n. 255/09, è generalmente impiegata per la gestione dei sedimenti contaminati a livello nazionale.

Sulla base dei dati di caratterizzazione l'ipotesi progettuale di realizzazione della cassa di colmata risulta quindi compatibile con le caratteristiche e la classificazione dei sedimenti ai sensi della metodica ICRAM-APAT (2007).

A prescindere dalla compatibilità dei sedimenti con il progetto di realizzazione della cassa di colmata, quale ulteriore verifica è stata realizzata una analisi di rischio ecologico (ARE) dei sedimenti dell'area di studio e attraverso questa la comparazione delle due soluzioni progettuali: il progetto iniziale e il progetto con cassa di colmata.

Le fasi dell'ARE sono esposte nei capitoli 3 e 4. Seppur con lievi differenze, è stata rilevata una certa uniformità in merito ai risultati ecotossicologici e ai recettori tra lo stato attuale e le due soluzioni progettuali comparate (Progetto iniziale, Progetto con cassa di colmata). Alcune differenze sono evidenti in merito alle sorgenti di contaminazione, che nel Progetto con cassa di colmata risultano costituite da un numero minore di contaminanti: 2 contaminanti contro 10 contaminanti allo stato attuale e 11 contaminanti nel Progetto iniziale. Tuttavia, ciò che costituisce le maggiori differenze tra le tre situazioni messe a confronto sono soprattutto i percorsi di migrazione e le vie di esposizione. Tali percorsi presenti nello stato attuale, ma limitati ai sedimenti e alle acque immediatamente a questi sovrastanti, diventano più importanti nel progetto



iniziale, dove **la movimentazione dei sedimenti e la loro asportazione e trasporto può innescare processi di migrazione/esposizione in tutta la colonna d'acqua e successivamente in atmosfera.** I fenomeni di movimentazione sono di diversa importanza se presenti nel solo strato prossimo al sedimento o nell'intera colonna d'acqua: infatti variano i tempi di ricaduta dei sedimenti e la loro densità in acqua, e di conseguenza sono diversi i livelli di lisciviazione e rilascio dei contaminanti. Nel caso di realizzazione della cassa di colmata, i soli rischi sono associati alla fase di costruzione e sono limitati allo strato inferiore delle acque, prossimo al fondo. Una volta realizzata la cassa di colmata i percorsi di contaminazione sono considerati interrotti.

I risultati dell'analisi di rischio ecologico indicano quindi un rischio medio per l'attuale situazione in assenza di interventi; un rischio medio-alto durante le attività di dragaggio previste nell'ambito del Progetto iniziale o nel caso di un dragaggio parziale dei soli sedimenti contaminati da idrocarburi con C>12 nella fase di realizzazione della cassa di colmata; un rischio medio nella fase di realizzazione della cassa di colmata ed un rischio improbabile ad opera realizzata.

Il Progetto di realizzazione della cassa di colmata non solo risulta un'opzione compatibile ed indicata secondo la classificazione dei sedimenti ai sensi della metodica ICRAM-APAT, ma risulta anche l'opzione di gestione più compatibile dal punto di vista ambientale.



## **6.0 RIFERIMENTI BIBLIOGRAFICI**

Baker, J.E., S.J. Eisenreich, T.C. Johnson, and B.M. Halfman. 1985. Chlorinated hydrocarbon cycling in the benthic nepheloid layer of Lake Superior. *Environ. Sci. Technol.* 19:854–861.

Battelle. 2007. Sediment Toxicity of Petroleum Hydrocarbon Fractions - Prepared for Massachusetts Department of Environmental Protection Office of Research and Standards 1 Winter Street 8th Floor Boston, MA 02108 – available at <http://www.mass.gov/eea/docs/dep/cleanup/laws/tphbat.pdf>

Campbell, P.G.C., and A. Tessier. 1996. Ecotoxicology of metals in aquatic environments: Geochemical aspects. In: *Ecotoxicology: A hierarchical treatment*, M.C. Newman and C.H. Jagoe, eds. Lewis Publishers, Boca Raton. FL.

Coulston, F., and A.C. Kolbye, Jr. (eds.). 1994. Interpretive review of the potential adverse effects of chlorinated organic chemicals on human health and the environment: Report of an expert panel. Chapt

Eisler, R. 1986. Polychlorinated biphenyl hazards to fish, wildlife, and invertebrates: A synoptic review. U.S. Department of the Interior, U.S. Fish and Wildlife Service, Patuxent Wildlife Research Center, Laurel, MD.

Environment Canada. 1998. Canadian sediment quality guidelines for polychlorinated biphenyls (PCBs): Supporting document. Environmental Conservation Service, Ecosystem Science Directorate, Science Policy and Environmental Quality Branch, Guidelines and Standards Division, Ottawa. Draft.

Environment Canada. 1998. Canadian sediment quality guidelines for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs): Supporting document. Environmental Conservation Service, Ecosystem Science Directorate, Science Policy and Environmental Quality Branch, Guidelines and Standards Division, Ottawa. Draft.

Environment Canada. 1998. Canadian sediment quality guidelines for DDTs: Supporting document. Environmental Conservation Service, Ecosystem Science Directorate, Science Policy and Environmental Quality Branch, Guidelines and Standards Division, Ottawa. Draft.

EPA (Environmental Protection Agency). 2007. Framework for Metals Risk Assessment. EPA 120/R-07/001 | [www.epa.gov/osa](http://www.epa.gov/osa)

IARC. International Agency for Research on Cancer. 1984. IARC Monographs on the Evaluation of the Carcinogenic Risk of Chemicals to Humans. Polynuclear Aromatic Compounds, part 2. Carbon Blocks, Mineral Oils and Some Nitroarenes. Vol. 33 245 pp, Lyon, France.

ICRAM Istituto Centrale Per La Ricerca Scientifica E Tecnologica Applicata Al Mare. 2007. Manuale per la movimentazione dei sedimenti marini. ICRAM/APAT

ICRAM Istituto Centrale Per La Ricerca Scientifica E Tecnologica Applicata Al Mare. 2008. Progetto Preliminare Di Bonifica Della Rada Di Augusta Inclusa Nel Sito Di Bonifica Di Interesse Nazionale Di Priolo Fase I E II Elaborazione Definitiva. Bol-Pr-SI-PR-Rada di Augusta-03.22.

ISPRA. 2009. Manuali e Linee Guida. L'analisi di conformità con i valori di legge: il ruolo dell'incertezza associata a risultati di misura. ISPRA, MLG 52/2009. ISBN 978-88-448-0414-5.

Mackay, D., Shiu, W.Y. and Ma, K.C. 1992. Illustrated handbook of physical-chemical properties and environmental fate for organic chemicals. Volume IV: oxygen, nitrogen and sulfur containing compounds. Lewis Publishers, Chelsea, Michigan, USA.

Stordal, M.C., G.A. Gill, L.-S. Wen, and P.H. Santschi. 1996. Mercury phase speciation in the surface waters of three Texas estuaries: Importance of colloidal forms. *Limnol. Oceanogr.* 41(1):52–61.

Strachan, W.M.J. 1988. Polychlorinated biphenyls (PCBs): Fate and effects in the Canadian environment. EPS 4/HA/2. Prepared for the Toxics Steering Committee, Canadian Council of the Resource and Environment Ministers. Environment Canada, Ottawa.



U.S. EPA. 1996. Recommendations for Screening Values for Tributyltin in sediments at superfund sites in Puget Sound, Washington. Prepared by Roy F. Weston, Inc. 700 Fifth Avenue Suite 5700 Seattle, Washington 98104

U.S. EPA. Guidelines for Ecological Risk Assessment. 1998. U.S. Environmental Protection Agency, Risk Assessment Forum, Washington, DC, EPA/630/R095/002F.

WHO (World Health Organization). 1992. Polychlorinated biphenyls and terphenyls. Environmental Health Criteria 140. 2d ed. World Health Organization, Geneva.

WHO IPCS 1997. Environmental Health Criteria 195 – Hexachlorobenzene; ISBN 92 4 157195. ISSN 0250-863X





## **Firme della Relazione**

**GOLDER ASSOCIATES S.R.L.**

Dott. Giovanni Torchia  
Project Director

Ing. Angela Giudice  
Project Manager

C.F. e P.IVA 03674811009  
Registro Imprese Torino  
società soggetta a direzione e coordinamento di Enterra Holding Ltd. Ex art. 2497 c.c.



# **APPENDICE A**

## **Risultati della caratterizzazione**



## PORTO COMMERCIALE DI AUGUSTA - REALIZZAZIONE BANCHINA CONTAINERS

### Concentrazione del Tributilstagno nei sedimenti

Carota	C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7	C8	C9	C10	C11	C12	C13	
<b>Profondità LR (µg/kg s.s.)</b>	µg/kg s.s.	µg/kg s.s.	µg/kg s.s.	µg/kg s.s.	µg/kg s.s.	µg/kg s.s.	µg/kg s.s.	µg/kg s.s.	µg/kg s.s.	µg/kg s.s.	µg/kg s.s.	µg/kg s.s.	µg/kg s.s.	
0-50	2	<2	<2	9,1	13,9	9,7	<2	5,1	17,7	11	19,2	24,8	17,2	14,6
50-100	2	n.d.	<2	n.d.	n.d.	<2	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
100-150	2	<2	n.d.	n.d.	<2	n.d.	n.d.	10,2	n.d.	n.d.	<2	n.d.	n.d.	5,7
150-200	2	n.d.	n.d.	<2	n.d.	n.d.	<2	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
400-600	2	n.d.	n.d.	<2	n.d.	n.d.	<2	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
800-1000	2	n.d.	n.d.	<2	n.d.	n.d.	<2	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.

Carota	C14	C15	C16	C17	C18	C19	C20	C21	C22	C23	C24	C25	C26	
<b>Profondità LR (µg/kg s.s.)</b>	µg/kg s.s.	µg/kg s.s.	µg/kg s.s.	µg/kg s.s.	µg/kg s.s.	µg/kg s.s.	µg/kg s.s.	µg/kg s.s.	µg/kg s.s.	µg/kg s.s.	µg/kg s.s.	µg/kg s.s.	µg/kg s.s.	
0-50	2	15,5	11,3	21,9	21,5	6,5	21,4	2,1	n.d.	2,3	n.d.	2,3	19,9	71,3
50-100	2	n.d.	n.d.	n.d.	ILR	n.d.	n.d.	<2	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	<2
100-150	2	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	<2	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	3	n.d.
150-200	2	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	<2	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
400-600	2	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	<2	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
800-1000	2	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	<2	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.

Carota	C27	C28	C29	C30	C31	C32	C33	C34	C35	C36	C37	C38	C39
<b>Profondità LR (µg/kg s.s.)</b>	µg/kg s.s.	µg/kg s.s.	µg/kg s.s.	µg/kg s.s.	µg/kg s.s.	µg/kg s.s.	µg/kg s.s.	µg/kg s.s.	µg/kg s.s.	µg/kg s.s.	µg/kg s.s.	µg/kg s.s.	µg/kg s.s.
0-50	2	32,1	6,4	4,4	5,9	15,7	<2	<2	31,4	5,2	22,9	11,9	31,2
50-100	2	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	10,2	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
100-150	2	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
150-200	2	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
400-600	2	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
800-1000	2	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	<2

Carota	C40	C41	C42	C43	C44	C45	C46	C47	C48	C49	C50	
<b>Profondità LR (µg/kg s.s.)</b>	µg/kg s.s.	µg/kg s.s.	µg/kg s.s.	µg/kg s.s.	µg/kg s.s.	µg/kg s.s.	µg/kg s.s.	µg/kg s.s.	µg/kg s.s.	µg/kg s.s.	µg/kg s.s.	
0-50	2	<2	4	5,2	2,5	7,8	11,8	6,5	<2	n.d.	7,3	6,9
50-100	2	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
100-150	2	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
150-200	2	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	<2	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
400-600	2	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	<2	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
800-1000	2	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.

Nota: in rosso sono evidenziati i valori superiori al valore di intervento ICRAM (70 µg/kg)

n.d.: valore non determinato



## PORTO COMMERCIALE DI AUGUSTA - REALIZZAZIONE BANCHINA CONTAINERS

### Concentrazione delle frazioni degli idrocarburi con C>12 nei sedimenti

Carota			C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7	C8	C9	C10	C11	C12	C13
Profondità	Parametro	LR (mg/kg s.s.)	mg/kg s.s.	mg/kg s.s.	mg/kg s.s.	mg/kg s.s.	mg/kg s.s.	mg/kg s.s.	mg/kg s.s.	mg/kg s.s.	mg/kg s.s.	mg/kg s.s.	mg/kg s.s.	mg/kg s.s.	mg/kg s.s.
0-50	C13-C16	1	<1	<1	12	39	11	11	<1	33	35	86	48	345	59
	C16-C24	1	17	<1	40	81	55	29	37	451	169	345	294	1550	220
	C24-C35	1	42	<1	43	45	56	35	56	206	54	97	257	1245	166
50-100	C13-C16	1	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	606	<1
	C16-C24	1	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	2992	<1
	C24-C35	1	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	979	49
100-150	C13-C16	1	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	78	<1
	C16-C24	1	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	278	<1
	C24-C35	1	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	232	57
150-200	C13-C16	1	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	<1	n.d.
	C16-C24	1	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	<1	n.d.
	C24-C35	1	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	47	n.d.
Carota			C14	C15	C16	C17	C18	C19	C20	C21	C22	C23	C24	C25	C26
Profondità	Parametro	LR (mg/kg s.s.)	mg/kg s.s.	mg/kg s.s.	mg/kg s.s.	mg/kg s.s.	mg/kg s.s.	mg/kg s.s.	mg/kg s.s.	mg/kg s.s.	mg/kg s.s.	mg/kg s.s.	mg/kg s.s.	mg/kg s.s.	mg/kg s.s.
0-50	C13-C16	1	n.d.	62	16	197	11	22	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	16	124
	C16-C24	1	n.d.	265	119	1119	22	128	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	97	612
	C24-C35	1	n.d.	244	140	1067	84	46	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	70	200
50-100	C13-C16	1	n.d.	13	n.d.	80	n.d.	<1	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	<1	<1
	C16-C24	1	n.d.	80	n.d.	390	n.d.	8	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	<1	18
	C24-C35	1	n.d.	93	n.d.	262	n.d.	170	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	48	76
100-150	C13-C16	1	n.d.	<1	n.d.	n.d.	n.d.	<1	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
	C16-C24	1	n.d.	15	n.d.	n.d.	n.d.	13	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
	C24-C35	1	n.d.	42	n.d.	n.d.	n.d.	17	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
150-200	C13-C16	1	n.d.	<1	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	<1	n.d.
	C16-C24	1	n.d.	<1	17,1	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	<1	n.d.
	C24-C35	1	n.d.	41	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	43	n.d.





## PORTO COMMERCIALE DI AUGUSTA - REALIZZAZIONE BANCHINA CONTAINERS

Carota			C27	C28	C29	C30	C31	C32	C33	C34	C35	C36	C37	C38	C39
Profondità	Parametro	LR (mg/kg s.s.)	mg/kg s.s.	mg/kg s.s.	mg/kg s.s.	mg/kg s.s.	mg/kg s.s.	mg/kg s.s.	mg/kg s.s.	mg/kg s.s.	mg/kg s.s.	mg/kg s.s.	mg/kg s.s.	mg/kg s.s.	mg/kg s.s.
0-50	C13-C16	1	63	<1	47	<1	24	n.d.	n.d.	36	11	8	<1	13	n.d.
	C16-C24	1	190	<1	269	58	97	n.d.	n.d.	334	19	30	<1	120	n.d.
	C24-C35	1	132	63	96	50	75	n.d.	n.d.	366	22	30	50	88	n.d.
50-100	C13-C16	1	n.d.	<1	<1	n.d.	<1	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
	C16-C24	1	n.d.	<1	<1	n.d.	22	n.d.	n.d.	168	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
	C24-C35	1	n.d.	46	104	n.d.	59	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
100-150	C13-C16	1	n.d.	<1	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	<1	n.d.	n.d.	n.d.
	C16-C24	1	n.d.	<1	n.d.	n.d.	n.d.	62	n.d.	29,1	n.d.	<1	n.d.	51	n.d.
	C24-C35	1	n.d.	51	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	52	n.d.	n.d.	n.d.
150-200	C13-C16	1	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
	C16-C24	1	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
	C24-C35	1	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Carota			C40	C41	C42	C43	C44	C45	C46	C47	C48	C49	C50		
Profondità	Parametro	LR (mg/kg s.s.)	mg/kg s.s.	mg/kg s.s.	mg/kg s.s.	mg/kg s.s.	mg/kg s.s.	mg/kg s.s.	mg/kg s.s.	mg/kg s.s.	mg/kg s.s.	mg/kg s.s.	mg/kg s.s.		
0-50	C13-C16	1	<1	25	5	<1	<1	7	37	94	n.d.	11	27		
	C16-C24	1	113	209	16	<1	78	45	182	543	n.d.	323	100		
	C24-C35	1	78	158	38	39	90	12	60	147	n.d.	96	27		
50-100	C13-C16	1	n.d.	n.d.	<1	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	32		
	C16-C24	1	n.d.	n.d.	<1	2	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	86		
	C24-C35	1	n.d.	n.d.	46	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	14		
100-150	C13-C16	1	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.		
	C16-C24	1	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	75	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.		
	C24-C35	1	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.		
150-200	C13-C16	1	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	5	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.		
	C16-C24	1	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	30	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.		
	C24-C35	1	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	7	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.		

Nota: in rosso sono evidenziati i valori superiori ai rispettivi valori di riferimento per la tossicità per gli idrocarburi C13-C16 (125 mg/kg) e C16-C24 (40 mg/kg).

n.d.: valore non determinato

Golder Associates è una società internazionale che offre, da oltre 50 anni, servizi di consulenza, progettazione e realizzazione nel campo delle scienze ambientali, dell'ingegneria geotecnica e dell'energia. La nostra mission "Engineering Earth's Development, Preserving Earth's Integrity" sottolinea il nostro costante impegno verso l'eccellenza - sia in campo tecnico, sia nella cura del servizio al cliente - e verso la sostenibilità.

Per maggiori informazioni visitate il sito [www.golder.com](http://www.golder.com)

Africa	+ 27 11 254 4800
Asia	+ 86 21 6258 5522
Oceania	+ 61 3 8862 3500
Europa	+ 44 1628 851851
America del Nord	+ 1 800 275 3281
America del Sud	+ 56 2 2616 2000

[solutions@golder.com](mailto:solutions@golder.com)  
[www.golder.com](http://www.golder.com)

**Golder Associates S.r.l.**  
**Banfo43 Centre**  
**Via Antonio Banfo 43**  
**10155 Torino**  
**Italia**  
**T: +39 011 23 44 211**

